



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

André Castellani Lopes

Contribuição financeira por usuários de recursos hídricos beneficiados por unidades de conservação: estudo de caso na bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço, em Santo Amaro da Imperatriz, Santa Catarina

Florianópolis
2020

André Castellani Lopes

Contribuição financeira por usuários de recursos hídricos beneficiados por unidades de conservação: estudo de caso na bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço, em Santo Amaro da Imperatriz, Santa Catarina

Dissertação submetida ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental.
Orientador: Prof^a Dra. Cátia R. Silva de Carvalho Pinto.
Coorientador: M.Sc., Kleber Isaac Silva de Souza.

Florianópolis

2020

Ficha de identificação da obra

Lopes, André Castellani

Contribuição financeira por usuários de recursos hídricos beneficiados por unidades de conservação : estudo de caso na bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço, em Santo Amaro da Imperatriz, Santa Catarina / André Castellani Lopes ; orientadora, Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, coorientador, Kleber Isaac Silva de Souza, 2020.

194 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2020.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Abastecimento de água. 3. MIKE SHE. 4. Pagamento por serviços ambientais. 5. Unidade de conservação. I. Pinto, Cátia Regina Silva de Carvalho. II. Souza, Kleber Isaac Silva de. III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

André Castellani Lopes

Contribuição financeira por usuários de recursos hídricos beneficiados por unidades de conservação: estudo de caso na bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço, em Santo Amaro da Imperatriz, Santa Catarina

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Rodrigo de Almeida Mohedano, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Gisele Garcia Alarcon, Dra.
Universidade Federal de Santa Catarina

Nilson Guiguer Junior, Dr.
Water Services & Technologies

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental.

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof. Cátia Regina Silva de Carvalho Pinto, Dra.
Orientadora

Florianópolis, 2020.

Este trabalho é dedicado à valorização da natureza que ainda nos circunda.

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, por sempre terem ressaltado a importância e o valor da educação. Sem uma criação envolta em tanto apoio, a caminhada até o mestrado teria se tornado mais difícil. Pelos valores e pelo carinho, são o meu maior orgulho e o meu principal espelho na vida.

Aos meus familiares, que, mesmo longe, foram parte importante dessa jornada.

Aos meus amigos, um dos alicerces dessa conquista. Estão sempre lá quando preciso.

Ao Felipe, ao Jhonata e à equipe da Water Services and Technologies e da Hydroinfo, pelo auxílio técnico vital para o desenvolvimento da pesquisa.

À DHI, pelo fornecimento da licença estudantil do MIKE SHE e do MIKE 11.

À CASAN e à EPAGRI, pela disponibilização de dados fundamentais para o trabalho.

Aos funcionários e aos professores do Departamento de Engenharia Ambiental, pelo trabalho exemplar prestado diariamente na universidade.

Aos meus orientadores, Cátia e Kleber, pelo apoio, orientação e solicitude durante os dois anos de trabalho.

Como vamos dar conta do trabalho, Chinaski?
(BUKOWSKI, Factótum, p. 38, 1975)

RESUMO

As unidades de conservação brasileiras, mesmo que responsáveis por uma série de benefícios socioeconômicos e ambientais, sofrem com o baixo financiamento do orçamento público. Uma possível resposta para o déficit financeiro reside na instituição de sistemas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). O artigo 47 da Lei nº 9.985/2000 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação - SNUC) expressa a ideia de um sistema de PSA, ao estabelecer que órgãos e empresas, públicos ou privados, responsáveis pelo abastecimento de água ou que utilizem recursos hídricos beneficiários da proteção proporcionada por uma unidade de conservação, devam contribuir financeiramente para a sua proteção e implementação. Apesar dos mais de 20 anos decorridos da publicação da lei, o instrumento ainda não foi regulamentado e a respectiva contribuição financeira não vem sendo implementada no país. O presente estudo visou fornecer subsídios para regulamentação do artigo 47 do SNUC mediante a concepção de um exemplo hipotético de funcionamento do instrumento na bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço, no Município de Santo Amaro da Imperatriz, em Santa Catarina, onde a concessionária local capta água para o abastecimento de uma parte da região metropolitana da Grande Florianópolis, sob influência de duas unidades de conservação: a Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço e o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. Para fornecimento dos subsídios, o estudo se dividiu nas seguintes etapas: inicialmente, foi realizada a modelagem hidrológica funcional da bacia utilizando o modelo hidrológico MIKE SHE e o modelo hidrodinâmico MIKE 11 de maneira acoplada; em seguida, através da elaboração de cenários mais antropizados de uso e ocupação do solo, avaliou-se a influência das unidades de conservação na curva de permanência do ponto de captação de água em questão. Os resultados apontaram que a vegetação protegida pelas duas unidades de conservação aumenta a probabilidade da ocorrência de uma vazão igual ou maior à necessária para o abastecimento local em relação aos cenários antropizados; e, supondo a eventual regulamentação do instrumento, foi estimada a contribuição financeira a ser paga pela concessionária ao órgão gestor do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro devido aos benefícios proporcionados por essa área à disponibilidade hídrica para fins de abastecimento público: R\$ 0,00675/m³. De maneira paralela, foram discutidas possibilidades de aplicação dos recursos financeiros oriundos do instrumento em unidades de conservação, usando o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro como um estudo de caso. Os métodos utilizados, os resultados obtidos e as discussões do presente estudo fornecem subsídios para regulamentar a contribuição financeira por usuários de recursos hídricos beneficiados por unidades de conservação, prevista no artigo 47 do SNUC.

Palavras-chave: Abastecimento de água. MIKE SHE. Pagamento por serviços ambientais. Unidade de conservação.

ABSTRACT

Brazilian protected areas, even though responsible for many socioeconomic and environmental benefits, suffer from the low funding from the public budget. A possible answer to this deficit lies in the establishment of Payment for Environmental Services (PES) systems. Article 47 of Law 9.985/2000 (National System of Protected Areas) express the idea of a PES system, as establishes that public or private bodies and companies responsible for water supply or that use water benefited by the protection provided by a protected area must contribute financially to its protection and implementation. Despite more than twenty years after the publication of the law, the instrument has not yet been regulated and its financial contribution has not been applied in Brazil. The present study aimed to provide subsidies for the regulation of article 47 of the Law 9.985/2000 through the development of a hypothetical example of how this instrument could work in the Vargem do Braço river basin, in the city of Santo Amaro da Imperatriz, Santa Catarina, where a local company collects water to supply part of the Florianópolis region under the influence of two protected areas: the Vargem do Braço Environmental Protection Area and the Serra do Tabuleiro State Park. To provide subsidies, the study is divided into the following steps: first, a functional hydrological model of the basin was performed using together MIKE SHE, a hydrological model, and MIKE 11, a hydrodynamic model; then, through the conception of more anthropized scenarios of land use and occupation, the influence of both protected areas on the permanence curve of the water catchment point in question was evaluated. Results shows that the vegetation preserved by those protected areas increased the probability that the flow is equal or greater than that required for local supply in relation to the anthropized scenarios; and lastly, assuming the regulation of the instrument, the financial contribution to be paid by the water company to the Serra do Tabuleiro State Park managing body due to the benefits provided by this area to the water availability for supply purposes was calculated: R\$ 0,00675/m³. In parallel, possibilities for the application of financial resources from this instrument in protected areas were discussed using Serra do Tabuleiro State Park as a case study. The methods, the results and the discussions of this study are subsidies for the regulation of financial contribution by users of water resources benefited by protected areas, as described in article 47 of the Law 9.985/2000.

Keywords: MIKE SHE. Payment for environmental services. Protected areas. Water supply.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Parque Nacional de Itatiaia, no Município de Itatiaia, Rio de Janeiro.	29
Figura 2 - Ponto de captação de água da CASAN na Represa de Pilões, no rio Vargem do Braço, no Município de Santo Amaro da Imperatriz, Santa Catarina.	44
Figura 3 - Esquema de captação e adução de água bruta dos rios Vargem do Braço e Cubatão do Sul.	44
Figura 4 - Disposição geográfica do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro.	48
Figura 5 - Disposição geográfica da Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço.	52
Figura 6 - Esquema vertical da zona insaturada e da zona saturada.	56
Figura 7 - Esquema representativo do ciclo hidrológico.	58
Figura 8 - Relação esquemática entre fluviograma e curva de permanência.	60
Figura 9 - Processos hidrológicos do módulo de movimento de água do MIKE SHE.	66
Figura 10 - Esquema de acoplamento entre MIKE SHE e MIKE 11.	69
Figura 11 - Disposição geográfica da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço, da captação de água da CASAN e das unidades de conservação da região.	74
Figura 12 - Diálogos do MIKE SHE selecionados para a modelagem do C0 (cenário com as unidades de conservação).	76
Figura 13 - Domínio do modelo: a bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.	79
Figura 14 - Topografia da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.	81
Figura 15 - Área de influência das estações pluviométricas da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.	83
Figura 16 - Série de precipitação diária da estação pluviométrica ETA CASAN Montante entre 2012 e 2018.	84
Figura 17 - Localização da estação meteorológica Santo Amaro da Imperatriz – MDA.	85
Figura 18 - Valores diários de evapotranspiração de referência no C0 (cenário com as unidades de conservação).	87
Figura 19 - Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.	88
Figura 20 - Arquivos de entrada inseridos no arquivo de edição de simulação (<i>simulation editor</i>) (.sim11).	91
Figura 21 - Traçado do rio Vargem do Braço no MIKE 11.	92
Figura 22 - Perfil topobatimétrico da estação fluviométrica 84207000 no dia 31/10/2017.	94
Figura 23 - Seção transversal da cadeia 19920 m do rio Vargem do Braço no MIKE 11.	94
Figura 24 - Seção transversal da cadeia 0 m do rio Vargem do Braço no MIKE 11.	95

Figura 25 - Seção transversal da cadeia 33622 m do rio Vargem do Braço no MIKE 11.	95
Figura 26 - Marcadores 1, 2 e 3 de uma seção transversal do MIKE 11.....	96
Figura 27 - Classes do solo do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.....	100
Figura 28 - Unidades geológicas da primeira camada geológica da zona saturada da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.....	107
Figura 29 - Unidades geológicas da segunda camada geológica da zona saturada da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.....	108
Figura 30 - Unidades geológicas da terceira camada geológica da zona saturada da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.....	109
Figura 31 - Corte longitudinal da zona saturada do modelo.....	110
Figura 32 - Disposição geográfica da estação fluviométrica 84207000.....	113
Figura 33 - Fluviograma de dados simulados no C0 (cenário com as unidades de conservação) e de dados observados na estação fluviométrica 84207000 durante o período de calibração (2013 a 2015).....	127
Figura 34 - Fluviograma de dados simulados no C0 (cenário com as unidades de conservação) e de dados observados na estação fluviométrica 84207000 durante o período de validação (2016 a 2018).....	131
Figura 35 - Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço no C0 (cenário com as unidades de conservação), no C1 (cenário de substituição das unidades de conservação por agricultura) e no C2 (cenário de substituição das unidades de conservação por áreas urbanas).	134
Figura 36 - Curva de permanência para os dados de vazão diária simulados na seção da captação de água da CASAN no C0 (cenário com as unidades de conservação), no C1 (cenário de substituição das unidades de conservação por agricultura) e no C2 (cenário de substituição das unidades de conservação por áreas urbanas) entre 2013 e 2018.	136
Figura 37 - Curva de permanência (90% a 100%) para os dados de vazão diária simulados na seção da captação de água da CASAN no C0 (cenário com as unidades de conservação), no C1 (cenário de substituição das unidades de conservação por agricultura) e no C2 (cenário de substituição das unidades de conservação por áreas urbanas) entre 2013 e 2018.....	137
Figura 38 - Profundidade da água na superfície do modelo do C0 (cenário com as unidades de conservação) no dia 01/01/2015	138
Figura 39 - Justificativa e importância da contribuição financeira do artigo 47 do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) no âmbito do abastecimento de água.....	149

Figura 40 - Sistema de gradeamento quadrado em uma pequena região do MIKE SHE.....	187
Figura 41 - Fluxo através de uma fronteira do gradeamento do MIKE SHE.....	188

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Categorias de unidades de conservação de proteção integral estabelecidas no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC).	31
Quadro 2 - Categorias de unidades de conservação de uso sustentável estabelecidas no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC).	32
Quadro 3 - Principais tipos de usos permitidos nas unidades de conservação por categoria de manejo.	32
Quadro 4 - Modelos hidrológicos (<i>softwares</i>) mais populares no mundo.....	63
Quadro 5 - Processos hidrológicos centrais do MIKE SHE e suas soluções numéricas.	67
Quadro 6 - Pontos positivos do MIKE SHE.....	71
Quadro 7 - Pontos negativos do MIKE SHE.....	72

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Informações das estações pluviométricas da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.....	84
Tabela 2 - Valores mensais da evapotranspiração de referência da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.....	86
Tabela 3 - Distribuição granulométrica das classes do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.	100
Tabela 4 - Categorização das classes do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço segundo as classes do <i>U.S. Department of Agriculture (USDA)</i>	101
Tabela 5 - Parâmetros hidráulicos calculados com o modelo Rosetta.	102
Tabela 6 - Parâmetros hidráulicos calculados com a calculadora de curva de retenção.	103
Tabela 7 - Valores de armazenamento específico das unidades geológicas da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.	106
Tabela 8 - Indicadores de performance de Nash-Sutcliffe (NS) e coeficiente de correlação de Pearson (r).	120
Tabela 9 - Componentes de GT_{PEST} (Gasto Total de proteção do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro) para o ano-base de 2019.	125
Tabela 10 - Valores dos coeficientes estatísticos obtidos no período de calibração do C0 (cenário com as unidades de conservação).....	126
Tabela 11 - Médias de vazão diária de dados simulados no C0 (cenário com as unidades de conservação) e de dados observados na estação fluviométrica 84207000 para cada mês do período de calibração (2013 a 2015).	128
Tabela 12 - As dez maiores vazões diárias dos dados observados na estação fluviométrica 84207000 no período de calibração (2013 a 2015) e as vazões diárias simuladas no C0 (cenário com as unidades de conservação) nos mesmos dias.....	128
Tabela 13 - As dez menores vazões diárias dos dados observados na estação fluviométrica 84207000 no período de calibração (2013 a 2015) e as vazões diárias simuladas no C0 (cenário com as unidades de conservação) nos mesmos dias.....	129
Tabela 14 - Valores dos coeficientes estatísticos obtidos no período de validação do C0 (cenário com as unidades de conservação).....	130

Tabela 15 - Médias de vazão diária de dados simulados no C0 (cenário com as unidades de conservação) e de dados observados na estação fluviométrica 84207000 para cada mês do período de validação (2016 a 2018).	132
Tabela 16 - As dez maiores vazões diárias dos dados observados na estação fluviométrica 84207000 no período de validação (2016 a 2018) e as vazões diárias simuladas no C0 (cenário com as unidades de conservação) nos mesmos dias.....	132
Tabela 17 - As dez menores vazões diárias dos dados observados na estação fluviométrica 84207000 no período de validação (2016 a 2018) e as vazões diárias simuladas no C0 (cenário com as unidades de conservação) nos mesmos dias.....	133
Tabela 18 - Área de cada categoria de uso e ocupação do solo no C0 (cenário com as unidades de conservação), no C1 (cenário de substituição das unidades de conservação por agricultura) e no C2 (cenário de substituição das unidades de conservação por áreas urbanas) e os seus respectivos Índice de Área Foliar (IAF), Profundidade das Raízes (PR) e Manning M.	135
Tabela 19 - Balanço hídrico acumulado entre os anos de 2013 e 2018 nos três cenários de uso e ocupação do solo.....	142
Tabela 20 - Fator F_C em função da latitude e do mês do ano	169

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Θ_{fc} Saturação de capacidade de campo

Θ_r Saturação residual

Θ_s Saturação máxima

Θ_{wp} Saturação no ponto de murcha permanente

Δh Variação da profundidade do fluxo de água acima da superfície do solo (ou variação da carga hidráulica)

Δt Intervalo de tempo

Δz Espessura da camada saturada da célula

a Fator de cálculo para a evapotranspiração de referência

ABHVB Área da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço dentro do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro

AD Advecção e dispersão

ADI Ação Direta de Inconstitucionalidade

ANA Agência Nacional de Águas

APA Área de Proteção Ambiental

APAVB Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço

APEST Área do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro

ARIE Área de Relevante Interesse Ecológico

b_i Proporção de uso da água de um usuário devido à contribuição protetora da unidade de conservação

BDiA Banco de Dados de Informações Ambientais

BHVB Bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço

C Condutância

C0 Cenário 0 (cenário com as unidades de conservação)

C1 Cenário 1 (cenário de substituição das unidades de conservação por agricultura)

C2 Cenário 2 (cenário de substituição das unidades de conservação por áreas urbanas)

CASAN Companhia Catarinense de Águas e Saneamento

C_{INT} Coeficiente da capacidade de armazenamento de interceptação do dossel florestal

CEDAE Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro

CIRAM Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina

CN Crescimento de plantações e processos nitrogenados na zona de raízes

CONAMA Conselho Nacional do Meio Ambiente

CPPR Comitê do Princípio do Protetor-Recebedor

CYbd4 Cambissolo Flúvico Tb Distrófico

DHI *Danish Hydraulic Institute Water and Environment*

d_i Peso distributivo atribuído a um usuário de água

DP Porosidade Dupla

d_x Tamanho do gradeamento da zona saturada

e_i Elasticidade-preço da demanda de água de um usuário

EM Erro Médio

EPAGRI Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

ESEC Estação Ecológica

ET_{ACTUAL} Evapotranspiração real

ET_{CANOPY} Evapotranspiração retirada da água do armazenamento de interceptação

ET_{MAX} Evapotranspiração Máxima

ET_{PONDED} Evapotranspiração retirada da água retida na superfície

ET_{RATE} Taxa de Evapotranspiração

ET_{REF} Evapotranspiração de Referência

ET_{REFT} Evapotranspiração de Referência (Método de Thornthwaite)

ET_{SZ} Evapotranspiração retirada da água da zona saturada

ET_{UZ} Evapotranspiração retirada da água da zona insaturada

ETA Estação de Tratamento de Água

FAO Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura

F_C Fator de correção para o cálculo da evapotranspiração de referência

F_{ETSZ} Fração de déficit da zona saturada

F_{ETUZ} Fração de déficit máximo da zona insaturada

FLONA Floresta Nacional

FPT Função de Pedotransferência

GC Processos geoquímicos

GLUE *Generalised Likelihood Uncertainty Estimation*

GT Gasto Total de proteção da unidade de conservação a ser recuperado

GT_{PEST} Gasto Total de proteção do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro a ser recuperado

h Profundidade do fluxo de água acima da superfície do solo (ou carga hidráulica ou nível de água da seção)

I Fator de cálculo para a evapotranspiração de referência

i Contribuição líquida para o escoamento superficial

IAF Índice de Área Foliar

IBAMA Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

IBDF Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal

IBGE Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICMBio Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

ICMS Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços

IMA Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina

IR Irrigação

KfW *Kreditanstalt für Wiederaufbau*

K_H Condutividade hidráulica horizontal

K_S Condutividade hidráulica saturada

K_V Condutividade hidráulica vertical

K_{xx} Condutividade hidráulica ao longo do eixo x

K_{yy} Condutividade hidráulica ao longo do eixo y

K_{zz} Condutividade hidráulica ao longo do eixo z

L Termo de fonte ou sumidouro

Lc Coeficiente de gotejamento

M Número de Manning M

MDE Modelo Digital de Elevação

MMA Ministério do Meio Ambiente

MONA Monumento Natural

NASA *National Aeronautics and Space Administration*

NGA *National Geospatial Intelligence Agency*

NS Coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe

O Valor observado

ONG Organização Não Governamental

PAPPR Plano de Aplicação do Princípio do Protetor-Recebedor

PARNA Parque Nacional

PCG *Preconditioned Conjugate Gradient*

PEST Parque Estadual da Serra do Tabuleiro

p_{FC} Pressão capilar de capacidade de campo

p_{Fw} Pressão capilar no ponto de murcha permanente

PR Profundidade da Raiz

PSA Pagamento por Serviços Ambientais

PVAa13 Argissolo Vermelho-Amarelo Aluminico

PVAd3 Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico

Q Vazão

Q_{MAX} Vazão Máxima

Q_{MED} Média das vazões diárias

Q₅ Vazão de permanência em 5% do tempo

Q₉₈ Vazão de permanência em 98% do tempo

r Coeficiente de correlação de Pearson

RDS Reserva de Desenvolvimento Sustentável

REBIO Reserva Biológica

REFAU Reserva de Fauna

RESEX Reserva Extrativista

REVIS Refúgio de Vida Silvestre

RH Região Hidrográfica

RLdh1 Neossolo Litólico Distro-Úmbrico

RNH Rede Hidrometeorológica Nacional

RPPN Reserva Particular do Patrimônio Natural

S Valor simulado

S_a Coeficiente de armazenamento

SDS Secretaria de Estado de Desenvolvimento Econômico Sustentável

SE Erosão do solo

SEMA Secretaria do Meio Ambiente

S_f Declividade do atrito

SFB Serviço Florestal Brasileiro

SHE *Système Hydrologique Européen*

SiBCS Sistema Brasileiro de Classificação de Solos

SIF Sistema Integrado de Abastecimento de Água da Região de Florianópolis

SIG Sistema de Informação Geográfica

SINTMAX Armazenamento máximo de interceptação do dossel florestal

SNIRH Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos

SNUC Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza

S₀ Declividade da superfície do solo

SOGREAH *Société Grenobloise d'Etudes et d'Applications Hydrauliques*

SOR *Successive Overrelaxation*

SRTM *Shuttle Radar Topography Mission*

S_s Armazenamento específico

S_y Produção específica

T Temperatura média do ar

t_b Tarifa básica da água protegida

t_{CASAN} Estimativa do valor da contribuição financeira a ser paga pela CASAN ao IMA devido à captação de água sob influência da proteção do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, segundo o art. 47 do SNUC

TCE/SC Tribunal de Contas de Santa Catarina

t_i Tarifa a ser cobrada de um usuário

T_i Temperatura do ar no mês

u Velocidade do fluxo de água na direção x

UC Unidade(s) de Conservação

UFSC Universidade Federal de Santa Catarina

USDA Departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América

v Velocidade do fluxo de água na direção y

VCASAN Volume de água consumido pela CASAN na captação da Represa de Pilões

v_i Volume de água consumido por um usuário

w Perímetro molhado da seção transversal

WM Movimento de água

z_d Mínimo nível de água

z_g Nível da superfície do solo

z_u Máximo nível de água

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	24
1.1	OBJETIVOS	26
1.1.1	Objetivo geral.....	26
1.1.2	Objetivos específicos.....	26
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
2.1	UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	27
2.1.1	Definição e panorama mundial da criação de unidades de conservação.....	27
2.1.2	Histórico brasileiro de criação de unidades de conservação	28
2.1.3	O Sistema Nacional de Unidades de Conservação.....	30
2.1.4	Problemas de gestão e de financiamento das unidades de conservação	34
2.1.5	Os serviços ambientais e as unidades de conservação.....	35
2.1.6	O artigo 47 do Sistema Nacional de Unidades de Conservação	37
2.2	A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VARGEM DO BRAÇO	40
2.2.1	O conceito de bacia hidrográfica.....	40
2.2.2	Localização e caracterização	41
2.2.3	O rio Vargem do Braço como um manancial de abastecimento público	43
2.2.4	O Parque Estadual da Serra do Tabuleiro.....	47
2.2.5	A Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço	51
2.3	FUNDAMENTOS HIDROLÓGICOS	55
2.3.1	Ciclo hidrológico: o conceito e as principais interações.....	55
2.3.2	A influência da floresta no regime hidrológico	58
2.3.3	Curva de permanência	60
2.4	MODELOS HIDROLÓGICOS	61
2.4.1	Definição e finalidade dos modelos hidrológicos	61
2.4.2	Classificação de modelos hidrológicos	61
2.4.3	Os processos de calibração e de validação.....	63

2.5	MIKE SHE	64
2.5.1	Histórico do programa	64
2.5.2	Descrição do software.....	65
2.5.3	O acoplamento do MIKE SHE com o MIKE 11.....	68
2.5.4	Dados de entrada e parâmetros.....	70
2.5.5	Pontos positivos e pontos negativos.....	71
3	MATERIAIS E MÉTODOS	73
3.1	ÁREA DE ESTUDO: A BHVB E SUAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO... 73	
3.2	MODELAGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VARGEM DO BRAÇO 74	
3.2.1	Ferramenta: o modelo hidrológico MIKE SHE.....	74
3.2.2	Cenário atual de uso e ocupação do solo	75
3.2.2.1	<i>Metodologia da modelagem hidrológica.....</i>	<i>75</i>
3.2.2.2	<i>Dados de entrada e parâmetros utilizados.....</i>	<i>77</i>
3.2.2.2.1	Especificações da simulação (<i>simulation specification</i>)	77
3.2.2.2.2	Domínio do modelo e gradeamento (<i>model domain and grid</i>)	78
3.2.2.2.3	Topografia (<i>topography</i>)	80
3.2.2.2.4	Precipitação (<i>precipitation rate</i>).....	81
3.2.2.2.5	Evapotranspiração de referência (<i>reference evapotranspiration</i>)	85
3.2.2.2.6	Uso e ocupação do solo (<i>land use</i>)	87
3.2.2.2.7	Rios e lagos (<i>rivers and lakes</i>)	90
	3.2.2.2.7.1 Rede hidrográfica (.nwk11).....	91
	3.2.2.2.7.2 Seções transversais (.xns11)	93
	3.2.2.2.7.3 Condições de contorno (.bnd11)	97
	3.2.2.2.7.4 Parâmetros hidrodinâmicos (.HD11)	97
3.2.2.2.8	Escoamento superficial (<i>overland flow</i>)	98
3.2.2.2.9	Fluxo na zona insaturada (<i>unsaturated flow</i>)	99
3.2.2.2.10	Fluxo na zona saturada (<i>saturated zone</i>)	103

3.2.2.2.11	Armazenamento de resultados (<i>storing of results</i>).....	111
3.2.2.3	<i>Calibração e validação</i>	111
3.2.2.3.1	Método de calibração.....	111
3.2.2.3.2	Estação fluviométrica 84207000: os dados observados em campo.....	112
3.2.2.3.3	Critérios estatísticos utilizados	114
3.2.2.3.4	Períodos de aquecimento (warm up), calibração e validação.....	115
3.2.2.3.5	Parâmetros selecionados para calibração	116
3.2.2.3.5.1	Índice de área foliar	117
3.2.2.3.5.2	Manning M da superfície	117
3.2.2.3.5.3	Manning M do rio	118
3.2.2.3.5.4	Profundidade da superfície de evapotranspiração	118
3.2.2.3.5.5	Condutividade hidráulica horizontal	118
3.2.2.3.5.6	Produção específica	119
3.2.2.3.6	Indicadores de performance	119
3.2.3	Cenários antropizados de uso e ocupação do solo	120
3.3	ANÁLISE DA DIFERENÇA HIDROLÓGICA ENTRE OS CENÁRIOS	121
3.3.1	Seção paradigma	121
3.3.2	Curva de permanência	121
3.4	CÁLCULO DA CONTRIBUIÇÃO FINANCEIRA DO ART. 47 DO SNUC ...	121
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	126
4.1	RESULTADOS	126
4.1.1	Calibração e validação do C0	126
4.1.1.1	<i>Período de calibração (2013 a 2015): critérios estatísticos e fluviogramas</i>	126
4.1.1.2	<i>Período de validação (2016 a 2018): critérios estatísticos e fluviogramas</i>	130
4.1.2	Diferenças hidrológicas entre os cenários	134
4.1.2.1	<i>Uso e ocupação do solo</i>	134
4.1.2.2	<i>Alterações na produção de água</i>	135

4.1.2.3	<i>Profundidade da água na superfície do modelo</i>	138
4.1.3	Cálculo da contribuição financeira do art. 47 do SNUC	139
4.2	DISCUSSÃO	139
4.2.1	Sobre os dados de entrada e os parâmetros utilizados	139
4.2.2	Sobre o processo de calibração e validação	140
4.2.3	Sobre os efeitos hidrológicos das alterações no uso e ocupação do solo	141
4.2.4	Sobre a aplicação e a interpretação dos resultados das simulações	143
4.2.5	Sobre a contribuição financeira do art. 47 do SNUC	144
4.2.6	Sobre as possíveis aplicações dos recursos da contribuição financeira	146
4.2.7	Sobre o futuro da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço	147
4.2.8	Sobre a cadeia que envolve a contribuição financeira do art. 47 do SNUC .	148
5	CONCLUSÃO	150
5.1	RECOMENDAÇÕES FUTURAS	151
6	REFERÊNCIAS	152
	ANEXO A – Fator F_C do método de Thornthwaite	169
	APÊNDICE A – Descrição dos diálogos de simulação do C0	170
	APÊNDICE B – Balanço hídrico de duas camadas: evapotranspiração	181
	APÊNDICE C – Método das diferenças finitas: equação bidimensional de St. Venant	185
	APÊNDICE D – Balanço hídrico de duas camadas: zona insaturada	190
	APÊNDICE E – Método das diferenças finitas: fluxo de Darcy	192
	APÊNDICE F – Método de Thornthwaite	194

1 INTRODUÇÃO

As unidades de conservação (UC) são espaços territoriais especialmente protegidos criados com o intuito de preservação e proteção da biodiversidade, de belezas paisagísticas, de valores culturais e de recursos abióticos (SCHENINI; COSTA; CASARIN, 2004). De maneira paralela, as UC também representam uma importante estratégia de gestão territorial, recebem atividades de pesquisa científica e visitação pública, geram renda através do manejo sustentável de seus recursos naturais e provém diversos serviços ambientais para a sociedade (BENJAMIN, 2001; HASSLER, 2005; FONSECA; LAMAS; KASECKER, 2010). Por isso, são consideradas como a política ambiental contemporânea mais significativa para proteção da natureza (SILVA; CUNHA, 2009).

Mesmo com a extensa gama de benefícios socioeconômicos e ambientais gerados, as unidades de conservação brasileiras possuem diversos problemas de gestão relativos ao baixo financiamento que recebem. Como exemplo, no ano de 2008, o repasse às UC federais oriundo do orçamento da União foi de somente R\$ 316 milhões, apesar da necessidade estimada em R\$ 1,15 bilhão para a gestão e a infraestrutura dessas áreas (GODOY; LEUZINGER, 2015). Como reflexo da escassez no financiamento, verificam-se situações como a carência de funcionários, a ausência de fiscalização, as irregularidades fundiárias e a reincidência de crimes ambientais nas unidades de conservação nacionais (FONSECA; LAMAS; KASECKER, 2010; SOUSA et al., 2011; PINTO, 2016).

Como uma possível resposta aos problemas orçamentários, defende-se que os serviços ambientais prestados pelas unidades de conservação sejam remunerados, no sistema conhecido como Pagamento por Serviços Ambientais - PSA (GELUDA; YOUNG, 2005; RANIERI et al., 2011; ALMEIDA, 2012 apud TITO; ORTIZ, 2013). Dentre os serviços, a proteção dos recursos hídricos é considerado como o de maior importância (BRAGA, 2005; FRANCA, 2006; PINTO, 2016). Em detalhes, as florestas e as outras formações naturais eventualmente presentes nas UC auxiliam na regularização do fluxo hídrico e na melhoria da qualidade da água, tornando-as áreas de elevado interesse para o abastecimento doméstico, industrial, agrícola e energético (BRAGA, 2005; MOTTA; ORTIZ, 2013).

Nesse cenário, o artigo 47 da Lei nº 9.985/2000 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC), prevê que órgãos ou empresas, públicos ou privados, responsáveis pelo abastecimento de água ou que usem recursos hídricos beneficiários da proteção proporcionada

por uma UC, devem contribuir financeiramente para sua proteção e implementação (BRASIL, 2000). A redação do instrumento representa o conceito de um sistema de PSA: não se trata da cobrança pelo uso da água, mas, sim, de uma contribuição pelo benefício proporcionado pela unidade de conservação (TITO; ORTIZ, 2013). Entretanto, mais de 20 anos após a publicação da Lei do SNUC, o artigo 47 ainda não foi regulamentado. Como reflexo, não há como torná-lo exigível (ALBUQUERQUE, 2007) e a contribuição financeira prevista não vem sendo implementada no Brasil (STARZYNSKI; SIMÕES, 2015). Em um cenário de financiamento insuficiente das unidades de conservação no país, não há como descartar o potencial econômico do instrumento.

As águas da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço (BHVB), localizada em Santo Amaro da Imperatriz, em Santa Catarina, contribuem para o abastecimento público de 700 mil habitantes de cinco municípios da região metropolitana da Grande Florianópolis (PEREIRA; ZANIN, 2002). No caso, a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN) capta água do rio Vargem do Braço através de um barramento conhecido como a Represa de Pilões. A porção da BHVB a montante do ponto de captação de água é situada integralmente dentro de duas unidades de conservação estaduais: a Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço (APAVB) e o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (PEST). Portanto, a água captada possui um regime hidrológico influenciado pelo uso e ocupação do solo das duas UC estabelecidas na bacia. Contudo, no cenário vigente de não regulamentação do art. 47 do SNUC, a contribuição financeira da CASAN ao órgão ambiental gestor das áreas, o Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA), inexistente.

Nesse contexto, o presente estudo visa fornecer subsídios para regulamentação do art. 47 do SNUC através da elaboração de um exemplo hipotético de funcionamento do instrumento na bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço, com foco na estimativa dos efeitos hidrológicos da existência das duas unidades de conservação supracitadas. Na primeira etapa do trabalho, utilizando-se do modelo hidrológico MIKE SHE acoplado ao modelo hidrodinâmico MIKE 11 e da concepção de cenários hipotéticos de uso e ocupação do solo, serão avaliados os efeitos da APAVB e do PEST na curva de permanência do ponto de captação de água da CASAN e, logo, no serviço de abastecimento realizado pela concessionária. Na segunda etapa do estudo, usando uma adaptação da metodologia proposta por Strobel et al. (2007), serão estimados os recursos da contribuição financeira a serem pagos pela CASAN ao IMA no caso da regulamentação do art. 47 do SNUC. De maneira paralela, serão discutidas possibilidades de aplicação dos fundos

provenientes do instrumento na gestão de uma UC, utilizando o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro como exemplo.

Em síntese, pretende-se fornecer subsídios para a regulamentação do art. 47 do SNUC por meio de um estudo de caso, que estima a influência hidrológica das unidades de conservação no regime da bacia hidrográfica, que precifica a contribuição financeira do instrumento e que discute as eventuais aplicações desses recursos. Respectivamente, fomenta-se o diálogo sobre a justificativa, a metodologia e a importância do artigo em questão.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo geral

Fornecer subsídios para a regulamentação do art. 47 da Lei nº 9.985/2000 (Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC) por meio da análise de um estudo de caso na bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço, em Santo Amaro da Imperatriz, em Santa Catarina, com enfoque nos benefícios decorrentes dos efeitos hidrológicos promovidos pela presença de unidades de conservação.

1.1.2 Objetivos específicos

- I. Avaliar os efeitos da existência do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro e da Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço na curva de permanência do ponto de captação de água da CASAN, na Represa de Pilões;
- II. Estimar os recursos da contribuição financeira a serem pagos pela CASAN ao IMA devido à captação de água na bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

2.1.1 Definição e panorama mundial da criação de unidades de conservação

Segundo o art. 1º, da Lei nº 9.985/2000, define-se uma Unidade de Conservação (UC) como:

Espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção. (BRASIL, 2000).

Trata-se de uma área protegida com regras próprias de gestão, criada com a finalidade da preservação e proteção da biodiversidade, de valores culturais, de belezas paisagísticas e de recursos físicos (SCHENINI; COSTA; CASARIN, 2004). O estabelecimento de uma unidade de conservação é uma importante estratégia de controle territorial, em que são definidos limites e dinâmicas de uso e ocupação do solo que visam a valorização dos recursos naturais existentes no local (MEDEIROS, 2006). Paralelamente, as UC também são um instrumento para educação ambiental, pesquisa científica, valorização dos usos econômicos sustentáveis e manutenção de serviços ambientais¹ (HASSLER, 2005; FONSECA; LAMAS; KASECKER, 2010). Devido a tais atributos, a criação de unidades de conservação é considerada como a principal política ambiental moderna para a proteção da natureza (SILVA; CUNHA, 2009).

O interesse humano pela proteção de ambientes naturais é bastante antigo, com as referências iniciais de preservação advindas da Índia, por volta de 250 a.C., e posteriormente das civilizações pré-hispânicas incas. Entretanto, a política de áreas protegidas por lei se inicia em âmbito internacional apenas com a criação do Parque Nacional de Yellowstone, nos Estados Unidos da América, em 1872, no ato considerado o marco inicial da filosofia contemporânea de conservação (BRUCK et al., 1983; SCHENINI; COSTA; CASARIN, 2004; FONSECA; LAMAS; KASECKER, 2010).

¹ Serviços ambientais (ou serviços ecossistêmicos) são as condições e processos através dos quais os ecossistemas naturais e suas espécies sustentam e facilitam a vida humana (DAILY, 1997).

Nos anos seguintes ao estabelecimento do Parque Nacional de Yellowstone, diversas áreas naturais passaram a ser protegidas por lei pelo mundo. Contudo, as primeiras não foram estabelecidas a partir de critérios técnicos e científicos, e, sim, a partir da beleza cênica local, fenômenos geológicos particulares ou oportunismo político. Esse conceito foi se desenvolvendo com o passar dos anos e, atualmente, a proteção de espaços naturais é presente na legislação da maioria dos países (SCHENINI; COSTA; CASARIN, 2004). O mais recente relatório mundial sobre o assunto, de 2016, apontou a existência de aproximadamente 217 mil áreas protegidas por lei em 244 países e territórios, o que, teoricamente, representa a proteção de 14,7% dos ecossistemas terrestres, 10,2% das águas costeiras e marinhas sob alguma jurisdição nacional e 4,1% dos oceanos do mundo (UNEP; IUCN, 2016).

O Brasil possui uma das mais ricas megadiversidades do planeta, abrigando dois *hotspots*² de biodiversidade mundial (Cerrado e Mata Atlântica), três grandes regiões naturais (Amazônia, Caatinga e Pantanal) e o maior sistema fluvial do mundo (Bacia do rio Amazonas). Porém, os ecossistemas brasileiros sofrem impactos ambientais diretos, como a fragmentação de habitats e a modificação no regime das águas, devido a um grupo de ameaças comuns, como a urbanização e a agropecuária. Com esse cenário, a proteção à natureza no país se caracteriza como uma atividade de responsabilidade global, em um processo onde a criação e a manutenção de UC se tornam um requisito essencial (BRANDON et al., 2005; MITTERMEIER et al., 2005; RYLANDS; BRANDON, 2005).

2.1.2 Histórico brasileiro de criação de unidades de conservação

A primeira legislação relacionada à criação de unidades de conservação no território brasileiro foi o Código Florestal de 1934 (Decreto nº 23.793/1934), que categorizou as florestas e legitimou a instituição de parques nacionais, estaduais ou municipais. Três anos depois, esse marco legal culminou na oficialização da primeira UC do país, o Parque Nacional do Itatiaia (Figura 1), no Município de Itatiaia, no Estado do Rio de Janeiro (RYLANDS; BRANDON, 2005). Também no ano de 1934, outras duas legislações influenciaram o histórico das unidades de conservação nacionais: a Constituição Federal, que definiu que a proteção de belezas naturais e monumentos de valor histórico é de responsabilidade da União; e o Código de Caça e Pesca

2 *Hotspot* é a área que intersecciona elevada concentração de espécies endêmicas com níveis extraordinariamente altos de destruição do habitat (JENKINS; PIMM, 2006).

(Decreto nº 23.672/34), que indicou a destinação de terras públicas para a criação de parques de refúgio e reserva de animais silvestres, como o de Sooretama (atual Reserva Biológica de Sooretama), localizado no Município de Sooretama, no Espírito Santo, em 1945 (OLIVEIRA, 2004; MEDEIROS, 2006). Apesar da existência de algumas iniciativas pontuais de preservação anteriores à criação do Parque Nacional do Itatiaia, em 1937, o Brasil foi um dos países que mais tardiamente adentrou na tendência mundial de criação de áreas protegidas por lei iniciada com Yellowstone, em 1872 (MEDEIROS, 2006).

Figura 1 - Parque Nacional de Itatiaia, no Município de Itatiaia, Rio de Janeiro.



Fonte: GPM (2017).

Em 1965, um novo Código Florestal (Lei nº 4.771/1965) é instituído no país, contendo modificações como a criação das categorias de unidades de conservação de floresta nacional e de reserva biológica. Nas décadas seguintes, novos tipos de espaços territoriais especialmente protegidos foram definidos legalmente: área de proteção ambiental (Lei nº 6.902/81), estação ecológica (Lei nº 6.902/81), reserva ecológica (Lei nº 6.938/1981), área de relevante interesse ecológico (Decreto nº 89.336/1984), monumento natural (Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 11/1987), reserva extrativista (Decreto nº 98.897/1990) e reserva particular do patrimônio natural (Decreto nº 1.922/1996). Porém, esse processo de categorização ocorreu de maneira desorganizada, com objetivos confusos e categorias mal definidas e sem garantias legais nos três níveis de governo (RYLANDS; BRANDON, 2005; MEDEIROS, 2006; SILVA; CUNHA, 2009; DRUMMOND; FRANCO; OLIVEIRA, 2010).

Apesar da pouca sistemática organizacional, o Brasil vivencia um período de intensa criação de unidades de conservação nas décadas de 1970 e 1980. Em especial, foram criadas UC de grande porte para proteção dos ecossistemas em áreas interioranas e remotas, como na Região Norte do país. A época também é marcada pela ascensão política das Organizações Não Governamentais (ONG) de meio ambiente, pelo estabelecimento da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei nº 6.938/1981) e pela promulgação de uma nova Constituição Federal, em 1988, dotada de um capítulo exclusivo sobre o meio ambiente (OLIVEIRA, 2004; PECCATIELLO, 2011).

A administração das unidades de conservação brasileiras foi realizada por uma série de entidades ao longo das décadas. Inicialmente, a responsabilidade era da Seção de Parques e Florestas Nacionais do Serviço Florestal Brasileiro (SFB), um órgão vinculado ao Ministério da Agricultura. Em 1967, contudo, a tarefa é delegada para o recém-criado Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF). Posteriormente, a gestão de algumas das categorias foi repassada para a Secretaria do Meio Ambiente (SEMA), fundada no ano de 1973. Em 1989, a responsabilidade de administração de todas as UC é transferida ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), criado a partir da fusão do IBDF, da SEMA e das Superintendências de Pesca e da Borracha. O estabelecimento do novo órgão foi vital para a organização da área ambiental no governo brasileiro (RYLANDS; BRANDON, 2005; PECCATIELLO, 2011; GODOY; LEUZINGER, 2015). Atualmente, a gestão das UC federais é uma responsabilidade do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), criado em 2007.

Através de iniciativas oriundas do IBDF e da SEMA, e após um vagaroso processo de tramitação, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação é oficialmente estabelecido pela Lei nº 9.985/2000. O SNUC é o responsável por organizar as categorias e englobar os aspectos de criação, implementação, manutenção, gestão e fiscalização de UC em apenas uma legislação, coerente e de mais fácil entendimento (SCHENINI; COSTA; CASARIN, 2004; RYLANDS; BRANDON, 2005; PECCATIELLO, 2011; PÁDUA, 2011).

2.1.3 O Sistema Nacional de Unidades de Conservação

Em 18 de julho de 2000, a Lei nº 9.985/2000 instituiu o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC). Trata-se de um sistema que busca a coesão organizacional e jurídica

para as UC federais, estaduais e municipais do país, estabelecendo critérios e normas para a sua criação, implantação e gestão (BRASIL, 2000).

O SNUC regulamenta doze categorias de unidades de conservação, divididas em dois grandes grupos: as de proteção integral e as de uso sustentável. As unidades de conservação de proteção integral admitem somente o uso indireto de seus recursos naturais, isto é, aquele que não envolve consumo, coleta, dano ou destruição (BRASIL, 2000). Essas UC têm o objetivo primordial de buscar a conservação da natureza através da proibição da interferência humana de forma direta. O seu maior desafio reside na transformação de espaços não manejados em entidades bem administradas e que conservem a biodiversidade de forma efetiva (RYLANDS; BRANDON, 2005; FONSECA; LAMAS; KASECKER, 2010; MARTINS, 2012). São cinco categorias de unidades de conservação classificadas no grupo de proteção integral (Quadro 1).

Quadro 1 - Categorias de unidades de conservação de proteção integral estabelecidas no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC).

Nome	Sigla	Objetivo
Estação Ecológica	ESEC	Preservação da natureza e realização de pesquisas científicas
Monumento Natural	MONA	Preservação de sítios naturais raros, singulares ou de grande beleza cênica
Parque Nacional	PARNA	Preservação de ecossistemas naturais de grande relevância e beleza cênica
Refúgio de Vida Silvestre	REVIS	Proteção de ambientes naturais onde se assegurem condições para existência ou reprodução de espécies da flora e da fauna
Reserva Biológica	REBIO	Preservação integral da biota e demais atributos naturais existentes em seus limites

Fonte: adaptado de Brasil (2000).

Paralelamente, as UC de uso sustentável buscam a compatibilização da conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais (BRASIL, 2000). São sete categorias de unidades de conservação que admitem, de diferentes formas, a presença de populações humanas e o uso ordenado de seus recursos naturais (MARTINS, 2012). O Quadro 2 apresenta as categorias, siglas e objetivos das UC de uso sustentável.

Quadro 2 - Categorias de unidades de conservação de uso sustentável estabelecidas no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC).

Nome	Sigla	Objetivo
Área de Proteção Ambiental	APA	Proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade no uso de recursos naturais
Área de Relevante Interesse Ecológico	ARIE	Manter os ecossistemas naturais de importância regional ou local e regular o uso admissível dessas áreas
Floresta Nacional	FLONA	Uso múltiplo sustentável dos recursos florestais e da pesquisa científica, com ênfase em métodos para exploração sustentável de florestas nativas
Reserva de Desenvolvimento Sustentável	RDS	Preservar a natureza e assegurar as condições e meios necessários para a reprodução e a melhoria dos modos e da qualidade de vida e exploração dos recursos naturais das populações tradicionais
Reserva de Fauna	REFAU	Proteção de espécies animais nativas e estudos técnicos-científicos sobre o manejo econômico sustentável de recursos faunísticos
Reserva Extrativista	RESEX	Proteger os meios de vida e a cultura das populações extrativistas, assegurando o uso sustentável dos recursos naturais
Reserva Particular do Patrimônio Natural	RPPN	Conservação da diversidade biológica

Fonte: adaptado de Brasil (2000).

A segmentação entre unidades de conservação de proteção integral e de uso sustentável demonstra a inclusão das principais percepções da sociedade perante a natureza: no primeiro caso, o privilégio da intocabilidade dos recursos naturais, segundo a corrente preservacionista, de origem norte-americana; e no segundo caso, a inclusão social na gestão das áreas protegidas, de acordo com a corrente conservacionista, fundamentada na Europa (PECCATIELLO, 2011; ASSUMPÇÃO, 2016).

Gurgel et al. (2009) dizem que as doze categorias de unidades de conservação previstas pelo SNUC permitem algum tipo de atividade que contribua para o desenvolvimento econômico do país. O Quadro 3 mostra a divisão das categorias em seis diferentes classes de uso, conforme a reclassificação proposta pelos autores.

Quadro 3 - Principais tipos de usos permitidos nas unidades de conservação por categoria de manejo.

Classe	Categoria
1 – Pesquisa científica e educação ambiental	REBIO e ESEC
2 – Pesquisa científica, educação ambiental e visitação	PARNA e RPPN
3 – Produção florestal, pesquisa científica e visitação	FLONA
4 – Extrativismo, pesquisa científica e visitação	RESEX
5 – Agricultura de baixo impacto, pesquisa científica, visitação, produção florestal e extrativismo	RDS, REVIS e MONA
6 – Agropecuária, atividade industrial e núcleo populacional	APA e ARIE

Fonte: adaptado de Gurgel et al. (2009).

Em relação ao domínio das terras, as categorias apresentam diferentes perfis: devem ser compostas apenas por áreas públicas (ESEC, REBIO, PARNA, FLONA, REFAU, RESEX e RDS), apenas por áreas privadas (RPPN) ou permitem a presença de áreas públicas e de áreas privadas (APA, ARIE, MONA e REVIS). Nos casos de RESEX e de RDS, o uso da terra é concedido para as populações tradicionais. Independentemente da sua categoria, a criação de uma UC sempre passa por um ato do Poder Público, precedido de estudos técnicos e, em regra, de consulta pública, que não é exigida somente na criação de estações ecológicas e de reservas biológicas (BRASIL, 2000). Qualquer que tenha sido o instrumento legal utilizado para sua criação (decreto ou lei), a desafetação integral ou parcial de uma unidade de conservação ocorre apenas através de lei ordinária (BRASIL, 1988; 2000; ASSUMPÇÃO, 2016).

Hoje, o Brasil possui 2546 unidades de conservação nas três esferas administrativas (União, Estado e Município), protegendo uma área de aproximadamente 2,5 milhões de km² de seu território continental e marinho. Desse total, 1719 UC (68%) são de uso sustentável, onde se destacam o número de RPPN (956) e a área abrangida por APA (1.298.183 km²), ambas as categorias se sobressaindo consideravelmente em relação às demais nesses quesitos. Já nas 827 unidades de conservação proteção integral, há um predomínio de parques nacionais, estaduais ou municipais no que se refere à quantidade (512) e área (364.405 km²). Em relação aos biomas, a Amazônia é o que possui a maior área sob proteção, tanto em termos absolutos (1.202.750 km²) como relativos (28,6%), embora o detentor do maior número de unidades de conservação seja a Mata Atlântica (1364 UC). Ressalta-se a baixa porcentagem de proteção do Pampa (3,2%) e do Pantanal (4,6%) em relação aos demais biomas (CNUC, 2019). Os números apresentados tornam o Brasil o país com a maior área terrestre sob proteção legal no mundo (UNEP; IUCN, 2016). Simultaneamente, há de se considerar a existência de diversas unidades de conservação, principalmente em âmbito municipal, que ainda não integram o SNUC devido a inconsistências na nomenclatura (MARTINS; MARENZI; LIMA, 2015) ou na categoria (BRASIL, 2000).

As terras indígenas, os territórios quilombolas, as áreas de preservação permanente, as reservas legais e as áreas de servidão florestal também são espaços territoriais especialmente protegidos por lei, no entanto, são estabelecidos por instrumentos independentes do SNUC. Embora sofram com problemas históricos de gestão, esses espaços contribuem de forma vital para a proteção ambiental no país (SCHENINI; COSTA; CASARIN, 2004; MEDEIROS, 2006; DRUMMOND; FRANCO; OLIVEIRA, 2010; FONSECA; LAMAS; KASECKER, 2010).

2.1.4 Problemas de gestão e de financiamento das unidades de conservação

A gestão do Sistema Nacional de Unidades de Conservação é realizada por uma série de órgãos de diferentes instâncias. O órgão consultivo e deliberativo é o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), que tem a atribuição de acompanhar a implementação do sistema. O órgão central é o Ministério do Meio Ambiente (MMA), responsável pela coordenação do SNUC. Os órgãos executores são o ICMBIO e, supletivamente, o IBAMA, na esfera federal, e os órgãos ambientais estaduais e municipais, em suas respectivas esferas. Os órgãos executores devem implementar o sistema, elaborar subsídios para propostas de criação e administrar as UC (BRASIL, 2000).

Apesar da sólida estrutura de órgãos gestores, a precariedade na administração das unidades de conservação pode afetar a sua integridade e a efetividade de proteção. Entende-se que existe uma distância significativa entre a criação e a implementação concreta de uma UC (MAGANHOTTO et al., 2014). Muitas dessas áreas sofrem com problemas como a carência de funcionários, a falta de recursos financeiros, a ausência de infraestrutura de fiscalização, a reincidência de crimes ambientais, a escassez de visitação pública, as irregularidades fundiárias, os conflitos socioambientais, as inconsistências jurídicas e a inexistência de plano de manejo³ e/ou de conselho gestor. Devido as adversidades, são chamadas de “unidades de conservação no papel”, com a implantação limitada à identificação em mapas oficiais (FONSECA; LAMAS; KASECKER, 2010; SOUSA et al., 2011; PINTO, 2016).

Mesmo que tenha trazido avanços legais, como a obrigatoriedade de planos de manejo e de conselhos gestores, a promulgação do SNUC não teve a influência esperada sobre a efetiva implementação das UC no Brasil. Não houve um aumento significativo na qualidade de gestão e na melhora das condições de uso público da maioria das unidades de conservação (PÁDUA, 2011). Por exemplo, das 334 unidades de conservação federais, somente 200 possuem plano de manejo, o que representa, em área, apenas 30,3% da extensão total dessas UC (ICMBio, 2017).

Para um alcance eficiente de seus objetivos, as unidades de conservação devem estar integradas ao ordenamento geral do território e inseridas em um planejamento socioeconômico regional (SCHENINI; COSTA; CASARIN, 2004). No entanto, a situação financeira da maioria

3 O plano de manejo é o documento técnico mediante o qual, com fundamento nos objetivos gerais de uma UC, se estabelece o seu zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade (BRASIL, 2000).

das UC brasileiras é precária. Por exemplo, no ano de 2008, as unidades de conservação federais receberam um repasse de apenas R\$ 316 milhões do orçamento nacional, embora houvesse uma necessidade de R\$ 1,15 bilhões para gestão e investimentos em infraestrutura. Essa escassez é um reflexo da quantia destinada ao MMA ainda ser uma das menores entre os órgãos e entidades públicas federais (GODOY; LEUZINGER, 2015).

Se comparado com outros países reconhecidos como referência na conservação, como África do Sul, Austrália, Canadá, Costa Rica, Estados Unidos da América e Nova Zelândia, o Brasil é aquele que destina menos recursos financeiros (US\$ 4 por hectare) e recursos humanos (43.000 hectares por funcionário) para suas unidades de conservação (RANIERI et al., 2011). Em síntese, é necessário aumentar e diversificar o financiamento das unidades de conservação brasileiras, envolvendo simultaneamente a mobilização e o aparelhamento institucional para a correta gestão desses recursos (FONSECA; LAMAS; KASECKER, 2010).

Como uma tentativa de resposta à escassez, observa-se uma crescente busca de fontes alternativas para o incentivo e o financiamento de unidades de conservação nas últimas décadas. Citam-se as parcerias de cooperação técnica e financeira em prol de programas de conservação, como faz o banco alemão *Kreditanstalt für Wiederaufbau* (KfW) em vários estados do sul e do sudeste brasileiro; o Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) Ecológico, um instrumento de favorecimento fiscal que auxilia municípios que possuem UC; os recursos de compensação ambiental oriundos de empreendimentos com impacto ambiental significativo, como prevê a própria legislação do SNUC no art. 36; as doações de indivíduos, corporações, fundações e agências internacionais; a concessão de serviços e de atrativos turísticos para a iniciativa privada; e outras alternativas, como as taxas de visitação pública, o extrativismo e a bioprospecção. Embora importantes, essas fontes são apenas complementares e não suficientes para suprir as necessidades das UC de um país com as dimensões do Brasil. Em resumo, há uma necessidade latente em aumentar os investimentos públicos nas unidades de conservação no país (GORINI; MENDES; CARVALHO, 2006; PINTO et al., 2006; RANIERI et al., 2011; GODOY; LEUZINGER, 2015).

2.1.5 Os serviços ambientais e as unidades de conservação

Muitos entendem que a escassez de recursos financeiros e humanos nas unidades de conservação brasileiras advém da falta de reconhecimento do Poder Público e da sociedade sobre a importância dessas áreas não apenas para a proteção da biodiversidade, mas também

pelas oportunidades de geração direta de emprego e renda e pela provisão de diversos serviços ambientais (RANIERI et al., 2011). De maneira direta ou indireta, as UC beneficiam pessoas, empresas, indústrias e governos (FONSECA; LAMAS; KASECKER, 2010; MEDEIROS et al., 2011a). Dentre os serviços ambientais providos pelas unidades de conservação, destacam-se a proteção dos recursos hídricos; a formação e a proteção do solo; a regulação de condições macro e microclimáticas, como a temperatura e a precipitação; o aumento da fertilidade e a contenção de erosões; a fixação fotossintética de energia solar; a movimentação do ciclo de nutrientes; a manutenção do estoque de carbono; a provisão de hábitat para a biodiversidade; o suprimento de alimentos; a decomposição de resíduos orgânicos; as funções ecológicas reprodutivas, como a polinização e o fluxo genético; o controle de doenças; a provisão de recursos com potencial de exploração para o desenvolvimento de produtos industriais, farmacológicos e agrícolas; e a proteção de paisagens de beleza cênica, de patrimônios culturais e históricos e de ambientes adequados para a realização de pesquisas científicas (BENJAMIN, 2001; GELUDA; YOUNG, 2005; MEDEIROS, 2011; SOUSA et al., 2011). Ademais, podem vir a gerar renda de forma direta através do manejo sustentável de recursos naturais (e.g., madeira, castanha e borracha), pelas taxas de visitação pública e pela dinamização turística dos seus municípios circundantes (MEDEIROS et al., 2011b; RANIERI et al., 2011).

Em síntese, as unidades de conservação não devem ser entendidas como um entrave ao desenvolvimento econômico, mas como uma forma de ordenamento territorial especial que potencializa as atividades de geração de renda, o emprego, a qualidade de vida e a preservação ambiental. Não há conflito entre a existência de unidades de conservação e o desenvolvimento sustentável; pelo contrário, a problemática está no pseudodesenvolvimento pautado na exaustão de recursos naturais (GURGEL et al., 2009; SOUSA et al., 2011). De fato, o investimento na melhoria e na ampliação de unidades de conservação tem uma alta relação de custo-benefício, em que os retornos sociais obtidos são superiores aos valores alocados (YOUNG; MEDEIROS, 2018). Assim, como afirmam Medeiros et al. (2011a), uma boa gestão dos recursos naturais é vital para a garantia da produção de riquezas em longo prazo.

Nesse contexto, defende-se que os serviços ambientais providos pelas áreas naturais devam ser uma fonte de remuneração, em um sistema de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). Basicamente, o seu princípio reside no reconhecimento de que as áreas conservadas fornecem gratuitamente uma gama de serviços de interesse ao ser humano. O beneficiário direto desses serviços, como um agente público ou um agente privado, deve remunerar o proprietário

ou o gestor da área conservada, visando, inclusive, o fluxo contínuo e a manutenção em longo prazo dos serviços demandados. É um sistema complexo, em que há a necessidade de precificar os serviços ambientais com técnicas de valoração ambiental e que demanda o monitoramento do fluxo e da qualidade dos serviços. Se eficiente, o PSA se torna uma importante ferramenta de proteção do meio ambiente fundamentado no *princípio do protetor-recebedor*⁴ (GELUDA; YOUNG, 2005; RANIERI et al., 2011; ALMEIDA, 2012 apud TITO; ORTIZ, 2013). Questões relacionadas ao direito de participação, quem paga e como ocorre o pagamento, são deliberadas durante o processo de criação de um programa ou projeto de PSA (TITO; ORTIZ, 2013).

2.1.6 O artigo 47 do Sistema Nacional de Unidades de Conservação

Dentre os serviços ambientais providos pelas UC, a proteção dos recursos hídricos é considerada como a de maior importância (BRAGA, 2005; FRANCA, 2006; PINTO, 2016). Através de várias interações dentro do ciclo hidrológico, as florestas e os outros ecossistemas eventualmente presentes nas unidades de conservação influenciam na quantidade, na qualidade e na constância do provimento de água doce (BRUCK et al., 1983; BENJAMIN, 2001; PINTO et al., 2006). Em detalhes, a vegetação auxilia na regularização do fluxo hídrico e na melhoria da qualidade de água, o que torna as unidades de conservação costumeiramente procuradas para o abastecimento industrial, doméstico, agrícola e energético (BRAGA, 2005; MOTTA; ORTIZ, 2013). Como sintetiza Ojea, Martín-Ortega e Chiabai (2012) em outras palavras, florestas são responsáveis pela provisão do serviço ambiental de melhoria no abastecimento de água.

Globalmente, 63% da população mundial vive a jusante de áreas protegidas por lei e são, conseqüentemente, usuários potenciais dos seus recursos hídricos. Na América do Sul, a proporção sobe para 72%. A água oriunda desses locais é, em média, menos sujeita a impactos antrópicos do que em locais não protegidos. Portanto, recomenda-se que os usuários de jusante devam contribuir financeiramente para a conservação ambiental da bacia hidrográfica que os abastece, principalmente no que tange às suas porções mais elevadas (HARRISON et al., 2016).

No Brasil, em locais que sofrem concomitantemente com conflitos de disponibilidade hídrica e com a fragmentação do bioma, como no domínio da Mata Atlântica, a integração entre unidades de conservação e a proteção de recursos hídricos se torna uma estratégia relevante em

4 O protetor-recebedor é um princípio econômico que visa agregar retorno financeiro aos “protetores” do meio ambiente com a promoção de mecanismos adequados (HUPFFER; WEYERMULLER; WACLAWOVSKY, 2011).

prol de ambos os propósitos (PINTO et al., 2006). Como exemplo, cita-se o replantio de uma parte da floresta da Tijuca no Séc. XIX para reversão do processo de deplecionamento de água em um local de alta concentração urbana no Município de Rio de Janeiro. Atualmente, essa área pertence ao Parque Nacional da Tijuca, uma importante UC da capital carioca (DRUMMOND; FRANCO; OLIVEIRA, 2010).

Nesse contexto, o SNUC preconiza em seu artigo 47 que:

O órgão ou empresa, público ou privado, responsável pelo abastecimento de água ou que faça uso de recursos hídricos, beneficiário da proteção proporcionada por uma unidade de conservação, deve contribuir financeiramente para a proteção e implementação da unidade, de acordo com o disposto em regulamentação específica (BRASIL, 2000).

Sinteticamente, aquele que faz uso de recursos hídricos cujas nascentes e trechos dos rios estejam protegidos por uma UC é legalmente obrigado a contribuir financeiramente para a sua proteção. Não se trata da cobrança pelo uso da água, mas uma contribuição pelo benefício proporcionado aos recursos hídricos pela unidade de conservação – um sistema de PSA baseado no princípio do protetor-recebedor (ALMEIDA, 2012 apud TITO; ORTIZ, 2013).

Entretanto, não se encontrou nenhum caso em que os pagamentos previstos no art. 47 do SNUC tenham sido realizados no país (GORINI; MENDES; CARVALHO, 2006; PÁDUA, 2011). O principal motivo é que o instrumento previsto não passou por regulamentação, isto é, não foi complementado através de atos gerais do Poder Público (e.g., decreto ou resolução) para que a sua efetiva aplicação legal seja possível. Em detalhes, a Lei do SNUC somente criou o art. 47 e apresentou sua definição, sem introduzir maiores explicações sobre o funcionamento. Dois anos depois, em 2002, foi publicado o Decreto nº 4.340/2002, que seria o responsável pela regulamentação dos artigos 22, 24, 25, 26, 27, 29, 30, 33, 36, 41, 42, 47, 48 e 55 do SNUC, conforme preconizado no seu art. 1º. Contudo, o art. 47 não é sequer citado novamente durante o texto e a regulamentação prevista não ocorre (BRASIL, 2000; BRASIL, 2002; BERNARDO; NOGUEIRA, 2016). Sem regulamentação, não há como torná-lo exigível (ALBUQUERQUE, 2007) e, logo, a contribuição financeira prevista no referido artigo não está sendo implementada no país (STARZYNSKI; SIMÕES, 2015). Conforme Albuquerque (2007), caso regulamentada, a contribuição se torna obrigatória, e o usuário de água deve contribuir financeiramente para o desenvolvimento de atividades de preservação da unidade de conservação responsável pela provisão de seus recursos hídricos.

A ausência de regulamentação do artigo 47 do SNUC inviabiliza o funcionamento e a utilização dos recursos econômicos que seriam advindos desse instrumento financeiro. Em um contexto de financiamento de unidades de conservação extremamente deficitário no Brasil, não há como ignorar o potencial econômico do instrumento. Para compreensão dessa magnitude, cita-se os dados levantados por Young e Medeiros (2018): 24% (ou 128 m³/s) da água captada para abastecimento humano no Brasil é influenciada por unidades de conservação. De modo paralelo, Medeiros et al. (2011) citam a existência de 6941 e 350 pontos de captação de água para agricultura e abastecimento, respectivamente, que estão situados dentro ou a jusante de UC federais no país. Proporcionalmente, esses números representavam 32,1% e 12,8% do total dos pontos de captação de água existentes no país para o respectivo fim, no ano de 2011.

Para exemplificação do conflito quanto às concessionárias de abastecimento público de água, cita-se o caso do Parque Municipal da Lagoa do Peri, localizado em Florianópolis, em Santa Catarina. A CASAN abastece 60 mil residências da Costa Leste-Sul do Município através da captação da água advinda de uma lagoa situada dentro do parque. Porém, não existe qualquer forma de contribuição financeira, como prevê o art. 47 do SNUC. Funcionários da unidade de conservação foram entrevistados por Sbroglia e Beltrame (2012) e defendem a obrigatoriedade e a necessidade da remuneração. Situações semelhantes ocorrem por todo o Brasil, mesmo que seja notório que as unidades de conservação reduzem os custos de tratamento das companhias de abastecimento ao realizar processos de purificação de forma conservacionista (MEDEIROS et al., 2011a; MOTTA; ORTIZ, 2013).

Um dos grandes desafios que envolvem o pagamento por serviços ambientais gerados em uma unidade de conservação é a precificação, visto que esses são, em sua maioria, serviços de natureza pública e prestados de forma difusa (MEDEIROS et al., 2011a). De fato, o preço de um serviço ambiental pode ser definido em duas categorias: o *preço de indução* e o *preço de financiamento*. A primeira categoria é associada ao princípio do poluidor/usuário-pagador, e é determinada para que se atinja um nível agregado de uso tecnicamente adequado. Baseia-se em simulações que identificam como os usuários alterariam o seu comportamento frente aos preços estipulados. É o caso da cobrança de água, que busca a indução na redução do consumo. Já o preço de financiamento é relacionado a um nível ótimo de orçamento predeterminado a ser atingido com os pagamentos, em uma lógica associada ao princípio do protetor-recebedor. Por exemplo, essa contribuição não busca o racionamento e a gestão da água, mas uma alternativa para o financiamento e a recuperação de custos do protetor. Assim, o preço de financiamento independeria do nível de escassez do recurso hídrico (STROBEL et al., 2007; MOTTA; ORTIZ,

2013). Na literatura, alguns autores entendem que a contribuição financeira do art. 47 do SNUC deva ser aplicada como um preço de financiamento (STROBEL et al., 2007; MOTTA; ORTIZ, 2013; TITO; ORTIZ, 2013).

Independentemente da sua categoria, os serviços ambientais devem ser monetizados através de técnicas de valoração ambiental. Serviços que possuem valor de mercado, como a borracha, têm o valor mais facilmente determinado. Outros casos são mais complexos, como a determinação da redução de emissões de gases de efeito estufa por conta da manutenção de uma área de floresta que poderia ter sido desmatada (MEDEIROS et al., 2011a). A monetização de um serviço ambiental está sujeita a um alto grau de variabilidade nos resultados, dependendo de como os usuários e os usos são classificados e descritos, e da robustez da técnica de valoração ambiental adotada (MOTTA; ORTIZ, 2013). Em todo o caso, a correta monetização e gestão de serviços ambientais pode fornecer às unidades de conservação valores muito superiores do que aqueles repassados pela administração pública anualmente (MEDEIROS et al., 2011a).

Em linhas gerais, as lacunas jurídicas e a falta de regulamentação de dispositivos do SNUC são alguns dos motivos que explicam a dificuldade do Brasil em alcançar os objetivos esperados de gestão das unidades de conservação, inclusive quanto aos recursos financeiros que são necessários (BERNARDO; NOGUEIRA, 2016). O governo deve adotar uma política de valorização do financiamento e da gestão de suas unidades de conservação e, de forma paralela, o PSA pode representar um fator incremental importante para a geração de receita (GELUDA; YOUNG, 2005).

2.2 A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VARGEM DO BRAÇO

2.2.1 O conceito de bacia hidrográfica

Segundo Silveira (2014), a bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água da precipitação que converge todos os escoamentos para um único ponto de saída: o exutório. Basicamente, é composta por um conjunto de superfícies vertentes e de uma rede de drenagem formadas por cursos de água que confluem até resultar em um leito único (SILVEIRA, 2014). O regime hidrológico do rio principal e de seus afluentes é influenciado pelas características morfológicas da bacia hidrográfica, como a sua geologia e a sua topografia (LIMA, 2008).

A bacia hidrográfica é a escala geográfica usualmente utilizada para o gerenciamento de recursos hídricos (KRAUSE; BOYLE; BÄSE, 2005) e para as aplicações da engenharia de hidrologia (RIGHETTO, 1998). Caso uma bacia possua elevada importância estratégica, como para o abastecimento público, a medição do volume e da distribuição temporal do fluxo de água de seus rios se torna uma atividade ainda mais essencial (KRAUSE; BOYLE; BÄSE, 2005).

A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997) delimita que a bacia hidrográfica é a unidade territorial que deve ser utilizada para a sua implementação (BRASIL, 1997). Portanto, no Brasil, as ações de regulação, controle, conservação e recuperação devem sempre ser realizadas considerando a escala de uma bacia hidrográfica, mesmo que raramente essas correspondam a limites municipais ou estaduais (FRANCA, 2006).

2.2.2 Localização e caracterização

A bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço (BHVB) é situada no Município de Santo Amaro da Imperatriz, na região metropolitana de Florianópolis, no Estado de Santa Catarina. A BHVB possui uma área de drenagem de aproximadamente 206 km² (UFSC, 2018) e o seu rio principal, o Vargem do Braço, também conhecido como Pilões, possui 32,9 km de extensão (MENDES; CHAFFE, 2014). A bacia é situada na Serra do Tabuleiro, feição mais importante de relevo da região centro-leste catarinense (REIS; TOMAZZOLI, 2010), e contém altitudes de até 1250 m, segundo os dados de EPAGRI (2005).

Na parte superior do rio Vargem do Braço, em uma área de elevada altitude, a bacia hidrográfica apresenta baixa intervenção antrópica e possui extensas áreas de Mata Atlântica preservadas (GIRARDI et al., 2016). Especificamente, próximo à nascente do rio, a vegetação dominante é a de Campos de Altitude, que se desenvolve sobre solos litólicos, solos orgânicos e trufeiras (OLIVEIRA et al., 2006).

Nas áreas mais planas, no curso médio do rio, situa-se a Comunidade Rural da Vargem do Braço, que abriga agricultores e sítiantes de final de semana. Os produtores locais dividem-se entre a cultura orgânica e a convencional, com utilização de agrotóxicos. Com a ocorrência das chuvas, detritos e produtos químicos são levados das lavouras para o rio (BITENCOURT, 2000). Nesse mesmo local, ocorrem também a pecuária, a criação de javalis (UFSC, 2018) e o lançamento de esgoto domiciliar sem tratamento (MPSC, 2009).

Após o trecho de presença humana, na comunidade da Vargem de Braço, o rio continua fluindo na direção nor-noroeste até a confluência com o rio Cubatão do Sul, do qual é o principal

tributário (REIS; TOMAZZOLI, 2010; BRUGGEMANN, 2012). Ao todo, a BHVB apresenta cobertura florestal em aproximadamente 85% de sua área (MENDES; CHAFFE, 2014).

O regime pluviométrico da BHVB não possui variação acentuada entre períodos secos e chuvosos, de forma que precipitações intensas podem ocorrer em qualquer época do ano. A maior pluviosidade média ocorre em janeiro e fevereiro, enquanto a menor, em junho e julho (FLORIANÓPOLIS, 2010a). Em média, a precipitação na bacia se situa na ordem dos 1750 mm anuais (UFSC, 2018). O seu clima é classificado como mesotérmico úmido sem estação definida, com temperatura média de 20°C, mínima de 1°C e máxima de 35°C (MAGNANINI; NEHAB, 1976 apud BITENCOURT, 2000).

Em relação a informações de âmbito gerencial sobre a BHVB e/ou de seu rio principal, exclusivamente, citam-se:

- Segundo o estudo “Bacias Hidrográficas do Estado de Santa Catarina”, de 1997, que dividiu a área de Santa Catarina em 10 Regiões Hidrográficas (RH), a BHVB faz parte da RH 8, denominada “Litoral Centro”. Trata-se de uma região pautada por um relevo forte ondulado e montanhoso, com área de 5.269 km² e composta por quatro grandes bacias: Biguaçu, Cubatão Sul, Madre e Tijucas (SDS, 201-);
- O rio Vargem do Braço é de domínio estadual, visto que nasce e deságua em uma mesma unidade federativa, Santa Catarina (SDS, 201-);
- O rio Vargem do Braço não possui um enquadramento⁵ atualizado. Essa situação é decorrente da insuficiência de estudos e resulta na utilização inadequada de suas águas (TCE/SC, 2010). UFSC (2018) sugere, para os corpos hídricos da BHVB situados em UC de proteção integral e em UC de uso sustentável, o enquadramento como rios de Classe Especial e de Classe 1, respectivamente, ambas as categorias bastante restritivas quanto aos usos de recursos hídricos;
- A bacia hidrográfica do Rio Cubatão do Sul, do qual a BHVB faz parte como uma sub-bacia, possui o seu próprio comitê de gerenciamento. É um órgão colegiado, de caráter consultivo e deliberativo, em que representantes do poder público e da sociedade civil

5 O enquadramento de um corpo hídrico segundo os seus usos preponderantes é o processo de estabelecimento do nível de qualidade (classe) a ser alcançado e/ou mantido ao longo do tempo para garantir aos usuários a qualidade da água necessária para atendimento de seus respectivos usos (TCE/SC, 2010). A Resolução do CONAMA nº 357/2005 estabelece a classificação dos corpos hídricos e as diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Segundo o art. 42 da referida Resolução, enquanto os respectivos enquadramentos não forem aprovados, as águas doces serão consideradas, no mínimo, como classe 2.

atuam na gestão dos recursos hídricos e na educação ambiental dos usuários da bacia (CGBHRC, 2018). Dentre os membros do comitê está a CASAN, que participa através de um representante (CASAN, 2017; CGBHRC, 2018);

- Em dezembro de 2018, como resultado de uma parceria entre a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e a Secretaria de Estado de Desenvolvimento Econômico Sustentável (SDS), o “Plano de recursos hídricos das bacias hidrográficas dos rios Cubatão do Sul, Madre e bacias contíguas” foi publicado. Trata-se de um documento que orienta a gestão das águas no âmbito local, e possui fundamental importância na manutenção das atividades econômicas, na qualidade de vida dos moradores e na conservação ambiental (UFSC, 2018).

2.2.3 O rio Vargem do Braço como um manancial de abastecimento público

Junto com o rio Cubatão do Sul, o rio Vargem do Braço é o principal manancial de abastecimento público dos Municípios de Biguaçu, Florianópolis, Palhoça, Santo Amaro da Imperatriz e São José, no Núcleo Metropolitano da Grande Florianópolis, em Santa Catarina, fornecendo água a uma população de aproximadamente 700 mil pessoas (PEREIRA; ZANIN, 2002). Através do sistema de barramento conhecido como Represa de Pilões, situado dentro do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro e de responsabilidade da CASAN, a água é captada e conduzida por gravidade até a Estação de Tratamento de Água (ETA) José Pedro Horstmann, no Município da Palhoça, onde passa por diversas etapas de tratamento em conjunto com a água bruta advinda do rio Cubatão do Sul. Em seguida, a água tratada é armazenada (15 reservatórios, com capacidade total de 43.350 m³) e distribuída para as residências (CASAN, 2012). A Figura 2 apresenta a Represa de Pilões, com indicativos dos locais do barramento e da estrutura inicial de captação de água da CASAN.

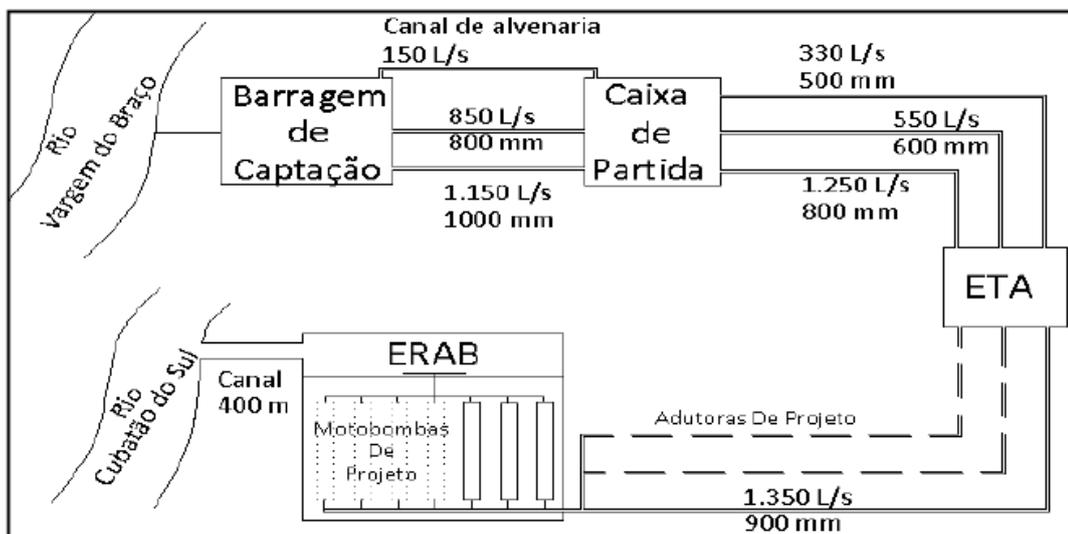
Figura 2 - Ponto de captação de água da CASAN na Represa de Pilões, no rio Vargem do Braço, no Município de Santo Amaro da Imperatriz, Santa Catarina.



Fonte: o autor (2019).

A Figura 3 mostra um esquema simplificado da captação e da adução de água bruta dos rios Vargem do Braço e Cubatão do Sul até a ETA José Pedro Horstmann.

Figura 3 - Esquema de captação e adução de água bruta dos rios Vargem do Braço e Cubatão do Sul.



Fonte: Florianópolis (2011).

As vazões máximas de captação dos rios Vargem do Braço e Cubatão do Sul são de 2.130 e 1.350 L/s, respectivamente, embora o primeiro apresente uma outorga⁶ de 2.000 e, o segundo, de 3.000 L/s. Ciente de que a capacidade máxima de tratamento da ETA José Pedro Horstmann é de 2.200 L/s, a captação do rio Cubatão do Sul é utilizada somente em períodos de estiagem. No caso, são três razões que motivam a CASAN a captar água preferencialmente do rio Vargem do Braço: a economia de energia elétrica, devido à adução por gravidade; a qualidade da água, significativamente superior; e a estrutura de adução (FLORIANÓPOLIS, 2011). Florianópolis (2010a) cita que, com a realização de certas reformas estruturais, o sistema de captação do rio Vargem do Braço poderia vir a retirar até 3.167 L/s – um valor muito superior à capacidade máxima de tratamento da ETA José Pedro Horstmann, entretanto.

O primeiro estudo acerca do aproveitamento da água do rio Vargem do Braço para o abastecimento público foi realizado em 1941, em um projeto que visava a provisão de água somente para o Município de Florianópolis. Cinco anos depois, em 1946, a Represa de Pilões e as suas primeiras adutoras foram inauguradas. Com o passar dos anos, os Municípios de São José (1951), Palhoça (1957), Biguaçu (1998) e Santo Amaro da Imperatriz (1998) também foram sendo incluídos no chamado Sistema Integrado de Abastecimento de Água da Região de Florianópolis (SIF). No ano de 1991, visando suprir a crescente demanda por água, o sistema passou a contar com a captação do rio Cubatão do Sul e a ETA José Pedro Horstmann foi inaugurada (PEREIRA; ZANIN, 2002). O abastecimento público representa cerca de 90% da demanda hídrica da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço, atualmente (UFSC, 2018).

A captação de água realizada pela CASAN no rio Vargem do Braço apresenta diversos problemas. Segundo Florianópolis (2011), no ano de 2011, a vazão máxima de captação (2.130 L/s) era maior do que a vazão outorgada (2.000 L/s), não havia uma legislação específica para a regularização do serviço, a fiscalização por órgãos competentes era deficiente, o IMA não havia emitido a licença ambiental e a CASAN não possuía estudo de capacidade hídrica. Além do mais, a outorga ainda era preventiva, visto que as condicionantes da Portaria SDS nº 45/2010 para a obtenção da outorga de direito de uso não haviam sido atendidas (FLORIANÓPOLIS, 2011).

6 A outorga de direito de uso de recursos hídricos é um instrumento através do qual o Poder Público permite ao usuário fazer o uso deste bem público (SIRHESC, 201-). Segundo a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997), a captação de água para consumo final, inclusive o abastecimento público, é um dos usos sujeitos à outorga (ALBUQUERQUE, 2007). Em Santa Catarina, a emissão de outorgas para o uso de recursos hídricos é uma responsabilidade da Secretaria do Desenvolvimento Econômico Sustentável (SIRHESC, 201-).

Outra questão polêmica se refere à quantidade de água outorgada, conforme aponta Florianópolis (2010a). O artigo 2º, da Portaria SDS nº 36/2008 (alterado pela Portaria SDS nº 51/2008), estabelece que a vazão outorgável para o abastecimento público pode vir a ser, no máximo, equivalente a 40% da vazão de permanência de 98% do tempo (Q_{98}) de um rio. Um estudo feito em 2006 pela empresa MPB Engenharia estimou, segundo os parâmetros adotados, uma Q_{98} de 572 L/s para o rio Vargem do Braço. Esse valor resulta em uma vazão outorgável de 229 L/s, muito inferior aos 2.000 L/s outorgados (e aos 2.130 L/s captados na prática). A situação requer um acordo entre CASAN, SDS, IMA e outros órgãos afins (FLORIANÓPOLIS, 2010a).

Por fim, cita-se o inciso V, do art. 9º, da Portaria MS nº 518/04, que estabelece que o responsável pela operação de um sistema de abastecimento deve promover, em conjunto com os órgãos ambientais, ações para a proteção dos mananciais utilizados. Em 2010, verificou-se que a CASAN não possuía ações para a proteção dos rios Vargem do Braço e Cubatão do Sul. Portanto, o Tribunal de Contas de Santa Catarina (TCE/SC) determinou que a concessionária deveria executar ações continuadas para a proteção de ambos os mananciais citados, conforme expresso no Relatório de Auditoria nº 009/2010 (TCE/SC, 2010).

Em suma, por uma série de motivos, trata-se de uma captação de água que apresenta ilegalidades e é realizada de forma insustentável (FLORIANÓPOLIS, 2011). Salienta-se que não foram encontradas informações atuais sobre as problemáticas citadas em Florianópolis (2010a; 2011) e em TCE/SC (2010).

Mesmo que a BHVB, onde está localizada a Represa de Pilões, esteja sob proteção do Bioma Mata Atlântica, a existência de agricultura familiar na comunidade do Vargem do Braço, a montante, não isenta o manancial de riscos de contaminação (CASAN, 2012). Estudos feitos no rio Vargem do Braço indicam evidências de mesotrofia e altas concentrações de coliformes totais e fecais (BENTO; PANITZ, 1998), assim como cor aparente e turbidez durante períodos de chuva (DALSSASSO et al., 2001; FLORIANÓPOLIS, 2010a). Nesse caso, os operadores da ETA José Pedro Horstmann podem reduzir momentaneamente o volume de água advindo do rio Vargem do Braço (DALSSASSO et al., 2001).

Apesar dos aspectos negativos citados, a maior intensidade da atividade agrícola, da urbanização, das queimadas e do desmatamento na bacia do rio Cubatão do Sul resultam em uma qualidade de água inferior, em média, aquela do rio Vargem do Braço (SANTO AMARO DA IMPERATRIZ, 2012).

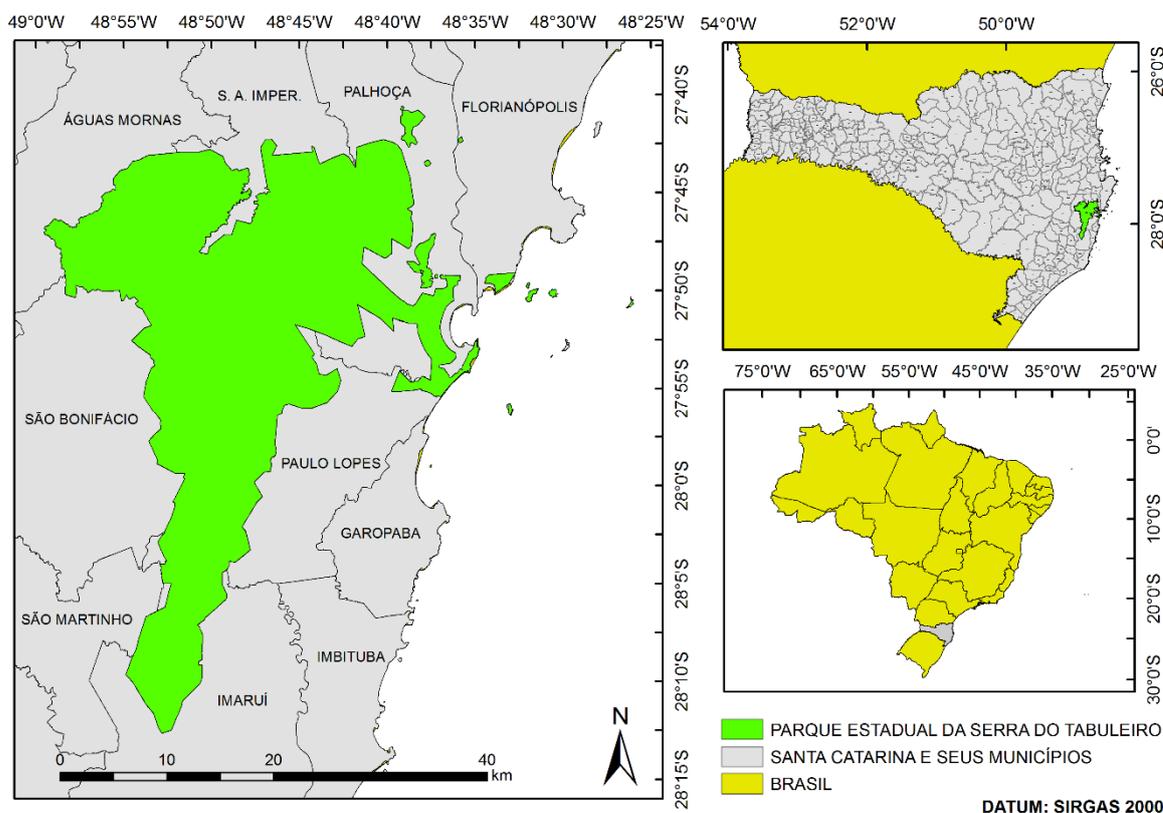
2.2.4 O Parque Estadual da Serra do Tabuleiro

O Decreto estadual nº 1.260/1975, de 01 de novembro de 1975, foi responsável pela criação do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (PEST), uma área protegida de originalmente 90.000 ha localizada em parte dos Municípios de Paulo Lopes, Águas Mornas, Palhoça, Santo Amaro da Imperatriz, São Bonifácio, Florianópolis, Imaruí e São Martinho, em Santa Catarina. A UC comporta uma grande planície litorânea e um expressivo conjunto montanhoso, formado por três diferentes serras (FLORIANÓPOLIS, 1975; ISHIY et al., 2009). O PEST é localizado na porção centro-leste de Santa Catarina, entre os paralelos de 27° 42' 09" e 28° 07' 42" de latitude Sul e os meridianos de 48° 34' 09" e 48° 57' 13" de longitude Oeste (BITENCOURT, 1999). Atualmente, a gestão do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro é uma responsabilidade do IMA.

Entre anexações (e.g., Decreto estadual nº 2.355/1977), desanexações (e.g., Decreto estadual nº 8.857/1979) e recategorizações (e.g., Lei estadual nº 14.661/2009), a área atual do PEST é de 84.130 ha (FLORIANÓPOLIS, 2009) – uma redução de 5.870 ha (6,5%) em relação ao seu tamanho original. Com as mudanças, o Município de Garopaba também passou a contar com áreas dentro do parque. Apesar da redução, PPMA/SC (2008) aponta que o PEST ainda é a maior UC de Santa Catarina, cobrindo 1% da área total do Estado, aproximadamente.

A Figura 4 mostra a disposição geográfica do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro em seus limites atuais.

Figura 4 - Disposição geográfica do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro.



Fonte: IBGE (2015); IMA (2019a). Elaborado pelo autor.

Localizado em uma região estratégica para conservação da Mata Atlântica, o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro possui uma grande variedade de habitats. Na região litorânea, são encontradas áreas de restinga e de manguezais. A floresta ombrófila densa cobre as serras e ocupa a maior parte da UC, enquanto a matinha nebulosa se distribui nas encostas superiores, envoltas na neblina formada pela condensação da umidade advinda do mar. Nas alturas mais elevadas, encontram-se a floresta ombrófila mista e os campos de altitude. As ilhas costeiras (do Siriú, dos Cardos, do Largo, do Andrade e do Coral) e os arquipélagos (de Três Irmãs e de Moleques do Sul) também apresentam suas singularidades biológicas. Por essa razão, o PEST possui uma enorme biodiversidade, com várias espécies ameaçadas de extinção. Não obstante, o parque abriga importantes rios da região, resguarda monumentos geológicos, atua como um regulador climático e funciona como um campo de pesquisas científicas e um destino de lazer (ISHIY et al., 2009). Em síntese, o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro possui significativa importância devido ao seu alto potencial hídrico, florístico, faunístico, paisagístico, geológico, climático, turístico e educativo (FLORIANÓPOLIS, 1975).

De forma mais específica, o PEST é um dos mais importantes produtores de recursos hídricos do Estado de Santa Catarina. No território protegido pela unidade de conservação, são situadas as nascentes e parte do leito dos rios Cambirela, Maciambu, Veríssimo, Paulo Lopes, da Madre, D'Una e Capivari, além do Cubatão do Sul e seus afluentes (e.g., Vargem do Braço, Braço do Sertão, Águas Claras, Ribeirão Vermelho, dos Porcos e do Salto). Além da utilização para o abastecimento, no caso dos rios Cubatão do Sul e Vargem do Braço, as águas contidas na UC são vitais para a manutenção da biodiversidade e se tornaram um grande atrativo turístico através da prática do *rafting* e da canoagem (BRUGGEMANN, 2012). Conforme Bitencourt (1999), o abastecimento público da Grande Florianópolis depende dos mananciais protegidos pelo Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, que, por sua vez, dependem da conservação e da preservação da vegetação nativa da unidade de conservação.

Entretanto, assim como boa parte das unidades de conservação brasileiras, o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro apresenta problemas em sua gestão: as limitações impostas pela criação do parque aos proprietários; os inúmeros terrenos particulares e a ausência de recursos financeiros para a regularização fundiária; os loteamentos irregulares que invadem o parque, principalmente na região costeira; a fiscalização insatisfatória; a carência de recursos humanos, administrativos e políticos; a utilização de defensivos agrícolas; os incêndios, principalmente nas proximidades das ocupações humanas; o atropelamento de animais silvestres na BR-101, que cruza a UC; o extrativismo; as espécies exóticas, como o *Pinus sp.*; a caça; o sobrepastoreio; o desmatamento; o intenso fluxo de visitação; e a expansão agropecuária (BITENCOURT, 1999; SOCIOAMBIENTAL; DINÂMICA, 2002; SALLES, 2003; PPMA/SC, 2008; STCP, 2018). Portanto, afirma-se que o PEST não cumpre integralmente seus objetivos educacionais, recreativos, científicos e ambientais (BITENCOURT, 1999).

Entre todas as atividades, existe uma com maior magnitude e urgência de resolução para a unidade de conservação em questão: a regularização fundiária. Ao longo de sua história, o grande obstáculo da gestão do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro é conseguir transferir ao Estado a efetiva posse e administração de suas terras (SALLES, 2003). Quando criado, em 1975, seus representantes acreditavam que a maior parte das áreas do PEST eram devolutas, o que simplificaria o processo de implantação da UC (STCP, 2018). Entretanto, essa nunca foi a realidade. Por exemplo, no ano de 1998, os seguintes dados foram levantados: 65.040 ha (75% da área total) do parque pertenciam a terceiros e eram passíveis de indenização; 12.000 ha eram de terras devolutas; e apenas 10.365 ha eram titulados em nome do governo de Santa Catarina (SOCIOAMBIENTAL, 2000). Visto que a maior parte das indenizações realizadas pela gestão

do PEST foi entre 1980 e 1986, a regularização fundiária perdura como um dos maiores anseios da população local (STCP, 2018) e o grande entrave para a real efetivação do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (PPMA/SC, 2008). Dentre os motivos para tal, ressaltam-se a dificuldade de relacionamento com os proprietários; a sobreposição de titulação dos imóveis; a ausência de uma legislação estadual para a regularização fundiária; a contínua compra de terrenos, mesmo após a criação do PEST; e, principalmente, os poucos recursos financeiros disponíveis para as indenizações (SOCIOAMBIENTAL; DINÂMICA, 2002; SALLES, 2003).

Desde a criação do PEST, em 1975, algumas legislações estaduais foram publicadas com o intuito de facilitar o processo de regularização fundiária da unidade de conservação. Citam-se: o Decreto estadual nº 1.261/1975, que declara os 90.000 hectares de terras destinadas ao Parque Estadual da Serra do Tabuleiro como de utilidade pública e interesse social, visando a desapropriação amigável ou judicial dos imóveis; o Decreto estadual nº 18.766/1982, que define que as áreas do PEST nos Municípios de Águas Mornas, São Bonifácio, São Martinho, Imaruí e Garopaba deveriam ser desapropriadas, sendo a Secretaria da Fazenda a responsável pela execução da desapropriação; e o Decreto estadual nº 24.598/1984, que define um Grupo Executivo de Implantação do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, com responsabilidade de reconhecer o território, identificar terras devolutas, avaliar imóveis e executar a desapropriação amigável (PETERS, 2014).

Peters (2014) entrevistou 29 proprietários de imóveis situados dentro da área do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro no Município de São Bonifácio. As respostas evidenciaram que os donos dos terrenos possuem uma relação “ruim” (52%) ou “razoável” (41%) com o PEST; que não foram pagas indenizações em 100% dos casos, o que motiva, inclusive, a uma parte dos entrevistados (24%) a possuírem ações judiciais para serem indenizados pela criação da unidade de conservação; e que a FATMA (o atual IMA) não mantém contato com 100% dos proprietários entrevistados. 93% dos entrevistados veem pontos positivos no PEST, como a preservação e a proteção das águas. Entretanto, 100% deles enxergam pontos negativos na UC, principalmente por não poderem utilizar a própria terra e por não terem recebido qualquer tipo de indenização por isso. Em síntese, os entrevistados compreendem a importância do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, mas a forma como foi estabelecido gera muitos problemas aos proprietários. Quando questionados sobre a melhor solução para o conflito, a grande maioria (83%) citou o pagamento de indenizações por um valor adequado.

Nesse mesmo contexto, em PPMA/SC (2008), também foram feitas entrevistas com proprietários de terrenos em diferentes zonas do PEST. Em muitas respostas, os entrevistados propuseram como medidas de solução dos conflitos a desanexação de áreas ocupadas através da redefinição dos limites do parque e a indenização dos terrenos localizados na UC.

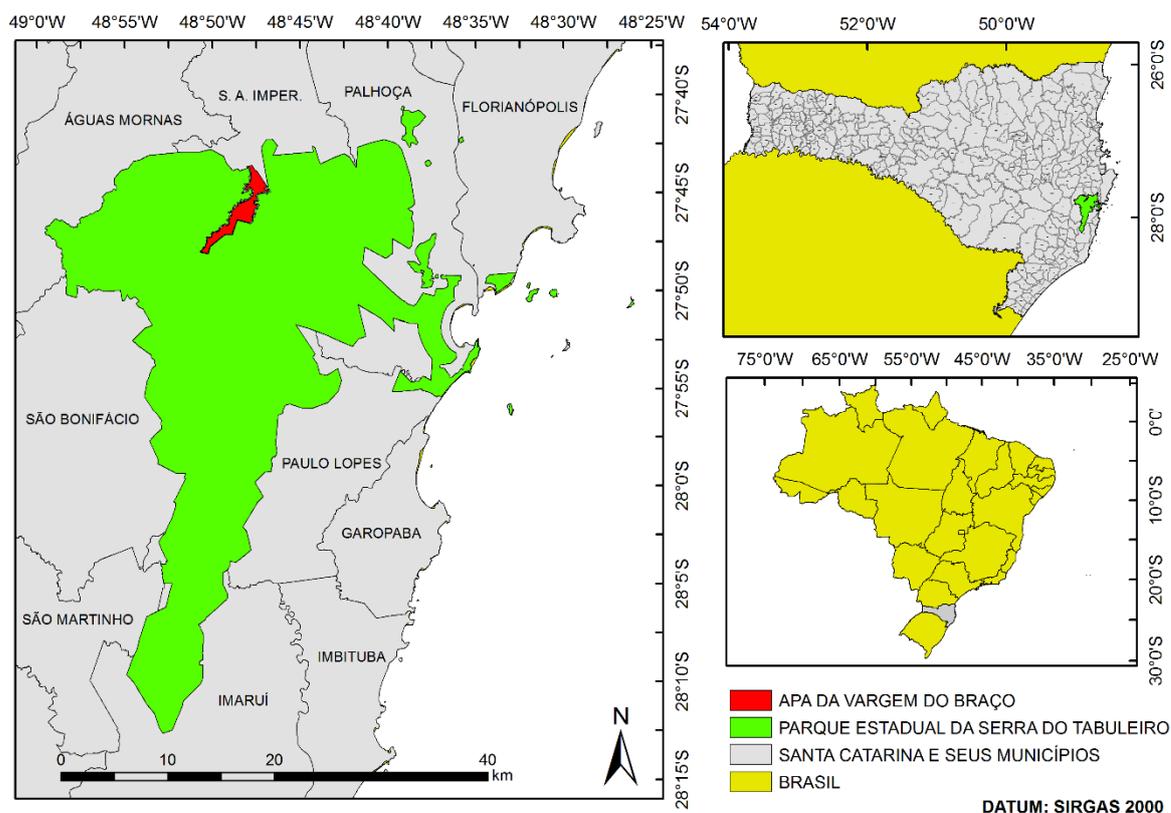
2.2.5 A Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço

A Lei estadual nº 14.661, de 26 de março de 2009, foi responsável pela reavaliação e redefinição dos limites do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. Entre outras providências, a legislação instituiu três novas unidades de conservação de uso sustentável – a APA da Vargem do Braço, a APA da Vargem do Cedro e a APA do Entorno Costeiro do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro – a partir de antigas áreas do PEST, uma unidade de conservação de proteção integral. Essas quatro unidades de conservação passaram a formar o “Mosaico⁷ de unidades de conservação da Serra do Tabuleiro e Terras de Massiambu”, com uma área total de 98.400 ha (FLORIANÓPOLIS, 2009).

A APA da Vargem do Braço possui área total de aproximadamente 935 hectares, e sua localização, seus limites e suas confrontações são descritos no anexo IV, da Lei estadual nº 14.661/2009. A Figura 5 mostra a disposição geográfica da APAVB.

7 Um mosaico é um conjunto de unidades de conservação de categorias diferentes ou não, próximas, justapostas ou sobrepostas, e outras áreas protegidas públicas ou privadas, cuja administração é realizada de forma integrada e participativa, compatibilizando os objetivos de conservação com o desenvolvimento sustentável regional e a presença da biodiversidade (FLORIANÓPOLIS, 2009).

Figura 5 - Disposição geográfica da Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço.



Fonte: IBGE (2015); IMA (2019a). Elaborado pelo autor.

Anteriormente inserido de forma integral no Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, o rio Vargem do Braço possui agora um terço de seu curso na nova unidade de conservação criada pela Lei estadual nº 14.661/2009. Em detalhes, a APAVB foi delimitada sobre os locais mais antropizados da sua bacia hidrográfica, na Comunidade Rural da Vargem do Braço, em áreas com relevo levemente ondulado a plano, próximas ao rio e onde são desenvolvidas atividades agropecuárias (BIANCHI, 2016).

A regulamentação e a definição das diretrizes para a efetiva implantação da APA da Vargem do Braço foram realizadas através do Decreto estadual nº 3.504, de 10 de setembro de 2010. A legislação definiu que a gestão da unidade é responsabilidade da FATMA (atual IMA), instituiu o seu Conselho Deliberativo e reafirmou a necessidade de elaboração de um Plano de Manejo. Enquanto o último não for elaborado, a APAVB possui três diferentes zonas de uso e ocupação do solo, segundo a legislação: I) Zona de Proteção Especial, constituída por áreas não edificáveis reservadas à recuperação e à proteção ambiental; II) Zona de Uso Rural Sustentável, composta por áreas reservadas para atividades rurais, turísticas, agropecuárias e de silvicultura;

e III) Núcleos Urbanos e Comunitários, compostos pelas áreas mais densamente ocupadas ou edificadas na Comunidade Rural da Vargem do Braço e destinadas para o estabelecimento de equipamentos sociais, serviços rurais e instalações agroindustriais de baixo impacto ambiental (FLORIANÓPOLIS, 2010b).

A recategorização imposta pela Lei estadual nº 14.661/2009 visou resolver os conflitos legais provenientes da existência de propriedades privadas dentro dessa antiga parte do PEST (PETERS, 2014). Uma unidade de conservação que limita a exploração humana, como é o caso de um Parque Estadual, obriga o Poder Público a desapropriar e indenizar os proprietários de terrenos no local. Contudo, se a UC for permissiva quanto à forma de manejo socioeconômico, como é o caso de uma Área de Proteção Ambiental, essa obrigação não existe (BITENCOURT, 2000). Em adição, o SNUC define que a categoria de parque permite somente a existência de terras públicas dentro de seus domínios, o que sujeita os imóveis privados eventualmente ali presentes à desapropriação⁸ com direito à indenização (BITENCOURT, 1999). Por outro lado, uma APA permite a existência de áreas públicas e privadas em seu domínio (BRASIL, 2000). Diante dessa problemática, optou-se pela recategorização de parte da unidade de conservação, uma alternativa mais simplória do que a regularização fundiária.

A APAVB contém 110 propriedades rurais totalmente ou parcialmente inseridas nos seus domínios (BIANCHI, 2016), servindo de residência para 40 famílias (MPSC, 2009). Em média, são imóveis pequenos (< 100 ha), com escritura pública e que abrigam atividades de exploração da terra, como a lavoura (SOCIOAMBIENTAL, 2000). Dos 920,82 ha da APA do Vargem do Braço, 439,70 ha (47,75%) estão ocupados por floresta nativa, 298,97 ha (32,46%) por campos, 146,68 ha (15,93%) por agricultura, 22,38 ha (2,43%) por silvicultura, 13,00 ha (1,41%) por áreas urbanas e 0,1 ha (0,01%) por açudes (BIANCHI, 2016).

Assim como no PEST, a APA da Vargem do Braço também apresenta atividades que geram pressões sobre os ecossistemas naturais, como a ocupação irregular, a introdução de espécies exóticas, o uso de agrotóxicos e a presença de animais domésticos. Contudo, trata-se de uma UC com potencial para atividades de educação ambiental, turismo ecológico e sistemas agroflorestais (STCP, 2018).

No dia 26 de maio de 2009, tendo em vista a Representação nº 01.2009.001501-7, o Procurador-Geral de Justiça do Estado de Santa Catarina e o Coordenador-Geral do Centro de

8 O Decreto estadual nº 1.261/1975 declarou de utilidade pública e interesse social para fins de aquisição para desapropriação amigável ou judicial a área do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (BITENCOURT, 1999).

Apoio Operacional do Controle de Constitucionalidade encaminharam a proposição de uma Ação Direta de Inconstitucionalidade (ADI) perante os arts. 4º, 12, 13, 14 e 15 da Lei estadual nº 14.661/2009, que tratam da redefinição de uma parte dos limites do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro na Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço. Segundo os dois autores, a legislação ofende a preceitos da Constituição Estadual de Santa Catarina e da Constituição Federal ao transformar uma categoria restritiva de unidade de conservação (Parque Estadual) na mais permissiva categoria do SNUC (Área de Proteção Ambiental). Nesse caso, ainda há um agravante: a área recategorizada abriga o principal manancial de abastecimento público de água da Grande Florianópolis. De acordo com a ADI, a recategorização da região em uma APA pode flexibilizar intervenções antrópicas e levar ao esgotamento da água potável do manancial. Os autores salientam, inclusive, que a proteção do rio Vargem do Braço foi um dos principais motivos para a criação do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro em 1975. Em síntese, a ADI alega inconstitucionalidade na transformação e prega que a área da APAVB deve ser mantida incondicionalmente como uma parte do PEST (MPSC, 2009). Contudo, o Tribunal de Justiça de Santa Catarina julgou a ADI 2009.027858-3 improcedente, que transitou em julgado em 2014.

Em 16 de setembro de 2015, o Procurador-Geral da República no momento, Rodrigo Janot Monteiro de Barros, propôs uma nova ADI perante o Supremo Tribunal Federal (STF), com pedido de medida cautelar, em face dos arts. 4º, 12, 13, 14 e 15 da Lei estadual nº 14.661/2009. De acordo com o documento, a alteração contraria o art. 23, VI e VII, e o art. 225, §§ 1º, III, e 4º, da Constituição Federal, e também os princípios da vedação do retrocesso ambiental e da proibição de proteção insuficiente. Não obstante, a ADI ressaltou que a Lei estadual nº 14.661/2009 é decorrente do chamado “Movimento pela Recategorização”, criado por proprietários e possuidores de terras, negócios, benfeitorias e atividades de exploração direta dentro dos limites do PEST. Desprovidos da indispensável licença ambiental, muitos dos membros do grupo são réus em ações penais por crimes ambientais e não poderiam ser eles, justamente, os mais favorecidos com uma lei estadual (MPF, 2015). Porém, a APAVB ainda existe, visto que a ADI citada ainda tramita no STF, sem qualquer decisão oficial.

Apesar do longo período decorrido desde a publicação da Lei estadual nº 14.661/2009 e do Decreto estadual nº 3.504/2010, a Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço ainda não possui um Plano de Manejo e nem um conselho deliberativo.

2.3 FUNDAMENTOS HIDROLÓGICOS

2.3.1 Ciclo hidrológico: o conceito e as principais interações

A água é uma substância química que pode ser encontrada em estado sólido, líquido ou gasoso, na atmosfera, no subsolo, na superfície da Terra ou nas grandes massas, como os oceanos, mares e lagos. A constante movimentação, na qual a água altera o seu estado físico ou localização, recebe o nome de *ciclo hidrológico* (PINTO, 1976a).

Sob uma ótica que busca definir um ponto inicial em um ciclo fechado, considera-se que toda a água utilizável pelo ser humano provenha da atmosfera. Quando gotículas de água, formadas pela condensação do vapor e mantidas em suspensão em nuvens ou em nevoeiros, crescem e atingem determinada dimensão, têm-se a precipitação em forma de chuva. Se durante a queda ocorrem zonas com temperatura abaixo de zero grau, são formadas partículas de gelo chamadas de granizo. Entretanto, se a condensação ocorre sob temperaturas inferiores ao ponto de congelamento, forma-se a neve, um fenômeno pouco comum no Brasil (PINTO, 1976a). Em síntese, denomina-se como *precipitação* a água que, sendo proveniente do vapor da atmosfera, é depositada na superfície terrestre na forma de chuva, granizo, neve, orvalho, geada ou neblina (BERTONI; TUCCI, 2014).

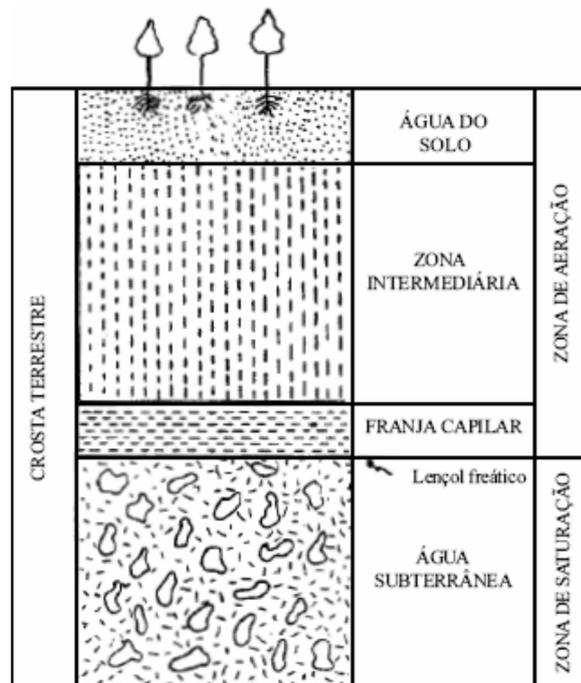
Uma fração da precipitação proveniente da atmosfera não alcança o solo, seja devido à evaporação durante a queda ou devido à retenção pela vegetação. No último caso, denomina-se o fenômeno como *interceptação*. Do volume que efetivamente atinge o solo, três caminhos são possíveis: parte se infiltra, no processo que recebe o nome de *infiltração*; parte escoia sobre a superfície do solo, no processo denominado como *escoamento superficial*; e parte retorna à atmosfera através da *evaporação direta* ou através da *transpiração* das plantas (PINTO, 1976a).

A infiltração simboliza o fenômeno da penetração da água no solo. Sua movimentação, em princípio, ocorre por percolação através dos vazios existentes em uma região denominada zona insaturada (ou zona de aeração), onde os interstícios do solo são preenchidos pela água ou pelo ar. Eventualmente, atinge-se uma área mais profunda, chamada zona saturada, onde todos os vazios são ocupados pela água e o lençol subterrâneo é formado. De acordo com as leis do escoamento subterrâneo, a água de um lençol pode tanto permanecer retida entre duas camadas impermeáveis (lençol cativo) como possuir uma superfície livre (lençol freático), alimentando rios, lagos, mares e oceanos (MARTINS, 1976a; MARTINS, 1976b; PINTO, 1976a).

A espessura da zona insaturada varia de acordo com a profundidade do lençol freático, limite superior da zona saturada. Em áreas alagadiças, por exemplo, pode se tornar virtualmente ausente; em áreas montanhosas, entretanto, pode alcançar centenas de metros de profundidade (LIMA, 2008). Já a zona saturada, por sua vez, possui uma barreira impermeável como limite inferior (CAICEDO, 2014).

A Figura 6 representa um esquema vertical do componente subsuperficial do ciclo hidrológico, que contempla a zona insaturada (ou zona de aeração) e a zona saturada. Como mostra o esquema, a zona insaturada é dividida em três partes: *zona das raízes*, onde subsiste a água do solo propriamente dita e as plantas se desenvolvem; *zona intermediária*, que atua como um freio para chuvas mais intensas; e a *franja capilar*⁹, formada pela ascensão capilar da água subterrânea da zona saturada.

Figura 6 - Esquema vertical da zona insaturada e da zona saturada.



Fonte: Lee (1980) apud Lima (2008).

Quando a intensidade da precipitação é maior do que a capacidade de infiltração do solo, a água escoa pela superfície. Inicialmente, as depressões do terreno são preenchidas; em

⁹ Franja capilar é a parte superior do lençol freático, em que a água de capilaridade forma uma franja com altura proporcional às características físico-químicas do material do solo (MARTINS, 1976a).

seguida, tem princípio o escoamento superficial propriamente dito, em que a água encontra os canais concentrados nos vales principais e que formam os rios. Esses, conseqüentemente, vêm a abastecer os grandes volumes de água dos lagos, mares e oceanos. Durante esse processo, a infiltração e a evaporação podem vir a ocorrer, dependendo das características do terreno e da umidade (PINTO, 1976a). A cobertura vegetal, a declividade e o sistema de drenagem da bacia hidrográfica influenciam o comportamento do escoamento superficial (TUCCI, 2005).

O fenômeno de retorno da água do estado líquido ao estado gasoso devido à energia recebida pelo sol recebe o nome de evaporação. Paralelamente, as plantas retiram a umidade do solo para utilizar no seu crescimento, eliminando-a na atmosfera sob a forma de vapor em um processo chamado transpiração. Ambos os fenômenos são comumente considerados de maneira conjunta, sob a denominação de *evapotranspiração* (PINTO, 1976a). A evapotranspiração é um fenômeno dependente da radiação solar, da tensão de vapor do ar e dos ventos (SILVEIRA, 2014).

Tendo em vista os processos apresentados, cita-se que a água pode atingir o curso de um rio de quatro maneiras distintas (MARTINS, 1976c; LIMA, 2008): precipitação direta no canal do rio; escoamento superficial; escoamento subterrâneo (ou fluxo de base), que representa o escoamento da zona saturada; e escoamento subsuperficial, que ocorre horizontalmente pelas camadas superiores do solo.

O escoamento superficial, que se inicia algum tempo após o início da precipitação, e o escoamento subsuperficial são difíceis de serem identificados separadamente. Já o fluxo de base, que varia lentamente com o tempo, é o principal responsável pela alimentação dos rios durante períodos de estiagem (MARTINS, 1976a). A soma dos quatro componentes constituem a vazão de um rio, isto é, o volume de água escoado na unidade de tempo em uma determinada seção de um curso hídrico.

O ciclo hidrológico pode ser representado de forma sintética pelo esquema da Figura 7. A realidade, todavia, é muito mais complexa que a exposta, onde cada gotícula de água possui um caminho particular segundo as condições encontradas no processo (PINTO, 1976a).

Figura 7 - Esquema representativo do ciclo hidrológico.



Fonte: USGS (2019).

2.3.2 A influência da floresta no regime hidrológico

Devido ao inchaço populacional e às crescentes demandas do sistema econômico, os ecossistemas de países tropicais vêm sendo rapidamente substituídos por outros tipos de uso do solo, como silvicultura, plantações e pastagens. Essas alterações na cobertura terrestre possuem efeitos drásticos em diferentes componentes do ciclo hidrológico (LAL, 2005).

Usualmente, a existência de cobertura florestal densa em uma bacia hidrográfica tende a resultar nos seguintes efeitos hidrológicos:

- Aumento da interceptação: as copas das árvores atuam no processo de interceptação e causam uma diminuição na quantidade da precipitação que efetivamente atinge o solo (LIMA, 2008);
- Aumento da evapotranspiração: como a quantidade de água transpirada pelas plantas de uma floresta é geralmente superior à quantidade de água que deixa de ser evaporada da superfície do solo pela existência dessa cobertura vegetal, têm-se um aumento nas perdas por evapotranspiração (MARTINS, 1976b; TUCCI, 2014);

- Redução no escoamento superficial: a presença da vegetação atua como um obstáculo para o escoamento superficial, reduzindo sua intensidade e favorecendo a infiltração da água freada durante o percurso (SILVEIRA, 2014);
- Aumento da infiltração: como salientado no item anterior, uma cobertura vegetal mais densa, ao dificultar o escoamento superficial, favorece a ocorrência da infiltração. De forma concomitante, suas raízes retiram a umidade do solo após um evento chuvoso e possibilitam uma maior capacidade de infiltração no início da próxima precipitação (MARTINS, 1976a);
- Maior fluxo de base: devido ao aumento da infiltração, bacias hidrográficas florestadas tendem a armazenar uma quantidade superior de água subterrânea. Nesses casos, uma maior proporção da vazão dos rios é derivada do fluxo de base, que possui um tempo de residência mais longo e proporciona um regime mais uniforme (LIMA, 2008);
- Redução da erosão: a presença da vegetação reduz a energia cinética do impacto das gotas de chuva na superfície do solo, o que minimiza a erosão (SILVEIRA, 2014);
- Melhoria da qualidade da água: a vegetação reduz o transporte de contaminantes e fomenta a manutenção da qualidade da água dos rios de uma bacia hidrográfica (REIS, 2004).

Como bacias hidrográficas florestadas costumam apresentar maiores oportunidades de infiltração para a água precipitada, tende-se a ocorrer uma recarga mais expressiva dos estoques subterrâneos. Em consequência, essas áreas costumam possuir um período maior de fluxo de base durante as estiagens, favorecendo a regularidade do regime hidrológico dos seus rios ao longo de todas as estações do ano. Paralelamente, a redução do escoamento superficial causada pela vegetação tende a diminuir a ocorrência de inundações breves durante períodos de intensa precipitação (BRAGA, 2005; TEJWANI, 2005). Salienta-se, contudo, que as características do fluxo existente entre a água subterrânea e os rios dependem diretamente da geomorfologia da bacia hidrográfica e podem variar muito de um local para o outro (CUNHA, 2017).

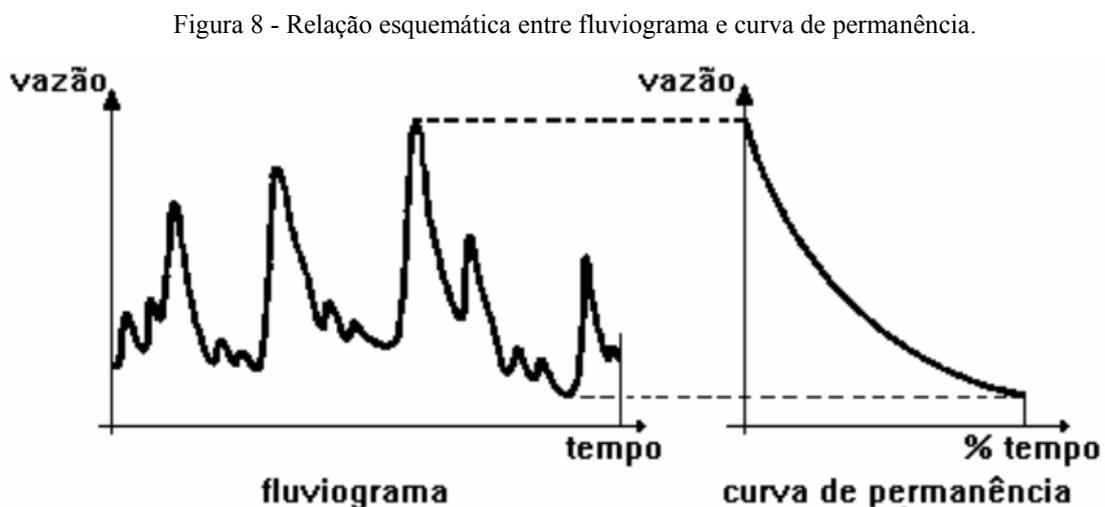
Segundo afirma Tejwani (2005), os impactos da degradação florestal de uma bacia hidrográfica não são somente na quantidade e na qualidade de sua água; também são afetados o funcionamento do ecossistema natural (impactos ecológicos), a base de produção, bens e serviços (impactos econômicos) e o bem-estar da população (impactos sociais).

2.3.3 Curva de permanência

A curva de permanência é a denominação dada à curva acumulativa de frequência da série temporal contínua dos valores de vazão de um determinado ponto de medição. Para uma maior facilidade de observação, o somatório das frequências é geralmente exposto em termos de porcentagem de tempo, ao invés do número de dias. Portanto, quando organizada, a curva de permanência indica a porcentagem de tempo em que um certo valor de vazão é igualado ou superado durante o período de observação. Recomenda-se construí-la a partir de vazões médias diárias, evitando um eventual efeito amortecedor de médias causado por períodos mais extensos (PINTO, 1976b).

Em termos práticos, a curva de permanência costuma relacionar a vazão no eixo das ordenadas e, no eixo das abscissas, a porcentagem de tempo em que ela é superada ou igualada durante o período histórico usado em sua construção. Não é possível afirmar que a permanência da curva se refira à probabilidade das vazões ocorrerem em um ano qualquer; entretanto, ela pode ser interpretada como a probabilidade de ocorrência das vazões dentro de um horizonte de planejamento (CRUZ; TUCCI, 2007). Nesse sentido, quanto maior a série de dados, mais representativa é a curva de permanência.

Em síntese, a curva de permanência pode ser considerada como um fluviograma em que as vazões são organizadas em ordem de magnitude, facilitando a visualização imediata de aspectos como a vazão mínima e o grau de permanência de qualquer valor de vazão (PINTO, 1976b). A Figura 8 apresenta a relação entre um fluviograma e a curva de permanência.



Fonte: Quimpo; McNally (1983) apud Cruz; Tucci (2007).

Diante disso, a curva de permanência é comumente utilizada para avaliar o potencial de abastecimento de água de uma determinada seção fluvial (LANNA, 2014).

2.4 MODELOS HIDROLÓGICOS

2.4.1 Definição e finalidade dos modelos hidrológicos

Na hidrologia, a análise qualitativa e quantitativa dos processos do ciclo hidrológico (e.g., precipitação, infiltração e escoamento superficial) é complexa e depende de um grande número de fatores. Nesse contexto, foram desenvolvidos os modelos hidrológicos, ferramentas utilizadas para representar o comportamento de uma bacia hidrográfica e, se necessário, prever condições distintas às observadas (TUCCI, 2005). Em outras palavras, os modelos hidrológicos são representações simplificadas de sistemas hidrológicos reais e visam a previsão de respostas hidrológicas em função de diferentes combinações de dados de entrada (BROOKS et al., 1991 apud OOGATHOO, 2006). Com o desenvolvimento tecnológico, a modelagem hidrológica se tornou essencial para o gerenciamento de bacias hidrográficas, com duas funções principais: melhorar o entendimento de processos biológicos, químicos e físicos de uma bacia, e como eles interagem; e aplicar esse conhecimento obtido para gerenciar e proteger os recursos hídricos e ambientais (GRAHAM; BUTTS, 2005).

Os modelos hidrológicos são costumeiramente usados para a previsão de vazões e para a análise dos efeitos resultantes da modificação no uso do solo da bacia (TUCCI, 2005). Logo, podem auxiliar na simulação dos efeitos hidrológicos de programas de conservação ambiental e assistir na definição de políticas de proteção do solo e da água (EPA, 2002 apud MORIASI et al., 2007).

2.4.2 Classificação de modelos hidrológicos

Atualmente, há uma grande disponibilidade de modelos hidrológicos computacionais, diferindo entre si em função dos dados de entrada utilizados, da discretização, das prioridades de representação dos processos e dos objetivos a serem alcançados (TUCCI, 2005). Geralmente, são classificados em torno das seguintes características:

- Modelo de parâmetros concentrados ou modelo de parâmetros distribuídos: em um modelo concentrado, a bacia hidrográfica é considerada como uma única unidade, que

desconsidera a variabilidade espacial (DEVI; GANASRI; DWARAKISH, 2015). Já os modelos distribuídos têm a capacidade de variar espacialmente e temporalmente os parâmetros da bacia, como o clima e as condições de uso do terreno (FRANA, 2012). Para isso, subdividem a bacia em pequenas unidades, que são, usualmente, células quadradas ou triangulares, onde tanto os dados de entrada quanto os resultados podem variar (DEVI; GANASRI; DWARAKISH, 2015);

- Modelo determinístico ou modelo estocástico: os modelos determinísticos sempre geram o mesmo resultado quando um determinado conjunto de dados de entrada é inserido no sistema; em outras palavras, independem da aleatoriedade. De maneira oposta, modelos estocásticos podem gerar resultados distintos a partir da inserção de um determinado grupo de dados (DEVI; GANASRI; DWARAKISH, 2015);
- Modelos empíricos, modelos conceituais ou modelos físicos: modelos empíricos são baseados apenas em dados e observações, sem considerarem os processos do sistema hidrológico. Para isso, são usadas equações matemáticas derivadas da série de dados de entrada e de saída e se tornam específicos para apenas uma bacia hidrográfica. Já os modelos conceituais descrevem todos os componentes do sistema hidrológico. São formados por diversos reservatórios interconectados, que representam os elementos físicos da bacia hidrográfica e que são recarregados (e.g., precipitação) e esvaziados (e.g., evapotranspiração) de acordo com o processo. Em geral, são modelos descritos por equações semiempíricas (DEVI; GANASRI; DWARAKISH, 2015). Os modelos físicos representam a idealização matemática de um fenômeno da natureza através de equações parciais diferenciais de fluxo de massa e de transferência de momento. São modelos hidrológicos mais complexos, e os parâmetros necessários para suas equações podem ser obtidos em medições de campo (GRAHAM; BUTTS, 2005);
- Modelos integrados: nesse tipo de modelo, as simulações abrangem a água subterrânea e a água superficial de forma conjunta e holística. Trata-se de uma abordagem moderna e que reflete a complexidade do regime hidrológico (XEVI et al., 1997; GRAHAM; BUTTS, 2005).

Apesar dos constantes avanços, os modelos hidrológicos ainda apresentam algumas limitações básicas, como a dificuldade de formular matematicamente certos processos do ciclo hidrológico e a simplificação do comportamento espacial de variáveis e de fenômenos (TUCCI, 2005). Em suma, considera-se como um bom modelo hidrológico aquele que consegue simular

resultados próximos à realidade de maneira simples e utilizando poucos parâmetros (DEVI; GANASRI; DWARAKISH, 2015).

O Quadro 4 apresenta alguns dos modelos hidrológicos (*softwares*) mais populares do mundo, como o MIKE SHE e o SWAT, organizados em torno de suas principais características.

Quadro 4 - Modelos hidrológicos (*softwares*) mais populares no mundo.

Tipo de modelo hidrológico	Água superficial	Água subterrânea	Integrado
Distribuído e físico	-	HGS; FEFLOW; MODFLOW	MIKE SHE; SHETRAN
Semidistribuído e físico	PRMS	-	GSFLOW
Distribuído e conceitual	TOP-MODEL	-	-
Semidistribuído e conceitual	SWAT; HBV	-	-
Concentrado e conceitual	Stanford Model	-	-

Fonte: adaptado de Ma et al. (2016).

2.4.3 Os processos de calibração e de validação

Uma simulação em um modelo hidrológico pode apresentar resultados inadequados devido a uma série de fatores: a utilização de um conjunto não ótimo de parâmetros; o uso de fórmulas matemáticas para descrever processos naturais; condições imprecisas nas fronteiras do modelo; erros nas medições dos dados de entrada; entre outros (GRAHAM; BUTTS, 2005; EL-NASR et al., 2005; SAHOO; RAY; DE CARLO, 2006; JABER; SHUKLA, 2012). Para o primeiro caso, existe uma forma de minimizar as incertezas: a calibração (FEYEN et al., 2000).

A calibração é o processo onde são obtidos valores ótimos de parâmetros do modelo através da comparação dos resultados (*output*) da simulação para um determinado conjunto de condições com os dados reais observados nas mesmas condições (MORIASI et al., 2007). No processo de calibração, os parâmetros devem ser ajustados dentro de um intervalo fisicamente possível de valores (FEYEN et al., 2000).

Na teoria, os modelos físicos tendem a minimizar a necessidade pela calibração, uma vez que os seus parâmetros são mensuráveis em campo. Entretanto, como a medição desses é praticamente inviável em determinada escala, a calibração se torna fundamental (STISEN et al., 2008). A calibração deve ser feita de forma detalhada para que uma modelagem obtenha resultados consistentes (WANG et al., 2012).

A calibração de modelos distribuídos não é uma tarefa simples e direta, visto que há um número elevado de parâmetros disponíveis para ajustes e os modelos requerem um intenso esforço computacional (VÁZQUEZ; FEYEN, 2003). Nesse sentido, diz-se que a quantidade de

parâmetros modificados através da calibração deve ser limitado ao menor número possível. Se muitos forem utilizados, o resultado pode vir a apresentar um bom ajuste em relação ao alvo da calibração, mas, paralelamente, o modelo tende a possuir uma performance pobre em relação a outros dados independentes (REFSGAARD; STORM; CLAUSEN, 2010). Da mesma forma, é vital identificar os parâmetros que efetivamente afetam os principais processos hidrológicos da bacia hidrográfica, tanto para fins metodológicos quanto para fins práticos (MA et al., 2016). Caso não haja uma metodologia para definição dos parâmetros-alvo, a calibração de um modelo distribuído pode se tornar uma “história sem fim” (REFSGAARD, 1997).

A validação é o processo que demonstra que um modelo hidrológico é capaz de fazer previsões suficientemente precisas para um determinado lugar. Na prática, isso representa a aplicação do modelo calibrado em um período de tempo distinto ao da calibração. Se o modelo responder adequadamente, segundo os critérios de precisão definidos, considera-se o mesmo como validado (REFSGAARD, 1997; ANDERSEN; REFSGAARD; JENSEN, 2001). Porém, Refsgaard (1997) frisa que um modelo só deve ser considerado validado para o tipo de grandeza utilizado no processo.

2.5 MIKE SHE

2.5.1 Histórico do programa

Buscando um modelo hidrológico adaptado aos anseios modernos do gerenciamento de recursos hídricos, a empresa francesa SOGREAH (do francês *Société Grenobloise d'Etudes et d'Applications Hydrauliques*), o Instituto Hidráulico Dinamarquês (DHI, do inglês *Danish Hydraulic Institute Water and Environment*) e o Instituto Britânico de Hidrologia (*British Institute of Hydrology*) desenvolveram conjuntamente o Sistema Hidrológico Europeu (SHE, do francês *Système Hydrologique Européen*), em 1982, contando com o apoio financeiro da Comissão das Comunidades Europeias. O SHE é um modelo hidrológico físico e distribuído que permite a construção e a simulação de qualquer processo do ciclo hidrológico, em qualquer área geográfica (ABBOTT et al., 1986b).

Os três parceiros originais possuíam a expertise necessária nas áreas de hidráulica, hidrologia e modelagem computacional. Entretanto, em 1985, a responsabilidade britânica foi transferida para a Unidade de Pesquisas em Sistemas de Recursos Hídricos da Universidade de

Newcaslte-upon-Tyne e, em 1990, a francesa foi alterada para o Laboratório de Hidráulica da França. Nesse período, a DHI decidiu criar e distribuir uma versão comercial do SHE, batizada de MIKE SHE. Esse se torna um modelo hidrológico popular em universidades, companhias privadas e órgãos públicos pelo mundo, principalmente na Europa e na América do Norte.

Atualmente, a DHI é a responsável pelo desenvolvimento e comercialização do MIKE SHE, sendo um dos principais softwares do seu portfólio. A associação com os grupos franceses e britânicos se desfez com o fim do apoio financeiro da Comissão das Comunidades Europeias, ainda na década de 1990 (REFSGAARD; STORM; CLAUSEN, 2010). O MIKE SHE é um modelo hidrológico em contínuo desenvolvimento e novas versões do *software* são lançadas constantemente (JABER; SHUKLA, 2012).

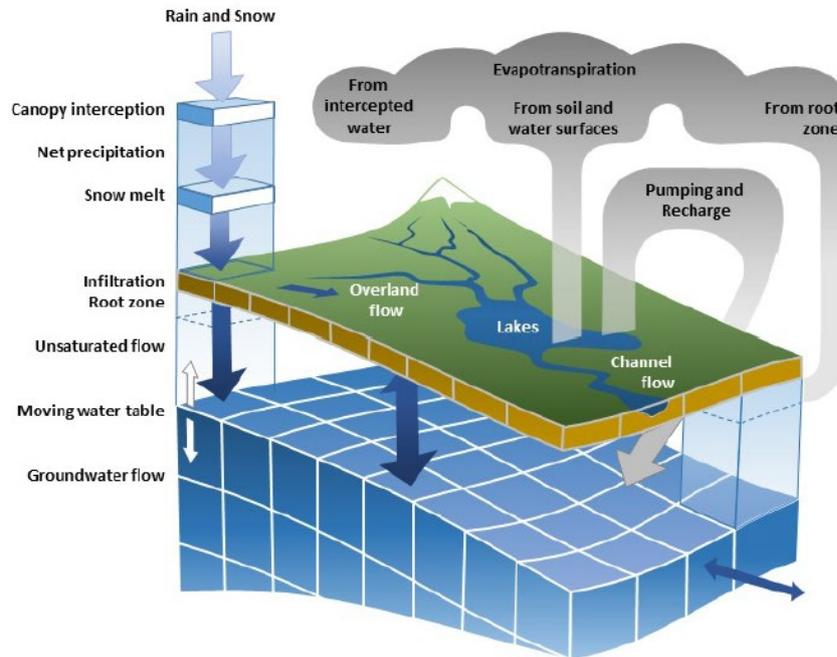
2.5.2 Descrição do software

O MIKE SHE é um modelo hidrológico físico, determinístico e distribuído que realiza simulações da água superficial e da água subterrânea de forma integrada. Com uma estrutura avançada, o software permite quantificar os processos do ciclo hidrológico terrestre de forma flexível, possibilitando ao usuário representá-los em diferentes níveis de distribuição espacial e complexidade de acordo a disponibilidade de dados de entrada e com os objetivos do estudo (BUTTS et al., 2004). Paralelamente, o MIKE SHE pode estimar a qualidade da água através da simulação do transporte de nutrientes, sedimentos e pesticidas (DHI, 2017a).

O MIKE SHE possui uma estrutura modular, contendo as seguintes partes, de acordo com Oogathoo (2006): movimento da água (WM, de *Water Movement*), para fins hidrológicos; advecção e dispersão (AD, de *Advection-Dispersion*), para a qualidade da água; erosão do solo (SE, de *Soil Erosion*), para o transporte de sedimentos; irrigação (IR, de *Irrigation*); porosidade dupla (DP, de *Dual Porosity*); crescimento de plantações e processos nitrogenados na zona de raízes (CN, de *Crop Growth and Nitrogen processes in the root zone*); e processos geoquímicos (GC, de *Geochemical Processes*).

O mais importante módulo do MIKE SHE é o de movimento da água, em que constam os componentes que representam os principais processos do ciclo hidrológico: precipitação, degelo, interceptação, evapotranspiração, escoamento superficial, escoamento de canal (rio) e os fluxos da camada saturada e insaturada (HUGHES; LIU, 2008; IM et al., 2009). A Figura 9 mostra uma representação esquemática dos processos hidrológicos do módulo WM.

Figura 9 - Processos hidrológicos do módulo de movimento de água do MIKE SHE.



Fonte: DHI (2017a).

O ciclo hidrológico no MIKE SHE se inicia com a entrada de água via precipitação ou irrigação. Depois da interceptação pelo dossel florestal, a água alcança a superfície e evapora para a atmosfera, filtra na zona insaturada ou flui como escoamento superficial. No primeiro caso, a água deixa o sistema. No segundo, segue como um fluxo unidimensional vertical até alcançar o lençol freático, o limite superior da zona saturada; enquanto isso, entretanto, pode ser extraída pelas raízes para a transpiração das plantas. No terceiro caso, que ocorre apenas se a camada superior da zona de aeração estiver saturada, a água escoar de acordo com a topografia, encontrando um rio ou uma área onde possa se infiltrar. O volume de água que alcançou a zona saturada forma um fluxo tridimensional subterrâneo, podendo vir a contribuir ou ser abastecido pela rede hidrográfica da bacia (DHI, 2017a). Devido a estas características, o MIKE SHE tem a capacidade de modelar uma troca dinâmica de água entre todos os principais componentes hidrológicos (SHAKYA, 2007).

Para cada um dos processos hidrológicos centrais do módulo WM, o modelo oferece mais de uma solução numérica, abrangendo diferentes metodologias e níveis de complexidade (WIJESEKARA et al., 2012). O Quadro 5 apresenta os principais processos hidrológicos e as soluções numéricas disponíveis.

Quadro 5 - Processos hidrológicos centrais do MIKE SHE e suas soluções numéricas.

Processo Hidrológico	Soluções numéricas disponíveis
Evapotranspiração	I) Método de Kristensen e Jensen II) Balanço hídrico de duas camadas
Escoamento superficial	I) Método das diferenças finitas (2D): Equação de Saint Venant II) Método das subcaptações: abordagem semidistribuída
Fluxo na zona insaturada	I) Método das diferenças finitas (1D): Equação de Richards II) Método das diferenças finitas (1D): Fluxo Gravitacional III) Balanço hídrico de duas camadas
Fluxo na zona saturada	I) Método das diferenças finitas (3D): Fluxo de Darcy II) Método do reservatório linear
Fluxo de canal	I) Método das diferenças finitas (1D): Equação de Saint Venant II) Roteamento de fluxo

Fonte: adaptado de DHI (2017a).

O MIKE SHE permite a inclusão dos processos hidrológicos do usuário e, para cada um desses, a escolha da solução numérica desejada entre as opções disponíveis (DHI, 2017a). O usuário do programa pode, assim, representar os processos hidrológicos de acordo com os objetivos de estudo e com a disponibilidade dos dados de entrada (GRAHAM; BUTTS, 2005). Salienta-se que a utilização de soluções numéricas físicas, mais robustas, como a equação de Saint Venant, são recomendadas apenas para os principais processos hidrológicos dentro do escopo do estudo (GRAHAM; BUTTS, 2005).

As escalas de modelagem no MIKE SHE podem variar de uma simples célula de perfil de solo até extensas bacias hidrográficas (DHI, 2017a). Por exemplo, cita-se Xevi et al. (1997), que realizaram seu estudo em uma bacia com menos de 1 km², enquanto Andersen, Refsgaard e Jensen (2001) fizeram suas análises em uma área de 375.000 km². O MIKE SHE não possui limitações quanto ao tamanho da bacia hidrográfica modelada (YAN; ZHANG; SORESON, 2001). Com essa flexibilidade, o MIKE SHE é utilizado nas mais diversas aplicações ligadas ao gerenciamento de recursos hídricos superficiais e subterrâneos, tanto no ramo acadêmico quanto no ramo empresarial (REFSGAARD; STORM; CLAUSEN, 2010). DHI (2017a) indica alguns dos usos mais comuns do modelo hidrológico em questão:

- Gerenciamento e planejamento de bacias hidrográficas;
- Efeitos hidrológicos de alterações no uso e ocupação do solo;
- Remediação da qualidade de águas superficiais e subterrâneas;
- Impactos superficiais da extração de água subterrânea;
- Mapeamento da vulnerabilidade de aquíferos;
- Gerenciamento da água subterrânea;

- Efeitos hidrológicos da agricultura;
- Operação de irrigação e drenagem;
- Otimização e gerenciamento do abastecimento de água;
- Efeitos hidrológicos de mudanças climáticas;
- Estudos em planícies de inundação;
- Restauração e gerenciamento de zonas úmidas (wetlands);
- Contaminação da disposição de resíduos sólidos;
- Avaliação de impacto ambiental.

No MIKE SHE, a bacia hidrográfica é representada por uma rede ortogonal de grades, no sentido horizontal, e por uma coluna de camadas horizontais em cada célula quadrada formada pela rede, no sentido vertical. Essa configuração permite a distribuição espacial de parâmetros da bacia hidrográfica, de características meteorológicas e de respostas hidrológicas (ABBOTT et al., 1986b). Com informações independentes para cada célula, têm-se um alto grau de heterogeneidade espacial na área modelada (LIU et al., 2016). O movimento horizontal de água entre as células ocorre como escoamento superficial ou como fluxo da zona saturada, enquanto o movimento vertical é relativo ao fluxo da zona insaturada (THOMPSON et al., 2004 apud LUCAS, 2007).

Para arquivos de séries temporais, como a precipitação diária, o MIKE SHE utiliza o formato .dfs0, enquanto que para dados espaciais, como a topografia, usa o .dfs2. Ferramentas existentes no software realizam a conversão de arquivos nos formatos .ascii ou .xlsx em .dfs0 e de arquivos nos formatos .shp (*ESRI shapefiles*) em .dfs2 (SHAKYA, 2007; DHI, 2017a).

2.5.3 O acoplamento do MIKE SHE com o MIKE 11

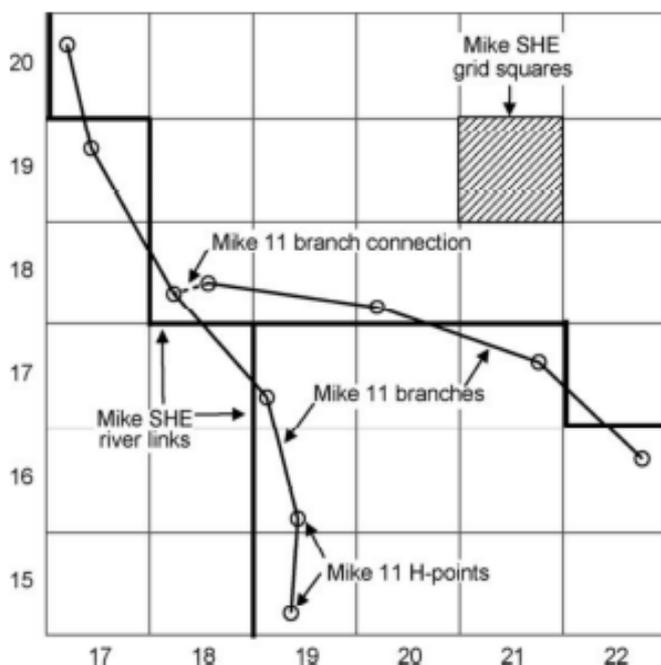
O MIKE 11 é um modelo hidráulico unidimensional que simula o fluxo e nível da água em rios e outros corpos hídricos superficiais, como lagos e reservatórios (DHI, 2017b). Possui a capacidade de realizar cálculos hidrodinâmicos e estudos de previsão de inundações, com a possibilidade de inserção de estruturas físicas, como pontes e barragens (TAVARES, 2016). Para simulação do fluxo de canal em seus rios, o MIKE SHE deve ser dinamicamente acoplado ao MIKE 11 (IM et al., 2009).

No MIKE 11, cada nó da rede hidrográfica requer informações acerca da hidráulica fluvial, tais quais as dimensões da seção transversal e os fatores de rugosidade. Esses nós são

chamados de Pontos-H (*H-Points*). O cálculo do nível da água do MIKE 11 é sempre feito nos Pontos-H; entretanto, nesse mesmo programa, o cálculo da vazão é feito nos chamados Pontos-Q (*Q-Points*), localizados no ponto médio entre dois Pontos-H (DHI, 2017b).

A interpolação entre os modelos MIKE SHE e MIKE 11 ocorre através de conexões fluviais (*river links*) localizadas nas bordas das células quadradas da grade horizontal do MIKE SHE. A rede hidrográfica do MIKE 11 é inserida de forma integral no MIKE SHE, contudo, as trocas de água ocorrem apenas nessas conexões supracitadas. Assim, quanto mais refinado for o gradeamento do modelo hidrológico, mais precisa é a descrição da rede fluvial (DHI, 2017a). A Figura 10 mostra o gradeamento horizontal e as conexões fluviais do MIKE SHE e a rede hidrográfica e os Pontos-H do MIKE 11.

Figura 10 - Esquema de acoplamento entre MIKE SHE e MIKE 11.



Fonte: DHI (2017b).

Os dois modelos são integrados através do MIKE Zero, o software de administração de projetos da DHI que organiza os arquivos das simulações (DHI, 2017a). Quando acoplados, as simulações no MIKE SHE e no MIKE 11 são simultâneas e a troca de dados ocorre através do espaço de armazenamento das conexões fluviais (LIU et al., 2007). Em maiores detalhes, os níveis de água calculados nos Pontos-H são transferidos para as conexões fluviais adjacentes. Em seguida, o MIKE SHE determina o escoamento superficial afluente e as trocas entre rio e

zona saturada que ocorrem em cada conexão fluvial. Esses valores são usados como entradas ou saídas laterais nos Pontos-H no próximo intervalo temporal de simulação (DHI, 2017b).

Os níveis de água são transferidos dos Pontos-H para as conexões fluviais do MIKE SHE através de um esquema de interpolação de pontos. O nível de água computado em cada conexão fluvial é interpolado dos dois Pontos-H mais próximos, a montante e a jusante, em um processo proporcionalmente ponderado à distância. Esse volume de água é a base para o cálculo das vazões no MIKE SHE nas conexões fluviais (DHI, 2017b). Em síntese, as vazões do MIKE SHE, calculadas nas conexões fluviais, são relativas aos Pontos-H circundantes e são distintas às calculadas no MIKE 11 individualmente, estimadas nos Pontos-Q do modelo hidrodinâmico.

O MIKE SHE e o MIKE 11 podem ser utilizados acoplados ou de forma independente (YAN; ZHANG; SORESON, 2001). Se acoplados, possibilitam o estudo completo e dinâmico do processo de interação entre água superficial e subterrânea com a inclusão de rios e outros corpos hídricos (DHI, 2017b).

2.5.4 Dados de entrada e parâmetros

Os dados de entrada e os parâmetros¹⁰ necessários para realizar as simulações possuem um significado físico e podem vir a ser obtidos em medições de campo ou através da literatura científica. Na segunda hipótese, geralmente se obtém um intervalo de valores possíveis para o caso (PAPARRIZOS; MARIS, 2015).

A flexibilidade do MIKE SHE significa que não existe uma lista pré-definida de dados de entrada e parâmetros; esses dependem dos processos hidrológicos incluídos na modelagem que, por sua vez, são dependentes dos objetivos da pesquisa (DHI, 2017a). Em geral, o MIKE SHE requer informações da bacia hidrográfica como topografia, dados meteorológicos, uso e ocupação do solo e profundidade do lençol freático. Já no MIKE 11 se inserem informações como o traçado dos rios e as dimensões da seção transversal (CHU et al., 2013).

A qualidade da modelagem hidrológica está intimamente relacionada à qualidade dos dados de entrada inseridos (CUNHA, 2017). Contudo, quando não há informações detalhadas,

¹⁰ Precipitação, informações meteorológicas, polígonos de uso e ocupação do solo e topografia, entre outros, são denominados como dados de entrada. Fatores como o índice de área foliar e o Manning M são chamados de parâmetros (BITEW; GEBREMICHAEL, 2011).

Butts et al. (2004) afirmam que resultados satisfatórios podem ser obtidos através do uso de representações menos precisas da bacia.

2.5.5 Pontos positivos e pontos negativos

Como um modelo hidrológico físico, distribuído e integrado, o MIKE SHE apresenta predicados positivos ligados a esses programas (seção 2.4.2), como a integração total entre a água superficial, subsuperficial e subterrânea (OOGATHOO, 2006) e a discretização temporal e espacial (HUGHES; LIU, 2008). Todavia, em meio a diversas aplicações possíveis, o MIKE SHE apresenta um atributo especial: é a melhor ferramenta disponível para estimar as respostas hidrológicas superficiais e subterrâneas decorrentes de mudanças no uso e ocupação do solo e no clima de uma bacia hidrográfica (PRUCHA et al., 2016).

De maneira paralela, o MIKE SHE possui outros pontos positivos (Quadro 6) e alguns pontos negativos (Quadro 7) que devem ser considerados por um usuário na escolha do modelo hidrológico mais adequado para os seus objetivos.

Quadro 6 - Pontos positivos do MIKE SHE.

Descrição	Fonte
Previsão da distribuição espacial da disponibilidade hídrica	Sekulic et al. (2017)
Modelagem de condições hidrológicas extremas (e.g., regiões montanhosas)	Cunha (2017)
Flexibilidade dos tipos de arquivos aceitos como dados de entrada	Hughes; Liu (2008)
Interface com Sistemas de Informações Geográficas (SIG)	Cunha (2017)
Capacidade de cálculo do fluxo de base	Oogathoo (2006)
Estrutura flexível de modelagem	Abbott et al. (1986b)
Boa dinâmica de navegação (<i>user-friendly</i>)	Oogathoo (2006)
Independência de medição de dados de longo prazo	Ma et al. (2016)
Disponibilidade de ferramentas gráficas para a calibração	Yan; Zhang; Soreson (2001)
Utilização das equações de St. Venant para o escoamento superficial	Oogathoo (2006)

Fonte: elaborado pelo autor.

Quadro 7 - Pontos negativos do MIKE SHE.

Descrição	Fonte
Alto custo de aquisição	Hughes; Liu (2008)
Requerimento de intenso poder computacional	Ma et al. (2016)
Elevada quantidade de dados de entrada	Feyen et al. (2000)
Utilização de alguns dados de entrada de difícil obtenção	Refsgaard; Storm; Clausen (2010)
Relação não linear entre parâmetros e resultados	Ma et al. (2016)
Parametrização excessiva de processos simples	Ma et al. (2016)
Gradeamento de tamanho uniforme para a área modelada	Hughes; Liu (2008)
Impossibilidade de modificação do código do modelo	Yan; Zhang; Soreson (2001)
Falhas didáticas nos manuais	Hughes; Liu (2008)

Fonte: elaborado pelo autor.

Em média, o MIKE SHE possui uma superioridade na capacidade de simular processos hidrológicos que é reconhecida por pesquisadores e hidrólogos (MA et al., 2016). Hughes e Liu (2008) avaliaram o software com notas em uma escala de 1 a 5: capacidade, 4,8; confiabilidade, 4,5; facilidade de uso, 4,0; e suporte técnico, 4,5. Para exemplificar a superioridade, El-Nasr et al. (2005) apontaram a sua superioridade em relação ao SWAT, outro modelo hidrológico bem avaliado, para a reprodução do ciclo hidrológico da bacia hidrográfica do rio Jeker, na Bélgica.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

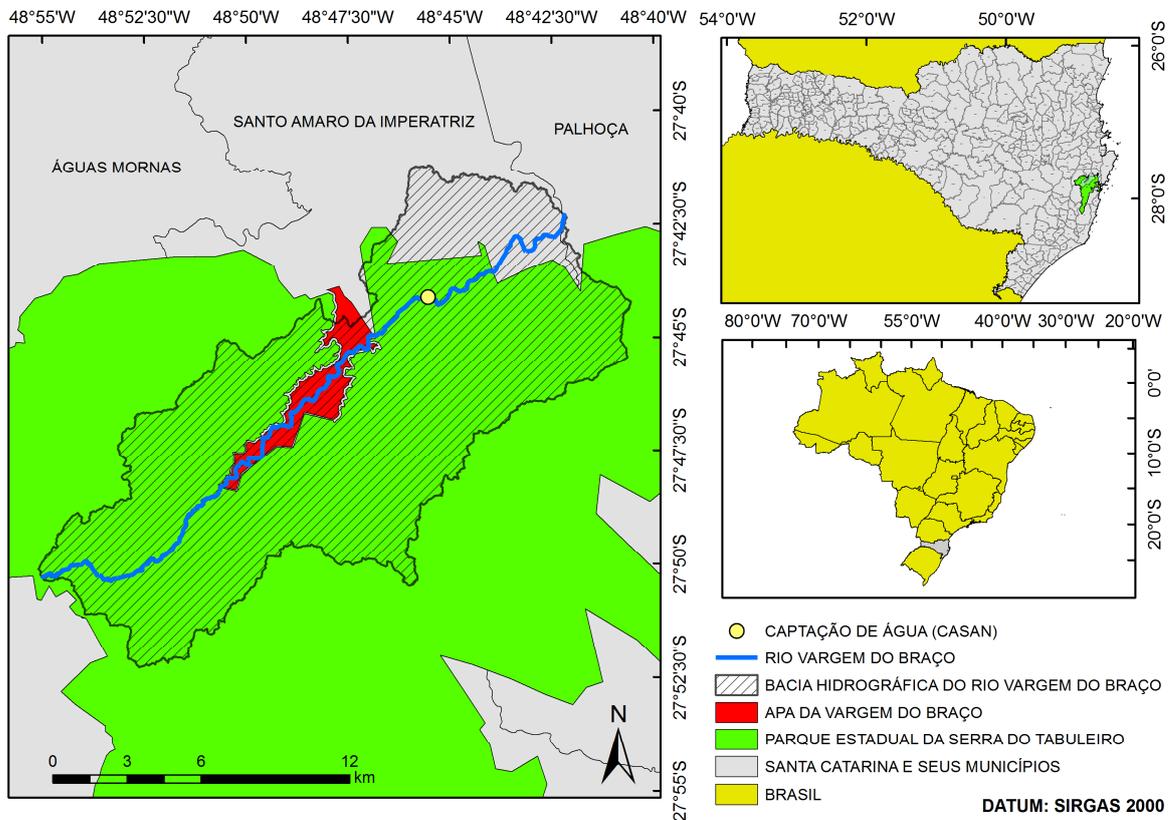
3.1 ÁREA DE ESTUDO: A BHVB E SUAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

A definição da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço como a área de estudo se baseou no fato de que o local é um exemplo ideal de onde a contribuição financeira prevista no art. 47 do SNUC deveria ser paga, caso esse instrumento estivesse regulamentado.

Em maiores detalhes, a porção da bacia localizada a montante do ponto de captação de água da Represa de Pilões é situada praticamente de forma integral dentro das duas UC da região, a Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço e o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. Portanto, pode-se dizer que a água retirada pela CASAN para o abastecimento da Grande Florianópolis possui um regime hidrológico diretamente influenciado pelas condições de uso e ocupação do solo das duas unidades de conservação administradas pelo IMA. Devido à ausência de regulamentação do artigo 47 do SNUC, a contribuição financeira inexistente.

A Figura 11 apresenta a localização da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço, do rio homônimo, do ponto de captação de água da CASAN, da Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço e do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro.

Figura 11 - Disposição geográfica da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço, da captação de água da CASAN e das unidades de conservação da região.



Fonte: IBGE (2015); IMA (2019a); SDS (2016). Elaborado pelo autor.

Em síntese, as análises hidrológicas, financeiras e gerenciais que se pretende realizar neste trabalho foram realizadas considerando a área da BHVB e a sua interface com as unidades de conservação, a CASAN e o IMA.

3.2 MODELAGEM DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO VARGEM DO BRAÇO

3.2.1 Ferramenta: o modelo hidrológico MIKE SHE

A escolha de um modelo hidrológico deve ser baseada nos objetivos de uso (ZHANG et al., 2008). Conforme apresentado na seção 2.5.5, entre outros predicados positivos, o MIKE SHE é um software recomendado para a avaliação de alterações no uso e ocupação do solo de uma bacia hidrográfica. Partindo do pressuposto que o Objetivo I do estudo envolve a análise dos efeitos hidrológicos resultantes de mudanças na superfície da BHVB, têm-se um importante

argumento para o processo decisório de definição do software a ser utilizado na modelagem hidrológica.

Mediante a qualidade do software e a compatibilidade com os objetivos da pesquisa, o MIKE SHE – em conjunto com o MIKE 11, para a estimativa do fluxo de canal no rio – foi o programa escolhido para modelagem hidrológica da bacia e a consequente avaliação do efeito da presença das duas unidades de conservação (PEST e APAVB) na curva de permanência do ponto de captação de água da CASAN na Represa de Pilões.

3.2.2 Cenário atual de uso e ocupação do solo

Inicialmente, foi realizada a modelagem hidrológica da BHVB para o cenário atual de uso e ocupação do solo, denominado Cenário 0 (C0), em que as duas UC regem a utilização da terra de grande parte da bacia hidrográfica. A metodologia da modelagem hidrológica do C0 é descrita na seção 3.2.2.1; os dados de entrada e parâmetros utilizados no C0 são apresentados na seção 3.2.2.2; e a metodologia de calibração e validação é descrita na seção 3.2.2.3.

3.2.2.1 Metodologia da modelagem hidrológica

Neste cenário, todos os processos hidrológicos do módulo WM do MIKE SHE foram incluídos (evapotranspiração, escoamento superficial, fluxo na zona insaturada e fluxo na zona saturada), representando o ciclo hidrológico de forma completa, em conjunto com o fluxo de canal, do MIKE 11. Entretanto, os módulos ligados à qualidade de água, como o AD, não foram selecionados.

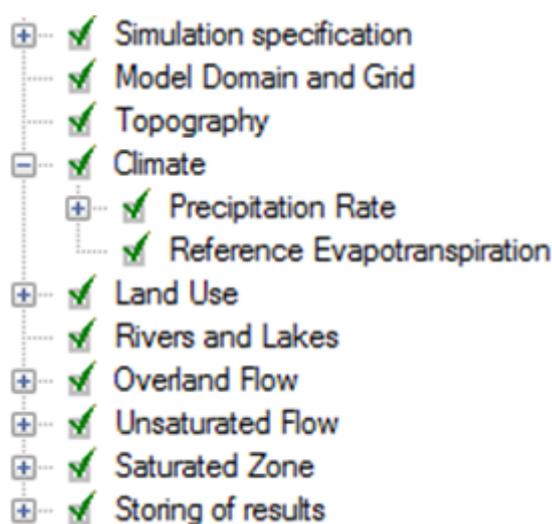
Considerando o elevado tempo de simulação, as soluções numéricas mais complexas foram utilizadas apenas nos processos hidrológicos considerados mais importantes perante os objetivos do trabalho: para o fluxo de canal, a equação unidimensional de Saint Venant; para o escoamento superficial, a equação bidimensional de Saint Venant; e, para a zona saturada, o fluxo de Darcy. Para a evapotranspiração e para o fluxo na zona insaturada, foi selecionado o balanço hídrico de duas camadas, um método expedito e que demanda menos dados de entrada. Essa abordagem de simplificar a descrição de processos hidrológicos secundários é sugerida em DHI (2017a) e é utilizada em diversos estudos realizados com o MIKE SHE e o MIKE 11.

Durante a configuração do C0, buscou-se a representação detalhada de todos os dados de entrada; em certos casos, porém, como na zona saturada, a indisponibilidade de informações levou à simplificações na descrição das características da bacia hidrográfica.

Os dados de entrada espaciais foram criados no ArcGIS 10.1, em formato shapefile (.shp) e, posteriormente, convertidos para o formato .dfs2, específico do MIKE SHE, através da ferramenta Grd2Mike, disponível na *MIKE Zero Toolbox*. Em todos os casos, o sistema de projeção utilizado foi o SIRGAS UTM Zone 22S.

No MIKE SHE, a inserção de dados de entrada e parâmetros é organizada em torno dos diálogos, itens que setorizam a descrição das características da bacia hidrográfica e dos processos do ciclo hidrológico escolhidos pelo usuário. A Figura 12 apresenta o ordenamento dos diálogos presentes na modelagem hidrológica do C0.

Figura 12 - Diálogos do MIKE SHE selecionados para a modelagem do C0 (cenário com as unidades de conservação).



Fonte: elaborado pelo autor.

O Apêndice A apresenta os detalhes de cada diálogo selecionado na modelagem do C0 (no caso, a definição do diálogo e dos dados de entrada e parâmetros solicitados pelo programa). Os Apêndices B, C, D e E, respectivamente, apresentam a definição das soluções numéricas dos diálogos de evapotranspiração, escoamento superficial, zona insaturada e zona saturada.

3.2.2.2 Dados de entrada e parâmetros utilizados

A seguir, os dados de entrada e parâmetros utilizados em cada um dos diálogos do C0 são apresentados.

3.2.2.2.1 Especificações da simulação (*simulation specification*)

Os seguintes processos hidrológicos e soluções numéricas foram selecionados:

- escoamento superficial: diferenças finitas (*finite difference*);
- Rios e lagos;
- Fluxo na zona insaturada: balanço hídrico de duas camadas (*2-Layer UZ*);
- Evapotranspiração;
- Fluxo na zona saturada: diferenças finitas.

Para “rios e lagos” e para “evapotranspiração”, o MIKE SHE não solicita a definição da solução numérica de forma direta nessa etapa. No primeiro caso, a definição é realizada no arquivo de parâmetros hidrodinâmicos, inserido no próprio diálogo de rios e lagos; no segundo, a escolha é automática e conciliada com a solução numérica do fluxo na zona insaturada.

O título da simulação (*simulation title*) foi definido como “Cenário atual”. O período da simulação (*simulation period*) foi definido como de 01/03/2012 a 31/12/2018, como explica a seção 3.2.2.3.4. A opção para a inclusão de arquivos de *Hot Start*¹¹ não foi habilitada.

Para definir os intervalos de tempo de simulação (*time step control*), foram acatadas as seguintes informações: intervalos de tempo reduzidos geram resultados mais precisos. Caso muito breves, entretanto, levam a um intenso processamento computacional. De forma paralela, intervalos de tempo muito extensos podem resultar em um excessivo número de iterações até a conversão e em uma possível instabilidade numérica no modelo (FEYEN et al., 2000); os intervalos de tempo máximos dos processos hidrológicos devem ser distintos – o escoamento superficial reage à precipitação mais rapidamente do que reage o fluxo na zona insaturada, por exemplo (DEMETRIOU; PUNTHAKEY, 1999); o intervalo de tempo máximo do escoamento superficial necessita ser menor ou igual ao intervalo de tempo máximo da zona insaturada, que deve ser menor ou igual ao intervalo de tempo máximo da zona saturada. Se a solução numérica

¹¹ Um arquivo de hot start é útil para as simulações que requerem um longo período de aquecimento (DHI, 2017a).

da zona insaturada for o método do balanço hídrico de duas camadas, o intervalo de tempo máximo da zona saturada deve estar entre 24 e 48 horas, enquanto o da zona insaturada não pode ser inferior do que um quarto desse valor. Se tratando de um processo hidrológico bastante dinâmico, o intervalo de tempo máximo do escoamento superficial pode utilizar um valor próximo a 30 minutos. Salienta-se que, como processos hidrológicos realizam trocas de água entre si, os intervalos maiores devem ser múltiplos dos intervalos menores (DHI, 2017a). Desta forma, os intervalos de tempo foram ajustados até a determinação da seguinte configuração:

- Intervalo de tempo básico inicial (*initial basic time step*): 1 h;
- Intervalo de tempo máx. do escoamento superficial (*max allowed OL time step*): 1 h;
- Intervalo de tempo máx. do fluxo na zona insaturada (*max allowed UZ time step*): 6 h;
- Intervalo de tempo máx. do fluxo na zona saturada (*max allowed SZ time step*): 24 h.

Para as seções de parâmetros de controle computacionais (*OL, UZ, SZ computational control parameters*), DHI (2017a) ressalta que os valores padrão (*default*) são adequados e recomenda que eles não sejam alterados, exceto caso ocorram problemas com a convergência dos cálculos e/ou com o tempo de simulação. Como essas situações não foram verificadas, os valores padrão foram mantidos. Citam-se as informações mais relevantes sobre os parâmetros de controle computacionais selecionados:

- No escoamento superficial, a técnica *Successive Overrelaxation* (SOR) foi selecionada para o cálculo da profundidade da água. O SOR é um método rápido, preciso, iterativo e que usa a matriz de Gauss-Seidel como solução (DHI, 2017a);
- Na zona saturada, a técnica *Preconditioned Conjugate Gradient* (PCG) foi usada para o cálculo do fluxo tridimensional da água subsuperficial;
- A equação de Manning foi selecionada para o cálculo das trocas entre o escoamento superficial e o rio. Portanto, se o nível da água na célula vizinha for superior à elevação da margem, têm-se um vertimento de água da superfície em direção ao rio, com o fluxo estimado pela equação supracitada. Contudo, o método é unidirecional e não estima o eventual fluxo do rio para a superfície (DHI, 2017a).

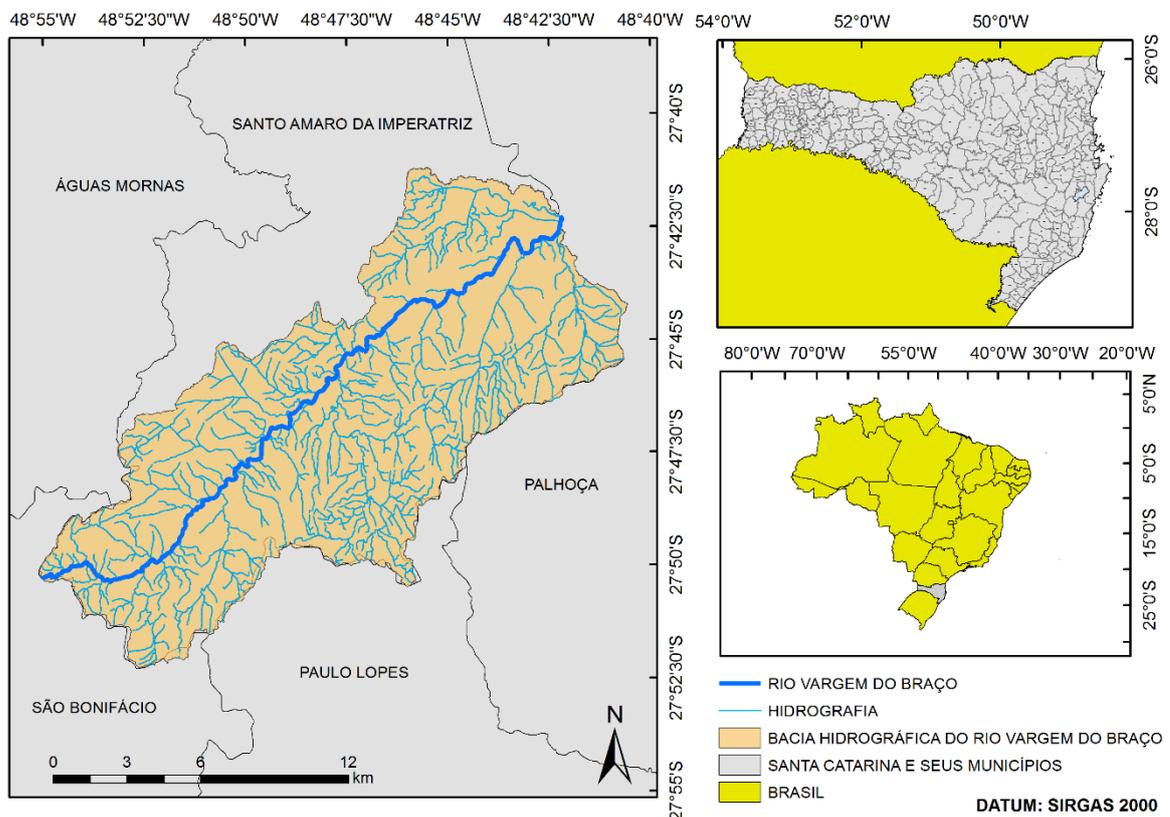
3.2.2.2.2 Domínio do modelo e gradeamento (*model domain and grid*)

Para este trabalho, os limites da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço foram definidos no *software* ArcGIS a partir de divisões topográficas (direção de drenagem), com o

exutório da bacia na confluência dos rios Vargem do Braço e Cubatão do Sul. No processo, utilizou-se o Modelo Digital de Elevação (MDE) da RH 8 de Santa Catarina, disponibilizado pelo Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina (CIRAM) da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) no site “Mapas Digitais de Santa Catarina” (EPAGRI, 2005). Após o procedimento no ArcGIS, a bacia hidrográfica, com uma área aproximada de 208 km², foi transformada do formato .shp para o formato .dfs2 com a ferramenta Grd2Mike e inserida no MIKE SHE.

A Figura 13 indica a localização dos limites da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço utilizados como domínio do modelo na simulação.

Figura 13 - Domínio do modelo: a bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.



Fonte: EPAGRI (2005); IBGE (2015); SDS (2016). Elaborado pelo autor.

Para a definição das dimensões das células do gradeamento horizontal, as seguintes informações foram consideradas: quanto mais detalhada a resolução do gradeamento da bacia, mais refinados tendem a ser os resultados. Contudo, o tempo de processamento computacional e a disponibilidade de dados de entrada podem representar entraves nesse quesito (IM et al.,

2009); a definição do gradeamento depende de vários fatores, como o grau de heterogeneidade dos parâmetros hidrológicos e a resolução necessária para os objetivos do estudo (FEYEN et al., 2000); o uso de células extensas pode alterar significativamente as características da bacia hidrográfica, suavizando heterogeneidades como as propriedades do solo ou da vegetação, por exemplo (XEVI et al., 1997). De acordo com essas informações, e após a realização de testes preliminares, foram definidas dimensões de 100 m x 100 m para as células do gradeamento horizontal. Assim, têm-se um modelo numérico com 24 km de extensão na direção Leste-Oeste e 21 km na Norte-Sul. O sistema de coordenadas usado foi o UTM (SIRGAS 2000 Zona 22 S).

A partir da comparação com estudos feitos em bacias de porte semelhante, entende-se que o gradeamento selecionado apresenta um bom detalhamento. Por exemplo, Janza (2010) utilizou um gradeamento de 180 m x 180 m para uma bacia hidrográfica de 244 km², enquanto Im et al. (2009) definiu células de 200 m x 200 m em para um modelo com área de 258 km². Em ambos os casos, foram obtidos resultados satisfatórios com gradeamentos menos precisos.

No momento de pré processamento do modelo, o MIKE SHE escaneia todos os dados de entrada espaciais (.dfs2) inseridos e os interpola para coincidir com o gradeamento, caso os arquivos possuam células com dimensões distintas ao especificado nessa etapa (DHI, 2017a).

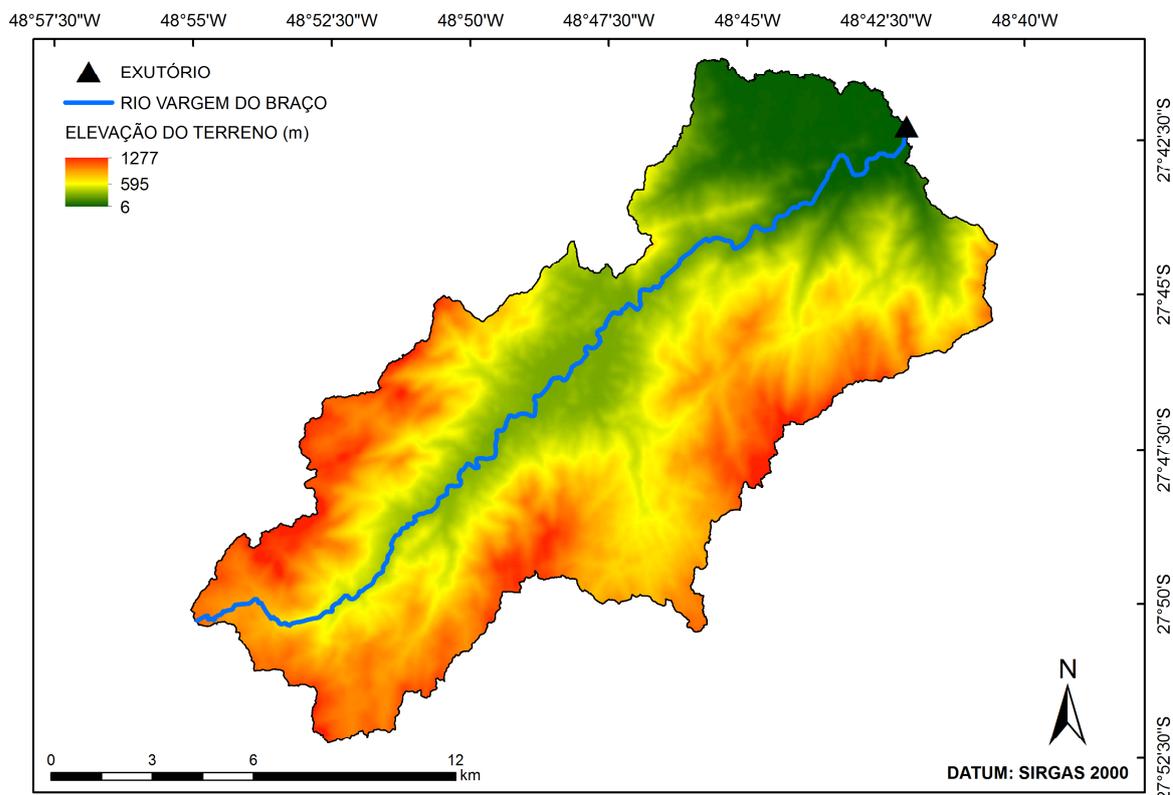
3.2.2.2.3 Topografia (*topography*)

A topografia da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço foi delimitada a partir do MDE da Região Hidrográfica 8 do Estado de Santa Catarina, disponível em EPAGRI (2005). Originalmente no formato *raster*, os arquivos foram transformados para .ascii no ArcGIS e, em seguida, para .dfs2 com a ferramenta Grd2Mike, do *Mike Zero Toolbox*.

Os dados de elevação usados são produzidos pela *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), projeto conjunto entre a *National Aeronautics and Space Administration* (NASA) e a *National Geospacial Intelligence Agency* (NGA), e disponibilizados pela EPAGRI. Trata-se do MDE do Estado de Santa Catarina com resolução espacial de 30 metros, em formato Geotiff e GRID 16 bits, subdivididos segundo as regiões hidrográficas catarinenses (EPAGRI, 2005).

A Figura 14 apresenta a topografia da BHVB utilizada como um dado de entrada na modelagem hidrológica do C0. Nota-se o relevo bastante acidentado da região, com altitudes superiores a 1200 m próximas à nascente do rio.

Figura 14 - Topografia da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.



Fonte: EPAGRI (2005). Elaborado pelo autor.

3.2.2.2.4 Precipitação (*precipitation rate*)

Para os valores de precipitação, foram utilizadas as séries diárias (em mm/dia) de cinco estações pluviométricas localizadas dentro ou muito próximas à bacia, com extensão de dados de 01/03/2012 a 31/12/2018. Os dados, originalmente em formato .xlsx, foram utilizados para a geração de cinco arquivos .dfs0 distintos, representando a série temporal de cada uma das estações pluviométricas consideradas. São elas:

- ETA CASAN Montante (código 02748004), da ANA;
- Poço Fundo (código 02748005), da ANA;
- São Bonifácio (código 02748018), da ANA;
- Santo Amaro da Imperatriz - MDA, da EPAGRI;
- Vargem do Braço, da CASAN.

As séries das três primeiras estações foram obtidas diretamente no portal HidroWeb, ferramenta integrante do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH)

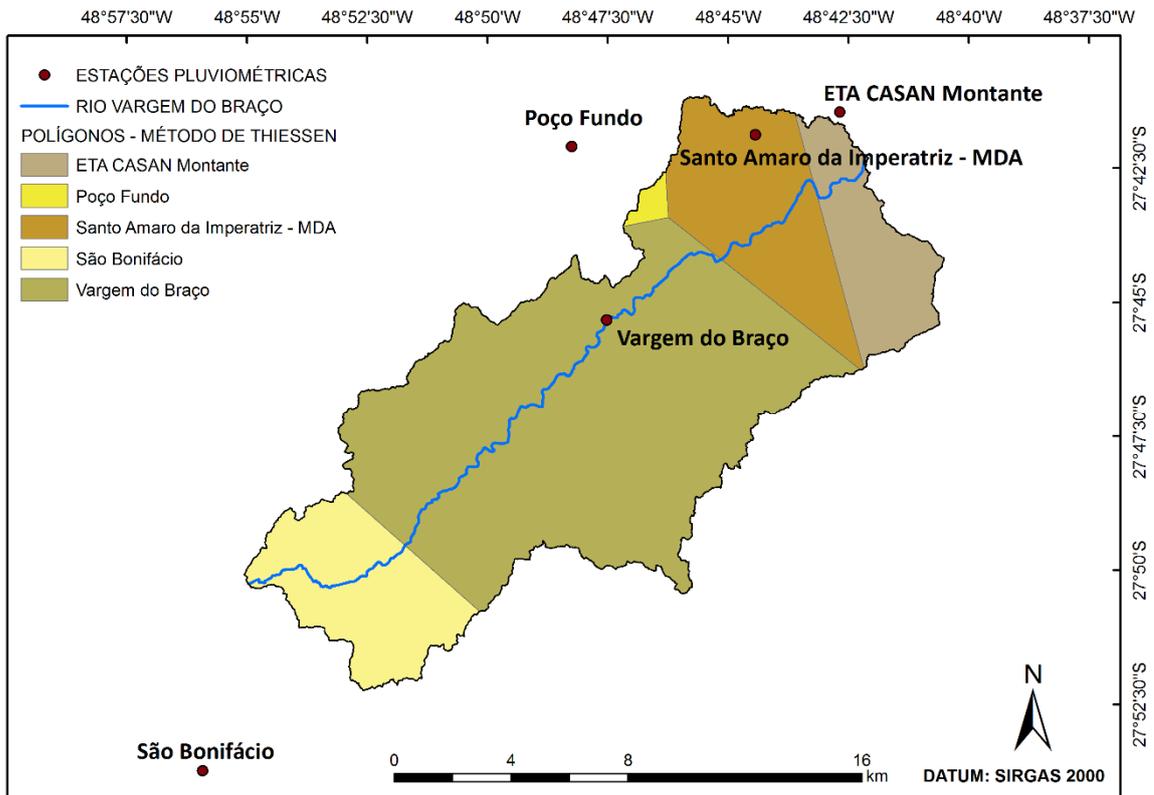
e que oferece o acesso a um banco de dados que contém as informações coletadas pela Rede Hidrometeorológica Nacional (RNH), coordenada pela ANA (HIDROWEB, 2019). As séries das estações Santo Amaro da Imperatriz - MDA e Vargem do Braço foram obtidas por meio de pedidos perante a EPAGRI e a CASAN, respectivamente.

Como foram utilizadas mais de uma estação pluviométrica, a distribuição espacial foi a do tipo “baseada em estações” (*station based*). Para dividir a bacia nas sub-áreas de influência, utilizou-se a ferramenta *Create Thiessen Polygons* do ArcGIS, que divide uma área segundo o método dos Polígonos de Thiessen¹². Em seguida, no MIKE SHE, os polígonos da distribuição espacial foram introduzidos a partir do .shp gerado com a ferramenta do ArcGIS

A Figura 15 apresenta a delimitação da área de influência das estações pluviométricas utilizadas na modelagem. Com essa delimitação, cada célula do modelo recebe diariamente o valor de precipitação da estação pluviométrica que rege o polígono em que ela está inserida (IM et al., 2009).

¹² O método dos Polígonos de Thiessen permite a delimitação de polígonos que representam a área de influência das estações pluviométricas em uma bacia hidrográfica (HOLTZ, 1976). O processo que fundamenta o método é dividido em quatro etapas: postos adjacentes são unidos por linhas retas; são traçadas linhas perpendiculares a essas linhas a partir das distâncias médias entre as estações; as linhas perpendiculares são prolongadas até o encontro com outra semelhante; os polígonos são formados a partir da intersecção das linhas (BERTONI; TUCCI, 2014).

Figura 15 - Área de influência das estações pluviométricas da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.



Fonte: HidroWeb (2019). Elaborado pelo autor.

Para o preenchimento de falhas de precipitação¹³, utilizou-se o método apresentado em Stisen et al. (2008): os dias sem registro são preenchidos com os dados da estação mais próxima após a multiplicação desses valores pela razão de precipitação média existente entre as duas estações. Embora o preenchimento de falhas diárias não seja muito recomendado (BERTONI; TUCCI, 2014), o pequeno percentual de falhas nas estações, a existência de um método rápido e eficiente e a necessidade de respostas hidrológicas diárias fizeram com que tal metodologia fosse aplicada.

A Tabela 1 apresenta as informações principais de cada estação pluviométrica utilizada para a modelagem do C0, após o preenchimento de falhas com o método apresentado em Stisen et al. (2008). Ressalta-se que, no caso das estações oriundas da ANA, foram considerados tanto dados brutos quanto consistidos.

13 Em estações pluviométricas, é comum que existam períodos sem informações ou com falhas nas observações devido a problemas com os aparelhos de registro e/ou com o operador do posto (BERTONI; TUCCI, 2014). Para mitigar esse problema, utilizam-se técnicas de preenchimento de falhas (HOLTZ, 1976).

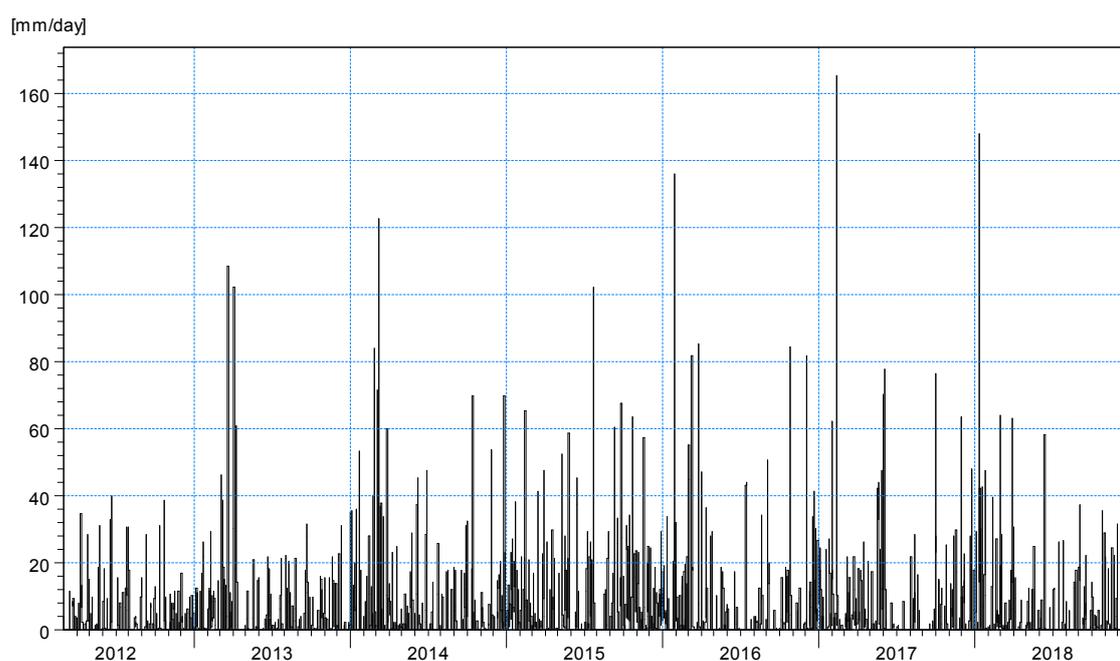
Tabela 1 - Informações das estações pluviométricas da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.

Estação pluviométrica	Méd. histórica (mm/ano)	Mín. histórica (mm/ano)	Máx. histórica (mm/ano)	Área do polígono (km ²)
ETA CASAN Montante	2018	1601 (2013)	2504 (2015)	20
Poço Fundo	1951	1775 (2018)	2507 (2015)	1
Sto. Amaro da Imperatriz – MDA	1758	1355 (2016)	2056 (2015)	32
São Bonifácio	1821	1494 (2018)	2618 (2015)	28
Vargem do Braço	1798	1513 (2013)	2316 (2015)	127

Fonte: HidroWeb (2019). Elaborado pelo autor.

Em média, as cinco estações pluviométricas utilizadas apresentam maiores valores de precipitação diária nos meses de dezembro a março, e menores nos meses de junho a agosto. Para efeito de exemplo, a Figura 16 apresenta a série de precipitação diária da estação ETA CASAN Montante entre 01/03/2012 e 31/12/2018 e após o preenchimento de falhas.

Figura 16 - Série de precipitação diária da estação pluviométrica ETA CASAN Montante entre 2012 e 2018.



Fonte: HidroWeb (2019). Elaborado pelo autor.

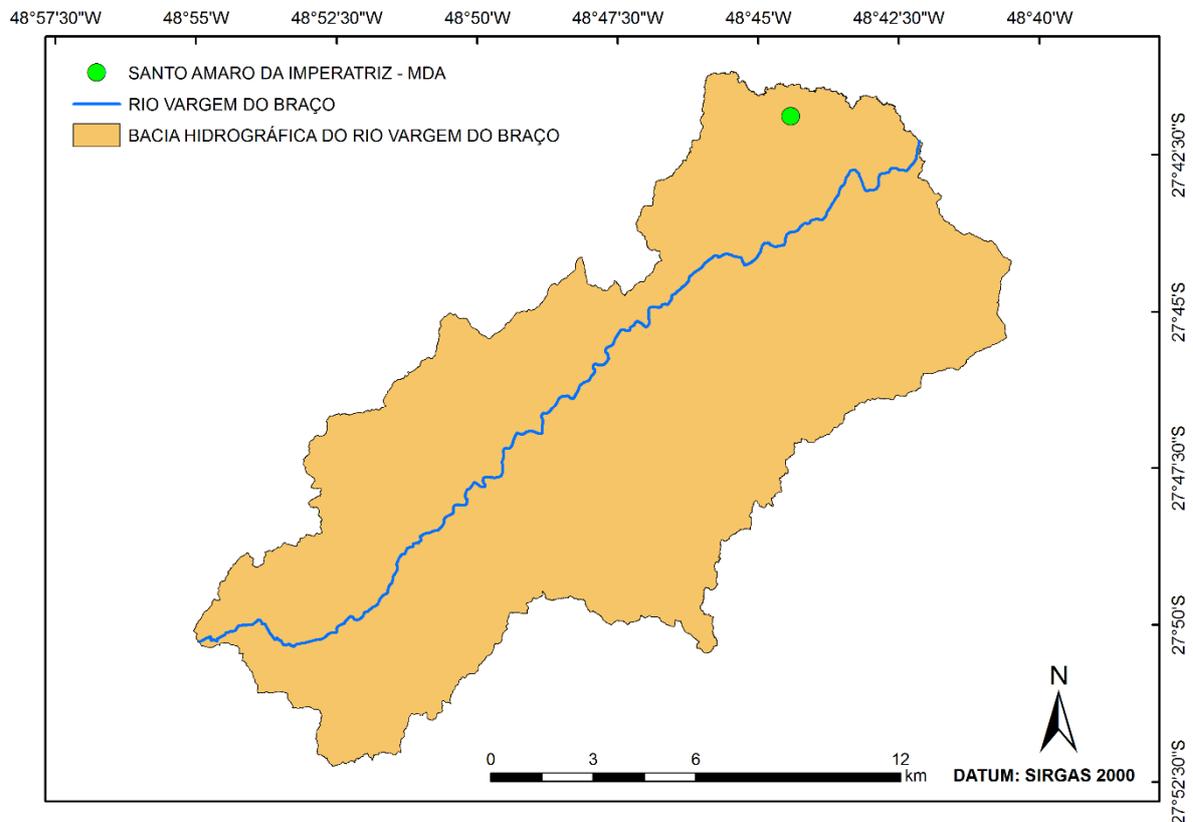
Neste estudo, a opção de derretimento de neve (*snow melt*) foi desabilitada, devido à ausência do fenômeno na BHVB.

3.2.2.2.5 Evapotranspiração de referência (*reference evapotranspiration*)

A definição da evapotranspiração de referência pode ser feita através de uma série de métodos de cálculo, como os de Penman-Monteith, Thornthwaite, Hargreaves, Blaney Criddle e Hamon. Os métodos variam entre si em relação aos dados de entrada e parâmetros necessários. Embora o de Penman-Monteith seja considerado o mais completo (DHI, 2017a), eventualmente a indisponibilidade de dados meteorológicos impede o seu uso (MINUZZI et al., 2014). Nesse contexto, o método de Thornthwaite, que necessita somente dos dados de temperatura da área estudada, se tornou muito popular pelo mundo devido à sua praticidade (TUCCI, 2005; TUCCI; BELTRAME, 2014). Como afirma Shakya (2007), a evapotranspiração de referência deve ser baseada em condições locais o máximo possível.

Na bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço, há apenas uma estação meteorológica: Santo Amaro da Imperatriz – MDA, cujos dados foram obtidos diretamente com a EPAGRI. A localização de Santo Amaro da Imperatriz – MDA é apresentada na Figura 17.

Figura 17 - Localização da estação meteorológica Santo Amaro da Imperatriz – MDA.



Fonte: elaborado pelo autor.

Além da série de precipitação, a estação Santo Amaro da Imperatriz - MDA também possui dados diários de temperatura média do ar para todo o período de simulação. De posse de apenas essas informações para a área da BHVB, a evapotranspiração de referência foi definida a partir do método de Thornthwaite, descrito no Apêndice F. Os seguintes valores mensais de evapotranspiração de referência foram obtidos para o período de simulação (Tabela 2):

Tabela 2 - Valores mensais da evapotranspiração de referência da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.

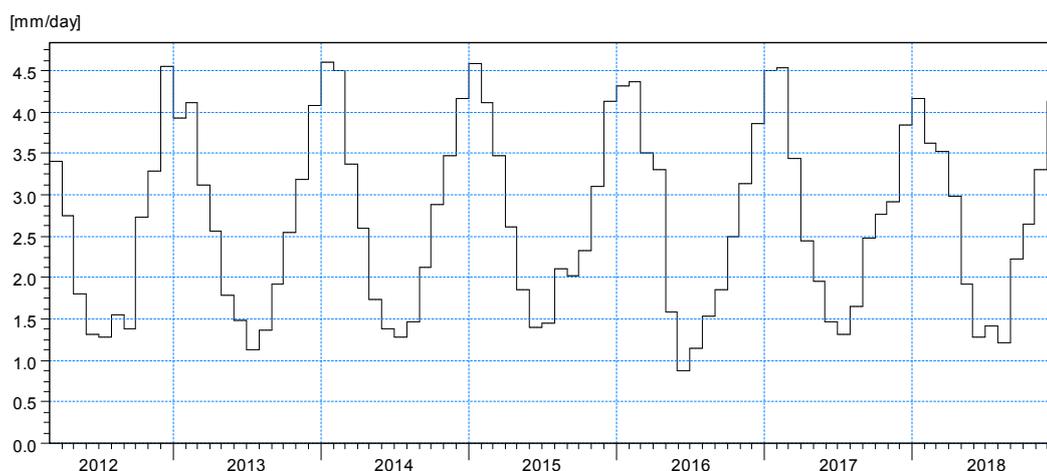
ETREF (mm/mês) – Método de Thornthwaite – Santo Amaro da Imperatriz – MDA												
Ano	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
2012	134,6	121,9	105,6	82,5	56,2	39,4	40,1	48,0	41,3	84,7	98,8	141,1
2013	121,7	115,1	96,7	76,7	55,6	44,6	35,1	42,1	57,9	78,7	95,3	126,6
2014	143,0	126,0	104,7	77,8	54,1	41,6	39,8	45,3	63,9	89,7	104,1	129,2
2015	142,1	115,2	107,5	78,2	57,5	42,1	45,1	65,1	60,9	72,3	93,3	128,0
2016	133,9	126,6	108,4	99,0	49,1	26,3	35,7	47,6	55,9	77,1	93,9	119,6
2017	139,6	127,1	106,7	73,6	60,7	43,8	40,7	51,0	74,5	85,5	87,4	119,5
2018	128,8	101,8	109,2	89,5	59,6	38,7	43,6	37,8	66,7	81,8	98,9	128,1

Fonte: elaborado pelo autor.

Ressalta-se que, embora o método de Thornthwaite tenha sido elaborado nos Estados Unidos da América e possa vir a subestimar a evapotranspiração de referência (TUCCI, 2005), seu uso foi testado e validado para a bacia do Rio Cubatão do Sul (KOBİYAMA; CHAFFE, 2008) e para outros locais de Santa Catarina, como o Município de Urussanga (BACK, 2008). Em Kobiyama e Chaffe (2008), a evapotranspiração de referência média anual encontrada para a bacia do Rio Cubatão do Sul foi de 994 mm/ano no período de 1977 a 1994, um valor muito semelhante ao encontrado neste trabalho para a BHVB, de 991 mm/ano entre 2012 e 2018.

A análise dos valores expressos na Tabela 2 permite afirmar que a evapotranspiração de referência na BHVB é maior nos meses de verão (dezembro a março), com temperaturas médias do ar bastante elevadas, e menor nos meses de inverno (junho a setembro), em que as temperaturas são mais amenas. Antes da inserção da série de evapotranspiração de referência no modelo, os valores totais mensais obtidos foram divididos de acordo com o número de dias do respectivo mês, obtendo valores diários de evapotranspiração de referência (Figura 18).

Figura 18 - Valores diários de evapotranspiração de referência no C0 (cenário com as unidades de conservação).



Fonte: elaborado pelo autor.

O ajuste de valores mensais para diários é necessário para a compatibilização temporal desse dado de entrada com os resultados da simulação, de ordem diária. Esse ajuste é realizado por outros autores, como DHI (2018). Entretanto, ressalta-se que ocorre, com essa média, uma homogeneização da evapotranspiração de referência diária dentro de um intervalo mensal.

Nesse sentido, a evapotranspiração de referência foi definida no modelo através de valores variáveis no tempo, com uma série de evapotranspiração de referência diária (.dfs0), e distribuição espacial uniforme (*uniform*), como há apenas uma estação meteorológica na bacia.

3.2.2.2.6 Uso e ocupação do solo (*land use*)

As categorias de uso e ocupação do solo do C0 foram definidas a partir da classificação multiespectral¹⁴ de imagens do ano de 2013 do satélite Landsat 8 (resolução de 30 m) utilizando o software *GRASS Gis*.

No processo, a área da BHVB, de 208,31 km², foi dividida em quatro classes:

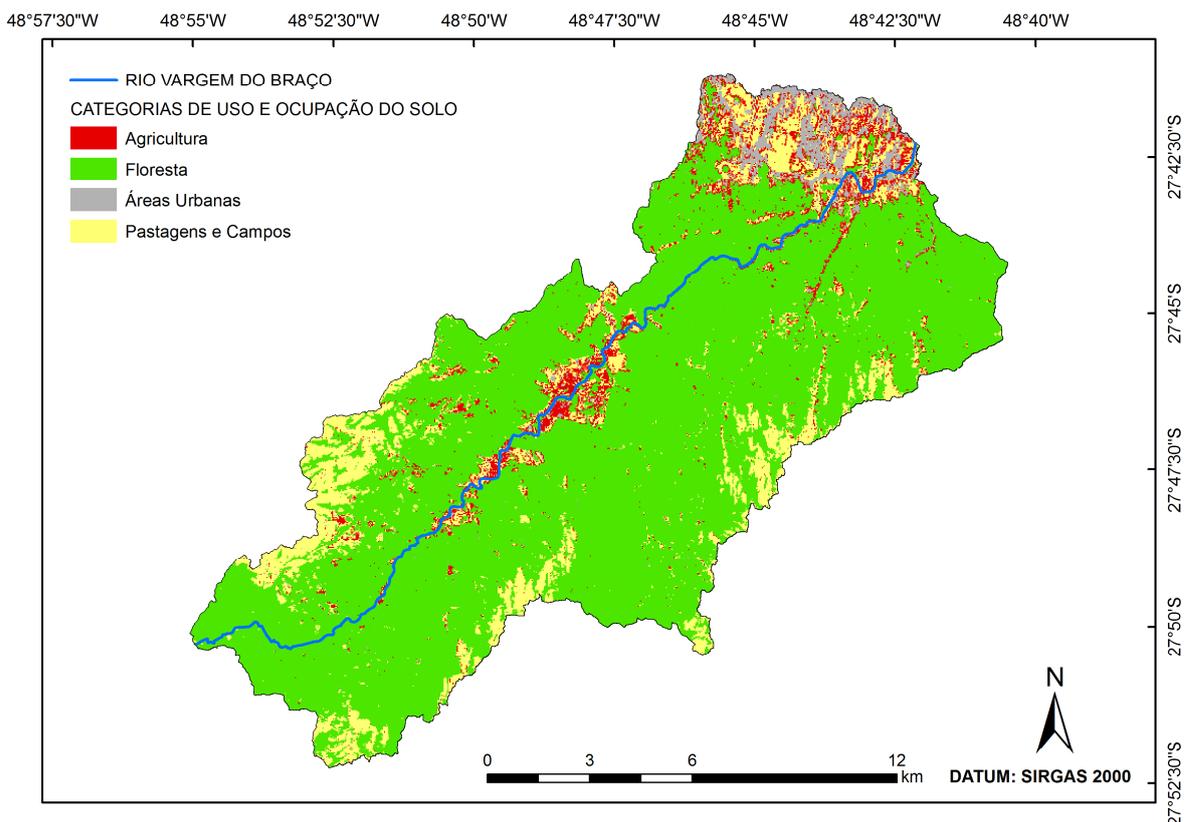
- Agricultura, com 11,55 km², ou 5,54% da bacia;
- Floresta, com 162,69 km², ou 78,10% da bacia;
- Pastagens e campos, com 27,05 km², ou 12,99% da bacia;
- Áreas urbanas, com 7,02 km², ou 3,37% da bacia.

¹⁴ A classificação multiespectral é o processo de extração de informações em imagens para reconhecimento de padrões e objetos homogêneos visando mapear as áreas da superfície da terra (GÓES; CIRILO, 2009).

Salienta-se que na última categoria estão incluídas, em adição às áreas urbanas que dão nome à classificação, vias e solo exposto.

A Figura 19 apresenta a disposição das categorias de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.

Figura 19 - Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.



Fonte: elaborado pelo autor.

As quatro categorias de uso e ocupação do solo foram inseridas no diálogo através de um arquivo .shp. Para cada uma, definiu-se um valor de Índice de Área Foliar (*Leaf Area Index*) (*IAF*) e um de Profundidade da Raiz (*Root Depth*) (*PR*), com as suas respectivas distribuições temporais.

O *IAF* das categorias de “Agricultura”, “Floresta” e “Pastagens e campos” foi definido através da calibração, a partir do catálogo mundial de valores de *IAF* disponibilizado em Asner, Scurlock e Hicke (2003). A seção 3.2.2.3.5.1 explica o processo. Para o *IAF* de “Áreas Urbanas” utilizou-se 0,01, como indica Im et al. (2009) para áreas majoritariamente impermeabilizadas.

Embora a obtenção dos *IAF* também possa ser realizada com equipamentos, como a câmera de dossel, ou pela análise de imagens de satélite (DHI, 2018), a utilização de valores oriundos da literatura científica é uma prática frequente e que apresenta resultados satisfatórios se devidamente aplicados no MIKE SHE, como mostram uma série de estudos (FEYEN et al., 2000; ANDERSEN; REFSGAARD; JENSEN, 2001; SAHOO; RAY; DE CARLO, 2006; OOGATHOO; 2006; GÓES; CIRILO, 2009; FRANA, 2012; WIJESKARA et al., 2012; KEILHOLZ; DISSE; HALIK, 2015; FARJAD et al., 2017; SEKULIC et al., 2017).

A *PR* das categorias “Agricultura”, “Floresta” e “Pastagens e campos” foi definida a partir de informações da literatura sobre a profundidade das raízes de vegetações semelhantes às das classes. Para “Áreas Urbanas”, utilizou-se 0,01 mm, como sugerido por Im et al. (2009) para classes impermeabilizadas.

Para “Agricultura”, o procedimento utilizado por Oogathoo (2006) e Wijesekara et al. (2012) foi seguido: o emprego da profundidade da raiz da cultura mais comum na bacia para a classe como um todo. Para isso, inicialmente, foi necessário identificar o plantio mais recorrente na região modelada. Sabe-se que a comunidade rural da Vargem do Braço possui uma produção diversa e de pequena escala (VOGES, 2005), em que mais de 30 variedades de plantações são cultivadas, como milho, feijão, tomate, aipim, amendoim e batata-doce (BITENCOURT, 2000). Embora os agricultores não consigam delimitar com precisão a área média de cada plantação, devido às grandes variações sazonais (BITENCOURT, 2000), o Sindicato dos Trabalhadores Rurais de Santo Amaro da Imperatriz informou em contato via telefone que, nos últimos anos, a maior área plantada na comunidade do Vargem do Braço foi de milho e de tomate. De acordo com IBGE (2017), a área plantada de tomate no município vem sendo bastante superior à área plantada de milho nos últimos anos (50 hectares de tomate x 10 hectares de milho, no período de 2014 a 2017). Portanto, entende-se o tomate como o tipo de cultura mais recorrente na bacia hidrográfica. Consequentemente, a *PR* da classe “Agricultura” foi definida como 500 mm, a profundidade média da raiz de um tomateiro (NAIKA et al., 2006).

Para “Florestas”, não foi possível encontrar dados de profundidade da raiz para a Mata Atlântica, de forma geral, e nem para as árvores características das formações fitoecológicas encontradas na bacia (Floresta Ombrófila Densa e Floresta de Faxinais da Serra do Tabuleiro), segundo a classificação de Klein (1978). Diante das limitações, foram utilizados os dados da NASA apresentados em Dingman (2015), que indicam que a profundidade típica das raízes de florestas perenifólias latifoliadas, como a Mata Atlântica, é de 1,0 m. Portanto, definiu-se a *PR* da classe “Florestas” como 1000 mm.

Para “Pastagens e campos”, que engloba tanto formações naturais de campos nas áreas mais altas quanto pastagens nas áreas antropizadas, utilizaram-se os dados de Pinto (1976c): a profundidade das raízes de uma vegetação herbácea baixa varia entre 0,2 e 0,5 m. Desse modo, a *PR* da classe “Pastagens e campos” foi definida como 350 mm, média aritmética dos extremos do intervalo citado.

Devido à ausência de informações mais específicas sobre o desenvolvimento sazonal da vegetação e das culturas encontradas na região, a distribuição temporal do *IAF* e da *PR* foi definida como constante (*constant*).

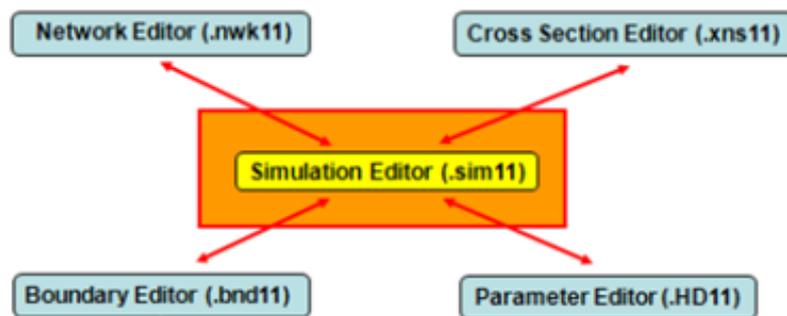
Para os valores do coeficiente da capacidade de armazenamento de interceptação do dossel florestal (C_{INT}) e a fração de déficit máximo da zona insaturada (F_{ETUZ}), foram utilizados aqueles recomendados por DHI (2017a): 0,05 e 0,5 mm, respectivamente. Para o segundo caso, tal número representa que a evapotranspiração da zona insaturada só reduz a sua velocidade quando a saturação alcançar a metade do déficit máximo permitido.

3.2.2.2.7 Rios e lagos (*rivers and lakes*)

O passo inicial do diálogo consistiu na definição de somente o modelo hidrodinâmico (*hydrodynamic*) para a simulação. A escolha se justifica pelos objetivos do trabalho, que busca a simulação da vazão no rio, mas que não se propõe a analisar seus aspectos ecológicos, de qualidade da água, de sedimentação e de inundação, relativos às outras opções disponíveis no MIKE 11. De forma concomitante, optou-se pelo escoamento não estacionário (*unsteady*), em que grandezas do fluido como a velocidade, a densidade e a pressão variam com o tempo.

Quanto aos arquivos de entrada (*input files*), foram inseridos no .sim11 os quatro tipos de arquivo necessários para o modelo hidrodinâmico: a rede hidrográfica (*network*) (.nwk11), as seções transversais (*cross sections*) (.xns11), as condições de contorno (*boundary data*) (.bnd11) e os parâmetros hidrodinâmicos (*HD parameters*) (.hd11), como mostra a Figura 20.

Figura 20 - Arquivos de entrada inseridos no arquivo de edição de simulação (*simulation editor*) (.sim11).



Fonte: adaptado de DHI (2017b).

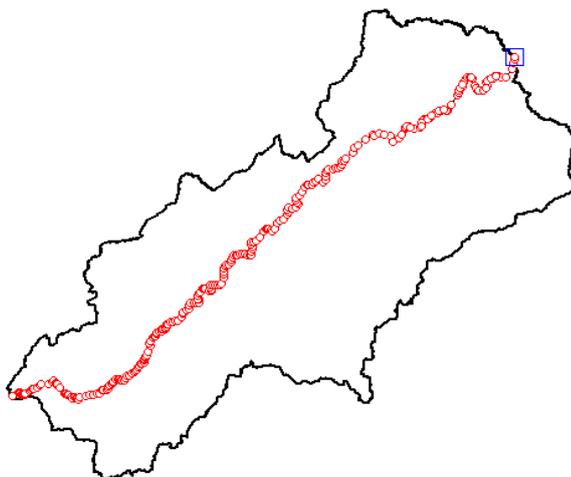
A definição e a configuração escolhida em cada um dos quatro arquivos é descrita nas próximas seções.

3.2.2.2.7.1 Rede hidrográfica (.nwk11)

Apenas um rio (*branch*) foi inserido no modelo, o Vargem do Braço. Os afluentes não foram incluídos no modelo devido à falta de informações sobre as suas seções transversais, como recomenda Chu et al. (2013) para esses casos.

O traçado do rio Vargem do Braço foi delimitado a partir da definição manual de 265 pontos, inseridos majoritariamente nas suas mudanças de direção, de acordo com o .shp de hidrografia da SDS (2016). Para isso, foram utilizadas as ferramentas da barra de ferramentas de edição gráfica (*graphical editing toolbar*). Salienta-se que esses pontos são usados apenas para definição da aparência do rio, e não fazem parte de qualquer procedimento de cálculo (DHI, 2017c). A Figura 21 apresenta o traçado do rio segundo a delimitação manual realizada no MIKE 11, em que os pontos estão indicados em vermelho e a exutória, em azul.

Figura 21 - Traçado do rio Vargem do Braço no MIKE 11.



Fonte: elaborado pelo autor.

A cadeia inicial do rio foi definida como 0 m e a final como 33622 m, de acordo com as medições de comprimento realizadas no ArcGIS. Portanto, a extensão do rio no modelo é de 33,62 km. As cadeias da estação fluviométrica 84207000 (calibração do C0), da medição da vazão de captação (comparação entre os cenários) e do barramento da Represa de Pilões foram definidas em 19920, 24700 e 24800 m, de forma respectiva, segundo os seus posicionamentos no rio.

Na cadeia 24800 m, foi inserida uma estrutura de barramento (*weir*), representando a Represa de Pilões, com extensão aproximada de 40 metros (largura do rio na seção) e dimensões inferiores iguais às do leito do rio. O tipo de barramento definido foi o de crista larga (*broad crested*) e não foram incluídas válvulas, uma vez que essas não estão presentes na estrutura. Os fatores da perda de carga (*head loss factor*) durante a passagem de água pelo barramento foram mantidos iguais ao padrão do MIKE 11 (DHI, 2017d).

O rio foi definido como do tipo regular, de forma que o cálculo do nível da água foi realizado a partir da equação de Saint-Venant, com formulação de onda cinemática, difusiva ou dinâmica. Para simulações mais detalhadas, recomenda-se que os rios sejam do tipo regular, em detrimento às outras opções, como a do roteamento cinemático, que desprezam os efeitos hidrodinâmicos (DHI, 2017c). Concomitantemente, a direção do fluxo do rio foi definida como positiva. Assim, as vazões são crescentes de montante a jusante do rio (DHI, 2017c).

No MIKE 11, a condutância¹⁵ pode ser calculada como sendo relativa ao material do aquífero (*aquifer only conductance*), ao material do leito do rio (*river bed only conductance*) ou a ambos os materiais (*both aquifer and river bed conductance*). Neste trabalho, foi definido que a condutância é relativa apenas ao material do leito do rio. Essa escolha é válida para rios onde a perda de carga através do leito é significativamente superior à perda de carga no aquífero, que pode ser ignorada. Nesse caso, a condutância é calculada através da Equação (1).

$$C = L_c \cdot w \cdot d_x \quad (1)$$

Onde C é a condutância; L_c é o coeficiente de gotejamento (*leakage coefficient*); w é o perímetro molhado da seção transversal; e d_x é o tamanho do gradeamento da zona saturada.

O valor de L_c foi definido como 10^{-6} s^{-1} , como recomenda Zhang et al. (2008).

O cálculo da área de inundação não foi incluído no modelo (*no flooding*), devido ao objetivo do trabalho, que não engloba essa análise, e ao grau de detalhamento da topografia ser inferior ao necessário para esse cálculo. Diante disso, não há fluxo do MIKE 11 em direção às células de terreno do MIKE SHE, apenas no sentido contrário – isto é, o escoamento superficial do MIKE SHE alimenta o fluxo de canal do MIKE 11 (DHI, 2017b).

Por fim, ressalta-se que a simulação da troca direta de água entre a zona insaturada (MIKE SHE) e os rios (MIKE 11) não é possível na versão atual dos programas (DHI, 2017b).

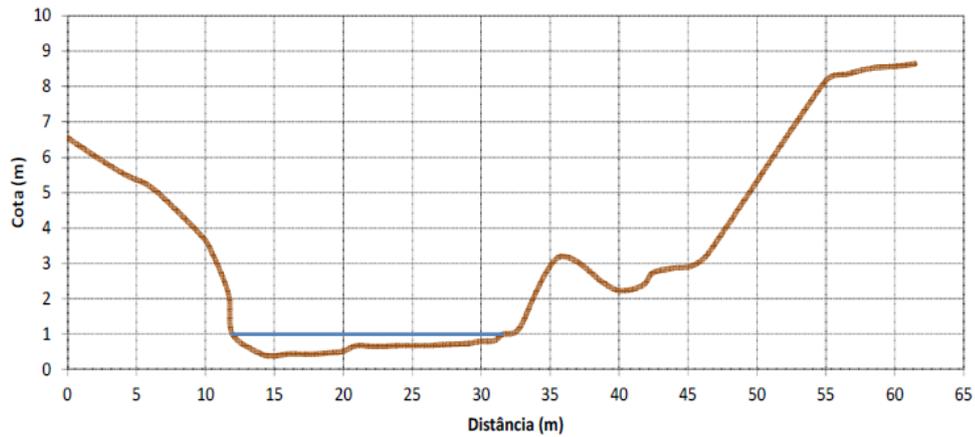
3.2.2.2.7.2 Seções transversais (.xns11)

Um número suficiente de seções transversais devem ser inseridas para que se definam adequadamente as variações na forma do canal ao longo de um rio (DHI, 2017d).

Em toda a extensão do rio foram obtidas informações detalhadas apenas para a seção transversal da estação fluviométrica 84207000, conforme disponibilizado pela CASAN (Figura 22). Trata-se do perfil topobatimétrico mensurado no dia 31/10/2017, quando o nível de água na seção estava em 99 cm.

¹⁵ A condutância é o parâmetro que, ao ser multiplicado pela diferença de carga hidráulica existente entre a célula da zona saturada e a conexão fluvial, determina o fluxo de troca de água entre ambas (DHI, 2017b).

Figura 22 - Perfil topobatimétrico da estação fluviométrica 84207000 no dia 31/10/2017.



Fonte: elaborado pelo autor.

O perfil topobatimétrico foi inserido no MIKE 11 como uma seção transversal situada na cadeia 19920 m, como mostra a Figura 23.

Figura 23 - Seção transversal da cadeia 19920 m do rio Vargem do Braço no MIKE 11.



Fonte: elaborado pelo autor.

Cita-se que as extremidades da planície de inundação, localizadas a partir da distância 55 m da margem direita (Figura 22), não foram incluídas no modelo (Figura 23).

Para caracterização do perfil do resto do rio, inicialmente, foram propostas as seções transversais de montante e de jusante de forma arbitrária. No primeiro caso, na cadeia 0 m, a seção definida é retangular, com 2 m de largura e 0,5 m de altura, como mostra a Figura 24.

Figura 24 - Seção transversal da cadeia 0 m do rio Vargem do Braço no MIKE 11.



Fonte: elaborado pelo autor.

No segundo caso, na cadeia 33622 m, a seção proposta é muito semelhante à da estação fluviométrica 84207000: apresenta a mesma distância horizontal de uma margem à outra e as mesmas angulações nas variações de perfil no leito do rio. Entretanto, as cotas dos pontos do leito foram rebaixadas em relação às margens, resultando em uma área de seção maior que a da estação fluviométrica. A Figura 25 apresenta a seção transversal de jusante.

Figura 25 - Seção transversal da cadeia 33622 m do rio Vargem do Braço no MIKE 11.



Fonte: elaborado pelo autor.

Cita-se que a definição de seções transversais de forma arbitrária é uma simplificação realizada devido a ausência de informações para os outros pontos do rio. Na seção de montante, adotou-se um perfil retangular simplificado, que é uma solução comumente adotada em estudos hidrológicos (ANDREADIS; SCHUMANN; PAVELSKY, 2013; SIQUEIRA et al., 2018). Ressalta-se que, como introduzido na seção 2.5.3, o cálculo das trocas de água entre o MIKE SHE e o MIKE 11 é realizado nas conexões fluviais, que possuem uma geometria triangular

simplificada calculada através de uma interpolação proporcionalmente ponderada à distância a partir da geometria dos Pontos-H vizinhos – locais onde são inseridas as informações detalhadas do MIKE 11, como as seções transversais. A vazão do MIKE SHE, utilizada para os resultados deste trabalho, é mensurada nas conexões fluviais. Dessa forma, entende-se que, devido à forma de acoplamento entre MIKE SHE e MIKE 11, a simplificação das seções transversais pode ter um impacto apenas módico nos resultados do trabalho.

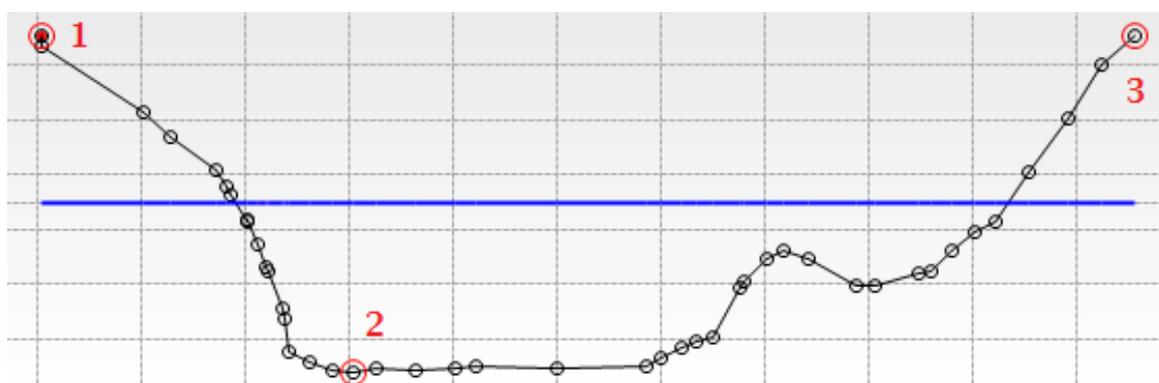
Como um todo, a simplificação adotada corrobora com DHI (2017b), que afirma que, em casos de ausência de medições de mais seções transversais em campo, a saída recomendada é a simplificação a partir das seções existentes.

Entre a seção de montante e a seção da estação fluviométrica (0 a 19920 m) e entre a seção da estação fluviométrica e a seção de jusante (19920 a 33622 m), foram criadas a cada 300 m seções transversais com geometria interpolada a partir do uso da ferramenta “interpolare múltiplas seções” (*interpolate multiple sections*) do MIKE 11. No total, foram definidas 117 seções transversais para o rio Vargem do Braço.

Para todas as seções transversais, a elevação das margens foi ajustada com a topografia do terreno a partir da inserção de valores adequados de altitude no campo *datum*, utilizado para ajustar o nível de uma seção transversal com uma referência específica do modelo topográfico (DHI, 2017c).

Para cada seção transversal, foram especificados os marcadores (*markers*) 1, 2 e 3. De forma respectiva, os marcadores representam o ponto extremo da margem esquerda, o ponto inferior e o ponto extremo da margem direita do rio (Figura 26).

Figura 26 - Marcadores 1, 2 e 3 de uma seção transversal do MIKE 11.



Fonte: elaborado pelo autor.

Os marcadores 1 e 3 determinam a extensão da seção considerada para os cálculos das simulações, enquanto o marcador 2 é utilizado para apresentação dos perfis longitudinais e para os recursos de pós-processamento de resultados (DHI, 2017c).

Por fim, foi definido que a resistência do material do rio é do tipo relativa (*relative resistance*) – isto é, que equivale aos valores inseridos no arquivo de parâmetros hidrodinâmicos – e de distribuição uniforme (*uniform distribution*) – ou seja, homogênea para todo o material de uma mesma seção transversal (DHI, 2017c).

3.2.2.2.7.3 Condições de contorno (.bnd11)

Como condição de contorno de montante (0 m), definiu-se uma vazão constante de 0,1 m³/s, representando uma estimativa da nascente do rio Vargem do Braço.

Como condição de contorno de jusante (33622 m), optou-se pelo cálculo automático de uma curva-chave, através da ferramenta de cálculo automático da tabela de vazão por nível da água (*auto calculation of Q/h table*). Essa opção é recomendada como condição de jusante para casos em que a vazão flui para fora do modelo, como é o caso do rio Vargem do Braço em sua confluência com o rio Cubatão do Sul. Quando calculada automaticamente no MIKE 11, a curva-chave considera um fluxo uniforme e aplica a Equação de Manning na seção transversal de jusante. Para isso, o programa solicita a declividade média do rio e o número de Manning *M* (*Manning number*). No primeiro caso, foi inserido um valor de 0,03 m/m, resultado da divisão entre a diferença de altitude de montante e jusante (1011 m – 10 m) e a extensão do rio (33622 m). No segundo, utilizou-se o valor obtido após calibração, como mostra a seção 3.2.2.3.5.3.

Para ambos os casos, a condição de contorno é aberta (*open*), que deve ser escolhida para situações em que o início e o fim de um corpo hídrico são livres (DHI, 2017c).

3.2.2.2.7.4 Parâmetros hidrodinâmicos (.HD11)

Para a maioria dos parâmetros do .HD11, o uso de valores padrão é suficiente para a obtenção de resultados satisfatórios (DHI, 2017c).

No campo inicial (*initial*), as condições iniciais globais para o modelo hidrodinâmico são definidas (DHI, 2017c). De forma correlata ao especificado no arquivo .bnd11, especificou-se uma vazão (*discharge*) de 0,1 m³/s e uma profundidade da água (*water depth*) de 0,05 m.

No campo resistência do leito do rio (*bed resistance*), o usuário define uma fórmula de resistência (Manning M , Manning η , Chezy ou Darcy-Weisbach) e um valor, que pode ser uniforme (*uniform section*) ou variado entre zonas (*tripple zone*) (DHI, 2017c). Neste trabalho, definiu-se que o cálculo da resistência do leito do rio é feito através do número de Manning M , com distribuição uniforme e valor definido por calibração.

No campo de aproximação das ondas (*wave approximation*), o usuário define qual a aproximação da equação de Saint Venant será utilizada para a solução do fluxo unidimensional do MIKE 11 (GRAHAM; BUTTS, 2005; JABER; SHUKLA, 2012). Neste trabalho, optou-se pela alternativa da onda totalmente dinâmica (*fully dynamic wave*). Essa abordagem resolve as equações de Saint Venant com base nas premissas listadas a seguir: I) a água é incompressível e homogênea; II) a inclinação inferior do rio é leve, de modo que o cosseno do ângulo com a horizontal se aproxima de 1; III) os comprimentos de onda são grandes em comparação com a profundidade da água, de forma que as acelerações verticais podem ser negligenciadas e uma variação da pressão hidrostática vertical pode ser assumida; IV) o fluxo é subcrítico. Para a solução das equações, usa-se o esquema implícito de diferenças finitas de Abbott e Ionescu.

No campo de vazamento de água subterrânea (*groundwater leakage*), foi inserido um valor global de L_C igual a 10^{-6} s^{-1} (ZHANG et al., 2008), em acordo com o que havia sido feito no arquivo da rede hidrográfica.

Para o período de simulação (*simulation period*), foi definido um intervalo de tempo fixo de 10 segundos, a data inicial de 01/03/2012 e a data final de 31/12/2018 para a simulação do rio. Nos outros campos, os valores padrão foram mantidos.

3.2.2.2.8 Escoamento superficial (*overland flow*)

Para cada categoria de uso e ocupação do solo, um número de Manning M foi definido através de calibração, como apresenta a seção 3.2.2.3.5.2.

Para o armazenamento de detenção (*detention storage*), utilizou-se o valor de 0, para que se permita um maior fluxo de água pela superfície (SULTANA; COULIBALY, 2011; DHI, 2018).

Para a profundidade inicial da água (*initial water depth*), também foi definido um valor de 0, como sugere DHI (2017a) para regiões que sem lagos ou áreas alagadas representativas, como é o caso da BHVB. Segundo DHI (2017b), na maior parte dos casos, é indicado iniciar a

simulação com a superfície seca e deixar as depressões do terreno se preencherem com o passar do tempo.

3.2.2.2.9 Fluxo na zona insaturada (*unsaturated flow*)

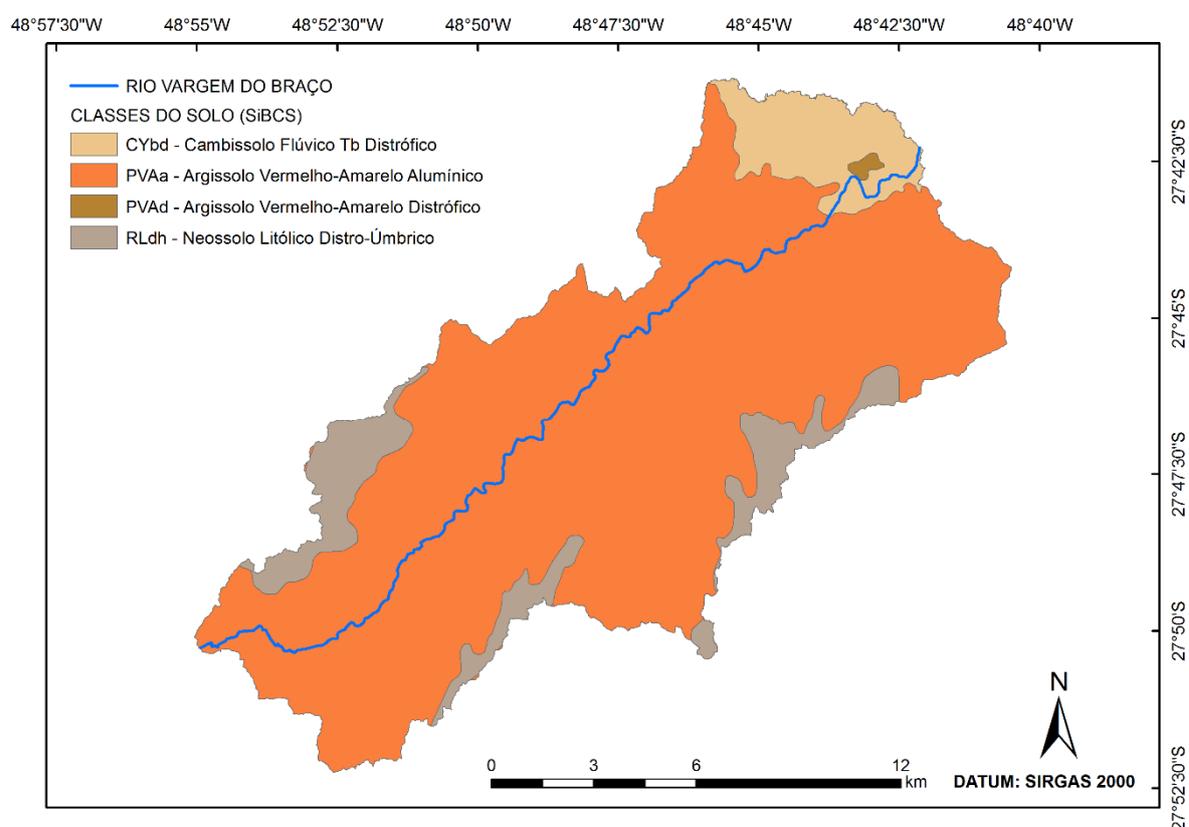
Inicialmente, para a definição do perfil do solo, foram consideradas as classes do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) localizadas na área da bacia hidrográfica, segundo a distribuição espacial de classes do solo apresentadas no Tema Pedologia do Banco de Dados de Informações Ambientais (BDiA) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) para o território brasileiro (IBGE, 2020). A partir do material consultado, observa-se que a área da bacia hidrográfica é dividida em quatro classes de solo, segundo a classificação de SiBCS (SANTOS et al., 2018):

- Argissolo Vermelho-Amarelo Alumínico (PVAa13);
- Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (PVAd3);
- Cambissolo Flúvico Tb Distrófico (CYbd4);
- Neossolo Litólico Distro-Úmbrico (RLdh1).

Dessa forma, segundo Santos et al. (2018), encontram-se na BHVB solos em processo de acúmulo de argila (argissolos), com pouco desenvolvimento pedogenético (neossolos) e em formação (cambissolos).

A Figura 27 apresenta a distribuição espacial das classes de solo da bacia hidrográfica segundo a classificação do SiBCS (SANTOS et al., 2018).

Figura 27 - Classes do solo do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.



Fonte: IBGE (2020); Santos et al. (2018). Elaborado pelo autor.

A distribuição granulométrica de cada categoria foi definida a partir das porcentagens obtidas na literatura científica para as mesmas classes do solo em localidades próximas à bacia hidrográfica (Tabela 3).

Tabela 3 - Distribuição granulométrica das classes do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.

Classe SiBCS	% Areia	% Silte	% Argila	Local da coleta	Fonte
PVAa13	44,0	21,5	34,4	Blumenau (SC)	Costa (2012)
PVAd3	71,8	12,6	15,7	Lauro Muller (SC)	Costa (2012)
CYbd4	71,0	19,0	10,0	Apiúna (SC)	Pozzobon et al. (2010)
RLdh1	36,6	37,0	26,4	Lages (SC)	Santos et al. (2015)

Fonte: adaptado de Pozzobon et al. (2010), Costa (2012), Santos et al. (2015) e Santos et al. (2018).

É importante notar que a utilização da distribuição granulométrica oriunda de coletas realizadas em outros locais de Santa Catarina é uma simplificação necessária perante a ausência de dados de campo para a área modelada.

Concomitantemente, visto que a solução numérica do balanço hídrico de duas camadas não permite a discretização vertical da zona insaturada, adotou-se a granulometria medida no horizonte mais superficial de cada classe, considerando-a como dominante para todo o perfil, como recomendam Sultana e Coulibaly (2011).

Em seguida, cada classe foi novamente categorizada, mas dessa vez de acordo com o triângulo textural de classes do solo do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos da América (USDA, do inglês *U.S. Department of Agriculture*). Para isso, utilizou-se a ferramenta Calculadora da Textura do Solo (*soil texture calculator*) (USDA, 20--), que fornece a classe USDA de acordo com a distribuição granulométrica do material. Assim, as classes de solo do SiBCS foram categorizadas segundo as definições da USDA, como apresenta a Tabela 4:

Tabela 4 - Categorização das classes do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS) da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço segundo as classes do *U.S. Department of Agriculture* (USDA).

Classe SiBCS	% Areia	% Silte	% Argila	Classe USDA
PVAa13	44,0	21,5	34,4	Franco-Argiloso (<i>Clay Loam</i>)
PVAd3	71,8	12,6	15,7	Franco-Arenoso (<i>Sandy Loam</i>)
CYbd4	71,0	19,0	10,0	Franco-Arenoso (<i>Sandy Loam</i>)
RLdh1	36,6	37,0	26,4	Franco (<i>Loam</i>)

Fonte: adaptado de Pozzobon et al. (2010); Costa (2012); Santos et al. (2015); Santos et al. (2018); USDA (20--).

A determinação dos parâmetros solicitados pelo método do balanço hídrico de duas camadas para cada classe de solo (θ_s , θ_{FC} , θ_{WP} e K_s) foi realizada em duas etapas:

- Na primeira, utilizou-se o modelo Rosetta para o cálculo de θ_s e K_s , dois parâmetros inseridos no diálogo, e também de α^{16} , n^{17} e saturação residual (θ_r), que são utilizados apenas para os cálculos da próxima etapa;
- Na segunda, os parâmetros previamente calculados foram utilizados para estimar θ_{FC} e θ_{WP} com o uso da calculadora de curva de retenção (*retention curve*) do MIKE SHE.

16 α (> 0 , em cm^{-1}) é uma medida inversamente proporcional à sucção de entrada de ar no solo (SCHAAP; LEIJ; van GENUTCHEN., 2001).

17 n (> 1 , adimensional) é uma medida relativa à distribuição do tamanho dos poros do solo (SCHAAP; LEIJ; van GENUTCHEN., 2001).

O modelo Rosetta é um programa que estima propriedades hidráulicas insaturadas do solo a partir de dados secundários, como a granulometria ou a densidade. Desenvolvido por Marcel G. Schaap em 1999, o modelo é incluído no *software* HYDRUS-1D. Os modelos que transformam dados básicos em propriedades hidráulicas, como o Rosetta, são denominados como Funções de Pedotransferência – FPT (SCHAAP, 1999) e se tornaram mais populares que as medições de campo por sua conveniência e economia (XEVI et al., 1997). De acordo com Twarakavi, Simunek e Schaap (2010), o modelo Rosetta é um dos mais usados no universo das FPT ao redor do mundo.

O modelo Rosetta apresenta cinco diferentes FPT para a estimativa de propriedades hidráulicas do solo, variando entre si em relação aos dados de entrada que são solicitados. Neste trabalho, utilizou-se a função do tipo 2 (SSC), fundamentada em análises de redes neurais e que calcula as propriedades através das porcentagens de areia, argila e silte (SCHAAP, 1999). Para cada classe do solo, a função resultou os valores de condutividade hidráulica saturada (*saturated hydraulic conductivity*) (K_s), saturação máxima (*water content at saturation*) (θ_s), saturação residual (θ_r), α e n , sendo que os dois primeiros parâmetros são inseridos diretamente no diálogo da zona insaturada, enquanto os três últimos são utilizados para o cálculo da saturação de capacidade de campo (*water content at field capacity*) (θ_{fc}) e da saturação no ponto de murcha permanente (*water content at wilting point*) (θ_{wp}).

A Tabela 5 apresenta os parâmetros hidráulicos calculados com o modelo Rosetta a partir das porcentagens da distribuição granulométrica, com a FTP do tipo 2.

Tabela 5 - Parâmetros hidráulicos calculados com o modelo Rosetta.

Classe SiBCS	K_s (cm/d)	θ_s (cm ³ /cm ³)	θ_r (cm ³ /cm ³)	α (cm ⁻¹)	n
PVAa13	6,38	0,4145	0,0795	0,0215	1,3031
PVAd3	33,42	0,3787	0,0535	0,0316	1,4017
CYbd4	47,28	0,3842	0,0429	0,0355	1,4358
RLdh1	7,46	0,4211	0,0732	0,0113	1,4518

Fonte: elaborado pelo autor.

Em seguida, os parâmetros da Tabela 5 foram inseridos na calculadora de retenção de curva do MIKE SHE para o cálculo de θ_{FC} e θ_{WP} . Nos campos de pressão capilar de capacidade de campo (pF_{FC} , do inglês *capillary pressure at field capacity*), de pressão capilar no ponto de murcha permanente (pF_W , do inglês *capillary pressure at wilting point*) e de fator de forma

(*shape factor*), utilizaram-se os valores padrão do MIKE SHE, respectivamente: 2, 4,2 e 0,5. A Tabela 6 indica os parâmetros de interesse obtidos com a calculadora de retenção.

Tabela 6 - Parâmetros hidráulicos calculados com a calculadora de curva de retenção.

Classe SiBCS	\emptyset_{FC} (cm ³ /cm ³)	\emptyset_{WP} (cm ³ /cm ³)
PVAa13	0,3264	0,1367
PVAd3	0,2479	0,0803
CYbd4	0,2306	0,0645
RLdh1	0,3456	0,1066

Fonte: elaborado pelo autor.

Através da utilização do modelo Rosetta e da calculadora da curva de retenção, os valores de \emptyset_S , \emptyset_{FC} , \emptyset_{WP} e K_S foram obtidos para cada classe do solo do modelo. As fórmulas utilizadas no processo (van Genuchten) estão disponíveis em Schaap, Leij e van Genuchten (2001) e em DHI (2017a).

A profundidade máxima de evapotranspiração foi definida através de calibração, como descrito na seção 3.2.2.3.5.4, e o fluxo em macroporos no modelo foi considerado como nulo.

3.2.2.2.10 Fluxo na zona saturada (*saturated zone*)

O passo inicial para a definição das unidades geológicas (*geological units*) do modelo foi a delimitação das unidades geológicas presentes na área da bacia hidrográfica, segundo o Mapa Geológico do Estado de Santa Catarina (CPRM, 2014). Para a BHVB, são dez unidades geológicas presentes:

- Granito Serra do Tabuleiro;
- Granito Rio Chicão;
- Riolito Cambirela;
- Formação Queçaba;
- Depósitos aluvionares;
- Tonalito Forquilha;
- Complexo Águas Mornas;
- Granodiorito Alto da Varginha;
- Depósitos Planície Lagunar;
- Granitóides Santo Antônio.

Devido à dificuldade em definir os parâmetros hidráulicos saturados para cada uma das dez unidades geológicas – muitas delas, ainda pouco estudadas no contexto hidrogeológico –, essas foram agrupadas em quatro litologias principais (Granito, Xisto, Areia Grossa e Argilo-Arenoso), de acordo com os materiais preponderantes em cada uma. Seguem as simplificações realizadas:

- Na categoria “Granito”, foram condensadas as seguintes unidades geológicas:
 - Granito Serra do Tabuleiro e Granito Rio Chicão, que são constituídas por granitos, preponderantemente (ZANINI et al., 1997);
 - Granitodiorito Alto da Varginha e Granitóide Santo Antônio, unidades constituídas por rochas graníticas e que, petrograficamente, se equivalem a granitos (ZANINI et al., 1997);
 - Riolito Cambirela, formada por rochas vulcanogênicas representadas por derrames e tufos riolíticos (ZANINI et al., 1997). Segundo CPRM (2001), o riolito é uma rocha vulcânica ácida equivalente extrusiva aos granitos;
 - Complexo Águas Mornas, unidade que representa uma faixa descontínua de granitóides deformados com frequentes terrenos granito-gnáissicos afetados por intrusões graníticas (ZANINI et al., 1997);
 - Tonalito Forquilha, uma unidade formada por quartzo-dioritos, quartzo-monzodioritos e, sobretudo, tonalitos (ZANINI et al., 1997). Segundo o CPRM (2001), o tonalito é uma rocha ígnea plutônica com componentes essenciais quartzo e plagiocásio.
- Para a categoria “Xisto”, considerou-se a unidade geológica Formação Queçaba, que é uma sequência de quartzitos, filitos e, principalmente, xistos (ZANINI et al., 1997);
- Na categoria “Areia Grossa”, foi usada a unidade geológica de Depósitos Aluvionares. Os depósitos aluvionares são areias, de grossas a finas, cascalheiras e sedimentos siltico-argilosos (CPRM, 2014). De forma conservadora, a areia grossa foi considerada como o material preponderante;
- Na categoria de “Argilo-arenoso”, foi considerada somente a unidade de Depósitos Planície Lagunar, formação constituída de areias siltico-argilosas (CPRM, 2014).

Em síntese, essa simplificação busca congrega as unidades geológicas da CPRM em torno de suas litologias preponderantes, de forma que seja possível estimar suas propriedades

hidráulicas saturadas a partir da literatura científica. As quatro litologias citadas foram, então, consideradas como as unidades geológicas desse modelo hidrológico.

Antes de obter os parâmetros hidráulicos solicitados pelo diálogo da zona saturada, é preciso definir a razão da anisotropia¹⁸ da condutividade hidráulica de cada uma das litologias, visto que a obtenção de valores de condutividade hidráulica vertical (*vertical conductivity*) (K_V) é difícil. Com um valor para a anisotropia e um valor para a condutividade hidráulica horizontal (*horizontal conductivity*) (K_H), é possível estimar a condutividade hidráulica vertical da unidade geológica através de uma simples multiplicação.

Segundo Todd e Mays (2004), a condutividade hidráulica horizontal de um aluvião é de duas à dez vezes superior que a vertical; para Domenico e Schwartz (1997), a condutividade hidráulica horizontal do xisto é dez vezes superior à vertical; em materiais argilo-arenosos, a condutividade hidráulica horizontal é 28 vezes maior que a vertical, aproximadamente (FAN; MIGUEZ-MACHO, 2011); e, no granito, a condutividade hidráulica horizontal é de duas à 30 vezes superior à componente vertical (MARÉCHAL et al., 2003). Portanto, considerou-se que a condutividade hidráulica horizontal é superior à vertical em dez vezes nas unidades Granito, Xisto e Areia Grossa (aluvião) e 30 vezes na unidade Argilo-Arenoso.

A condutividade hidráulica horizontal de cada litologia (ou a unidade geológica) foi definida por calibração a partir do intervalo de valores possíveis para o material de acordo com a literatura, como mostra a seção 3.2.2.3.5.5. Consequentemente, a condutividade hidráulica vertical de cada litologia foi definida a partir da respectiva razão de anisotropia (K_H/K_V). De forma paralela, a produção específica (*specific yield*) (S_Y) das unidades geológicas também foi definida a partir da calibração, como explicita a seção 3.2.2.3.5.6.

Para o armazenamento específico (*specific storage*) (S_S) de cada unidade geológica, foram utilizados valores obtidos na literatura (Tabela 7).

18 A anisotropia é a condição de variabilidade das propriedades físicas de uma rocha ou de um mineral segundo direções diferentes (CPRM, 2001). Para esse contexto hidrogeológico, é a razão entre a condutividade hidráulica horizontal e a condutividade hidráulica vertical.

Tabela 7 - Valores de armazenamento específico das unidades geológicas da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.

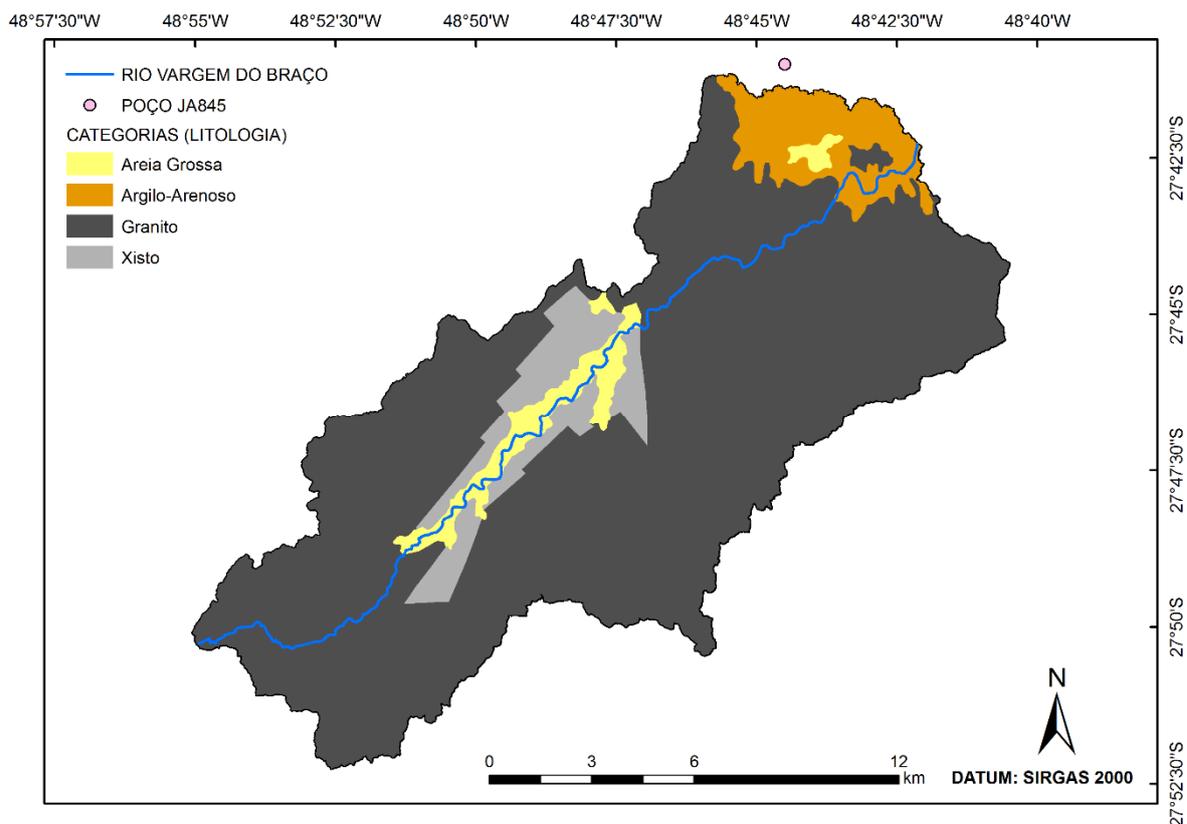
Litologia (Unidade Geológica)	Armazenamento específico (S_s) (m^{-1})	Fonte
Granito	10^{-7}	Wang (2000)
Xisto	$7,23 \cdot 10^{-5}$	Domenico; Miffllin (1965)
Areia Grossa	$1,05 \cdot 10^{-5}$	Younger (1993)
Argilo-Arenoso	$2,37 \cdot 10^{-6}$	Keilholz; Disse; Halik (2015)

Fonte: adaptado de Domenico; Miffllin (1965); Younger (1993); Wang (2000); e Keilholz; Disse; Halik (2015).

Após, foram definidas três camadas geológicas (*geological layers*) para o modelo. A primeira, mais superficial, tem as quatro unidades geológicas (Granito, Xisto, Areia Grossa e Argilo-Arenoso) e segue a distribuição espacial do mapeamento de CPRM (2014). Segundo as informações do poço JA845 do sistema SIAGAS Web (CPRM, 2020), localizado em uma área de “Depósitos Planície Lagunar” a 700 m da BHVB, o solo argilo-arenoso cede lugar ao granito a partir de uma profundidade de 24 m abaixo da superfície. Considerando essa informação, a constituição de unidades geológicas se altera nessa profundidade, sendo necessária a inserção de uma nova camada geológica. Portanto, no modelo, foi definido que a profundidade limite inferior da primeira camada é de 24 m.

A Figura 28 apresenta a distribuição espacial das unidades geológicas da primeira camada geológica do modelo.

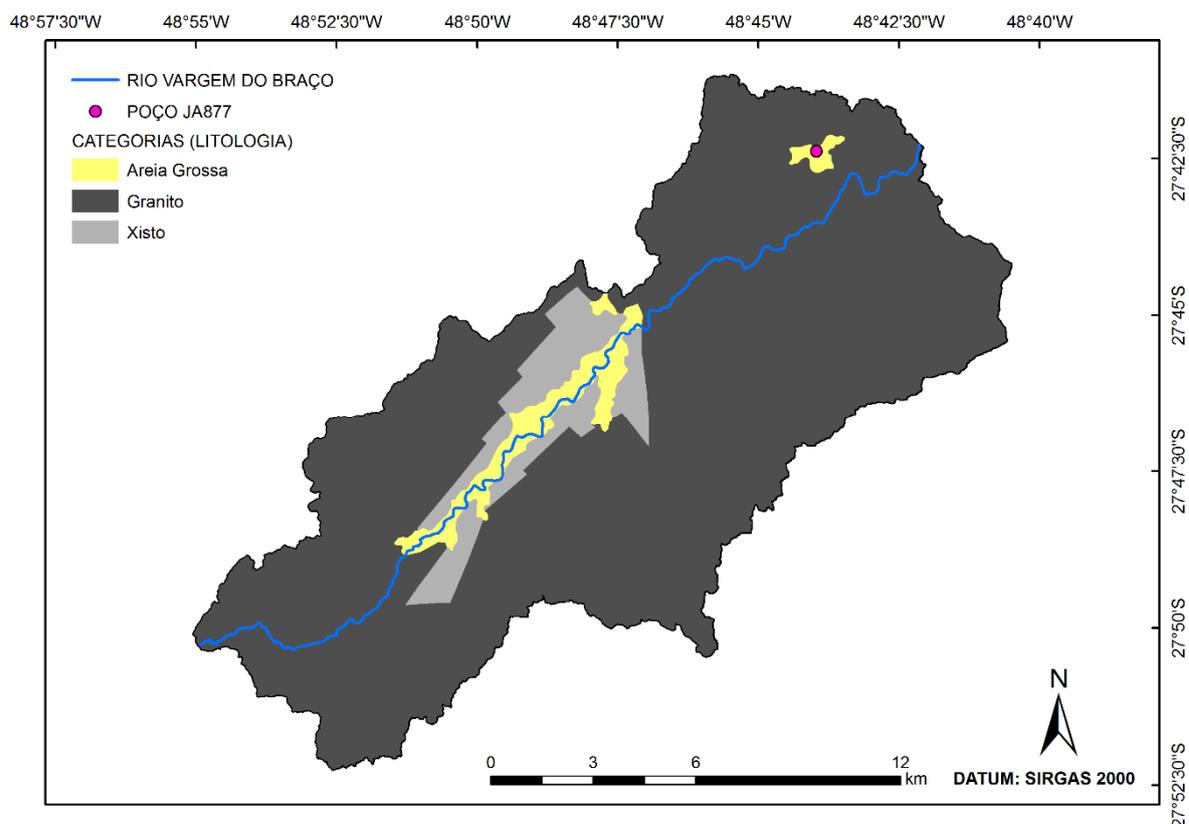
Figura 28 - Unidades geológicas da primeira camada geológica da zona saturada da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.



Fonte: CPRM (2001); CPRM (2014); Zanini et al. (1997). Elaborado pelo autor.

A segunda camada geológica do modelo possui três unidades geológicas (Granito, Xisto e Areia Grossa). De acordo com o poço JA877 do sistema SIAGAS Web (CPRM, 2020), situado em uma formação “Depósitos aluvionares” dentro da bacia hidrográfica, a profundidade de 42 m indica a ocorrência de granito onde antes havia areia grossa. Assim, considerou-se que a profundidade limite inferior da segunda camada geológica é de 42 m e, abaixo desse limite, torna-se necessária a inserção de uma terceira camada geológica, onde a unidade da areia grossa é substituída pelo granito. A Figura 29 apresenta a distribuição espacial das unidades geológicas da segunda camada geológica do modelo.

Figura 29 - Unidades geológicas da segunda camada geológica da zona saturada da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.

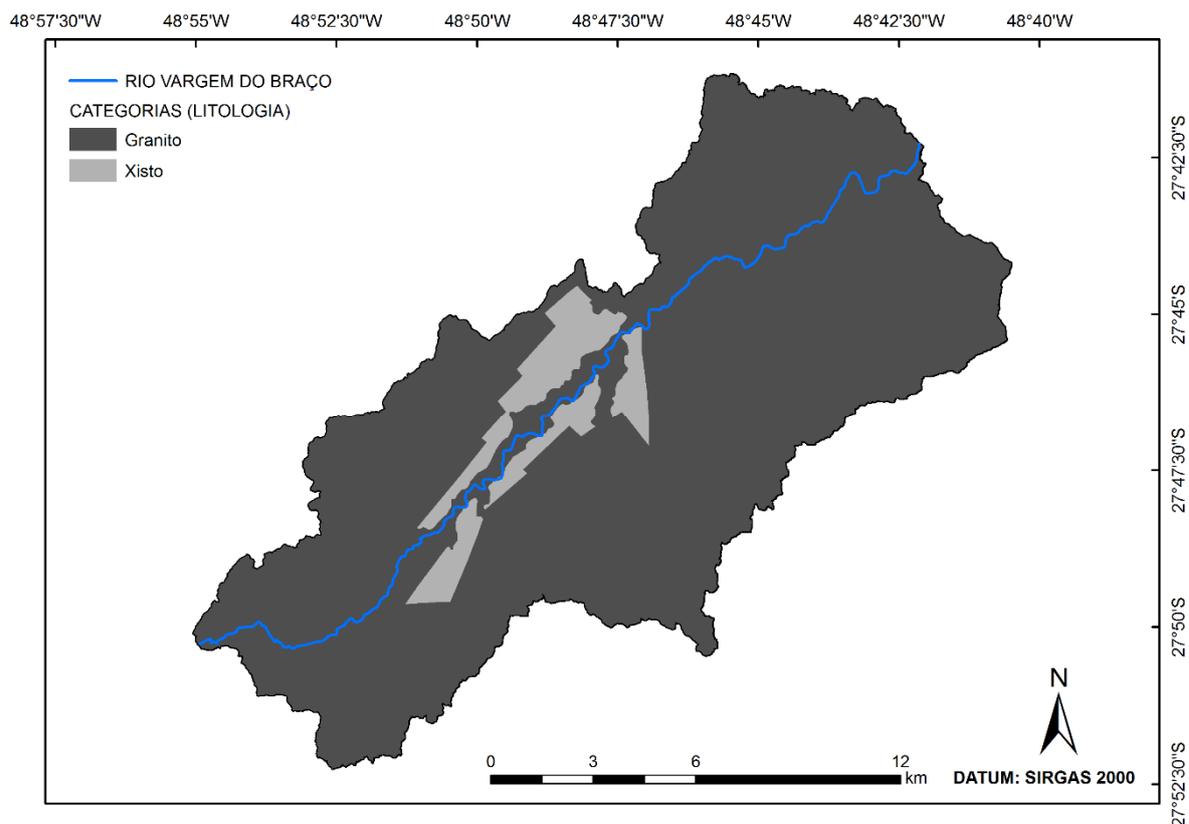


Fonte: CPRM (2001); CPRM (2014); Zanini et al. (1997). Elaborado pelo autor.

Por fim, têm-se a terceira camada geológica da zona saturada, composta por apenas Granito e Xisto e com profundidade limite inferior de 50 m. Esse valor foi definido de forma arbitrária, entendendo que se trata de uma profundidade adequada para a representação do fluxo de base no regime hidrológico do rio sem maiores intervenções no tempo de simulação.

A Figura 30 mostra a distribuição espacial das unidades geológicas da terceira camada geológica do modelo.

Figura 30 - Unidades geológicas da terceira camada geológica da zona saturada da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço.

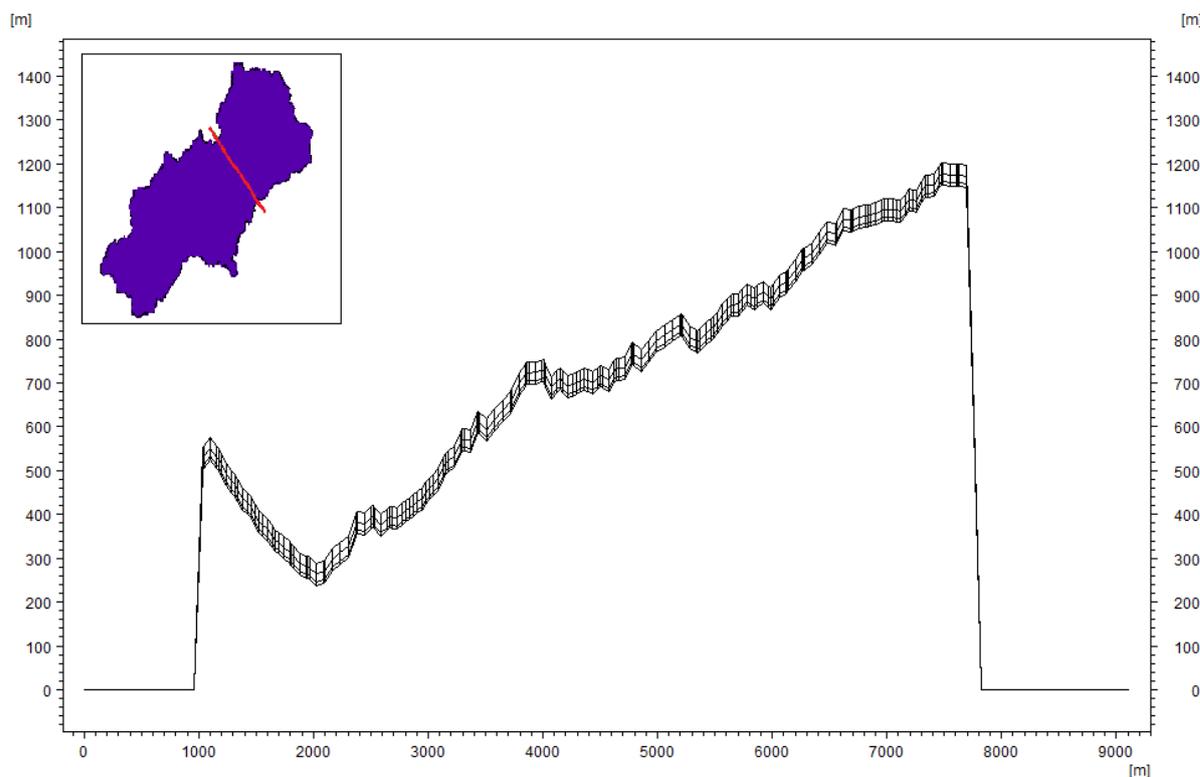


Fonte: CPRM (2001); CPRM (2014); Zanini et al. (1997). Elaborado pelo autor.

Em síntese, a análise das Figuras 28 a 30 permite afirmar que, segundo o mapeamento geológico de CPRM (2014) e as simplificações metodológicas adotadas no modelo, a camada mais superficial da zona saturada possui maior parte de sua área constituída por granitos, mas com significativas extensões de areia grossa e de xisto margeando a parte central do rio e de material argilo-arenoso próximo ao exutório. Quanto maior a profundidade, entretanto, mais presente está o granito no lugar de outras formações mais permeáveis, representando assim um modelo hidrogeológico que se torna menos suscetível ao fluxo tridimensional de água de acordo com a sua profundidade. Salienta-se que as três camadas geológicas foram inseridas no MIKE SHE através de arquivos .dfs2.

A Figura 31 apresenta o corte longitudinal da zona saturada em determinada posição do domínio do modelo, conforme indicado na miniatura. Nota-se a existência das três camadas geológicas cobrindo a profundidade de até 50 metros abaixo da superfície.

Figura 31 - Corte longitudinal da zona saturada do modelo



Fonte: elaborado pelo autor.

Em relação à carga potencial inicial (*initial potential head*) do modelo, não foram obtidas informações para calcular o nível do lençol freático da bacia hidrográfica com precisão. Para isso, seria necessário obter medições do nível estático de diversos poços de monitoramento e interpolá-los na área modelada (JABER; SHUKLA, 2012). Entretanto, existem apenas dois poços do sistema SIAGAS Web (CPRM, 2020) monitorando o nível estático na bacia (1,73 e 3,00 m). Desta forma, não há condições de realizar a interpolação com confiabilidade, uma vez que a BHVB tem uma área de aproximadamente 208 km². Diante da ausência de dados, DHI (2017a) sugere a inserção de um valor de 3,00 m (abaixo da superfície) para o parâmetro, visto que o nível do lençol freático tende a se ajustar à realidade hidrogeológica da bacia hidrográfica após alguns meses de simulação (DHI, 2017a). Neste trabalho, os dez meses de 2012 foram considerados como um período de *warm up* e os seus resultados não foram considerados nas análises, como descrito na seção 3.2.2.3.4. Diante dos fatos, considerou-se uma carga potencial inicial de 3,00 m para o modelo.

A condição de contorno externa (*outer boundary conditions*) selecionada foi a de fluxo zero (*zero flux*), a opção padrão no MIKE SHE e que reflete as condições existentes nos limites

da maioria das bacias hidrográficas (CUNHA, 2017). De forma paralela, como não há lagos ou reservatórios na bacia, não foram inseridas condições de contorno internas (*internal boundary conditions*).

3.2.2.2.11 Armazenamento de resultados (*storing of results*)

No campo de séries temporais do rio (*detailed river time series output*), foi definida a geração de duas séries de vazão diária: a primeira, no ponto de calibração, na cadeia 19920 m, onde foi incluída a série de vazão diária da estação fluviométrica 84207000 para geração de gráficos comparativos e cálculo dos critérios estatísticos *NS*, *r* e *EM*; e a segunda, no ponto de captação da CASAN, na cadeia 24700 m, para comparação dos C0, C1 e C2 quanto à produção de água para abastecimento através da geração das curvas de permanência.

No campo de séries do gradeamento (*grid series output*), foi definida a geração dos 27 tipos de resultados bidimensionais padrão do MIKE SHE, requeridos para o cálculo do balanço hídrico.

3.2.2.3 Calibração e validação

3.2.2.3.1 Método de calibração

No MIKE SHE, existem três maneiras de se realizar a calibração: I) Manual, em que os valores dos parâmetros são alterados pelo usuário e critérios estatísticos de ajuste são usados para a comparação dos resultados; II) Auto-calibração, através da ferramenta AUTOCAL; e III) Método GLUE (do inglês *Generalised Likelihood Uncertainty Estimation*) (JABER; SHUKLA, 2012). Neste trabalho, a calibração foi efetuada através do procedimento manual.

A calibração manual é realizada através de um processo de tentativa e erro (*trial and error*), em que há um ajuste das estimativas iniciais dos parâmetros através da comparação entre variáveis hidrológicas simuladas e observadas (ABBOTT et al., 1986b). Como resultado, se obtém um conjunto otimizado de valores para os parâmetros calibrados (SAHOO; RAY; DE CARLO, 2006). Embora aparentemente simples, a calibração manual necessita de experiência hidrológica e discernimento (FEYEN et al., 2000).

Em termos práticos, a simulação é executada e os resultados são comparados com os dados medidos em campo. Entre uma simulação e outra, os parâmetros são ajustados dentro de

um intervalo fisicamente aceitável (LUCAS et al., 2010). Para definição dos valores ideais dos parâmetros, são utilizados critérios estatísticos (IM et al., 2009). Enquanto um parâmetro está sendo variado, todos os outros são mantidos constantes (OOGATHOO, 2006).

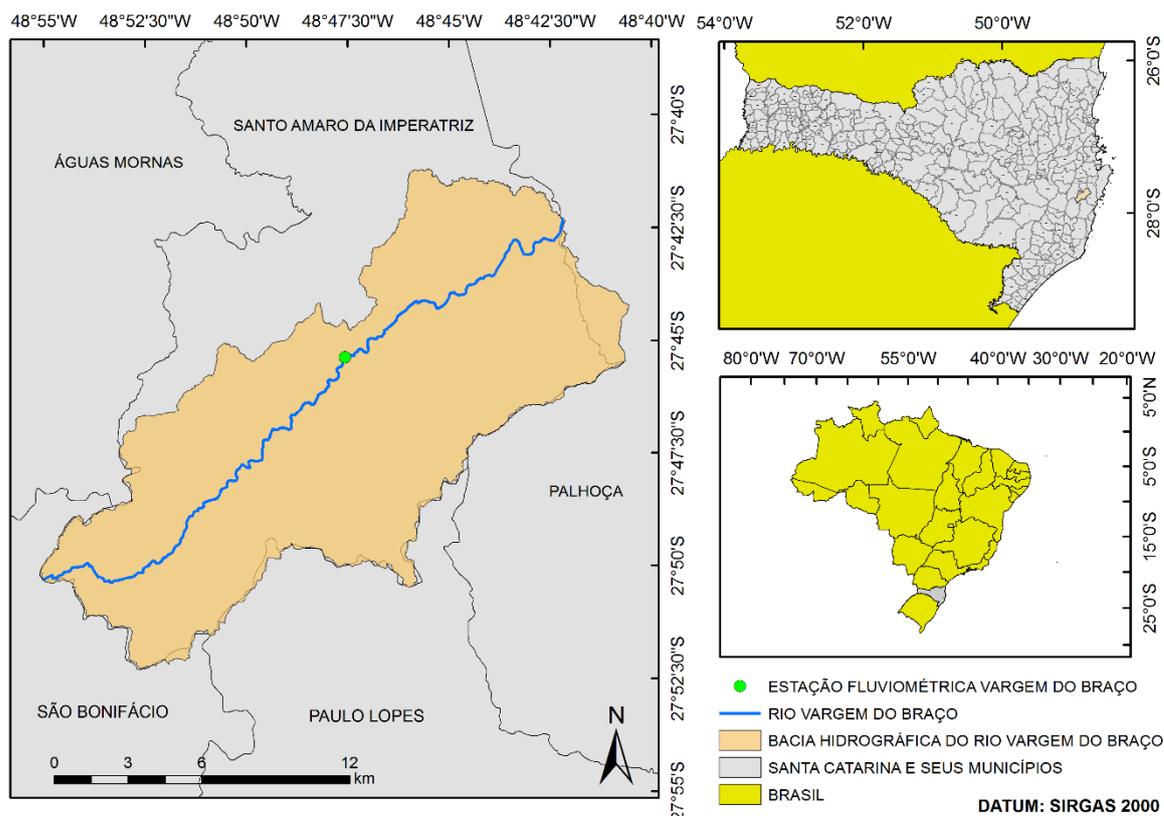
3.2.2.3.2 Estação fluviométrica 84207000: os dados observados em campo

Como introduzido na seção anterior, a calibração manual contempla a comparação dos resultados simulados com os dados observados em campo, considerando uma mesma variável hidrológica. Neste estudo, a calibração foi feita através da comparação entre valores simulados e observados de vazão diária, utilizando para isso os dados da estação fluviométrica Vargem do Braço (84207000), de responsabilidade da CASAN.

Em detalhes, a estação é localizada no Município de Santo Amaro da Imperatriz, em Santa Catarina, na latitude $-27,75833$ e na longitude $-48,790278$, *datum* SIRGAS 2000. Possui um registrador de nível que coleta dados do rio Vargem do Braço de março de 2012 até o momento presente, com uma área de drenagem de 110 km^2 (SNIRH, 2020).

A Figura 32 apresenta a localização da estação fluviométrica Vargem do Braço.

Figura 32 - Disposição geográfica da estação fluviométrica 84207000.



Fonte: HidroWeb (2019); SDS (2016). Elaborado pelo autor.

Os dados diários de nível registrados foram transformados em dados diários de vazão através da equação da curva-chave¹⁹ da estação, disponibilizada em CASAN (2018). A Equação (2) apresenta a relação.

$$Q = 11,78 \cdot (h - 0,64)^{1,84} \quad (2)$$

Onde Q é a vazão da seção, em m^3/s ; e h é o nível da seção, em cm.

Uma vez que não existem outras estações fluviométricas na BHVB, não foi realizado o preenchimento de falhas para os dias em que não há medição de nível na série histórica da

¹⁹ A curva-chave exprime a relação entre o nível d'água e a vazão na seção de um curso hídrico. É obtida através do levantamento de uma série de campanhas de medição, em que se obtém um conjunto de pares de valores (nível d'água e vazão observados), cobrindo, inclusive, períodos de estiagem e cheias extremas (RIGHETTO, 1998). O conhecimento da curva-chave permite substituir a medição contínua das descargas por uma medição contínua das cotas (CHEVALLIER, 2014).

estação 84207000. Entretanto, os dias que apresentaram valores de nível visivelmente anômalos (negativos ou iguais a zero) foram excluídos da série.

3.2.2.3.3 Critérios estatísticos utilizados

Para a definição dos valores ótimos dos parâmetros durante o processo de calibração, foram utilizados três critérios estatísticos: o coeficiente de eficiência de Nash-Sutcliffe (*NS*), o coeficiente de correlação de Pearson (*r*) e o Erro Médio (*EM*). Com isso, têm-se um exemplo de cada categoria principal de critérios estatísticos: os adimensionais (*NS*), que são técnicas que fornecem uma avaliação relativa do modelo; os de regressão padrão (*r*), que determinam a força da relação linear entre dados simulados e observados; e os índices de erro (*EM*), que mensuram o desvio nas unidades dos dados de interesse (LEGATES; McCABE, 1999 apud MORIASI et al., 2007).

O coeficiente de Nash-Sutcliffe é um critério frequentemente utilizado em estudos de modelagem hidrológica e extensamente relatado na literatura científica (KRAUSE; BOYLE; BÄSE, 2005). O *NS* é calculado através da relação expressa na Equação (3), apresentada em Krause, Boyle e Båse (2005).

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \quad (3)$$

Onde *O* são os valores observados e *S* os valores simulados.

O coeficiente de *NS* é um critério estatístico que mensura a habilidade do modelo em simular variações nos hidrogramas para uma estação fluviométrica particular (WANG et al., 2012). É bastante sensível à vazões de pico e apresenta performance superior em períodos de vazões reduzidas (KRAUSE; BOYLE; BÄSE, 2005). Seus valores vão de $-\infty$ à 1 (valor ótimo). No caso de valores de *NS* inferiores a zero, entende-se que a média dos valores observados é melhor para predição do comportamento do rio do que os valores simulados, e a performance do modelo é considerada inaceitável (MORIASI et al., 2007).

O coeficiente de correlação de Pearson é um índice do grau de relação linear entre os dados simulados e os dados observados. Se *r* for igual a zero, não há relação linear. Se *r* = 1 ou -1, existe uma relação linear perfeita positiva ou negativa, respectivamente (MORIASI et al.,

2007). Portanto, quanto mais próximo r for de 1, melhor o grau de relação linear entre os dados (DHI, 2017a). Contudo, trata-se de um critério estatístico sensível à valores extremamente altos, os chamados *outliers* (LEGATES; McCABE, 1999 apud MORIASI et al., 2007).

Calcula-se o r através da Equação (4), apresentada por DHI (2017a).

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (S_i - \bar{S}) \cdot (O_i - \bar{O})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (S_i - \bar{S})^2 \cdot \sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}} \quad (4)$$

O EM é um critério estatístico utilizado para a determinação do erro médio sistemático entre dados simulados e dados observados. Valores positivos indicam um modelo hidrológico que realiza previsões subestimadas, em média, ao passo de que valores negativos representam previsões superestimadas, em média (LU et al., 2009). Quanto menor o EM , maior a eficiência do modelo e mais precisamente ele pode ser usado para a previsão de vazões históricas e futuras (WASEEM et al., 2017). O erro médio é calculado pela Equação (5), apresentada em Shu et al. (2012).

$$EM = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^n (O_i - S_i) \quad (5)$$

Salienta-se que os critérios estatísticos utilizados não consideram os dias em que não há registro de vazão na série de dados observados e, caso a variação de um parâmetro altere os critérios em direções opostas, a prioridade dentro da calibração é o resultado de NS .

3.2.2.3.4 Períodos de aquecimento (warm up), calibração e validação

Como informado anteriormente na seção 3.2.2.3.2, a estação fluviométrica 84207000 possui dados diários de nível e, conseqüentemente, de vazão, a partir de março de 2012. Nesse contexto, a simulação foi definida para ocorrer no período compreendido entre 01/03/2012 e 31/12/2018. Esse período foi dividido em três partes:

- Aquecimento (*warm up*): entre 01/03/2012 e 31/12/2012;
- Calibração: entre 01/01/2013 e 31/12/2015;
- Validação: entre 01/01/2016 e 31/12/2018.

O período de aquecimento é utilizado para permitir ao rio adquirir um comportamento estável após o início da simulação, onde as condições iniciais ainda afetam demasiadamente os resultados (BUTTS et al., 2004; WIJESEKARA et al., 2012). Os resultados desse período são descartados. Na literatura, os períodos de *warm up* podem variar significativamente, como, por exemplo, de três meses (SAHOO; RAY; DE CARLO, 2006) a cinco anos (WIJESEKARA et al., 2012). Após esse período de inicialização, entende-se que o MIKE SHE consegue estimar resultados mais próximos à realidade.

Os períodos de calibração e validação compreendem um intervalo de três anos cada. Trata-se de um valor adequado, se comparado com a média utilizada por outros autores – de acordo com Jaber e Shukla (2012), a calibração costuma ser realizada por períodos de três meses a quatro anos, enquanto a validação geralmente ocorre em intervalos de 40 dias a três anos.

3.2.2.3.5 Parâmetros selecionados para calibração

O MIKE SHE possui mais de 100 parâmetros disponíveis para a calibração. Como forma de auxílio, o manual do modelo sugere 19 parâmetros primários e 18 secundários dentro de uma hierarquia de parâmetros prioritários a calibração. Nesse cenário, é usual que os usuários do programa limitem a quantidade de parâmetros calibrados em dez (JABER; SHUKLA, 2012).

Neste trabalho, do grupo de parâmetros recomendados para calibração (DHI, 2017a), foram selecionados aqueles com extensos intervalos de valores possíveis segundo a literatura, demonstrando uma maior necessidade de otimização, e que, simultaneamente, alteraram de forma significativa o fluviograma de saída e os valores dos critérios estatísticos quando variados de maneira preliminar, se mostrando sensíveis para essa modelagem hidrológica. Optou-se por realizar a calibração com, no máximo, cinco parâmetros. Devido à sua natureza acoplada, foram testados tanto parâmetros do MIKE SHE quanto do MIKE 11.

Mediante o exposto, foram testados os 24 parâmetros do grupo recomendado por DHI (2017a) que estavam presentes no modelo hidrológico do C0. Desse grupo, foram selecionados para calibração os seguintes parâmetros (em parênteses, os respectivos diálogos):

- Índice de área foliar (uso e ocupação do solo);
- Manning M da superfície (escoamento superficial) e do rio (rios e lagos);
- Profundidade da superfície de evapotranspiração (fluxo da zona insaturada);
- Condutividade hidráulica horizontal (fluxo da zona saturada);

- Produção específica (fluxo na zona saturada).

3.2.2.3.5.1 Índice de área foliar

Para as categorias “Agricultura”, “Floresta” e “Pastagens e Campos”, o índice de área foliar foi definido a partir do catálogo mundial de valores de *IAF* sintetizado e disponibilizado em Asner, Scurlock e Hicke (2003). Para cada categoria, foram testados cinco valores de *IAF* dentro do intervalo mínimo e máximo apresentado pelos autores para aquele tipo de vegetação: *Forest/TrEBL* para “Floresta” (de 3 a 8), *Crops* para “Agricultura” (de 2 a 4) e *Grasslands* para “Pastagens e campos” (de 1 a 3). Os valores ótimos calibrados foram 4,80 para “Floresta”; 2,50 para “Agricultura” e 2,50 para “Pastagens e campos”.

3.2.2.3.5.2 Manning M da superfície

O Manning *M* do solo foi definido a partir dos valores apresentados em Chow (1959) para diferentes tipos de superfície. Para cada categoria, foram realizadas cinco (floresta) ou sete simulações (agricultura; pastagens e campos; áreas urbanas), variando o *M* dentro do intervalo possível para aquele tipo de superfície. Para isso, foram consideradas as seguintes tipologias: salgueiros densos no verão (*dense willows, summer, straight*) para a categoria de “Florestas”, com o *M* variando entre 5 e 9 m^{1/3}/s; plantações maduras em fileira (*mature row crops*) para a categoria de “Agricultura”, com o *M* variando entre 22 e 40 m^{1/3}/s; moitas com alta densidade de ervas daninhas (*scattered brush, heavy weeds*) para “Pastagens e Campos”, com o *M* entre 14 e 28 m^{1/3}/s; e concreto finalizado (*finished concrete*) para a categoria “Áreas urbanas”, com o *M* entre 71 e 91 m^{1/3}/s.

Chow (1959) é uma publicação norte-americana, e algumas das tipologias utilizadas não são exatamente iguais à realidade da agricultura e da vegetação da BHVB, no sul do Brasil. Todavia, em cada caso, foi utilizada aquela classificação que mais se aproximava das condições modeladas.

Após a realização das simulações, os valores calibrados para cada categoria foram: 7 m^{1/3}/s em “Florestas”; 30 m^{1/3}/s em “Agricultura”; 20 m^{1/3}/s em “Pastagens e campos”; e 80 m^{1/3}/s em “Áreas Urbanas”.

3.2.2.3.5.3 Manning M do rio

O Manning M do rio também foi definido a partir do catálogo de valores apresentado em Chow (1959). Foram realizadas cinco simulações variando o M do rio dentro do intervalo mínimo (10) e máximo (28) possível para rios principais (*major streams*) com largura superior a 30,50 metros em época de cheias (*top width at flood stage > 100 ft*), com seção irregular e áspera – a tipologia mais semelhante ao caso do rio Vargem do Braço. Após a calibração, o valor ótimo encontrado para o número de Manning M do leito do rio foi de $20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$.

3.2.2.3.5.4 Profundidade da superfície de evapotranspiração

A calibração da profundidade da superfície de evapotranspiração (*ET surface depth*) da zona insaturada foi realizada utilizando os valores de espessura de franjas capilares relativos a cada classe de solo da USDA, apresentados em Shen, Pennell e Suuberg (2013).

Ressalta-se que foram atribuídas às classes do SiBCS deste trabalho uma respectiva classe da USDA, como apresentado na Tabela 4: *clay loam* (franco-argiloso), para PVAa13; *sandy loam* (franco-arenoso), para PVAd3 e CYbd4; e *loam* (franco) para RLdh1. Portanto, foram realizadas cinco simulações para cada classe do SiBCS, variando o valor da profundidade da superfície de evapotranspiração dentro do intervalo de valores permitido para a respectiva classe USDA: 0,47 a 1,50 m, para solos franco-argilosos; 0,25 a 0,84 m, para solos franco-arenosos; e 0,38 a 1,95 m, para solos francos. Os valores calibrados encontrados foram 1,00 m, para o PVAa13; 0,25 m, para o PVAd3 e o CYbd4; e 1,20 m, para o RLdh1.

3.2.2.3.5.5 Condutividade hidráulica horizontal

Para cada unidade geológica da zona saturada, foram realizadas cinco simulações, em que a condutividade hidráulica horizontal foi variada segundo os valores mínimos e máximos sugeridos pela literatura científica para aquela litologia. Segue os intervalos considerados e a respectiva fonte dos valores: para o granito, o K_H varia entre 10^{-13} e 10^{-12} m/s (FEITOSA et al., 2008); para o xisto, o K_H se situa entre 10^{-13} e 10^{-9} m/s (BETIM, 2013); para a areia grossa, a condutividade hidráulica horizontal assume valores entre 10^{-4} e $6 \cdot 10^{-4}$ m/s (RITZEMA, 2014); e para a litologia argilo-arenosa, o K_H está entre 10^{-8} e 10^{-6} m/s (BETIM, 2013). Após o processo

de calibração, foram definidos os seguintes valores de condutividade hidráulica horizontal: 10^{-13} m/s para o granito e para o xisto, 10^{-4} m/s para a areia grossa e 10^{-8} m/s para o argilo-arenoso.

Embora não tenha participado da calibração, salienta-se que a condutividade hidráulica vertical das litologias foi definida a partir da multiplicação da razão de anisotropia (10, para as litologias granito, xisto e areia grossa, e 30, para a litologia argilo-arenosa) pelo valor calibrado de condutividade hidráulica horizontal. Assim, têm-se os seguintes valores de K_V no modelo: 10^{-14} m/s para o granito e o xisto, 10^{-5} m/s para a areia grossa e $3 \cdot 10^{-9}$ m/s para o argilo-arenoso.

3.2.2.3.5.6 Produção específica

A produção específica de cada unidade geológica também foi definida por calibração, utilizando intervalos possíveis do parâmetro para aquele material segundo a literatura científica. Foram realizadas cinco simulações por unidade geológica, variando a produção específica entre o mínimo e o máximo sugerido para a litologia. Não foi feita a calibração do granito, visto que Heath (2004) indica um valor fixo de 0,0009 (0,09%) para o material, o que impede a realização de qualquer variação. Para as outras três unidades geológicas, foram considerados os seguintes intervalos para a calibração: xisto, de 0,22 a 0,33 (MORRIS; JOHNSON, 1967); areia grossa, de 0,20 a 0,35 (JOHNSON, 1966); e argilo-arenoso, de 0,03 a 0,12 (JOHNSON, 1966). Após a calibração, os valores de produção específica definidos para cada unidade geológica do modelo foram 0,22 para o xisto, 0,35 para a areia grossa e 0,03 para o argilo-arenoso.

3.2.2.3.6 Indicadores de performance

A simulação do C0 foi configurada para a geração de resultados de vazão diários, na localização da estação fluviométrica 84207000: a cadeia (*chainage*) 19920 m, considerando a distância percorrida desde a nascente do rio.

Na calibração, o conjunto de parâmetros selecionado foi alterado iterativamente dentro de um intervalo fisicamente adequado no sentido de melhorar os critérios estatísticos e, assim, aprimorar a performance do modelo hidrológico em reproduzir os dados de vazão observados em campo. Em termos práticos, cada parâmetro foi variado de forma individual entre os valores máximos e mínimos possíveis para a grandeza, segundo a literatura, e aquele que resultou nos melhores NS , r e EM foi definido como o valor calibrado. Ressalta-se que, caso a variação de

um parâmetro causasse a alteração dos critérios em direções opostas, a prioridade era a melhoria dos resultados de *NS*.

Após a otimização dos parâmetros selecionados, a performance do modelo durante os períodos de calibração (2013 – 2015) e validação (2016 – 2018) foi avaliada através dos valores finais de *NS* e *r* em relação aos indicadores da Tabela 8, apresentados por Wang et al. (2012). No caso, considerou-se o modelo como calibrado e/ou validado se os indicadores de *NS* e *r* apresentarem performance igual ou maior à “Justo”.

Tabela 8 - Indicadores de performance de Nash-Sutcliffe (*NS*) e coeficiente de correlação de Pearson (*r*).

Critério	Excelente	Bom	Justo	Pobre
Nash-Sutcliffe (<i>NS</i>)	> 0,85	0,65 – 0,85	0,50 – 0,65	< 0,50
Corr. Pearson (<i>r</i>)	> 0,95	0,85 – 0,95	0,85 – 0,75	< 0,75

Fonte: adaptado de Wang et al. (2012).

Os resultados dos critérios estatísticos da calibração e validação C0, assim como a análise dos fluviogramas, são apresentados na seção 4.1.1.

3.2.3 Cenários antropizados de uso e ocupação do solo

Após a calibração e validação do C0, foram configurados o Cenário 1 (C1) e o Cenário 2 (C2). Nesses cenários, o uso e ocupação do solo da porção da BHVB protegida pelas duas unidades de conservação (APAVB e PEST) foi inteiramente substituído por agricultura, em C1, e por áreas urbanizadas, em C2. Em ambos os casos, trata-se de fenômenos antrópicos comuns na região circundante à bacia e que poderiam dominar a paisagem não fosse a delimitação das unidades de conservação. Todos os outros parâmetros e dados de entrada foram mantidos iguais ao C0.

Na simulação, as mudanças do C0 para C1/C2 alteraram a distribuição das categorias de uso e ocupação do solo e, portanto, a distribuição dos valores de *IAF*, *PR* e Manning *M*.

Com base nas simulações dos três cenários, a avaliação quantitativa da influência da presença da vegetação das duas unidades de conservação na curva de permanência do ponto de captação de água da CASAN, na Represa de Pilões, foi estimada, conforme o Objetivo I do trabalho. Mais detalhes dessa etapa do trabalho são descritos na seção 3.3, a seguir.

3.3 ANÁLISE DA DIFERENÇA HIDROLÓGICA ENTRE OS CENÁRIOS

3.3.1 Seção paradigma

As diferenças nos regimes hidrológicos dos C0, C1 e C2 foram analisadas através dos valores de vazões diárias simulados nos três cenários para a seção do ponto de captação de água da CASAN (Figura 11), na cadeia 24700m. Com isso, buscou-se entender como a alteração no uso e ocupação do solo da porção da BHVB regida pelas unidades de conservação alteraria a captação de água da concessionária.

3.3.2 Curva de permanência

Neste trabalho, utilizou-se a curva de permanência com valores diários de vazão como ferramenta de comparação entre os regimes hidrológicos dos C0, C1 e C2. Para cada cenário, foi mensurado o grau de permanência da vazão de 2,13 m³/s (vazão máxima de captação do sistema de adução do rio Vargem do Braço) entre os anos de calibração (2013 a 2015) e/ou de validação (2016 a 2018). Paralelamente, a Q_{98} (vazão de permanência em 98% do tempo) – o indicador usado na análise da disponibilidade hídrica para captações ou derivações nos cursos d'água de domínio catarinense – também foi comparada entre C0, C1 e C2.

3.4 CÁLCULO DA CONTRIBUIÇÃO FINANCEIRA DO ART. 47 DO SNUC

Neste trabalho, utilizou-se uma adaptação da metodologia desenvolvida por Strobel et al. (2007) para o cálculo da contribuição financeira do art. 47 do SNUC. No caso, trata-se de um estudo que buscava auxiliar na regulamentação e na implementação daquele instrumento econômico a partir da elaboração de um método de precificação replicável para qualquer UC nacional que se encaixe nas condições em questão. Para desenvolvimento do método, os autores consideraram que a contribuição financeira do art. 47 é um preço de financiamento, assim, sua principal função é a recuperação de custos da unidade de conservação.

Strobel et al. (2007) propuseram um método para o cálculo da contribuição financeira do art. 47 do SNUC. Para aplicação do modelo desenvolvido, usaram a bacia hidrográfica de Guapi-Macacu como estudo de caso, cujas nascentes se situam no interior do Parque Estadual dos Três Picos, na região serrana do Estado do Rio de Janeiro. Mesmo com os rios retificados

e cobertura florestal degradada, a bacia fornece 7 m³/s de água para a Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Rio de Janeiro (CEDAE), abastecendo empresas de água mineral e bebidas, agropecuárias e, aproximadamente, 1,7 milhão de pessoas.

No modelo proposto pelos autores, não foi incluída uma variável que precisasse os serviços ambientais relativos às melhorias na qualidade da água. Segundo Strobel et al. (2007), essa variável é necessária somente para os casos de unidades de conservação que funcionam como um filtro, fornecendo água a jusante de melhor qualidade do que a recebida a montante. Para bacias hidrográficas cujas nascentes estão protegidas por UC, como a Guapi-Macucu e a Vargem do Braço, a metodologia considera apenas os serviços ambientais de regularização da quantidade de água.

A Equação (6) apresenta a fórmula com os parâmetros iniciais para quantificação das da contribuição financeira do art. 47 do SNUC, segundo a metodologia de Strobel et al. (2007).

$$t_i = t_b \cdot b_i \cdot d_i \cdot \left(\frac{1}{e_i}\right) \quad (6)$$

Onde t_i é a tarifa a ser cobrada do usuário i , em R\$/m³; t_b é a tarifa básica por m³ captado da água protegida, em R\$/m³; b_i é a proporção de uso da água do usuário i relacionada à contribuição protetora da unidade de conservação; d_i é o peso distributivo atribuído ao usuário i ; e e_i é a elasticidade-preço²⁰ da demanda de água do usuário i .

O parâmetro b_i é estimado através de análises hidrológicas, enquanto o e_i é obtido na literatura técnica, prioritariamente. O valor de d_i é subjetivo e a sua identificação é arbitrária, com base em algum juízo de valor sobre a necessidade de subsídio a um grupo de usuários.

A tarifa básica (t_b) pelo volume de água captada da UC é estimada pela Equação (7).

$$GT = \sum (t_b \cdot v_i) \quad (7)$$

Onde GT é o gasto total de proteção da unidade de conservação a ser recuperado, em R\$/ano; e v_i é o volume de água consumido do usuário i .

20 A elasticidade-preço mensura a variação proporcional na quantidade demandada em função de uma variação proporcional no preço (RIBEIRO; LANNA; PEREIRA, 1999).

O valor de *GT* é igual ao somatório do custo anual da gestão da UC com atividades de proteção e manutenção que possuam reflexos diretos para a conservação da água. Para a sua quantificação, Strobel et al. (2007) consideraram os gastos anuais da gestão da unidade de conservação com: 1) Regularização fundiária; 2) Folha de pagamentos: salários mais encargos de funcionários da administração, técnicos, guardas e pesquisadores; 3) Treinamentos: gastos com a capacitação de funcionários; 4) Equipamentos: gastos com veículos, equipamentos de fiscalização e de prevenção de incêndios; 5) Combustível: gastos de combustível em tarefas de proteção da UC; 6) Gastos administrativos: luz, água e telefone; 7) Edificações: gastos com edificações necessárias para a proteção da unidade de conservação.

Neste trabalho, algumas considerações foram feitas para a aplicação da metodologia de precificação do art. 47 do SNUC proposta por Strobel et al. (2007):

- A interpretação mais plausível da redação do art. 47 do SNUC é a de que a precificação da contribuição financeira para uma UC deva considerar os usuários cujas nascentes e trechos de rios estejam protegidos pela mesma. Em outras palavras, a precificação deve considerar usuários localizados dentro e à jusante da unidade de conservação, desde que, nesse último caso, captem água de corpos hídricos localizados na mesma bacia hidrográfica da UC (Almeida, 2012 apud Tito & Ortiz, 2013). Mesmo que a captação ocorra dentro do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, a água captada pela CASAN é influenciada pela proteção das duas unidades de conservação e esse usuário deve ser considerado na contribuição financeira para ambas (PEST e APAVB);
- A quantificação da contribuição financeira do art. 47 do SNUC disposta na Equação (6) é específica para os usuários de uma única unidade de conservação. Entretanto, não foi possível obter os valores orçamentários da administração da APAVB, uma UC com a implementação e gestão ainda bastante incipientes. Sem o valor de *GT* da APAVB, a precificação da contribuição financeira foi realizada somente para o PEST;
- Não foi possível obter informações precisas sobre outros usuários de água beneficiados pela proteção do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. Portanto, apenas um usuário foi considerado na metodologia de quantificação: a CASAN. Diante dessa limitação:
 - Ciente de que a consideração de apenas um usuário superdimensionaria o valor da contribuição financeira – a componente *GT* é relativa aos gastos para proteção do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro como um todo –, foi realizada uma ponderação linear entre a área da BHVB no interior do PEST e a área total do PEST. Isto é, foi necessário adaptar

o método de Strobel et al. (2007) para que os custos de proteção dessa UC fossem proporcionais a área da bacia dentro do parque.

- O valor do parâmetro d_i é igual a 1.
- Em b_i , utilizou-se o valor de 0,92, visto que aproximadamente 92% da área da bacia a montante do ponto de captação da CASAN é coberto pelo Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (126 km² de um total de 137 km²);
- Para e_i , foi utilizado o valor de 0,74, específico para a atividade de abastecimento de água, como apontam Motta et al. (2004), citados em Strobel et al. (2007);
- Na ausência da informações sobre qual o volume médio captado pela CASAN na bacia atualmente, utilizou-se a vazão máxima de captação (2,13 m³/s) como o valor de v_i .

Mediante as considerações acima, as Equações (6) e (7) de Strobel et al. (2007) foram utilizadas para o desenvolvimento da Equação (8), que apresenta uma fórmula de precificação da contribuição financeira do art. 47 do SNUC a ser paga pela CASAN ao IMA, órgão gestor do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, em função da captação de água para abastecimento público na Represa de Pilões, em Santo Amaro da Imperatriz, Santa Catarina, a partir do método proposto em Strobel et al. (2007).

$$\begin{aligned}
 t_{CASAN} &= \left[\frac{GT}{v} \cdot b \cdot d \cdot \left(\frac{1}{e} \right) \right] \cdot \left(\frac{A_{BHVB}}{A_{PEST}} \right) = \left[\frac{GT_{PEST}}{v_{CASAN}} \cdot 0,92 \cdot 1 \cdot \left(\frac{1}{0,74} \right) \right] \cdot \left(\frac{174,2}{839,4} \right) \quad (8) \\
 &= \left[1,24 \cdot \frac{GT_{PEST}}{v_{CASAN}} \right] \cdot 0,21 = 0,26 \cdot \frac{GT_{PEST}}{v_{CASAN}}
 \end{aligned}$$

Onde t_{CASAN} é a estimativa do valor da contribuição financeira prevista no art. 47 do SNUC a ser paga pela CASAN devido à captação de água sob influência da proteção do PEST, em R\$/m³; b é a proporção do uso da água que é relativa à contribuição protetora do PEST; e é a elasticidade-preço da demanda de água da CASAN; A_{BHVB} é a área da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço dentro do PEST, em km²; A_{PEST} é a área total do PEST, em km²; GT_{PEST} é o gasto total com proteção do PEST a ser recuperado, em R\$/ano; v_{CASAN} é o volume de água consumido pela CASAN na captação da Represa de Pilões, em m³/ano.

Os valores de GT_{PEST} foram obtidos através de reuniões realizadas no mês de fevereiro de 2020 com os funcionários do IMA responsáveis pela administração do Parque Estadual da

Serra do Tabuleiro. A quantificação considerou os gastos totais com a UC para o ano de 2019. A Tabela 9 apresenta os valores dos componentes de GT_{PEST} estimados em reunião.

Tabela 9 - Componentes de GT_{PEST} (Gasto Total de proteção do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro) para o ano-base de 2019.

Componente	R\$/ano	Observação
Regularização Fundiária	980.000	Aquisição de um terreno particular no interior do PEST
Folha de pagamentos	428.000	Funcionários + Equipe de gestão do centro de visitantes do PEST
Treinamentos	-	Somente cursos gratuitos foram realizados
Equipamentos	295.000	Veículo zero km + Ferramentas (e.g., motosserra e roçadeira) + EPIs
Combustível	-	Valores não disponíveis
Gastos administrativos	-	Os valores gastos com luz e telefone não estão disponíveis; Devido à captação em poços, não há gastos com o consumo de água
Edificações	40.000	Compra de equipamentos para os alojamentos do PEST
TOTAL	1.743.000	

Fonte: elaborado pelo autor.

Segundo o método proposto por Strobel et al. (2007), o valor de GT deve passar por uma revisão anual através da prestação de contas do exercício anterior e a previsão de variação de custos adicionais para o ano seguinte.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 RESULTADOS

4.1.1 Calibração e validação do C0

4.1.1.1 Período de calibração (2013 a 2015): critérios estatísticos e fluviogramas

Após a calibração dos parâmetros, os seguintes valores para os coeficientes estatísticos *NS*, *r* e *EM* foram obtidos para o período situado entre 01/01/2013 e 31/12/2015 (Tabela 10), considerando a comparação entre os valores de vazão diária simulados e observados.

Tabela 10 - Valores dos coeficientes estatísticos obtidos no período de calibração do C0 (cenário com as unidades de conservação).

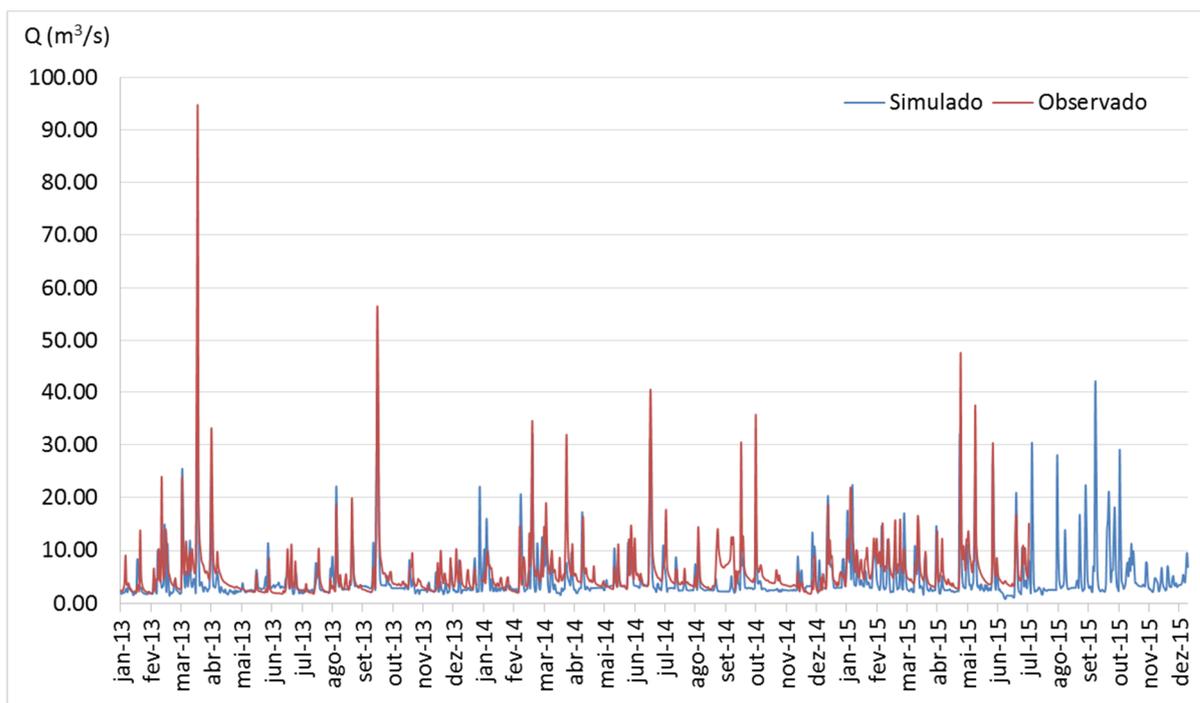
Coeficiente estatístico	Valor
Eficiência de Nash-Sutcliffe (NS)	0,52
Correlação de Pearson (r)	0,76
Erro Médio (EM)	1,40

Fonte: elaborado pelo autor.

Segundo os indicadores de performance de Wang et al. (2012) para *NS* e *r*, avalia-se o desempenho do modelo como justo para o período de calibração. Entende-se que o modelo foi capaz de reproduzir as vazões da estação fluviométrica 84207000 de forma satisfatória durante os três anos do intervalo, com uma representativa relação linear entre dados simulados e dados observados. O resultado de *EM* (> 0) indica que o modelo do C0, em média, subestimou a vazão diária em relação ao observado em campo.

A Figura 33 mostra o fluviograma de dados simulados e observados durante o período de calibração.

Figura 33 - Fluviograma de dados simulados no C0 (cenário com as unidades de conservação) e de dados observados na estação fluviométrica 84207000 durante o período de calibração (2013 a 2015).



Fonte: HidroWeb (2019). Elaborado pelo autor.

A Figura 33 demonstra que a dinâmica de flutuação das vazões foi bem representada pelo modelo, demonstrando similaridade com as ascensões e recessões do fluviograma de dados observados. Contudo, como aponta o EM, o modelo constantemente subestimou as vazões.

Entre 22 de julho e 31 de dezembro de 2015, não houve registro de dados de vazão diária na estação fluviométrica 84207000. Conseqüentemente, esse período não foi considerado no cálculo dos coeficientes estatísticos.

As médias de vazão diária dos dados simulados e dos dados observados para cada mês do período de calibração são apresentadas na Tabela 11.

Tabela 11 - Médias de vazão diária de dados simulados no C0 (cenário com as unidades de conservação) e de dados observados na estação fluviométrica 84207000 para cada mês do período de calibração (2013 a 2015).

	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
2013												
Simulado	2,60	4,13	6,92	3,98	2,92	4,09	2,94	5,07	6,86	3,38	2,80	3,37
Observado	3,30	5,86	12,03	6,30	2,51	3,59	3,07	4,88	7,68	4,34	3,76	4,55
2014												
Simulado	4,98	6,14	4,82	4,40	3,74	6,53	3,74	3,40	3,30	3,80	3,06	5,78
Observado	4,69	6,38	7,07	7,40	3,92	8,19	5,62	4,08	8,44	6,33	3,78	4,63
2015												
Simulado	6,07	5,52	5,38	3,80	6,74	4,00	5,57	4,38	7,24	7,30	4,65	4,24
Observado	7,40	8,23	7,30	5,27	9,33	5,59	6,99	-	-	-	-	-

Fonte: HidroWeb (2019). Elaborado pelo autor

A análise da Tabela 11 demonstra que, em 26 dos 31 meses considerados, o modelo simulou médias de vazões diárias inferiores ao registrado na estação fluviométrica 84207000, com percentuais de diferença entre as médias alternando entre -4 (fevereiro de 2014) e -155% (setembro de 2014) nos meses em que houve subestimação. Essa observação corrobora com o valor de EM obtido e com a análise visual da Figura 33.

A Tabela 12 apresenta as dez maiores vazões diárias da série de dados observados para o período de calibração. Para cada uma delas, aponta-se a vazão obtida no mesmo dia com a simulação do C0.

Tabela 12 - As dez maiores vazões diárias dos dados observados na estação fluviométrica 84207000 no período de calibração (2013 a 2015) e as vazões diárias simuladas no C0 (cenário com as unidades de conservação) nos mesmos dias.

Observados Valor (m ³ /s)	Simulados Valor (m ³ /s)	Data
94,41	34,56	21/03/2013
55,55	39,84	21/09/2013
47,64	30,47	12/05/2015
46,08	29,38	20/03/2013
42,58	33,85	22/09/2013
40,25	31,39	28/06/2014
37,48	23,85	27/05/2015
35,72	16,69	14/10/2014
34,50	32,16	27/02/2014
32,97	24,22	04/04/2013

Fonte: HidroWeb (2019). Elaborado pelo autor.

Da mesma forma, a Tabela 13 mostra as dez menores vazões diárias da série de dados observados na estação fluviométrica 84207000 para o período de calibração. Para cada caso, indica-se a vazão obtida na mesma data com a simulação do C0.

Tabela 13 - As dez menores vazões diárias dos dados observados na estação fluviométrica 84207000 no período de calibração (2013 a 2015) e as vazões diárias simuladas no C0 (cenário com as unidades de conservação) nos mesmos dias.

Observados Valor (m³/s)	Simulados Valor (m³/s)	Data
1,77	3,25	09/12/2014
1,80	3,22	15/06/2013
1,81	2,32	18/07/2013
1,84	3,10	16/06/2013
1,84	2,90	14/06/2013
1,84	3,26	08/12/2014
1,88	3,20	07/12/2014
1,89	1,79	02/02/2013
1,89	3,29	09/06/2013
1,89	3,47	10/06/2013

Fonte: HidroWeb (2019). Elaborado pelo autor.

As Tabela 12 e Tabela 13 demonstram que o modelo foi capaz de prever vazões de pico e de estiagem de maneira sincrônica no âmbito temporal: nos dias em que a estação fluviométrica registrou vazões excepcionais, o modelo também o fez, com valores bastante acima (Tabela 12) ou abaixo da média (Tabela 13) de 4,65 m³/s registrada nos dados diários simulados entre 2013 e 2015. Essa análise mostra a capacidade do modelo de transformar a precipitação em fluxo de canal em uma velocidade condizente com o que efetivamente ocorreu na BHVB durante os três anos do período de calibração. Entretanto, em quase todos os casos, o modelo subestimou as vazões de pico e superestimou as vazões de estiagem.

Em síntese, no período entre 01/01/2013 e o 31/12/2015, o modelo do C0 foi calibrado e obteve uma performance justa na reprodução dos dados observados na estação fluviométrica 84207000, apresentando uma dinâmica de flutuação de vazões semelhante à real, com descrição adequada de ascensões e recessões do fluviograma. Entretanto, o mesmo, em média, subestimou as vazões diárias, apresentando dificuldades no que tange à simulação das vazões de pico e de vazões de estiagem em sua devida magnitude.

4.1.1.2 Período de validação (2016 a 2018): critérios estatísticos e fluviogramas

Os seguintes valores para os coeficientes estatísticos *NS*, *r* e *EM* foram obtidos para o período de validação, de 01/01/2016 a 31/12/2018, considerando a comparação entre os valores de vazão diária simulados e observados (Tabela 14).

Tabela 14 - Valores dos coeficientes estatísticos obtidos no período de validação do C0 (cenário com as unidades de conservação).

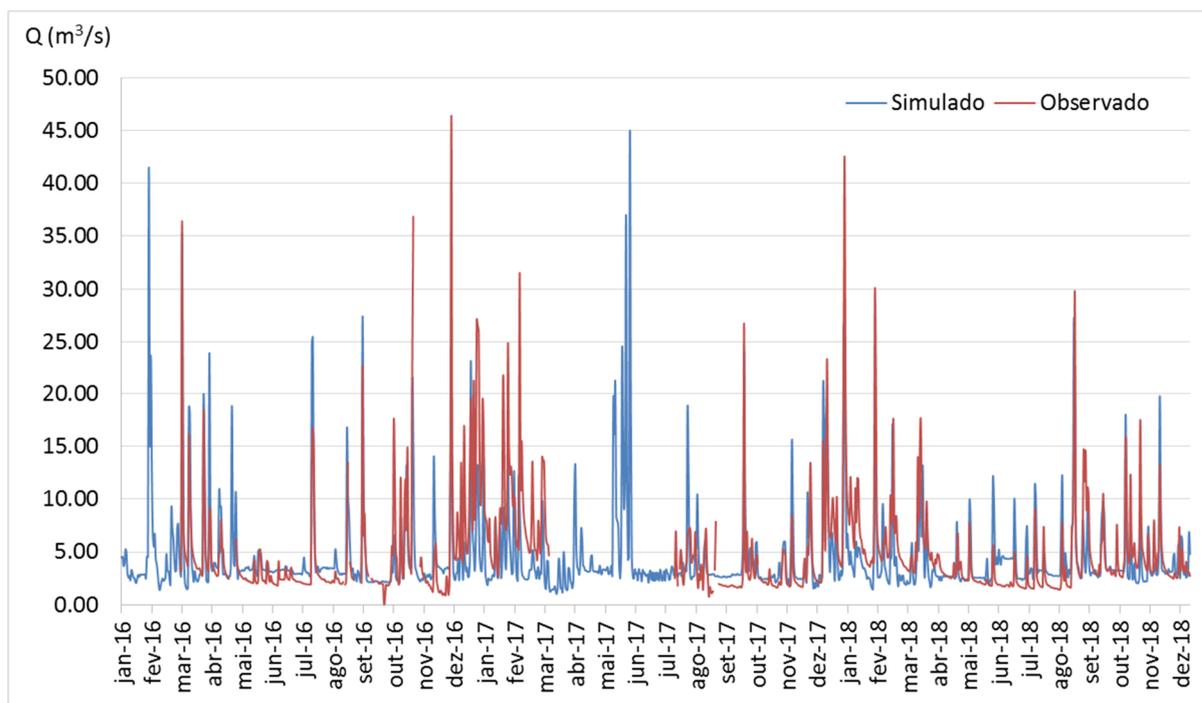
Coeficiente estatístico	Valor
Eficiência de Nash-Sutcliffe (NS)	0,53
Correlação de Pearson (r)	0,75
Erro Médio (EM)	0,51

Fonte: elaborado pelo autor.

De acordo com os indicadores de Wang et al. (2012) para *NS* e *r*, o modelo apresentou uma performance justa para o período de validação, como também ocorreu no período anterior. Assim, avalia-se que o modelo reproduziu as vazões observadas de maneira satisfatória durante os três anos do período, com representativa relação linear entre os dados simulados e os dados registrados pela estação fluviométrica 84207000. O *EM* obtido aponta que o modelo, em média, subestimou as vazões observadas em campo, mas com diferença inferior à relatada no período de calibração.

A Figura 34 mostra o fluviograma de dados simulados e observados durante o período de validação.

Figura 34 - Fluviograma de dados simulados no C0 (cenário com as unidades de conservação) e de dados observados na estação fluviométrica 84207000 durante o período de validação (2016 a 2018).



Fonte: HidroWeb (2019). Elaborado pelo autor.

A Figura 34 demonstra a boa capacidade do modelo na representação das ascensões e recessões do fluviograma de dados observados, como também ocorreu nos anos de calibração. Para o período de validação, entretanto, é necessário ressaltar a maior quantidade de falhas na série de dados observados: entre 01/01/2016 e 28/02/2016 e entre 15/03/2017 e 20/07/2017, principalmente. Embora esses intervalos não influenciem o cálculo dos coeficientes estatísticos, os mesmos prejudicam uma análise mais consistente acerca do desempenho da simulação.

As médias de vazão diária dos dados simulados e dos dados observados para cada mês do período de validação são apresentadas na Tabela 15.

Tabela 15 - Médias de vazão diária de dados simulados no C0 (cenário com as unidades de conservação) e de dados observados na estação fluviométrica 84207000 para cada mês do período de validação (2016 a 2018).

	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
2016												
Simulado	5,50	4,46	7,00	5,20	3,62	3,20	5,05	4,15	3,70	5,22	3,61	6,25
Observado	-	-	6,71	4,13	2,73	2,47	3,63	2,95	3,56	7,95	2,25	11,14
2017												
Simulado	5,13	4,64	2,84	3,97	6,79	6,37	2,90	4,54	3,61	3,59	3,76	6,39
Observado	9,68	9,50	7,75	-	-	-	3,53	3,86	2,95	2,94	2,64	6,64
2018												
Simulado	6,07	4,28	4,42	3,39	3,21	4,20	4,15	3,69	5,60	4,72	3,98	3,87
Observado	9,50	6,70	6,41	4,33	3,01	2,13	2,45	2,30	6,89	4,98	5,37	3,57

Fonte: HidroWeb (2019). Elaborado pelo autor

A análise da Tabela 15 indica que o modelo subestimou as médias de vazões diárias em somente 14 dos 31 meses considerados, o que corrobora com o valor mais reduzido de EM encontrado para o período de validação. As diferenças alternaram entre -4 (dezembro de 2017) e -173% (março de 2017), para os meses em que houve subestimação.

A Tabela 16 apresenta as dez maiores vazões diárias da série de dados observados para o período de validação. Para cada uma, demonstra-se a vazão simulada no mesmo dia no C0.

Tabela 16 - As dez maiores vazões diárias dos dados observados na estação fluviométrica 84207000 no período de validação (2016 a 2018) e as vazões diárias simuladas no C0 (cenário com as unidades de conservação) nos mesmos dias.

Vazões observadas Valor (m ³ /s)	Vazões simuladas Valor (m ³ /s)	Data
46,41	22,22	04/12/2016
42,53	26,25	11/01/2018
36,85	15,22	26/10/2018
36,40	35,03	03/03/2016
31,50	9,20	12/02/2017
29,66	21,60	04/09/2018
29,37	15,41	11/02/2018
27,10	12,49	30/12/2016
26,74	24,02	30/09/2017
26,54	13,21	31/12/2016

Fonte: HidroWeb (2019). Elaborado pelo autor

Paralelamente, a Tabela 17 apresenta as dez menores vazões diárias da série de dados observados na estação fluviométrica Vargem do Braço durante o período de validação. Em cada caso, aponta-se a vazão simulada no mesmo dia no C0.

Tabela 17 - As dez menores vazões diárias dos dados observados na estação fluviométrica 84207000 no período de validação (2016 a 2018) e as vazões diárias simuladas no C0 (cenário com as unidades de conservação) nos mesmos dias.

Vazões observadas Valor (m³/s)	Vazões simuladas Valor (m³/s)	Data
0,64	2,15	27/09/2016
0,75	2,81	25/08/2017
0,89	3,43	28/11/2016
0,93	3,22	25/11/2016
0,93	3,40	01/12/2016
0,96	3,41	27/11/2016
1,09	2,97	26/11/2016
1,09	2,87	28/08/2017
1,14	3,53	22/11/2016
1,16	3,36	24/11/2016

Fonte: HidroWeb (2019). Elaborado pelo autor

A análise das Tabela 16 e Tabela 17 demonstra um comportamento semelhante ao verificado no período de calibração: entre 2016 e 2018, nos dias em que a estação fluviométrica registrou vazões excepcionais, o modelo também o fez, gerando vazões significativamente acima (Tabela 16) ou abaixo da média (Tabela 17) de 4,53 m³/s para os dados simulados entre os anos de 2016 e 2018. Contudo, embora haja um ajuste temporal, o modelo novamente apresentou a tendência de subestimar a magnitude das vazões de pico e superestimar as vazões de recessão.

De forma conclusiva, o modelo do C0 foi devidamente validado para o período situado entre 01/01/2016 e 31/12/2018, apresentando uma performance justa para simulação dos dados de vazão registrados na estação fluviométrica 84207000. Inclusive, foi obtido um valor de *NS* superior ao do período de calibração, um comportamento raro dentro da modelagem hidrológica (MORIASI et al., 2007). Em média, o modelo subestimou os valores de vazão diária. Nos dias em que a estação fluviométrica registrou vazões de pico e vazões de estiagem, também foram notados comportamentos excepcionais no modelo, mas com valores inferiores no primeiro caso e superiores no segundo.

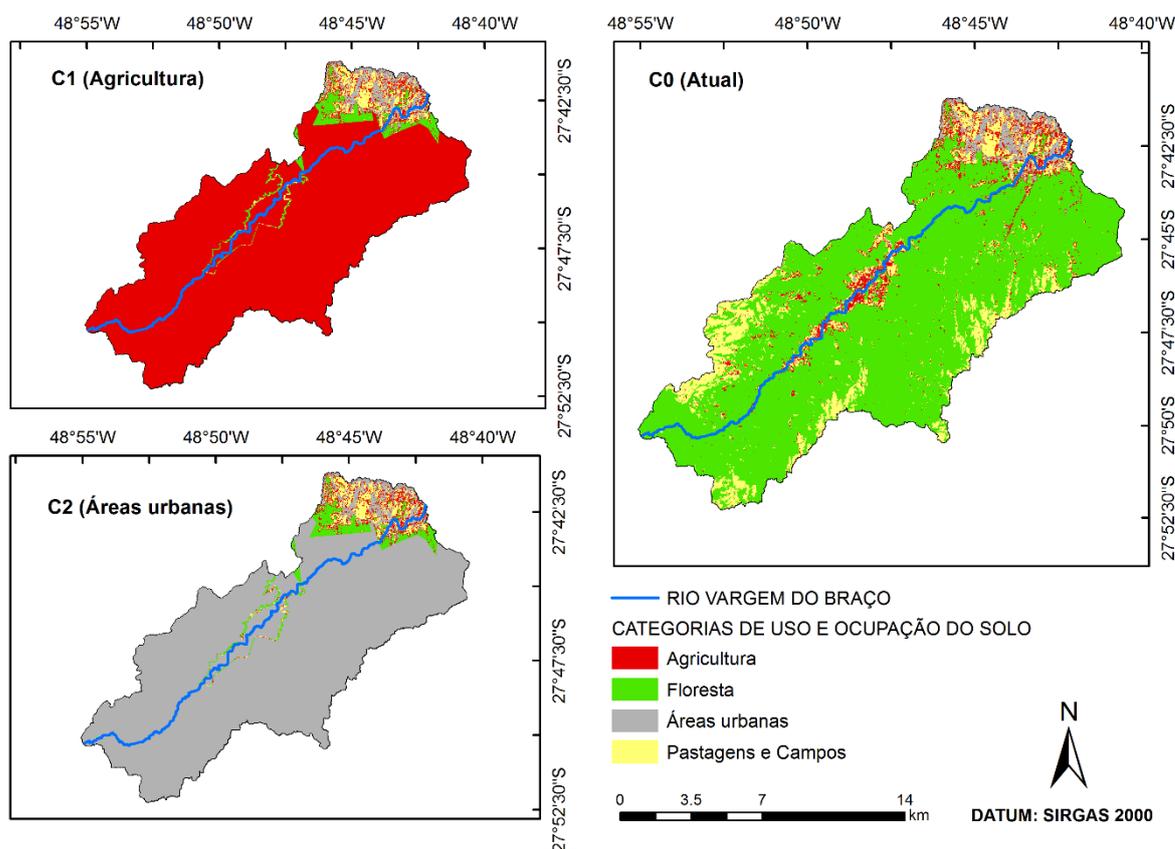
4.1.2 Diferenças hidrológicas entre os cenários

4.1.2.1 Uso e ocupação do solo

Com o modelo da BHVB devidamente calibrado e validado para C0, alterou-se o uso e ocupação do solo das áreas localizadas dentro das unidades de conservação (APAVB e PEST) da bacia para “Agricultura” e “Áreas Urbanas” para simulação do C1 e do C2, respectivamente. Na prática, a alteração da distribuição das categorias de uso e ocupação do solo representou a alteração da distribuição dos valores de *IAF*, *PR* e Manning *M* em cada cenário.

A Figura 35 mostra a diferença de uso e ocupação do solo entre os três cenários.

Figura 35 - Uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço no C0 (cenário com as unidades de conservação), no C1 (cenário de substituição das unidades de conservação por agricultura) e no C2 (cenário de substituição das unidades de conservação por áreas urbanas).



Fonte: elaborado pelo autor.

A partir da análise do uso e ocupação do solo do C0, nota-se que a bacia hidrográfica atualmente apresenta uma grande porcentagem de áreas naturais, no caso, as florestas de Mata Atlântica e as formações campestres nas áreas mais elevadas; no caso, uma situação altamente correlacionada com a existência das duas unidades de conservação (PEST e APAVB). Hoje, a BHVB possui relativamente baixa influência antrópica, salvo as áreas de agricultura no médio curso do rio – onde residem as comunidades rurais –, e as áreas próximas ao exutório, na porção urbanizada de Santo Amaro da Imperatriz.

A Tabela 18 apresenta a área de cada categoria de uso e ocupação do solo nos cenários, indicando os parâmetros (*IAF*, *PR* e Manning *M*) relacionados a cada uma delas.

Tabela 18 - Área de cada categoria de uso e ocupação do solo no C0 (cenário com as unidades de conservação), no C1 (cenário de substituição das unidades de conservação por agricultura) e no C2 (cenário de substituição das unidades de conservação por áreas urbanas) e os seus respectivos Índice de Área Foliar (*IAF*), Profundidade das Raízes (*PR*) e Manning *M*.

Categoria	IAF (m ² /m ²)	PR (mm)	Manning M (m ^{1/3} /s)	Área no cenário (km ²)		
				C0	C1	C2
Floresta	4,80	1000	7	162,69	7,76	7,76
Agricultura	2,50	500	30	11,55	188,09	5,55
Pastagens e campos	2,50	350	20	27,04	6,56	6,56
Áreas urbanas	0,01	0,01	80	7,01	5,89	188,43

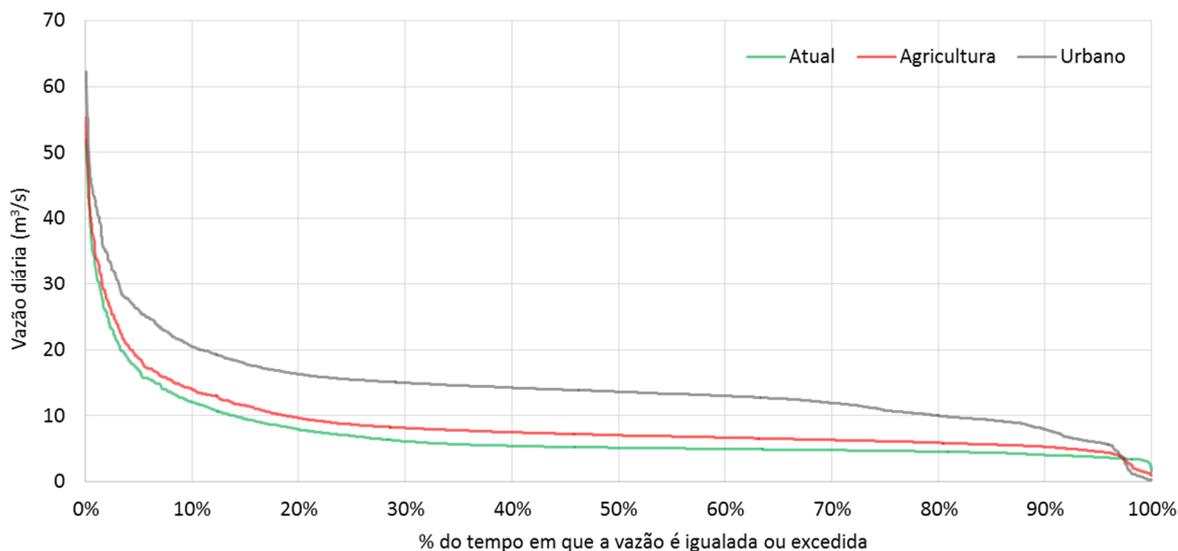
Fonte: elaborado pelo autor.

A Tabela 18 demonstra que cada cenário possui uma categoria de uso e ocupação do solo preponderante em termos de área, o que influencia os regimes hidrológicos através dos seus respectivos parâmetros *IAF*, *PR* e Manning *M*. O resultado das alterações na produção de água são discutidos na seção a seguir, através da curva de permanência das três simulações.

4.1.2.2 Alterações na produção de água

A curva de permanência dos C0, C1 e C2 para os anos de 2013 a 2018 é apresentada na Figura 36.

Figura 36 - Curva de permanência para os dados de vazão diária simulados na seção da captação de água da CASAN no C0 (cenário com as unidades de conservação), no C1 (cenário de substituição das unidades de conservação por agricultura) e no C2 (cenário de substituição das unidades de conservação por áreas urbanas) entre 2013 e 2018.

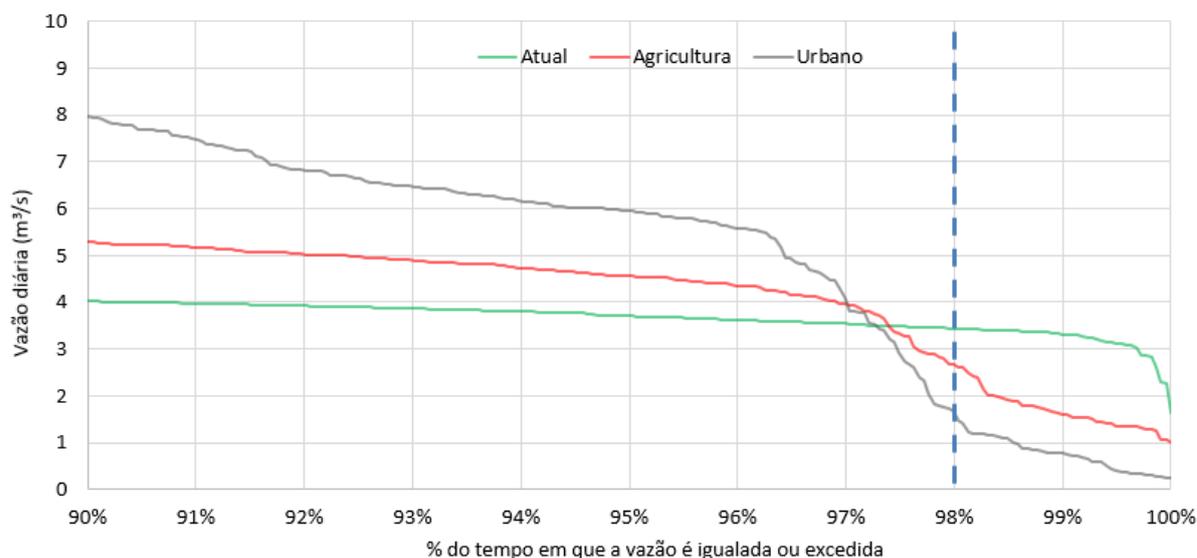


Fonte: elaborado pelo autor.

A análise da Figura 36 permite afirmar que C1 e, principalmente, C2, são cenários que produziram, durante a maior parte do período analisado, vazões maiores que as do C0 no ponto de captação de água da CASAN, na Represa de Pilões. Por exemplo, a média das vazões diárias (Q_{MED}) simuladas no C2 e no C1 foi de, respectivamente, 14,19 e 8,63 m³/s, superiores à do C0, 7,00 m³/s. Paralelamente, a vazão máxima (Q_{MAX}) foi de 62,18 m³/s no C2 e de 55,24 m³/s no C1, valores maiores que a obtida no C0, 51,86 m³/s, em 19,8 e 6,52%, de forma respectiva. A Q_5 (vazão de permanência em 5% do tempo), um indicador comum para as vazões de pico, corrobora com essa conclusão: 26,00 m³/s no C2, 18,69 m³/s no C1 e 16,89 m³/s no C0.

Em detalhes, a Figura 37 apresenta a curva de permanência dos C0, C1 e C2 focalizada entre 90% e 100% de permanência para os anos de 2013 e 2018, com destaque (azul) na Q_{98} .

Figura 37 - Curva de permanência (90% a 100%) para os dados de vazão diária simulados na seção da captação de água da CASAN no C0 (cenário com as unidades de conservação), no C1 (cenário de substituição das unidades de conservação por agricultura) e no C2 (cenário de substituição das unidades de conservação por áreas urbanas) entre 2013 e 2018.



Fonte: elaborado pelo autor.

Contudo, notou-se que, com o maior percentual de áreas florestadas na bacia, as vazões de recessão se tornaram mais elevadas no C0. Por exemplo, a Q_{98} (vazão de permanência em 98% do tempo) apresentou os valores de 3,43 m³/s no C0, 2,62 m³/s no C1 e 1,48 m³/s no C2, como aponta a Figura 37.

Nesse contexto, observou-se que a vazão máxima de captação da CASAN na Represa de Pilões, 2,13 m³/s, apresentou uma maior disponibilidade temporal no C0 do que no C1 ou no C2 entre 2013 e 2018. Em detalhes, ela foi igualada ou superada em 99,96% do tempo no C0, em 98,27% do tempo no C1 e em somente 97,75% do tempo no C2. Assim, a probabilidade de ocorrência de uma vazão igual ou maior à 2,13 m³/s foi superior no C0 do que no C1 ou no C2 entre os anos de 2013 e 2018.

Ao transformar as porcentagens apresentadas em dias, as simulações apontaram que, com as unidades de conservação (C0), apenas 6 dias entre 2013 e 2018 apresentaram uma vazão inferior a vazão máxima de captação da CASAN na Represa de Pilões. Com a conversão desses espaços conservados em agricultura (C1) e em áreas urbanas (C2), a quantidade de dias em que se verificou a escassez hídrica para o abastecimento público avançou para 38 e 50, de forma respectiva.

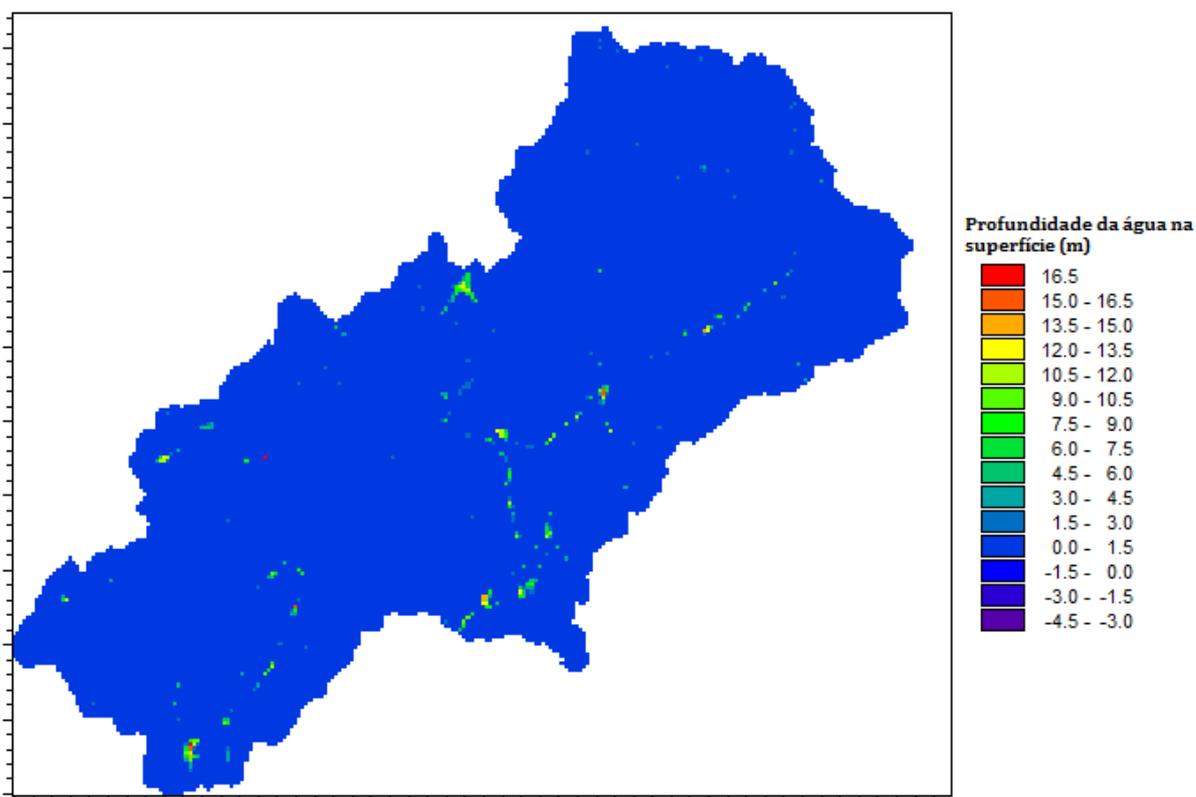
Segundo as simulações realizadas, as duas UC e as suas respectivas restrições no uso e ocupação do solo regularizaram o fluxo hídrico do rio na Represa de Pilões e aumentaram a

probabilidade da CASAN obter a vazão máxima de captação para o abastecimento público de parte da Grande Florianópolis (2,13 m³/s) entre 2013 e 2018.

4.1.2.3 Profundidade da água na superfície do modelo

Ao longo de todo o período simulado, nos três cenários, não foram notados acúmulos significativos de água pela superfície do modelo, exceto em pequenos pontos de particularidades topográficas. Para exemplificação do exposto, a Figura 38 apresenta a profundidade da água na superfície do modelo do C0 no dia 01/01/2015.

Figura 38 - Profundidade da água na superfície do modelo do C0 (cenário com as unidades de conservação) no dia 01/01/2015



Fonte: elaborado pelo autor.

Mediante a análise da Figura 38, nota-se que a água na maior porção da superfície da bacia possui profundidade entre 0,0 e 1,5 m. Em alguns pontos de conformação topográfica, a profundidade da água se eleva para faixas superiores, principalmente entre 6,0 e 7,5 m.

4.1.3 Cálculo da contribuição financeira do art. 47 do SNUC

Considerando as simplificações adotadas para o estabelecimento da Equação (8) e os valores da Tabela 9, a Equação (9) apresenta a estimativa da contribuição financeira do artigo 47 do SNUC a ser paga pela CASAN ao IMA devido à captação de água na Represa de Pilões, no rio Vargem do Braço, segundo o método de Strobel et al. (2007), para o ano de 2019.

$$t_{CASAN} = 0,26 \cdot \frac{GT_{PEST}}{v_{CASAN}} = 0,26 \cdot \frac{1743000}{2,13 \cdot 31536000} = 0,00675 \frac{R\$}{m^3} \quad (9)$$

De acordo com a Equação (9), a CASAN deveria ter pago ao IMA uma contribuição financeira de R\$ 0,00675/m³ durante o ano de 2019 devido à captação de água dentro do PEST, caso o art. 47 do SNUC fosse regulamentado. Multiplicando essa fração pelo volume total de água captado anualmente, considerando o valor de 2,13 m³/s (vazão máxima de captação), têm-se um montante de R\$ 453.000 destinado pela CASAN ao IMA durante 2019 devido à captação de água na Represa de Pilões sob influência do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro.

4.2 DISCUSSÃO

4.2.1 Sobre os dados de entrada e os parâmetros utilizados

O maior desafio na configuração de um modelo hidrológico é a obtenção de dados em quantidade e em qualidade suficientes para a realização de uma simulação consistente (TUCCI, 2005; LUCAS et al., 2010). Em especial, bacias hidrográficas situadas em áreas montanhosas apresentam alta heterogeneidade em aspectos físicos, climáticos, biológicos e pedológicos, e costumam possuir menos dados e observações em relação às áreas mais acessíveis. Portanto, são locais que tendem a apresentar maiores incertezas nos seus parâmetros e representam um desafio adicional para a modelagem hidrológica (WANG et al., 2012; LIU et al., 2016). Caso localizadas em áreas protegidas e/ou afastadas de núcleos populacionais, as dificuldades na caracterização são ainda maiores (MA et al., 2016).

Nesse contexto, é necessário frisar que a caracterização da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço não foi uma atividade simples. Embora seja responsável pelo abastecimento público de parte da Grande Florianópolis, nota-se a incipiência e a fragilidade na medição e na

disponibilização de dados climáticos, hidrológicos e hidrogeológicos da BHVB. Por exemplo, cita-se a ausência de uma estação pluviométrica na porção oeste da bacia, o baixo número de poços do SIAGAS, a alta quantidade de falhas e o curto período de medição da série histórica da estação fluviométrica 84207000 e a ausência de uma estação meteorológica mais completa. De forma paralela, a dificuldade de acesso e as restrições orçamentárias levaram à simplificação de diversos parâmetros, como as seções transversais e as condições de contorno e a utilização da distribuição granulométrica de solos medidos fora do domínio do modelo.

Apesar das adaptações e simplificações necessárias para a conclusão das simulações, os indicadores dos coeficientes estatísticos obtidos provaram que C0 obteve uma *performance justa* para a reprodução dos dados de vazão da estação fluviométrica 84207000 entre os anos de 2013 e 2018. Em outras palavras, apesar das dificuldades, foi possível obter resultados de qualidade e que permitiram um desenvolvimento adequado das outras etapas do trabalho.

4.2.2 Sobre o processo de calibração e validação

Os coeficientes estatísticos NS e r obtidos durante o período de calibração e validação demonstraram, segundo os indicadores apresentados por Wang et al. (2012), que o modelo hidrológico do C0 obteve uma *performance justa* na reprodução dos dados de vazão diária da estação fluviométrica 84207000 durante os seis anos avaliados. Porém, algumas considerações sobre o processo de calibração e validação devem ser feitas:

- Em geral, não é acessível elaborar um modelo que responda igualmente bem a distintos tipos de respostas hidrológicas, como vazões de pico, vazões de estiagem e flutuações no nível da água subterrânea (PRUCHA et al., 2016). Neste trabalho, em média, o modelo do C0 subestimou as vazões de pico e superestimou as vazões de estiagem, em um comportamento semelhante ao verificado em Im et al. (2009);
- Em modelos hidrológicos em que os movimentos laterais são importantes, como em bacias de declive acentuado, o usuário deve estar ciente dos erros potenciais resultantes da condição de verticalidade do fluxo insaturado no MIKE SHE (JABER; SHUKLA, 2012). Devido às elevadas altitudes da BHVB, ressalta-se que a dinâmica do fluxo da zona insaturada pode ter sido prejudicada devido à verticalidade inerente ao programa;

- Os dados de vazão utilizados na calibração e na validação podem não corresponder à realidade do rio em todos os dias da série, visto que foram transformados a partir de dados de nível e de uma única equação de curva-chave para os seis anos de simulação;
- Qualquer análise realizada sobre os resultados de uma modelagem hidrológica deve considerar as incertezas inerentes ao processo. Na melhor hipótese, um modelo é uma abstração, uma simplificação e uma interpretação da realidade. Da mesma forma, é necessário frisar que um modelo nunca é universalmente validado: a sua validação é restrita para aquele período e para as condições dos dados e dos testes utilizados (MA et al., 2016).

4.2.3 Sobre os efeitos hidrológicos das alterações no uso e ocupação do solo

A análise dos resultados das simulações dos C0, C1 e C2 permite afirmar que, ao longo do período entre 2013 e 2018, o maior percentual de áreas florestadas diminuiu a vazão média (Q_{MED}) e as vazões de pico (Q_{MAX} e Q_5) do rio Vargem do Braço no ponto de captação de água da CASAN, ao passo de que aumentou as suas vazões de recessão (Q_{98}). De mesma forma, a presença das unidades de conservação auxiliou na manutenção da vazão máxima de captação ($2,13 \text{ m}^3/\text{s}$) no rio e ajudou a CASAN no abastecimento público da Grande Florianópolis. Pela própria natureza do serviço, a concessionária necessita que a vazão de captação seja fornecida com regularidade, sem interesse em vazões mais elevadas. Como afirma Lima (2008), o manejo de bacias hidrográficas que visam a provisão de água em certa quantidade para um determinado fim deve buscar a obtenção de um fluxo uniforme de água em vez de torrentes devastadoras.

Salienta-se que a vazão de $2,13 \text{ m}^3/\text{s}$ é praticamente igual à capacidade de tratamento da ETA José Pedro Horstmann e, caso disponível para captação, não há necessidade de retirada de água do rio Cubatão do Sul, um manancial cujo sistema de captação exige maiores gastos de energia para bombeamento e tratamento da água. Nesse contexto, a presença das unidades de conservação resulta em menor escassez hídrica para o abastecimento público e em menores custos de captação e tratamento para a CASAN.

A diferença no regime hidrológico dos cenários é resultado da alteração da distribuição de IAF , PR e Manning M no modelo como um reflexo das mudanças no uso e ocupação do solo

propostas no trabalho. Em detalhes, analisando o balanço hídrico²¹ acumulado entre os anos de 2013 e 2018, houve um aumento no escoamento superficial, uma redução no fluxo de base e uma diminuição na evapotranspiração entre C2, C1 e C0, de forma progressiva, como mostra o Tabela 19.

Tabela 19 - Balanço hídrico acumulado entre os anos de 2013 e 2018 nos três cenários de uso e ocupação do solo

Componente (mm)	C0	C1	C2
Precipitação	10899	10899	10899
Escoamento superficial	5180	5876	7066
Infiltração	553	241	51
Fluxo de base	442	179	36
Armazenamento na zona saturada	111	62	15
Armazenamento superficial e na zona insaturada	91	82	48
Fluxo de fronteira	1239	1317	1077
Evapotranspiração	3748	3463	2558
Total	10811	10979	10800
Erro (%)	88 (0,81%)	-80 (0,73%)	99 (0,90%)

Fonte: elaborado pelo autor.

O maior percentual de áreas com um Manning M elevado no C1 e, principalmente, no C2, tornou as superfícies desses cenários mais impermeabilizadas e propensas ao escoamento superficial rápido após um evento chuvoso. Consequentemente, há uma redução na infiltração, o que afeta a recarga do aquífero e prejudica o fluxo de base, majoritariamente nos períodos de estiagem. Paralelamente, a redução no IAF médio reduziu a interceptação no C1 e no C2, o que aumenta a precipitação efetiva e contribui para o crescimento do escoamento superficial. Já as alterações na distribuição da PR alteraram a densidade de raízes e a dinâmica de extração de água da zona insaturada, fomentando à redução da evapotranspiração no C1 e no C2.

Comportamentos semelhantes foram verificados por outros autores que realizaram a análise de mudanças no comportamento hidrológico resultantes de um uso e ocupação do solo com menos vegetação e com mais intervenções antrópicas (e.g., agricultura e/ou urbanização) no MIKE SHE (OOGATHOO, 2006; IM et al., 2009; LU et al., 2009; WIJESEKARA et al., 2012; CHU et al., 2013; KEILHOLZ; DISSE; HALIK, 2015; PAPARRIZOS; MARIS, 2015; FARJAD et al., 2017).

21 O balanço hídrico é o processo de quantificação dos processos hidrológicos em uma bacia hidrográfica (TUCCI; BELTRAME, 2014). No MIKE SHE, o balanço hídrico é gerado em um arquivo específico, com formato .wbl (DHI, 2017a).

Salienta-se que a urbanização de uma bacia florestada pode causar outros efeitos sobre o ciclo hidrológico que não foram quantificados neste trabalho, como o aumento das enchentes, o aumento da produção de material sólido e de sedimentos, a degradação da qualidade da água e a contaminação dos aquíferos (TUCCI, 2005). De acordo com Chu et al. (2013), o aumento de eventos com vazões elevadas em um rio e as consequentes alterações na carga de sedimentos e na qualidade da água podem, inclusive, ameaçar a sobrevivência dos organismos aquáticos.

4.2.4 Sobre a aplicação e a interpretação dos resultados das simulações

Primeiramente, é necessário ressaltar sobre o principal intuito das simulações dos C0, C1 e C2: o cálculo da curva de permanência do cenário atual e a consequente comparação com os outros cenários são voltados para a análise da influência das UC no regime hidrológico e na disponibilidade de água superficial do rio Vargem do Braço no ponto de captação da CASAN. Em outras palavras, o interesse principal está nas diferenças proporcionais entre os três cenários na produção de água, e não na exatidão dos valores simulados em si – até porque, como fora citado anteriormente, um modelo hidrológico possui inúmeras simplificações e aproximações em relação à realidade, mesmo que calibrado e validado.

Paralelamente, uma outra consideração sobre a forma de interpretação dos resultados deve ser feita: embora a calibração e a validação do C0 tenham sido realizadas somente para o período de 2013 a 2018 – o que torna os seus resultados específicos para esse intervalo de tempo –, as conclusões sobre os efeitos hidrológicos das alterações no uso e ocupação do solo da bacia são tratadas como atemporais. Em outras palavras, para simplificação das análises do trabalho, considera-se que a substituição da vegetação presente no PEST e na APAVB por agricultura e/ou urbanização causaria um aumento das vazões médias e máximas e uma redução das vazões de recessão do ponto de captação de água da CASAN independentemente do período.

Por fim, salienta-se que as análises realizadas no trabalho são específicas para a BHVB e as suas unidades de conservação. Se a mesma análise for feita em outras regiões do Brasil, os efeitos hidrológicos das alterações no uso e ocupação do solo podem ser distintos, segundo as características da bacia (e.g., bioma, topografia, clima, pedologia, etc.) e o modelo hidrológico utilizado nas simulações. Por exemplo, em uma bacia hidrográfica com formações geológicas mais permeáveis que as de BHVB (maiores K_H e K_V) e, consequentemente, com um fluxo de base mais dominante e com uma maior capacidade de regularização natural (TUCCI, 2005), a

redução proporcional das vazões mínimas com a impermeabilização do solo tende a ser ainda mais expressiva do que a verificada neste trabalho.

4.2.5 Sobre a contribuição financeira do art. 47 do SNUC

A partir da adaptação da fórmula proposta por Strobel et al. (2007), estimou-se o valor da contribuição financeira a ser paga pela CASAN ao IMA devido à captação de água dentro do PEST durante o ano de 2019, caso o art. 47 do SNUC fosse regulamentado e efetivamente aplicado de acordo com a metodologia utilizada: R\$ 0,00675/m³. Enquanto as simulações no MIKE SHE avaliaram os efeitos hidrológicos da presença das UC em relação a eventuais usos antropizados, essa etapa procurou estimar o pagamento pelo serviço ambiental de provisão de água prestado pela unidade de conservação.

A principal adaptação na estrutura da fórmula de Strobel et al. (2007) foi decorrente da dificuldade na obtenção de dados precisos sobre os outros usuários de recursos hídricos no Parque Estadual da Serra do Tabuleiro – no caso, o que levou à ponderação do valor de GT_{PEST} pela área da BHVB. Da mesma forma, não foi possível estimar a contribuição financeira relativa à APAVB devido à falta de informações da administração dessa UC.

No cálculo, a componente do serviço ambiental de melhoria da qualidade de água não foi incluída, visto que a nascente do rio Vargem do Braço se encontra dentro do próprio Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. Para esses casos, Strobel et al. (2007) sugere a não inclusão da parcela. Contudo, não se nega a importância das florestas (e das unidades de conservação) para uma melhoria da qualidade da água. Por exemplo, Reis (2004) demonstra, para diversas bacias hidrográficas do Estado de São Paulo, que o custo com produtos químicos em ETA é menor quanto maior for a cobertura florestal da bacia de abastecimento. Neste sentido, sugere-se a indexação da parcela de qualidade da água na precificação da contribuição financeira do art. 47 do SNUC, quando regulamentado. Quanto mais abrangente for a valorização dos serviços ambientais prestados pelas UC, maior será o estímulo para a sua valorização.

Para comparação, o faturamento anual da CASAN com o fornecimento de água em SC foi da ordem de R\$ 840 milhões em 2013 (KEMZ et al., 2013 apud STCP, 2018). Portanto, o total a ser destinado para o IMA durante o ano de 2019 devido a captação de água na Represa de Pilões (aproximadamente R\$ 453 mil) representaria apenas 0,05% do montante arrecadado pela CASAN com a atividade de fornecimento de água em Santa Catarina em 2013.

O marco regulatório do artigo 47 do SNUC depende de modelos econômicos e de um sistema de governança. A sua precificação e a sua forma de administração são os fatores cruciais para o desenvolvimento do processo de regulamentação (MOTTA; ORTIZ, 2013). Portanto, também são apresentadas sugestões para o arranjo institucional que envolveria a contribuição financeira do art. 47 do SNUC, no caso de regulamentação do instrumento.

Almeida (2012) apud Tito e Ortiz (2013) entende que a UC atuaria como a unidade de gerenciamento dos recursos hídricos, o seu conselho gestor como um ente deliberativo e o órgão de meio ambiente como um ente executivo. Traçando um paralelo com o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, a UC seria a bacia hidrográfica, o conselho gestor seria o comitê de bacia hidrográfica²² e o órgão de meio ambiente seria a agência de água²³. Já Albuquerque (2007) sugere uma participação mais direta dos comitês de bacia hidrográfica, citando a possibilidade da criação de comitês conjuntos para as bacias de uma mesma unidade de conservação, de forma que o dinheiro arrecadado pela UC seja investido de acordo com os devidos interesses (e.g., no caso da necessidade de aplicação de uma quantia arrecadada em uma determinada bacia em uma outra bacia da mesma unidade de conservação).

Strobel et al. (2007) sugerem a criação de um documento chamado Plano de Aplicação do Princípio do Protetor-Recebedor (PAPPR), gerido e implementado pelo órgão ambiental que administra a UC, onde todos os valores da fórmula propostos em sua metodologia (GT , d_i , b_i , v_i e e_i) seriam descritos e justificados para os usuários. Os autores ainda propõem a criação de um Comitê PPR (CPPR) no estatuto da UC, com participação da administração da unidade de conservação, de um representante das prefeituras e de um representante de cada principal tipo de usuário (indústria, saneamento e agricultura) presente na área protegida. Caberia ao CPPR deliberar sobre os detalhes da fórmula de precificação da contribuição financeira.

Este trabalho não visa recomendar uma estrutura institucional para a regulamentação do art. 47 do SNUC, mas apresenta pontos de vista de autores que o fazem. Questões como o

22 O comitê de bacia hidrográfica é composto por representantes da União, dos Estados e do Distrito Federal, dos Municípios, dos usuários de água e das entidades civis, respeitando as especificidades da bacia. Possui funções de debate, articulação, solução de conflitos, estabelecimento de mecanismos e valores de cobrança pelo uso de recursos hídricos, entre outros (BRASIL, 1997).

23 A agência de água funciona como a secretaria-executiva de um comitê de bacia hidrográfica. As suas funções abrangem a manutenção do balanço atualizado da disponibilidade de recursos hídricos e dos usuários de sua área de atuação, a execução da cobrança pelo uso de recursos hídricos, o acompanhamento da administração financeira dos recursos arrecadados, a análise e a emissão de pareceres sobre projetos e obras a serem financiados com os recursos arrecadados, a promoção de estudos para gestão dos recursos hídricos, a celebração de convênios, entre outros (BRASIL, 1997).

direito de participação, quem paga e como ocorre o pagamento devem ser deliberadas durante o processo de criação de um programa de PSA (TITO; ORTIZ, 2013). Independentemente do teor da regulamentação, entende-se que os recursos pagos pelos usuários de água seriam geridos pelo órgão de meio ambiente e implementados na unidade de conservação. Recomenda-se que os fundos arrecadados sejam depositados em uma conta específica, com o devido controle para que a utilização seja exclusiva àquela unidade de conservação.

Sobre o método de precificação, entende-se que a formulação proposta por Strobel et al. (2007) é aplicável à qualquer unidade de conservação nacional e pode ser utilizada como uma base para a regulamentação do instrumento da contribuição financeira prevista no art. 47, do SNUC, sendo necessária apenas à inclusão da componente de qualidade de água. Entretanto, existe a possibilidade de que a regulamentação proponha que cada ente deliberativo possua a liberdade de definir critérios adicionais para a valoração, desde que haja uma metodologia de cálculo uniforme para todo o território nacional.

4.2.6 Sobre as possíveis aplicações dos recursos da contribuição financeira

Os recursos da contribuição financeira devido ao artigo 47 do SNUC deveriam ser utilizados pelo IMA para atividades de proteção e implementação do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, como discorre o próprio dispositivo legal. No caso específico do PEST, existe uma série de problemas que poderiam ser resolvidos ou amenizados através de um maior aporte financeiro para a gestão da UC, como na regularização fundiária, na prevenção e no controle de incêndios e na fiscalização do uso de defensivos agrícolas, da expansão agropecuária e da invasão de espécies exóticas. STCP (2018) afirma que são necessárias ações de fiscalização ambiental e saneamento básico para a restauração de áreas degradadas e melhoria da qualidade das águas do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro.

Conforme salientado na seção 2.2.4, dentre os problemas da unidade de conservação, a regularização fundiária é o mais significativo. As medidas adotadas pelo IMA, pelo governo estadual e pelas prefeituras até o presente momento, não surtiram o efeito necessário para um melhor desenvolvimento dessa problemática. Salienta-se que a própria criação das Áreas de Proteção Ambiental (Vargem do Braço, Vargem do Cedro e Entorno Costeiro) em antigas áreas do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (Lei estadual nº 14.661/2009) foi uma medida de flexibilização adotada em resposta aos problemas de regularização fundiária.

O pagamento das indenizações em uma unidade de conservação não é um processo simples. Requer-se um trabalho de análise e conhecimento detalhado do território, o que, no caso do PEST, só será possível através da utilização de mapas temáticos e da construção de um cadastro que mantenha um banco de dados sobre todas as propriedades localizadas na unidade de conservação (PETERS, 2014). Recomenda-se que um eventual processo de regularização fundiária do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro concentre os esforços iniciais nos imóveis de maior porte (> 100 ha) pois, embora representem apenas 7% da quantidade total de terrenos, equivalem a 67% em área (SOCIOAMBIENTAL, 2000). Aos moradores que se instalaram em áreas do parque depois de sua criação, não é necessário pagar indenizações (PPMA/SC, 2008).

Em janeiro de 2019, o IMA publicou um edital de chamamento para o cadastro dos imóveis privados situados no interior de suas unidades de conservação estaduais. A medida visa iniciar o processo de regularização fundiária dessas áreas, propondo indenizações justas aos proprietários e consolidando o domínio das UC que enfrentam essa problemática. Os recursos financeiros serão provenientes de compensações ambientais; logo, a regularização dos imóveis cadastrados se tornará um trabalho de médio a longo prazo, em uma dinâmica dependente do aporte de eventuais novos montantes. Segundo o IMA, atualmente, são 700 imóveis privados no interior do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (IMA, 2019b).

Nesse contexto, considerando o valor total de R\$ 453.000 estimado para o ano de 2019, o auxílio financeiro advindo do art. 47 do SNUC poderia se tornar uma fonte de renda segura e estável para o prosseguimento da regularização fundiária do PEST.

4.2.7 Sobre o futuro da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço

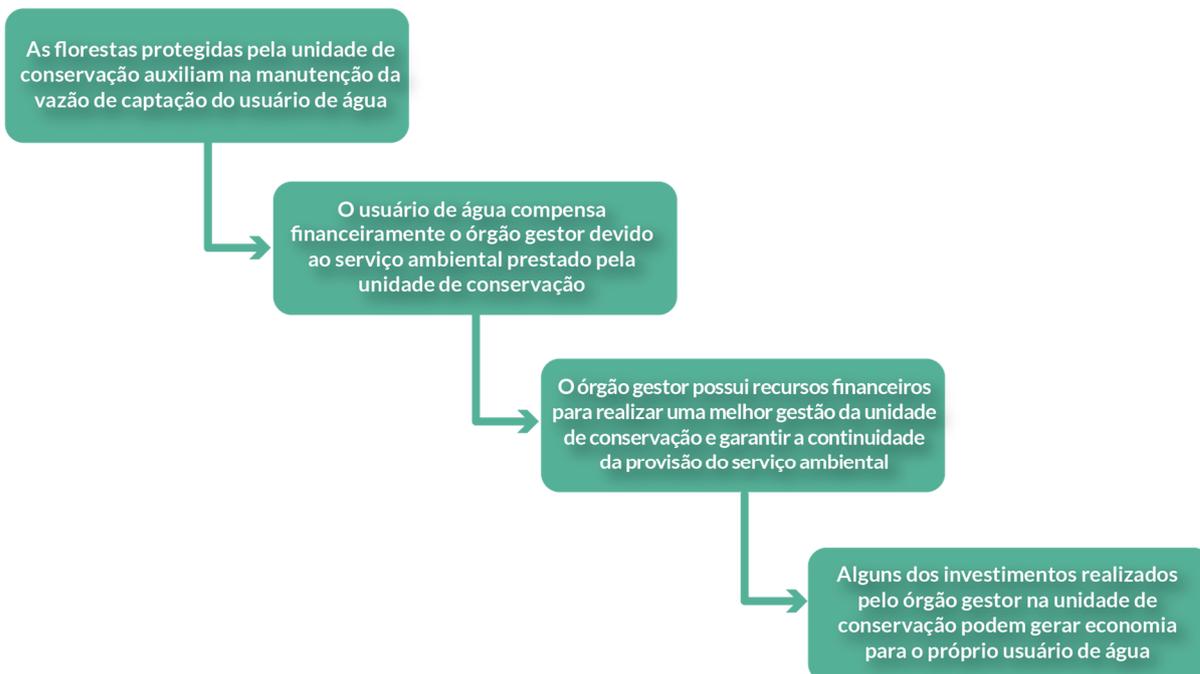
A qualidade e a continuidade do fornecimento dos serviços ambientais dependem da integridade do ambiente, o que está relacionado aos esforços empregados na proteção do local (STARZYNSKI; SIMÕES, 2015). Uma das metas descritas no Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico de Florianópolis é a ampliação da captação do rio Vargem do Braço para aumento da vazão de água bruta e atendimento da demanda (FLORIANÓPOLIS, 2011). Nesse cenário, e diante do resultado das simulações feitas neste trabalho, ressalta-se a importância da preservação da cobertura florestal da BHVB. Entende-se, também, que a recategorização de parte do PEST em APAVB (Lei estadual nº 14.661/2009) não foi uma medida adequada sob o ponto de vista do gerenciamento de recursos hídricos e do abastecimento de água, ao flexibilizar as atividades antrópicas em uma área de 935 ha dentro da bacia.

Enquanto o art. 47 do SNUC não for regulamentado, Albuquerque (2007) afirma que a saída para o pagamento por serviços ambientais de provisão de água pode ocorrer através da formalização de um convênio de cooperação entre o órgão gestor da unidade de conservação e a concessionária usuária de recursos hídricos. Paralelamente, existem algumas medidas de PSA externas ao art. 47 do SNUC que podem ser recorridas caso haja necessidade. Cita-se, no âmbito do Estado de Santa Catarina, a Política Estadual de Serviços Ambientais, instituída pela Lei nº 15.133/2010, e, no âmbito da BHVB, o projeto de “Pagamento por Serviços Ambientais para a Bacia do Rio Cubatão”, que vem sendo desenvolvido pelo comitê da bacia hidrográfica do Rio Cubatão Sul (STCP, 2018). Em abrangência nacional, destacam-se duas iniciativas de PSA: o “Produtor de Água”, um programa voluntário criado pela Agência Nacional de Águas (ANA) que compensa financeiramente produtores rurais que contribuam na proteção e recuperação de mananciais (CRIADO; PIROLI, 2011; TITO; ORTIZ, 2013); e o Projeto de Lei nº 792/2007, que busca a definição e a implementação do Pagamento por Serviços Ambientais no país, mas que ainda está em regime de tramitação na Câmara dos Deputados (BRASIL, 2007). Cita-se que os programas de PSA são, em via de regra, voluntários, diferentemente do art. 47 do SNUC, que seria, caso regulamentado, uma obrigação.

4.2.8 Sobre a cadeia que envolve a contribuição financeira do art. 47 do SNUC

Utilizando a bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço, suas UC, o IMA e a CASAN como exemplos, e os resultados deste trabalho como base, é possível formular um raciocínio circular acerca da justificativa, da valoração e da importância do art. 47 do SNUC no âmbito do abastecimento de água: as florestas protegidas pelo Parque Estadual da Serra do Tabuleiro e pela Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço auxiliam a manter a vazão máxima de captação da CASAN ($2,13 \text{ m}^3/\text{s}$) disponível no ponto de captação de água da Represa de Pilões por um maior período de tempo; a CASAN compensa financeiramente o IMA pelos serviços ambientais prestados pelo Parque Estadual da Serra do Tabuleiro através de um adicional à tarifa de R\$ $0,00675/\text{m}^3$; o IMA possui recursos financeiros para solucionar problemas chave da gestão do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, o que, inclusive, poderia gerar economia para a CASAN durante o tratamento da água captada, como no caso do investimento em uma maior fiscalização do uso de defensivos agrícolas nas comunidades rurais da bacia. A Figura 39 apresenta um fluxograma descrevendo a ideia da cadeia.

Figura 39 - Justificativa e importância da contribuição financeira do artigo 47 do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) no âmbito do abastecimento de água.



Fonte: elaborado pelo autor.

Embora o exemplo limite-se apenas à quantidade de água disponível e seja específico para uma única bacia hidrográfica, suas duas UC e os respectivos órgão de meio ambiente e o principal usuário de água, o raciocínio pode ser replicado para inúmeros casos onde a aplicação do art. 47 do SNUC é necessária no território brasileiro. Em suma, trata-se de um instrumento benéfico para todos os envolvidos: fomenta-se a preservação ambiental através da proteção e da implementação de unidades de conservação; o órgão gestor recebe mais recursos financeiros para uma melhor gestão de suas UC; e os usuários investem na manutenção e na qualidade do serviço ambiental que os sustenta, inclusive podendo gerar economias futuras, como no caso do tratamento da água captada. Respeitadas as particularidades de cada caso, a regulamentação do art. 47 do SNUC incentivará a replicação dessa dinâmica por todo o Brasil.

5 CONCLUSÃO

Como ponto inicial do trabalho, realizou-se a modelagem da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço a partir do modelo hidrológico MIKE SHE e do modelo hidrodinâmico MIKE 11 de forma acoplada. Para a descrição da bacia, foram utilizados dados e parâmetros das mais diversas naturezas, representando o regime climático e meteorológico, a superfície topográfica, as zonas saturada e insaturada e o principal rio da bacia hidrográfica no cenário atual de uso e ocupação do solo (C0).

A simulação do C0 foi programada para a geração de dados de vazão diária entre os anos de 2013 e 2018. A partir da comparação desses dados com a série da estação fluviométrica 84207000, realizou-se a calibração e a validação do modelo para tal período. Os resultados dos coeficientes estatísticos demonstraram que C0 obteve uma performance justa na reprodução do comportamento hidrológico do rio Vargem do Braço, considerando o período, a grandeza e os indicadores utilizados.

Após a calibração e a validação do C0, foram elaborados dois cenários alternativos de uso e ocupação do solo da BHVB, em que a vegetação natural protegida pela Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço e principalmente pelo Parque Estadual da Serra do Tabuleiro foi substituída por usos antropizados de agricultura em C1 e por áreas urbanas em C2. A análise das vazões diárias geradas em cada cenário permite afirmar que a existência das UC regulariza o fluxo hídrico do rio Vargem do Braço na Represa de Pilões e auxilia a manutenção da vazão máxima de captação da CASAN para o abastecimento público de parte da região metropolitana da Grande Florianópolis (2,13 m³/s) durante uma maior quantidade de dias entre 2013 e 2018. Em suma, as simulações corroboraram com a justificativa de regulamentação do art. 47 da Lei do SNUC ao demonstrar que as unidades de conservação estudadas proporcionaram o serviço ambiental de melhoria no abastecimento de água da bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço. Paralelamente, as simulações também indicam que a antropização da bacia tende a resultar em efeitos negativos para o abastecimento público da Grande Florianópolis.

Em seguida, encenando uma eventual regulamentação do artigo 47 do SNUC, estimou-se o valor da contribuição financeira a ser paga pela CASAN ao IMA devido à captação de água para abastecimento público no PEST: R\$ 0,00675/m³, considerando a adaptação do método de Strobel et al. (2007) e valores relativos ao ano de 2019. No caso, trata-se de uma estimativa do potencial financeiro desse instrumento ambiental econômico e, de forma simultânea, de uma

sugestão para a sua regulamentação, uma vez que foi verificado que o método de Strobel et al. (2007) pode ser facilmente adaptado e replicado em outras unidades de conservação.

Por fim, discutiu-se sobre as possibilidades de aplicação dos recursos financeiros do artigo 47 do SNUC na gestão do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. No caso, o instrumento da contribuição financeira por usuários de água poderia ser importante para a viabilização da regularização fundiária das propriedades privadas da UC. Paralelamente, poderia ser usada para a fiscalização das ocupações irregulares, da invasão de espécies exóticas, do uso de agrotóxicos, entre outros problemas que assolam a unidade de conservação. A mitigação de algumas dessas adversidades geraria economia ao próprio usuário, como no caso de um melhor controle dos despejos no rio Vargem do Braço e do tratamento da água captada. Como um todo, conclui-se que a contribuição financeira do artigo 47 do SNUC representaria um excelente instrumento para melhoria da gestão e efetivação das unidades de conservação brasileiras.

De uma maneira geral, os resultados obtidos na pesquisa e o respectivo diálogo sobre a justificativa, a metodologia e a importância do artigo 47 do SNUC são subsídios significativos em prol da regulamentação do instrumento.

5.1 RECOMENDAÇÕES FUTURAS

- A configuração de um modelo hidrológico para a bacia hidrográfica do rio Vargem do Braço é uma importante ferramenta para o planejamento e gestão pública da Grande Florianópolis devido à importância do rio no abastecimento de água e na preservação ambiental local. Recomenda-se que outras iniciativas científicas obtenham dados de entrada e parâmetros mais precisos sobre a bacia em medições de campo, otimizando o modelo desenvolvido e o tornando ainda mais confiável para a tomada de decisões;
- Em estudos conseguintes, as alterações na superfície de uma bacia hidrográfica coberta por unidades de conservação podem ser mensuradas através da elaboração de cenários mais complexos que o C1 e o C2, considerando, por exemplo, dados históricos e atos normativos de uso e ocupação do solo. Para isso, podem ser utilizadas ferramentas como o CLUE-s (WIJESEKARA et al., 2012) e o SPELLMap (CHU et al., 2013);
- Em estudos conseguintes, recomenda-se que a utilização de um método mais preciso que o utilizado para a evapotranspiração (balanço hídrico de duas camadas). Em bacias florestadas, a evapotranspiração é fundamental na representação do modelo e métodos simplificados não são recomendados (TUCCI, 2005).

6 REFERÊNCIAS

- ABBOTT, M. B.; et al. An introduction to the European hydrological system – Systeme Hydrologique Europeen, “SHE”, 2: structure of a physically-based, distributed modelling system. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, Países Baixos, v. 87, n. 1-2, p. 61-77, 1986a.
- ABBOTT, M. B.; et al. An introduction to the European hydrological system – Systeme Hydrologique Europeen, “SHE”, 1: history and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, Países Baixos, v. 87, p. 45-59, 1986b.
- ALBUQUERQUE, D. P. Cobrança pelo uso de recursos hídricos em unidades de conservação: o caso do Parque Nacional da Tijuca. **Revista de Direito Ambiental**, São Paulo, v. 46, p. 63-78, 2007.
- ANDERSEN, J.; REFSGAARD, J. C.; JENSEN, K. H. Distributed hydrological modelling of the Senegal River Basin – model construction and validation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, Países Baixos, v. 247, n. 3-4, p. 200-214, 2001.
- ANDREADIS, K. M.; SCHUMANN, G. J. P.; PAVELSKY, T. A simple global river bankfull width and depth database. **Water Resources Research**, Washington, EUA, v. 49, n. 10, p. 7164–7168, 2013.
- ASNER, G. P.; SCURLOCK, J. M. O.; HICKE, J. A. Global synthesis of leaf area index observations: implications for ecological and remote sensing studies. **Global Ecology & Biogeography**, v. 12, n. 3, p. 191-205, 2003.
- ASSUMPÇÃO, F. A. M. S. G. Unidades de conservação. In: ASSUMPÇÃO, F. A. M. S. G. **Cadernos da EJEJF: curso jurídico de direito ambiental**. Belo Horizonte: Tribunal de Justiça do Estado de Minas Gerais, 2016, p. 137-165.
- BACK, A. J. Desempenho de métodos empíricos baseados na temperatura do ar para a estimativa da evapotranspiração de referência em Urussanga, SC. **Irriga**, Botucatu, v. 13, n. 4, p. 449-466, 2008.
- BENJAMIN, A. H. V. O Regime brasileiro de unidades de conservação. **Revista de Direito Ambiental**, São Paulo, v. 6, n. 21, p. 27–56, 2001.
- BENTO, A. P.; PANITZ, C. M. N. Emprego da comunidade perifítica como indicador biológico da qualidade das águas da microbacia do Baixo Cubatão e da Estação de Tratamento de Água (ETA) de Florianópolis, SC. In: Simpósio Internacional sobre Gestão de Recursos Hídricos, 1998. **Anais...**, Gramado: ABRH, 1998. 6p.
- BERNARDO, C.; NOGUEIRA, J. M. Os 15 anos de SNUC: uma análise à luz da economia ambiental. **Espacios**, Caracas, Venezuela, v. 37, n. 21, p. 22-31, 2016.
- BERTONI, J. C.; TUCCI, C. E. M. Precipitação. n: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. Ed. Porto Alegre: UFRGS, 2014, p. 177-241.

BETIM, L. S. **Caracterização da condutividade hidráulica dos solos e estudo da vulnerabilidade à contaminação dos aquíferos da sub-bacia do córrego Palmital – Viçosa/MG**. 2013. 209p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade de Viçosa, Viçosa.

BIANCHI, L. H. P. **Diagnóstico para recuperação da área de preservação permanente e reserva legal na APA Vargem do Braço**. 2016. 41p. Monografia (Especialização em Recuperação de Áreas Degradadas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

BITENCOURT, L. R. **O uso das séries históricas de fotografias aéreas para o monitoramento físico-espacial no Parque Estadual da Serra do Tabuleiro-SC**. 1999. 132p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

BITENCOURT, N. L. R. **Uma proposta de cidadania para a preservação ambiental – estudo de caso: comunidade de Vargem do Braço no Parque Estadual da Serra do Tabuleiro**. 2000. 165p. Dissertação (Mestrado em Gestão da Qualidade Ambiental) - Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

BITEW, M. M.; GEBREMICHAEL, M. Evaluation of satellite rainfall products through hydrologic simulation in a fully distributed hydrologic model. **Water Resources Research**, Washington, EUA, v. 47, p. 1-11, 2011.

BRAGA, R. A. P. **Avaliação dos instrumentos de políticas públicas na conservação integrada de florestas e águas, com estudo de caso na bacia do Corumbataí – SP**. 2005. 310p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

BRANDON, K.; et al. Conservação brasileira: desafios e oportunidades. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 27-35, 2005.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**: promulgada em 5 de outubro de 1988. Senado Federal: Centro Gráfico, Brasília, 1988. 292 p.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**: seção 1, p. 4, Brasília, 1997.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: seção 1, p. 1, Brasília, 2000.

BRASIL. Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**: seção 1, p. 1, Brasília, 2002.

BRASIL. **Projeto de Lei nº 792, de 19 de abril de 2007**. Dispõe sobre a definição de serviços ambientais e dá outras providências. Disponível em: <<https://www.camara.leg.br/proposicoesWeb/fichadetramitacao?idProposicao=348783>>. Brasília, 2007.

BRUCK, E. C.; et al. Unidades de conservação. **Revista do Serviço Público**, Brasília, v. 4, n. 111, p. 21-27, 1983.

BRUGGEMANN, F. M. **Um olhar naturalista da Serra do Tabuleiro e região**. 1. Ed. Santo Amaro da Imperatriz: Damérica, 2012. 313p.

BUTTS, M. B.; et al. An evaluation of the impact of model structure on hydrological modelling uncertainty for streamflow simulation. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, Países Baixos, v. 298, n. 1-4, p. 242-266, 2004.

CAICEDO, N. L. Água subterrânea. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. Ed. Porto Alegre: UFRGS, 2014, p. 289-333.

CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento). **Relatório anual de qualidade da água distribuída – 2012: Santo Amaro da Imperatriz**. Disponível em: <<https://www.casan.com.br/ckfinder/userfiles/files/SRO%20-%20Chapeco%20B3/Folder%20Resumo%20Anual%20Marechal%20Bormann.pdf>>. Florianópolis, 2012. 2p. Acesso em: 18 de junho de 2020.

CASAN (Companhia Catarinense de Águas e Saneamento). **CASAN acompanha nova expedição no Rio Cubatão**. 2017. Disponível em: <<https://www.casan.com.br/noticia/index/url/casan-acompanha-nova-expedicao-no-rio-cubatao#0>>. Acesso em: 15 de março de 2020.

CGBHRC (Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão). **Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos de Santa Catarina**: Comitê de Gerenciamento Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão. 2018. Disponível em: <<http://www.aguas.sc.gov.br/o-comite-rio-cubatao-sul/inicial-rio-cubatao-sul>>. Acesso em: 30 de março de 2020.

CHEVALLIER, P. Aquisição e processamento de dados. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. Ed. Porto Alegre: UFRGS, 2014, p. 485-525.

CHOW, V. T. **Open channel hydraulics**. 1. Ed. New York, EUA: McGraw-Hill, 1959. 680p.

CHU, M. L.; et al. Impacts of urbanization on river flow frequency: a controlled experimental modeling-based evaluation approach. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, Países Baixos, v. 495, p. 1-12, 2013.

CNUC (Cadastro Nacional de Unidades de Conservação). **Ministério do Meio Ambiente: Áreas Protegidas - Cadastro Nacional de UC's - Dados consolidados**. 2019. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-consolidados.html>>. Acesso em: 27 de novembro de 2019.

COSTA, A. **Retenção e disponibilidade de água em solos de Santa Catarina: avaliação e geração de funções de pedotransferência**. 2012. 424p. Tese (Doutorado em Manejo do Solo) - Centro de Ciências Agroveterinárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages.

CPRM (Serviço Geológico do Brasil). **Termos hidrogeológicos básicos**. 20--. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/publique/Redes-Institucionais/Rede-de-Bibliotecas---Rede-Ametista/Termos-Hidrogeologicos-Basicos-631.html>>. Acesso em: 30 de março de 2020.

CPRM (Serviço Geológico do Brasil). **Glossário geológico ilustrado**. 2001. Disponível em: <<http://sigep.cprm.gov.br/glossario/>>. Acesso em: 01 de abril de 2020.

CPRM (Serviço Geológico do Brasil). **Mapa geológico do estado de Santa Catarina**. Disponível em: <<http://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/handle/doc/17996?locale-attribute=en>>. Brasília, 2014. 1p.

CPRM (Serviço Geológico do Brasil). **SIAGAS: Sistema de Informações de Águas Subterrâneas**. 2020. Disponível em: <<http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/>>. Acesso em: 12 de março de 2020.

CRIADO, R. C.; PIROLI, E. L. Pagamento por serviços ambientais na gestão dos recursos hídricos no Brasil. **Geoatos**, Presidente Prudente, v. 2, n. 11, p. 83-96, 2011.

CRUZ, J. C.; TUCCI, C. E. M. Estimativa da disponibilidade hídrica através da curva de permanência. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 13, n. 1, p. 111-124, 2008.

CUNHA, V. C. V. **Avaliação da interação entre águas subterrâneas e superficiais na bacia do rio das Fêmeas, sistema aquífero Urucuia – Bahia**. 2017. 135p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais) - Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

DAILY, G. C. **Nature's services: societal dependence on natural ecosystems**. Washington, DC, EUA: Island Press, 1997.

DALSASSO, R. L.; et al. Águas de mananciais diferentes: estudo de proporções de mistura para tratamento através da filtração direta. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 21., 2001. **Anais...**, João Pessoa: ABES, 2001. 11p.

DEMETRIOU, C.; PUNTHAKEY, J. F. Evaluating sustainable groundwater management options using the MIKE SHE integrated hydrogeological modelling package. **Environmental Modelling & Software**, Oxford, Reino Unido, v. 14, n. 2-3, p. 129-140, 1999.

DEVI, G. K.; GANASRI, B. P.; DWARAKISH, G. S. A review on hydrological models. **Aquatic Procedia**, Surathkal, Índia, v. 4, n. especial ICWRCOE, p. 1001-1007, 2015.

DHI (Institute for Water and Environment). **MIKE SHE – Volume 1: user guide**. Disponível em: <https://manuals.mikepoweredbydhi.help/2017/MIKE_SHE.htm>. Hørsholm, Dinamarca, 2017a. 420p.

DHI (Institute for Water and Environment). **MIKE SHE – Volume 2: reference guide**. Disponível em: <https://manuals.mikepoweredbydhi.help/2017/MIKE_SHE.htm>. Hørsholm, Dinamarca, 2017b. 372p.

DHI (Institute for Water and Environment). **MIKE 11: user guide**. Disponível em: <https://manuals.mikepoweredbydhi.help/2017/MIKE_11.htm>. Hørsholm, Dinamarca, 2017c. 510p.

DHI (Institute for Water and Environment). **MIKE 11: reference guide**. Disponível em: <https://manuals.mikepoweredbydhi.help/2017/MIKE_11.htm>. Hørsholm, Dinamarca, 2017d. 500p.

DHI (Institute for Water and Environment). **Average recharge estimation and runoff analysis for the Zafranal project using MIKE SHE**. Lima, Peru, 2018. 87p.

DINGMAN, S. L. **Physical hydrology**. 3. Ed. Long Grove, EUA: Waveland Press, 2015. 657p.

DOMENICO, P. A.; MIFFLIN, M. D. Water from low-permeability sediments and land subsidence. **Water Resources Research**, Washington, EUA, v. 1, n. 4, p. 563-576, 1965.

DOMENICO, P. A.; SCHWARTZ, F. W. **Physical and chemical hydrogeology**. 2. Ed. New York: John Wiley and Sons, 1997. 528p.

DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. A.; OLIVEIRA, D. Uma análise sobre a história e a situação das unidades de conservação no Brasil. In: GANEM, R. S. **Conservação da biodiversidade: legislação e políticas públicas**. Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2010, p. 341-385.

EL-NASR, A. A.; et al. Modelling the hydrology of a catchment using a distributed and a semi-distributed model. **Hydrological Processes**, Chichester, Reino Unido, v. 19, p. 573-587, 2005.

EPAGRI (Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina). **Mapas Digitais de Santa Catarina (Mapoteca)**: Modelo Digital de Elevação – STRM/NASA – SC. 2005. Disponível em: <<http://ciram.epagri.sc.gov.br/mapoteca/>>. Acesso em: 29 de março de 2020.

FAN, Y.; MIGUEZ-MACHO, G. A simple hydrologic framework for simulating wetlands in climate and earth system models. **Climate Dynamics**, New York, EUA, v. 37, n. 1-2, p. 253-278, 2011.

FARJAD, B.; et al. An integrated modelling system to predict hydrological processes under climate and land-use/cover change scenarios. **Water**, Basel, Suíça, v. 9, n. 10, p. 767-790, 2017.

FEITOSA, F. A. C. **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3. Ed. Rio de Janeiro: CPRM, 2008. 812p.

FEYEN, L.; et al. Application of a distributed physically-based hydrological model to a medium size catchment. **Hydrology and Earth Sciences**, Karlsruhe, Alemanha, v. 4, n. 1, p. 47-63, 2000.

FLORIANÓPOLIS. Decreto nº 1.260, de 01º de novembro de 1975. Cria o Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. Florianópolis, 1975. **Diário Oficial de Santa Catarina**: n. 10.359, Florianópolis, 1975.

FLORIANÓPOLIS. Decreto nº 14.661, de 26 de março de 2009. Reavalia e define os atuais limites do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, criado pelo Decreto nº 1.260, de 1º de novembro de 1975, e retificado pelo Decreto nº 17.720, de 25 de agosto de 1982, institui o Mosaico de Unidades de Conservação da Serra do Tabuleiro e Terras de Massiambu, cria o Fundo Especial de Regularização, Implementação e Manutenção do Mosaico - FEUC, e adota outras providências. Florianópolis, 2009. **Diário Oficial de Santa Catarina**: n. 18.574, Florianópolis, 2009.

FLORIANÓPOLIS. **Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico (PMISB): Produto 4 – Diagnóstico do setor de abastecimento de água**. Florianópolis, 2010a. 292p.

FLORIANÓPOLIS. Decreto nº 3.504, de 10 de setembro de 2010. Regulamenta e define diretrizes para a implantação da Área de Proteção Ambiental da Vargem do Braço, criada pela Lei nº 14.661, de 26 de março de 2009. Florianópolis, 2010b.

FLORIANÓPOLIS. **Plano Municipal Integrado de Saneamento Básico (PMISB): Produto 11 – Versão final**. Florianópolis, 2011. 300p.

FONSECA, M.; LAMAS, I.; KASECKER, T. O papel das unidades de conservação. **Scientific American Brasil Especial**, São Paulo, v. 39, p. 18-23, 2010.

FRANA, A. S. **Applicability of MIKE SHE to simulate hydrology in heavily tile drained agricultural land and effects of drainage characteristics on hydrology**. 2012. 151p. Tese (Master of Science) - Iowa State University, Ames, EUA.

FRANCA, N. (coord.). **Água – Bem público em unidades de conservação**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Análises Sociais e Econômicas (IBASE), 2006. 30p.

GELUDA, L.; YOUNG, C. E. F. Pagamentos por serviços ecossistêmicos previstos na Lei do SNUC – teoria, potencialidades e relevância. In: Simpósio de Áreas Protegidas, 3., 2005, Pelotas. **Anais...**, Pelotas: UCPel, 2005. 8p.

- GIRARDI, R.; et al. Water quality changes of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil. **Brazilian Journal of Water Resources**, Bento Gonçalves, v. 21, n. 3, p. 514-524, 2016.
- GODOY, L. R. C.; LEUZINGER, M. D. O financiamento do Sistema Nacional de Unidades de Conservação no Brasil – características e tendências. **Revista de Informação Legislativa**, Brasília, v. 52, n. 206, p. 223 – 243, 2015.
- GÓES, V. C.; CIRILO, J. A. Aplicação do modelo hidrológico-hidrodinâmico MIKE SHE/MIKE 11 à bacia hidrográfica do rio Beberibe em Pernambuco. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 16., 2009. **Anais...**, Campo Grande: ABRH, 2009. 20p.
- GORINI, A. P. F.; MENDES, E. F.; CARVALHO, D. M. P. Concessão de serviços e atrativos turísticos em áreas naturais protegidas: o caso do Parque Nacional do Iguaçu. **Revista BNDES**, Rio de Janeiro, n. 24, p. 171-209, 2006.
- GPM (Grupo Paulista de Montanhismo). **Parque Nacional do Itatiaia**: Guia prático do GPM para a primeira visita. 2017. Disponível em: <<https://www.gpm.org.br/pt/itatiaia-guia-pratico-do-gpm/>>. Acesso em: 29 de março de 2020.
- GRAHAM, D. N.; BUTTS, M. B. Flexible integrated watershed modelling with MIKE SHE. In: SINGH, V. P.; FREVERT, D. K. **Watershed models**. Boca Raton: CRC Press, 2005, p. 245-272.
- GURGEL, H. C.; et al. Unidades de conservação e o falso dilema entre conservação e desenvolvimento. **Boletim regional, urbano e ambiental**, Rio de Janeiro, v. 3, p. 109-119, 2009.
- HARRISON, I. J.; et al. Protected areas and freshwater provisioning: a global assessment of freshwater provision, threats and management strategies to support human water security. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems**, Chichester, Reino Unido, v. 26, p. 103-120, 2016.
- HASSLER, M. L. A importância das unidades de conservação no Brasil. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 17, n. 33, p. 79-89, 2005.
- HEATH, R. C. **Basic ground-water hydrology**. 10. Ed. Reston: USGS, 2004. 91p.
- HIDROWEB. **Portal HidroWeb**: séries históricas de estações. 2019. Disponível em: <<http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>>. Acesso em: 30 de março de 2020.
- HOLTZ, A. C. T. Precipitação. In: PINTO, N. L. S.; et al. **Hidrologia básica**. 1. Ed. São Paulo: Blucher, 1976, p. 7-34.
- HUGHES, J. D.; LIU, J. MIKE SHE: software for integrated surface water/ground water modelling. **Groundwater**, Malden, EUA, v. 46, n. 6, p. 797-802, 2008.

HUPFFER, H. M.; WEYERMULLER, A. R.; WACLAWOVSKY, W. G. Uma análise sistêmica do princípio do protetor-recebedor na institucionalização de programas de compensação por serviços ambientais. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 14, n. 1, p. 95-114, 2011.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Mapas**: bases e referenciais – malhas digitais. 2015. Disponível em: <<https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases-cartograficas/malhas-digitais>>. Acesso em: 30 de março de 2020.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Cidades**: Brasil – Santa Catarina – Santo Amaro da Imperatriz – Produção agrícola – Lavoura temporária. 2017. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sc/santo-amaro-da-imperatriz/pesquisa/14/10193?indicador=10383&tipo=grafico>>. Acesso em: 31 de março de 2020.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). **Banco de Dados de Informações Ambientais**. 2020. Disponível em: <<https://bdiaweb.ibge.gov.br/#/consulta/pedologia>>. Acesso em: 01 de abril de 2020.

ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade). **Painel dinâmico de informações**: gestão de unidades de conservação. 2017. Disponível em: <http://qv.icmbio.gov.br/QvAJAXZfc/opendoc2.htm?document=painel_corporativo_6476.qvw&host=Local&anonymous=true>. Acesso em: 29 de março de 2020.

IM, S.; et al. Assessing the impacts of land use changes on watershed hydrology using MIKE SHE. **Environmental Geology**, Heidelberg, Alemanha, v. 57, n. 1, p. 231-239, 2009.

IMA (Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina). **GeoSEUC**. 2019a. Disponível em: <<http://geoseuc.fatma.sc.gov.br/#/>>. Acesso em: 30 de março de 2020.

IMA (Instituto do Meio Ambiente). **Editais de chamamento para o cadastramento de imóveis privados que estão no interior das unidades de conservação estaduais**. 2019b. Disponível em: <<http://www.ima.sc.gov.br/index.php/noticias/1110-ima-inicia-cadastro-para-regularizacao-fundiaria-das-unidades-de-conservacao-estaduais>>. Acesso em: 01 de abril de 2020.

ISHIY, S. T.; et al. **Parque Estadual da Serra do Tabuleiro: retratos da fauna e da flora**. Florianópolis: criAG, 2009.

JABER, F. H.; SHUKLA, S. MIKE SHE: model use, calibration, and validation. **Transactions of the ASABE**, Raleigh, EUA, v. 55, n. 4, p. 1479-1489, 2012.

JANZA, M. Hydrological modeling in the karst area, Rizana spring catchment, Slovenia. **Environmental Earth Sciences**, New York, EUA, v. 61, n. 5, p. 909-920, 2010.

JENKINS, C. N.; PIMM, S. L. Definindo prioridades de conservação em um hotspot de biodiversidade global. In: ROCHA, C. F. D. da; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A. S. (Org.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006, p. 41-52.

JOHNSON, A. I. **Specific yield: compilation of specific yields for various materials**. 2. Ed. Denver: US Department of the Interior Geological Survey, 1966. 119p.

KEILHOLZ, P.; DISSE, M.; HALIK, U. Effect of land use and climate change on groundwater and ecosystems at the middle reaches of the Tarim River using the MIKE SHE integrated hydrological model. **Water**, Basel, Suíça, v. 7, n. 6, p. 3040-3056, 2015.

KLEIN, R. M. **Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978.

KOBIYAMA, M.; CHAFFE, P. L. B. Water Balance in Cubatão-Sul river catchment, Santa Catarina, Brazil. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 3, n. 1, p. 5-17, 2008.

KRAUSE, P.; BOYLE, D. P.; BÄSE, F. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. **Advances in Geosciences**, Gottingen, Alemanha, v. 5, p. 89-97, 2005.

LAL, R. Challenges in agriculture and forest hydrology in the humid tropics. In: BONELL, M.; HUFSCHEMIDT, M. M.; GLADWELL, J. S. **Hydrology and water management in the humid tropics**. 2. Ed. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press, 2005, p. 395-404.

LANNA, A. E. Elementos de estatística e probabilidade. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. Ed. Porto Alegre: UFRGS, 2014, p. 79-176.

LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. 3. Ed. Piracicaba: Universidade de São Paulo, 2008. 253p.

LIU, H.; et al. Investigation of groundwater response to overland flow and topography using a coupled MIKE SHE/MIKE 11 modeling system for an arid watershed. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, Países Baixos, v. 347, n. 3-4, p. 448-459, 2007.

LIU, J.; et al. Response of hydrological processes to input data in high alpine catchment: an assessment of the Yarkant river basin in China. **Water**, Basel, Suíça, v. 8, n. 5, p. 1-15, 2016.

LU, J.; et al. Sensitivity of pine flatwoods hydrology to climate change and forest management in Florida, USA. **Wetlands**, Dordrecht, Países Baixos, v. 29, n. 3, p. 826-836, 2009.

LUCAS, A. A. T. **Impacto da irrigação na bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins**. 2007. 102p. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

LUCAS, A. A. T; et al. Calibração do modelo hidrodinâmico MIKE 11 para a sub-bacia hidrográfica do rio Piauitinga, Sergipe, Brasil. **Ambiente & Água**, Taubaté, v. 5, n. 3, p. 195-207, 2010.

MA, L.; et al. MIKE SHE modelling of ecohydrological processes: merits, applications, and challenges. **Ecological Engineering**, Amsterdam, Países Baixos, v. 96, p. 137-149, 2016.

MAGANHOTTO, R. F.; et al. Unidades de conservação: limitações e contribuições para a conservação da natureza. **Sustentabilidade em debate**, Brasília, v. 5, n. 3, p. 203-211, 2014.

MARÉCHAL, J.; et al. Vertical anisotropy of hydraulic conductivity in fissured layer of hard-rock aquifers due to the geological structure of weathering profiles. **Comptes Rendus Géoscience**, Paris, França, v. 335, n. 5, p. 451-460, 2003.

MARTINS, J. A. Infiltração. In: PINTO, N. L. S.; et al. **Hidrologia básica**. 1. Ed. São Paulo: Blucher, 1976a, p. 44-55.

MARTINS, J. A. Evaporação e transpiração. In: PINTO, N. L. S.; et al. **Hidrologia básica**. 1. Ed. São Paulo: Blucher, 1976b, p. 56-66.

MARTINS, J. A. escoamento superficial. In: PINTO, N. L. S.; et al. **Hidrologia básica**. 1. Ed. São Paulo: Blucher, 1976c, p. 36-43.

MARTINS, A. Conflitos ambientais em unidades de conservação: dilemas da gestão territorial no Brasil. **Revista Bibliográfica de Geografía y Ciencias Sociales**, Barcelona, Espanha, v. 17, n. 989, p. 1-14, 2012.

MARTINS, L.; MARENZI, R. C.; LIMA, A. de. Levantamento e representatividade das unidades de conservação instituídas no estado de Santa Catarina, Brasil. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 33, p. 241-259, 2015.

MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de áreas protegidas no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, Campinas, v. 9, n. 1, p. 41-64, 2006.

MEDEIROS, R. Unidades de conservação e pesquisa científica: a contribuição da academia para o processo de ampliação e consolidação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação. In: MEDEIROS, R.; ARAÚJO, F. F. S. **Dez anos do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da natureza: lições do passado, realizações presentes e perspectivas para o futuro**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011, p. 131-148.

MEDEIROS, R.; et al. **Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional**. Brasília: UNEP-WCMC, 2011a. 44p.

MEDEIROS, R.; et al. Unidades de conservação e desenvolvimento: a contribuição do SNUC para economia nacional. In: MEDEIROS, R.; ARAÚJO, F. F. S. **Dez anos do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da natureza: lições do passado, realizações presentes e perspectivas para o futuro**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011b, p. 37-53.

MENDES, D. E.; CHAFFE, P. L. B. Flood prone areas in Santo Amaro da Imperatriz municipality. In: International Conference on Flood Management, 6., 2014. **Anais...**, São Paulo, 2014. 9p.

MINUZZI, R. B.; et al. Estimativa da evapotranspiração de referência diária por Penman-Monteith com dados de temperatura do ar para Santa Catarina. **Irriga**, Botucatu, v. 19, n. 4, p. 548-558, 2014.

MITTERMEIER, R. A.; et al. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**, Washington, EUA, v. 19, n. 3, p. 601-607, 2005.

MORIASI, D. N.; et al. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. **Transactions of the ASABE**, Raleigh, EUA, v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007.

MORRIS, D. A.; JOHNSON, A. I. **Contributions to the hydrology of the United States**. Washington DC: US Government printing office, 1967. 46p.

MOTTA, R. S. da; ORTIZ, R. A. Critérios econômicos para a aplicação do princípio do protetor-recebedor para cobrança sobre recursos hídricos protegidos por unidades de conservação no Brasil. In: Economía, Sociedad y Medio Ambiente – El Desafío del Desarrollo Sustentable (Congreso), 2013. **Anais...**, Rio de Janeiro, 2013. 23p.

MPF (Ministério Público Federal). Ação direta de inconstitucionalidade - arts. 4º, *caput* e II, 12, 13, 14 e 15 da Lei 14.661/2009, de Santa Catarina: redefinição inconstitucional dos limites do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro. 2015. Disponível em: <<http://redir.stf.jus.br/paginadorpub/paginador.jsp?docTP=TP&docID=9442743&pgI=1&pgF=30>>. Acesso em: 30 de março de 2020.

MPSC (Ministério Público de Santa Catarina). Propõe Ação Direta de Inconstitucionalidade em impugnação aos arts. 4º, II, 12, 13, 14 e 15 da Lei Estadual nº 14.661/2009 por ofensa aos arts. 4º, *caput*, 181, *caput*, e 182, I, III e IV, da Constituição do Estado. 2009. Disponível em: <<https://documentos.mp.sc.br/portal/Conteudo/cao/cecon/adins/peticoes/2009/2009.027858-3.pdf>>. Acesso: em 29 de março de 2020.

NAIKA, S.; et al. **A cultura do tomate: produção, processamento e comercialização**. Disponível em: <<https://cgspace.cgiar.org/bitstream/handle/10568/64439/1319.pdf?sequence=5>>. Wageningen, Países Baixos, 2006. 104p.

OJEA, E.; MARTIN-ORTEGA, J.; CHIABAI, A. Defining and classifying ecosystem services for economic valuation: the case of forest water services. **Environmental Science & Policy**, Oxford, Reino Unido, v. 19, p. 1-15, 2012.

OLIVEIRA, A. F. A implantação de unidades de conservação em áreas de ocupação humana. **Revista do Programa de Pós Graduação em Arquitetura e Urbanismo da FAU-USP**, São Paulo, v. 17, n. 16, p. 68-80, 2004.

OLIVEIRA, M. A. T.; et al. Avaliação de geomorfosítios e valorização abiótica de unidades de conservação: estudo de caso no Parque Estadual da Serra do Tabuleiro (SC). In: Simpósio Nacional de Geomorfologia, 6., 2006. **Anais...**, Goiânia, 2006. 11p.

OOGATHOO, S. **Runoff simulation in the Canagagigue creek watershed using the MIKE SHE model**. 2006. 121p. Tese (Master of Science) - Faculty of Agricultural and Environmental Sciences, McGill University, Montreal, Canadá.

PÁDUA, M. T. J. Do Sistema Nacional de Unidades de Conservação. In: MEDEIROS, R.; ARAÚJO, F. F. S. **Dez anos do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da natureza: lições do passado, realizações presentes e perspectivas para o futuro**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011, p. 21-36.

PAPARRIZOS, S.; MARIS, F. Hydrological simulation of Sperchios River basin in central Greece using the MIKE SHE model and geographic information systems. **Applied Water Science**, Basel, Suíça, v. 7, n. 2, p. 591-599, 2015.

PECCATIELLO, A. F. O. Políticas públicas ambientais no Brasil: da administração dos recursos naturais (1930) à criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (2000). **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Curitiba, n. 24, p. 71-82, 2011.

PEREIRA, A.; ZANIN, V. C. **Expedição ao Rio Cubatão**. 2002. Disponível em: <<https://www.casan.com.br/menu-conteudo/index/url/expedicao-ao-rio-cubatao#0>>. Acesso em: 30 de março de 2020.

PETERS, L. S. **Políticas públicas visando gestão territorial em unidades de conservação: Parque Estadual da Serra do Tabuleiro/SC**. 2014. 176p. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) - Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

PINTO, N. L. S. Introdução. In: PINTO, N. L. S.; et al. **Hidrologia básica**. 1. Ed. São Paulo: Blucher, 1976a, p. 1-6.

PINTO, N. L. S. Manipulação dos dados de vazão. In: PINTO, N. L. S.; et al. **Hidrologia básica**. 1. Ed. São Paulo: Blucher, 1976b, p. 167-177.

PINTO, N. L. S. Águas subterrâneas. In: PINTO, N. L. S.; et al. **Hidrologia básica**. 1. Ed. São Paulo: Blucher, 1976c, p. 67-91.

PINTO, L. P.; et al. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um *hotspot* mundial. In: ROCHA, C. F. D. da; BERGALLO, H. G.; ALVES, M. A. S. (Org.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: RiMa, 2006, p. 69-96.

PINTO, C. E. F. Instrumentos jurídicos de proteção à biodiversidade e o desenvolvimento econômico: objetivos e diretrizes do Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC. **Cadernos da EJEJF: curso jurídico de direito ambiental**. Belo Horizonte: Tribunal de Justiça do Estado de Minas Gerais, 2016, p. 185-192.

POZZOBON, M.; et al. Restauração de planícies do rio Itajaí-Açu, SC: sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas nativas por tipo de solo. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 30, n. 63, p. 171-189, 2010.

PPMA/SC (Projeto de Proteção da Mata Atlântica em Santa Catarina). **Delimitação e planejamento de demarcação do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro: diagnóstico socioeconômico e ambiental**. Curitiba, 2008. 230p.

PRUCHA, B.; et al. MIKE-SHE integrated groundwater and surface water model used to simulate scenario hydrology for input to DRIFT-ARID: the Mokolo river case study. **Water SA**, Pretoria, África do Sul, v. 42, n. 3, p. 384-398, 2016.

RANIERI, V. E. L.; et al. Passado, presente e futuro do Sistema Nacional de Unidades de Conservação: uma síntese do seminário nacional. In: MEDEIROS, R.; ARAÚJO, F. F. S. **Dez anos do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da natureza: lições do passado, realizações presentes e perspectivas para o futuro**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011, p. 149-161.

REIS, L. V. S. **Cobertura florestal e custo do tratamento de água em bacias hidrográficas de abastecimento público: caso do manancial do município de Piracicaba**. 2004. 239p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

REIS, J. P. P.; TOMAZZOLI, E. R. Evidências de neotectônica na bacia do rio Vargem do Braço, SC. **Revista de Geografia**, Recife, v. especial VIII SINAGEO, n. 1, p. 87-101, 2010.

REFSGAARD, J. C. Parameterisation, calibration and validation of distributed hydrological models. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, Países Baixos, v. 198, n. 1-4, p. 69-97, 1997.

REFSGAARD, J. C.; STORM, B; CLAUSEN, T. Système Hydrologique Européen (SHE): review and perspectives after 30 years development in distributed physically-based hydrological modelling. **Hydrology Research**, Londres, Reino Unido, v. 41, n. 5, p. 355-377, 2010.

RIBEIRO, M. M. R.; LANNA, A. E.; PEREIRA, J. S. Elasticidade-preço da demanda e a cobrança pelo uso da água. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 8., 1999, Belo Horizonte. **Anais...**, Belo Horizonte: ABRH, 1999. 16p.

RIGHETTO, A. M. **Hidrologia e recursos hídricos**. 1. Ed. São Carlos: EESC/USP, 1998. 819p.

RITZEMA, H. **Subsurface drainage**. Wageningen: UNESCO-IHE, 2014. 77p.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Unidades de conservação brasileiras. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1., n. 1, p. 27-35, 2005.

SALLES, P. B. **Sistematização e análise de informações gerenciais e administração das unidades de conservação no estado de Santa Catarina**. 2003. 202p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

SAHOO, G. B.; RAY, C.; DE CARLO, E. H. Calibration and validation of a physically distributed hydrological model, MIKE SHE, to predict streamflow at high frequency in a flashy mountainous Hawaii stream. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, Países Baixos, v. 327, n. 1-2, p. 94-109, 2006.

SANTO AMARO DA IMPERATRIZ. **Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB): Santo Amaro da Imperatriz**. Santo Amaro da Imperatriz, 2012. 83p.

SANTOS, P. G. dos; et al. Levantamento pedológico detalhado como suporte para o planejamento do uso de terras. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v. 14, n. 1, p. 65-74, 2015.

SANTOS, H. G. dos; et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. Ed. Brasília: Embrapa, 2018. 353p.

SBROGLIA, R. M.; BELTRAME, A. V. O zoneamento, conflitos e recategorização do Parque Municipal da Lagoa do Peri, Florianópolis/SC. **Boletim de Geografia**, Maringá, v. 30, n. 1, p. 5-18, 2012.

SCHAAP, M. G. **Rosetta Model: manual**. Disponível em: <<http://www.usss.ars.usda.gov/MODELS/rosetta/rosetta.htm>>. Washington, EUA, 1999. 4p.

SCHAAP, M. G.; LEIJ, F. J.; van GENUTCHEN, M. T. ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, Países Baixos, v. 251, n. 3-4, p. 163-176, 2001.

SCHENINI, P. C.; COSTA, A. M.; CASARIN, V. W. Unidades de conservação: aspectos históricos e sua evolução. In: Congresso Brasileiro de Cadastro Técnico Multifinalitário, 6., 2004, Florianópolis. **Anais...**, Florianópolis: UFSC, 2004. 7p.

SDS (Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável). **Recursos hídricos de Santa Catarina**. Disponível em: <<http://www.aguas.sc.gov.br/>>. Florianópolis, 201-. 31p.

SDS (Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável). **SIGSC**. 2016. Disponível em: <<http://sigsc.sds.sc.gov.br/download/index.jsp>>. Acesso em: 30 de março de 2020.

SEKULIC, G.; et al. Modelling of hydrological processes in the catchment area of Lake Skadar. **Technical Gazette**, Slavonski, Croácia, v. 24, n. 2, p. 427-434, 2017.

SHAKYA, S. R. **Use of MIKE SHE for estimation of evapotranspiration in the Sprague river basin**. 2007. 100p. Tese (Master of Science) - Oregon State University, Corvallis, EUA.

SHEN, R.; PENNELL, K. G.; SUUBERG, E. M. Influence of soil moisture on soil gas vapor concentration for vapor intrusion. **Environmental Engineering Science**, New Rochelle, EUA, v. 30, n. 10, p. 628-637, 2013.

SHU, Y.; et al. Integrated hydrological modelling of the North China plain: options for sustainable groundwater use in the alluvial plain of Mt. Taihang. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, Países Baixos, v. 464, p. 79-93, 2012.

SILVA, J. I. A. O.; CUNHA, L. H. Regime jurídico das unidades de conservação: suas características jurídico-ambientais. **Dat@venia**, Campina Grande, v. 1, n. 1, p. 141-162, 2009.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. Ed. Porto Alegre: UFRGS, 2014, p. 35-51.

SIQUEIRA, V. A.; et al. Toward continental hydrologic-hydrodynamic modeling in South America. **Hydrology and Earth System Sciences**, Gottingen, Alemanha, v. 22, n. 9, p. 4815–4842, 2018.

SIRHESC (Sistema de Informações de Recursos Hídricos do Estado de Santa Catarina). **Sistema de Informações de Recursos Hídricos do Estado de Santa Catarina: Instrumentos – Outorga**. 201-. Disponível em: <<http://www.aguas.sc.gov.br/instrumentos/instrumentos-outorga-principal>>. Acesso em: 30 de março de 2020.

SOCIOAMBIENTAL Consultores Associados Ltda. **Parque Estadual da Serra do Tabuleiro/SC: mapeamento sócio-econômico – Volume I**. Florianópolis, 2000.

SOCIOAMBIENTAL Consultores Associados Ltda.; DINÂMICA Projetos Ambientais Ltda. **Parque Estadual da Serra do Tabuleiro/SC: zoneamento**. Florianópolis, 2002. 38p.

SOUSA, N. O. M.; et al. Dez anos de história: avanços e desafios do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da natureza. In: MEDEIROS, R.; ARAÚJO, F. F. S. **Dez anos do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da natureza: lições do passado, realizações presentes e perspectivas para o futuro**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011, p. 7-19.

STARZYNSKI, R.; SIMÕES, S. J. Avaliação quantitativa do uso de recursos hídricos em unidade de conservação: estudo de caso do Parque Estadual Serra do Mar. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 27, n. 2, p. 327-340, 2015.

STCP Engenharia. **Elaboração do plano de manejo do Parque Estadual da Serra do Tabuleiro: produto final**. Curitiba, 2018. 648p.

STISEN, S.; et al. A remote sensing driven distributed hydrological model of the Senegal river basin. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, Países Baixos, v. 354, n. 1-4, p. 131-148, 2008.

STROBEL, J. S.; et al. **Critérios econômicos para a aplicação do princípio do protetor-recebedor: estudo de caso do Parque Estadual dos Três Picos**. Lagoa Santa: Conservation Strategy Fund, 2007. 60p.

SULTANA, Z.; COULIBALY, P. Distributed modelling of future changes in hydrological processes of Spencer creek watershed. **Hydrological Processes**, Chichester, Reino Unido, v. 25, n. 8, p. 1254-1270, 2011.

TAVARES, N. F. **Análise numérica acoplada de fluxo aplicada à hidrologia de águas superficiais e subterrâneas**. 2016. 128p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Centro Técnico Científico, Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

TCE/SC (Tribunal de Contas do Estado de Santa Catarina). **Processo nº RLA 09/00547928 – Relatório de auditoria nº 009/2010: auditoria operacional no serviço de abastecimento de água de Florianópolis**. Florianópolis, 2010. 104p.

TEJWANI, K. G. Water management issues: population, agriculture and forests – a focus on watershed management. In: BONELL, M.; HUFSCHEMIDT, M. M.; GLADWELL, J. S. **Hydrology and water management in the humid tropics**. 2. Ed. Cambridge, Reino Unido: Cambridge University Press, 2005, p. 496-525.

TITO; M. R.; ORTIZ, R. A. **Projeto apoio aos diálogos setoriais EU-Brasil. Pagamentos por serviços ambientais: desafios para estimular a demanda empresarial**. Brasília: MMA, 2013. 52 p.

TODD, D. K.; MAYS, L. W. **Groundwater hydrology**. 3. Ed. Reston: USGS, 2004. 625p.

TUCCI, C. E. M. **Modelos Hidrológicos**. 2. Ed. Porto Alegre: UFRGS Editora, 2005. 678p.

TUCCI, C. E. M. Escoamento superficial. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. Ed. Porto Alegre: UFRGS, 2014, p. 391-441.

TUCCI, C. E. M.; BELTRAME, L. F. S. Evaporação e evapotranspiração. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. Ed. Porto Alegre: UFRGS, 2014, p. 253-287.

TWARAKAVI, N. K. C.; SIMUNEK, J.; SCHAAP, M. G. Can texture-based classification optimally classify soils with respect to soil hydraulics? **Water Resources Research**, Washington, EUA, v. 46, n. 1, p. 1-11, 2010.

UFSC (Universidade Federal de Santa Catarina). **Plano de recursos hídricos das bacias dos rios Cubatão, Madre e bacias contíguas: Etapa D – Prognóstico das demandas hídricas**. Florianópolis, 2018. 301p.

UNEP (United Nations Environment Programme); IUCN (International Union for Conservation of Nature). **Protected planet report 2016**. Cambridge, Reino Unido; Gland, Suíça: UNEP-WCMC; IUCN, 2016. 84p.

USDA (United States Department of Agriculture). **Soil texture calculator**. 20-- . Disponível em: <https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2_054167>. Acesso em: 01 de abril de 2020.

USGS (U.S. Geological Survey). **O ciclo d'água: the natural water cycle (portuguese)**. 2019. Disponível em: <<https://www.usgs.gov/special-topic/water-science-school/science/o-ciclo-d->

[gua-water-cycle-portuguese?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects>](#). Acesso em: 29 de março de 2020.

VÁZQUEZ, R. F.; FEYEN, J. Effect of potential evapotranspiration estimates on effective parameters and performance of the MIKE SHE-code applied to a medium-size catchment. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, Países Baixos, v. 270, n. 3-4, p. 309-327, 2003.

VOGES, M. S. Agricultura familiar agroecológica na comunidade da Vargem do Braço em Santo Amaro da Imperatriz. In: Simpósio Nacional de Geografia Agrária, 3., 2005. **Anais...**, Presidente Prudente, 2005. 10p.

WANG, H. F. **Theory of linear poroelasticity with applications to geomechanics and hydrogeology**. New Jersey: Priceton University Press, 2000. 301p.

WANG, S.; et al. Multi-site calibration, validation, and sensitivity analysis of the MIKE SHE model for a large watershed in northern China. **Hydrology and Earth System Sciences**, Gottingen, Alemanha, v. 16, p. 4621-4632, 2012.

WASEEM, M.; et al. A review of criteria of fit for hydrological models. **International Research Journal of Engineering and Technology**, Tamilnadu, Índia, v. 4, n. 11, p. 1765-1772, 2017.

WIJESSEKARA, G. N.; et al. Assessing the impact of future land-use changes on hydrological processes in the Elbow river watershed in southern Alberta, Canada. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, Países Baixos, v. 412, p. 220-232, 2012.

XEVI, E.; et al. Calibration, validation and sensitivity analysis of the MIKE-SHE model using the Neuenkirchen catchment as case study. **Water Resources Management**, Dordrecht, Países Baixos, v. 11, p. 219-242, 1997.

YAN, J.; ZHANG, J.; SORESON, H. R. Evaluation of the MIKE SHE modelling system. **Southern cooperative series bulletin**, West Palm Beach, EUA, v. 398, p. 83-94, 2001.

YOUNG; C. E. F.; MEDEIROS, R. **Quanto vale o verde: a importância econômica das unidades de conservação brasileiras**. Rio de Janeiro: CI-BRASIL, 2018. 184p.

YOUNGER, P. L. Simple generalized methods for estimating aquifer storage parameters. **Quarterly Journal of Engineering Geology and Hidrogeology**, Bath, Reino Unido, v. 26, n. 2, p. 127-135, 1993.

ZANINI, L. F. P.; et al. **Programa levantamentos geológicos básicos do Brasil: Florianópolis (Folha SG.22-Z-D-V) e Lagoa (Folha SG.22-Z-D-VI), estado de Santa Catarina**. Brasília, 1997. 241p.

ZHANG, Z.; et al. Evaluation of the MIKE SHE model for application in the Loess Plateau, China. **Journal of the American Water Resources Association**, Malden, EUA, v. 44, n. 5, p. 1108-1120, 2008.

ANEXO A – Fator F_C do método de Thornthwaite

Tabela 20 - Fator F_C em função da latitude e do mês do ano

Fator F_C em função da latitude (°) e do mês do ano												
Latitude	Jan.	Fev.	Mar.	Abr.	Mai.	Jun.	Jul.	Ago.	Set.	Out.	Nov.	Dez.
10 N	0,98	0,91	1,03	1,03	1,08	1,06	1,08	1,07	1,02	1,02	0,98	0,99
5 N	1,00	0,93	1,03	1,02	1,06	1,03	1,06	1,05	1,01	1,03	0,99	1,02
0	1,02	0,94	1,04	1,01	1,01	1,01	1,04	1,04	1,01	1,04	1,01	1,04
5 S	1,04	0,95	1,04	1,00	1,02	0,99	1,02	1,03	1,00	1,05	1,03	1,06
10 S	1,08	0,97	1,05	0,99	1,01	0,96	1,00	1,01	1,00	1,06	1,05	1,10
15 S	1,12	0,98	1,05	0,98	0,98	0,94	0,97	1,00	1,00	1,07	1,07	1,12
20 S	1,14	1,00	1,05	0,97	0,96	0,91	0,95	0,99	1,00	1,08	1,09	1,15
25 S	1,17	1,01	1,05	0,96	0,94	0,88	0,93	0,98	1,00	1,10	1,11	1,18
30 S	1,20	1,03	1,06	0,95	0,92	0,85	0,90	0,96	1,00	1,12	1,14	1,21
35 S	1,23	1,04	1,06	0,94	0,89	0,82	0,87	0,94	1,00	1,13	1,17	1,25
40 S	1,27	1,06	1,07	0,93	0,86	0,78	0,84	0,92	1,00	1,15	1,20	1,29

Fonte: UNESCO (1982) apud TUCCI (2015).

APÊNDICE A – Descrição dos diálogos de simulação do C0

A.1) Especificações da simulação

O diálogo de especificações da simulação permite ao usuário a seleção de parâmetros chave que refletem em todos os outros componentes da simulação (DHI, 2017a). Em detalhes, solicita-se a definição de:

- Módulos incluídos na simulação;
- Para o módulo WM, os processos hidrológicos incluídos e as suas soluções numéricas;
- Título da simulação;
- Período da simulação, em que são inseridas a data inicial e a data final da simulação;
- Intervalo de tempo da simulação, onde o intervalo de tempo básico inicial – descrita como a “batida de coração” da simulação - e os intervalos máximos de tempo para o escoamento superficial e para os fluxos na zona insaturada e na zona saturada são definidos (DHI, 2017a). Os intervalos máximos de tempo retratam o maior período possível de cálculo sem que ocorram erros numéricos (DEMETRIOU; PUNTHAKEY, 1999);
- Parâmetros de controle computacional do escoamento superficial e do fluxo nas zonas insaturada e saturada.

A.2) Domínio do modelo e gradeamento

O diálogo de domínio do modelo e gradeamento solicita a inserção dos limites da bacia hidrográfica, em formato .shp ou .dfs2, e a definição do tamanho das células do gradeamento horizontal do modelo.

A definição dos limites de uma bacia hidrográfica transcorre através de uma divisão topográfica, de uma divisão da água subterrânea ou pela combinação dos dois. No MIKE SHE, os limites da bacia formam as fronteiras de modelagem para a água superficial e para a água subterrânea e devem ser definidos com precisão (DHI, 2017a).

A célula do gradeamento horizontal representa a unidade de heterogeneidade espacial para os cálculos do modelo hidrológico (MA et al., 2016).

A.3) Topografia

Este diálogo solicita ao usuário a inserção da topografia da bacia hidrográfica, um dado de entrada fundamental da modelagem hidrológica no MIKE SHE que define a superfície de drenagem do escoamento superficial (SAHOO; RAY; DE CARLO, 2006; DHI, 2017a).

A.4) Precipitação

O diálogo de precipitação no MIKE SHE solicita a inserção de valores de chuva, que podem ser constantes ou variáveis no tempo (.dfs0), e a definição da distribuição espacial, que pode ser uniforme, totalmente distribuída (*fully distributed*) ou baseada em estações. No terceiro caso, a bacia é dividida em sub-áreas, cada uma referente à uma estação pluviométrica e com uma respectiva série temporal de valores de precipitação (DHI, 2017a).

A.5) Evapotranspiração de referência

A evapotranspiração de referência é o nome da taxa de evapotranspiração relativa à uma superfície padrão hipotética de grama com quantidade ilimitada de água e características específicas²⁴ baseadas em normas da Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO, de *Food and Agriculture Organization*). A evapotranspiração de referência depende apenas do clima e pode ser calculada a partir de dados meteorológicos (DHI, 2017a).

No MIKE SHE, a evapotranspiração de referência é utilizada para a estimativa do valor da evapotranspiração real, que quantifica a água transferida para a atmosfera por evaporação e transpiração nas condições reais de fatores atmosféricos e umidade do solo (JABER; SHUKLA, 2012).

De forma similar à precipitação, o diálogo de evapotranspiração de referência solicita a inserção de valores (constantes ou variáveis no tempo) e da forma de distribuição espacial (uniforme, totalmente distribuída ou baseada em estações) (DHI, 2017a).

A solução numérica definida para o cálculo da evapotranspiração foi a do balanço hídrico de duas camadas. Essa solução prevê a divisão da zona insaturada em duas camadas:

24 Superfície coberta com grama batatais em fase de crescimento ativo (entre 8 e 15 cm), suprida de umidade, no centro de uma área irrigada com uma extensão que possibilite desprezar o transporte horizontal de vapor d'água (RIGHETTO, 1998; DHI, 2018).

uma mais superficial, contendo as raízes e onde a evapotranspiração efetivamente ocorre; e uma mais profunda, onde não há raízes e nem a evapotranspiração (DHI, 2017a). Trata-se de um método expedito, que simplifica o funcionamento hidrológico da evapotranspiração e da zona insaturada (JABER; SHUKLA, 2012). Detalhes sobre a solução numérica do balanço hídrico de duas camadas no que tange à evapotranspiração estão descritas no Apêndice B.

A.6) Uso e ocupação do solo

O diálogo de uso e ocupação do solo do MIKE SHE solicita a inserção das categorias de uso e ocupação do solo da bacia, através de um arquivo .shp ou .dfs2. Para cada categoria, devem ser definidos valores de Índice de Área Foliar e de Profundidade da Raiz. Para ambos, a distribuição temporal também deve ser indicada, através de um valor constante, de um arquivo de série temporal (*timeseries file*) ou de um arquivo de propriedades da vegetação (*vegetation properties file*).

Paralelamente, o diálogo também possui a seção de parâmetros da evapotranspiração (*ET parameters*), onde são inseridos os valores de interceptação do dossel florestal (C_{INT}) e de fração do déficit máximo da zona insaturada (F_{ETUZ}), caso o modelo utilize o método do balanço hídrico de duas camadas. Os parâmetros da evapotranspiração não variam com o tempo e são globais para o modelo (DHI, 2017a).

Os dados de entrada e parâmetros citados são explanados a seguir (DHI, 2017a):

- Índice de área foliar: o I_{AF} é um parâmetro que define a área de folhas por área de superfície do solo, em m^2/m^2 (adimensional). O índice de área foliar é específico para cada tipo de vegetação, e pode apresentar variações de acordo com a estação do ano e o grau de estresse da planta. Em florestas, o I_{AF} contabiliza tanto a área coberta pelas folhas, quanto pelo sub-bosque;
- Profundidade da raiz: a PR indica a profundidade de extensão das raízes abaixo da superfície do solo, em mm, e representa a amplitude na qual a água pode ser extraída da zona insaturada. Se a PR for mais profunda do que a franja capilar, então as raízes também conseguem extrair água da zona saturada;
- Interceptação do dossel florestal: o C_{INT} é um coeficiente que define a capacidade de armazenamento de interceptação da vegetação por unidade de I_{AF} , em mm;

- Fração do déficit máximo da zona insaturada: o F_{ETUZ} é uma grandeza diretamente proporcional ao momento no qual a taxa de remoção de água da zona insaturada reduz, com valor variando entre 0 e 1. Se F_{ETUZ} for igual a 1, a evapotranspiração é removida com velocidade máxima até que a saturação da zona insaturada alcance o mínimo valor possível (a saturação no ponto de murcha permanente).

A.7) Rios e lagos

O diálogo de rios e lagos do MIKE SHE solicita a inserção de um arquivo de edição de simulação (.sim11), que sintetiza as informações da simulação dos rios e de outros corpos hídricos eventualmente presentes. Todas as etapas realizadas no MIKE 11 são compiladas nesse único arquivo. No arquivo de extensão .sim11, o usuário define os seguintes (DHI, 2017c):

- Modelos: escolha entre um ou mais modelos inclusos na simulação, dentre:
 - Hidrodinâmico;
 - Transporte de sedimentos (*sediment transport*);
 - Advecção e dispersão (*advection-dispersion*);
 - MIKE ECO Lab;
 - Chuva-Vazão (*rainfall-runoff*);
 - Previsão de inundação (*flood forecast*);
 - Assimilação de dados (*data assimilation*);
 - Gelo (*ice*);
 - Invasão (*encroachment*).
- Modo de simulação (*simulation mode*): opção entre escoamento não estacionário ou quasi-estacionário (*quasi-steady*).
- Arquivos de entrada: os arquivos inseridos de acordo com os modelos definidos. Se o usuário optar pelo modelo hidrodinâmico – como no caso deste trabalho –, devem ser inseridos os seguintes:
 - Rede Hidrográfica (.nwk11): arquivo essencial com função de inserção e edição da rede hidrográfica da bacia;
 - Seções Transversais (.xns11): arquivo onde devem ser inseridas as seções transversais dos rios da bacia hidrográfica modelada;

- Condições de Contorno (.bnd11): arquivo utilizado para especificação das condições de contorno do modelo do rio, como vazões, níveis, fluxos laterais, concentrações de soluto e hidrogramas de entrada;
- Parâmetros Hidrodinâmicos (.HD11): arquivo utilizado para a definição de dados suplementares necessários para a simulação.
- Período de simulação: onde devem ser definidos o intervalo e o período da simulação dos rios e dos outros corpos hídricos eventualmente presentes no modelo. Esses devem ser, respectivamente, múltiplo e igual ao definido para o ciclo hidrológico no diálogo de especificações da simulação.

De forma conclusiva, o diálogo de rios e lagos efetua a ligação entre o MIKE SHE e o MIKE 11 através de um arquivo .sim11 (DHI, 2017a).

A.8) Escoamento superficial

O escoamento superficial representa a simulação do movimento da água superficial acumulada ao longo do terreno do modelo. É utilizado para calcular o fluxo em uma planície de inundação e a contribuição desse fluxo para a rede hidrográfica, por exemplo (DHI, 2017a). O escoamento superficial ocorre se a precipitação exceder a capacidade de infiltração do solo (DHI, 2017b). No MIKE SHE, o escoamento superficial interage com os rios, a zona insaturada e a zona saturada (SEKULIC et al., 2017).

O diálogo de escoamento superficial requer a inserção de três dados de entrada, com a sua respectiva distribuição espacial. São eles o Manning M , a profundidade inicial da água e o armazenamento de retenção, cujas definições são apresentadas abaixo:

- Manning M : o número de Manning M é um coeficiente de rugosidade superficial que depende do tipo de solo (OOGATHOO, 2006), ou, em maiores detalhes, da vegetação, do material suspenso e da irregularidade da superfície, entre outros (CHOW, 1959). O Manning M equivale ao inverso do mais convencional número de Manning η e possui, em média, valores entre 10 e 100 $\text{m}^{1/3}/\text{s}$ (DHI, 2017a). Quanto maior o valor de M , mais rápido a água escoar na superfície (SAHOO; RAY; DE CARLO, 2006);
- Armazenamento de retenção: o armazenamento de retenção é um valor utilizado para limitar a quantidade de água que flui pela superfície do solo, sendo medido em mm. No caso, a água retida na superfície do solo em uma célula deve possuir profundidade

superior ao armazenamento de detenção local para fluir para a célula adjacente (DHI, 2017a);

- Profundidade inicial da água: valor que representa a profundidade inicial de água na superfície do solo, em mm, e que atua como condição inicial do escoamento superficial (DHI, 2017a).

Neste estudo, as opções de separação do escoamento superficial em zonas (*separated overland flow areas*), de drenagem da água acumulada (*ponded drainage*) e de trocas verticais reduzidas em áreas específicas (*reduced vertical exchange in specified areas*), disponíveis no diálogo de escoamento superficial, não foram incluídas no modelo.

Para o escoamento superficial, utilizou-se uma solução bidimensional fundamentada na aproximação de ondas difusivas das equações de Saint Venant (ABBOTT et al., 1986a). Esse método deve ser utilizado se houver o interesse no cálculo do escoamento superficial de uma forma detalhada, em detrimento ao método das subcaptações com abordagem semidistribuída, menos preciso que o primeiro (GRAHAM; BUTTS, 2005; DHI, 2017a). Maiores detalhes sobre a solução numérica escolhida para o escoamento superficial são descritas no Apêndice C.

A.9) Fluxo na zona insaturada

A zona insaturada é a denominação da área situada entre a superfície do solo e o lençol freático (DHI, 2017b). No MIKE SHE, o fluxo na zona insaturada é calculado de forma vertical e unidimensional, visto que a gravidade é a principal responsável pela infiltração da água. Essa simplificação é adequada para a maioria das aplicações e reduz expressivamente o requerimento de poder computacional (GRAHAM; BUTTS, 2005; DHI, 2017a).

A zona insaturada é caracterizada por variações cíclicas no perfil de umidade do solo, em virtude da recarga por precipitação (infiltração), da remoção por evapotranspiração da zona das raízes e das trocas efetuadas com a zona saturada, principalmente no que se refere ao fluxo nos poros e percolação até o lençol freático (TAVARES, 2016; DHI, 2017a; 2017b).

Inicialmente, o diálogo da zona insaturada solicita a inserção do perfil do solo da área modelada, com distribuição global ou distribuída (em .dfs2 ou .shp). Para cada classe de solo da bacia, devem ser inseridos as seguintes propriedades, segundo as definições de DHI (2017a):

- Saturação máxima (Θ_s): o máximo conteúdo de água do solo, que é aproximadamente igual à porosidade;

- Saturação de capacidade de campo (Θ_{fc}): trata-se do conteúdo de água do solo quando o fluxo vertical se torna negligenciável;
- Saturação no ponto de murcha permanente (Θ_{wp}): o mais baixo conteúdo de água no qual as plantas ainda conseguem extrair água do solo;
- Condutividade hidráulica saturada (K_s): a taxa mínima de infiltração do solo.

O diálogo da zona insaturada também demanda a inserção da distribuição espacial e dos valores da profundidade da superfície de evapotranspiração. No MIKE SHE, esse parâmetro equivale à espessura da franja capilar (DHI, 2017a).

Paralelamente, o diálogo também solicita informações sobre o fluxo em macroporos no modelo (inexistente – *none* – ou um fluxo de desvio simples – *simple by-pass flow*), que, se incluso, permite que uma determinada porcentagem da água infiltrada passe diretamente para o lençol freático (XEVI et al., 1997).

A solução numérica definida para a zona insaturada foi a do balanço hídrico de duas camadas, um método em conjunto com a evapotranspiração. A sua principal característica é a divisão da zona insaturada em duas camadas, como citado anteriormente. A camada superior representa a zona das raízes e possui espessura equivalente à soma da profundidade das raízes com a profundidade da superfície de evapotranspiração. Já a camada inferior é o espaço entre a camada superior e o lençol freático (DHI, 2017b). Maiores detalhes sobre a solução numérica do balanço hídrico de duas camadas no que tange ao fluxo da zona insaturada estão descritos no Apêndice D.

A.10) Fluxo na zona saturada

O componente da zona saturada calcula o fluxo subsuperficial da área modelada. No MIKE SHE, a zona saturada interage com todos os outros processos contidos no modelo – o escoamento superficial, o fluxo de canal, a evapotranspiração e, através de sua camada superior, com a zona insaturada. As interações ocorrem considerando os fluxos das fronteiras dos outros componentes como fontes (*sources*) ou sumidouros (*sinks*) (GRAHAM; BUTTS, 2005; DHI, 2017a; 2017b).

A zona saturada compreende toda a água localizada abaixo do lençol freático e o seu limite inferior é considerado como impermeável. O fluxo calculado pelo MIKE SHE na zona saturada é tridimensional e altera entre condições confinadas e não confinadas (DHI, 2017a;

2017b). Durante um determinado intervalo de tempo da simulação, os materiais que estão acima do lençol freático apresentam propriedades hidráulicas insaturadas, enquanto aqueles que estão abaixo possuem características saturadas. No MIKE SHE, a distinção entre a zona insaturada (solo) e a zona saturada (depósitos geológicos mais profundos) depende da posição variável do lençol freático (VÁZQUEZ; FEYEN, 2003).

O diálogo da zona saturada é bastante extenso e solicita, inicialmente, a definição das unidades geológicas. Para cada unidade geológica, devem ser inseridos:

- Nome (*soil name*): o nome da unidade geológica (e.g., granito);
- Código (*soil code*): 1, 2, 3, ..., n;
- Condutividade hidráulica horizontal: parâmetro relativo à facilidade com que a água flui pelo material no sentido horizontal. No MIKE SHE, é isotrópica nas direções x e y (DHI, 2017b). O valor da K_H é uma função da textura do material (DHI, 2017b) e influencia significativamente o fluxo de base (FEYEN et al., 2000; SAHOO; RAY; DE CARLO, 2006). Medido em m/s;
- Condutividade hidráulica vertical: parâmetro relativo à facilidade de fluxo da água no sentido vertical (DHI, 2017b). O seu valor é geralmente entre 5 a 10 vezes inferior à condutividade hidráulica horizontal. Tal como K_H , o valor de K_V também é função da textura do material (DHI, 2017b). Medido em m/s;
- Produção específica: a produção específica representa a razão entre o volume total e o volume de água gravífica em meio saturado, isto é, a porcentagem de água livre para escoar sob a influência da gravidade. Numericamente, equivale ao volume de água liberado por um volume unitário de um aquífero livre em função da queda unitária da superfície potenciométrica (CPRM, 20--). No MIKE SHE, a S_V é utilizada nas células que contém o lençol freático; em células abaixo desse limite, usa-se o armazenamento específico (DHI, 2017a). Trata-se de um parâmetro adimensional;
- Armazenamento específico: o armazenamento específico é a capacidade em água do volume unitário do aquífero; isto é, é um parâmetro que indica o volume de água que um volume unitário de aquífero é capaz de receber ou ceder em função de uma variação unitária da superfície potenciométrica. O S_S é associado a porosidade e a fenômenos elásticos, tanto da água quanto da litologia (CPRM, 20--). Medido em 1/m.

Em seguida, o diálogo da zona saturada solicita a definição das camadas geológicas, que cobrem toda a extensão horizontal da bacia modelada. Embora não exista uma restrição

para a sua quantidade, em média, a adição de mais camadas sempre reduz significativamente o tempo de simulação (DHI, 2017a). O limite superior da primeira camada geológica é a fronteira de infiltração/exfiltração, que interage com a zona insaturada. Caso essa não esteja presente no modelo, a interação da zona saturada ocorre diretamente com os canais ou com a superfície. O limite inferior da última camada geológica é impermeável (DHI, 2017b).

Para cada camada geológica, devem ser inseridos:

- Profundidade do limite inferior (*lower level*): a altura (abaixo da superfície) que indica o limite inferior da camada geológica, em m;
- Distribuição das unidades geológicas (*geological unit distribution*): a definição de zonas de propriedades hidráulicas uniformes dentro da camada geológica, onde cada zona é relativa a uma unidade geológica (DHI, 2017a). Para isso, seleciona-se uma distribuição uniforme ou variada (.dfs2) na camada geológica. Em síntese, o usuário define a distribuição das unidades geológicas na camada geológica, e as propriedades hidráulicas são automaticamente referenciadas às unidades (DHI, 2017b).

Na seção de camadas computacionais (*computational layers*), são quatro importantes informações da modelagem da zona saturada que devem ser definidas pelo usuário:

- Espessura mínima das camadas (*minimum layer thickness*): parâmetro que deve ser definido para a prevenção da existência de camadas com espessura muito pequena, o que pode dificultar a simulação numérica (DHI, 2017b). Medido em m;
- Carga potencial inicial: a carga inicial para as simulações transientes e o palpite inicial para as simulações em estado estacionário (DHI, 2017a). Medido em m;
- Condições de contorno externas: são as condições das células localizadas na fronteira externa do modelo (DHI, 2017b). O usuário deve definir uma entre quatro opções:
 - Carga fixa (*fixed head*), a condição que estabelece uma carga fixa nas células da fronteira externa, podendo ser um valor prescrito ou uma série temporal;
 - Fluxo zero, a condição que resulta na não ocorrência de fluxo na fronteira do modelo, sendo considerada o padrão dentro do MIKE SHE;
 - Fluxo (*flux*), a condição que descreve um fluxo, constante ou variável com o tempo, através da fronteira externa do modelo. Um valor positivo (e.g., uma descarga acumulada, em m³) representa uma entrada no domínio do modelo;

- Gradiente (*gradient*), a opção que representa um gradiente, constante ou variável, entre a fronteira externa e a fronteira interna. Se positivo, há um fluxo entrando no modelo (JABER; SHUKLA, 2012);
- Condições de contorno internas: são as condições das células localizadas na fronteira interna do modelo (DHI, 2017b). Devem ser inseridas no caso da existência de lagos e/ou reservatórios significativos na área modelada (DHI, 2017a).

Paralelamente, o diálogo solicita informações sobre a inclusão ou não de poços de bombeamento (*pumping wells*), lentes geológicas (*geological lenses*) e drenagem subsuperficial (*subsurface drainage*). Nesse estudo, não foram adicionados poços de bombeamento e lentes geológicas, assim como não foi habilitada a opção de drenagem subsuperficial.

Para a zona saturada, utilizou-se o método das diferenças finitas para descrição de um fluxo tridimensional. Nesse caso, as variações espaciais e temporais da variável dependente, a carga hidráulica, são descritas pela equação tridimensional de Darcy e solucionadas por uma técnica iterativa de diferenças finitas, descrevendo um fluxo tridimensional subsuperficial no modelo (DHI, 2017a). De maneira paralela, selecionou-se a técnica PCG para a formulação do fluxo e para o cálculo das fontes e sumidouros da zona saturada (DHI, 2017b).

Maiores informações sobre a solução numérica da zona saturada estão disponibilizadas no Apêndice E.

A.11) Armazenamento de resultados

Nesse diálogo, o MIKE SHE solicita a definição da forma de saída e armazenamento dos resultados da simulação. São três seções que podem ser configuradas pelo usuário:

- Resultado detalhado das séries temporais (*detailed time series output*);
- Resultado detalhado das séries temporais do rio, em que deve ser especificado o tipo de grandeza (nível ou vazão), a periodicidade (em horas) e a respectiva localização no rio de uma série de resultados a ser gerada pelo em formato .dfs0. Para cada série de resultados, o MIKE SHE elabora um gráfico dos valores, dispostos em arquivo de hipertexto (formato HTML), em que o usuário pode acrescentar uma série de dados observados – com a mesma grandeza, periodicidade e localização – para comparação visual e calibração estatística (DHI, 2017a);

- Resultado das séries do gradeamento, em que são especificados os tipos (e.g., carga hidráulica, evapotranspiração) de resultados bidimensionais que o usuário deseja gerar em formato .dfs2 (DHI, 2017a).

APÊNDICE B – Balanço hídrico de duas camadas: evapotranspiração

No MIKE SHE, a evapotranspiração máxima (ET_{MAX}) que pode ser retirada do modelo em cada intervalo de tempo (Δt) é proporcional à taxa de evapotranspiração (ET_{RATE}), como mostra a Equação (10).

$$ET_{MAX} = ET_{RATE} \cdot \Delta t \quad (10)$$

Onde ET_{MAX} , ou evapotranspiração máxima (*maximum evapotranspiration*), é a taxa máxima de evapotranspiração que pode ser retirada por intervalo de tempo, em mm; ET_{RATE} , ou taxa de evapotranspiração (*evapotranspiration rate*), é a taxa de evapotranspiração, em mm; e Δt é o intervalo de tempo.

Por sua vez, a ET_{RATE} é obtida através da multiplicação entre a evapotranspiração de referência (ET_{REF}) e K_c , um coeficiente específico para cada tipo de cultura do modelo. Neste trabalho, porém, tal coeficiente não foi utilizado devido à ausência de informações detalhadas sobre o crescimento das plantas cultivadas na bacia. Quando K_c não é utilizado, DHI (2017b) indica que a ET_{RATE} é igual a ET_{REF} . Com essas condições, a evapotranspiração máxima retirada do modelo por intervalo de tempo é proporcional à evapotranspiração de referência. A Equação (11) apresenta a relação.

$$ET_{MAX} = ET_{RATE} \cdot \Delta t = ET_{REF} \cdot \Delta t \quad (11)$$

Onde ET_{REF} , ou evapotranspiração de referência (*reference evapotranspiration*), é a evapotranspiração de referência, em mm.

A solução numérica do balanço hídrico de duas camadas é fundamentada na extração da evapotranspiração da água armazenada em uma série de componentes do modelo até que, eventualmente, a ET_{MAX} seja preenchida em um determinado intervalo de tempo. O método segue a seguinte ordem de cálculos (DHI, 2017a; 2017b):

- 1) Calcula-se a evaporação da água interceptada pelo dossel florestal:

O processo de cálculo do programa considera um reservatório de interceptação, que precisa ser preenchido antes que o fluxo de caule ocorra e a água atinja a superfície do solo. A

capacidade máxima de armazenamento de interceptação desse reservatório hipotético (S_{INTMAX}) é calculada pela Equação (12):

$$S_{INTMAX} = C_{INT} \cdot IAF \quad (12)$$

Onde S_{INTMAX} , ou armazenamento máximo de interceptação (*maximum interception storage*), é a capacidade máxima de interceptação que pode ser armazenada, em mm; C_{INT} , ou interceptação do dossel florestal (*canopy interception*), é um coeficiente referente à capacidade de armazenamento de interceptação da vegetação por unidade de IAF , em mm; IAF é o índice de área foliar.

A água armazenada por interceptação é acumulada ao longo dos intervalos de tempo da simulação. Portanto, se a água precipitada em um determinado intervalo de tempo, somada com a água retida naquele exato momento, resultar em uma quantidade maior que S_{INTMAX} , o excesso será escoado como fluxo de caule e adicionado para a componente de água retida na superfície.

Quanto à evapotranspiração, a água é retirada do armazenamento de interceptação até que esse esteja vazio ou até que ET_{MAX} seja preenchida, seguindo a relação da Equação (13):

$$ET_{CANOPY} = ET_{RATE} \cdot \Delta t \quad (13)$$

Onde ET_{CANOPY} é o total de evapotranspiração retirado da água do armazenamento de interceptação (*evapotranspiration from canopy*), em mm.

2) Calcula-se a evaporação da água retida na superfície:

Se a água armazenada com a interceptação não for suficiente para satisfazer ET_{MAX} , então a água retida na superfície é evaporada até que esse volume esteja vazio ou até que ET_{MAX} seja preenchida. A Equação (14) descreve o processo:

$$ET_{PONDED} = ET_{RATE} \cdot \Delta t \quad (14)$$

Onde ET_{PONDED} é o total de evapotranspiração retirado da água retida na superfície (*evapotranspiration from ponded water*), em mm.

3) Calcula-se a transpiração das plantas proveniente da zona insaturada:

Se a ET_{MAX} não foi satisfeita nas duas últimas etapas, então a água é removida da zona insaturada até que a saturação média da sua camada superior reduza até o ponto de murcha permanente ou até que ET_{MAX} seja preenchida.

Em detalhes, enquanto a transpiração é contabilizada, a saturação da zona de raízes decresce e as plantas vão apresentando cada vez maior dificuldade em remover a água. Assim que a Θ_{WP} é alcançada, a transpiração cessa. Entretanto, com a solução do balanço hídrico de duas camadas, o fenômeno também considera a F_{ETUZ} . Com o fator, a velocidade de remoção da água é máxima até que a F_{ETUZ} seja alcançada e, então, reduz linearmente até zero enquanto a saturação se aproxima de Θ_{WP} .

A Equação (15) resume a contabilização da evapotranspiração advinda da camada superior da zona insaturada:

$$ET_{UZ} = ET_{RATE} \cdot F_{ETUZ} \cdot \Delta t \quad (15)$$

Onde ET_{UZ} é o total de evapotranspiração retirado da água da zona insaturada, em mm (*evapotranspiration from unsaturated zone*); e F_{ETUZ} é a fração do déficit máximo da zona insaturada.

4) Calcula-se a transpiração das plantas proveniente da zona saturada:

Se a ET_{MAX} ainda não foi satisfeita, a água é removida da zona saturada até satisfazer ET_{MAX} caso o lençol freático esteja acima da profundidade de extinção da evapotranspiração (*ET extinction depth*), isto é, a máxima profundidade que as raízes podem remover água através da transpiração. A sua espessura é igual a soma da profundidade da raiz com a altura da franja capilar.

A Equação (16) apresenta o processo de contabilização da evapotranspiração advinda da zona saturada:

$$ET_{SZ} = ET_{RATE} \cdot F_{ETSZ} \cdot \Delta t \quad (16)$$

Onde ET_{SZ} é o total de evapotranspiração retirado da água da zona saturada, em mm (*evapotranspiration from saturated zone*); e F_{ETSZ} é a fração de déficit da zona saturada.

Salienta-se que F_{ETSZ} equivale a 1,0 caso o lençol freático estiver na zona de raízes, e decresce de forma linear caso o lençol freático esteja abaixo da zona de raízes, mas acima da profundidade máxima de evapotranspiração. Caso equivalha a zero, isto é, se o lençol freático estiver abaixo da profundidade máxima de evapotranspiração, não ocorre evapotranspiração proveniente da zona saturada.

Após a apresentação das quatro etapas, a Equação (17) sintetiza os fatores utilizados para o cálculo da evapotranspiração real:

$$ET_{ACTUAL} = ET_{CANOPY} + ET_{PONDED} + ET_{UZ} + ET_{SZ} \quad (17)$$

Onde ET_{ACTUAL} é a evapotranspiração real (*actual evapotranspiration*), em mm.

De forma sintética, o balanço hídrico de duas camadas é uma solução que contabiliza a evapotranspiração oriunda de quatro componentes de uma maneira simplificada e eficiente, adicionando celeridade às simulações do MIKE SHE (DHI, 2017a; 2017b).

O método do balanço hídrico de duas camadas deve ser usado preferencialmente em bacias de água subterrânea pouco profunda, como em áreas úmidas, onde a evapotranspiração de referência se aproxima da evapotranspiração real. Caso contrário, a solução pode vir a não representar a dinâmica de fluxo da zona insaturada de forma realística. Porém, caso a calibração seja bem executada, é possível obter resultados satisfatórios através do balanço hídrico de duas camadas em qualquer ambiente (GRAHAM; BUTTS, 2005; DHI, 2017b).

APÊNDICE C – Método das diferenças finitas: equação bidimensional de St. Venant

As equações de Saint Venant são aplicáveis em diversas situações (e.g., na definição da posição do nível da água) e são amplamente utilizadas na ciência devido ao baixo esforço computacional (TAVARES, 2016).

Para apresentá-las, deve-se considerar coordenadas retangulares cartesianas (x, y) em um plano horizontal. Nesse contexto, a equação de conservação da massa e as equações do momento são representadas abaixo, respectivamente, nas Equações (18), (19) e (20).

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(uh) + \frac{\partial}{\partial y}(vh) = i \quad (18)$$

$$S_{fx} = S_{ox} - \frac{\partial h}{\partial x} - \frac{u\partial u}{g\partial x} - \frac{1\partial u}{g\partial t} - \frac{qu}{gh} \quad (19)$$

$$S_{fy} = S_{oy} - \frac{\partial h}{\partial y} - \frac{v\partial v}{g\partial y} - \frac{1\partial v}{g\partial t} - \frac{qv}{gh} \quad (20)$$

Onde h é a profundidade do fluxo acima da superfície do solo; u e v são as velocidades do fluxo nas direções x e y , de forma respectiva; i é a contribuição líquida (precipitação efetiva menos infiltração) para o escoamento superficial; $S_f(x, y)$ é a declividade do atrito (*friction slope*); e $S_o(x, y)$ é a declividade da superfície do solo (*slope of the ground surface*).

As equações apresentadas são conhecidas como as equações de Saint Venant. Quando solucionadas, produzem uma descrição totalmente dinâmica do fluxo bidimensional em uma superfície livre. Contudo, a sua resolução é numericamente desafiadora, de forma que é comum reduzir a complexidade algébrica com o corte dos últimos três termos das equações do momento (18 e 19). Essa simplificação é chamada de aproximação de ondas difusivas, e se fundamenta na negligência das perdas de momento devido à aceleração local e convectiva e fluxos laterais perpendiculares à direção do escoamento. A sua utilização permite variações significativas na profundidade do fluxo e a simulação de condições de remanso; entretanto, como em qualquer solução numérica não linear, problemas podem surgir se a inclinação do perfil da superfície da água for muito rasa ou se as velocidades forem muito baixas (DHI, 2017b). Sinteticamente, a aproximação de ondas difusivas não considera os termos inerciais, mas o gradiente de pressão e o atrito de fundo (TAVARES, 2016).

As Equações (21) e (22) apresentam as equações de momento após a aproximação de ondas difusivas:

$$S_{fx} = S_{ox} - \frac{\partial h}{\partial x} \quad (21)$$

$$S_{fy} = S_{oy} - \frac{\partial h}{\partial y} \quad (22)$$

Simplificando a declividade, as Equações (21) e (22) assumem as formas expressas nas Equações (23) e (24):

$$S_{fx} = \frac{-\partial z_g}{\partial x} - \frac{\partial h}{\partial x} = \frac{-\partial}{\partial x} (z_g + h) = \frac{-\partial z}{\partial x} \quad (23)$$

$$S_{fy} = \frac{-\partial z_g}{\partial y} - \frac{\partial h}{\partial y} = \frac{-\partial}{\partial y} (z_g + h) = \frac{-\partial z}{\partial y} \quad (24)$$

Onde z_g é o nível da superfície do solo.

Em adição à aproximação de ondas difusivas, se a equação de Manning for utilizada, as suposições descritas nas Equações (25) e (26) podem ser feitas para que haja rugosidade e velocidade constantes sobre a superfície do canal:

$$S_{fx} = \frac{u^2}{M_x^2 h^{4/3}} \quad (25)$$

$$S_{fy} = \frac{v^2}{M_y^2 h^{4/3}} \quad (26)$$

Onde $M(x, y)$ é o número de Manning M .

Substituindo as Equações (25) e (26) em (23) e (24), respectivamente, obtém-se as Equações (27) e (28):

$$\frac{-\partial z}{\partial x} = \frac{u^2}{M_x^2 h^{4/3}} \quad (27)$$

$$\frac{-\partial z}{\partial y} = \frac{v^2}{M_y^2 h^{4/3}} \quad (28)$$

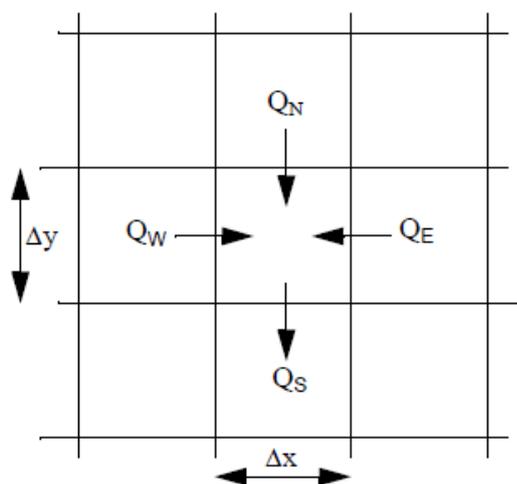
Simplificando as Equações (27) e (28) e multiplicando ambos os seus lados por h , a relação entre velocidades e profundidades pode ser definida através das Equações (29) e (30):

$$uh = M_x \left(\frac{-\partial z}{\partial x} \right)^{1/2} \cdot h^{5/3} \quad (29)$$

$$vh = M_y \left(\frac{-\partial z}{\partial y} \right)^{1/2} \cdot h^{5/3} \quad (30)$$

Para a formulação das diferenças finitas, necessária para a resolução das equações de Saint Venant (CUNHA, 2017), deve-se considerar o escoamento superficial em uma pequena região horizontal do modelo do MIKE SHE (Figura 40), com lados de comprimento Δx e Δy e profundidade da água $h(t)$, em um intervalo de tempo t .

Figura 40 - Sistema de gradeamento quadrado em uma pequena região do MIKE SHE.



Fonte: DHI (2017b).

Uma formulação de diferença finita dos termos da velocidade da Equação (18) pode ser derivada das aproximações escritas nas Equações (31) e (32):

$$\frac{\partial}{\partial x}(uh) \cong \frac{1}{\Delta x} \{(uh)_{leste} - (uh)_{oeste}\} \quad (31)$$

$$\frac{\partial}{\partial y}(vh) \cong \frac{1}{\Delta y} \{(vh)_{norte} - (vh)_{sul}\} \quad (32)$$

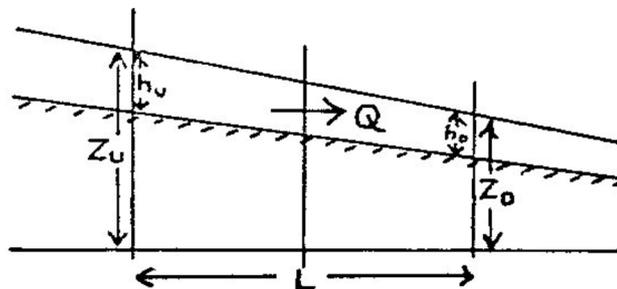
Logo, a Δh (variação da profundidade do fluxo de água acima da superfície do solo) pode ser expressa pela Equação (33), considerando-se o gradeamento simétrico ($\Delta x = \Delta y$):

$$\Delta h = h(t + \Delta t) - h(t) = i \cdot \Delta x^2 = I + \frac{\sum Q \cdot \Delta t}{\Delta x^2} \quad (33)$$

Onde $\sum Q$ é o somatório das vazões que entram no gradeamento através das fronteiras norte, sul, leste e oeste em um momento t .

Por fim, considera-se o fluxo através de qualquer fronteira do gradeamento quadrado (Figura 41), em que Z_U e Z_D são o maior e o menor nível de água, respectivamente.

Figura 41 - Fluxo através de uma fronteira do gradeamento do MIKE SHE.



Fonte: DHI (2017b).

Se a profundidade de água no quadrado correspondente a Z_U for h_U e o de Z_D for h_D , então a Equação (27) e (28) são utilizadas para a formulação da Equação (34), que calcula o fluxo entre as células do MIKE SHE (DHI, 2017b):

$$Q = \left(\frac{M \cdot \Delta x}{\Delta x^{1/2}} \right) \cdot (z_u - z_d)^{1/2} h_u^{5/3} \quad (34)$$

Onde Q é a vazão de uma célula para outra; z_u e z_d são o máximo e o mínimo nível de água, de forma respectiva; e h_u é a profundidade da água que pode fluir para a célula vizinha.

No caso da técnica de *Successive Overrelaxation* (SOR) ter sido a escolhida para o escoamento superficial – como ocorreu neste trabalho -, o fluxo de qualquer iteração é calculado através da Equação (34) sempre que houver água suficiente em uma célula, ou seja, sempre que h_u exceder o limite mínimo especificado pelo usuário (DHI, 2017b). Consequentemente, se h_u for zero, não há fluxo (FRANA, 2012). De forma paralela, a água é adicionada ou removida da célula devido à infiltração, evaporação, recarga subterrânea ou precipitação no início de cada intervalo de tempo (TAVARES, 2016).

APÊNDICE D – Balanço hídrico de duas camadas: zona insaturada

O principal propósito dessa solução é o cálculo da evapotranspiração real e o cálculo da quantidade de água que recarrega a zona saturada. Entre as suas maiores particularidades, está a uniformidade do perfil do solo com a profundidade (GRAHAM; BUTTS, 2005; DHI, 2017a). É uma solução simples, que traz celeridade à simulação (WIJESEKARA et al., 2012).

A dinâmica do fluxo na zona insaturada se inicia com a infiltração da precipitação. No momento que a água atinge a superfície do solo, depois da interceptação, calcula-se a taxa de infiltração, atualizando simultaneamente a profundidade da água retida na superfície. O cálculo da infiltração é condicionado por alguns fatores, dos quais se destacam a quantidade de água disponível para infiltração, a umidade do solo e a profundidade de água retida na superfície. No caso da precipitação possuir intensidade inferior à máxima taxa de infiltração (solo saturado), o volume total precipitado será infiltrado. Maiores detalhes são descritos em DHI (2017b).

Na solução do balanço hídrico de duas camadas, a camada superior da zona insaturada se alastra da superfície do solo ao fim da profundidade de extinção da evapotranspiração. Caso o lençol freático alcance a superfície do solo, sua espessura é zero. Paralelamente, se o lençol freático estiver abaixo da profundidade de extinção da evapotranspiração, a camada inferior é adicionada ao modelo, com espessura que se estende do final da camada superior até o lençol freático (DHI, 2017b).

O único meio de retirada de água da zona insaturada é a evapotranspiração. Qualquer infiltração que supere a capacidade de extração das plantas percolará pela zona das raízes e se tornará parte da zona saturada. A evapotranspiração ocorre apenas na camada superior da zona insaturada (DHI, 2017a).

Desta forma, a espessura da camada superior e inferior da zona insaturada são alteradas segundo as eventuais mudanças na profundidade das raízes ou na posição do lençol freático. Portanto, mesmo que não ocorra evapotranspiração ou infiltração, uma mudança na espessura altera a saturação média da camada, visto que haverá uma redistribuição da água em um volume diferente de espaço (DHI, 2017b).

Com a solução do balanço hídrico de duas camadas, o fluxo na zona insaturada ocorre de acordo com a seguinte lógica: na camada superior, toda a água excedente acima da saturação máxima é somada à camada inferior da zona insaturada; na camada inferior, a água excedente acima da saturação de capacidade de campo é adicionada à camada superior. No final de um

intervalo de tempo, recalcula-se a altura da água retida na superfície e a saturação de ambas as camadas (DHI, 2017b).

A interação entre a zona insaturada e a zona saturada é solucionada por um processo iterativo de balanço de massa, em um acoplamento que descreve as condições de um lençol freático para solos rasos e se limita apenas à camada superior da zona saturada (DHI, 2017b).

A recarga da zona saturada é um reflexo da distribuição da umidade na zona insaturada. A correta descrição do processo de recarga é complexa, em um procedimento que envolve as propriedades do solo, o fluxo tridimensional da zona saturada e a flutuação do nível do lençol freático. As zonas trocam água apenas em momentos específicos e são explicitamente acopladas (rodam em paralelo) – isto é, não são resolvidas em uma matriz única com um fluxo implícito conectando as equações de cada uma (DHI, 2017a; 2017b). A metodologia completa usada pelo MIKE SHE para acoplar a zona insaturada e a zona saturada está disponível em DHI (2017b).

Ressalta-se que a maior limitação do método do balanço hídrico de duas camadas é a de não considerar as relações entre condutividade hidráulica e conteúdo de água, e, portanto, a capacidade do solo em transportar água para as raízes. Isto é, o método assume que, enquanto houver água suficiente na zona das raízes, ela está disponível para a evapotranspiração (DHI, 2017b). Em suma, a zona insaturada atua como um local de armazenamento, enquanto a recarga da zona saturada é calculada (JABER; SHUKLA, 2012).

APÊNDICE E – Método das diferenças finitas: fluxo de Darcy

Com as circunstâncias escolhidas para o trabalho (diferenças finitas e PCG), fontes e sumidouros interagem com a zona saturada de forma implícita e explícita através da relação descrita na Equação (35) (FRANA, 2012), disposta abaixo:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - L = \frac{S_a \cdot \partial h}{\partial t} \quad (35)$$

Onde x , y e z são os eixos do sistema cartesiano de coordenadas; K_{xx} , K_{yy} e K_{zz} são as condutividades hidráulicas nas direções dos eixos x , y e z , respectivamente; h é a carga hidráulica; L é o termo de fonte ou sumidouro; e S_a é o coeficiente de armazenamento.

Duas condições da Equação (35) devem ser citadas: as equações são não lineares se o fluxo ocorrer em ambientes não confinados; e S_a alterna entre o armazenamento específico, em condições confinadas, e a produção específica, em condições não confinadas (DHI, 2017b).

O fluxo potencial é calculado pela Equação de Darcy (DHI, 2017b), representada na Equação (36):

$$Q = \Delta h \cdot C \quad (36)$$

Onde C é a condutância da célula; e Δh é a variação da carga hidráulica.

A condutância horizontal é calculada através da média harmônica da condutividade hidráulica horizontal e a média geométrica da espessura da camada. Desse modo, a condutância horizontal entre dois nós (i e $i-1$) é descrita pela Equação (37), apresentada em DHI (2017b).

$$C_{i-1/2} = \frac{K_{H_{i-1,j,k}} \cdot K_{H_{1,j,k}} (\Delta z_{i-1,j,k} + \Delta z_{1,j,k})}{(K_{H_{i-1,j,k}} + K_{H_{1,j,k}})} \quad (37)$$

Onde $C_{i-1/2}$ é a condutância horizontal entre duas células; e Δz é a espessura da camada saturada da célula.

A condutância vertical entre duas células é mensurada utilizando-se de uma conexão serial ponderada da condutividade hidráulica calculada do meio da camada k até o meio da

camada $k+1$ (DHI, 2017b). A Equação (38) apresenta o processo de cálculo da condutividade vertical.

$$C_V = \frac{\Delta x^2}{\frac{\Delta Z_k}{2K_{z,k}} + \frac{\Delta Z_{k+1}}{2K_{z,k+1}}} \quad (38)$$

Onde C_V é a condutância vertical entre duas células.

Maiores detalhes sobre o método das diferenças finitas e sobre a técnica PCG, como as condições de desidratação das células, podem ser conferidas em DHI (2017b).

Uma condição importante do cálculo do fluxo subsuperficial no MIKE SHE se refere à produção específica da camada geológica superior da zona saturada. Caso a zona insaturada também for inserida no modelo, o valor da produção específica definido pelo usuário não é usado para a camada superior da zona saturada. Nesse caso, e apenas para o início da simulação, considera-se o valor da produção específica como a diferença entre a saturação máxima e a saturação de capacidade de campo, dois parâmetros definidos no diálogo da zona insaturada. Essa alteração evita erros no cálculo do balanço hídrico e no posicionamento do lençol freático na interface entre as duas zonas. Entretanto, se a zona insaturada possuir diferentes classes de solo, como também ocorre neste trabalho, divergências na definição da produção específica da camada superior da zona saturada podem vir a ocorrer, principalmente em bacias com um lençol freático bastante móvel (DHI, 2017b).

APÊNDICE F – Método de Thornthwaite

O método de Thornthwaite é fundamentado em dados de escoamento e precipitação de bacias da região central e leste dos Estados Unidos da América, áreas regidas por um clima temperado, com invernos úmidos e verões secos. O método correlaciona a temperatura do ar com a evapotranspiração estimada com base nos parâmetros citados (TUCCI, 2005).

A equação principal do método de Thornthwaite é apresentada na Equação (39).

$$ET_{REFT} = 16F_C \left(\frac{10T}{I} \right)^a \quad (39)$$

Onde ET_{REFT} é a evapotranspiração de referência para um mês de 30 dias e insolação de 12 horas diárias, em mm/mês; T é a temperatura média do ar no mês, em °C; F_C é um fator de correção em função da latitude e do mês do ano (Anexo A); I é um fator calculado a partir da Equação (40); e a é um fator calculado a partir da Equação (41) (TUCCI, 2005).

$$I = \sum_{i=1}^{12} \left(\frac{T_i}{5} \right)^{1,514} \quad (40)$$

Onde T_i é a temperatura média do ar no mês i do ano, em Celsius.

$$a = 67,5 \cdot 10^{-8} \cdot I^3 - 7,71 \cdot 10^{-6} \cdot I^2 + 0,01791 \cdot I + 0,492 \quad (41)$$