

**UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA – UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS TECNOLÓGICAS – CCT
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL – PPGEC**

ICARO YURI PEREIRA DIAS

**NEXO ÁGUA-ENERGIA-ALIMENTOS:
APLICAÇÃO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS COM DIFERENTES USUÁRIOS E
REGIMES HIDROLÓGICOS NO ESTADO DE SANTA CATARINA**

**JOINVILLE
2022**

ICARO YURI PEREIRA DIAS

NEXO ÁGUA-ENERGIA-ALIMENTOS:

**APLICAÇÃO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS COM DIFERENTES USUÁRIOS E
REGIMES HIDROLÓGICOS NO ESTADO DE SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, área de concentração em Engenharia Urbana e da Construção Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Centro de Ciências Tecnológicas – CCT da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC.

Orientadora: Dra. Virgínia Grace Barros

Coorientadora: PhD. Lira Luz Benites Lazaro

JOINVILLE

2022

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da
Biblioteca Setorial do CCT/UDESC,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

Dias, Icaro Yuri Pereira
Nexo água-energia-alimentos : aplicação em bacias hidrográficas com diferentes usuários e regimes hidrológicos no estado de Santa Catarina / Icaro Yuri Pereira Dias. -- 2022.
175 p.

Orientadora: Virgínia Grace Barros
Coorientadora: Lira Luz Benites Lazaro
Dissertação (mestrado) -- Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Joinville, 2022.

1. Nexo água-energia-alimentos. 2. Gestão de recursos hídricos. 3. Bacias hidrográficas. 4. Santa Catarina. 5. Racionalidade do nexo (nexus thinking). I. Barros, Virgínia Grace. II. Lazaro, Lira Luz Benites. III. Universidade do Estado de Santa Catarina, Centro de Ciências Tecnológicas, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. IV. Titulo.

ICARO YURI PEREIRA DIAS

NEXO ÁGUA-ENERGIA-ALIMENTOS:

**APLICAÇÃO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS COM DIFERENTES USUÁRIOS E
REGIMES HIDROLÓGICOS NO ESTADO DE SANTA CATARINA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, área de concentração em Engenharia Urbana e da Construção Civil pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil do Centro de Ciências Tecnológicas – CCT da Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC.

Orientadora: Dra. Virgínia Grace Barros

Coorientadora: PhD. Lira Luz Benites Lazaro

BANCA EXAMINADORA

Dra. Virgínia Grace Barros (presidente/orientadora)
Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC

Membros:

Dra. Virgínia Grace Barros (presidente/orientadora)
Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC

Dr. Leonardo Romero Monteiro
Universidade do Estado de Santa Catarina – UDESC

Dr. Leandro Luiz Giatti
Universidade de São Paulo – USP

Joinville, 30 de novembro de 2022.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, primeiramente, por essa conquista. Foi Ele quem me sustentou. Graças dou, pois sem Ele, não teria chegado até aqui.

À minha esposa, Camila Natasha, por todo o apoio, paciência e incentivo em tudo o que faço. Que essa seja a primeira de muitas conquistas em que juntos, alcançaremos!

Aos meus pais, Bia e Pereira, por sempre acreditarem e me incentivarem a nunca desistir dos meus sonhos.

A toda a minha família, pelo incentivo no meu crescimento e desenvolvimento pessoal e profissional.

À minha orientadora, professora Virgínia Grace Barros, pelo direcionamento e orientação durante toda a produção deste trabalho. Sempre a terei como uma referência em minha vida profissional e acadêmica.

À minha coorientadora, professora Lira Luz Benites Lázaro, pelo grande apoio e rica contribuição no desenvolvimento desta pesquisa. Uma referência para o nexo água-energia-alimentos.

A todos os amigos que conquistei ao longo da pós-graduação, em especial à Ariane Oss-Emer e Rayssa Renovato, pelo mútuo apoio durante a realização das disciplinas, assim como a produção de nossas pesquisas.

À Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina – FAPESC, pela bolsa integral de estudos.

A todos aqueles que puderam contribuir direta e indiretamente para a realização desta pesquisa, meus sinceros agradecimentos!

*“Se algum de vocês tem falta de sabedoria,
peça-a a Deus, que a todos dá livremente,
de boa vontade; e lhe será concedida.”*

Bíblia Sagrada, Tiago 1:5 (NVI)

RESUMO

Água, energia e alimentos são considerados essenciais para a manutenção e sobrevivência humana. No entanto, o crescimento da população e a urbanização acentuada no contexto de mudança climática fez que a demanda por recursos naturais nas últimas décadas aumentasse. Por outro lado, a disponibilidade desses recursos reduziu-se. Além disso, a busca pelo desenvolvimento sustentável e redução da insegurança quanto à disponibilidade desses recursos tem sido alvo de pesquisas ao longo dos últimos anos. A gestão de recursos hídricos aliada ao uso de ferramentas de suporte à gestão ganhou destaque no desenvolvimento de metodologias e análise de cenários futuros de disponibilidade hídrica. Diante disso, esta pesquisa objetiva a avaliação do nexo água-energia-alimentos (*wef nexus*) em duas bacias hidrográficas do Estado de Santa Catarina, a do Rio Cubatão do Norte (BHRC) e a do Rio Chapecó. Com a utilização do Sistema de Avaliação e Planejamento Hídrico (WEAP), foram desenvolvidos e avaliados cenários futuros de demanda e disponibilidade hídrica a partir de premissas atuais utilizadas quanto à sua gestão para o horizonte de tempo 2020-2050. Além disso, com o auxílio de um Índice de Sustentabilidade (IS) foi mensurada a sustentabilidade desses cenários com o objetivo de propor alternativas em comparação à tendência atual de desenvolvimento. Os resultados indicaram que, para a BHRC, até 2050, a vazão de retirada será 76,77% maior em relação ao ano de 2020. Substituindo parte da energia hidrelétrica produzida por energia fotovoltaica (cenário C_EAL), a redução em relação à demanda atual de retirada de água foi de 8,99%. Com a utilização dos planos de bacia como instrumento de gestão de recursos hídricos, a redução da demanda hídrica foi de 16,32%. Ao avaliar a disponibilidade hídrica em cenários de mudanças climáticas (cenário C_MCL) para os cenários RCP 4.5 e 8.5, a vazão média para o período diminuiria em 28,44% e 29,07%, respectivamente. Ao integrar os cenários C_EAL e C_GES (cenário integrado C_INT), a redução da demanda hídrica foi de 24,57%. Para a Bacia do Rio Chapecó, até 2050, a demanda hídrica de retirada aumentou em 147,62% em relação ao cenário atual. Com a aplicação dos cenários C_EAL, C_GES e C_INT, as demandas seriam reduzidas em 1,90%, 28,15% e 30,04%. No cenário C_MCL, para os cenários RCP 4.5 e 8.5, as vazões foram reduzidas em 34,17% e 32,96%, respectivamente. Ao analisar os cenários, em comparação com o cenário C_REF, o cenário C_INT apresentou o melhor índice (0,1230 e 0,1508 para a BHRC e Bacia do Rio Chapecó,

respectivamente) em relação aos outros. Por fim, foram propostas melhorias quanto à gestão de recursos hídricos das áreas de estudo, fornecendo aos tomadores de decisão alternativas para o melhor gerenciamento de seus recursos.

Palavras-chave: Nexo Água-Energia-Alimentos; Gestão de Recursos Hídricos; Bacias Hidrográficas; Santa Catarina; Racionalidade do Nexo (*Nexus Thinking*).

ABSTRACT

Water, energy, and food are considered essential for human maintenance and survival. However, population growth and rapid urbanization in the context of climate change have increased the demand for natural resources in recent decades. On the other hand, the availability of these resources has decreased. In addition, the search for sustainable development and the reduction of insecurity regarding the availability of these resources has been the subject of research over the last few years. The management of water resources allied to the use of management support tools has gained prominence in the development of methodologies and analysis of future scenarios of water availability. In view of this, this research aims to evaluate the water-energy-food nexus (wef nexus) in two watersheds in the State of Santa Catarina, the Cubatão do Norte River (BHRC) and the Chapecó River. Using the Water Planning and Evaluation System (WEAP), future scenarios of water demand and availability were developed and evaluated based on current assumptions used regarding their management for the time horizon 2020-2050. Furthermore, with the help of a Sustainability Index (SI) the sustainability of these scenarios was measured with the objective of proposing alternatives in comparison to the current tendency. The results indicated that for the BHRC, by 2050, the withdrawal flow will be 76.77% higher compared to the year 2020. Replacing part of the hydropower produced with photovoltaic energy (scenario C_EAL), the reduction from the current water withdrawal demand was 8.99%. With the use of basin plans as a management tool for water resources, the reduction in water demand was 16.32%. When assessing water availability under climate change scenarios (C_MCL scenario) for the RCP 4.5 and 8.5 scenarios, the average flow for the period would decrease by 28.44% and 29.07%, respectively. By integrating the C_EAL and C_GES scenarios (integrated C_INT scenario), the reduction in water demand was 24.57%. For the Chapecó River Basin, by 2050, the hydric demand for withdrawal increased by 147.62% in relation to the current scenario. With the application of scenarios C_EAL, C_GES and C_INT, the demands would be reduced by 1.90%, 28.15% and 30.04%. In the C_MCL scenario, for the RCP 4.5 and 8.5 scenarios, the flows were reduced by 34.17% and 32.96%, respectively. When analyzing the scenarios, compared to the C_REF scenario, the C_INT scenario presented the best index (0.1230 and 0.1508 for the BHRC and Chapecó River Basin, respectively) compared to the others. Finally, improvements

were proposed regarding the management of water resources in the study areas, providing decision makers with alternatives for better management of their resources.

Keywords: Water-Energy-Food Nexus; Water Resources Management; Watersheds; Santa Catarina; Nexus Thinking.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Interações entre os capitais	28
Figura 2 – 17 Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável	31
Figura 3 – Disposição do nexo água-energia-alimentos	33
Figura 4 – Interconexões existentes entre água, energia e alimentos	34
Figura 5 – Diagrama de Pegada Hídrica no processo de produção de alimentos.....	38
Figura 6 – Estrutura do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos.	
.....	46
Figura 7 – Comitês de Bacias Hidrográficas do Estado de Santa Catarina.	47
Figura 8 – Estrutura do Modelo de Umidade do Solo para uma área de solo j.	50
Figura 9 – Representação esquemática da interação entre aquífero e rio.....	52
Figura 10 – Zonas de operação de um reservatório no WEAP.	55
Figura 11 – Percurso metodológico.....	58
Figura 12 – Regiões hidrográficas do Estado de Santa Catarina.....	60
Figura 13 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão.	61
Figura 14 – Distribuição da precipitação anual na BHRC (em mm)	63
Figura 15 – Uso e ocupação do solo na BHRC (2019).	66
Figura 16 – Localização da Região Hidrográfica 2 e do SHPRH Chapecó.	67
Figura 17 – Sub-bacias que compõem o SHPRH Chapecó.....	68
Figura 18 – Temperaturas médias anuais no SHPRH Chapecó.	69
Figura 19 – Formação geológica do SHPRH Chapecó e lineamentos presentes na área.	70
Figura 20 – Pedologia do SHPRH Chapecó.....	71
Figura 21 – Uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó (2019).	
.....	72
Figura 22 – Áreas de simulação.....	74
Figura 23 – Estações pluviométricas utilizadas (Bacia do Rio Cubatão).....	75
Figura 24 – Estações pluviométricas utilizadas (Bacia do Rio Chapecó).....	75
Figura 25 – Estações fluviométricas utilizadas (Bacia do Rio Cubatão).....	76
Figura 26 – Estações fluviométricas utilizadas (Bacia do Rio Chapecó).....	76
Figura 27 – Outorgas cadastradas na Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão.	83
Figura 28 – Outorgas cadastradas na Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó.	83

Figura 29 – Localização dos aproveitamentos hidrelétricos com reservatórios na Bacia do Rio Chapecó.....	88
Figura 30 – Rotina de calibração PEST.....	90
Figura 31 – Curvas de dupla massa para as estações da BHRC.....	99
Figura 32 – Curvas de dupla massa para as estações da Bacia do Rio Chapecó....	99
Figura 33 – Curvas de dupla massa para as estações da Bacia do Rio Chapecó (cont.).....	100
Figura 34 – Curvas de dupla massa para as estações da Bacia do Rio Chapecó..	101
Figura 35 – Polígonos de Thiessen obtidos para a região da BHRC.....	102
Figura 36 – Polígonos de Thiessen obtidos para a região da Bacia do Rio Chapecó.	102
Figura 37 – Modelo de simulação WEAP para a BHRC.....	103
Figura 38 – Modelo de simulação WEAP para a Bacia do Rio Chapecó.	104
Figura 39 – Vazões observadas e simuladas na Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão.	105
Figura 40 – Vazões observadas e simuladas na Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó.	105
Figura 41 – Vazões observadas e simuladas na Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó (continuação).....	106
Figura 42 – Potencial Fotovoltaico (KWh/KWp) do Estado de Santa Catarina.	120
Figura 43 – Vazões mensais (m^3/s) para o período 2020-2050 nos cenários C_REF (azul), C_MCL 4.5 (vermelho) e C_MCL 8.5 (verde) na região da BHRC.	125
Figura 44 – Vazão da demanda hídrica mensal (m^3/s) da BHRC (vermelho) em comparação com as vazões outorgáveis (50% da Q_{98}) na Estação Pirabeiraba (verde) e na Foz do Rio Cubatão (amarelo).	126
Figura 45 – Vazões mensais (m^3/s) para o período 2020-2050 nos cenários C_REF (azul), C_MCL 4.5 (vermelho) e C_MCL 8.5 (verde) na região da Bacia do Rio Chapecó.....	128
Figura 46 – Vazão da demanda hídrica mensal (m^3/s) da Bacia do Rio Chapecó (vermelho) em comparação com a vazão outorgável (50% da Q_{98}) na Foz do Rio Chapecó (verde).....	130
Figura 47 – Evolução da demanda hídrica (m^3) na BHRC em cada cenário no horizonte 2020-2050.....	134

Figura 48 – Evolução da demanda hídrica (m ³) na Bacia do Rio Chapecó em cada cenário no horizonte 2020-2050.	134
Figura 49 – IS resultante para os cenários da BHRC.....	137
Figura 50 – IS resultante para os cenários da Bacia do Rio Chapecó.	137

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Consumo hídrico nas etapas de extração e processamento, e transmissão das principais fontes energéticas.	35
Tabela 2 – Intensidade energética para a produção de água limpa.....	36
Tabela 3 – Pegada Hídrica dos principais tipos de alimentos.	37
Tabela 4 – Áreas (km ²) e percentuais de uso e ocupação do solo na BHRC (2019).	66
Tabela 5 – Áreas (km ²) e percentuais de uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó (2019).	72
Tabela 6 – Estações pluviométricas utilizadas.	77
Tabela 7 – Estações fluviométricas utilizadas.	79
Tabela 8 – Uso e ocupação do solo BHRC (1988).....	80
Tabela 9 – Uso e ocupação do solo Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó (1985).....	80
Tabela 10 – Parâmetros de uso do solo.....	81
Tabela 11 – Demanda mensal para a BHRC.	84
Tabela 12 – Demanda mensal para a Bacia do Rio Chapecó.....	84
Tabela 13 – Aproveitamentos hidrelétricos operação com reservatórios.	86
Tabela 14 – Avaliação do desempenho da simulação do modelo (calibração).....	106
Tabela 15 – Avaliação do desempenho da simulação do modelo (validação).	107
Tabela 16 – Valores dos parâmetros WEAP após a calibração para a BHRC.....	109
Tabela 17 – Valores dos parâmetros WEAP após a calibração para a Bacia do Rio Chapecó.	110
Tabela 18 – Projeção da população para o período 2020-2050 das regiões de estudo.....	112
Tabela 19 – PIB Industrial das áreas de estudo (2009-2019).	112
Tabela 20 – Evolução das áreas agrícolas (1989-2019) nas áreas de estudo.....	113
Tabela 21 – Demanda hídrica mensal (m ³ /s) para o período 2020-2050 para a BHRC no cenário C_REF.	114
Tabela 22 – Demanda hídrica mensal (m ³ /s) para o período 2020-2050 para a Bacia do Rio Chapecó no cenário C_REF	114
Tabela 23 – Perda total por evaporação líquida dos aproveitamentos hidrelétricos em operação na Bacia do Rio Chapecó (m ³ /mês), sem substituição.	116

Tabela 24 – Demanda hídrica mensal (m ³ /s) para o período 2020-2050 para a BHRC no cenário C_EAL considerando a substituição de 20% da produção hidrelétrica por fotovoltaica.....	117
Tabela 25 – Demanda hídrica mensal (m ³ /s) para o período 2020-2050 para a Bacia do Rio Chapecó no cenário C_EAL considerando a substituição de 20% da produção hidrelétrica por fotovoltaica.	117
Tabela 26 – Demanda hídrica mensal (m ³ /s) para o período 2020-2050 para a BHRC no cenário C_GES com as intervenções propostas segundo os Planos de Ação das bacias (50% de redução das perdas na distribuição, 30% de reutilização de águas industriais e 20% de redução no setor agropecuário).....	121
Tabela 27 – Demanda hídrica mensal (m ³ /s) para o período 2020-2050 para a Bacia do Rio Chapecó no cenário C_GES com as intervenções propostas segundo os Planos de Ação das bacias (50% de redução das perdas na distribuição, 30% de reutilização de águas industriais e 20% de redução no setor agropecuário) e redução de 45% da perda por evaporação nos reservatórios.	121
Tabela 28 – Vazões médias mensais (m ³ /s) para o período 2020-2050 nos cenários C_REF, C_MCL 4.5 e C_MCL 8.5 para a BHRC e diferenças percentuais em relação ao cenário C_REF.....	125
Tabela 29 – Evolução da demanda hídrica mensal (m ³ /s) no cenário C_MCL 4.5 e 8.5 para o período 2020-2050 e vazões outorgáveis (50% da Q ₉₈) na Estação Pirabeiraba e Foz do Rio Cubatão.....	127
Tabela 30 – Vazões médias mensais (m ³ /s) para o período 2020-2050 nos cenários C_REF, C_MCL 4.5 e C_MCL 8.5 para a Bacia do Rio Chapecó e diferenças percentuais em relação ao cenário C_REF.....	128
Tabela 31 – Demanda hídrica mensal (m ³ /s) no cenário C_MCL 4.5 e 8.5 para o período 2020-2050 e vazão outorgável (50% da Q ₉₈) na Foz do Rio Chapecó.	130
Tabela 32 – Demanda hídrica mensal (m ³ /s) para o período 2020-2050 para a BHRC no cenário C_INT com a integração das intervenções propostas no cenário C_EAL (substituição de 20% da produção hidrelétrica por fotovoltaica) e C_GES (50% de redução das perdas na distribuição, 30%	

de reutilização de águas industriais e 20% de redução no setor agropecuário).....	132
Tabela 33 – Demanda hídrica mensal (m³/s) para o período 2020-2050 para a Bacia do Rio Chapecó no cenário C_INT com a integração das intervenções propostas no cenário C_EAL (substituição de 20% da produção hidrelétrica por fotovoltaica) e C_GES (50% de redução das perdas na distribuição, 30% de reutilização de águas industriais, 20% de redução no setor agropecuário de 45% de redução da perda por evaporação nos reservatórios).....	132
Tabela 34 – Resultados para o parâmetro IRS do Índice de Sustentabilidade (IS) para a BHRC ao final do período de simulação (2020-2050).	136
Tabela 35 – Resultados para o parâmetro IRS do Índice de Sustentabilidade (IS) para a Bacia do Rio Chapecó ao final do período de simulação (2020-2050).	136
Tabela 36 – Perda mensal por evaporação líquida dos aproveitamentos hidrelétricos em operação na Bacia do Rio Chapecó (m³/mês).....	167
Tabela 37 – Perda mensal por evaporação líquida dos aproveitamentos hidrelétricos em operação na Bacia do Rio Chapecó (m³/mês) (cont.).....	168
Tabela 38 – Perda mensal por evaporação líquida dos aproveitamentos hidrelétricos futuros na Bacia do Rio Chapecó (m³/mês).....	169
Tabela 39 – Perda mensal por evaporação líquida dos aproveitamentos hidrelétricos futuros na Bacia do Rio Chapecó (m³/mês) (cont.).....	170
Tabela 40 – Produção energética mensal dos aproveitamentos hidrelétricos em operação na Bacia do Rio Chapecó (KWh/mês).	171
Tabela 41 – Produção energética mensal dos aproveitamentos hidrelétricos em operação na Bacia do Rio Chapecó (KWh/mês) (cont.).	172
Tabela 42 – Produção energética mensal dos aproveitamentos hidrelétricos futuros na Bacia do Rio Chapecó (KWh/mês).	173
Tabela 43 – Produção energética mensal dos aproveitamentos hidrelétricos futuros na Bacia do Rio Chapecó (KWh/mês) (cont.).	174

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Tipos e exemplos de serviços ecossistêmicos.....	29
Quadro 2 – ODS contemplados pelo nexo.....	32
Quadro 3 - Parâmetros básicos de entrada no WEAP.....	73
Quadro 4 – Descrição dos cenários propostos.....	92

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
BHRC	Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão
BMZ	<i>Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung</i> (Ministério Federal de Cooperação Econômica e Desenvolvimento)
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CNRH	Conselho Nacional de Recursos Hídricos
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i> (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura)
GEE	Gases de Efeito Estufa
GIRH	Gestão Integrada de Recursos Hídricos
IMWR	<i>Integrated Water Resources Management</i>
IS	Índice de Sustentabilidade
MENA	<i>Middle East and North Africa</i> (Países da região do Oriente Médio e Norte da África)
MMA	Ministério do Meio Ambiente
ODS	Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
PERH	Política Estadual de Recursos Hídricos
PH	Pegada Hídrica
PNRH	Política Nacional de Recursos Hídricos
RIBASIN	<i>River Basin Simulation Model</i>
SDS	Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico e Sustentável
SEI	<i>Stockholm Environment Institute</i>
SHPRH	Sistema Hidrográfico de Planejamento de Recursos Hídricos
SHRU	Secretaria de Recursos Hídricos e Ambientes Urbanos
SINGREH	Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
SWAT	<i>Soil and Water Assessment Tool</i>
UNU	Universidade das Nações Unidas
WEAP	<i>Water Evaluation and Planning System</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	22
1.1.	JUSTIFICATIVA	24
1.2	OBJETIVOS	26
1.2.1	Objetivo Geral.....	26
1.2.2	Objetivos Específicos	26
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	27
2.1	DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL.....	27
2.2	NEXO ÁGUA-ENERGIA-ALIMENTOS	29
2.2.1	Interconexões	32
2.2.1.1	Água-Energia	34
2.2.1.2	Energia-Água	36
2.2.1.3	Água-Alimento.....	37
2.2.1.4	Alimento-Água	38
2.2.1.5	Energia-Alimento.....	39
2.2.1.6	Alimento-Energia.....	39
2.2.2	Envolvimento das partes interessadas	40
2.3	GESTÃO, PLANEJAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E GOVERNANÇA	42
2.3.1	Gestão de águas no Brasil	43
2.3.2	Gestão de águas em Santa Catarina.....	45
2.4	<i>WATER EVALUATION AND PLANNING SYSTEM – WEAP</i>	48
2.4.1	Estrutura do modelo	49
2.4.2	Interações entre águas superficiais e subterrâneas	51
2.4.3	Demandas hídricas.....	53
2.4.4	Reservatórios.....	54
2.5	INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE	55
3	MATERIAIS E MÉTODOS	58
3.1	ÁREA DE ESTUDO	60
3.1.1	Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão	61
3.1.1.1	Clima	62
3.1.1.2	Geologia	63
3.1.1.3	Pedologia	64

3.1.1.4	<i>Uso e Ocupação do Solo</i>	65
3.1.2	Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó	66
3.1.2.1	<i>Clima</i>	68
3.1.2.2	<i>Geologia</i>	69
3.1.2.3	<i>Pedologia</i>	70
3.1.2.4	<i>Uso e Ocupação do Solo</i>	71
3.2	COLETA DOS DADOS.....	72
3.2.1	Precipitação	77
3.2.2	Temperatura, Umidade Relativa e Velocidade do Vento	78
3.2.3	Vazão	79
3.2.4	Parâmetros do Solo e Uso e Ocupação do Solo	79
3.2.5	Parâmetros de Cobertura Vegetal	81
3.2.6	Demandas de água	82
3.2.7	Dados Hidrogeológicos	85
3.2.8	Dados de Produção Energética	86
3.3	CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO.....	89
3.4	DESENVOLVIMENTO DE CENÁRIOS DE DEMANDA HÍDRICA.....	91
3.5	ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE WEF	96
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	98
4.1	DADOS PLUVIOMÉTRICOS.....	98
4.1.1	Falhas Pluviométricas	98
4.1.2	Falhas Fluviométricas	100
4.2	ESPACIALIZAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO	101
4.3	CONSTRUÇÃO DO MODELO NA PLATAFORMA WEAP	103
4.4	CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO.....	104
4.5	CENÁRIOS FUTUROS DE DEMANDA HÍDRICA	111
4.5.1	Demanda hídrica para o Cenário de Referência (C_REF)	111
4.5.1.1	<i>Crescimento Populacional</i>	111
4.5.1.2	<i>PIB Industrial</i>	112
4.5.1.3	<i>Áreas Agrícolas</i>	113
4.5.2	Demanda hídrica para o Cenário de Fontes Energéticas Alternativas (C_EAL)	115
4.5.3	Demanda hídrica para o Cenário de Aumento da Utilização dos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos (C_GES)	120

4.5.4	Demanda hídrica para o Cenário de Mudanças Climáticas (C_MCL)	
		124
4.5.4.1	<i>Cenário C_MCL para a Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão.....</i>	124
4.5.4.2	<i>Cenário C_MCL para a Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó.....</i>	128
4.5.5	Demanda hídrica para o Cenário Integrado (C_INT).....	132
4.5.6	Evolução da demanda hídrica a partir dos cenários propostos	134
4.6	ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE WEF	135
5	CONCLUSÃO	140
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	143

1 INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o crescimento populacional das cidades vem promovendo disfunções na dinâmica ambiental urbana. Ações de origem antrópica que visam a expansão dessas regiões levam a problemas envolvendo o uso e a ocupação irregulares do solo, ocasionando injustiças ambientais nas áreas urbanas, alteração do ciclo natural da água, alterações climáticas e o esgotamento dos recursos naturais, sendo a escassez hídrica uma dessas consequências (GIATTI *et al.*, 2016; Amaral, et.al, 2021).

À medida em que os centros urbanos se desenvolvem, cresce a demanda por recursos para suprir suas necessidades. Em sequência, com a elevação desse consumo, os ecossistemas ali existentes são pressionados, resultando em seu desequilíbrio. Assim, surgem conceitos ligados à resiliência urbana, que visam o equilíbrio ambiental e promovem a redução e/ou mitigação dos chamados eventos extremos (KLUG; MARENKO; LUDEMANN, 2016), tais como inundações, temperaturas extremas, secas, dentre outros.

Estima-se que, até 2050, cerca de 70% da população mundial esteja vivendo nas cidades (FAO, 2019). Esse aumento projetado da população urbana gera impacto sobre recursos naturais, cobertura vegetal, infraestrutura nos centros urbanos e, consequentemente a demanda por água, energia e alimentos. Diante disso, a busca por soluções visando o desenvolvimento sustentável tornou-se necessária. A água é utilizada em diversos setores, destacando-se a geração de energia, a irrigação e o abastecimento humano. Por exemplo, no Brasil, a região Sul lidera a demanda de água para irrigação, segundo o relatório da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) (ANA, 2019).

A tríade água-energia-alimentos, originalmente conhecida por *nexo* (*nexus*, em inglês), tem se tornado alvo de discussões (HOFF, 2011; ENDO *et al.*, 2017; ALBRECHT; CROOTOF; SCOTT, 2018; ZHANG *et al.*, 2018; SARKODIE E OWUSU, 2020). Países preocupados com a urbanização acentuada de suas regiões, bem como com a modificação nos padrões atuais de consumo têm investido em pesquisas e políticas que visem a maximização da disponibilidade de seus recursos com base na oferta e demanda desses insumos (TERRAPON-PFAFF, 2018; ABULIBDEH; ZAIDAN, 2020; NIVA *et al.*, 2020; ZAREI, 2020).

Os conflitos causados pela falta de água, energia e alimentos desencadeiam crises ambientais, sociais e políticas (HOFF, 2011; FAO, 2014a). A escassez de água e as crises de alimentos e energia com agitação social podem desestabilizar os sistemas políticos, tanto dentro de países quanto além das fronteiras nacionais. Por exemplo, a variabilidade climática, como menos chuvas e temperaturas mais quentes, foi um fator que contribuiu para a Primavera Árabe quando a seca prolongada em 2011 afetou a produção de alimentos, provocando a migração em massa de trabalhadores rurais para a região síria (LAZARO *et al.*, 2022). No Brasil, em 2014, a seca que atingiu o Estado de São Paulo e os reservatórios do Sistema Cantareira retrata o exemplo de como a falta de um dos recursos afeta os diversos usuários (população, indústria e agricultura), além da produção energética. A competição pelo acesso às águas da Bacia do Rio Jaguari exigiu da ANA uma intervenção para garantir o abastecimento hídrico e a produção energética (BELLFIELD, 2015).

A perspectiva proposta pelo nexo objetiva uma abordagem baseada na compreensão da relação que há entre os sistemas que envolvem água, energia e alimentos, proporcionando a consonância entre os setores de forma a integrá-los física, social e politicamente (HOFF, 2011; ALBRECHT; CROOTOF; SCOTT, 2018; DALLA FONTANA *et al.*, 2020). Esta abordagem objetiva também a gestão integrada, tendo em vista a atuação dos entes responsáveis que também estão inseridos na cadeia dos processos que envolvem o uso e a produção desses recursos (NHAMO *et al.*, 2020). Além disso, conforme Lazaro, Giatti e Puppim (2021) a abordagem do nexo é usada como uma ferramenta de gestão e política que oferece maneiras potenciais reais de abordar a mudança climática e modificar trajetórias e resultados de desenvolvimento sustentável. As teorias clássicas de gestão de causalidades lineares e suposições de recursos ilimitados não oferecem mais soluções para nossos problemas atuais, e exigem outras alternativas que possam abordar as causas múltiplas, as interdependências e interconexões dos setores do nexo. Portanto, o pensamento em “silo” de apenas um setor não deve mais ser uma opção, água, energia, e alimentos precisam ser geridos como um sistema (LAZARO *et al.*, 2021).

1.1. JUSTIFICATIVA

Diversas áreas do conhecimento, com destaque para as ciências ambientais, biológicas, sociais e engenharias têm contribuído para o avanço científico dos conceitos que envolvem as relações existentes entre água, energia e alimentos (SARKODIE E OWUSU, 2020).

Os primeiros conceitos ligados ao nexo ganharam destaque no Fórum Econômico Mundial de 2008 (ZHANG, *et al.*, 2018; WEF, 2011), mas foi na Conferência de Bonn, realizada em 2011 na Alemanha, que foram discutidos temas relacionados à segurança hídrica, energética e alimentar, sendo criados os primeiros conceitos para uma abordagem integrada desses setores (DEVEZA, 2019). Hoff (2011), no seu trabalho seminal, apresentou suas impressões acerca da abordagem do nexo como uma perspectiva para o desenvolvimento de uma gestão integrada e baseada na sinergia e interdependência entre os setores.

A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO), em conjunto com o Ministério Federal Alemão de Cooperação e Desenvolvimento Econômico (BMZ) contribuíram para a propagação da perspectiva por meio de materiais desenvolvidos e disponibilizados em plataformas de acesso livre (FAO, 2014a). Mesmo com uma literatura crescente sobre o tema nexo, os estudos revelam que ainda são incipientes os casos práticos, e os desafios na governança, nas tomadas de decisão e políticas integradoras e coerentes. Diversos autores têm colaborado com revisões bibliográficas, bibliométricas e sistemáticas visando apresentar quais são as principais contribuições, conceitos e definições que permeiam a relação entre os setores (ALBRECHT; CROOTOF; SCOTT, 2018; ZHANG *et al.*, 2018; ZHANG *et al.*, 2019; SARKODIE E OWUSU, 2020; ISLAM *et al.*, 2020; ENDO *et al.*, 2020; ZHU *et al.*, 2020).

No Brasil, análises com a temática do nexo foram desenvolvidas aplicando os conceitos para o sistema energético e em bacias hidrográficas (ARROYO, 2018; DEVEZA, 2019; FERREIRA, 2020), produção de cana-de-açúcar e etanol (BELLEZONI *et al.*, 2018), pecuária de corte (SOBROSA NETO, 2018), indicadores ecológicos para a sustentabilidade a longo prazo entre os países que constituem o BRICS (Brasil, Rússia, Índia, China e África do Sul) (OZTURK, 2015), dentre outros.

Dalla Fontana *et al.* (2020) apresentou as principais contribuições científicas no Brasil, destacando lacunas como o investimento em pesquisas que considerem os três pilares do nexo, e não apenas água e energia como na maioria dos estudos realizados no país objetivando a eficiência energética e a otimização para esses setores. Diante do quadro atual de mudanças climáticas e a alta demanda por recursos, ressalta-se a importância no desenvolvimento de pesquisas que envolvam os três setores (ZHANG *et al.*, 2019).

Nos últimos anos, ferramentas voltadas à gestão surgiram visando à integração e melhoria na gestão de recursos, principalmente os hídricos. Modelos visando o suporte à tomada de decisão têm sido utilizados visto que problemas envolvendo o meio ambiente são considerados dinâmicos. Os modelos devem ser capazes de organizar, unificar e simular dados, a fim de obter informações que fornecem aos tomadores de decisão subsídios para a melhoria quanto à regência de políticas e medidas (CASTRO, 2019).

Neste contexto, o Sistema de Avaliação e Planejamento Hídrico (do inglês *Water Evaluation and Planning System – WEAP*) (YATES *et al.*, 2005a), utilizado neste trabalho, surge como uma ferramenta computacional prática desenvolvida pelo *Stockholm Environment Institute* (SEI) capaz de simular e planejar sistemas hídricos integrados. Possibilita a análise de políticas face ao abastecimento e alocação desses recursos, objetivando o manejo correto e sustentável das águas. Com a inserção de informações, é possível que sejam analisados cenários atuais e futuros (por exemplo, cenários de mudanças climáticas ou com variações antrópicas), propondo auxiliar, e não substituir, o tomador de decisão (YATES *et al.*, 2005a; SIEBER; PURKEY, 2015).

As Bacias Hidrográficas dos Rios Chapecó e Cubatão estão localizadas, respectivamente, nas regiões hidrográficas RH2 (Meio Oeste) e RH6 (Baixada Norte) do Estado de Santa Catarina. Apresentam diferentes usos da água, tendo destaque para as atividades do setor terciário, indústria (Cubatão) e agroindústria (Chapecó) (SDS, 2017), abastecimento hídrico (cerca de 75% do município de Joinville é abastecido pelas águas do Rio Cubatão) (ÁGUAS DE JOINVILLE, 2020), e produção energética (a Bacia do Rio Chapecó apresenta atualmente 42 aproveitamentos hidrelétricos em operação, sendo estes Usinas Hidrelétricas (UHEs), Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) e Centrais Geradoras Hidrelétricas (CGHs)) (SIGEL/ANEEL, 2021).

Com relação às chuvas, o a média anual é de 1.900 mm na Bacia do Rio Chapecó (SDS, 2017a), dados do SNIRH/ANA (2016) mostraram que, entre 2003 e 2015, a região apresentou 255 eventos de seca. Na Bacia do Rio Cubatão, dos 2,20 m³/s (50% da Q₉₈) outorgáveis na foz do Rio Cubatão (SILVA, 2019), 2,14 m³/s já estão outorgados, restando apenas 0,064 m³/s outorgáveis (DILL, 2021). Dadas essas problemáticas, torna-se necessária a promoção de novas práticas, assim como a melhoria na gestão dos recursos hídricos nas regiões, diante do interesse dos respectivos setores usuários de água.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

O objetivo geral da pesquisa é estimar cenários futuros de escassez hídrica sob a rationalidade do nexo água-energia-alimentos no contexto de duas bacias hidrográficas (Bacias Hidrográficas dos Rios Chapecó e Cubatão) do Estado de Santa Catarina.

1.2.2 Objetivos Específicos

Os objetivos específicos da pesquisa são:

- Identificar as demandas hídricas representativas das bacias hidrográficas no contexto da pesquisa;
- Identificar questões relativas ao nexo água-energia-alimentos nas bacias estudadas por meio de revisão bibliográfica e análise de dados primários e secundários;
- Apresentar cenários atuais e futuros de demanda hídrica das bacias utilizando o modelo WEAP para o período 2020-2050;
- Medir a sustentabilidade para as interações do nexo com o auxílio de um índice;
- Avaliar os impactos de uma melhor representação dos setores usuários sobre a alocação de água e suas implicações para a gestão de recursos hídricos.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

O crescimento populacional das últimas décadas tem contribuído para o aumento na demanda por recursos naturais. Em 1800, a população mundial compreendia, aproximadamente, 1 bilhão de pessoas (ROSER; RITCHIE; ORTIZ-OSPINA, 2013), e atualmente esse quantitativo é de cerca de 7,7 bilhões de habitantes. Estima-se que até o fim do século, este número alcance a marca dos 11 bilhões segundo a Organização das Nações Unidas (ONU) (ROSER, 2014).

Ainda com relação ao crescimento populacional mundial, destaca-se o processo de urbanização das cidades. Conforme Ritchie e Roser (2018), até 2050 cerca de dois terços da população mundial ocuparão zonas urbanas. Dentre as principais razões destacam-se a busca por melhores oportunidades, além da mudança no estilo de vida das pessoas. E, atrelada a essas necessidades, está a elevação na demanda por recursos naturais, considerados matéria-prima na produção de diversos bens e serviços.

Desta forma, o conceito de desenvolvimento sustentável surgiu como alternativa no combate às problemáticas ambientais contemporâneas. Sua definição, de acordo com o Relatório de Brundtland – Nosso Futuro Comum, é dada pela proposta de “atender às necessidades desta geração sem que haja o comprometimento das futuras gerações” (BRUNDTLAND, 1987).

O relatório ainda afirma que uma das finalidades do desenvolvimento sustentável é garantir necessidades básicas a todos (BRUNDTLAND, 1987). Pressões, superexploração e intervenções antrópicas, são fatores que contribuem para a diminuição ou escassez de recursos. Logo, a busca por medidas que proporcionem uma boa gestão e/ou controle desses recursos são importantes, visto que os sistemas que sustentam o planeta não deveriam ser colocados em risco.

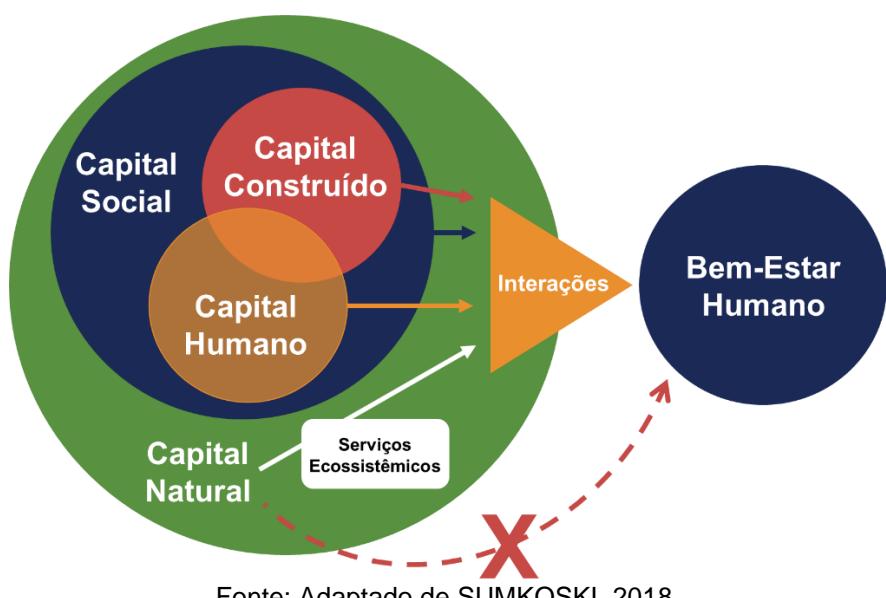
Para a Política Nacional do Meio Ambiente do Brasil, Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, os recursos ambientais (ou naturais) compreendem a atmosfera, as águas interiores, superficiais e subterrâneas, os estuários, o mar territorial, o solo, o subsolo, os elementos da biosfera, a fauna e a flora (BRASIL, 1981). Por meio destes é realizada a maioria das atividades que envolvem a produção de insumos, extraídos

e aplicados a diversas finalidades (abastecimento hídrico humano, agrícola e industrial, produção de alimentos, produtos, combustíveis, medicamentos, dentre outros).

Contudo, além da retirada para a satisfação das necessidades humanas, esses recursos também são responsáveis pela manutenção do equilíbrio ecológico. Com o passar dos anos, diante do aumento da extração, tem-se percebido o início de um processo ligado à sua escassez. O resultado tem sido a falta e o desencadeamento de uma série de conflitos (sociais, políticos e ambientais) entre os entes inseridos no contexto (BARBOSA, 2017).

Para se compreender a dinâmica do fornecimento dos recursos naturais em geral, conceitos como o de funções e serviços ecossistêmicos devem ser analisados. As funções ecossistêmicas são as interações entre os elementos estruturais de um ecossistema (transferências de energia, ciclagem de nutrientes, regulação climática e de gases, e do ciclo hídrico). A união dessas funções dá origem aos chamados serviços ecossistêmicos que, combinados a outros tipos de capital, sejam humanos, sociais ou manufaturados resultam no bem-estar da humanidade e manutenção das atividades econômicas (MAY, 2018; MMA, 2020). A Figura 1 apresenta um diagrama da cadeia de fornecimento desses serviços.

Figura 1 – Interações entre os capitais.



Fonte: Adaptado de SUMKOSKI, 2018.

A retirada acentuada dos recursos naturais compromete diretamente a dinâmica de funções como a regulação climática, de gases atmosféricos e do ciclo

hidrológico, afetando diretamente o fornecimento de serviços como a purificação da água, do ar e a garantia de boas condições do solo para a produção de alimentos. A alta extração compromete o funcionamento dos ecossistemas locais e contribui para o desequilíbrio do meio, ocasionando fenômenos como a seca, o empobrecimento do solo, problemas oriundos das mudanças climáticas, dentre outros (MAY, 2018).

Logo, a análise da interação entre a oferta de recursos naturais em geral, através das funções e serviços, assim como a sua demanda tornou-se de fundamental nos meios científico, acadêmico e político-administrativo, dada a relevância na proposição de medidas que visem a boa gestão e tomada de decisão em relação ao consumo de recursos (FERRAZ *et al.*, 2019), destacando-se a água, elemento presente na maioria das cadeias produtivas.

Quanto à sua classificação e conforme May (2018) e Ferraz *et al.* (2019), os serviços ecossistêmicos são subdivididos em serviços de provisão, regulação, suporte e culturais, conforme o Quadro 1.

Quadro 1 – Tipos e exemplos de serviços ecossistêmicos.

SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	EXEMPLOS
Regulação	Regulação climática, de doenças, biológica, de danos naturais, regulação e purificação da água e polinização.
Provisão (abastecimento)	Alimentos, água, madeira para combustível, fibras, bioquímicos e recursos genéticos.
Culturais	Ecoturismo e recreação, espiritual e religioso, estético e inspiração, educacional, senso de localização e cultural.
Suporte	Formação do solo, produção de oxigênio, ciclagem de nutrientes e produção primária.

Fonte: Adaptado de FERRAZ *et al.*, 2019.

2.2 NEXO ÁGUA-ENERGIA-ALIMENTOS

A demanda por recursos naturais tem desencadeado busca por soluções visando melhorias quanto à sua gestão. Água, energia e alimentos são considerados elementos de extrema importância para a sobrevivência humana, redução da pobreza e desenvolvimento sustentável (FAO, 2014a). Entretanto, o rápido processo de urbanização, unido ao crescimento da economia e à mudança nos padrões de

consumo, vistos nas últimas décadas, tem resultado na pressão quanto à disponibilidade hídrica para o abastecimento populacional, produção energética e alimentícia (SARKODIE; OWUSU, 2020).

De acordo com a Plataforma Nexus (2021), estima-se que até 2050 as demandas globais por água e alimentos aumentarão em 55% e 60%, respectivamente. Além disso, também haverá um aumento de 60% da demanda energética nos próximos dez anos. Sendo assim, percebe-se a pressão causada sobre os sistemas hídrico, energético e alimentar e a necessidade de se desenvolver métodos de gestão que visem a segurança e disponibilidade desses recursos.

O nexo água-energia-alimentos (do inglês, *water-energy-food nexus*) tem se apresentado como uma racionalidade (*nexus thinking*) bastante promissora no gerenciamento dos recursos naturais. Trata-se de uma abordagem conceitual que objetiva compreensão das interconexões existentes entre esses recursos, a fim de subsidiar melhorias para a manutenção e garantia desses. Contudo, como já citado anteriormente, trata-se de um conceito teórico e que ainda não apresenta uma estrutura conceitual comum para a relação entre os três elementos (FAO, 2014b; DALLA FONTANA *et al.*, 2020; SARKODIE; OWUSU, 2020).

Historicamente, o desenvolvimento da pesquisa nexo surgiu diante da necessidade de se compreender as relações existentes entre os setores hídrico, energético e alimentar. Entretanto, a maioria dos eventos e pesquisas realizados concentravam-se apenas na análise de dois dos três recursos. Em 1983, a Universidade das Nações Unidas (UNU) lançou o Programa Nexo Energia-Alimento a fim de reconhecer as relações existentes entre ambos. Após isso, outros entes realizaram conferências, simpósios, reuniões, e pesquisas científicas para o estudo das relações entre alimentos e energia, água e alimentos, água e energia, e até mesmo a inclusão do clima como recurso (ENDO *et al.*, 2017).

As primeiras discussões sobre o nexo com base nos três recursos surgiram no Fórum Econômico Mundial de 2008, através de seus relatórios que abordaram a segurança hídrica, energética e alimentar (WEF, 2011). No entanto, foi em 2011, na Conferência Bonn *Nexus* com título “O Nexo de Segurança Hídrica, Energética e Alimentar – Soluções para a Economia Verde”, realizada em Bonn, Alemanha, que o pesquisador do *Stockholm Environment Institute* (SEI), Holger Hoff, apresentou o documento científico que seria a base para o desenvolvimento da abordagem nexo,

atualmente sendo utilizado como uma das bibliografias mais citadas no campo da pesquisa (WICAKSONO; JEONG; KANG, 2017; ALBRECHT; CROOTOF; SCOTT, 2018).

De acordo com Hoff (2011), a visão nexo é necessária tendo em vista a celeridade do processo de globalização. O crescimento populacional, mudanças climáticas, a alta modificação e exploração do meio têm contribuído para degradação dos ecossistemas, e a deficiência no fornecimento dos serviços ecossistêmicos, levando a crises socioambientais. Sendo assim, percebe-se a complexa relação existente entre esses recursos, e a relevância que há no desenvolvimento de propostas e modelos alternativos de gestão integrada, de forma que sejam criadas e/ou ampliadas as sinergias, e reduzidas as compensações (ou *trade-offs*). Assim, objetivando a “economia verde” e a saída do cenário atual (ou *business as usual*) (HOFF, 2011).

Também é possível observar a abordagem do nexo junto à Agenda 2030 e os Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável (ODS). Com abrangência mundial, trata-se de um plano de ação desenvolvido pela ONU para o desenvolvimento de novas abordagens sustentáveis para os próximos anos. Continuação da Agenda de Desenvolvimento do Milênio, é composta por 169 metas de ação global distribuídas em 17 objetivos (Figura 2) com alcance até 2030, e que visa as áreas econômica, social e ambiental para a garantia da sustentabilidade (ODS, 2015; ONU, 2015).

Figura 2 – 17 Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável.



Fonte: eCycle, 2021.

Conforme a Plataforma Nexus (2021), as discussões que permeiam o nexo visam contribuir, principalmente, o alcance dos ODS 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável), 6 (Água Potável e Saneamento) e 7 (Energia Limpa e Acessível). Entretanto, Benites-Lazaro e Giatti (2021) ainda afirmam que o nexo se trata de uma abordagem transversal com enfoque nos 17 ODS, já que a interação entre água, energia e alimentos apresenta-se bastante interconectada, e se observadas estas interdependências, seus *trade-offs* e suas sinergias podem contribuir ao alcance dos ODS. O Quadro 2 traz a descrição dos ODS que compõem o nexo:

Quadro 2 – ODS contemplados pelo nexo.

OBJETIVO	DESCRIÇÃO
ODS 2 – Fome Zero e Agricultura Sustentável	Acabar com a fome, alcançar a segurança alimentar e melhoria da nutrição e promover a agricultura sustentável.
ODS 6 – Água Potável e Saneamento	Garantir disponibilidade e manejo sustentável da água e saneamento para todos.
ODS 7 – Energia Limpa e Acessível	Garantir acesso à energia barata, confiável, sustentável e renovável para todos.

Fonte: Plataforma Nexus (2021) e ODS Brasil (2021).

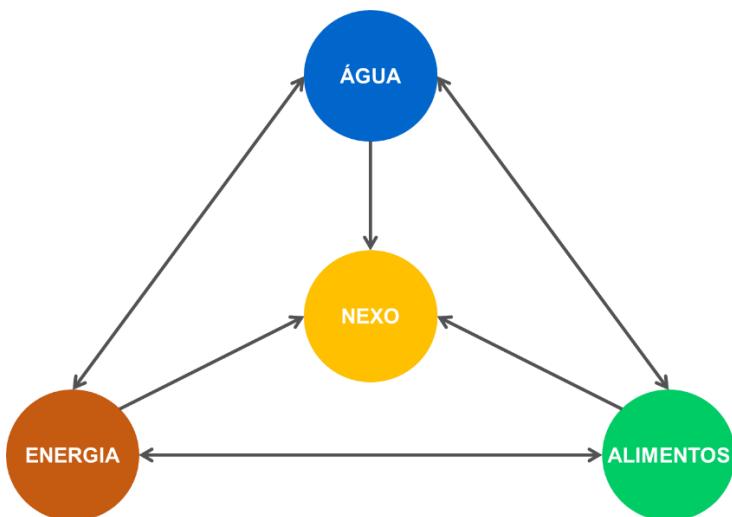
Desta forma, a pesquisa do nexo visa o desenvolvimento práticas, métodos e abordagens que tenham por objetivo o alcance desses ODS, de forma a reduzir a desigualdade, bem como propor segurança dos recursos para esta e para as próximas gerações, corroborando com o objetivo da Agenda 2030.

2.2.1 Interconexões

A temática nexo é caracterizada primariamente pela relação que há entre seus setores. A água está presente em grande parte das atividades que envolvem alimentos e energia, desempenhando um papel central no sustento e estabilidade desses setores (HOFF, 2011; BELLFIELD, 2015). Está presente no processo de produção energética, que juntos caracterizam-se como insumos para a produção de alimentos (irrigação, fertilizantes, pesticidas, dentre outros), que também resultam na produção de bioenergia através da biomassa, por exemplo (WICAKSONO, JEONG E KANG, 2017).

Percebe-se então a cadeia na qual estão inseridos os processos que envolvem estes recursos. Endo *et al.* (2017) afirma que o pensamento nexo lida com o ciclo de vida da água e os outros processos que estão relacionados. Portanto, para o desenvolvimento de medidas que visam à segurança e disponibilidade desses recursos, é necessária a compreensão das inter-relações/interconexões (Figura 3) presentes entre esses setores.

Figura 3 – Disposição do nexo água-energia-alimentos.



Fonte: O autor (2021).

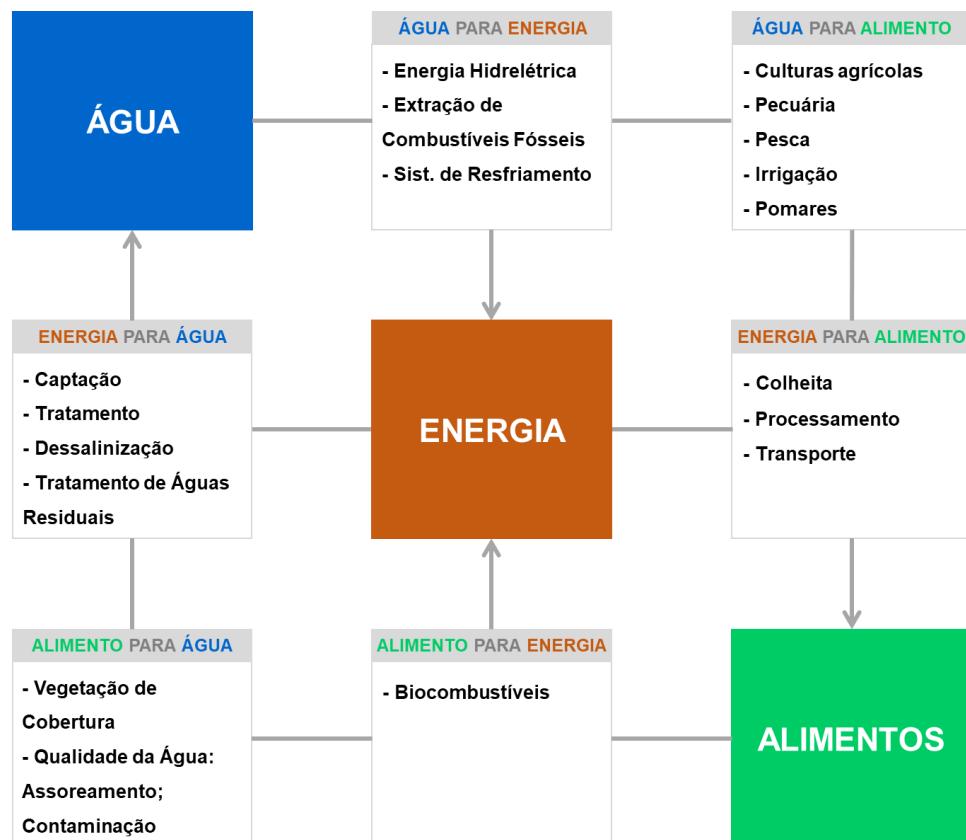
São diversas as interações existentes entre os processos que envolvem a utilização de recursos naturais. Conforme a FAO (2014b), essas ligações geralmente podem advir de fatores externos (alterações demográficas, urbanização, desenvolvimento industrial, agrícola, comércio, avanços na tecnologia, mudanças climáticas) e/ou internos (estruturas e processos ligados à governança, interesses, comportamentos e crenças sociais).

As interconexões devem ser analisadas em todas as suas formas existentes e presentes na natureza. A água apresenta-se no sistema em suas formas superficial, subterrânea e atmosférica. A energia pode ser vista em suas formas elétrica, térmica e biomassa. Já com relação aos alimentos, estes podem ser obtidos através da agricultura, pecuária, aquicultura, além de outras, e todos esses processos envolvem o uso de recursos de forma integrada (DEVEZA, 2019).

A quantificação das interações presentes entre sistemas hídricos, energéticos e alimentares é um passo importante para a modelagem e gerenciamento de soluções

robustas (CHANG *et al.*, 2016). A Figura 4 apresenta, em síntese, as principais as interconexões existentes entre água, energia e alimentos.

Figura 4 – Interconexões existentes entre água, energia e alimentos.



Fonte: Adaptado de BIGGS *et al.*, 2015.

2.2.1.1 Água-Energia

A relação existente entre água e energia é caracterizada principalmente pela geração energética através de seus diversos tipos. De acordo com Chang *et al.* (2016), em uma usina termelétrica, a água é utilizada como insumo de seu sistema de refrigeração. Ainda segundo o autor, cerca de 70% da energia global é produzida em usinas termelétricas, e apesar dos diversos tipos de sistemas de refrigeração (secos e úmidos), os úmidos ainda são os mais utilizados diante da sua eficiência. Nas usinas hidrelétricas, apesar de seu uso não-consuntivo, ou seja, utilizam a água, mas não a consomem, há a perda de água por meio da evaporação em seus reservatórios. Isto significa que, em ambos os casos, há a redução da disponibilidade hídrica do sistema.

Basicamente, esta interconexão está presente em todo o processo de produção de combustíveis fósseis (HOFF, 2011). É vista também na produção de

biocombustíveis (oriundos da cana-de-açúcar, milho e soja, principalmente). Apesar de ser considerada uma fonte alternativa de energia, por reduzir a emissão dos Gases de Efeito Estufa (GEE) e o efeito das mudanças climáticas, o consumo hídrico nem sempre é menor quando comparado com fontes convencionais de combustível (HOFF, 2011; WICAKSONO; JEONG; KANG, 2017).

Segundo Wicaksono, Jeong e Kang (2017), para se produzir 1 litro de etanol oriundo de milho irrigado, são necessários de 190 a 2.260 litros de água. Para se obter 1 litro de biodiesel de origem da soja, são necessários cerca de 9.040 litros de água. Já para a produção de petróleo e gás natural, são necessários de 1 a 10 litros de água para cada gigajoule de energia. A Tabela 1 apresenta a quantidade de água utilizada para a produção dos principais tipos de energia.

Tabela 1 – Consumo hídrico nas etapas de extração e processamento, e transmissão das principais fontes energéticas.

Tipo de Energia	Extração e Processamento	Transmissão Elétrica (Fios)	Transmissão Líquida
	m ³ /GWh	m ³ /GWh	m ³ /GJ
Carvão	Mineração de Superfície	23–220	160–5160
	Mineração Subterrânea	64–870	200–5800 0,12–0,29
Gás	Convencional	4–100	4–4530 0–0,01
Natural	Gás de Xisto	8–800	8–5230 0,04–0,06
Nuclear (Urânio)		50–1250	430–4450 0,03–0,05
Solar	Fotovoltaica	20–800	20–810
	Concentrada	300–640	400–4800
Eólica	Em Terra	~0–35	4–42 -
	No Mar	~0–35	~0–38
Hidrelétrica		1–60	5400–68200
Geotérmica		8–7600	26–2730 -
Oceânica		60–220	60–220
Óleo	Convencional	-	0,01–0,02
	Recuperação	-	0,02–2,52
Biocom- bustível			25–108
Cana-de-açúcar (etanol)	-	9–200	
Milho (etanol)	-	13–23	
Beterraba (etanol)	-	400–574	
Colza (biodiesel)	-	50–394	
Soja (biodiesel)	-		

Fonte: Adaptado de CHANG *et al.*, 2016.

2.2.1.2 Energia-Água

A relação existente entre energia e água está ligada ao uso desta para o provimento de água em geral, através da extração, transporte, tratamento e distribuição aos consumidores finais (WICAKSONO; JEONG; KANG, 2017). No processo de captação e entrega de água tratada, a energia é utilizada desde a captação superficial nos mananciais, bem como no transporte, tratamento nas estações e entrega aos usuários finais. Com relação às águas subterrâneas, a energia é utilizada no processo de bombeamento para a sua retirada e utilização em diversos fins, destacando-se a irrigação que também utiliza da energia para o desenvolvimento dos cultivos.

Além dessas, existem também as fontes de água não convencionais. Tratam-se das águas oriundas do processo de dessalinização de água do mar, além das águas residuais que são tratadas e redistribuídas aos consumidores. Países da região do Oriente Médio e Norte da África (MENA) têm utilizado da dessalinização para obterem o acesso a água (HOFF, 2011). A Tabela 2 apresenta a intensidade energética utilizada para o tratamento de água em suas principais aplicações.

Tabela 2 – Intensidade energética para a produção de água limpa.

Fonte de Água	Intensidade Energética (kWh/m ³)
Lago ou Rio	0,37
Lençóis Freáticos	0,48
Tratamento de Água Poluída	0,62 – 0,87
Reutilização de Águas Residuais	1 – 2,5
Água do Mar	2,58 – 8,5

Fonte: Adaptado de WICAKSONO, JEONG E KANG, 2017.

Chang *et al.* (2016) ainda destacam o uso de energia para o aquecimento de água em contextos urbanos residenciais. A utilização de chuveiros elétricos ou a gás tem sido uma grande fonte de consumo energético e consequentemente aumentado a demanda energética nas cidades. Segundo os autores, nos Estados Unidos, esse consumo tem sido maior que o consumo energético utilizado para o tratamento e abastecimento de água. Esse é considerado um exemplo de que as mudanças no estilo de vida da população têm contribuído para a escassez de recursos.

2.2.1.3 Água-Alimento

Entre água e alimentos, a agricultura é considerada como o setor responsável pelo maior percentual de consumo hídrico. Cerca de 80-90% de água azul (proveniente de rios, lagos e aquíferos, geralmente utilizada na estação seca) e água verde (advinda da precipitação) são utilizadas como insumos em atividades agrícolas. Além disso, setores como a pecuária e aquicultura, também responsáveis pela produção de alimentos, utilizam grandes quantidades de água em suas atividades (HOFF, 2011; FAO, 2014a).

Chang *et al.* (2016) acrescentam que a pegada hídrica (PH) para a pecuária pode ser ainda maior quando relacionada com a agricultura. A Tabela 3 apresenta, a nível global, a pegada hídrica para os principais produtos alimentícios.

Tabela 3 – Pegada Hídrica dos principais tipos de alimentos.

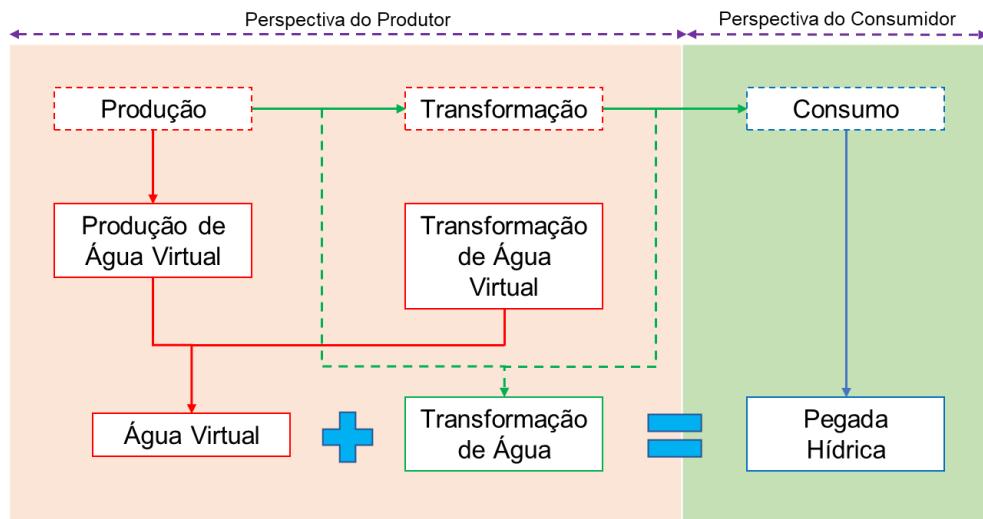
Itens Alimentares	PH por Produto	PH por Fornecimento de
	Alimentar	Energia Alimentar
	m ³ /kg	L/kcal
Cereal	Arroz	1,7
	Trigo	1,8
	Milho	1,2
Produtos de origem animal	Carne	3,8–23,8
	Carne de porco	4,4–12,1
	Carne de frango	1,7–6,7
	Carne de ovelha	5,8–11,3
	Carne de bode	1,6–8,5
	Ovos	1,3–6,0
	Leite	0,5–1,3
	Vegetais	0,2–0,3
Frutas		1,1–1,6
		0,5–1,0
		1,2–2,4
Amendoim	Amendoim	3,1
	Vinho	1,0
	Chá	0,12
	Refrigerantes	0,3–0,6
Bebidas		1,0
		-
		0,7–1,4

Fonte: Adaptado de CHANG *et al.*, 2016.

Deveza (2019) também cita o setor de processamento de alimentos como uma fonte de consumo de água. Wicaksono, Jeong e Kang (2017) apresentam os conceitos

de água virtual e pegada hídrica para exemplificar a questão do consumo na etapa do processamento. A Figura 5 exemplifica os dois tipos de processo.

Figura 5 – Diagrama de Pegada Hídrica no processo de produção de alimentos.



Fonte: Adaptado de WICAKSONO, JEONG E KANG, 2017.

A água virtual está ligada à quantidade de água necessária para a produção de alimentos brutos em produtos alimentícios, enquanto a pegada hídrica é dada pelo somatório entre a água virtual e a água utilizada nos processos de entrega até o consumidor (a quantidade final de água utilizada).

2.2.1.4 Alimento-Água

Uma das principais aplicações que envolve a relação entre alimentos e água é a utilização de determinadas espécies de vegetação como filtro para o tratamento de águas residuais (WICAKSONO; JEONG; KANG, 2017). A utilização das chamadas zonas úmidas (do inglês, *wetlands*) tem sido uma alternativa ao tratamento dessas águas, diminuindo assim a utilização da energia que está envolvida no processo, e consequentemente contribuindo para a toda a cadeia que envolve a produção desse recurso.

Deveza (2019) afirma que nesta interconexão também está inserida a atividade agrícola. Com a utilização excessiva do solo para a produção de alimentos, o uso de pesticidas, fertilizantes, e outros produtos agrícolas entram em contato com a água, que infiltra e polui o solo e as águas subterrâneas. Além disso, o desperdício de

alimentos também está ligado a esta inter-relação, dado que esse fenômeno também reduz da disponibilidade hídrica.

2.2.1.5 Energia-Alimento

Com a mecanização da agricultura e a redução do trabalho braçal, grande parte dos processos agrícolas foram otimizados. Entretanto, à medida em que o setor se modernizava, houve um aumento considerável na utilização de energia, correspondendo a uma demanda de cerca de 30% da disponibilidade global de energia (HOFF, 2011). Além disso, a utilização de fertilizantes, pesticidas e outros insumos também contribuíram para o aumento no consumo energético em geral, assim como a utilização dos maquinários que também emitem GEEs por utilizarem combustíveis fósseis como fonte combustível.

Wicaksono, Jeong e Kang (2017), assim como Sadegui *et al.* (2020), classificam o uso energético na agricultura em duas subcategorias: Energia direta e indireta. Ou seja, àquela demandada pelas sementes, pesticidas, herbicidas, fertilizantes e outros produtos agrícolas (direta); e a demandada pela mão-de-obra, combustível do maquinário, eletricidade, bombeamento da água para irrigação, dentre outras (indireta).

Não apenas a agricultura, mas o setor da pecuária também é um grande consumidor energético. Da fase de criação até a mesa, são consumidos cerca de 75 MJ/kg para a carne bovina, e 35 MJ/kg para o frango, além do consumo energético para os setores de processamento de outros tipos de alimentos (CHANG *et al.*, 2016).

2.2.1.6 Alimento-Energia

Por último, a relação dada entre alimentos e energia é compreendida principalmente pela produção de biocombustíveis. Estes são responsáveis pela redução dos GEEs através da redução do uso de combustíveis fósseis (petróleo, óleo diesel, gás natural). Sendo assim, o etanol, o biodiesel, o biogás são combustíveis oriundos de ingredientes naturais como a cana-de-açúcar, o milho, a soja, o trigo, ou até mesmo resíduos alimentares (WICAKSONO, JEONG E KANG, 2017).

Além disso, a relação entre a produção de biocombustíveis e uso do solo também é vista como uma interconexão entre esses recursos. Então, à medida em que as áreas de cultivo para a produção de biocombustíveis crescem, consequentemente há a diminuição das áreas agrícolas, acarretando em conflitos entre os dois setores e usos competitivos, isto é o uso de terra para produção de alimentos ou produção de energia, como é o caso dos biocombustíveis, que tem acarretado uma série de debates inclusive sobre a segurança alimentar e ameaçando a biodiversidade com o desmatamento de áreas para esse tipo de cultivo (LAZARO et.al., 2021; CHANG *et al.*, 2016).

2.2.2 Envolvimento das partes interessadas

Na prática, uma abordagem nexo torna-se visível quando um de seus recursos é afetado (direta ou indiretamente) ou posto em risco em detrimento de outro. Períodos de enchentes ou secas, ou até mesmo a construção de projetos de infraestrutura como barragens e reservatórios podem comprometer diretamente a segurança e a disponibilidade deste recurso para os usuários (BELLFIELD, 2015). Logo, surge a necessidade de se propor discussões quanto aos impactos gerados por esses fenômenos e intervenções, levando ao diálogo entre as partes interessadas e/ou tomadores de decisão inseridos no contexto.

Tendo em vista o impacto a longo prazo, o desenvolvimento de medidas com base em uma abordagem nexo deve ser realizado a partir de processos que tenham como premissa a inclusão e promoção do engajamento das partes interessadas (FAO, 2014b). No passado, a sustentabilidade ambiental e de recursos era discutida apenas pelos setores técnicos, entretanto, diversas lacunas eram formadas devido à falta de inclusão das partes interessadas no processo (WICAKSONO, JEONG E KANG, 2017).

Bellfield (2015) apresenta um exemplo bastante claro de como um setor pode afetar o interesse de outro. Ainda que a indústria de produção de energia hidrelétrica apoie a segurança energética, essa está ligada às compensações nos setores hídrico e alimentar, pois, a jusante de uma usina existem partes interessadas que usam água como insumo para abastecimento e produção agrícola. Portanto, a inclusão de todos

os setores, da mais alta administração até os setores marginalizados caracteriza o envolvimento das partes interessadas nas discussões do nexo.

Dessa forma, é notória a importância do envolvimento de todas as partes com o objetivo de avaliar as conexões existentes entre os sistemas. A participação de setores ligados à economia, finanças, assim como entes governamentais nas suas diversas escalas territoriais (de bacia hidrográfica, municipal, estadual, nacional, etc.), organizações, agências, concessionárias, assim como organizações (ou instituições) do setor privado (mineradoras, indústrias, empresas de produção energética) torna-se necessária no levantamento de informações e discussões relevantes ligadas aos seus respectivos contextos (FAO, 2014a; FAO, 2014b).

A promoção de abordagens holísticas tem promovido uma visão ampla das necessidades essenciais do nexo. O desenvolvimento de intervenções colaborativas proporciona aos formuladores de políticas e tomadores de decisão subsídios para a avaliação do contexto e desenvolvimento de soluções para a garantia da segurança hídrica, energética e alimentar, assim como a sua conexão. A integração entre a ciência e a política é considerada um fator de extrema importância para difusão das melhores práticas quanto à sua viabilidade (ALBRECHT; CROOTOF; SCOTT, 2018).

Conforme afirma a FAO (2014b), o diálogo entre as partes interessadas é importante por:

- Reunir e envolver os diversos atores e níveis de governança;
- Desenvolver uma compreensão compartilhada nos diferentes níveis em que as intervenções serão aplicadas, garantindo que estas estejam de acordo com contexto e prioridades a nível nacional;
- Vincular o processo de tomada de decisão contínuo e emergente;
- Impulsionar as etapas de avaliação para que estas tornem-se ações, atribuindo senso de responsabilidade, liderança e propriedade recíprocos.

Modelos inovadores têm sido desenvolvidos com o propósito de analisar e compreender as interconexões entre água, energia e alimentos. Modelos físicos combinados com a análise de cenários tem se destacado como uma ferramenta de suporte na tomada de decisão. Através da inserção de diferentes políticas e medidas de intervenção físicas e econômicas, é possível o desenvolvimento de soluções mais

robustas a partir do diálogo entre os atores interessados (ALBRECHT; CROOTOF; SCOTT, 2018).

A governança está intrinsecamente ligada aos interesses dos setores contemplados pelo nexo. Lazaro *et al.* (2021), ao propor um modelo de análise qualitativa para as dinâmicas de política e governança no contexto do nexo água-energia-alimentos para o setor de biocombustíveis, destacou que a temática da governança ainda não é abordada com a sua devida importância nas pesquisas científicas, nem na prática nas políticas. A maioria considera a governança visando apenas um único setor, deixando de lado os outros e consequentemente desconsiderando as conexões existentes.

2.3 GESTÃO, PLANEJAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E GOVERNANÇA

A disponibilidade da água é imprescindível para a satisfação das necessidades humanas e manutenção ambiental. Além disso, é sinônimo de desenvolvimento econômico e social, dada as diversas aplicações que os recursos hídricos trazem para a ascensão local (produção agrícola, industrial, pesca, produção energética, transporte, dentre outras). Entretanto, com o processo de antropização visto nas últimas décadas, o ciclo hidrológico, principal fonte para a oferta de água, tem sido afetado, resultando em alterações quanto à sua quantidade e qualidade (GOMES; BARBIERI, 2004).

A gestão de águas pode ser definida como o conjunto de ações que são estruturadas e organizadas com a participação da sociedade para o controle e regulamentação do uso dos recursos hídricos, visando a sua disponibilidade para essa e para as próximas gerações (ANA, 2017). Entretanto, abordagens tecnocráticas, mecanicistas e centralizadas têm sido a base para a gestão hídrica, desconsiderando, na maioria das vezes, a dinâmica humana e dos ecossistemas existentes (MAY, 2018).

Atividades como a alta produção industrial, energética, agrícola, assim como a demanda populacional e emissões atmosféricas têm afetado a disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos, além do aumento da temperatura global, desencadeando uma crise ambiental mundial na qual a água é o elemento central (SILVA, 2015). Logo, instituições que regulamentam a gestão desses recursos têm

visto a necessidade de desenvolver abordagens que se adaptem e busquem tomadas de decisão mais assertivas e integradas (MAY, 2018).

A governança das águas é definida como sendo um sistema político, social, econômico e administrativo montado para diretamente ou indiretamente influenciar os usos, o desenvolvimento e a gestão integrada de recursos hídricos, bem como garantir a oferta de serviços e produtos diretamente ligados aos recursos para a sociedade (PINTO-COELHO, 2016, p.181).

Em recursos hídricos, conceitos como gestão e governança, na maioria das vezes, têm sido utilizados de forma análoga. Contudo, tratam-se de ideias distintas. A gestão está ligada às atividades que envolvem análise, monitoramento, desenvolvimento e implementação de medidas para a manutenção hídrica, enquanto que a governança considera os diferentes entes inseridos no contexto, de forma que sejam desenvolvidas e implementadas políticas e instrumentos tendo em vista as diferentes interações entre os sistemas regulatórios e seus diferentes níveis (MAY, 2018). Sendo assim, uma gestão hídrica integrada é desenvolvida a partir de um processo de governança adequado.

2.3.1 Gestão de águas no Brasil

Historicamente, a primeira lei elaborada para a gestão das águas no Brasil foi o Decreto Federal nº 24.643 de 10 de julho de 1934 (Código das Águas). Posteriormente, com desencadeamento dos processos de urbanização e industrialização, consequentemente iniciaram-se os conflitos pelo seu uso, impulsionando assim a elaboração de novos mecanismos para a gestão e planejamento hídrico no país (ANA, 2017).

Na Constituição Federal de 1988, a água é definida como bem público, sendo de domínio Federal e Estadual os corpos d'água. Aqueles que banham um ou mais estados, e/ou servem como fronteira entre países, são bens de domínio Federal. Já os de domínio Estadual são os corpos que nascem e têm sua foz dentro do território Estadual, e as águas subterrâneas. Além disso, a constituição ainda recomenda que seja instituído um sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e que sejam definidos critérios de outorga e direito de uso (BRASIL, 1988).

Sendo assim, influenciada pela Carta de Foz do Iguaçu de 1989, e pela Política Paulista de Recursos Hídricos (Lei Estadual nº 7.663 de 30 de dezembro de 1991), foi

instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), definida conforme a lei nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997, também denominada “Lei das Águas”. Foi a partir dessa que o Brasil avançou quanto às questões relacionadas à gestão de recursos hídricos (MAY, 2018; ANA, 2017).

Para a PNRH, aspectos como quantidade e qualidade das águas não devem ser dissociados. Além do mais, aspectos geográficos, socioeconômicos, de planejamento em seus diferentes níveis (regional, estadual ou nacional), questões ligadas à gestão ambiental, de uso do solo, zonas costeiras e sistemas estuarinos também devem ser consideradas (ANA, 2017).

Quanto aos seus fundamentos, a PNRH destaca que a água é um bem de domínio público, finito e dotado de valor econômico; a bacia hidrográfica é a unidade territorial de gestão para a implementação da política, devendo propor o seu uso múltiplo, ser descentralizada e contar com a participação dos entes envolvidos (poder público, usuários e comunidades); e, em situações de escassez, a prioridade deverá ser o consumo humano e a dessedentação de animais (BRASIL, 1997).

Dentre os objetivos, destacam-se a garantia de disponibilidade hídrica, em quantidade e qualidade, para esta e próximas gerações; a utilização racional e integrada dos recursos; a prevenção e defesa contra eventos hidrológicos extremos; e o incentivo e promoção ao aproveitamento das águas pluviais. Quanto aos instrumentos, a PNRH aponta o enquadramento dos corpos hídricos em classes segundo os usos; a outorga de direitos e cobrança pelo uso dos recursos hídricos; a compensação aos municípios; e o Sistema de Informações de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

Os planos de recursos hídricos objetivam, em uma visão a longo prazo, a efetivação da PNRH e o gerenciamento dos recursos hídricos. O enquadramento dos corpos de água em classes visa garantir e reduzir, respectivamente, a qualidade das águas e os custos de combate à sua poluição. A outorga dos direitos de uso visa certificar o controle, em quantidade e qualidade, assim como o uso efetivo dos direitos de acesso à água. A cobrança pelo uso tem como objetivo reconhecer o valor da água, incentivar o seu uso racional e consciente, além de captar recursos financeiros para a implementação das iniciativas propostas nos planos de recursos hídricos. Por último, o sistema de informações de recursos hídricos contempla a coleta, armazenamento e recuperação de dados de recursos hídricos (BRASIL, 1997).

Quanto à gestão dos recursos hídricos e implementação dos instrumentos da PNRH, através do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), foi instituída, por meio da Lei nº 9.984 de 17 de julho de 2000, a criação da Agência Nacional de Águas (ANA), órgão esse que, junto aos outros 27 órgãos estaduais de recursos hídricos, são responsáveis pela gestão das águas do país de forma integrada (ANA, 2017).

No SINGREH, as instituições que o integram possuem diferentes funções e naturezas jurídicas, podendo ser deliberativas (Conselhos de Recursos Hídricos e Comitês de Bacias) ou operacionais (Órgãos Gestores e Agências de Águas). A nível nacional, fazem parte deste o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), a Secretaria de Recursos Hídricos e Ambientes Urbanos (SRHU) do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e a Agência Nacional de Águas (ANA). A nível estadual, os Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos (CERH), os governos e órgãos e/ou entidades estaduais ligados à gestão de recursos hídricos, bem como os Comitês de Bacias e Agências de Águas (ANA, 2017; ARROYO, 2018).

2.3.2 Gestão de águas em Santa Catarina

O Estado de Santa Catarina apresenta um vasto arcabouço legal quanto à gestão de seus recursos hídricos. O primeiro instrumento normativo foi o enquadramento dos cursos d'água do Estado, realizado em 1979 com a Portaria nº 024. Em sequência, o Decreto nº 14.250 de 05 de junho de 1981 estabeleceu a classificação das águas do Estado e seus padrões de qualidade (SANTA CATARINA, 1981; PEREIRA, 2005).

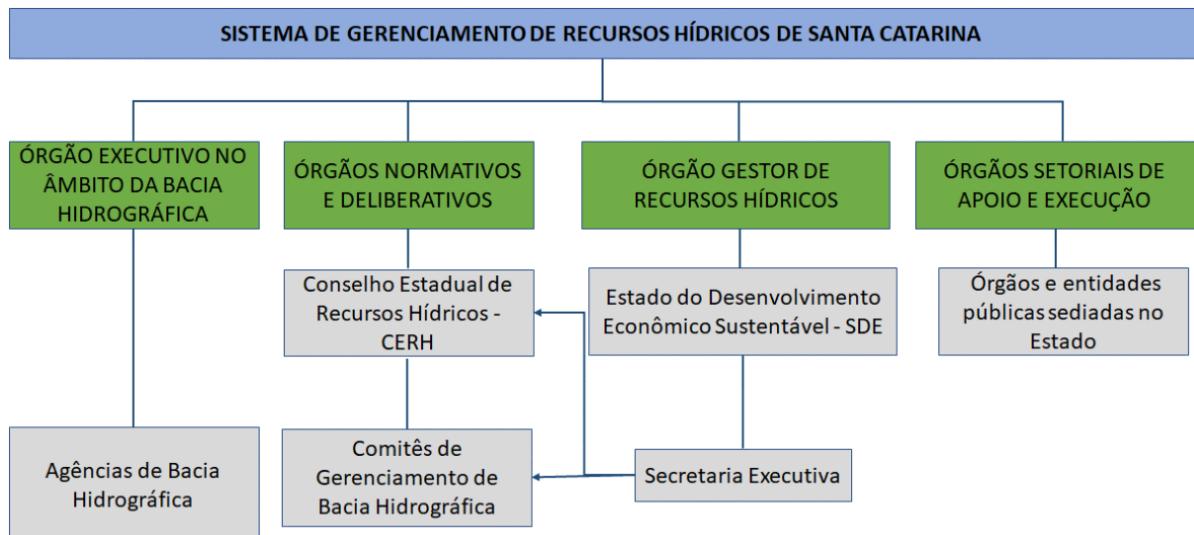
Com a Lei nº 6.739 de 16 de dezembro de 1985 foi criado o Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH), e posteriormente, alterações foram realizadas nesta com as Leis nº 8.360 de 26 de setembro de 1991 e nº 10.644 de 07 de janeiro de 1998 (TRINDADE, 2016). A Lei nº 9.022 de 6 de maio de 1993 instituiu o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e em seguida, em 1994, antes da promulgação da PNRH (1997), através da Lei nº 9.748 de 30 de novembro de 1994, foi instituída a Política Estadual de Recursos Hídricos (PERH).

Os fundamentos e objetivos apresentados na PERH coincidem aos também abordados pela PNRH. Quanto aos instrumentos, a PERH cita apenas a outorga de

direito de uso dos recursos hídricos (SANTA CATARINA, 1994). Trindade (2016) afirma que os outros instrumentos contidos na PNRH (planos de recursos hídricos, o enquadramento dos corpos d'água em classes, a cobrança pelo uso, a compensação aos municípios e os sistemas de informações) não são tratados na PERH como de gestão.

Mais tarde, foi publicada a Lei nº 15.249 de 3 de agosto de 2010, que trata da efetivação da PERH e formulação e atualização do Plano Estadual de Recursos Hídricos, que agrupou a sociedade civil, órgãos e entidades estaduais e municipais intervenientes no planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos (ANA, 2019). A Figura 6 apresenta a estrutura do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Figura 6 – Estrutura do Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos.



Fonte: ANA, 2019.

O sistema é formado por um órgão de orientação superior, o CERH, responsável por estabelecer as diretrizes da PERH; um órgão central, a Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico e Sustentável (SDS), encarregada pela elaboração e execução da PERH em consonância com a gestão ambiental; pelos comitês de gerenciamento e agências de bacias hidrográficas, responsáveis, respectivamente, pela organização das atividades dos entes públicos e privados a nível de bacia, e suporte técnico e administrativo aos comitês de gerenciamento; e órgãos e entidades públicas com sede no Estado, com a finalidade de executar

atividades ligadas à preservação e recuperação dos recursos hídricos (TRINDADE, 2016; ANA, 2019).

A PERH fixou a criação dos comitês de bacias hidrográficas, responsáveis pela atuação comunitária dentro da bacia por meio de representantes dos usuários de água, da população da bacia e dos diversos órgãos da administração federal e estadual. Quanto à composição do comitê, esta está distribuída da seguinte forma: 40% de representantes dos usuários de água, 40% da população da bacia e 20% dos órgãos ligados aos governos federal e estadual (SANTA CATARINA, 1994).

Conforme a Figura 7, atualmente existem 16 comitês de bacias hidrográficas no Estado de Santa Catarina, sendo estes: do Rio das Antas, Bacias Contíguas e Afluentes Catarinenses do Rio Peperi-Guaçu; das Bacias Hidrográficas do Complexo Hidrológico da Baía da Babitonga e Bacias Contíguas; do Rio Camboriú; do Rio Canoas; do Rio Canoinhas; do Rio Chapecó, Rio Irani e Bacias Contíguas; do Rio Cubatão, Rio da Madre e Bacias Contíguas; do Rio Itajaí; do Rio Itapocu e Bacias Contíguas; do Rio Jacutinga e Bacias Contíguas; do Rio do Peixe e Bacias Contíguas; do Rio Tijucas; do Rio Timbó; do Rio Tubarão e Complexo Lagunar; e do Rio Urussanga (ANA, 2019; SIRHESC, 2021).

Figura 7 – Comitês de Bacias Hidrográficas do Estado de Santa Catarina.



Fonte: ANA, 2019.

Aos comitês, competem as atribuições de elaboração e aprovação do plano de bacia hidrográfica, assim como sua implementação; aprovação de programas de

investimentos em serviços e obras para a bacia; promover a cooperação e a compatibilização dos interesses entre os usuários de água, de forma que eventuais conflitos sejam minimizados; a realização de estudos visando o estabelecimento das prioridades em serviços e obras visando a coletividade, dentre outros (SANTA CATARINA, 1994).

2.4 WATER EVALUATION AND PLANNING SYSTEM – WEAP

O Sistema de Avaliação e Planejamento Hídrico, ou WEAP, é uma ferramenta computacional de gestão integrada de recursos hídricos. Com ela, é possível a associar os processos hidrológicos físicos à gestão de demandas e à infraestrutura instalada, assim como a projetar e analisar de múltiplos cenários que envolvem mudanças climáticas, regulação, infraestrutura disponível, ecossistema e ações antrópicas (modificação no uso e ocupação do solo, demandas populacionais, agrícolas e industriais, relacionadas à operação, dentre outras) na bacia hidrográfica ao longo do tempo (YATES *et al.*, 2005a; YATES *et al.*, 2005b).

Conforme Olivos (2017) e Castro (2019), com a utilização do WEAP é possível que sejam adotadas as respectivas políticas vigentes no contexto local, ou seja, além de simular o sistema hídrico local, também é possível incorporar medidas de gestão características de determinada área de estudo. Com isso, é possível realizar uma simulação mais próxima da realidade local, o que o caracteriza como um modelo de suporte à gestão, dado que os resultados derivam das escolhas realizadas pelo planejador a partir das prioridades e preferências adotadas nas diferentes simulações e cenários.

O WEAP foi desenvolvido em 1988 objetivando ser uma ferramenta flexível, integrada e transparente na avaliação da sustentabilidade e gestão hídrica. Em 1989, o *Stockholm Environment Institute* (SEI) aplicou-o em um estudo na região do Mar de Aral, na Ásia Central. Mais tarde, uma de suas bases em Boston (SEI-Boston) continuou com seu o desenvolvimento, sendo aplicado em diversos países e bacias hidrográficas (SIEBER; PURKEY, 2015).

Diversos autores têm utilizado o WEAP como ferramenta na gestão e planejamento de recursos hídricos. Omar e Moussa (2016) desenvolveram um modelo de gestão hídrica para a região da bacia do Rio Nilo, no Egito, desenvolvendo cenários

de disponibilidade hídrica até o ano de 2025 através da ferramenta. Na China, Kou *et al.* (2018) também a utilizaram para a análise de disponibilidade hídrica face ao grande desenvolvimento da região.

Relacionando a abordagem do nexo água-energia-alimentos, Guan *et al.* (2019) apresentaram um modelo de gestão e alocação para a região de Phoenix, Arizona-EUA, com o objetivo de analisar as interações entre os sistemas hídrico, energético e alimentar, diante do alto crescimento populacional dos últimos anos. Foram desenvolvidos cenários para o período de 2010-2069, e a partir dos resultados foram propostas medidas objetivando a segurança e o uso sustentável dos recursos locais. Um Índice de Sustentabilidade (IS) foi desenvolvido com o objetivo de analisar e comparar as interconexões entre os setores para cada cenário a fim de analisar por meio deste qual o cenário mais sustentável dentre os desenvolvidos.

No Brasil, Vieira e Sandoval-Solis (2018) utilizaram o WEAP para o planejamento da bacia hidrográfica do Rio Verde Grande, afluente localizado na margem leste do Rio São Francisco. Também foram desenvolvidos cenários, sendo estes compostos por intervenções no abastecimento de água através da importação, e a partir disso foi desenvolvido um Índice de Sustentabilidade para a análise de avaliação e desempenho dos respectivos cenários.

2.4.1 Estrutura do modelo

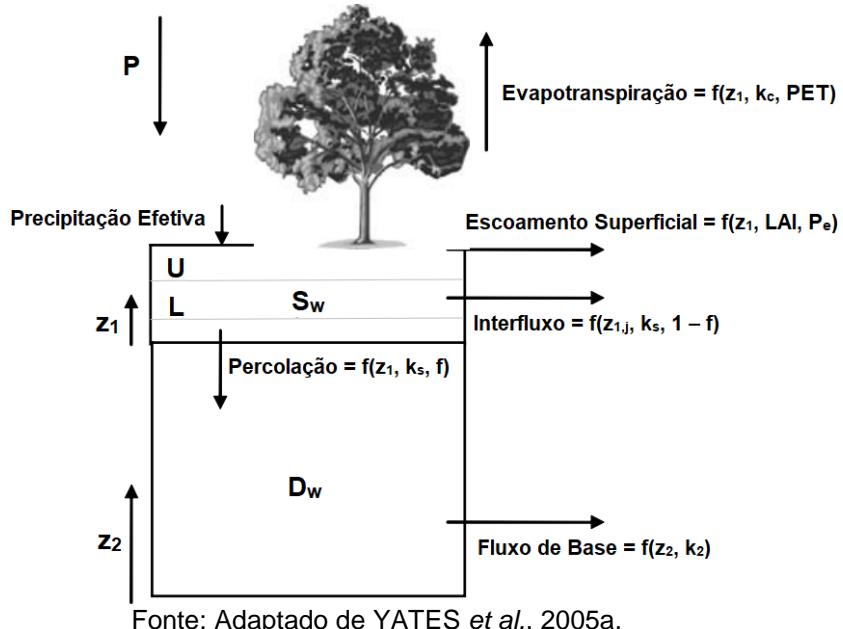
Para a simulação do sistema, são necessários dados de entrada relativos a aspectos hidrológicos, físicos e institucionais da área de estudo (CASTRO, 2019). Logo, para a reprodução de uma bacia hidrográfica, o WEAP utiliza métodos para a simulação de processos como evapotranspiração, escoamento superficial, subterrâneo e percolação profunda. A plataforma dispõe de cinco métodos, sendo o da Umidade do Solo (*Soil Moisture Method*) o mais completo e abrangente por representar a bacia com duas camadas de solo, permitindo a caracterização do seu uso no processo hidrológico (AMATO, 2006; SIEBER; PURKEY, 2015).

Trata-se de um algoritmo unidimensional que simula o solo através de duas camadas (também denominadas armazéns ou baldes). Por meio de funções empíricas, os processos são descritos permitindo a caracterização dos usos e classes do solo no escoamento superficial e recarga de águas subterrâneas. Uma bacia

hidrográfica pode ser partitionada em N áreas que representam os diferentes usos e tipos de solo, onde o balanço hídrico é calculado para cada uma dessas unidades considerando o clima como uniforme (YATES *et al.*, 2005a; SIEBER; PURKEY, 2015).

O balanço hídrico (Figura 8), conforme Yates *et al.* (2005a), Yates *et al.* (2005b) e Sieber e Purkey (2015) é calculado a partir da Equação 1.

Figura 8 – Estrutura do Modelo de Umidade do Solo para uma área de solo j.



Fonte: Adaptado de YATES *et al.*, 2005a.

$$Rd_j \frac{dz_{1,j}}{dt} = P_e(t) - PET(t)k_{c,j}(t) \left(\frac{5z_{1,j} - 2z_{1,j}^2}{3} \right) - P_e(t)z_{1,j}^{RRF_j} - f_j k_{s,j} z_{1,j}^2 - (1 - f_j) k_{s,j} z_{1,j}^2 \quad (1)$$

onde $z_{1,j}$ é o armazenamento relativo de água no solo, dado como a fração do armazenamento efetivo total na zona radicular, variando entre 0 e 1, sendo 0 o ponto de murcha permanente e 1 a capacidade de campo; Rd_j é o armazenamento efetivo total da camada superior, dado pela estimativa da profundidade da zona de raízes (retenção de água no solo) para cada região j (fração de cobertura do solo) da bacia; P_e é a precipitação efetiva; PET é a evapotranspiração potencial de referência, obtida através da equação de Penman-Montieth; $k_{c,j}$ é o coeficiente de cultura/safra para cada cobertura de solo j; RRF_j representa o coeficiente de escoamento de superfície para uma porção j de solo, quanto menor esse índice, maior a resposta de escoamento superficial; $k_{s,j}$ é uma estimativa para a condutividade superior de armazenamento; f_j

é um parâmetro relacionado ao tipo e cobertura do solo, bem como a sua topografia, separando a água horizontalmente (f_j), ou verticalmente ($1 - f_j$).

Não havendo a interação, através de uma ligação de fluxo de retorno, entre águas superficiais e subterrâneas, o fluxo de base para a segunda camada de solo é calculado de acordo com a Equação 2:

$$S_{max} \frac{dz_2}{dt} = \left(\sum_{j=1}^N (1 - f_j) k_{s,j} z_{1,j}^2 \right) - k_{s2} z_2^2 \quad (2)$$

onde S_{max} é a percolação profunda advinda do armazenamento da camada superior (Equação 1); K_{s2} é a condutividade saturada do armazenamento inferior, atribuído para toda a bacia hidrográfica; Z_2 , assim como Z_1 da Equação 1, é o armazenamento relativo de água no solo para a camada inferior, também variando entre 0 e 1.

Caso contrário, havendo a interação entre águas superficiais e subterrâneas (aquéfero aluvial), o segundo termo da Equação 2 é desconsiderado, e a recarga R para o aquífero é dada pela Equação 3:

$$R = \sum_{j=1}^N A_j (1 - f_j) k_{s,j} z_{1,j}^2 \quad (3)$$

onde A é a área de contribuição da unidade j da bacia hidrográfica.

2.4.2 Interações entre águas superficiais e subterrâneas

Em bacias hidrográficas, águas superficiais e subterrâneas geralmente são ligadas hidráulicamente. Um rio pode contribuir tanto para a recarga de um lençol freático, ou vice-e-versa, dependendo do nível do aquífero. Dentre as fontes de recarga, destacam-se a precipitação e parcela de água não absorvida pelas culturas durante a irrigação (YATES *et al.*, 2005a; SIEBER; PURKEY, 2015).

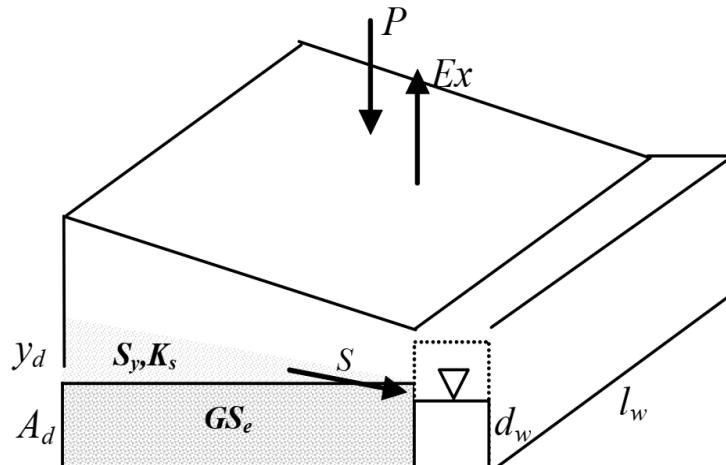
Com o WEAP, é possível simular essa interação através do módulo de águas subterrâneas, permitindo a transferência dinâmica entre a água de um aquífero

(assumido como uma cunha simétrica ao rio) e a fonte de água superficial, ou através do método da umidade do solo, ligando um nó de bacia hidrográfica a um nó de águas subterrâneas (YATES *et al.*, 2005a). Primeiramente, utiliza-se da suposição de que o lençol freático está em equilíbrio com o rio, sendo o armazenamento total de água subterrânea dado pela Equação 4:

$$GS_e = h_d \cdot l_w \cdot A_d \cdot S_y \quad (4)$$

onde GS_e é o armazenamento total de água (m^3); h_d é a distância horizontal que se estende ao longo do rio (m); l_w , é o comprimento molhado entre o aquífero e o rio (m); A_d é a profundidade do aquífero em equilíbrio; e S_y é o rendimento específico do aquífero. A Figura 9 traz uma representação da interação existente entre águas superficiais e subterrâneas no WEAP.

Figura 9 – Representação esquemática da interação entre aquífero e rio.



Fonte: YATES *et al.*, 2005a.

y_d é dado como uma estimativa da altura acima do aquífero ou abaixo da altura de armazenamento de equilíbrio. Sendo assim, o armazenamento inicial do aquífero para $t=0$ é dado pela Equação 5:

$$GS(0) = GS_e + (y_d \cdot h_d \cdot l_w \cdot S_y) \quad (5)$$

A altura vertical do aquífero localizada acima ou abaixo da posição de equilíbrio é representada pela Equação 6:

$$y_d = \frac{GS - GS_e}{h_d \cdot l_w \cdot S_y} \quad (6)$$

À medida em que o nível do aquífero se eleva em relação ao canal do rio, maior será a infiltração para o último. Consequentemente, se esse nível diminuir, maior será a perda de água do rio para o aquífero. Diante disso, a infiltração total S para os lados do rio é definida pela Equação 7:

$$S = 2 \left(K_s \cdot \frac{y_d}{h_d} \right) \cdot l_w \cdot d_w \quad (7)$$

onde K_s é uma estimativa para a condutividade hidráulica saturada do aquífero; d_w é uma estimativa para a profundidade molhada do rio, assumindo-se que não varia no tempo.

A profundidade molhada, somada ao comprimento molhado aproxima-se da área onde ocorre a infiltração. Sendo assim, a condutividade hidráulica saturada controla a parcela de água que se move ao longo da área de infiltração. E, uma vez estimada essa infiltração, o armazenamento de água subterrânea ao fim da etapa de tempo atual é dado pela Equação 8:

$$GS_{(i)} = GS_{(i-1)} + 0,5(R - E - S) \quad (8)$$

onde E é dado pela extração do aquífero para o suprimento da demanda; e R é a recarga advinda da precipitação.

2.4.3 Demandas hídricas

No WEAP, as demandas são calculadas a partir de informações econômicas, demográficas e de uso da água para o cálculo do consumo ao longo do tempo nos variados setores da economia em uma simulação. Além disso, a ferramenta também permite a discretização de estruturas de demanda em geral, desde as mais agregadas, até as desagregadas. Essas estruturas geralmente compreendem os setores (residencial, agrícola, industrial), o que ao final permite que seja determinada a necessidade de água para cada setor (SIEBER; PURKEY, 2015).

Esta etapa é considerada de grande importância para a análise de planejamento hídrico integrado com o auxílio da ferramenta pois, após todos os cálculos, é determinada a entrega final em cada nó de demanda, tendo em vista as prioridades definidas pelo usuário no papel de planejador. Quanto à estrutura dos dados, estes podem ser adaptados com base na sua disponibilidade, tipos de análise e unidades a serem adotadas. Com isso, os níveis de atividade são multiplicados pelas taxas de uso de água em cada setor, permitindo também projeções futuras do uso do recurso através do módulo de cenários (YATES *et al.*, 2005a).

Quanto aos métodos de cálculo de demanda, Sieber e Purkey (2015) afirmam que existem diversas opções de inserção de informações e cálculo desta no WEAP, podendo variar mensal ou anualmente com variação mensal. Para isso, são necessários dados como nível de atividade (por exemplo, número de habitantes de uma localidade) e taxa de uso de água referente a esse nível de atividade. Quanto à variação mensal, essa pode ser dada por uma expressão definida pelo usuário que pondera o respectivo nível de atividade, variando assim a demanda em diferentes períodos.

2.4.4 Reservatórios

No WEAP, reservatórios podem ser configurados para o armazenamento de águas advindas do módulo de hidrologia física (item 2.4.1.1), ou a partir de informações definidas pelo usuário (séries temporais de fluxo). A sua operação é determinada a partir da quantidade de água disponível para suprimento das necessidades à jusante, geração de energia hidrelétrica, requisitos de controle de inundação, dentre outras demandas (YATES *et al.*, 2005). A Figura 10 apresenta as zonas de operação para um reservatório no software.

Figura 10 – Zonas de operação de um reservatório no WEAP.



Fonte: Adaptado de SIEBER E PURKEY, 2015.

Um reservatório é composto por 4 zonas (zonas de controle de inundação, conservação, amortecimento ou reserva, e inativa). As zonas de conservação e amortecimento, juntas, constituem o armazenamento ativo do reservatório. O WEAP garante que a zona de controle de inundação sempre esteja vazia, não excedendo assim o nível de conservação. Além disso, a ferramenta permite que a água contida na zona de conservação seja liberada livremente para o suprimento das demandas em geral. Contudo, ao atingir o nível de amortecimento, a liberação passa a ser controlada por meio do coeficiente de buffer (bc), permitindo um melhor gerenciamento do recurso em tempos de escassez (SIEBER; PURKEY, 2015).

2.5 INDICADORES DE SUSTENTABILIDADE

Visando o desenvolvimento e promoção de medidas na gestão de recursos hídricos, Goharian *et al.* (2016) afirmam que pesquisadores e tomadores de decisão têm utilizado abordagens e métricas objetivando a avaliação e desempenho de sistemas. Ainda segundo os autores, os tomadores de decisão, baseados em variáveis como o crescimento populacional, urbanização, mudanças climáticas, qualidade da água e infraestrutura de abastecimento têm visto a necessidade de utilizarem-se de abordagens integradas para a análise dos sistemas hídricos em geral.

Para o alcance da sustentabilidade, todas as partes que integram o sistema devem estar em equilíbrio (SANDOVAL-SOLIS; MCKINNEY; LOUCKS, 2011). Sendo

assim, com o enfoque na redução da vulnerabilidade de recursos hídricos, países têm utilizado abordagens baseadas em cenários para a adaptação e melhoria na sua gestão (VIEIRA; SANDOVAL-SOLIS, 2018). A aplicação de um Índice de Sustentabilidade (IS) permite ao tomador de decisão, através da criação e variação de cenários, mensurar e promover a melhoria no processo de gestão (DAHER; MOHTAR, 2015).

Castro (2019) afirma que no Brasil não há a utilização de indicadores por parte dos gestores na gestão de recursos hídricos. A autora ainda afirma que a maioria dos estudos a nível nacional focam na infraestrutura hídrica como forma de aumento na disponibilidade hídrica, negligenciando ferramentas que possam descrever as consequências oriundas das escolhas baseadas em cenários futuros.

É destacado o estudo realizado por Vieira e Sandoval-Solis (2018), que avaliou a disponibilidade hídrica para a bacia hidrográfica do Rio Verde Grande, importante afluente localizado à margem leste do Rio São Francisco. Segundo os autores, o uso de índices permite que uma política, proposta ou ação determinada em um cenário futuro seja avaliada quanto à sua sustentabilidade, permitindo ao tomador de decisão a análise da capacidade adaptativa das ações aplicadas.

Empregando a abordagem do nexo água-energia-alimentos, destacam-se os estudos realizados por Momblanch *et al.* (2018) nas bacias dos rios Beas e Sutlej, na região do Himalaia, e Guan *et al.* (2020) que, com base na abordagem de Daher e Mohtar (2015) e DAHER *et al.* (2019), desenvolveu um índice de sustentabilidade para a região metropolitana de Phoenix, no Arizona-EUA, analisando as interações entre os sistemas hídrico, energético e alimentar para a região de estudo.

Para Daher e Mohtar (2015), as análises de sustentabilidade devem ser realizadas com base nas especificidades da área de estudo, podendo variar de uma região para a outra. Um Índice de Sustentabilidade (IS) pode ser calculado a partir de duas etapas, sendo a primeira a criação do índice de recursos, apresentado conforme a Equação 9:

$$IR = \frac{R_i}{R_a} \quad (9)$$

onde IR é o índice para o recurso analisado; R_i é a quantidade de recursos necessários por cenário; e R_a é a capacidade/límite permitido do recurso. $IR > 1,0$ são menos prováveis de serem adotados.

A segunda etapa é dada pela identificação de um coeficiente de importância para o recurso, conforme a necessidade de melhoria e/ou modificação quanto à sua manutenção e disponibilidade em um dado cenário. Quanto menor o coeficiente de importância, menos importante será o parâmetro analisado. Um IS, para um cenário envolvendo o nexo água-energia-alimentos, pode ser calculado conforme a Equação 10 (DAHER; MOHTAR, 2015):

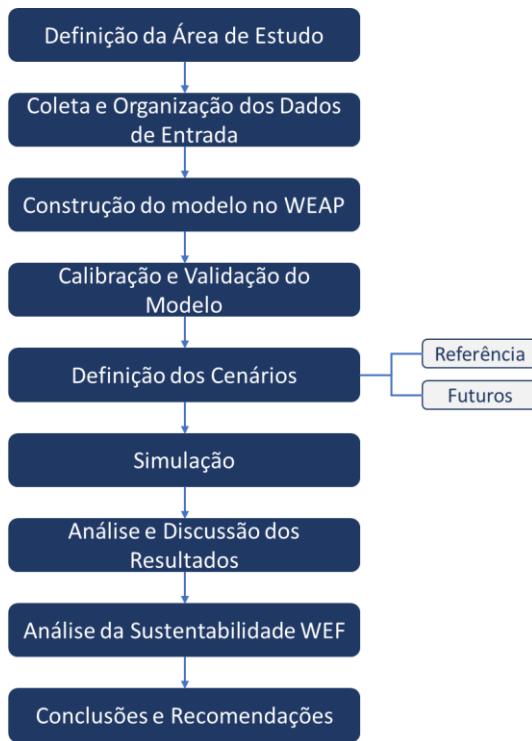
$$IS_{Cenario} = [IR_{Agua_Cenario}(100 - I_{Agua}) + IR_{Energia_Cenario}(100 - I_{Energia}) + IR_{Alimento_Cenario}(100 - I_{Alimento})] * 100 \quad (10)$$

onde I_{Agua} , $I_{Alimento}$ e $I_{Energia}$ são os fatores de importância atribuídos a cada recurso, o que reflete a importância de reduzir o seu uso no cenário utilizado. O somatório entre I_{Agua} , $I_{Alimento}$ e $I_{Energia}$ deverá ser igual a 100.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada em duas etapas, sendo a primeira a realização de um levantamento bibliográfico acerca da temática nexo nas principais bases de dados disponíveis, analisando e compreendendo os principais conceitos e metodologias utilizados. Com isso, foi possível compreender o estado da arte em escala global e as necessidades de preenchimento de lacunas no campo da pesquisa, resultando na segunda etapa, a metodologia a ser aplicada neste estudo. Para esta última, o percurso metodológico foi desenvolvido a partir do fluxograma representado pela Figura 11.

Figura 11 – Percurso metodológico.



Fonte: O Autor, 2021.

A primeira etapa consistiu na definição das áreas de estudo e levantamento das principais informações dessas (clima, geologia, pedologia, uso e ocupação do solo, vazões, bem como outras características gerais). Duas bacias hidrográficas do Estado de Santa Catarina foram utilizadas neste estudo: a Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão e a Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó.

Após a definição das áreas de estudo, partiu-se para a segunda etapa, a de coleta e organização dos dados de entrada. A partir de inventários disponíveis em

plataformas online, foram coletados e organizados os dados necessários para a sua entrada na plataforma WEAP (dados pluviométricos, fluviométricos, climáticos, de crescimento populacional, cobertura vegetal, uso e ocupação do solo, hidrogeológicos, demandas hídricas e energéticas).

A terceira etapa foi dada pela construção do sistema hídrico no ambiente WEAP. Foram inseridos os respectivos mapas referentes a cada área de estudo, em arquivos distintos, e então foram inseridos os nós referentes à bacia hidrográfica (para a simulação de processos como escoamento superficial e subsuperficial, percolação e evapotranspiração), águas subterrâneas, demandas (populacional, agrícola, industrial e setor elétrico) e estações fluviométricas. Inseridos os nós, foram atribuídas as informações de entrada referentes à etapa anterior.

A quarta etapa caracterizou a calibração e validação do modelo. Esta etapa objetivou a verificação entre a compatibilidade dos dados simulados aos dados históricos ou observados (SIEBER; PURKEY, 2015). Parcela dos dados será utilizada para a calibração, e outra para a validação do modelo (70% e 30%, respectivamente). E, para a validação, análise de significância dos dados e desempenho do modelo, foram utilizados o Coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE), Percent Bias (P_{bias}), o Coeficiente de Determinação (R^2) e o Índice de Concordância de Willmott (d) como estatísticas de precisão.

A quinta etapa compreendeu a definição dos cenários desenvolvidos no WEAP. A partir dos dados inseridos no ano de base para a simulação no software, foram desenvolvidos cinco cenários, sendo um cenário de referência (ou *business as usual*), onde não foram aplicadas modificações com relação ao crescimento e/ou presença de políticas socioambientais, de gestão e tecnologias no setor hídrico. E quatro cenários alternativos, onde foram aplicadas modificações quanto ao consumo hídrico setorial das áreas de estudo.

A sexta etapa foi caracterizada pela simulação dos respectivos modelos. Na sétima etapa foi realizada a análise dos resultados obtidos com a simulação dos sistemas e análise dos índices. A plataforma fornece como saída mapas, tabelas e gráficos referentes aos cenários simulados, fornecendo as demandas atendidas, assim como a alocação hídrica para cada setor inserido no sistema.

A oitava etapa consistiu na análise da sustentabilidade do nexo água-energia-alimentos baseado nos parâmetros e índices propostos por Momblanch *et al.* (2018),

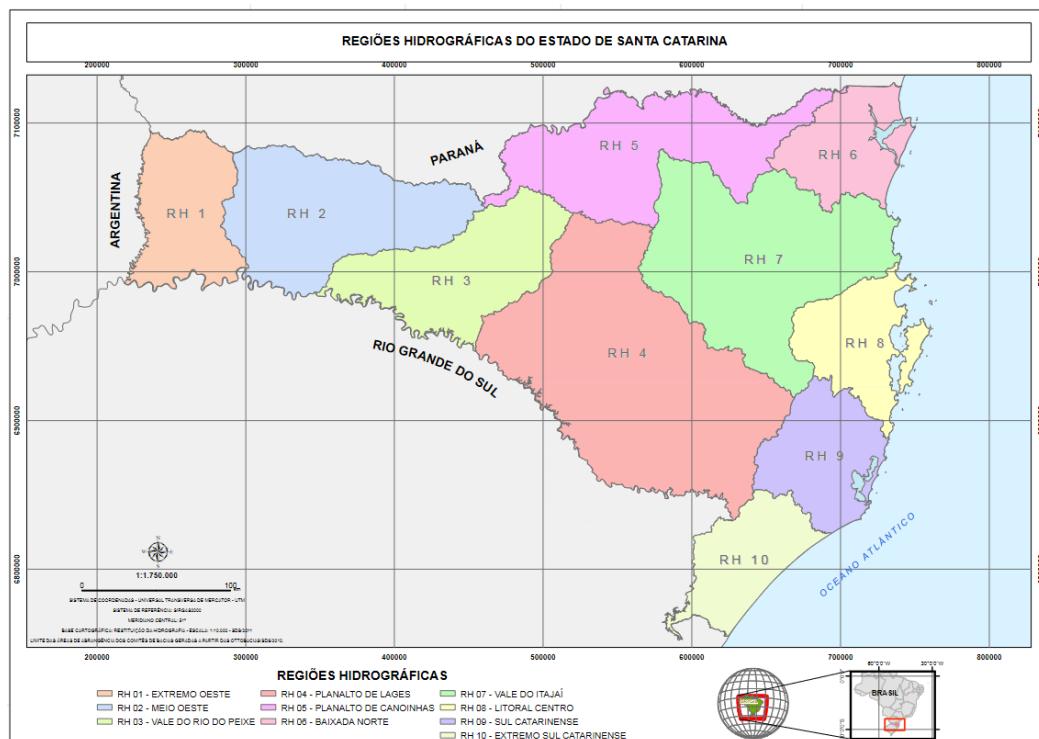
Vieira e Sandoval-Solis (2018) e Guan *et al.* (2019). Os índices são responsáveis por mensurar e fornecer aos tomadores de decisão informações quanto à resiliência da área de estudo a partir dos cenários simulados.

Na nona e última etapa foram realizadas as considerações finais quanto ao desenvolvimento da pesquisa e resultados obtidos ao longo da mesma, assim como recomendações quanto ao desenvolvimento de pesquisas futuras.

3.1 ÁREA DE ESTUDO

O Estado de Santa Catarina está localizado na região sul do Brasil, situado entre as coordenadas geográficas $25^{\circ}57'41''S$ e $29^{\circ}33'55''S$ e $48^{\circ}19'37''W$ e $53^{\circ}50'00''W$. Possui uma extensão territorial de 95.736,165 km², integrando as Regiões Hidrográficas do Paraná, Uruguai e Atlântico Sul (SDS, 2016). Conforme a Lei Estadual nº 10.949 de 09 de novembro de 1998, que dispõe sobre a divisão do Estado em regiões hidrográficas (Figura 12), Santa Catarina possui 10 regiões hidrográficas para efeitos de planejamento, gestão e gerenciamento de recursos hídricos.

Figura 12 – Regiões hidrográficas do Estado de Santa Catarina.



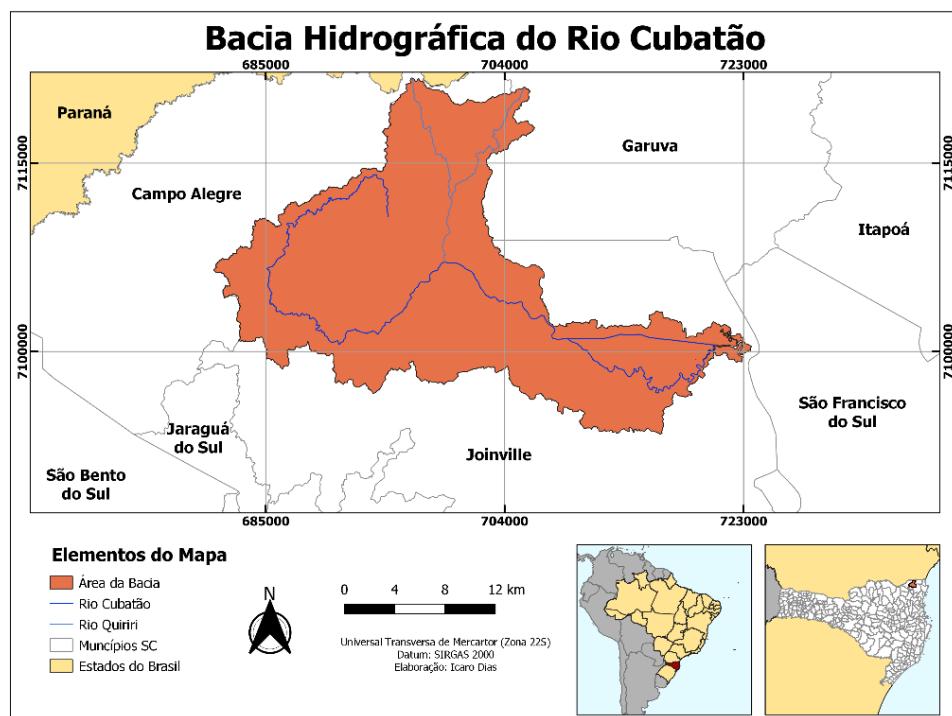
Fonte: SDS, 2012.

Conforme a Lei nº 10.949/98, as Regiões Hidrográficas do Estado de Santa Catarina são: RH1 (Extremo Oeste); RH2 (Meio Oeste); RH3 (Vale do Rio do Peixe); RH4 (Planalto de Lages); RH5 (Planalto de Canoinhas); RH6 (Baixada Norte); RH7 (Vale do Itajaí); RH8 (Litoral Centro); RH9 (Sul Catarinense); e RH10 (Extremo Sul Catarinense). Cada Região Hidrográfica é composta por um número de bacias hidrográficas que apresentam características físicas e hidrológicas semelhantes (SANTA CATARINA, 1998).

3.1.1 Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão

A Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão (BHRC) está localizada na Região Hidrográfica 6, nordeste do Estado de Santa Catarina (Figura 13). Possui área de aproximadamente 492 km², sendo 80% dessa inserida no município de Joinville e 20% no município de Garuva. Além disso, a bacia é responsável por 70% do abastecimento do município de Joinville. O canal principal tem extensão de 89,6 km (sendo 62,2 km até a barragem, em Pirabeiraba, e 27,4 km até a foz), é o principal manancial dos municípios que estão no entorno do complexo hídrico da Baía da Babitonga (RIBEIRO; OLIVEIRA, 2014; OLIVEIRA *et al.*, 2017).

Figura 13 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão.



Fonte: O Autor, 2021.

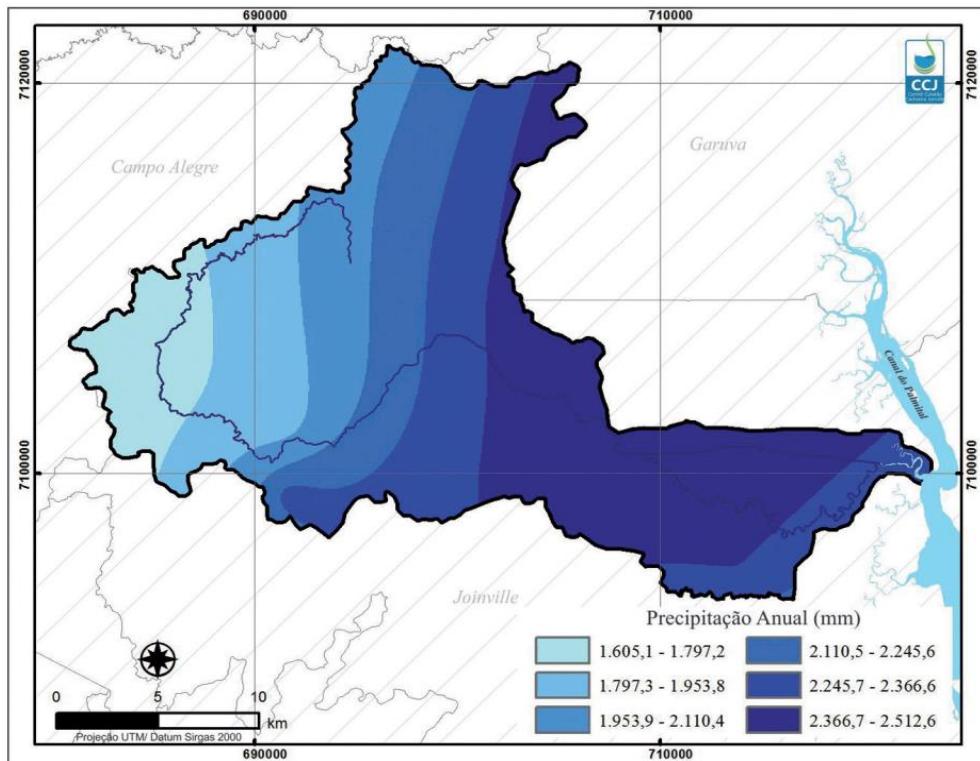
Sua nascente está localizada a uma altitude de 1.169 metros, na Serra Queimada, e sua foz no canal do Palmital. Os principais rios que contribuem para o Cubatão são o Rio Quiriri, Rio do Braço, Rio da Prata, Rio Mississipi e Rio Seco. Nele está localizada a Estação de Tratamento de Água (ETA) do Cubatão que abastece a cidade de Joinville. Suas águas são utilizadas, além do abastecimento público, para fins industriais e agropecuários (OLIVEIRA *et al.*, 2017).

Quanto à sua gestão, a BHRC é integrante Comitê de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas do Complexo Hidrológico da Baía da Babitonga e Bacias Contíguas (Comitê Babitonga) (SANTA CATARINA, 2020).

3.1.1.1 *Clima*

O clima da região é do tipo úmido a superúmido, mesotérmico com períodos de estiagem curtos. Conforme a classificação do clima de Thornthwaite, a região é coberta pelas classes AB'4 ra' (superúmido) na planície costeira, B4 B'3 ra' (úmido) nas regiões mais altas, e B3 B'1 ra' (úmido) no planalto ocidental. Quanto à classificação de Köppen, a região predomina o clima Cfa (mesotérmico, úmido, sem estação seca), mas também é composta pelo clima Cfb (mesotérmico, úmido, verão ameno) nas regiões de planalto (SEPUD, 2020; ALVARES *et al.*, 2013; HAAK, 2013). A Figura 14 apresenta a distribuição anual da precipitação na região de estudo.

Figura 14 – Distribuição da precipitação anual na BHRC (em mm).



Fonte: OLIVEIRA *et al.*, 2017.

A precipitação média anual na região de Joinville (2.182,6 mm) (OLIVEIRA *et al.*, 2017). Quanto à temperatura, a média anual varia de 13 a 20°C, e a umidade relativa média varia entre 82 e 84%, e 84 a 86% nas regiões do planalto e planície, respectivamente (HAAK, 2013).

3.1.1.2 Geologia

A região da BHRC é composta por diversos tipos de rocha. O Complexo Luís Alves, que apresenta as rochas mais antigas da Baía da Babitonga (rochas metamórficas arqueanas, do tipo gnaisse granulítico), forma o Complexo Granulítico de Santa Catarina, possuindo cerca de 2.600 milhões de anos (Arqueano/Proterozóico) (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA, 2002; RIBEIRO; OLIVEIRA, 2014).

Conforme Ribeiro e Oliveira (2014), outros elementos que constituem a área de estudo são a Suíte Intrusiva do Mar, que corresponde a três maciços graníticos (Granito Morro Redondo, Granito Dona Francisca e Granito Piraí) e possui uma atividade magmática de cerca de 570 milhões de anos (Proterozóico/Paleozóico); A

Bacia Vulcano Sedimentar de Campo Alegre, formada por deposições de sedimentos que posteriormente geraram grandes quantidades de tufos vulcânicos, formando a bacia Vulcano sedimentar de Campo Alegre e Joinville;

Os autores ainda destacam o Depósito Fluvial, formado através da deposição de sedimentos grosseiros ao longo das planícies de inundação dos rios desde o Pleistoceno. São compostos predominantemente por areias, cascalhos e sedimentos siltico-argilosos depositados em planícies de inundação, terraços e calhas da rede fluvial; E o Depósito Paludial Estuarino nas áreas próximas à foz do Rio Cubatão, onde ocorre a presença de sedimentos paludais estuarinos (mangues), que são sedimentos oriundos da influência de marés constituídos de sedimentos argilo-arenosos ricos em matéria orgânica.

3.1.1.3 Pedologia

O processo de formação dos solos é compreendido por uma série de fatores ambientais coordenados, tais como o clima, relevo, rochas e a presença de seres vivos (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA, 2002). Quanto à cobertura geológica de Joinville, dois fatores destacam-se na classificação dos solos, o primeiro, se o solo é de origem autóctone (forte relação com a rocha matriz) ou alóctone (ausência da rocha matriz); e o segundo, que está relacionado ao relevo da região, sendo a área fragmentada em Terras Altas e Baixas (UBERTI, 2011; SEPUD, 2020).

Para Sepud (2020), nas Terras Altas predominam os solos de origem autóctone, oriundos de rochas cristalinas, sendo estes os Argissolos Amarelos, Neossolos Litólicos e Cambissolos Háplicos. Já nas Terras baixas, onde predominam os materiais sedimentares do Período Quaternário, há a presença de depósitos aluvionares formados por areias finas e grossas, cascalho, silte e argila, além de material orgânico, sendo solos jovens, bem ou mal drenados.

Nas coberturas de depósitos arenosos, para Terras Altas há a presença de perfis de Neossolo Quartzarênico Hidromórfico, Neossolo Quartzarênico Órtico (bem drenado), Espodossolo Hidromórfico, Planossolo e Neossolo Litólico. Em Terras Baixas, os depósitos recentes são argilosos e siltosos (mal drenado), há a presença de Gleissolos Melânico e Háplico. Em relevo plano, onde há uma boa drenagem, há

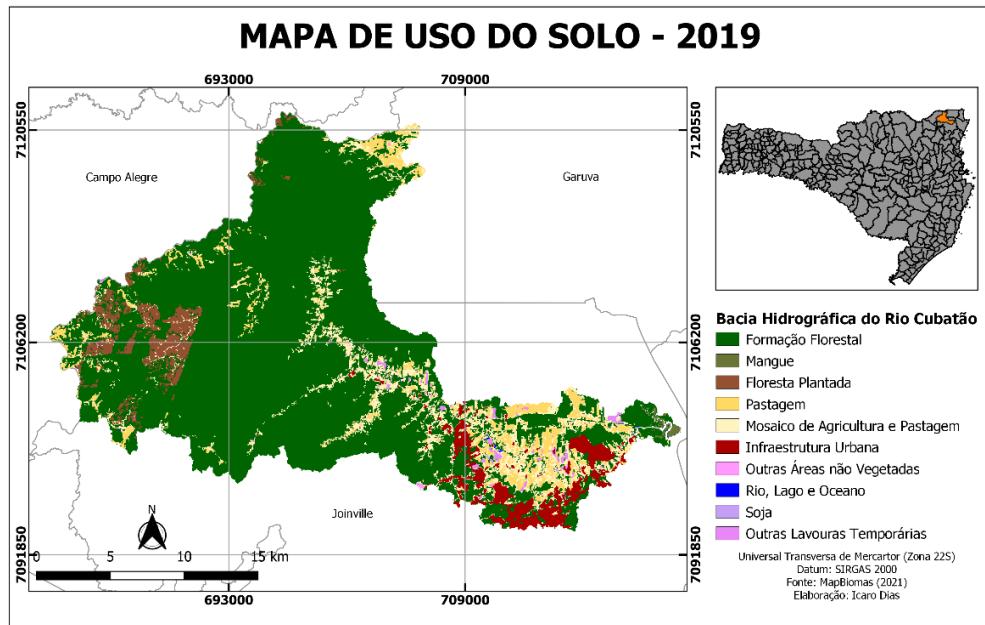
a presença de Cambissolo Háplico, e Solo Indiscriminado de Manguezal (UBERTI, 2011; SEPUD, 2020).

3.1.1.4 Uso e Ocupação do Solo

O Estado de Santa Catarina está inserido no domínio Mata Atlântica (FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA, 2002). Oliveira *et al.* (2017) afirmam que na BHRC, a vegetação em estágio médio/avançado está presente na maior parte da área, destacando-se a região Floresta Ombrófila Densa. Nas áreas de planícies estão presentes a vegetação herbácea com as gramíneas e plantas que não apresentam crescimento secundário. As áreas urbanizadas representam os bairros da Zona Industrial Norte do município de Joinville. A silvicultura e o solo exposto estão ligados, respectivamente, às áreas de reflorestamento com Pinus, assim como áreas de empréstimo para fins ligados à extração de minérios e construção civil.

Conforme MapBiomas (2021), a BHRC apresenta dez classes de uso e ocupação do solo, sendo essas: formação florestal; mangue; floresta plantada; pastagem; mosaico de agricultura e pastagem; infraestrutura urbana; outras áreas não vegetadas; rio, lago e oceano; soja; e outras lavouras temporárias (Figura 15). A Tabela 4 apresenta em percentuais a disposição das respectivas classes ao longo da área de estudo.

Figura 15 – Uso e ocupação do solo na BHRC (2019).



Fonte: O Autor, 2021.

Tabela 4 – Áreas (km^2) e percentuais de uso e ocupação do solo na BHRC (2019).

Uso e Ocupação do Solo	Área (km^2)	Proporção (%)
Formação Florestal	372,13	75,99
Mosaico de Agricultura e Pastagem	44,09	9,00
Pastagem	28,90	5,90
Infraestrutura Urbana	19,70	4,02
Floresta Plantada	19,63	4,01
Outras Lavouras Temporárias	3,13	0,64
Mangue	1,28	0,26
Outras Áreas Não Vegetadas	0,43	0,09
Soja	0,20	0,04
Rio, Lago e Oceano	0,20	0,04

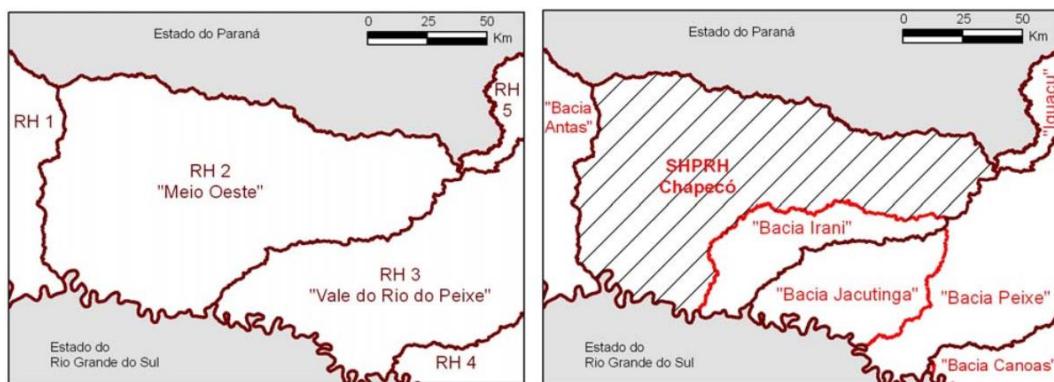
Fonte: O Autor, 2021.

3.1.2 Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó

O Sistema Hidrográfico de Planejamento de Recursos Hídricos Chapecó (SHPRH Chapecó) está situado, conforme a divisão hidrográfica estadual, na Região Hidrográfica 2 (Meio Oeste), localizado entre as coordenadas $26^{\circ}20'28"S$ e $51^{\circ}23'31"W$ e $27^{\circ}17'2"S$ e $53^{\circ}10'55"W$ (SDS, 2017a). Possui uma área de $9.337,9 \text{ km}^2$ (Figura 16), que corresponde a 82,7% da área da RH2, e 9,8% da área do território

catarinense. Abrange, total e parcialmente, 59 municípios do Estado. Suas nascentes estão localizadas no município de Água Doce. É contribuinte do Rio Uruguai, de domínio da União, e que possui o seu curso d'água na divisa entre os estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul (SDS/MPB ENGENHARIA, 2009).

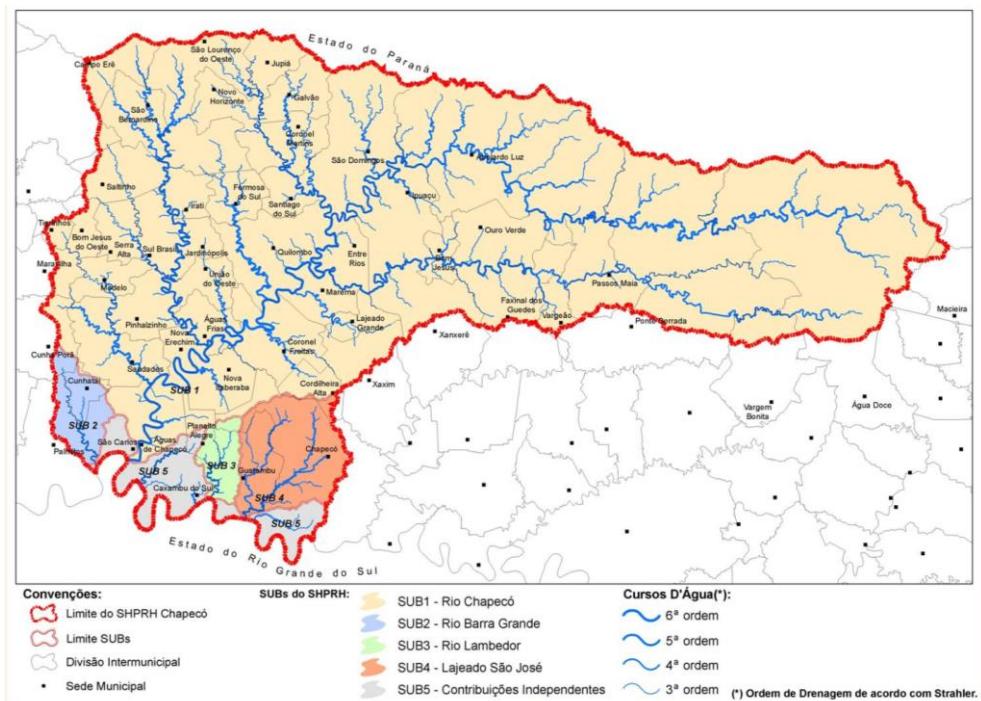
Figura 16 – Localização da Região Hidrográfica 2 e do SHPRH Chapecó.



Fonte: SDS/MPB ENGENHARIA, 2009.

Conforme SDS/MPB Engenharia (2009), o SHPRH Chapecó é considerado um sistema, dada a não existência de apenas um único exutório para toda bacia, que deságua no Rio Uruguai. Sendo assim, o sistema é formado por todas as áreas de drenagem adjacentes e que deságuam no mesmo corpo hídrico que o rio principal, o Chapecó. Ao todo, o sistema é constituído de 5 sub-bacias (Figura 17), sendo estas a do Rio Chapecó ($8.295,7 \text{ km}^2$); Rio da Barra Grande ($172,4 \text{ km}^2$); Rio Lamedor ($110,0 \text{ km}^2$); Rio Chalana ($412,6 \text{ km}^2$); e as contribuições independentes ($342,7 \text{ km}^2$). Para este estudo, será considerada a sub-bacia do Rio Chapecó, doravante denominada Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó.

Figura 17 – Sub-bacias que compõem o SPHRH Chapecó.



Fonte: SDS/MPB ENGENHARIA, 2009.

Quanto à sua gestão, o SPHRH Chapecó é integrante do Comitê de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas do Rio Chapecó, do Rio Irani e Bacias Contíguas (Comitê Chapecó e Irani), criado em 2010, abrangendo um território de aproximadamente 59 municípios. Desses, 50 estão inseridos na região que compõe a Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó (SDS/MPB ENGENHARIA, 2009; SDS, 2017a).

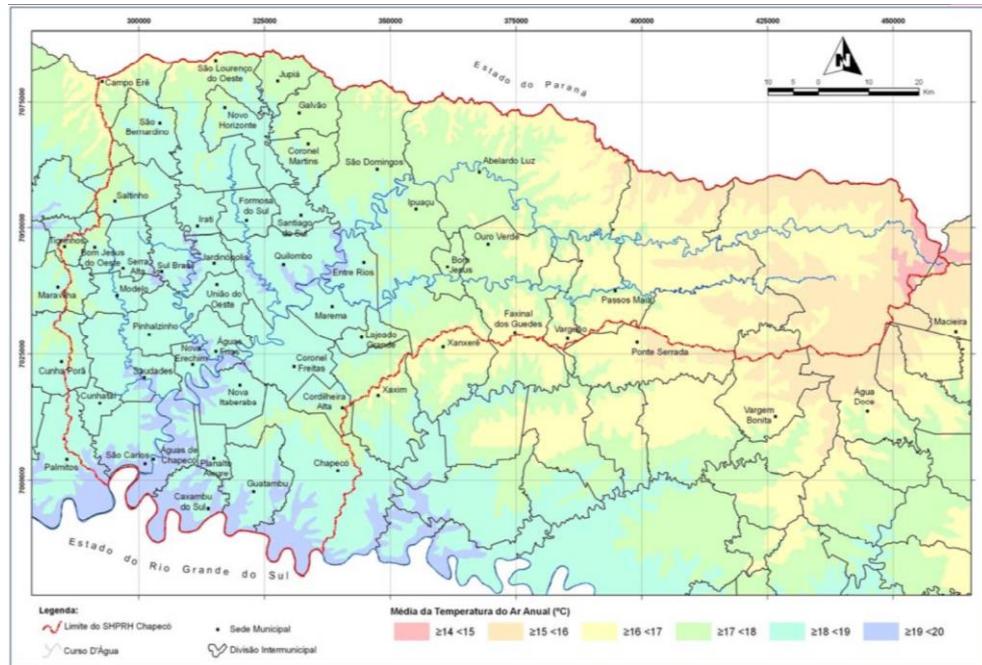
3.1.2.1 Clima

A área que corresponde ao SPHRH Chapecó, quanto à classificação de Köppen, predomina o clima do tipo ‘mesotérmico úmido com verão quente’ (Cfa), caracterizado por temperaturas maiores que 10°C no mês frio, e maiores que 22°C no mês mais quente. Estende-se por cerca de 62,3% do território do sistema, sendo os outros 37,7% referentes ao clima ‘mesotérmico úmido com verão brando’ (Cfb) (SDS, 2007; SDS/MPB ENGENHARIA, 2009; SDS, 2017a).

Quanto à precipitação, a região apresenta uma média anual que varia entre 1.500 mm e 2.300 mm, sendo 58,7% da área com uma variação entre 1700 mm e 1900 mm. A temperatura média anual varia de 16 a 18°C (Figura 18), e a umidade

relativa média do ar é de 75%, variando entre as faixas de 76 a 78% (SDS/MPB ENGENHARIA, 2009; SDS, 2007).

Figura 18 – Temperaturas médias anuais no SHPRH Chapecó.



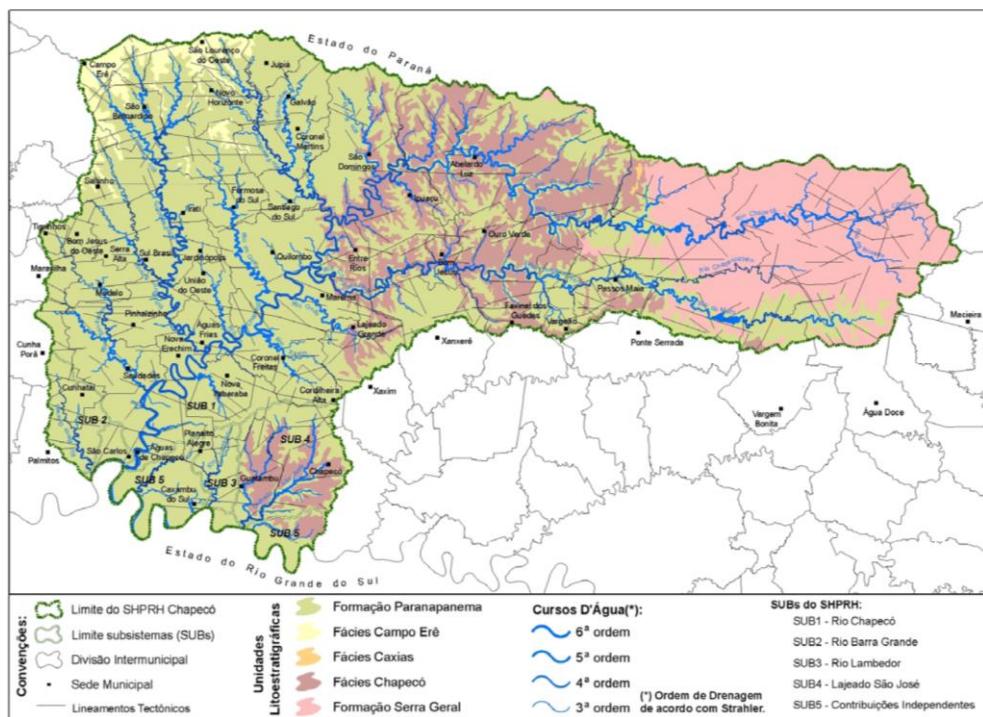
Fonte: SDS/MPB ENGENHARIA, 2009.

3.1.2.2 Geologia

A formação geológica do SHPRH Chapecó é composta por 5 unidades geológicas (Figura 19), sendo estas: Fácies Campo Erê (2,69%), Fácies Caxias (0,06%), Fácies Chapecó (16,19%), Formação Paranapanema (64,78%) e Formação Serra Geral (15,95%). Estas unidades estão inseridas na subdivisão da Formação Serra Geral no Mapa Geológico do Estado de Santa Catarina, província Hidrogeológica Mesozóica de Magmatismo Básico, Intermediário e Ácido, para alguns autores e Máfico e Intermediário para outros, incluídas no Domínio Hidrogeológico Fraturado (SDS/MPB ENGENHARIA, 2009; SDS, 2017).

A Formação Paranapanema é a predominante, seguida pela Fácies Chapecó e Formação Serra Geral. A evolução geológica desta área desencadeou-se na formação de diversos lineamentos estruturais (falhas, fraturas e contatos interderrames) que são importantes para a recarga dos aquíferos existentes na região (SDS/MPB ENGENHARIA, 2009).

Figura 19 – Formação geológica do SHPRH Chapecó e lineamentos presentes na área.

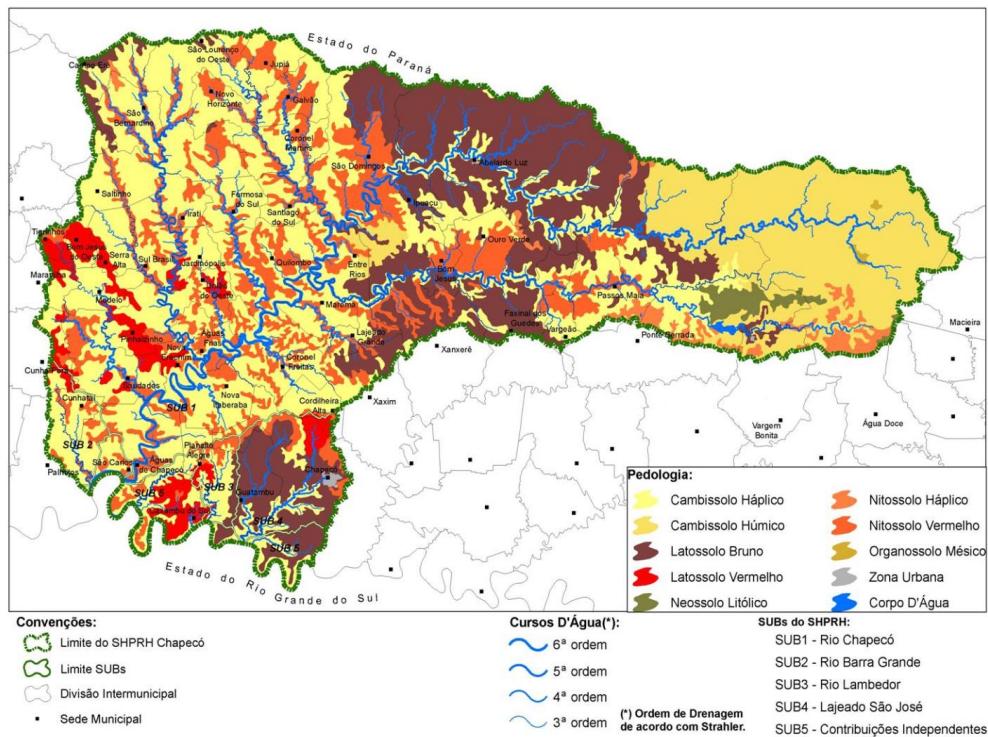


Fonte: SDS/MPB ENGENHARIA, 2009.

3.1.2.3 Pedologia

Conforme SDS/MPB Engenharia (2009) e SDS (2017a), a área referente ao SHPRH Chapecó apresenta, predominantemente, a unidade Cambissolo Háplico (39,34%), seguida do Latossolo Bruno (20,49%), Nitossolo Vermelho (16,98%) e Cambissolo Húmico (14,80%). Apresenta também as seguintes unidades, em percentuais menores: Latossolo Vermelho (3,64%), Neossolo Litólico (0,96%), Nitossolo Háplico (1,84%), Organossolo Mésico (0,09%), Área Urbana (13,71%), Massa da água (1,47%) e Sem Informação (0,24%) (Figura 20).

Figura 20 – Pedologia do SHPRH Chapecó.



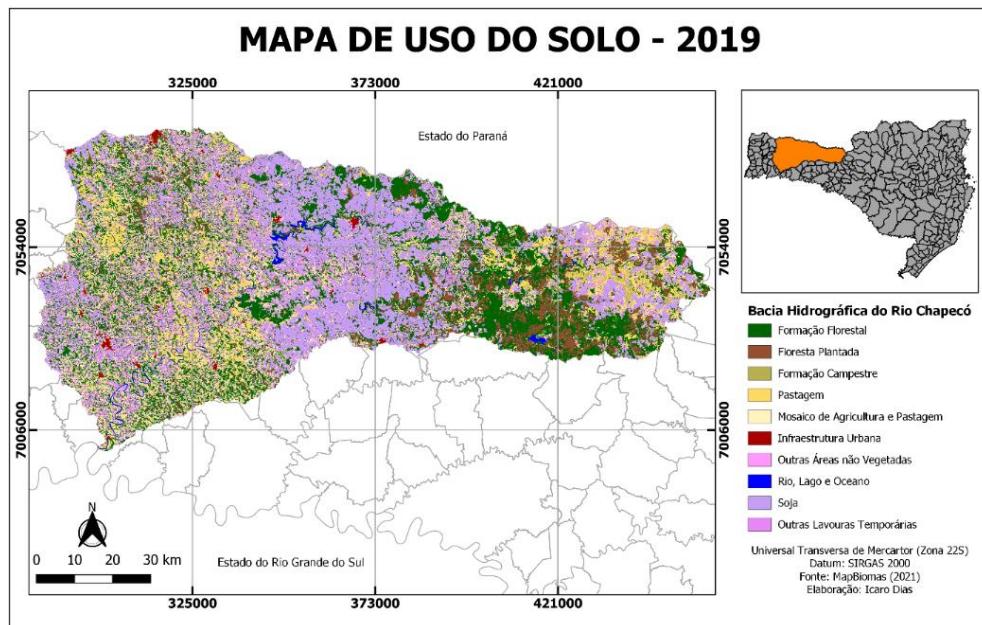
Fonte: SDS/MPB ENGENHARIA, 2009.

3.1.2.4 Uso e Ocupação do Solo

Quanto ao uso e ocupação do solo, a RH2 é caracterizada por grande percentual de uso antrópico (85,98%), destacando-se as áreas de cultivo, pastos, mineração e reflorestamento. Na região 0,91% representa área urbana, 1,63% lâminas d'água e 11,48% vegetação nativa (SDS, 2017). No SHPRH Chapecó, a cobertura vegetal original era composta pelas formações Ombrófila Mista, ocupando principalmente a região norte da bacia, Floresta Estacional Decidual, que acompanha o Rio Uruguai e seus afluentes, e a Savana, desenvolvida na divisa entre os estados de Santa Catarina e Paraná e nas cabeceiras dos rios Chapecó e Chapecozinho (SDS/MPB ENGENHARIA, 2009).

Entretanto, com a intensificação das atividades agropecuárias no estado, sobretudo na década de 1960, grande parte dessas áreas foram modificadas. A Figura 21 e a Tabela 5 apresentam, respectivamente, a disposição e os percentuais de uso do solo na região da Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó no ano de 2019 segundo a plataforma MapBiomas (2021).

Figura 21 – Uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó (2019).



Fonte: O Autor, 2021.

Tabela 5 – Áreas (km^2) e percentuais de uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó (2019).

Uso e Ocupação do Solo	Área (km^2)	Proporção (%)
Formação Florestal	2.262,93	27,30
Soja	1.770,39	21,35
Mosaico de Agricultura e Pastagem	1.313,33	15,84
Outras Lavouras Temporárias	1.211,11	14,61
Pastagem	937,09	11,30
Floresta Plantada	632,46	7,63
Rio, Lago e Oceano	65,20	0,79
Infraestrutura Urbana	49,24	0,59
Formação Campestre	39,00	0,47
Outras Áreas Não Vegetadas	9,59	0,12

Fonte: O Autor, 2021.

3.2 COLETA DOS DADOS

Para a simulação das áreas de estudo no WEAP, utilizou-se o método da umidade do solo. O modelo exige uma série de parâmetros climáticos e hidrológicos que servem de entrada para o sistema (Quadro 3). A ferramenta descreve alguns

parâmetros para toda a área de estudo, enquanto outros a partir da classificação ou percentual de uso e ocupação do solo (AMATO *et al.*, 2006).

Quadro 3 - Parâmetros básicos de entrada no WEAP.

Parâmetro	Unidade
Clima	
Precipitação	mm/mês
Temperatura	°C
Umidade Relativa	%
Latitude	Graus
Veloc. Média do vento	m/s
Fração de céu limpo	Fração
Vazão	
Dados das estações para calibração	m³/s
Uso do solo	
Área	km²
Capacidade de armazenamento de água na zona profunda (Dw)	mm
Condutividade da zona profunda (Kd)	mm/mês
Z2 Inicial	%
Capacidade de armazenamento de água no solo (Sw)	mm
Condutividade da zona de raízes (Ks)	mm/mês
Direção preferencial do fluxo (F)	Adimensional
Z1 Inicial	%
Coeficiente da Cultura (Kc)	Adimensional
Coeficiente de Resistência ao Escoamento (RRF)	Adimensional
Demandas	
Locais de demanda	Adimensional
Vazão de demanda	m³/mês
Características locais de demanda (% de retorno, variação mensal)	Adimensional
Hidrogeológicos	
Capacidade de armazenamento	m³
Armazenamento inicial	m³
Recarga natural	m³
Retirada máxima	m³

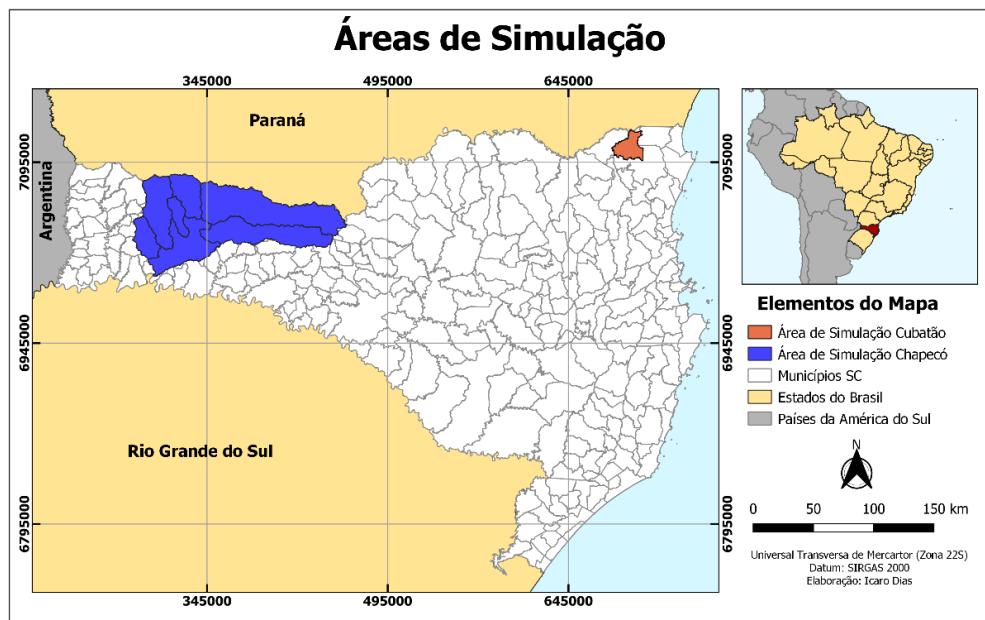
Fonte: Adaptado de AMATO *et al.*, 2006.

A ferramenta WEAP permite a utilização de dados em resoluções temporais diversas (diários, mensais, quadrimestrais, anuais, etc.). Para este estudo, foram

utilizados dados com resolução mensal. O WEAP, inicialmente, requer como entrada um ano inicial que servirá de base para os cálculos e simulação dos cenários de referência e futuros. Diante disso, e devido à disponibilidade dos dados de vazão nas estações fluviométricas das áreas de estudo, foram considerados para a Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão e do Rio Chapecó, 1988 e 1985 como anos iniciais de simulação, respectivamente.

As áreas de estudo (Figura 22) foram consideradas da seguinte forma: BHRC, foi adotada para simulação no WEAP a área à montante da ETA Cubatão, ponto no qual se localiza a Estação Fluviométrica Pirabeiraba 02648033 (código ANA). A Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó foi subdividida em 7 sub-regiões que compreendem os principais rios que contribuem para o rio principal, o Chapecó.

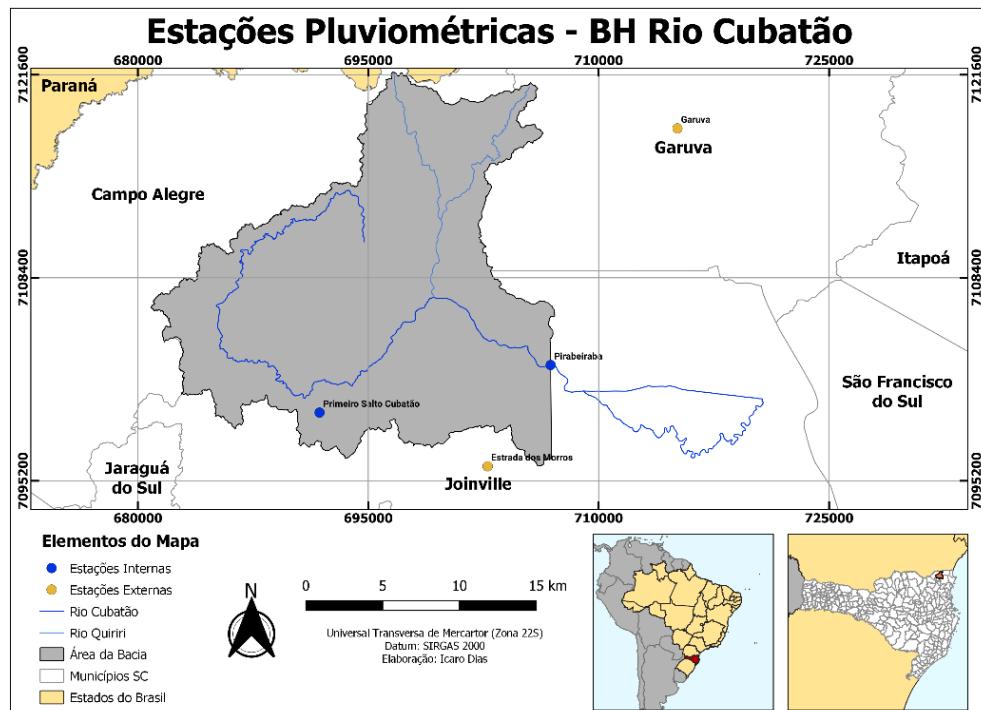
Figura 22 – Áreas de simulação.



Fonte: O Autor, 2021.

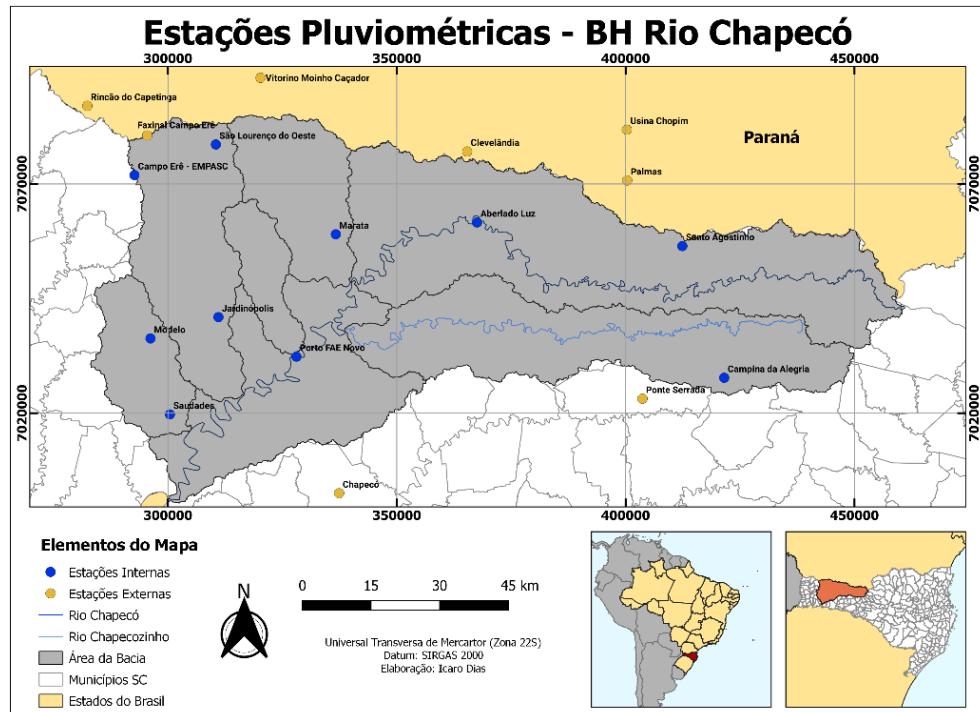
As estações pluviométricas (Figuras 23 e 24) utilizadas para o estudo foram: para a área do Cubatão, a Estação Pirabeiraba (2648033) e Estação Primeiro Salto do Cubatão (2649060). Para Chapecó, as Estações Santo Agostinho (02651022); Abelardo Luz (2652000); Maratá (2652002); Jardinópolis (2652021); São Lourenço do Oeste (2652031); Porto FAE Novo (2652034); Modelo (2653003); Saudades (2653007); Campina da Alegria (2651001); e Campo Erê – EMPASC (2653001).

Figura 23 – Estações pluviométricas utilizadas (Bacia do Rio Cubatão).



Fonte: O Autor, 2021.

Figura 24 – Estações pluviométricas utilizadas (Bacia do Rio Chapecó).

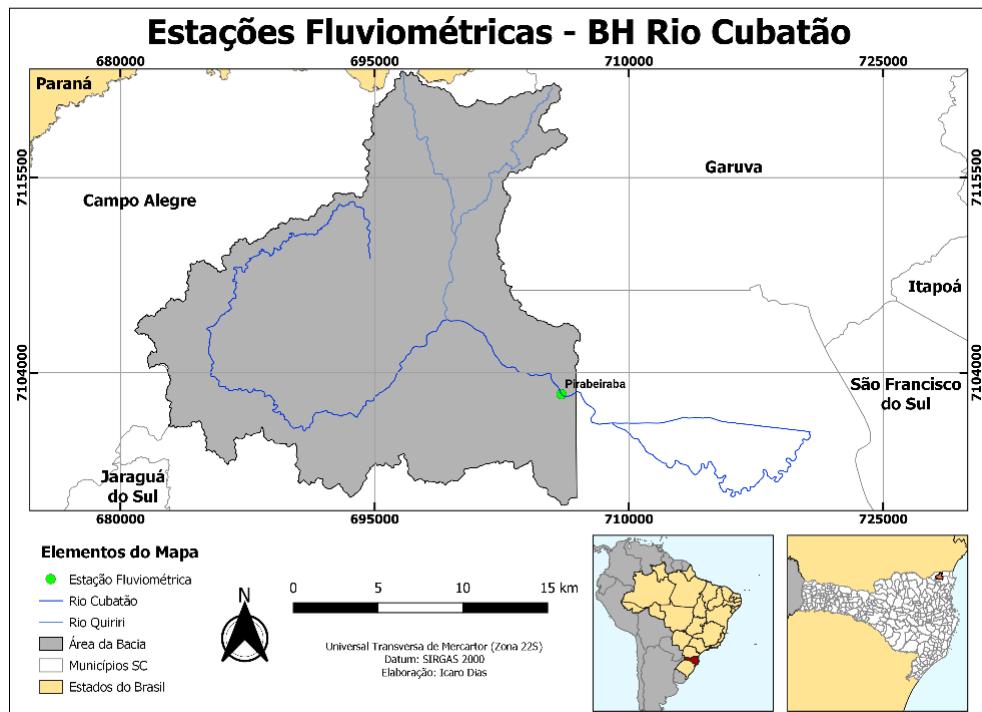


Fonte: O Autor, 2021.

Quanto às fluviométricas (Figuras 25 e 26), para o Cubatão foi utilizada a Estação Pirabeiraba (82270050). E para Chapecó, Abelardo Luz (73600000); Coronel

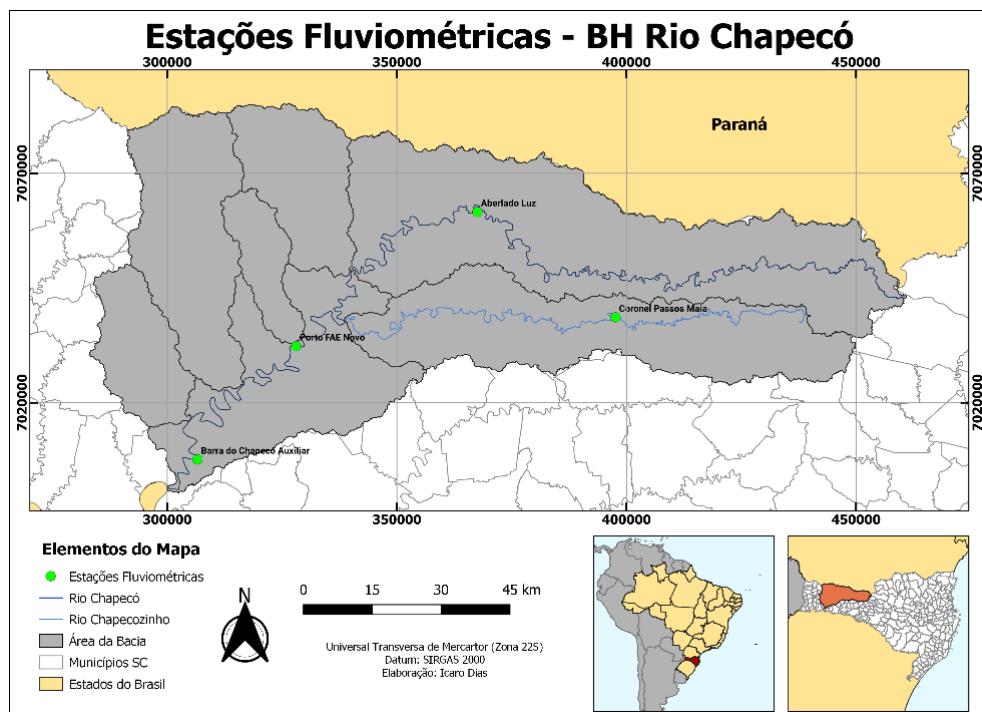
Passos Maia (73690001); Barra do Chapecó Auxiliar (73960000); e Porto FAE Novo (73770000).

Figura 25 – Estações fluviométricas utilizadas (Bacia do Rio Cubatão).



Fonte: O Autor, 2021.

Figura 26 – Estações fluviométricas utilizadas (Bacia do Rio Chapecó).



Fonte: O Autor, 2021.

3.2.1 Precipitação

Os dados mensais referentes à precipitação foram obtidos pelo HIDROWEB, (ANA, 2021). Para as estações que apresentaram falhas (dados faltantes), o preenchimento foi realizado utilizando o método da Regressão Linear Múltipla (Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão) e os métodos da Ponderação Regional e Regressão Linear Simples (Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó) (MELLO, KOHLS E OLIVEIRA, 2017; TUCCI, 2001). Foram utilizadas estações próximas das regiões para esta etapa. Para a verificação da homogeneidade e consistência dos dados, foi utilizado o Método da Dupla Massa (USGS, 1960; TUCCI, 2001), sendo avaliada a consistência por meio do coeficiente de determinação (R^2).

O preenchimento das falhas foi realizado mensalmente, considerando o início do ano hidrológico de cada área de estudo (Bacia hidrográfica do Rio Cubatão – 01/Set a 31/Ago, e Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó – 01/Mai a 30/Abr) (SANTA CATARINA, 2006; CPRM, 2014). Para a BHRC, os dados compreenderam o intervalo de 1987-2020, e para Chapecó, 1984-2020. Para a espacialização dos dados de precipitação e obtenção da média para as regiões, foi utilizado o Método dos Polígonos de Thiessen (CHOW, 1988; TUCCI, 2001). A Tabela 6 apresenta as estações utilizadas e neste estudo.

Tabela 6 – Estações pluviométricas utilizadas.

Código ANA	Nome	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Bacia
2648033	Pirabeiraba	-26,18º	-48,93º	40	Cubatão
2649060	Primeiro Salto do Cubatão	-26,51º	-49,08º	790	
2648034	Estrada dos Morros	-26,24º	-48,97º	100	
2648027	Garuva	-26,04º	-48,95º	80	
2651022	Santo Agostinho	-26,61º	-51,88º	1250	
2652000	Abelardo Luz	-26,56º	-52,33º	760	
2652002	Maratá	-26,58º	-52,64º	550	
2652021	Jardinópolis	-26,74º	-52,90º	360	
2652031	São Lourenço do Oeste	-26,40º	-52,90º	720	Chapecó
2652034	Porto FAE Novo	-26,82º	-52,74º	360	
2653003	Modelo	-26,78º	-53,05º	530	
2653007	Saudades	-26,93º	-53,01º	280	
2651001	Campina da Alegria	-26,87º	-51,79º	1000	

Código ANA	Nome	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Bacia
2653001	Campo Erê – EMPASC	-26,46º	-53,08º	920	
2652010	Palmas	-26,48º	-52,00º	1060	
2651040	Ponte Serrada	-26,91º	-51,97º	1000	
2752016	Chapecó	-27,09º	-52,64º	679	
2652003	Clevelândia	-26,42º	-52,35º	930	Chapecó
2653022	Faxinal do Campo Erê	-26,38º	-53,05º	933	
2653023	Rincão do Capetinga	-26,32º	-53,18º	750	
2652023	Usina Chopim	-26,38º	-52,00	1000	
2652012	Vitorino Moinho Caçador	-26,27	-52,80	710	

Fonte: O Autor, 2021.

3.2.2 Temperatura, Umidade Relativa e Velocidade do Vento

Para simular uma bacia hidrográfica no WEAP há a necessidade de utilizar séries históricas de diversos parâmetros. Porém, alguns dados climatológicos geralmente não possuem estas séries históricas, ou apresentam diversas falhas. Desta forma, alternativamente, foram utilizados dados mensais de reanálise meteorológica disponibilizados pela Organização Mundial de Meteorologia em parceria com o Instituto Real Meteorológico dos Países Baixos (KNMI, 2021), e do Centro Nacional de Previsão Ambiental (NCEP) através do Sistema de Reanálise de Previsão do Clima (CFSR) (NCEP, 2021).

Esses sistemas permitem que diversos dados climatológicos, tais como velocidade do vento, umidade relativa, temperatura, dentre outros sejam obtidos a partir das coordenadas geográficas referentes às áreas de estudo, e com isso são disponibilizadas séries históricas mensais (KNMI) e diárias (NCEP) referentes aos parâmetros selecionados. Os dados disponíveis no KNMI compreendem séries históricas entre 1901-2019 (nem todos os parâmetros compreendem o mesmo intervalo), e do NCEP entre 1979-2014. Logo, os dados referentes à Temperatura e Velocidade do Vento foram obtidos das séries do KNMI, enquanto os de Umidade Relativa foram obtidos através das séries do NCEP.

3.2.3 Vazão

Os dados referentes às vazões mensais também foram obtidos no HIDROWEB (ANA, 2021), por meio das estações fluviométricas com dados disponíveis. Para a Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão foram utilizados dados referentes ao período 1988-201. O período de dados foi coincidente aos dados de reanálise meteorológica.⁴ Para a Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó, algumas estações continham dados faltantes, que foram preenchidos de forma análoga aos dados de chuva, utilizando o Método da Regressão Linear Múltipla e o Método da Dupla Massa para a verificação da homogeneidade e consistência dos dados. Foram utilizados dados para o período de 1985-2019. A Tabela 7 apresenta as estações fluviométricas utilizadas.

Tabela 7 – Estações fluviométricas utilizadas.

Código ANA	Nome	Latitude	Longitude	Altitude (m)	Bacia
82270050	Pirabeiraba	-26,18°	-48,93°	40	Cubatão
73600000	Abelardo Luz	-26,56°	-52,33°	733,97	
73690001	Coronel Passos Maia	-26,77°	-52,03°	793	
73960000	Barra do Chapecó Auxiliar	-27,04°	-52,95°	232,3	Chapecó
73770000	Porto FAE Novo	-26,82°	-52,73°	360	

Fonte: O Autor, 2021.

3.2.4 Parâmetros do Solo e Uso e Ocupação do Solo

Os tipos de solo foram obtidos através do arquivo em formato *shapefile* do Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de Santa Catarina (EMBRAPA, 2018a). Com o auxílio do software QGIS (QGIS, 2021), foram realizados os respectivos recortes para cada área de estudo, sendo a BHRC apresentando Afloramentos Rochosos, Argissolos, Cambissolos, Neossolos e Nitossolos, e para a Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó, Cambissolos, Latossolos, Neossolos, Nitossolos e Organossolos (EMBRAPA, 1998; EMBRAPA, 2004; EMBRABA, 2018b).

Os parâmetros do solo foram estimados a partir de estudos realizados no Estado de Santa Catarina (EMBRAPA, 2018a; BORTOLINI, 2016). De acordo com Bortolini (2016), como valores de entrada, foram consideradas a capacidade de armazenamento de água 125 mm; a condutividade hidráulica média da zona de raízes 155.520 mm/mês (considerando a média de 216 mm/h); condutividade média da zona

profunda 100.800 mm/mês (considerando a média de 140 mm/h); Z1 e Z2 inicial médio 13% e 9%, respectivamente.

Quanto ao uso e ocupação do solo, foram utilizados dados da plataforma MapBiomass (MAPBIOMAS, 2021). Foram coletados arquivos *raster* de imagens de satélite para os anos de referência da simulação (1988 para a BHRC e 1985 para a Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó). Com o software QGIS, foi realizada a confecção dos mapas de uso e ocupação do solo, e com isso a obtenção dos respectivos percentuais de área de uso do solo para inserção no WEAP.

A BHRC apresentou as classes Formação Florestal, Floresta Plantada, Pastagem, Mosaico de Agricultura e Pastagem, Infraestrutura Urbana, Outras Áreas não Vegetadas, Rio, Lago e Oceano e Outras Lavouras Temporárias. Já a Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó apresentou as classes Formação Florestal, Floresta Plantada, Formação Campestre, Pastagem, Mosaico de Agricultura e Pastagem, Infraestrutura Urbana, Outras Áreas não Vegetadas, Rio, Lago e Oceano e Outras Lavouras Temporárias. As Tabelas 8 e 9 apresentam os percentuais de uso e ocupação do solo para as duas áreas de estudo para os anos de referência.

Tabela 8 – Uso e ocupação do solo BHRC (1988).

Uso e Ocupação do Solo	Área (Km²)	Proporção (%)
Formação Florestal	341,21	87,79
Floresta Plantada	12,21	3,14
Pastagem	10,98	2,82
Mosaico de Agricultura e Pastagem	23,51	6,05
Infraestrutura Urbana	0,03	0,01
Outras Áreas Não Vegetadas	0,22	0,06
Rio, Lago e Oceano	0,01	0,0007
Outras Lavouras Temporárias	0,48	0,12

Fonte: O Autor, 2021.

Tabela 9 – Uso e ocupação do solo Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó (1985).

Uso e Ocupação do Solo	Área (Km²)	Proporção (%)
Formação Florestal	3008,69	36,30
Floresta Plantada	88,38	1,07
Formação Campestre	153,81	1,86
Pastagem	1332,93	16,08
Mosaico de Agricultura e Pastagem	2058,85	24,84

Uso e Ocupação do Solo	Área (Km ²)	Proporção (%)
Infraestrutura Urbana	10,88	0,13
Outras Áreas Não Vegetadas	6,41	0,08
Rio, Lago e Oceano	34,62	0,42
Outras Lavouras Temporárias	1593,24	19,22

Fonte: O Autor, 2021.

3.2.5 Parâmetros de Cobertura Vegetal

O WEAP apresenta como parâmetros ligados à cobertura vegetal o Coeficiente de Cultura (Kc) e o Fator de Resistência ao Escoamento (RRF), que está relacionado a variáveis como o Índice de Área Foliar (IAF) e a Declividade da Bacia, variando entre 0,1 e 10, onde quanto maior o fator, menor será o escoamento (SIEBER; PURKEY, 2015). Para o Kc, foram considerados os coeficientes padronizados propostos por Allen *et al.* (1988) (Documento nº 56 da FAO), atribuindo o período de desenvolvimento pleno para as espécies vegetais.

Com base em SIDRA/IBGE (2021), para o ano base da simulação e determinação do Kc foram consideradas, para a BHRC, a banana e o arroz como culturas predominantes. Já para a do Rio Chapecó, foram considerados a soja e o milho. Quanto ao RRF, foram consideradas espécies florestais predominantes a partir das contribuições realizadas por Gonçalves, Zanotelli e Oliveira (2006) e SDS/MPB Engenharia (2009). Para as regiões do Cubatão e Chapecó, predominam, respectivamente, as florestas ombrófilas densa e mista. Para estimativa do RRF, foram considerados fatores como a declividade média da bacia e o IAF conforme SDS (2017) e Silva *et al.* (2020). A Tabela 10 apresenta as categorias consideradas e os valores para estes parâmetros, conforme as categorias de uso e ocupação do solo.

Tabela 10 – Parâmetros de uso do solo.

Bacia Hidrográfica	Uso do Solo	Kc	RRF
Cubatão	Formação florestal	1,00	6
	Floresta plantada	1,00	5
	Pastagem	0,75-1,05	3
	Mosaico de agricultura e pastagem	1,20	3
	Infraestrutura urbana	1,00	2
	Outras áreas não vegetadas	1,00	5

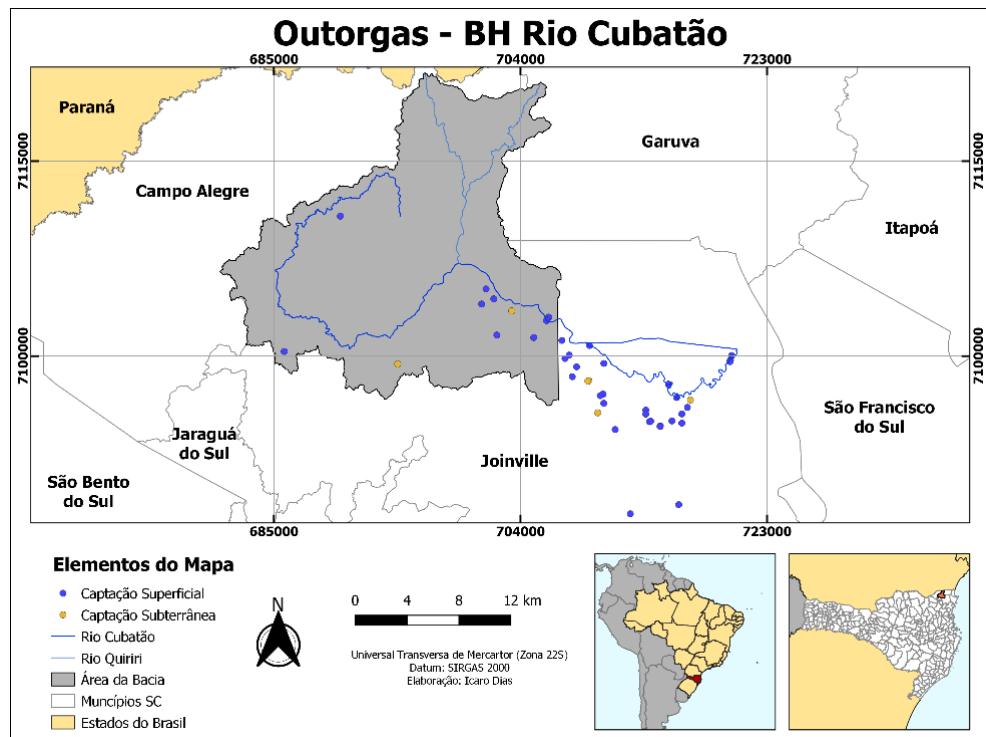
	Outras lavouras temporárias	1,20	3
	Formação florestal	1,00	5
	Floresta plantada	1,00	5
	Formação campestre	0,85-0,95	3
Chapecó	Pastagem	0,75-1,05	3
	Mosaico de agricultura e pastagem	1,15-1,20	3
	Infraestrutura urbana	1,00	2
	Outras áreas não vegetadas	1,00	4
	Outras lavouras temporárias	1,15-1,20	3

Fonte: Adaptado de ALLEN *et al.* (1988) e SILVA *et al.* (2020).

3.2.6 Demandas de água

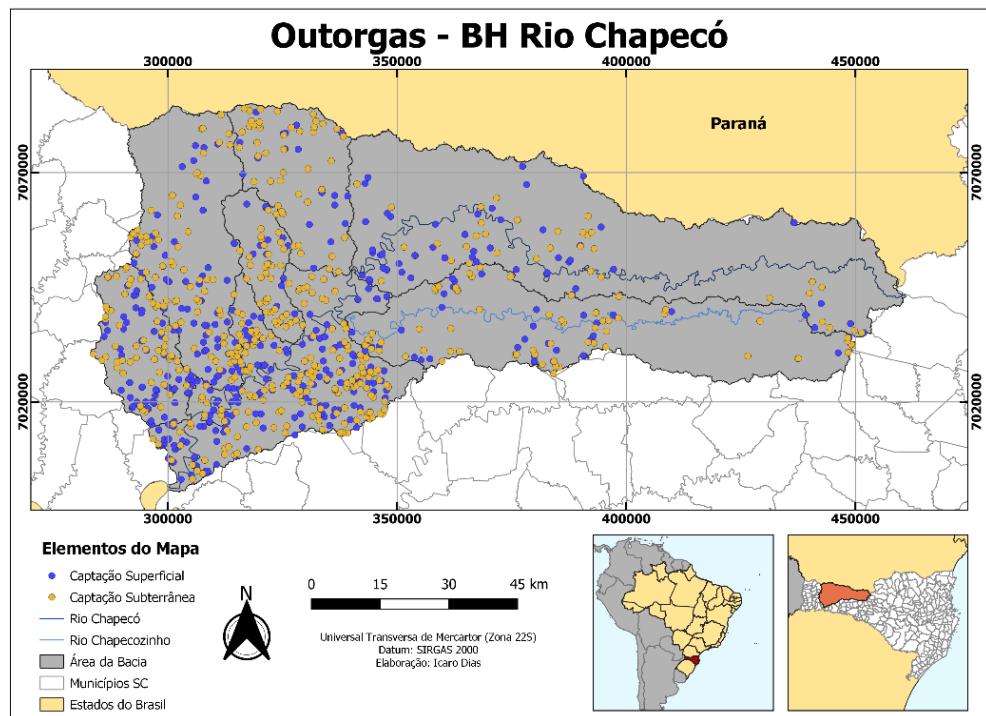
Quanto às demandas, foram utilizadas informações publicadas nas portarias de outorga disponíveis no site da Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico e Sustentável, além do Sistema de Outorga da Água de Santa Catarina (SIOUT) (SDS, 2011; SIOUT, 2021). Os dados contêm informações como o nome do titular, município, localização (coordenadas), vazão outorgada, e o uso (abastecimento humano, industrial, criação animal, agrícola e outros usos). Visto que a outorga foi regulamentada no Estado de Santa Catarina no ano de 2006, por meio do decreto nº 4.778 de 11 de outubro de 2006, não existem informações referentes à demanda de água para os anos anteriores. Quanto ao SIOUT, este foi implementado no ano de 2021 e, portanto, foram utilizadas as informações aí contidas. As Figuras 27 e 28 apresentam as outorgas cadastradas nas respectivas áreas de estudo.

Figura 27 – Outorgas cadastradas na Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão.



Fonte: O Autor, 2021.

Figura 28 – Outorgas cadastradas na Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó.



Fonte: O Autor, 2021.

Os dados de consumo para inserção no WEAP foram organizados mensalmente. Além disso, foram definidas 6 categorias gerais de demanda hídrica

para a simulação: Abastecimento Humano, Industrial, Agropecuária, Aproveitamentos Hidrelétricos, Produção Energética e Outros Usos, por serem consideradas as demandas hídricas prioritárias, além de serem esses os usos outorgados na bacia. As Tabelas 11 e 12 apresentam as demandas utilizadas para este estudo nas áreas da BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente.

Tabela 11 – Demanda mensal para a BHRC.

CATEGORIAS DE USO	USO (m ³ /mês)			
	Subterrâneo	Superficial	Total	Percentual
Abastecimento Humano	67,44	4.795.200,00	4.795.267,44	60,96%
Industrial	13.104,00	697.870,55	710.974,55	9,04%
Agropecuária	-	22.642,56	22.642,56	0,29%
Outros Usos	5.419,20	4.017,60	9.436,80	0,12%
Produção Energética	-	2.327.468,94	2.327.468,94	29,59%
TOTAL	18.590,64	7.847.199,65	7.865.790,29	100,0%

Fonte: Adaptado de SDS (2011) e SIOUT (2021).

Tabela 12 – Demanda mensal para a Bacia do Rio Chapecó.

CATEGORIAS DE USO	USO (m ³ /mês)			
	Subterrâneo	Superficial	Total	Percentual
Abastecimento Humano	38.988,21	125.463,16	164.451,37	1,19%
Industrial	91.148,39	2.848.641,71	2.939.790,09	21,29%
Agropecuária	165.616,03	6.524.515,00	6.690.131,03	48,45%
Apr. Hidrelétricos	-	2.758.743,97	2.758.743,97	19,98%
Outros Usos	13.476,69	31,11	13.507,80	0,10%
Produção Energética	-	1.242.296,21	1.242.296,21	9,00%
TOTAL	309.229,32	13.499.691,16	13.808.920,47	100,0%

Fonte: Adaptado de SDS (2011) e SIOUT (2021).

As demandas hídricas de Aproveitamentos Hidrelétricos e Produção Energética foram consideradas a partir da análise do nexo água-energia-alimentos. As duas representam a perda hídrica que ocorre por evaporação nos aproveitamentos hidrelétricos, tendo como parâmetro os reservatórios localizados na Bacia do Rio Chapecó. Apesar da BHRC não possuir empreendimentos hidrelétricos instalados na sua região, há o consumo de grande quantidade de energia na realização de suas atividades (CELESC, 2021).

Sendo assim, para fins de contabilização dos impactos causados pelo consumo energético, e tendo em vista o nexo água-energia-alimentos, foi considerada como demanda hídrica para a produção energética a quantidade de água que é evaporada para produção da energia que é consumida nas áreas de estudo. Vale salientar que esta não foi contabilizada no balanço hídrico da bacia hidrográfica do Rio Cubatão, mas foi considerada neste trabalho para fins de análise do nexo por se tratar de uma interconexão setorial.

3.2.7 Dados Hidrogeológicos

Conforme Baggio (1997) e Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina (2002), a região da Baía da Babitonga apresenta aquíferos do tipo freático, associado à zona saturada, rocha alterada e sedimentos recentes localizados na região, sendo a maioria dos poços rasos encontrados; e o cristalino, ligado às rochas do complexo granulítico do Estado, sendo estes caracterizados pelos poços profundos.

Para a região oeste, Freitas, Eckert e Caye (2001) e Freitas, Caye e Machado (2002) afirmam que existem duas categorias de aquíferos: porosos e fraturados. Segundo os autores, os aquíferos porosos dependem da porosidade com relação ao seu armazenamento e circulação hídrica. Já os fraturados dependem da presença de juntas e fraturas, e a interligação entre essas. A região apresenta dois grandes reservatórios subterrâneos: o Aquífero Guarani e o Aquífero Serra Geral, sendo o Serra Geral dominante na região, de onde são extraídas a maioria das águas utilizadas.

No WEAP, foi definido um único nó de águas subterrâneas para cada bacia. Informações sobre as águas subterrâneas nas áreas de estudo foram consultadas em Baggio (1997) e Gonçalves (1993) para a BHRC, e para o Rio Chapecó foram consideradas as contribuições de Freitas, Caye e Machado (2002). Também foram consultados dados de poços do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS) do Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM) (CPRM, 2021).

Entretanto, não foram encontrados valores de referência para as variáveis referentes às águas subterrâneas no WEAP. Sendo assim, como entrada dos dados, foram considerados a capacidade do aquífero como ilimitada; o volume inicial sendo o acumulado no início da simulação durante o período de calibração e validação até

o ano que antecede o início das simulações futuras (1988-2019 para BHRC e 1985-2019 para a Bacia do Rio Chapecó); a retirada máxima foi atribuída através do somatório das outorgas de captação subterrânea. E, para a recarga natural, foi considerado 918,8 mm/ano para a BHRC 353,84 mm/ano para a Bacia do Rio Chapecó (CPRM, 2021; BORGES *et al.*, 2017, respectivamente).

3.2.8 Dados de Produção Energética

A região da Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó possui reservatórios para geração de energia hidrelétrica (SDS/MPB ENGENHARIA, 2009). De acordo com dados do Sistema de Informações Georreferenciadas do Setor Elétrico da Agência Nacional de Energia Elétrica a região apresenta 61 aproveitamentos hidrelétricos (AHEs) cadastrados, sendo 24 Centrais Geradoras Hidrelétricas (CGHs), 30 Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) e 7 Usinas Hidrelétricas (UHEs) (SIGEL/ANEEL, 2022). Destes, estão em operação 21 CGHs, 20 PCHs e 1 UHE, totalizando uma potência de 328,12 MW, e são reservatórios 5 PCHs e 1 UHE. Os outros empreendimentos apresentam-se nas fases de liberação para execução e/ou operação, e totalizam uma potência de 440,44 MW. A Tabela 13 e a Figura 29 apresentam os empreendimentos hidrelétricos em operação nas áreas de estudo que possuem reservatórios.

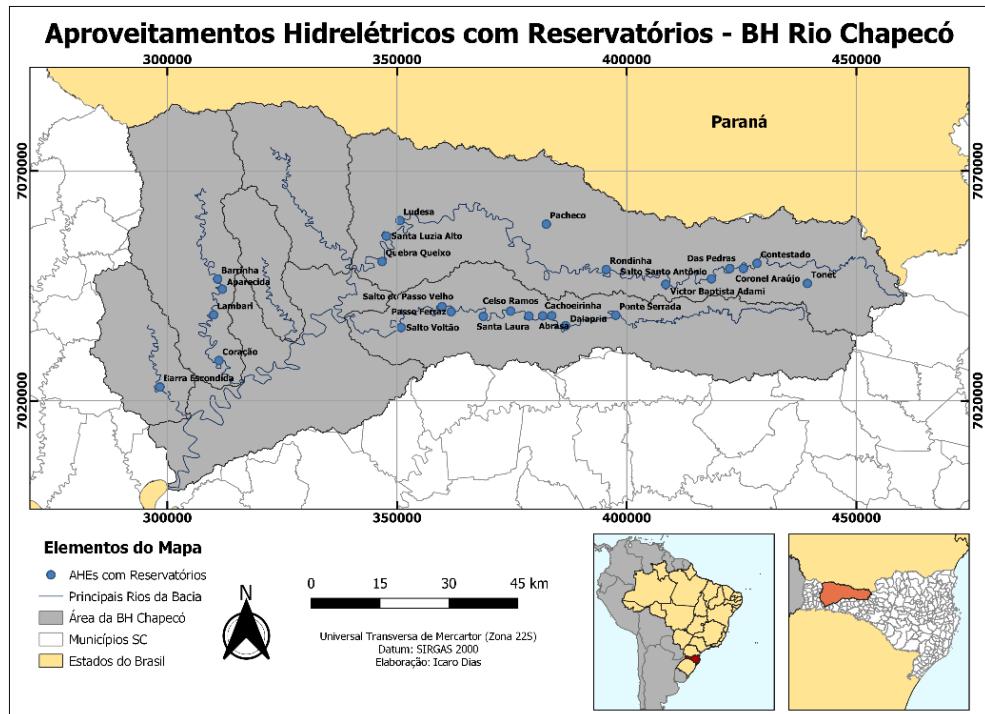
Tabela 13 – Aproveitamentos hidrelétricos operação com reservatórios.

TIPO	NOME	RIO	LATITUDE	LONGITUDE	POT. (KW)	INÍCIO DA OPERAÇÃO
CGH	Abrasa	Rio Chapecozinho	-26,77	-52,19	1.460	01/02/65
	Aparecida	Rio Pesqueiro	-26,71	-52,89	3.060	11/05/17
	Cachoeirinha	Rio Chapecozinho	-26,77	-52,17	1.000	01/01/07
	Pacheco	Rio Pacheco	-26,59	-52,18	1.980	01/10/10
PCH	Tonet	Rio da Roseira	-26,71	-51,61	840	01/06/85
	Barra Escondida	Rio Saudades	-26,90º	-53,03º	2.250	31/01/09
	Barrinha	Rio Pesqueiro	-26,69º	-52,90º	3.300	27/07/19

TIPO	NOME	RIO	LATITUDE	LONGITUDE	POT. (KW)	INÍCIO DA OPERAÇÃO
PCH	Celso Ramos	Rio Chapecozinho	-26,76º	-52,26º	13.915	02/01/63
	Contestado	Rio Chapecó	-26,67º	-51,72º	5.600	01/11/07
	Coração	Rio Burro Branco	-26,85º	-52,90º	4.600	05/06/19
	Coronel Araújo	Rio Chapecó	-26,68º	-51,75º	5.800	01/11/07
	Dalapria	Rio Chapecozinho	-26,79º	-52,14º	1.440	01/02/85
	Das Pedras	Rio Chapecó	-26,68º	-51,78º	5.600	23/12/17
	Faxinal dos Guedes	Rio Chapecozinho	-26,77º	-52,22º	4.000	24/02/07
	Lambari	Rio Pesqueiro	-26,76º	-52,91º	4.500	03/03/20
	Ludesa	Rio Chapecó	-26,58º	-52,50º	30.000	01/08/07
	Passo Ferraz	Rio Chapecozinho	-26,76º	-52,39º	4.000	03/06/11
	Ponte Serrada	Rio Chapecozinho	-26,77º	-52,03º	4.320	01/10/20
	Rondinha	Rio Chapecó	-26,68º	-52,05º	9.600	04/06/14
	Salto do Passo Velho	Rio Chapecozinho	-26,75º	-52,41º	1.800	31/10/01
	Salto Santo Antônio	Rio Chapecó	-26,70º	-51,82º	10.636	21/03/19
	Salto Voltão	Rio Chapecozinho	-26,79º	-52,50º	8.200	24/09/01
	Santa Laura	Rio Chapecozinho	-26,77º	-52,32º	15.000	01/10/07
	Santa Luzia Alto	Rio Chapecó	-26,61º	-52,53º	28.500	01/07/11
UHE	Quebra Queixo	Rio Chapecó	-26,66º	-52,54º	120.000	31/12/03

Fonte: O Autor, 2021.

Figura 29 – Localização dos aproveitamentos hidrelétricos com reservatórios na Bacia do Rio Chapecó.



Fonte: O Autor, 2021.

De acordo com o Balanço Energético Nacional produzido pela Empresa de Pesquisa Energética – EPE, 63,86% da geração de energia elétrica do Estado de Santa Catarina foi de origem hidrelétrica em 2020 (EPE, 2021). Apesar de ser classificada atividade de uso não consuntivo, parte da água acumulada nos reservatórios de produção hidrelétrica é evaporada. Sendo assim, a demanda hídrica para produção energética foi considerada a partir da perda por evaporação líquida nos reservatórios. Para isso, foi utilizada a equação de Stephens e Stewart (1963) (MAJIDI *et al.*, 2015; ALTHOFF; RODRIGUES; SILVA, 2019), Equação 11:

$$E = 0,03495(0,0082T_a - 0,19)R_s \quad (11)$$

onde E é a evaporação líquida (mm/dia); T_a é a temperatura média do ar ($^{\circ}\text{F}$); e R_s é a radiação solar (W/m^2). A partir dos dados de reanálise meteorológica mencionados no item 3.2.3, foram calculadas as médias mensais de temperatura e a evaporação líquida nos reservatórios atuais e futuros (em construção e/ou processo de

autorização) a partir de suas respectivas áreas (Apêndice A). Em sequência, foi calculada a energia total mensal produzida nas unidades conforme a Equação 12:

$$E_p = T \times P \times F_c \quad (12)$$

onde o T é o tempo de operação das unidades (horas mensais); P é a potência (KW); e Fc é o fator de capacidade da usina (%). Para este trabalho, foi considerado que as usinas produzem energia diariamente, com um fator de capacidade médio de 55% (MME/EPE, 2020). A razão entre o volume evaporado e a energia produzida resultou na perda líquida para cada Quilowatt-hora produzido (m^3/KWh), caracterizando a perda (demanda) hídrica por evaporação líquida dos reservatórios, assim como a demanda hídrica para produção da energia consumida nas regiões de estudo.

3.3 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO

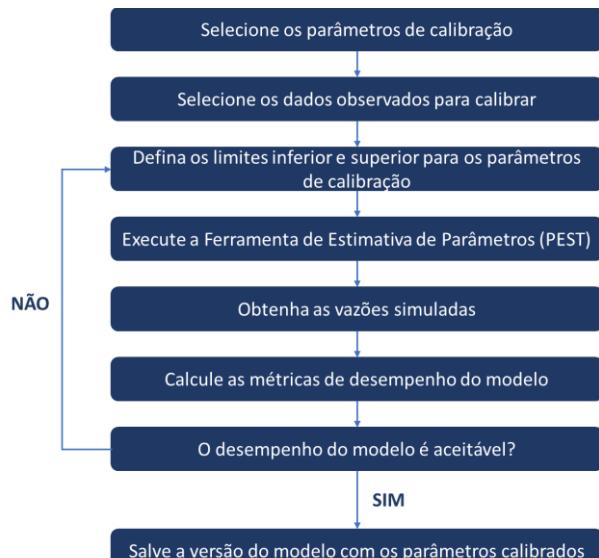
O processo de calibração e validação de um modelo visa a obtenção de um conjunto de dados que se assemelhe aos dados históricos (SIEBER; PURKEY, 2015). Através do Método da Umidade do Solo, e com os dados de entrada inseridos, as bacias foram simuladas, e os dados de saída (vazão) foram analisados em relação aos observados nas estações fluviométricas utilizadas.

Os parâmetros referentes ao solo (coeficiente de cultura, capacidade de retenção e condutividade de água nas zonas radicular e profunda, fator de resistência ao escoamento, direção do fluxo preferencial e a fração de armazenamento no início da simulação nas zonas radicular e profunda) foram inicialmente calibrados utilizando o *Parameter Estimation Tool* ou Ferramenta de Estimativa de Parâmetros (PEST, 2021) junto à uma abordagem manual (TENA *et al.*, 2021; OTI; KABO-BAH; OFUSU, 2020; AGARWAL *et al.*, 2018). A partir das saídas (vazões simuladas) do modelo WEAP, estes valores foram ajustados de forma que apresentassem um comportamento semelhante aos valores observados (INGOL-BLANCO; MCKINNEY, 2013; OLIVOS, 2017; ABDI; AYENEW, 2021).

O PEST é um pacote de software gratuito que estima parâmetros independente do modelo e análise de incerteza (SIEBER; PURKEY, 2015; SEI, 2016). Permite ao usuário a automatização do processo de calibração e comparação com os valores

observados, para que possam ser ajustados de forma que a precisão do modelo seja melhorada. Para o WEAP, o PEST possui um link dentro do próprio software, permitindo ao usuário a sua utilização sem que haja a instalação de outro aplicativo. A rotina para a calibração com o PEST é representada pela Figura 30.

Figura 30 – Rotina de calibração PEST.



Fonte: Adaptado de TENA *et al.* (2021).

Foram utilizados, para ambas as regiões de estudo, 70% dos dados para a etapa de calibração e 30% para a validação. Sendo assim, para a Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão, dados compreenderam o período de 1987 a 2006 para a calibrar, e de 2007 a 2014 para validar. Para a Bacia do Rio Chapecó, de 1985 a 2005 para calibração, e de 2006 a 2014 para validação, desconsiderando o primeiro ano de simulação, sendo este considerado de aquecimento do modelo. Para esta etapa, foram utilizados os dados até o ano de 2014 visto que para a simulação do modelo no WEAP, o parâmetro de Umidade Relativa (NCEP, 2021) apresentou o conjunto de dados até este ano.

Por fim, objetivando medir a adequação e o desempenho do modelo hidrológico, e conforme Momblanch *et al.* (2019), Ingol-Blanco e McKinney (2013) e Olivos (2017), serão utilizadas as seguintes estatísticas de precisão: Eficiência de Nash-Sutcliffe (NSE), o Percent Bias (P_{bias}), o Coeficiente de Determinação (R^2) e o Índice de Concordância de Willmott (d), representados pelas Equações 14, 15, 16 e 17 (MORIASI *et al.*, 2007):

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{o,i} - Q_{s,i})^2}{\sum_{i=1}^n (Q_{o,i} - \bar{Q}_o)^2} \quad (14)$$

$$P_{bias} = \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{o,i} - Q_{s,i})}{\sum_{i=1}^n Q_{o,i}} * 100 \quad (15)$$

$$R^2 = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Q_{o,i} - \bar{Q}_o)(Q_{s,i} - \bar{Q}_s)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_{o,i} - \bar{Q}_o)^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (Q_{s,i} - \bar{Q}_s)^2}} \right]^2 \quad (16)$$

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Q_{o,i} - Q_{s,i})^2}{\sum_{i=1}^n (|Q_{s,i} - \bar{Q}_o| + |Q_{o,i} - \bar{Q}_o|)} \quad (17)$$

onde Q_s e Q_o correspondem as vazões simuladas e observadas, respectivamente, para cada passo de tempo i ; n o total de passos de tempo; e \bar{Q}_s e \bar{Q}_o são as médias aritméticas dos valores simulados e observados, respectivamente.

Quanto aos valores, Moriasi *et al.* (2007) afirma que o NSE varia entre $-\infty$ e 1,0, sendo os valores próximos de 1,0 considerados ideais, ou seja, há adequação entre os dados simulados e observados. Para o P_{bias} , expresso em porcentagem, valores próximos de zero são considerados ideais. Resultados positivos podem representar viés de subestimação do modelo, enquanto os negativos indicam a superestimação do modelo. O R^2 descreve o grau de colinearidade entre os dados simulados e observados, apresentando valores entre 0 e 1,0, sendo os próximos de 1,0 considerados ideais. O índice de concordância d expressa o grau de erro de previsão do modelo, variando de 0 a 1,0, onde zero indica nenhuma concordância entre os valores observados e simulados, e 1,0 indica uma concordância perfeita entre esses.

3.4 DESENVOLVIMENTO DE CENÁRIOS DE DEMANDA HÍDRICA

No WEAP, os cenários são definidos como um conjunto de suposições facultativas que visam a análise de questionamentos enfrentados pelos planejadores de recursos hídricos (YATES *et al.*, 2005). Tentam explicar, a partir de possíveis

mudanças de origem socioeconômicas, políticas ou tecnológicas, como o sistema evolui ao longo do tempo (SIEBER; PURKEY, 2015).

Diversos autores, ao utilizarem o WEAP, desenvolveram cenários em seus estudos (OMAR; MOUSSA, 2016; VIEIRA; SANDOVAL-SOLIS, 2018; ZHU *et al.*, 2020). Abordando a temática do nexo água-energia-alimentos, destacam-se Momblanch *et al.* (2018) e GUAN *et al.* (2020) que desenvolveram cenários futuros de demanda e oferta de água para as regiões do Himalaia e Arizona-EUA, respectivamente, abordando fatores socioeconômicos, de crescimento agrícola, industrial, de consumo energético e mudanças climáticas.

Após a etapa de calibração e validação do modelo, 5 cenários (Quadro 4) foram desenvolvidos e aplicados para análise da demanda e disponibilidade hídrica futura (horizonte de tempo de 2020 a 2050), sendo um cenário de referência, três alternativos e um integrado. Para o cenário de referência (C_REF), foram consideradas três premissas quanto à evolução ao longo do tempo: o crescimento populacional, a evolução do Produto Interno Bruto (PIB) Industrial e a dinâmica de crescimento das áreas agrícolas. Para este, não foi implementada nenhuma modificação, ou seja, o sistema seguiu a tendência observada nos últimos anos.

Quadro 4 – Descrição dos cenários propostos.

CENÁRIO	SIGLA	DESCRÍÇÃO	FONTES
Referência	C_REF	As demandas foram consideradas a partir dos percentuais de crescimento populacional, do PIB Industrial e de áreas agrícolas predominantes dos últimos anos	SIDRA/IBGE (2020); MapBiomass (2021)
Fontes Energéticas Alternativas	C_EAL	Substituição de parcela da produção de energia hidrelétrica por fontes energéticas alternativas (energia fotovoltaica)	CELESC (2021); SIGEL (2021); EPE (2021)
Aumento na Utilização dos Instrumentos de GRH	C_GES	Utilização efetiva dos instrumentos de gestão dos recursos hídricos (Planos de Bacia e Plano Estadual de Recursos Hídricos)	BRASIL (1997); SANTA CATARINA (1994); GONÇALVES <i>et al.</i> , (2007); SDS/MPB ENGENHARIA, (2009); SDS, (2017d)
Influência das Mudanças Climáticas	C_MCL	Análise da influência das mudanças climáticas na disponibilidade hídrica no horizonte da pesquisa	INPE (2022)

CENÁRIO	SIGLA	Descrição	FONTES
Integrado	C_INT	Análise a partir das alterações propostas nos cenários C_EAL e C_GES	Todas anteriormente citadas

Fonte: O Autor, 2022.

No cenário C_REF, para a BHRC, as projeções populacionais para os anos de 2030, 2040 e 2050 foram obtidas a partir dos percentuais de crescimento segundo o Plano Municipal de Saneamento Básico de Joinville (ENGECORPS, 2011). Duas propostas de projeção populacional foram apresentadas no plano, sendo uma para 750.000 (taxa de crescimento de 1,57% ao ano) habitantes e outra para 1 milhão de habitantes (taxa de 2,66% ao ano) até o ano de 2035 na cidade de Joinville.

Ao analisar as taxas, percebeu-se que o cenário para 750.000 habitantes foi o que mais assemelhou-se ao crescimento do município nos últimos anos. Logo, foi considerada a taxa de crescimento de 1,57% ao ano para os próximos anos, assim como considerado pelo Plano de Saneamento Básico do Município de Joinville.

Para a Bacia do Rio Chapecó, a projeção populacional para o horizonte deste estudo foi calculada a partir do método geométrico (KELLNER, 2014), Equação 18, também utilizado por SDS (2017c) na projeção populacional para a região:

$$P = P_2 e^{k_g(t-t_2)} \quad (18)$$

onde P é a população para o ano a se determinar (habitantes); P₂ é a população no tempo t₂ e k_g é a taxa de crescimento geométrico (Equação 19):

$$k_g = \frac{\ln P_2 - \ln P_1}{t_2 - t_1} \quad (19)$$

P₁ e P₂ são as populações para os períodos t₁ inicial e t₂ final. Também foram utilizadas as populações segundo SIDRA/IBGE (2020) para os anos de 2010 e 2020.

Para a análise da evolução do PIB também foram extraídas as séries de dados do SIDRA/IBGE (2020). Foram analisados os valores do Produto Interno Bruto (PIB) do setor industrial nos últimos 5 e 10 anos (2014-2019 e 2009-2019), sendo considerado para o estudo que um maior crescimento corresponderia a uma maior demanda hídrica. Na BHRC, 71,55% dos empreendimentos industriais do município

de Joinville são abastecidos por suas águas (JOINVILLE, 2019). Já para a Bacia do Rio Chapecó, foi considerado o percentual de cada município parcial ou totalmente inserido para o somatório do PIB Industrial da região.

Para as áreas agrícolas, foram analisadas as mudanças no uso e ocupação do solo a partir dos mapas gerados com os dados da plataforma MapBiomass (MAPBIOMAS, 2021). Foram utilizados os arquivos georreferenciados para o período 1989-2019 com intervalos de 5 anos, e analisadas as mudanças para os períodos de 5 e 10 anos. Por último, foram consideradas as maiores modificações.

No cenário C_EAL, foi proposta a substituição de parcela da produção de energia de origem hidrelétrica por energia fotovoltaica. De acordo com a Associação Brasileira de Energia Solar Fotovoltaica – ABSOLAR, Santa Catarina ocupa a 5^a posição no ranking dos estados com a maior potência instalada de geração distribuída de energia solar fotovoltaica, com o percentual de 4,8% (580,4 MW) (ABSOLAR, 2022).

A partir dos dados de consumo energético obtidos (CELESC, 2021), o cenário C_EAL substituiu 20% da demanda energética de produção hidrelétrica (que atualmente é de 63,86%) por energia fotovoltaica (1,35% atualmente) (EPE, 2021), o que resultou na diminuição da perda por evaporação líquida oriunda da produção hidrelétrica proporcionando o aumento da disponibilidade hídrica para os demais usos.

Para o cenário C_GES, como já mencionado anteriormente, a outorga é o único instrumento de gestão citado na Política Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 1994). Diante disso, e com o objetivo de promover a utilização dos instrumentos presentes na PNRH, o cenário C_GES utilizou os planos de ações presentes nos Planos de Bacia das regiões de estudo, assim como no Plano Estadual de Recursos Hídricos (GONÇALVES *et al.*, 2007; SDS/MPB ENGENHARIA, 2009; SDS, 2017d).

Logo, foram adotadas ações de redução de consumo e reutilização de água nos setores de saneamento básico, indústria e irrigação/manejo rural previstas nos planos (GONÇALVES *et al.*, 2007; SDS/MPB ENGENHARIA, 2009; SDS, 2017d). Para o saneamento, foi proposta a redução hipotética de 50% das perdas na distribuição nos sistemas de abastecimento da BHRC e do Rio Chapecó, que são de 42,19% e 37,80%, respectivamente (ÁGUAS DE JOINVILLE, 2021; SNIS, 2021).

Para o setor industrial, a proposta foi a reutilização de 30% da demanda desse setor, com base nos trabalhos realizados por Tong *et al.* (2012) e Matsumura e Mierzwa (2008) ao apresentarem propostas para a redução e reutilização de água nos setores têxtil e de processamento de aves, respectivamente. E para o setor agropecuário, foi proposta a redução em 20% da demanda através da melhoria na eficiência dos processos que envolvem esse setor com base nos coeficientes estimados por Blanke *et al.* (2006).

Visando também a maximização da disponibilidade hídrica, no cenário C_GES foi proposta a redução da evaporação líquida nos reservatórios para a região da Bacia do Rio Chapecó. Youssef e Khodzinskaya (2019) e Deepika *et al.* (2020), ao apresentarem métodos para a redução da evaporação em reservatórios, afirmam que dentre as medidas de origem física, química e biológica, as físicas apresentam maior eficiência na redução das perdas. Diante disso, e com base nos autores mencionados, foi proposto para o cenário a redução de 45% da perda por evaporação como medida de gestão e aumento da oferta hídrica com a utilização de medidas físicas como as *shade balls* ou bolas de sombra, produzidas em material plástico ecologicamente correto utilizadas para cobrir lagos, lagoas e represas.

No cenário C_MCL, foi analisada a disponibilidade hídrica a partir dos cenários de emissões futuras de Gases de Efeito Estufa (GEE) para as Rotas de Concentração Representativas (RCPs) 4.5 e 8.5 (cenários intermediário e pessimista, respectivamente) do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas – IPCC (IPCC, 2014). Os dados foram obtidos através do Portal Projeções Climáticas no Brasil (<http://pclima.inpe.br/>) do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2022), que continham as informações apenas para os dois RCPs mencionados. O modelo aplicado foi o Modelo Climático Regional ETA-MIROC5 (CHOU *et al.*, 2014) onde foram obtidos os dados mensais de precipitação (mm), temperatura média (°C), umidade relativa do ar (%) e velocidade do vento (m/s) para o horizonte de tempo 2020-2050. E a partir disso, foram simuladas no WEAP as respectivas vazões para os cenários RCP, sendo comparados à vazão outorgável nas regiões (50% da Q₉₈) (SANTA CATARINA, 2008) e conforme os estudos de SILVA (2019) para a BHRC e SDS/MPB ENGENHARIA (2009) para a Bacia do Rio Chapecó.

Por último, no cenário C_INT foram utilizadas as mesmas premissas dos cenários C_EAL e C_GES, ou seja, a substituição da produção hidrelétrica pela

fotovoltaica e a utilização das ações propostas pelos Planos de Bacia e de Recursos Hídricos. Foi considerado o crescimento do cenário de referência C_REF, analisando como a integração de ações pode afetar a disponibilidade hídrica nas regiões de estudo.

3.5 ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE WEF

Este estudo utilizou para o desenvolvimento do IS e comparação entre os cenários propostos, as abordagens utilizadas por Momblanch *et al.* (2018), Guan *et al.* (2020) e Liu *et al.* (2022) com base na abordagem de Daher e Mohtar (2015) e Daher *et al.* (2019). Para água, energia e alimentos, quatro variáveis foram consideradas, sendo para água: (i) o uso total de água nos setores de demanda hídrica (m^3) e (ii) a recarga cumulativa de água subterrânea (m^3); para energia: (iii) a energia utilizada para a água (kWh/m^3), considerando os valores sugeridos por Moraes-Santos, Dias e Balestieri (2021); e para alimentos: (iv) a produção total de alimentos (kg) para as culturas de referência utilizadas (maior área cultivada na região de estudo), sendo o arroz para a Bacia do Rio Cubatão, e a soja para a do Rio Chapecó (SDS, 2017a; SDS, 2017b), considerando as produtividades segundo SIDRA/IBGE (2020). O IS, calculado para cada cenário, foi definido através da Equação 24 (DAHER; MOHTAR, 2015; DAHER *et al.*, 2019):

$$IS_C = \sum_{i=1}^4 IRS_{S,i} \quad (24)$$

onde $IRS_{S,i}$ é a sustentabilidade do recurso individual i, calculada conforme a Equação 25 (DAHER; MOHTAR, 2015; DAHER *et al.*, 2019):

$$IRS_{S,i} = \frac{R_{S,i}}{R_{REF,i}} w_i \quad (25)$$

onde $R_{S,i}$ é o recurso utilizado (nas unidades correspondentes) i no cenário a ser avaliado; $R_{REF,i}$ é o recurso i no cenário de referência; e w_i é o coeficiente de peso adotado.

O peso w adotado foi de 0,25, igual para todos e tendo em vista a utilização de 4 variáveis. O IRS_{s,i} foi multiplicado por -1 para os itens i e iii objetivando refletir o impacto negativo na sustentabilidade local. Por fim, o IS que apresentar o maior valor, e positivo implicará no cenário mais sustentável.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

São apresentados nesta seção os resultados obtidos com a pesquisa. Inicialmente, foram corrigidas as falhas pluviométricas e fluviométricas existentes, e em seguida foram organizados e inseridos os dados de entrada no software WEAP. Posteriormente, foi realizada a espacialização dos dados de precipitação e foram obtidas as precipitações médias anuais nas regiões de estudo a fim de inserir os dados iniciais no WEAP.

Parte do conjunto de dados foi utilizada para a calibração do modelo através dos parâmetros que compõem o método da umidade do solo. A outra parcela foi utilizada para validação, sendo analisada a performance das duas etapas através das métricas estatísticas propostas. Por último, foram simulados os cenários futuros de demanda hídrica que, comparados ao cenário atual, resultaram no cálculo do Índice de Sustentabilidade, apresentando o cenário mais sustentável dentre os propostos.

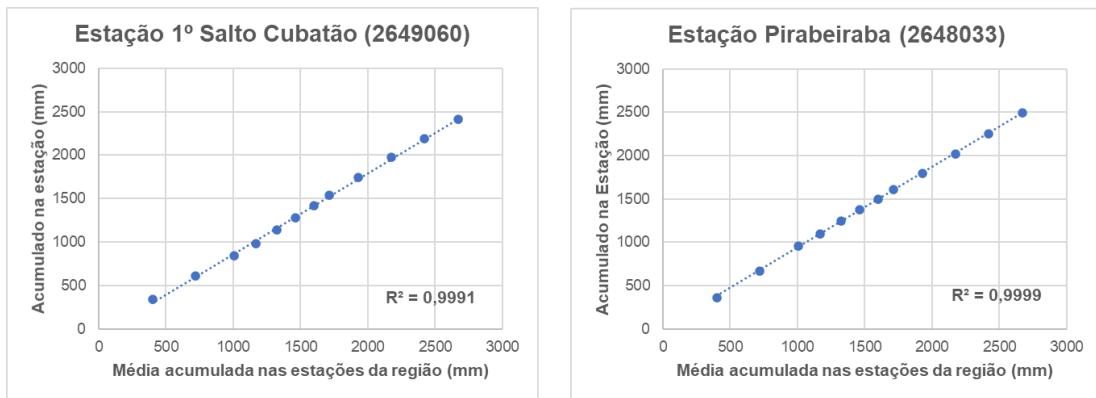
4.1 DADOS PLUVIOMÉTRICOS

4.1.1 Falhas Pluviométricas

Na série histórica de 1987 a 2020, a BHRC apresentou uma lacuna de 44 meses de dados faltantes nas estações pluviométricas utilizadas neste estudo. As falhas foram preenchidas por meio do Método da Regressão Linear Múltipla, e a homogeneidade dos dados foi analisada pelo Método da Dupla Massa em relação à média das estações da região (Figura 31) a verificação foi feita por meio do dos coeficientes de determinação (R^2).

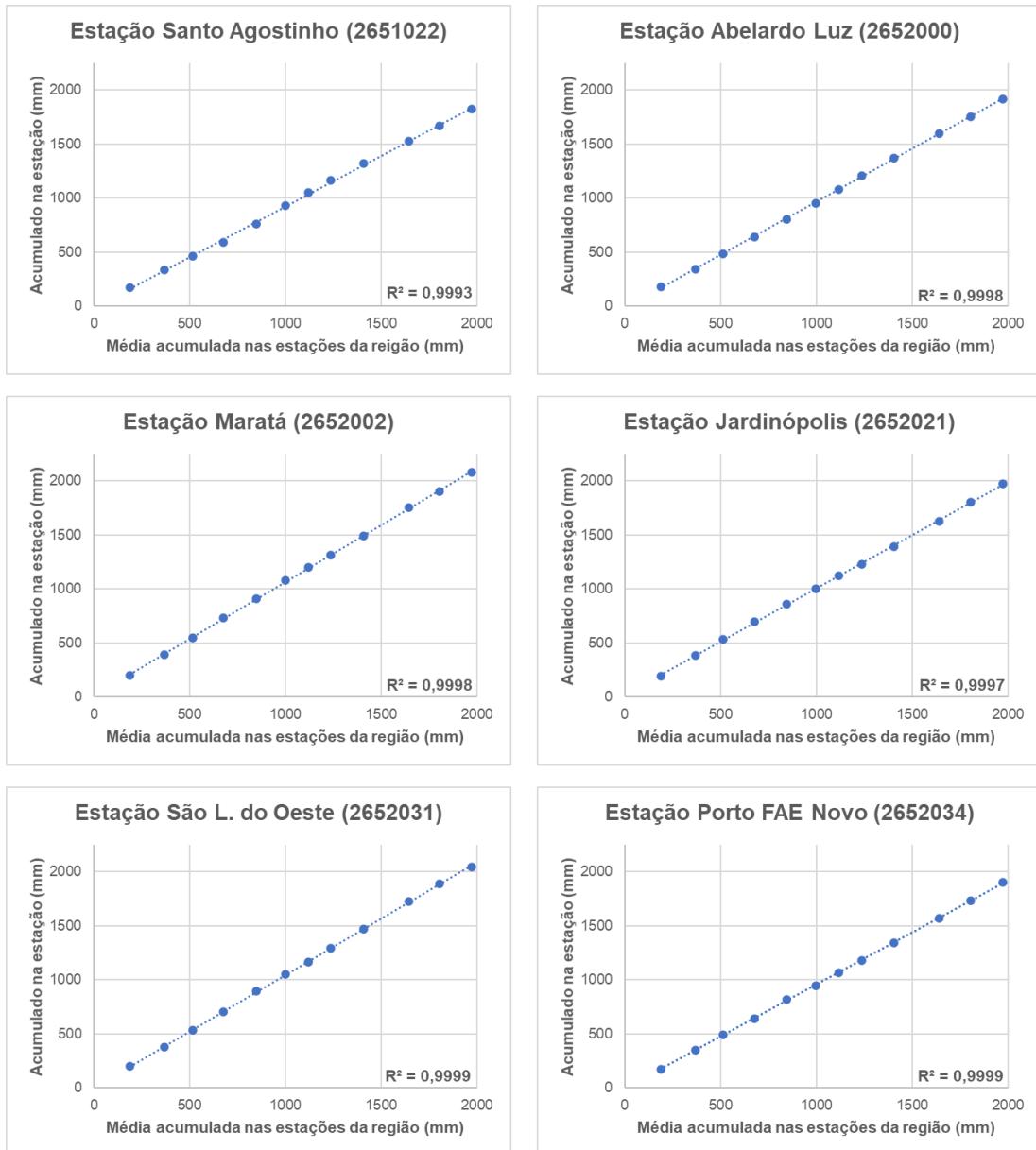
Para a Bacia do Rio Chapecó, um total de 184 meses, considerando todas as estações durante o período 1984-2020, apresentou ausência de dados. Com a utilização dos métodos da Ponderação Regional e Regressão Linear Simples para o preenchimento das falhas, foram analisadas as curvas de dupla massa quanto à homogeneidade dos dados (Figuras 32 e 33), assim como os respectivos valores de R^2 .

Figura 31 – Curvas de dupla massa para as estações da BHRC.



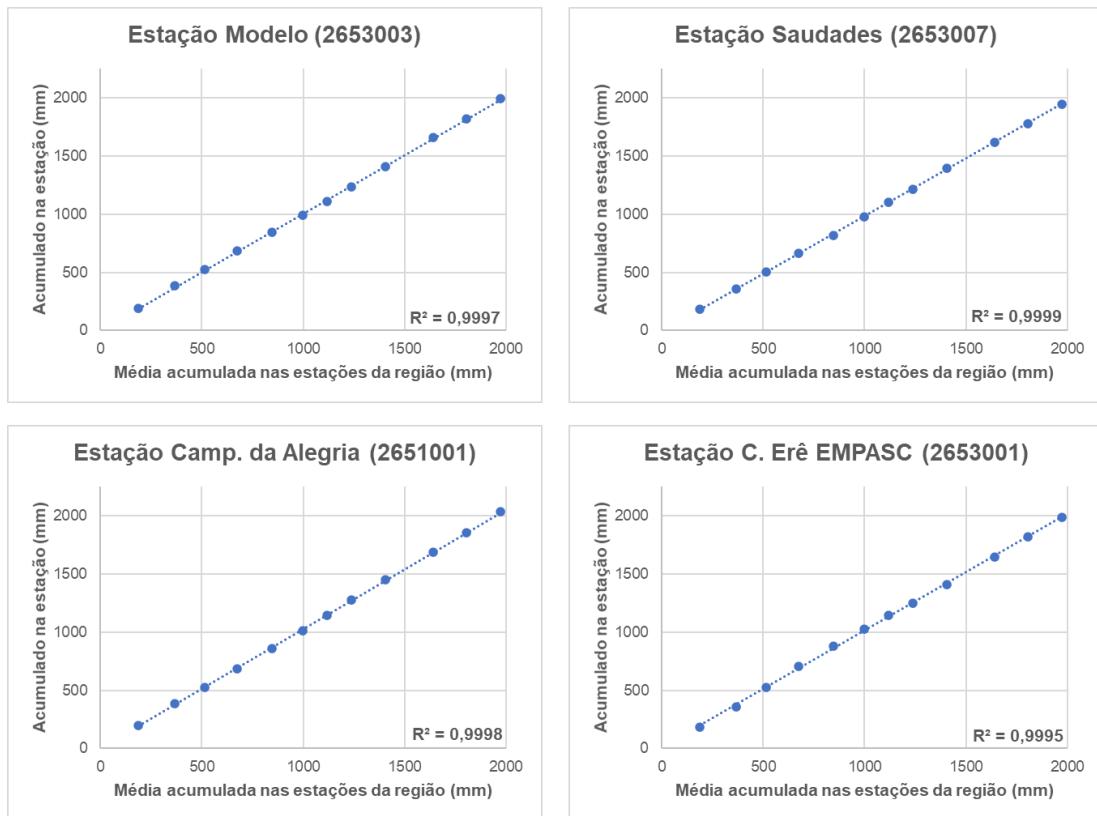
Fonte: O Autor, 2022.

Figura 32 – Curvas de dupla massa para as estações da Bacia do Rio Chapecó.



Fonte: O Autor, 2022.

Figura 33 – Curvas de dupla massa para as estações da Bacia do Rio Chapecó (cont.).

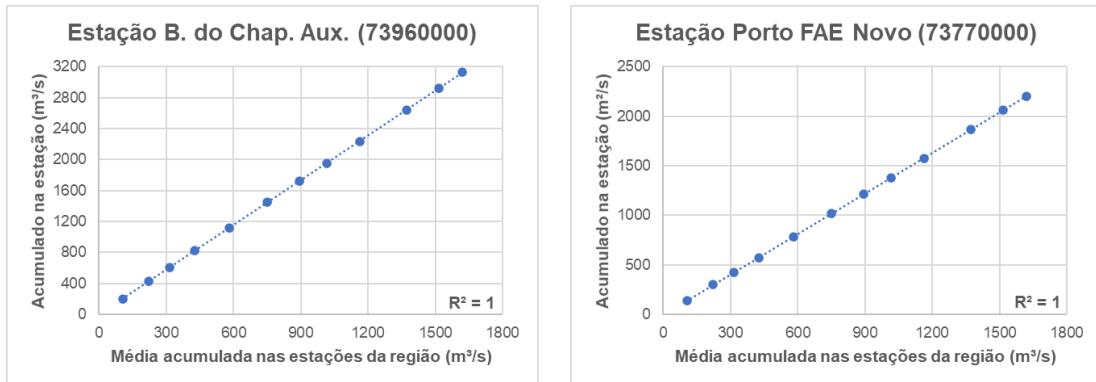


Fonte: O Autor, 2022.

4.1.2 Falhas Fluviométricas

De forma análoga às falhas pluviométricas, as falhas fluviométricas também foram analisadas quanto à sua consistência a partir das curvas de dupla massa. A região da BHRC não apresentou ausência de dados para o período utilizado (1988-2014). Para a Bacia do Rio Chapecó, das 4 estações utilizadas no estudo, apenas as estações Porto FAE Novo (73770000) e Barra do Chapecó Auxiliar (73960000) apresentaram, respectivamente, 2 e 4 meses com dados ausentes. Os dados foram preenchidos por meio de Regressão Linear Múltipla e apresentaram as curvas de dupla massa e valores R² conforme a Figura 34.

Figura 34 – Curvas de dupla massa para as estações da Bacia do Rio Chapecó.



Fonte: O Autor, 2022.

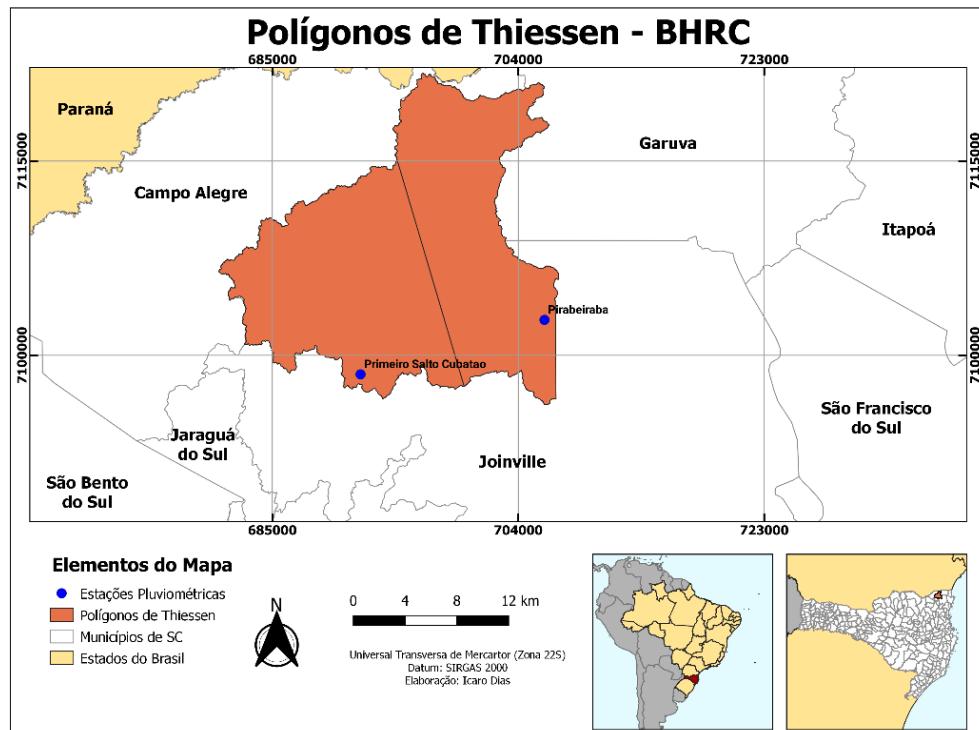
A partir das Figuras 31-34, observou-se que os resultados de R^2 para o preenchimento de falhas pluviométricas em ambas as regiões de estudo apresentaram-se altos e próximos de 1,0, semelhantemente aos dados ausentes nas estações fluviométricas para a Bacia do Rio Chapecó, caracterizando a homogeneidade dos dados, e portanto, a ausência de inconsistências entre esses (TUCCI, 2001).

Resultados semelhantes também foram obtidos nos trabalhos de Mello, Kohls e Oliveira (2017) Buriol *et al.* (2006). Os autores realizaram o preenchimento de falhas em estações pluviométricas nas regiões de Joinville/SC e Santa Maria/RS por meio dos métodos também utilizados neste trabalho, além da utilização do Método da Dupla Massa na análise da consistência dos dados. Os valores de R^2 apresentados também foram próximos de 1,0.

4.2 ESPACIALIZAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO

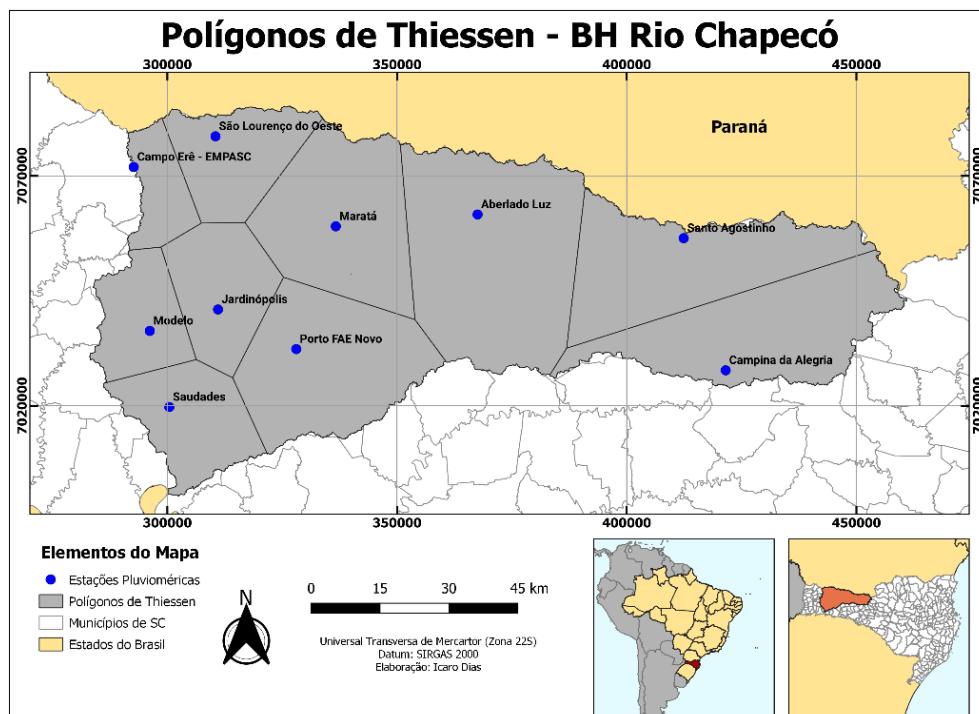
A partir do Método dos Polígonos de Thiessen (Figuras 35 e 36), foram obtidas as respectivas áreas de influência das estações pluviométricas dispostas nas bacias, permitindo a determinação da precipitação média nas áreas de estudo. A BHRC apresentou uma precipitação média anual de 2.465,2 mm, enquanto do Rio Chapecó 1.961,3 mm, próximos aos valores de Oliveira *et al.* (2016) e SDS/MPB ENGENHARIA (2009) para as regiões.

Figura 35 – Polígonos de Thiessen obtidos para a região da BHRC.



Fonte: O Autor, 2022.

Figura 36 – Polígonos de Thiessen obtidos para a região da Bacia do Rio Chapecó.



Fonte: O Autor, 2022.

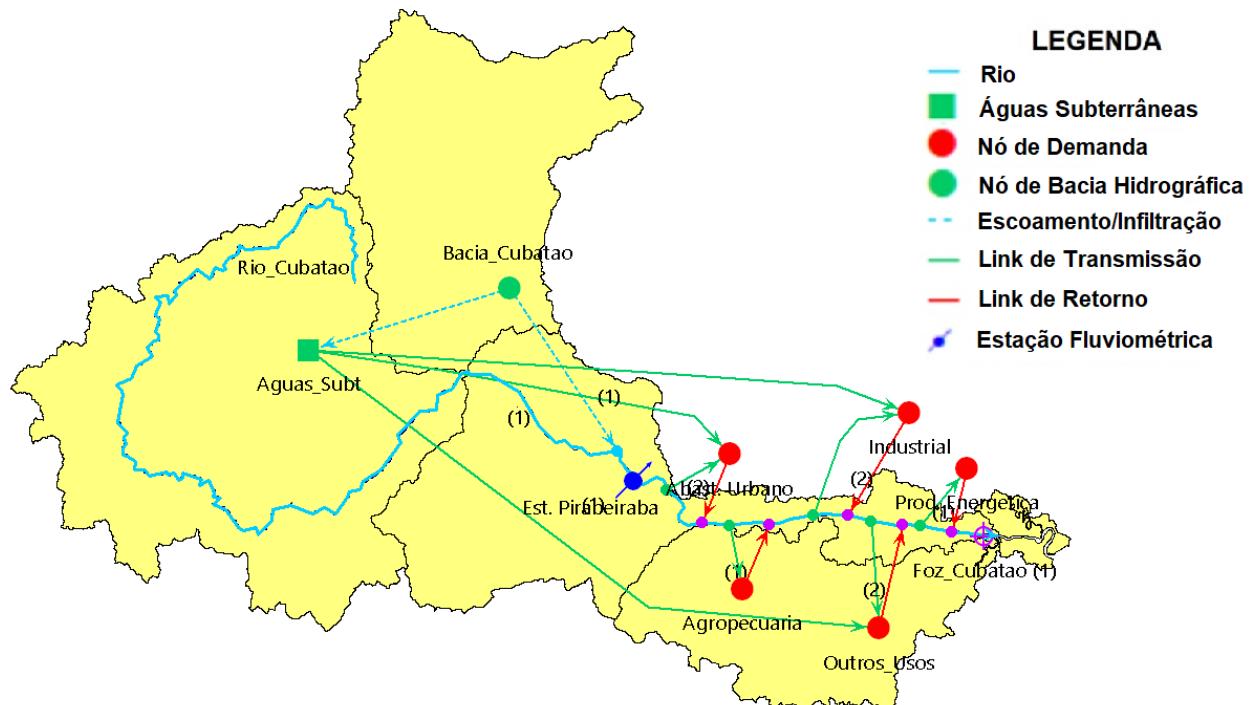
Com as regiões divididas a partir dos Polígonos de Thiessen, foram obtidas as precipitações mensais e inseridas no ambiente WEAP.

4.3 CONSTRUÇÃO DO MODELO NA PLATAFORMA WEAP

Foram criados dois projetos distintos para as respectivas áreas de estudo no ambiente WEAP. Em seguida, foram adicionados os elementos que constituem o sistema, sendo estes os arquivos georreferenciados (camadas que representam as respectivas áreas de estudo), rios, nós de bacia hidrográfica, demandas, águas subterrâneas e estações fluviométricas, além de seus *links* de transmissão e retorno.

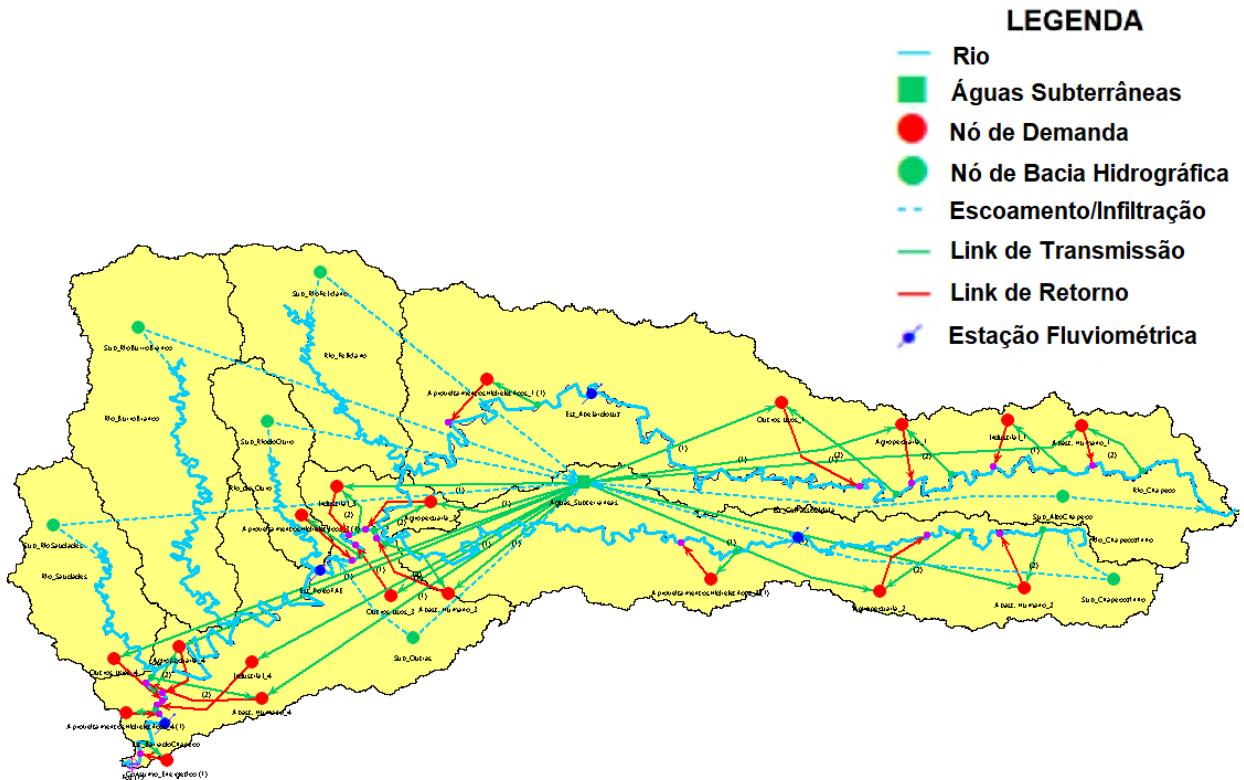
A demanda hídrica para a BHRC totalizou 7.865.790,29 m³/mês (Tabela 11), enquanto a Bacia do Rio Chapecó 13.808.920,47 m³/mês (Tabela 12). As Figuras 37 e 38 apresentam o modelo dos sistemas da BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente, no ambiente WEAP.

Figura 37 – Modelo de simulação WEAP para a BHRC.



Fonte: O Autor, 2022.

Figura 38 – Modelo de simulação WEAP para a Bacia do Rio Chapecó.



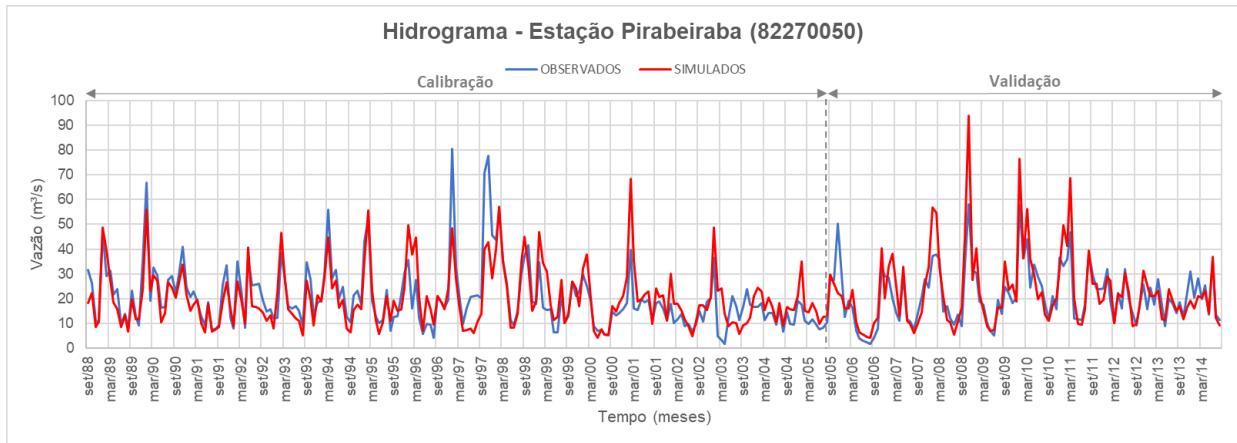
Fonte: O Autor, 2022.

4.4 CALIBRAÇÃO E VALIDAÇÃO DO MODELO

As primeiras simulações foram realizadas com base nos dados inseridos para os anos de referência. As saídas resultaram nos hidrogramas com as vazões (m^3/s) simuladas através do método da umidade do solo, sendo possível a análise junto aos valores observados nas estações fluviométricas utilizadas (Tabela 7).

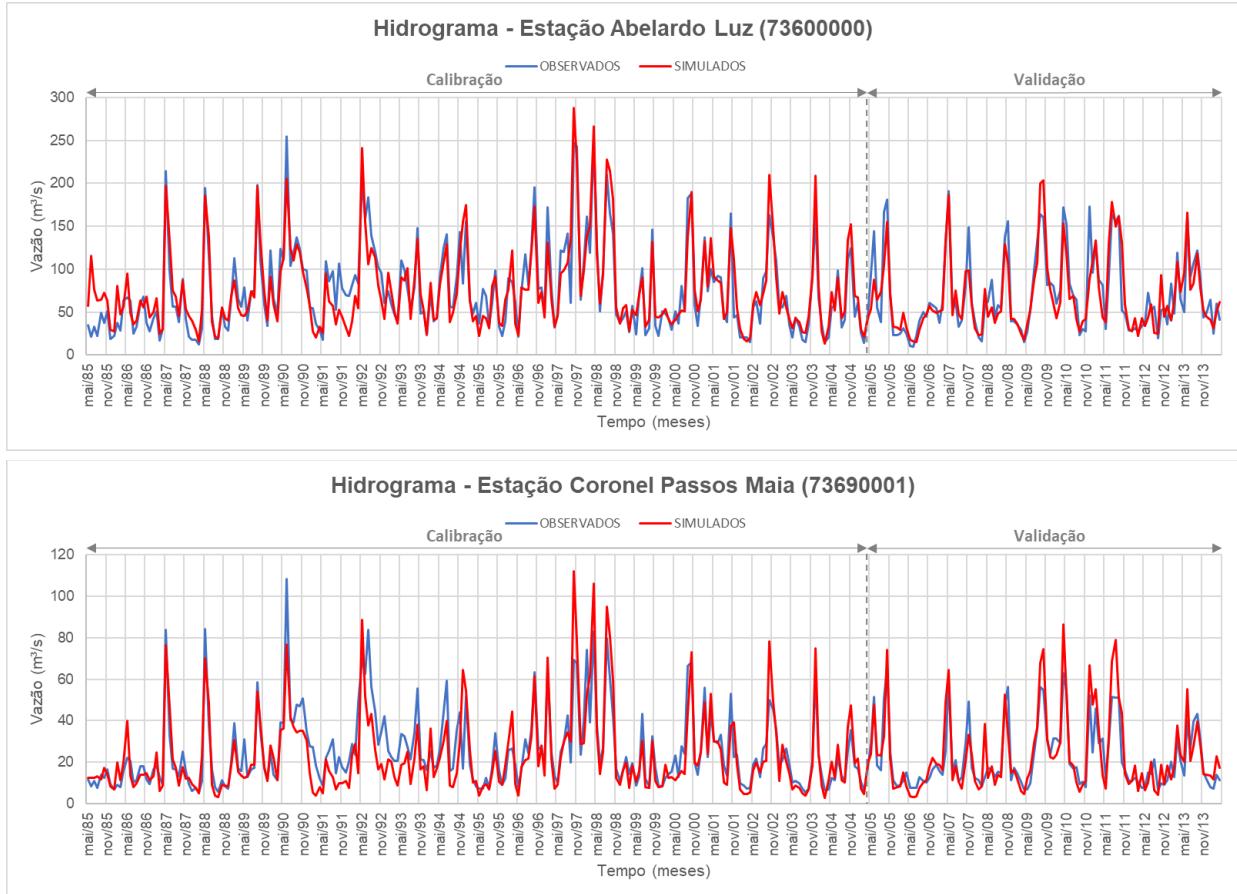
Entretanto, os valores simulados não corresponderam aos valores observados, apresentando coeficientes estatísticos insuficientes segundo a literatura (MORIASI et al., 2007). Sendo assim, os parâmetros (coeficiente de cultura, fator de resistência ao escoamento, direção preferencial de fluxo, capacidade de retenção do solo, fração de armazenamento no início da simulação e condutividade hidráulica) foram calibrados com a ferramenta PEST, e em seguida foram ajustados manualmente com o foco na melhoria quanto ao seu desempenho e análise por meio dos índices propostos (NSE, P_{bias} , R^2 e d). As Figuras 39-41 apresentam, respectivamente, os hidrogramas com as vazões observadas (azul) e simuladas (vermelho) resultantes para a BHRC e Bacia do Rio Chapecó.

Figura 39 – Vazões observadas e simuladas na Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão.



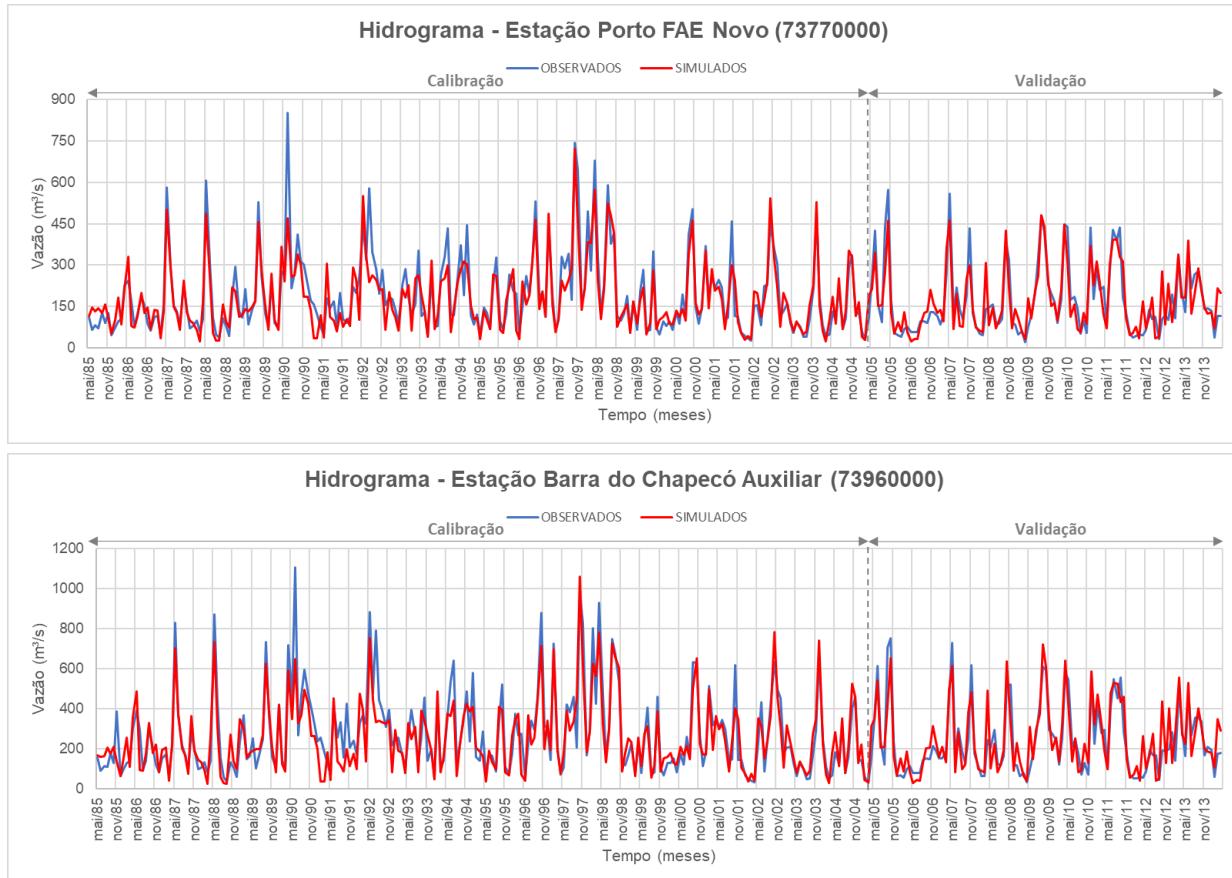
Fonte: O Autor, 2022.

Figura 40 – Vazões observadas e simuladas na Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó.



Fonte: O Autor, 2022.

Figura 41 – Vazões observadas e simuladas na Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó (continuação).



Fonte: O Autor, 2022.

A partir das Figuras 39-41 observou-se que as vazões simuladas seguem uma tendência semelhante aos dados observados. Contudo, em alguns períodos observou-se a subestimação e superestimação das vazões, principalmente das máximas. As Tabelas 14 e 15 apresentam os resultados alcançados com as estatísticas para as áreas de estudo nas etapas de calibração e validação dos modelos, respectivamente.

Tabela 14 – Avaliação do desempenho da simulação do modelo (calibração).

BACIA	CÓDIGO ANA	ESTAÇÃO	ÍNDICES ESTATÍSTICOS			
			NSE	P _{bias}	R ²	d
Cubatão	82270050	Pirabeiraba	0,602	0,545	0,618	0,882
	73600000	Abelardo Luz	0,809	-1,699	0,816	0,950
	73690001	Coronel Passos Maia	0,671	8,543	0,730	0,919
	73770000	Porto FAE Novo	0,796	5,316	0,802	0,939
	73960000	Barra do Chapecó Auxiliar	0,783	5,305	0,788	0,935

Fonte: O Autor, 2022.

Tabela 15 – Avaliação do desempenho da simulação do modelo (validação).

BACIA	CÓDIGO ANA	ESTAÇÃO	ÍNDICES ESTATÍSTICOS			
			NSE	P _{bias}	R ²	d
Cubatão	82270050	Pirabeiraba	0,488	-8,501	0,796	0,909
	73600000	Abelardo Luz	0,769	2,633	0,777	0,938
Chapecó	73690001	Coronel Passos Maia	0,626	-7,793	0,774	0,923
	73770000	Porto FAE Novo	0,760	-1,888	0,767	0,933
	73960000	Barra do Chapecó Auxiliar	0,702	-6,653	0,745	0,925

Fonte: O Autor, 2022.

A partir dos resultados das Tabelas 14 e 15, os modelos apresentaram um desempenho satisfatório em praticamente todas as estatísticas de performance (exceto o NSE) conforme Moriasi *et al.* (2007), que afirma que um modelo é considerado satisfatório quando NSE > 0,50, P_{bias} < ±25%, R² > 0,50 e d com valores próximos de 1,0.

O P_{bias} apresentou, para todos os casos, um desempenho considerado como muito bom (P_{bias} < ±10%) segundo o mesmo autor. Na etapa de calibração, apenas a estação Abelardo Luz (73600000) da Bacia do Rio Chapecó apontou superestimação dos dados, enquanto as outras, inclusive a estação Pirabeiraba (82270050) da BHRC apresentaram viés de subestimação das vazões. Na etapa de validação, ocorreu o contrário. A estação Abelardo Luz apresentou viés de subestimação das vazões, enquanto as outras um viés de superestimação. Tena *et al.* (2021), utilizando o WEAP no Rio Chongwe, na Zâmbia, apresentou resultados semelhantes para o P_{bias} aos obtidos neste estudo.

Para todas as estações o coeficiente de determinação R² apresentou resultados considerados satisfatórios, ou seja, a colinearidade entre os dados simulados e observados. Dill, Dagios e Barros (2022), ao calibrar e validar um modelo SWAT para a BHRC também obtiveram resultados semelhantes para o mesmo coeficiente de desempenho na região. Olivos (2017), utilizou o WEAP em bacias hidrográficas do município de São Carlos/SP e também obteve resultados semelhantes aos alcançados neste estudo.

Quanto ao Índice de Concordância de Willmot (d), todas as estações apresentaram valores entre 0,88 e 0,95, e 0,90 e 0,93 durante as etapas de calibração e validação do modelo, respectivamente. Khalil *et al.* (2018), ao desenvolver um modelo WEAP para a Bacia do Rio Mae Klong, na Tailândia, também obteve valores

de d variando entre 0,88 e 0,99 para calibração, e 0,81 e 0,99 para validação. Sendo assim, os valores encontrados neste estudo apresentam-se adequados de acordo com a literatura apresentada.

Entretanto, o NSE na etapa de validação para a BHRC apresentou desempenho considerado insatisfatório (0,488), segundo MORIASI *et al.*, 2007. De acordo com World Bank (2017) na região de Lesotho, África do Sul, os valores de NSE obtidos também foram considerados insatisfatórios. Segundo o autor, o NSE é influenciado pela ocorrência altas vazões, que impactam os valores do NSE, o que também pode ser considerado para este trabalho, dado que na etapa de validação, alguns períodos apresentaram a superestimação dessas vazões (Figura 39).

Na Bacia do Rio Chapecó, mesmo apresentando um coeficiente satisfatório (0,671 e 0,626), a Estação Coronel Passos Maia (73690001) apresentou valor inferior de NSE quando comparado às outras estações presentes na mesma bacia, tanto para a etapa de calibração, como de validação. Nas duas situações, observa-se o comportamento semelhante ao ocorrido na BHRC, onde houve a superestimação das vazões, principalmente das máximas (Figura 40).

A baixa precisão das vazões de pico também pode ser explicada pelas dificuldades existentes na medição dos eventos de cheia (LANG *et al.*, 2010). Dificuldades operacionais durante esses eventos tais como a inundação das estações de medição e a danificação dos equipamentos deixam lacunas nos registros e afetando a confiabilidade dos dados.

Abbaspour (2022) afirma que a qualidade do conjunto dados de entrada de um modelo afeta diretamente o NSE e o R², e que não existem valores fixos destes parâmetros para definir se uma simulação é eficiente, ou não.

Na modelização da BHRC, Dill, Dagios e Barros (2022) também observaram valores de NSE abaixo dos recomendados por Morasi *et al.* (2007), durante a calibração e validação. Os autores apontaram que a presença de apenas uma estação fluviométrica na área de estudo e a presença de um enrocamento (pertencente à companhia municipal de saneamento) com constante modificação e ausência de informações acerca dessas alterações são fatores que influenciaram diretamente na precisão dos dados de vazão, consequentemente comprometendo o desempenho do modelo.

Para ambas as regiões de estudo, os parâmetros relativos ao coeficiente de cultura (K_c) e o fator de resistência ao escoamento (RRF) variaram conforme a categoria de uso e ocupação do solo no caso da Bacia do Rio Chapecó. Já os parâmetros de direção preferencial de fluxo (F), capacidade de retenção do solo (S_w), fração de armazenamento no início da simulação (Z_1) e a condutividade hidráulica (K_s) apresentaram-se constantes para as áreas de estudo, variando apenas nas sub-bacias para a região da Bacia do Rio Chapecó. As Tabelas 16 e 17 apresentam, respectivamente, os valores calibrados para os parâmetros do Método da Umidade do Solo utilizados no WEAP para a BHRC e Bacia do Rio Chapecó.

Tabela 16 – Valores dos parâmetros WEAP após a calibração para a BHRC.

Parâmetros WEAP (unidades)	Categorias	Valores
F (adimensional)	-	0,68
	Formação Florestal	0,40
	Floresta Plantada	1,00
	Pastagem	0,75
K_c (adimensional)	Mosaico de Agricultura e Pastagem	1,05
	Infratestrutura Urbana	1,00
	Outras Áreas Não Vegetadas	1,00
	Rios e Lagos	1,00
	Outras Lavouras Temporárias	1,20
RRF (adimensional)	Formação Florestal	2,00
	Floresta Plantada	2,00
	Pastagem	3,00
	Mosaico de Agricultura e Pastagem	2,50
	Infratestrutura Urbana	2,00
	Outras Áreas Não Vegetadas	2,00
	Rios e Lagos	2,00
	Outras Lavouras Temporárias	3,00
S_w (mm)	-	480
Z₁ (%)	-	13
K_s (mm.mês ⁻¹)	-	188

Fonte: O Autor, 2022.

Tabela 17 – Valores dos parâmetros WEAP após a calibração para a Bacia do Rio Chapecó.

Parâmetro WEAP (unidades)	Categorias	Sub Alto Chapecó	Sub Chapecozinho	Demais Sub- bacias¹
F (adimensional)	-	0,62	0,19	0,87
Kc (adimensional)	Formação Florestal	Dez-Abr: 1,00 Mai-Ago: 0,80 Set-Nov: 0,60	Dez-Abr: 1,00 Mai-Ago: 0,80 Set-Nov: 0,50	Dez-Abr: 0,40 Mai-Ago: 0,30 Set-Nov: 0,20
	Floresta Plantada	1,00	1,00	1,00
	Formação Campestre	0,90	0,90	0,90
	Pastagem	Dez-Abr: 0,75 Mai-Ago: 0,60 Set-Nov: 0,50	Dez-Abr: 0,75 Mai-Ago: 0,60 Set-Nov: 0,50	Dez-Abr: 0,75 Mai-Ago: 0,65 Set-Nov: 0,50
	Mosaico de Agricultura e Pastagem	Dez-Abr: 0,95 Mai-Ago: 0,85 Set-Nov: 0,65	Dez-Abr: 0,95 Mai-Ago: 0,85 Set-Nov: 0,65	Dez-Abr: 0,75 Mai-Ago: 0,50 Set-Nov: 0,35
	Infraestrutura Urbana	1,00	1,00	1,00
	Outras Áreas Não Vegetadas	1,00	1,00	1,00
	Rios e Lagos	1,00	1,00	1,00
	Outras Lavouras Temporárias	Dez-Abr: 0,80 Mai-Ago: 0,70 Set-Nov: 0,60	Dez-Abr: 0,80 Mai-Ago: 0,70 Set-Nov: 0,60	Dez-Abr: 0,60 Mai-Ago: 0,50 Set-Dez: 0,35
			Dez-Abr: 5,00 Mai-Ago: 6,00 Set-Nov: 10,00 Dez-Abr: 5,00	Dez-Abr: 10,00 Mai-Ago: 12,00 Set-Nov: 15,00
RRF (adimensional)	Formação Florestal	5,00	Mai-Ago: 6,00 Set-Nov: 10,00	Mai-Ago: 12,00 Set-Nov: 15,00
	Floresta Plantada	5,00	Mai-Ago: 6,00 Set-Nov: 10,00	5,00
	Formação Campestre	3,00	3,00	3,00
	Pastagem	3,00	Dez-Jan: 4,00 Fev-Abr: 3,00 Mai-Ago: 4,00 Set-Nov: 5,00	Dez-Abr: 6,00 Mai-Ago: 10,00 Set-Nov: 12,00
	Mosaico de Agricultura e Pastagem	3,00	Dez-Jan: 4,00 Fev-Abr: 3,00	Dez-Abr: 4,00 Mai-Ago: 6,00

		Mai-Ago: 4,00	Set-Nov: 8,00
		Set-Nov: 5,00	
Infraestrutura Urbana	2,00	2,00	2,00
Outras Áreas Não Vegetadas	4,00	4,00	4,00
Rios e Lagos	2,00	2,00	2,00
Outras Lavouras Temporárias	3,00	Dez-Jan: 4,00 Fev-Abr: 3,00 Mai-Ago: 4,00 Set-Nov: 5,00	Dez-Abr: 4,00 Mai-Ago: 6,00 Set-Nov: 8,00
Sw (mm)	-	400	360
Z1 (%)	-	13	13
Ks (mm.mês ⁻¹)	-	120	180
			50

¹ Rio do Ouro, Rio Feliciano, Rio Burro Branco, Rio Saudades e Outras Sub-Bacias.

Fonte: O Autor, 2022.

4.5 CENÁRIOS FUTUROS DE DEMANDA HÍDRICA

4.5.1 Demanda hídrica para o Cenário de Referência (C_REF)

Como mencionado no item 3.4, o cenário de referência foi desenvolvido a partir de três premissas: crescimento populacional, PIB Industrial e dinâmica de crescimento das áreas agrícolas das áreas de estudo. Seguem abaixo as projeções obtidas a partir das tendências observadas.

4.5.1.1 Crescimento Populacional

De acordo com a Tabela 18, a população que corresponde à população abastecida pelas águas da BHRC (75% da população da cidade de Joinville) crescerá aproximadamente 59,57% entre o período 2020-2050. Para a Bacia do Rio Chapecó, o percentual de crescimento será de aproximadamente 28,25% para o mesmo período, considerando os 50 municípios que estão inseridos (total ou parcialmente) na região da bacia hidrográfica.

Tabela 18 – Projeção da população para o período 2020-2050 das regiões de estudo.

Ano	População (Habitantes)	
	Cubatão	Chapecó
2020	448.244	269.809
2030	523.804	290.044
2040	612.101	315.180
2050	715.282	346.018

Fonte: O Autor, 2022.

4.5.1.2 PIB Industrial

Para o PIB Industrial (Tabela 19), foram consideradas duas situações, sendo a taxa de crescimento dos últimos 10 anos (2009-2019) e 5 anos (2014-2019). Para a primeira situação, foram obtidas taxas de 4,26% e 6,31% ao ano para a BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente. Para os últimos 5 anos, os valores resultantes foram de 3,37% e 6,02%, para a BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente. Sendo assim, foram utilizadas as projeções referentes aos últimos 10 anos, por ser considerada a situação mais desfavorável (maior crescimento industrial e, portanto, maior demanda por água).

Tabela 19 – PIB Industrial das áreas de estudo (2009-2019).

Ano	PIB Industrial (Mil Reais)	
	Cubatão	Chapecó
2009	4.212.246,94	1.342.016,22
2010	5.286.274,21	1.575.709,38
2011	5.142.947,13	1.992.372,90
2012	5.398.382,82	2.078.039,92
2013	5.392.146,14	2.177.747,97
2014	5.416.052,58	1.847.094,65
2015	5.529.429,71	1.791.745,11
2016	4.907.897,11	1.800.023,69
2017	5.257.829,59	1.942.700,85
2018	5.698.615,01	2.137.266,26
2019	6.393.458,14	2.473.838,99

Fonte: SIDRA/IBGE, 2022.

4.5.1.3 Áreas Agrícolas

Para as áreas agrícolas, foi analisada a evolução dos percentuais de uso e ocupação do solo a partir dos mapas desenvolvidos com os dados do MapBiomas (2021) a cada 10 e 5 anos para o período 1989-2019 (Tabela 20).

Tabela 20 – Evolução das áreas agrícolas (1989-2019) nas áreas de estudo.

Ano	Áreas Agrícolas (km ²)	
	Cubatão	Chapecó
1989	96,01	5.349,88
1994	98,52	5.459,45
1999	102,93	5.459,15
2004	98,40	5.672,46
2009	97,48	5.676,31
2014	98,37	5.740,62
2019	95,95	5.864,38

Fonte: O Autor, 2022.

De acordo com a Tabela 20, para a taxa de crescimento nos últimos 10 anos, os resultados foram de -0,16% (decréscimo) e 0,33% para a BHRC e para a Bacia do Rio Chapecó, respectivamente. Para 5 anos, os percentuais foram de -0,50% e 0,43%, para a BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente. Logo, para este trabalho foram consideradas as taxas para o período de 5 anos, considerando os crescimentos das respectivas áreas.

A partir das premissas consideradas (crescimento populacional, PIB Industrial e o crescimento das áreas agrícolas), foram calculadas as respectivas vazões das demandas decenais para o Cenário de Referência (C_REF) nas áreas de estudo, conforme apresenta a Tabela 21 para a BHRC e a Tabela 22 para a Bacia do Rio Chapecó.

Tabela 21 – Demanda hídrica mensal (m³/s) para o período 2020-2050 para a BHRC no cenário C_REF.

Categorias de Uso	Demanda mensal (m ³ /s) para a BHRC			
	2020	2030	2040	2050
Abastecimento Humano	1,850	2,162	2,526	2,952
Industrial	0,274	0,416	0,632	0,959
Agropecuária	0,009	0,008	0,008	0,008
Outros Usos	0,004	0,006	0,008	0,013
Produção Energética	0,898	1,049	1,226	1,433
TOTAL	3,035	3,641	4,401	5,364

Fonte: O Autor, 2022.

Tabela 22 – Demanda hídrica mensal (m³/s) para o período 2020-2050 para a Bacia do Rio Chapecó no cenário C_REF.

Categorias de Uso	Demanda mensal (m ³ /s) para a Bacia do Rio Chapecó			
	2020	2030	2040	2050
Abastecimento Humano	0,063	0,068	0,074	0,081
Industrial	1,134	2,091	3,854	7,104
Agropecuária	2,581	2,694	2,811	2,933
Outros Usos	0,005	0,009	0,017	0,030
Perda por Evaporação	1,064	2,429	2,429	2,429
Produção Energética	0,479	0,515	0,560	0,615
TOTAL	5,328	7,806	9,745	13,193

Fonte: O Autor, 2022.

Conforme a Tabela 21, para o período 2020-2050, a BHRC apresentará um crescimento na demanda hídrica de 76,77% para todo o período ou 1,92% ao ano. Quanto aos setores, as demandas para abastecimento humano, industrial e produção energética apresentaram o maior crescimento, consequente do crescimento populacional e do PIB Industrial observados a partir das taxas utilizadas. A demanda para o setor agropecuário apresentou decréscimo, fruto da diminuição das áreas agrícolas. Para todo o horizonte deste estudo, o volume total demandado será de 3.834,43 hm³.

Para a Bacia do Rio Chapecó, a Tabela 22 apresenta que o crescimento da demanda hídrica será de 147,62% para o horizonte 2020-2050. Considerando que os demais aproveitamentos hidrelétricos (aqueles que estão em processo de

autorização/construção) serão implementados partir de 2030, o crescimento ao ano para o período 2020-2030, ou seja, apenas com os aproveitamentos existentes será de 3,89% ao ano. Já para o período 2030-2050, esse percentual será de 2,66% ao ano. Quanto aos setores, destacaram-se os crescimentos das demandas industrial e agropecuária, além da perda por evaporação líquida nos reservatórios, principalmente a partir de 2030, onde todos estarão em operação. Para todo o horizonte deste estudo, o volume total demandado será de 8.253,52 hm³.

Diante dos resultados, observa-se que enquanto os usos de água da BHRC são, principalmente, abastecimento humano e industrial, a Bacia do Rio Chapecó apresenta uso predominantemente industrial e agropecuário. Nesta, observa-se, também, a perda por evaporação nos reservatórios de produção hidrelétrica. As regiões apresentam diferentes atividades socioeconômicas e usos de água que caracterizam os setores usuários e refletem suas atividades. Contudo, apesar dos diferentes interesses, é necessária uma gestão que compreenda e relate as conexões existentes entre os setores (ENDO *et al.*, 2017; BELLFIELD, 2015).

Assim sendo, as informações obtidas no cenário C_REF serão consideradas como base para o desenvolvimento das regiões de estudo, assim como para a comparação com os demais cenários a partir das implementações de redução de consumo hídrico propostas para cada cenário.

4.5.2 Demanda hídrica para o Cenário de Fontes Energéticas Alternativas (C_EAL)

Para ambas as bacias, no cenário C_EAL, as demandas hídricas foram calculadas com a substituição de 20% da produção hidrelétrica por energia fotovoltaica, de modo que foram avaliadas a partir dessa substituição em comparação com o cenário C_REF. Sem haver substituição de fontes energéticas, a evaporação líquida média mensal (2.758.743,97 m³/mês) foi calculada a partir do somatório de energia produzida mensalmente nas unidades hidrelétricas atuais e futuras da Bacia do Rio Chapecó (Apêndice B), resultando em um coeficiente que representa a perda líquida para cada Quilowatt-hora produzido, dado pela razão entre o volume evaporado e a energia produzida, resultando 0,022 m³ para cada KWh produzido.

A Tabela 23 apresenta as taxas de evaporação líquida médias na região da Bacia do Rio Chapecó. Visto que a BHRC não possui aproveitamentos hidrelétricos em sua região, foi considerado o mesmo coeficiente obtido com a Bacia do Rio Chapecó para da perda hídrica por evaporação para a energia consumida na região.

Tabela 23 – Perda total por evaporação líquida dos aproveitamentos hidrelétricos em operação na Bacia do Rio Chapecó ($m^3/mês$), sem substituição.

PERDA POR EVAPORAÇÃO LÍQUIDA MENSAL ($m^3/mês$)					
JAN	4.276.644,47	MAI	1.635.014,11	SET	2.231.058,85
FEV	3.530.674,96	JUN	1.311.630,47	OUT	2.970.802,46
MAR	3.418.784,88	JUL	1.465.858,92	NOV	3.748.552,18
ABR	2.380.985,93	AGO	1.933.820,31	DEZ	4.201.100,13

Fonte: O Autor, 2022.

Em 2020, a BHRC apresentou um consumo energético anual de 2.010.027.572,71 KWh (CELESC, 2021), com uma média de 167.502.297,73 KWh/mês. Considerando que 63,86% da produção energética é oriunda da hidroeletricidade (EPE, 2021), isso representaria uma perda de 2.327.468,94 $m^3/mês$ nos aproveitamentos hidrelétricos que produzem e distribuem energia para a região da BHRC. Nesse caso, ocorre uma “transposição” energética, onde outra bacia, com aproveitamentos hidrelétricos, perde, por evaporação líquida, a água retida em seus reservatórios de produção energética.

Para a Bacia do Rio Chapecó, o consumo energético anual em 2020 foi de 1.072.860.561,13 KWh, com média mensal de 89.405.046,76 KWh/mês e uma perda média mensal por evaporação, calculada de forma análoga à mencionada no parágrafo anterior, de 1.242.296,21 $m^3/mês$. Considerando a substituição de parte da produção hidrelétrica por fotovoltaica, as Tabela 24 e Tabela 25 apresentam os resultados para as vazões demandadas no cenário C_EAL na BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente.

Tabela 24 – Demanda hídrica mensal (m^3/s) para o período 2020-2050 para a BHRC no cenário C_EAL considerando a substituição de 20% da produção hidrelétrica por fotovoltaica.

Categorias de Uso	Demanda mensal (m^3/s) para a BHRC			
	2020	2030	2040	2050
Abastecimento Humano	1,850	2,162	2,526	2,952
Industrial	0,274	0,416	0,632	0,959
Agropecuária	0,009	0,008	0,008	0,008
Outros Usos	0,004	0,006	0,008	0,013
Produção Energética	0,636	0,743	0,868	1,014
TOTAL	2,772	3,335	4,043	4,946

Fonte: O Autor, 2022.

Tabela 25 – Demanda hídrica mensal (m^3/s) para o período 2020-2050 para a Bacia do Rio Chapecó no cenário C_EAL considerando a substituição de 20% da produção hidrelétrica por fotovoltaica.

Categorias de Uso	Demanda mensal (m^3/s) para a Bacia do Rio Chapecó			
	2020	2030	2040	2050
Abastecimento Humano	0,063	0,068	0,074	0,081
Industrial	1,134	2,091	3,854	7,104
Agropecuária	2,581	2,694	2,811	2,933
Outros Usos	0,005	0,009	0,017	0,030
Perda por Evaporação	1,064	2,429	2,429	2,429
Produção Energética	0,339	0,365	0,396	0,435
TOTAL	5,188	7,656	9,582	13,014

Fonte: O Autor, 2022.

De acordo com a Tabela 24, com a substituição de 20% da produção hidrelétrica por fotovoltaica no cenário C_EAL, houve uma redução média, na evaporação em outras bacias hidrográficas, de 8,99% para produção da energia consumida na BHRC quando comparado com C_REF. Ao final da simulação, para o período 2020-2050, o volume total demandado na BHRC (somatório da demanda hídrica de todos os setores) com a substituição da produção hidrelétrica por fotovoltaica será de 3.520,13 hm^3 , apresentando uma diferença de 314,30 hm^3 em relação ao cenário C_REF. Para a Bacia do Rio Chapecó (Tabela 25), a redução

média foi de aproximadamente 1,90% para o período 2020-2050. O volume total demandado para o horizonte de estudo 2020-2050 será de 8.105,72 hm³, diferindo do cenário C_REF em 147,79 hm³.

Guan *et al.* (2020), ao propor a substituição de 50% da energia produzida nas usinas de combustível fóssil por energia fotovoltaica, alcançou a redução da demanda hídrica para a produção energética de 243 hm³ para 74 hm³ na região do Arizona, EUA. Mounir, Mascaro e White (2019), no sudoeste dos EUA, concluíram que 68% da demanda hídrica utilizada para a obtenção de energia elétrica poderia ser reduzida quando utilizadas fontes energéticas alternativas, além de reduzir a emissão de dióxido de carbono (CO₂). Dessa forma, com a utilização da energia fotovoltaica, é possível reduzir o volume de água evaporado nos reservatórios, proporcionando o uso da água em outros setores.

Sendo uma alternativa com grande potencial no Brasil, a energia solar fotovoltaica ainda é pouco explorada. Sua contribuição para a matriz energética nacional é de apenas 1,66%, e no caso do Estado de Santa Catarina, apenas 1,35% da produção energética é de origem solar (EPE, 2021). Apesar do Estado ter a menor incidência solar do país, ele apresenta 5,4% (739,7 MW) da potência instalada no país (ABSOLAR, 2022). Mesmo apresentando baixa irradiação, o Estado de Santa Catarina gera mais energia em comparação ao local mais ensolarado da Alemanha, país que lidera na capacidade instalada – 46 GW (as taxas de irradiação global horizontal são de 1.534 KWh/m² e 1.241 KWh/m² para o Estado de Santa Catarina e a Alemanha, respectivamente) (ESMAP, 2019).

Para que haja o desenvolvimento do setor de energias alternativas, são necessárias políticas e incentivos a empreendedores. No Brasil, a Resolução Normativa nº 482 de 17 de abril de 2012 da ANEEL estabeleceu as condições gerais para o acesso a micro e minigeração distribuída aos sistemas de distribuição de energia elétrica. Entretanto, foi através da Lei nº 14.300 de 6 de janeiro de 2022 que foi instituído o marco legal da micro e minigeração distribuída, o Sistema de Compensação de Energia Elétrica (SCEE) e o Programa de Energia Renovável Social (PERS) (BRASIL, 2022). Existe um projeto de Lei (nº 10.370 de 2018) que trata da Política Nacional de Energia Solar Fotovoltaica – PRONASOLAR, mas que ainda está em tramitação. No entanto, nenhuma das iniciativas regulamentadoras citadas configuram-se como uma política robusta voltada ao setor. Logo, é necessário que

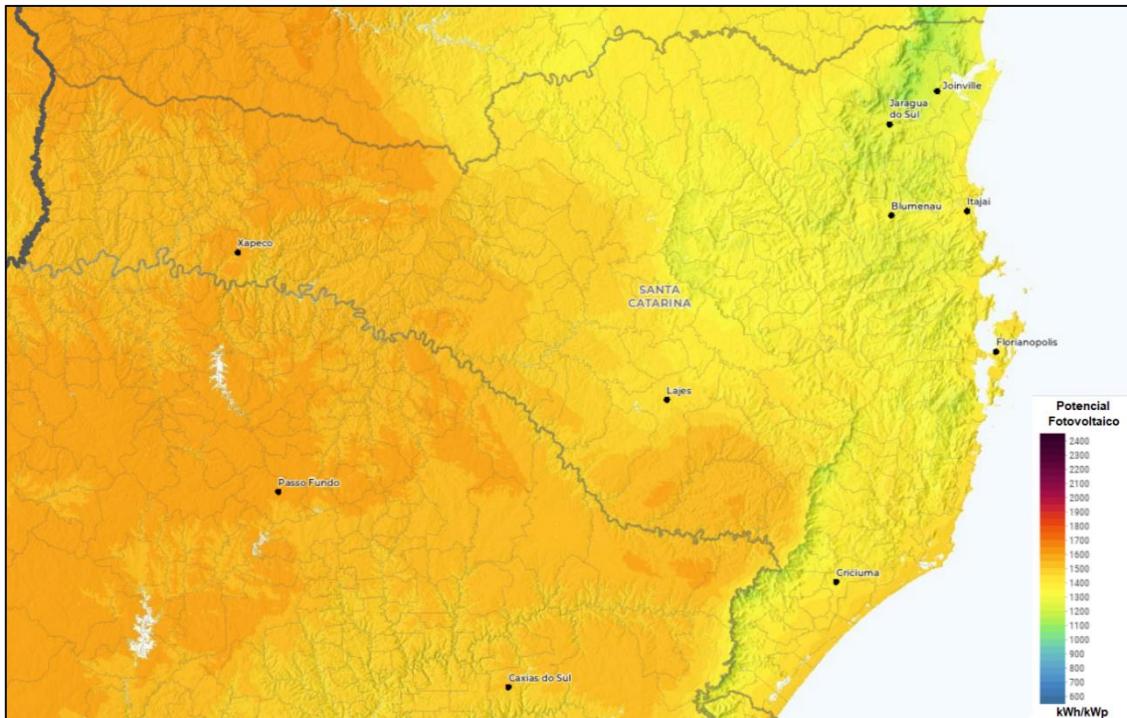
sejam desenvolvidas medidas que fomentem o mercado da energia fotovoltaica em todos os seus aspectos, desde o investimento em pesquisas, até incentivos aos fornecedores, varejistas e os potenciais clientes, os autogeradores de energia elétrica (PINTO; AMARAL; JANISSEK, 2016; GARLET *et al.*, 2019).

Garlet *et al.* (2019), ao realizar uma análise da difusão da energia fotovoltaica na região sul do Brasil, destacou que as principais barreiras são de origem técnica, econômica, social, gerencial e política. O autor ainda concluiu que o Brasil, quando comparado a outros países, é caracterizado como iniciante, necessitando de investimentos em programas voltados para a pesquisa, desenvolvimento e disseminação dessa fonte energética renovável.

Uma das interconexões existentes para a produção energética fotovoltaica no nexo água-energia-alimentos são os denominados Campos Fotovoltaicos ou Fazendas Fotovoltaicas. Tratam-se de grandes extensões de terra anteriormente utilizadas para a agricultura, e que agora são utilizadas para a produção energética renovável. A rentabilidade tem atraído os proprietários de terra a substituírem a produção de alimentos por essas estruturas (SARGENTIS *et al.*, 2021), assim há a preocupação por usos competitivos por terra para plantação de alimentos ou a instalação de painéis solares, que potencialmente poderiam impactar a segurança alimentar da população. Há a necessidade de planejamento espacial adequado para sua instalação e expansão. Isto mostra também a importância do planejamento intersetorial, levando em consideração os trade-offs dos setores do nexo, por exemplo, do setor energético em relação aos demais (LAZARO *et al.*, 2022).

A Bacia do Rio Chapecó, dada a sua característica física e econômica, está sujeita a enfrentar conflitos dessa natureza, visto que a região oeste do Estado de Santa Catarina possui o maior potencial fotovoltaico quando comparado com as outras regiões do Estado, Figura 42 (ESMAP, 2022), além das grandes extensões de terras agrícolas. A BHRC, na condição de grande consumidora de energia elétrica industrial e populacional, encontra-se na condição de possível produtora de energia fotovoltaica nessas regiões, com a finalidade compensar a energia consumida, além da possibilidade de utilização dos telhados das indústrias e comércios para este fim (PINTO; AMARAL; JANISSEK, 2016; SHANMUGAVALLI; VEDAMUTHU, 2015; HOSSEINI, 2019; GHOSH; AKHILESH; KRISHNAN, 2019).

Figura 42 – Potencial Fotovoltaico (KWh/KWp) do Estado de Santa Catarina.



Fonte: ESMAP, 2022.

No contexto urbano, a utilização de painéis fotovoltaicos em edificações também está associada ao nexo. Com a rápida urbanização das cidades, conceber projetos com um bom desempenho energético é considerado um desafio. Cultivar o desenvolvimento de bairros com o enfoque na maximização da produção energética solar proporciona a independência das edificações ali existentes, difundindo o conceito de '*Net Zero Energy Buildings*' ou Edifícios de Energia Zero, capazes de produzir total ou em demasia a energia que consomem (HACHEM; FAZIO; ATHIENITIS, 2013).

4.5.3 Demanda hídrica para o Cenário de Aumento da Utilização dos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos (C_GES)

Com a adoção de práticas presentes nos planos de ação dos Planos de Bacia Hidrográfica (GONÇALVES *et al.*, 2007; SDS/MPB ENGENHARIA, 2009) das áreas de estudo e do Plano Estadual de Recursos Hídricos (SDS, 2017d), foram aplicadas medidas de redução no consumo para abastecimento humano, como a redução de perdas físicas, manutenção dos sistemas e a captação de águas pluviais, reutilização de águas industriais e melhoria na eficiência dos processos ligados ao setor

agropecuário. Além disso, para a Bacia do Rio Chapecó, além das ações citadas anteriormente, a utilização de medidas para a redução da evaporação nos aproveitamentos hidrelétricos. A Tabela 26 e a Tabela 27 apresentam os resultados obtidos com a implementação do cenário C_GES para as áreas da BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente.

Tabela 26 – Demanda hídrica mensal (m³/s) para o período 2020-2050 para a BHRC no cenário C_GES com as intervenções propostas segundo os Planos de Ação das bacias (50% de redução das perdas na distribuição, 30% de reutilização de águas industriais e 20% de redução no setor agropecuário).

Categorias de Uso	Demanda mensal (m ³ /s) para a BHRC			
	2020	2030	2040	2050
Abastecimento Humano	1,460	1,706	1,993	2,329
Industrial	0,192	0,291	0,442	0,671
Agropecuária	0,007	0,007	0,006	0,006
Outros Usos	0,003	0,004	0,006	0,009
Produção Energética	0,898	1,049	1,226	1,433
TOTAL	2,559	3,057	3,674	4,449

Fonte: O Autor, 2022.

Tabela 27 – Demanda hídrica mensal (m³/s) para o período 2020-2050 para a Bacia do Rio Chapecó no cenário C_GES com as intervenções propostas segundo os Planos de Ação das bacias (50% de redução das perdas na distribuição, 30% de reutilização de águas industriais e 20% de redução no setor agropecuário) e redução de 45% da perda por evaporação nos reservatórios.

Categorias de Uso	Demanda mensal (m ³ /s) para a Bacia do Rio Chapecó			
	2020	2030	2040	2050
Abastecimento Humano	0,051	0,055	0,060	0,066
Industrial	0,794	1,464	2,698	4,973
Agropecuária	2,065	2,155	2,249	2,347
Outros Usos	0,004	0,007	0,012	0,021
Perda por Evaporação	0,585	1,336	1,336	1,336
Produção Energética	0,479	0,515	0,560	0,615
TOTAL	3,979	5,532	6,914	9,358

Fonte: O Autor, 2022.

De acordo com os dados da Tabela 26, em comparação com o cenário de referência C_REF, o cenário C_GES apresentou uma redução média de 16,32% na demanda total para a BHRC. Com a implementação das ações previstas nos planos em cada setor, a vazão demandada para o abastecimento humano foi reduzida em 21,10%, aproximadamente. Para os outros setores (industrial, agropecuário e outros usos), de forma específica, houve a redução percentual conforme os parâmetros adotados para o cenário (30%, 20% e 30%, respectivamente).

Para a Bacia do Rio Chapecó (Tabela 27), o cenário C_GES apresentou uma redução média percentual de 28,15% quando comparado ao cenário C_REF. A demanda para abastecimento humano apresentou uma redução média de 18,90% quando comparados os dois cenários (C_REF e C_GES). As demais demandas apresentaram redução conforme os percentuais propostos (30% para o industrial, 20% para agropecuária e 30% para outros usos). Para a perda por evaporação, com a redução de 45%, a perda para o horizonte 2020-2050 que seria de 1.884,78 hm³ passou a ser 1.036,63 hm³, uma redução de 848,15 hm³.

A utilização das ações dos planos apresentou-se promissora na redução da vazão de demanda nos respectivos setores. Kou *et al.* (2018), ao aplicar cenários de reestruturação industrial e medidas de economia de água em Xiamen, na China, alcançou uma redução de 9,82% da demanda em comparação com o cenário atual. Omar e Moussa (2016) utilizaram um cenário de implementação de ações de redução de demanda hídrica no Egito. Os autores obtiveram uma atenuação de 94,2 bilhões de m³ para 56,6 bilhões de m³ com a utilização das ações setoriais.

Portanto, ressalta-se a importância da implementação de ações que maximizem a disponibilidade hídrica em bacias hidrográficas tanto do lado da oferta, como da demanda (ABU-BAKAR; WILLIAMS; HALLET, 2021). A utilização de políticas já existentes, assim como o desenvolvimento de novas devem promover o uso consciente dos recursos hídricos, a partir de medidas que visem a redução da captação e geração de efluentes (MATSUMURA; MIERZWA, 2008), de forma que o uso da água seja realizado de maneira racional e consciente.

Além disso, ações de redução de consumo hídrico devem ser abordadas de maneira holística, considerando fatores socioeconômicos, políticos, ambientais e tecnológicos, assim como entes envolvidos (SGROI; VAGLIASINDI; ROCCARO, 2018). A rápida urbanização das cidades tem exigido soluções sustentáveis de gestão

hídrica, de forma que o desenvolvimento dessas regiões não seja afetado devido à escassez hídrica (CHEN *et al.*, 2017). Apesar da baixa aceitação pública em relação à reutilização de água, a recuperação dessas, principalmente para fins não-potáveis pode reduzir significativamente a demanda hídrica, além de promover estratégias para a sustentabilidade desse recurso (GARCIA-CUERVA; BERGLUND; BINDER, 2016).

A utilização de medidas para a redução do consumo hídrico para o abastecimento humano pode ir muito além da redução das perdas por distribuição. Ações como a variação no preço da água consumida, descontos, racionamentos em períodos de escassez, construção de projetos eficientes e campanhas de educação e conscientização podem atrair a atenção da população e contribuir para a redução do consumo hídrico (ABU-BAKAR; WILLIAMS; HALLET, 2021).

As ações utilizadas para a simulação do cenário C_GES estão previstas nos Planos de Gerenciamento a nível Estadual e de Bacia. Contudo, no estado de Santa Catarina, apenas a outorga figura como instrumento de gestão de recursos hídricos (SANTA CATARINA, 1994). Portanto, observa-se a importância da efetiva utilização dos planos como instrumento de gestão de recursos hídricos, com enfoque na aplicação de ações práticas para o incremento da disponibilidade hídrica, além dos demais instrumentos que a PNRH contempla, como o enquadramento dos corpos de água em classes, a cobrança pelo uso de recursos hídricos, a compensação aos municípios e o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

Vale ressaltar que, a região que compreende uma bacia hidrográfica é constantemente modificada. Desse modo, as políticas e legislações ligadas aos recursos hídricos devem ser periodicamente atualizadas. Os Planos de Bacia das respectivas regiões de estudo foram produzidos nos anos de 2007 (BHRC) e 2009 (Bacia do Rio Chapecó). Logo, verifica-se a necessidade revisão e atualização destes (GONÇALVES *et al.*, 2007; SDS/MPB ENGENHARIA, 2009), visando a melhor compreensão do atual contexto da respectiva região (crescimento populacional, modificação no uso e ocupação do solo, emissão de efluentes, etc.).

No que tange as interconexões existentes entre água, energia e alimentos, todos os setores de demanda hídrica estão interligados (CHANG *et al.*, 2016; STYLIANOPOULOU; PAPAPOSTOLOU; KONDILI, 2020) nas regiões de estudo. Todos necessitam de água, assim como de energia para a execução de suas atividades. Para a produção e obtenção de alimentos, necessita-se de água e energia

desde o cultivo, no caso do setor agrícola, até mesmo o processamento de alimentos através das indústrias alimentícias, o caso da Bacia do Rio Chapecó. A BHRC necessita da água, principalmente para o abastecimento humano, mas também industrial, que compreende diversos setores, dentre eles o têxtil, metalomecânico, eletrodomésticos, dentre outros.

Sendo assim, evidencia-se a importância da integração e desenvolvimento de um “pensamento nexo” voltado ao desenvolvimento dessas regiões. Baseado nos três setores, as soluções propostas devem ser desenvolvidas de maneira integrada, desconsiderando o pensamento fragmentado ou em “silo”, como geralmente é realizado, a fim de promover a maximização das sinergias existentes nas atividades realizadas nas regiões de estudo, através do desenvolvimento de soluções mais integradas e participativas (LAZARO *et al.*, 2021; TORRES *et al.*, 2019). Nesse caso, os Comitês de Bacias Hidrográficas configuram-se como mediadores na gestão no processo de pensamento nexo, visto que em suas assembleias representantes dos setores usuários podem debater e chegar a soluções que permitirão aumentar a sustentabilidade em seus territórios.

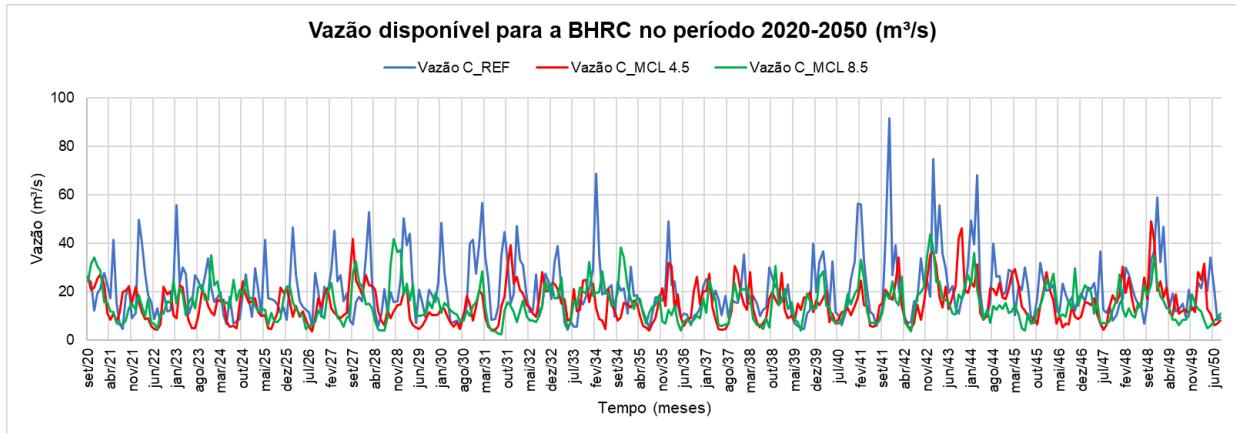
4.5.4 Demanda hídrica para o Cenário de Mudanças Climáticas (C_MCL)

4.5.4.1 Cenário C_MCL para a Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão

Os resultados referentes ao cenário C_MCL foram apresentados por meio dos hidrogramas para os cenários RCP 4.5 e 8.5 (IPCC, 2014) comparados ao hidrograma do cenário C_REF. Foram comparadas as vazões simuladas para o horizonte 2020-2050, junto à demanda hídrica, tendo em vista o crescimento das regiões de estudo. Por fim, foram apresentados os períodos em que possivelmente haveria escassez hídrica e consequentemente o conflito pelo uso do recurso.

A Figura 43 e a Tabela 28 apresentam, respectivamente, o hidrograma com as vazões para o horizonte 2020-2050 nos cenários C_REF, C_MCL 4.5 (para o cenário RCP 4.5) e C_MCL 8.5 (para o cenário RCP 8.5), e as vazões médias mensais para os respectivos cenários junto às diferenças percentuais em relação ao cenário C_REF.

Figura 43 – Vazões mensais (m^3/s) para o período 2020-2050 nos cenários C_REF (azul), C_MCL 4.5 (vermelho) e C_MCL 8.5 (verde) na região da BHRC.



Fonte: O Autor, 2022.

Tabela 28 – Vazões médias mensais (m^3/s) para o período 2020-2050 nos cenários C_REF, C_MCL 4.5 e C_MCL 8.5 para a BHRC e diferenças percentuais em relação ao cenário C_REF.

MÊS	VAZÃO (m^3/s)			DIFERENÇA (%)	
	C_REF	C_MCL 4.5	C_MCL 8.5	REF - 4.5	REF - 8.5
Janeiro	33,99	21,22	18,45	-37,57%	-45,72%
Fevereiro	32,80	19,85	19,22	-39,48%	-41,40%
Março	27,33	16,67	16,88	-39,00%	-38,24%
Abril	17,32	11,88	12,57	-31,41%	-27,42%
Maio	16,20	8,95	9,20	-44,75%	-43,21%
Junho	14,38	8,22	8,43	-42,84%	-41,38%
Julho	14,04	8,79	8,95	-37,39%	-36,25%
Agosto	11,94	12,07	10,79	1,09%	-9,63%
Setembro	17,91	16,93	14,86	-5,47%	-17,03%
Outubro	20,48	20,48	19,18	0,00%	-6,35%
Novembro	22,67	18,40	19,65	-18,84%	-13,32%
Dezembro	21,55	17,45	21,13	-19,03%	-1,95%
Ano Hid. Completo	20,88	15,08	14,94	-27,81%	-28,45%
Época mais Úmida	24,90	19,06	18,75	-23,47%	-24,71%
Época menos Úmida	16,87	11,10	11,14	-34,22%	-33,98%

Fonte: O autor, 2022.

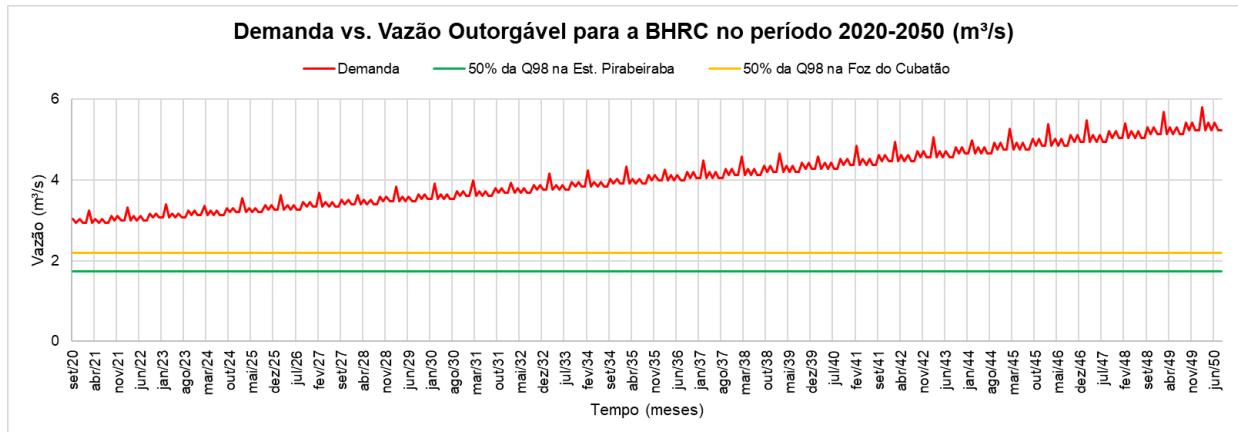
A partir da análise do hidrograma da Figura 43, torna-se evidente que as vazões previstas no horizonte de estudo 2020-2050 para os cenários C_MCL 4.5 (vermelho) e C_MCL 8.5 (verde) serão menores quando comparadas com as vazões previstas para o cenário C_REF. Analisando as vazões simuladas para todo o período (Tabela

28), as vazões médias para o ano hidrológico nos cenários C_MCL 4.5 e 8.5 serão 27,81% e 28,45% menores quando comparadas com o cenário de referência C_REF.

Apenas para o mês de agosto, e no cenário C_MCL 4.5 houve o aumento da vazão em relação à C_REF (1,09%). No mês de outubro, também para C_MCL 4.5, não houve aumento ou redução da vazão média. Em relação época mais úmida (setembro-fevereiro) e menos úmida (março-agosto), as vazões médias estimadas também foram menores em relação à C_REF. Para o cenário C_MCL 4.5, as reduções foram de 23,47% e 34,22% para as épocas mais úmida e menos úmida, respectivamente. Para o cenário C_MCL 8.5, foram de 24,71% e 33,98% para as épocas mais úmida e menos úmida, respectivamente.

A Figura 44 e a Tabela 29 apresentam a evolução da vazão para demanda hídrica mensal da BHRC em comparação com as vazões outorgáveis nas regiões da Estação Pirabeiraba (área de simulação do estudo) e Foz do Rio Cubatão, correspondente a 50% da Q₉₈.

Figura 44 – Vazão da demanda hídrica mensal (m^3/s) da BHRC (vermelho) em comparação com as vazões outorgáveis (50% da Q₉₈) na Estação Pirabeiraba (verde) e na Foz do Rio Cubatão (amarelo).



Fonte: O Autor, 2022.

Tabela 29 – Evolução da demanda hídrica mensal (m^3/s) no cenário C_MCL 4.5 e 8.5 para o período 2020-2050 e vazões outorgáveis (50% da Q_{98}) na Estação Pirabeiraba e Foz do Rio Cubatão.

Categorias de Vazão	Demanda hídrica mensal (m^3/s) para a BHRC			
	2020	2030	2040	2050
Demandas Hídricas Total	3,035	3,648	4,420	5,410
50% da Q_{98} na Est. Pirabeiraba		1,735		
50% da Q_{98} na Foz do Rio Cubatão		2,202		

Fonte: O autor, 2022.

Conforme a Figura 44 e a Tabela 29, observa-se que atualmente não há mais recursos hídricos disponíveis a serem outorgados na BHRC. De acordo com SDS (2008) e SIOUT (2021), a vazão outorgada para as águas superficiais atualmente é de 2,130 m^3/s , restando apenas 0,072 m^3/s outorgáveis na região da Foz do Rio Cubatão. Para as águas subterrâneas, a vazão outorgada atual é de 0,007 m^3/s (SDS, 2008; SIOUT, 2021). Recorda-se que para fins de balanço hídrico, não foram consideradas retirada para a produção energética na BHRC. Entretanto, tendo em vista a análise do nexo água-energia-alimentos, e considerando a premissa de que o nexo analisa os sistemas de forma integrada (HOFF, 2011; ALBRECHT; CROOTOF; SCOTT, 2018), a demanda para a produção energética foi considerada para fins de análise, mesmo não estando inserida no balanço hídrico da BHRC.

Dill (2021), ao analisar cenários de mudanças climáticas para a BHRC, utilizou o modelo MIROC-ESM-CHEM e também apresentou redução nas vazões para os cenários RCP 4.5 e 8.5. Para o ano hidrológico completo, as reduções percentuais em comparação ao cenário histórico foram de 41% e 47,8% para os RCPs 4.5 e 8.5, respectivamente. Os resultados inferiores para a vazão simulada podem ser explicados pela utilização das variáveis climáticas dos respectivos RCPs como a precipitação e a temperatura, além da série história e do software de simulação hidrológica que podem simular resultados sub ou superestimados em relação aos valores observados (DILL, 2021).

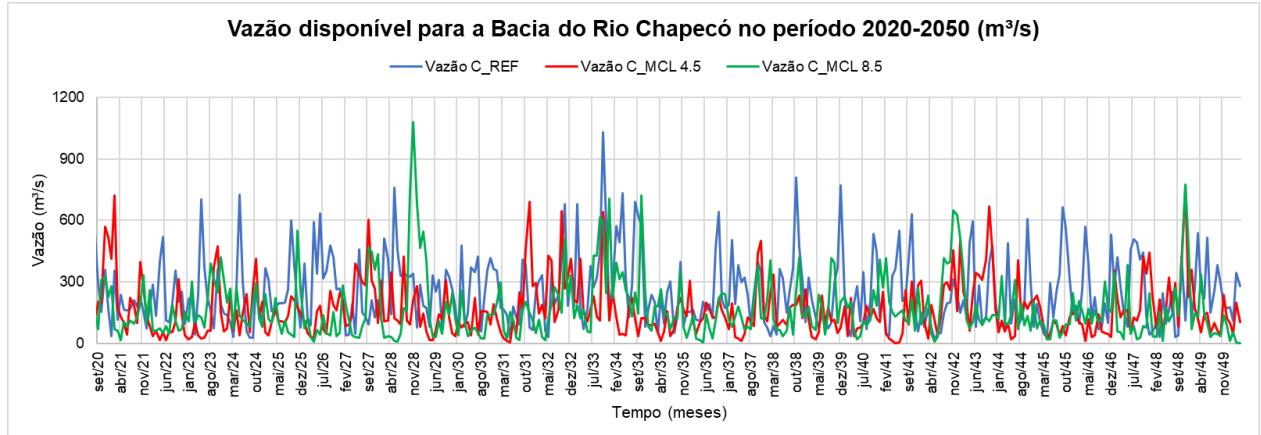
As variáveis climáticas utilizadas para a simulação da vazão no WEAP foram a precipitação total, temperatura média, umidade relativa e a velocidade do vento mensais. Os cenários RCP 4.5 e 8.5 apresentam precipitação e temperatura maiores em suas séries que, associadas às outras variáveis, simulam vazões menores (DILL,

2021). Com a diminuição das vazões nas épocas menos úmidas, os conflitos de uso seriam instalados, pressionando o sistema de gestão a arbitrá-los (AMORIM *et al.*, 2022).

4.5.4.2 Cenário C_MCL para a Bacia Hidrográfica do Rio Chapecó

Para a Bacia do Rio Chapecó, também foram obtidos os hidrogramas para os cenários C_REF, C_MCL 4.5 e C_MCL 8.5 de forma análoga a BHRC. A Figura 45 e a Tabela 30 apresentam, respectivamente, o hidrograma com as vazões disponíveis para o horizonte 2020-2050 nos cenários C_REF, C_MCL 4.5 e C_MCL 8.5, e as vazões médias para os respectivos cenários junto às diferenças percentuais em relação ao cenário C_REF.

Figura 45 – Vazões mensais (m^3/s) para o período 2020-2050 nos cenários C_REF (azul), C_MCL 4.5 (vermelho) e C_MCL 8.5 (verde) na região da Bacia do Rio Chapecó.



Fonte: O Autor, 2022.

Tabela 30 – Vazões médias mensais (m^3/s) para o período 2020-2050 nos cenários C_REF, C_MCL 4.5 e C_MCL 8.5 para a Bacia do Rio Chapecó e diferenças percentuais em relação ao cenário C_REF.

MÊS	VAZÃO (m^3/s)			DIFERENÇA (%)	
	C_REF	C_MCL 4.5	C_MCL 8.5	REF - 4.5	REF - 8.5
Janeiro	188,68	195,77	170,92	3,76%	-9,41%
Fevereiro	238,81	137,96	197,86	-42,23%	-17,15%
Março	168,39	113,23	119,15	-32,76%	-29,24%
Abril	250,06	83,46	100,34	-66,62%	-59,87%
Maio	276,23	106,26	107,37	-61,53%	-61,13%

Junho	277,12	139,96	109,98	-49,49%	-60,31%
Julho	223,26	136,62	115,99	-38,81%	-48,05%
Agosto	204,13	159,60	140,22	-21,81%	-31,31%
Setembro	296,23	196,95	164,24	-33,51%	-44,56%
Outubro	424,31	268,62	278,92	-36,69%	-34,27%
Novembro	254,61	259,41	261,33	1,89%	2,64%
Dezembro	198,31	177,25	244,94	-10,62%	23,51%
Ano Hid. Completo	250,01	164,59	167,61	-34,17%	-32,96%
Época mais Úmida	283,55	168,00	152,79	-40,75%	-46,12%
Época menos Úmida	216,48	161,18	182,42	-25,54%	-15,73%

Fonte: O autor, 2022.

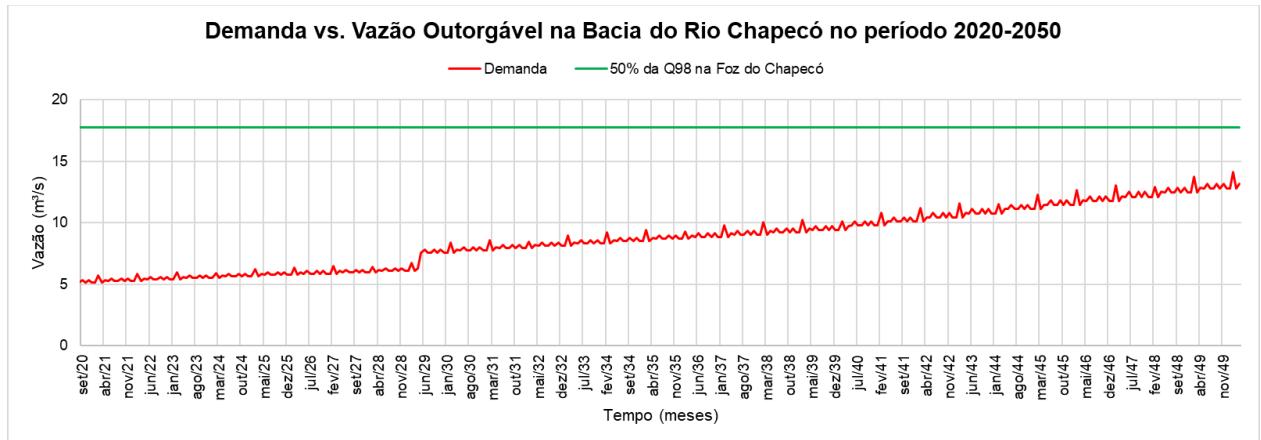
Analizando o hidrograma da Figura 45, assim como na BHRC, as vazões previstas para o horizonte de estudo (2020-2050) nos cenários C_MCL 4.5 (vermelho) e C_MCL 8.5 (verde) também serão menores quando comparadas com as previstas para o cenário de referência C_REF. Em ambos os cenários (C_MCL 4.5 e C_MCL 8.5), percebe-se a superestimação e a subestimação de algumas vazões de pico e base, respectivamente. Para o ano hidrológico completo, as vazões médias simuladas (Tabela 30) nos cenários C_MCL 4.5 e 8.5 serão 34,17% e 32,96% menores quando comparadas com o cenário de referência C_REF.

Para o cenário C_MCL 4.5, os meses de janeiro e novembro apresentaram vazões médias maiores em comparação com as vazões de C_REF (3,76% e 1,89%, respectivamente). Já para o C_MCL 8.5, os meses de novembro e dezembro apresentaram vazões médias maiores em relação ao cenário C_REF (2,64% e 23,51%, respectivamente). Para as épocas mais e menos úmidas, observou-se que durante a época mais úmida (maio-outubro) houve a redução da vazão média em 40,75% e 46,12% para os RCPs 4.5 e 8.5, respectivamente. Já para a época menos úmida (novembro-abril), as reduções em relação ao cenário C_REF foram de 25,54% e 15,73%, respectivamente, para os RCPs 4.5 e 8.5.

A Figura 46 e a Tabela 31 apresentam a vazão para demanda hídrica total mensal da Bacia do Rio Chapecó em comparação com a vazão outorgável na Foz do Rio Chapecó (50% da Q₉₈). Quanto à suficiência da demanda hídrica da região de estudo (Figura 46), a vazão de demanda hídrica para o ano de 2020 no cenário C_REF foi de 5,328 m³/s considerando as perdas por evaporação líquida dos reservatórios e a perda oriunda da produção energética. Este valor está abaixo da vazão outorgável

na Bacia do Rio Chapecó, que é de 17,715 m³/s na região da Foz do Rio Chapecó (SDS/MPB ENGENHARIA, 2009).

Figura 46 – Vazão da demanda hídrica mensal (m³/s) da Bacia do Rio Chapecó (vermelho) em comparação com a vazão outorgável (50% da Q₉₈) na Foz do Rio Chapecó (verde).



Fonte: O Autor, 2022.

Tabela 31 – Demanda hídrica mensal (m³/s) no cenário C_MCL 4.5 e 8.5 para o período 2020-2050 e vazão outorgável (50% da Q₉₈) na Foz do Rio Chapecó.

Categorias de Vazão	Demanda hídrica mensal (m ³ /s) para a Bacia do Rio Chapecó			
	2020	2030	2040	2050
Demandá Hídrica Total	5,328	7,806	9,745	13,193
50% da Q₉₈ na Foz do Rio Chapecó		17,715		

Fonte: O autor, 2022.

No entanto, como a Bacia do Rio Chapecó é caracterizada por sua grande extensão (8.295,7 km²), necessita-se avaliar a disponibilidade a partir da demanda outorgável em seções estratégicas da bacia hidrográfica. A Q₉₈ utilizada para este estudo foi a da região da Foz da Bacia do Chapecó. Analisando a demanda hídrica nas demais seções da bacia, é possível que a vazão demandada seja maior que a vazão outorgável naquela seção, ocasionando possíveis conflitos pelo uso do recurso.

Em 2020, o Estado de Santa Catarina enfrentou uma crise hídrica, e a região oeste do Estado, uma das mais atingidas, passou por conflitos pelo uso do recurso devido aos baixos volumes de precipitação observados (SDS, 2020). A demanda hídrica para o abastecimento público, assim como para a geração hidrelétrica e

agropecuária foram diretamente afetadas pelos baixos níveis de chuva, que resultaram na diminuição da vazão nos rios. Como forma de mitigar a situação, os órgãos Estaduais competentes recomendaram a aplicação de ações em conformidade com as diretrizes e fundamentos da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1998), assim como a utilização das ações do Plano Estadual de Recursos Hídricos (SDS, 2017d; SDS, 2020). Para isso, foi emitida a Nota Técnica SDE/SEMA/DRHS Nº 004/2020 (SDS, 2020) como diretriz para o enfrentamento ao período de escassez hídrica prolongada, abordando a situação dos cursos hídricos do Estado, bem como os impactos identificados e recomendações para a gestão do recurso hídrico durante o período.

Neste sentido, evidencia-se a importância do Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina, que em seu terceiro objetivo, aborda o “Aumento da resiliência frente aos eventos hidrológicos críticos” (SDS, 2017e). A meta geral para este objetivo é “reduzir 25% do número médio de atingidos por inundações e secas entre 2017-2027 em comparação com 1991-2016”. Além de atividades voltadas ao gerenciamento, ações setoriais também devem ser desenvolvidas para a maximização da disponibilidade hídrica, tanto em quantidade, como em qualidade (SDS, 2017e). O Plano contempla ações de monitoramento quali-quantitativo de águas superficiais e subterrâneas, reuso, eficiência dos sistemas de abastecimento, técnicas de conservação, otimização dos usos agropecuário e industrial, construção e análise de uso múltiplo de reservatórios, além da recuperação de áreas degradadas (SDS, 2017d).

A partir da análise dos hidrogramas de ambas as bacias, observa-se que o efeito das mudanças climáticas irá alterar o regime das vazões dos rios, pois a precipitação e a temperatura dos cenários de mudanças climáticas são fatores que afetam o regime de escoamento (DILL; DAGIOS; BARROS, 2022; PHAM *et al.*, 2017; AMORIM *et al.*, 2022).

Diante desse quadro, é necessário que sejam utilizados, assim como no cenário C_GES, os instrumentos de gestão de recursos hídricos frente aos eventos hidrológicos extremos (SDS, 2017e). Assim como indica a PNRH em seus fundamentos que, em situações de escassez hídrica, “o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais” (BRASIL, 1997).

4.5.5 Demanda hídrica para o Cenário Integrado (C_INT)

Com a utilização das medidas utilizadas nos cenários C_EAL e C_GES, foi proposto o cenário integrado C_INT, analisando a influência da substituição da produção hidrelétrica aliada ao uso dos instrumentos de gestão de recursos hídricos. Os resultados para a BHRC e para a Bacia do Rio Chapecó estão dispostos, respectivamente, nas Tabelas 32 e 33 que seguem.

Tabela 32 – Demanda hídrica mensal (m³/s) para o período 2020-2050 para a BHRC no cenário C_INT com a integração das intervenções propostas no cenário C_EAL (substituição de 20% da produção hidrelétrica por fotovoltaica) e C_GES (50% de redução das perdas na distribuição, 30% de reutilização de águas industriais e 20% de redução no setor agropecuário).

Categorias de Uso	Demanda mensal (m³/s) para a BHRC			
	2020	2030	2040	2050
Abastecimento Humano	1,460	1,706	1,993	2,329
Industrial	0,192	0,291	0,442	0,671
Agropecuária	0,007	0,007	0,006	0,006
Outros Usos	0,003	0,004	0,006	0,009
Produção Energética	0,636	0,743	0,868	1,014
TOTAL	2,297	2,751	3,316	4,030

Fonte: O Autor, 2022.

Tabela 33 – Demanda hídrica mensal (m³/s) para o período 2020-2050 para a Bacia do Rio Chapecó no cenário C_INT com a integração das intervenções propostas no cenário C_EAL (substituição de 20% da produção hidrelétrica por fotovoltaica) e C_GES (50% de redução das perdas na distribuição, 30% de reutilização de águas industriais, 20% de redução no setor agropecuário de 45% de redução da perda por evaporação nos reservatórios).

Categorias de Uso	Demanda mensal (m³/s) para a Bacia do Rio Chapecó			
	2020	2030	2040	2050
Abastecimento Humano	0,051	0,055	0,060	0,066
Industrial	0,794	1,464	2,698	4,973
Agropecuária	2,065	2,155	2,249	2,347
Outros Usos	0,004	0,007	0,012	0,021

Perda por Evaporação	0,585	1,336	1,336	1,336
Produção Energética	0,339	0,365	0,396	0,435
TOTAL	3,839	5,381	6,751	9,178

Fonte: O Autor, 2022.

Conforme os resultados da Tabela 32, com a implementação do cenário integrado C_INT, a redução média da vazão total demandada para a BHRC foi de 24,57% em relação ao cenário C_REF para o período 2020-2050. Para a Bacia do Rio Chapecó (Tabela 33), de forma análoga, o percentual de redução em relação ao cenário C_REF foi de 30,04%. A implementação das ações propostas nos cenários C_EAL e C_GES, juntas, maximizaram a redução da demanda para o suprimento das regiões de estudo, conforme os percentuais já apresentados em cada cenário individual e conforme a descrição das respectivas tabelas.

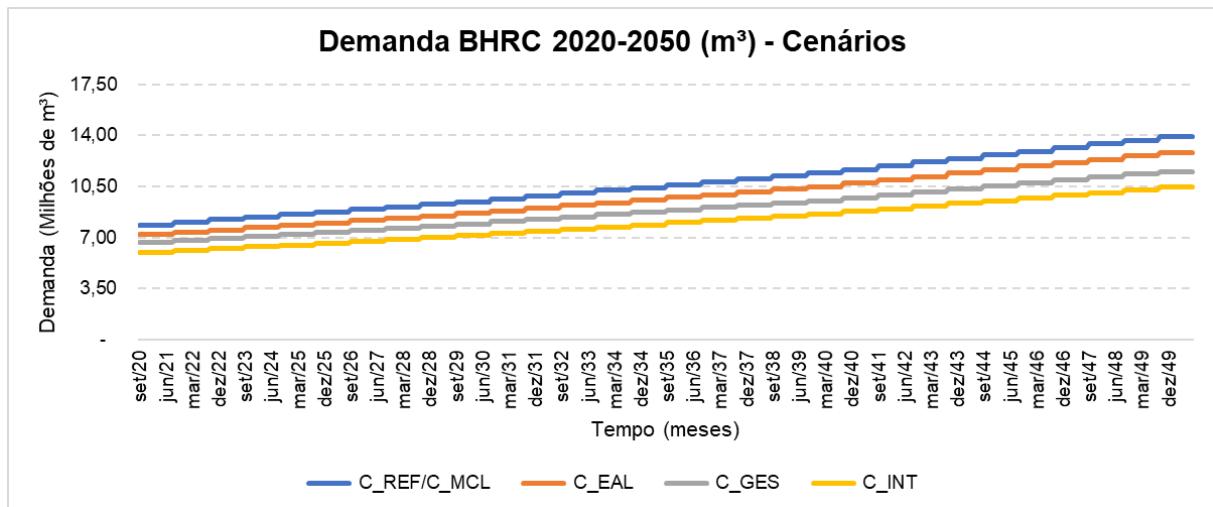
Kou *et al.* (2018), quando propôs um cenário integrado de reestruturação industrial e de medidas de economia de água na região de Xiamen, na China, alcançou uma redução foi de 16,44% em comparação com o cenário de referência. Já Amin *et al.* (2018), ao integrar cenários de demanda e oferta hídrica, conseguiu reduzir a demanda não atendida de 84 Mm³ (milhões de m³) para 25 Mm³ na região do Paquistão. Sendo assim, através da combinação entre múltiplas estratégias, é possível a redução do consumo hídrico, proporcionando a maior disponibilidade do recurso para fins diversos, bem como a minimização de períodos de possível escassez hídrica.

Além disso, a incorporação as medidas de redução de consumo hídrico nos diversos setores estão associadas ao planejamento integrado proposto pela abordagem do nexo água-energia-alimentos (ALBRECHT; CROOTOF; SCOTT, 2018; DALLA FONTANA *et al.*, 2020). Analisando as conexões existentes entre os setores de demanda hídrica, é possível propor soluções conjuntas e que possam garantir a sustentabilidade e segurança dos recursos em geral (ENDO *et al.*, 2017). Conceitos como o de economia circular e ciclo de vida, que estão diretamente ligados ao nexo, podem ser atribuídos ao desenvolvimento de soluções multisetoriais, reduzindo o desperdício e agregando valor aos produtos e materiais (BORGHI; MORESCHI; GALLO, 2020; SALMORAL; YAN, 2018).

4.5.6 Evolução da demanda hídrica a partir dos cenários propostos

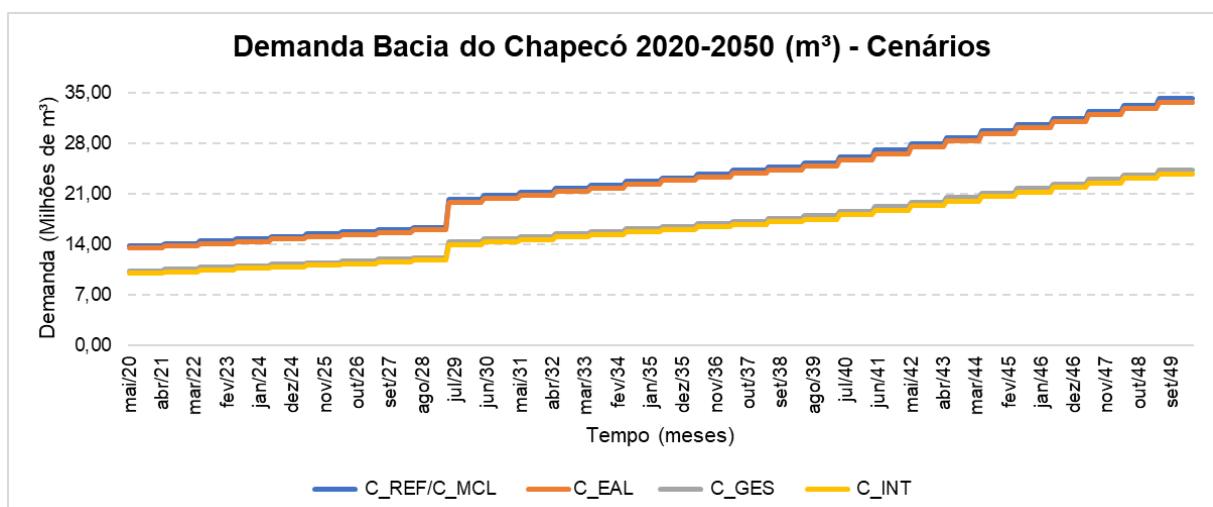
Por fim, as Figuras 47 e 48 apresentam a evolução das demandas hídricas (m^3) para a BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente, para o horizonte deste estudo (2020-2050) em cada cenário proposto neste estudo.

Figura 47 – Evolução da demanda hídrica (m^3) na BHRC em cada cenário no horizonte 2020-2050.



Fonte: O Autor, 2022.

Figura 48 – Evolução da demanda hídrica (m^3) na Bacia do Rio Chapecó em cada cenário no horizonte 2020-2050.



Fonte: O Autor, 2022.

Até 2050, a BHRC (Figura 47) apresentará uma demanda de 13,90 Mm^3 considerando o atual crescimento (cenário C_REF). Com a aplicação dos cenários

C_EAL, C_GES e C_INT, essa demanda apresentará uma redução de 1,08 Mm³, 2,37 Mm³ e 3,46 Mm³, respectivamente. Para a Bacia do Rio Chapecó (Figura 48), o cenário C_REF apresentará uma demanda de 34,20 Mm³ até 2050. Nota-se um salto da demanda que diverge da curva de crescimento por volta de 2030, dado que todas os aproveitamentos hidrelétricos em processo de autorização e/ou construção estarão em operação. Com a utilização dos cenários, a redução será de 0,47 Mm³, 9,94 Mm³ e 10,47 Mm³, para C_EAL, C_GES e C_INT, respectivamente.

Comparando as reduções obtidas em cada cenário para as duas bacias, observa-se que a Bacia do Rio Chapecó apresentou maior redução quando comparada com a BHRC. Entretanto, tratam-se de duas regiões com áreas territoriais distintas (492 km² e 8.295,7 km² para a BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente) (GONÇALVES *et al.*, 2017; SDS/MPB ENGENHARIA, 2009), e que podem apresentar impactos diversos a partir das atividades realizadas em cada região.

De acordo com dados do IBGE (2021), no ano de 2019, o PIB no município de Joinville foi de R\$ 34.528.619.000,00, enquanto que o somatório do PIB para os 50 municípios que estão totalmente ou parcialmente inseridos na Bacia do Rio Chapecó foi de R\$ 24.919.853.000,00. A contribuição do setor industrial para o PIB na região da BHRC é de 25,88% do PIB do município. Na Bacia do Rio Chapecó, os setores industrial e agropecuário somam 34,45% do PIB dos municípios inseridos na bacia. Logo, o impacto no aumento da disponibilidade hídrica para os próximos anos, por meio da implementação de cenários de demanda hídrica poderá garantir que os setores usuários de água continuem utilizando o recurso hídrico em seus processos produtivos, contribuindo para o crescimento de suas regiões (XIANGMEI *et al.*, 2021).

4.6 ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE WEF

Para o cálculo do Índice de Sustentabilidade WEF (IS), foram consideradas quatro variáveis, sendo (i) o uso total de água nos setores de demanda (m³), (ii) a recarga cumulativa de água subterrânea (m³); (iii) a energia utilizada para a água (kWh/m³) e (iv) a produção total de alimentos (kg) para as culturas de referência utilizadas, para todo o período da simulação (2020-2050). As Tabelas 34 e 35

apresentam os valores resultantes para cada variável do parâmetro IRS no fim da simulação (horizonte 2020-2050) na BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente.

Tabela 34 – Resultados para o parâmetro IRS do Índice de Sustentabilidade (IS) para a BHRC ao final do período de simulação (2020-2050).

PARÂMETROS DO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE WEF – BHRC				
Cenário	Parâmetro I	Parâmetro II	Parâmetro III	Parâmetro IV
C_REF	3.834.433.824,00	29.990.510.592,00	2.684.103.676,80	222.367.574,15
C_GES	3.205.182.576,00	29.990.510.592,00	2.243.627.803,20	222.367.574,15
C_EAL	3.520.126.752,00	29.990.510.592,00	2.464.088.726,40	222.367.574,15
C_INT	2.890.875.480,00	29.990.510.592,00	2.023.612.836,00	222.367.574,15
C_MCL_4.5	3.834.433.824,00	29.450.862.592,00	2.684.103.676,80	222.367.574,15
C_MCL_8.5	3.834.433.824,00	29.436.542.976,00	2.684.103.676,80	222.367.574,15

Parâmetro I: Uso total de água nos setores de demanda (m³);

Parâmetro II: Recarga cumulativa de água subterrânea (m³);

Parâmetro III: Energia utilizada para a água (kWh/m³);

Parâmetro IV: Produção total de alimentos (kg).

Fonte: O autor, 2022.

Tabela 35 – Resultados para o parâmetro IRS do Índice de Sustentabilidade (IS) para a Bacia do Rio Chapecó ao final do período de simulação (2020-2050).

PARÂMETROS DO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE WEF – BACIA DO RIO CHAPECÓ				
Cenário	Parâmetro I	Parâmetro II	Parâmetro III	Parâmetro IV
C_REF	8.253.516.373,00	313.130.975.232,00	5.777.461.461,10	21.340.843.929,08
C_GES	5.911.351.157,00	313.130.975.232,00	4.137.945.809,90	21.340.843.929,08
C_EAL	8.105.719.535,00	313.130.975.232,00	5.674.003.674,50	21.340.843.929,08
C_INT	5.763.554.320,00	313.130.975.232,00	4.034.488.024,00	21.340.843.929,08
C_MCL_4.5	8.253.516.373,00	301.169.934.336,00	5.777.461.461,10	21.340.843.929,08
C_MCL_8.5	8.253.516.373,00	300.489.572.352,00	5.777.461.461,10	21.340.843.929,08

Parâmetro I: Uso total de água nos setores de demanda (m³);

Parâmetro II: Recarga cumulativa de água subterrânea (m³);

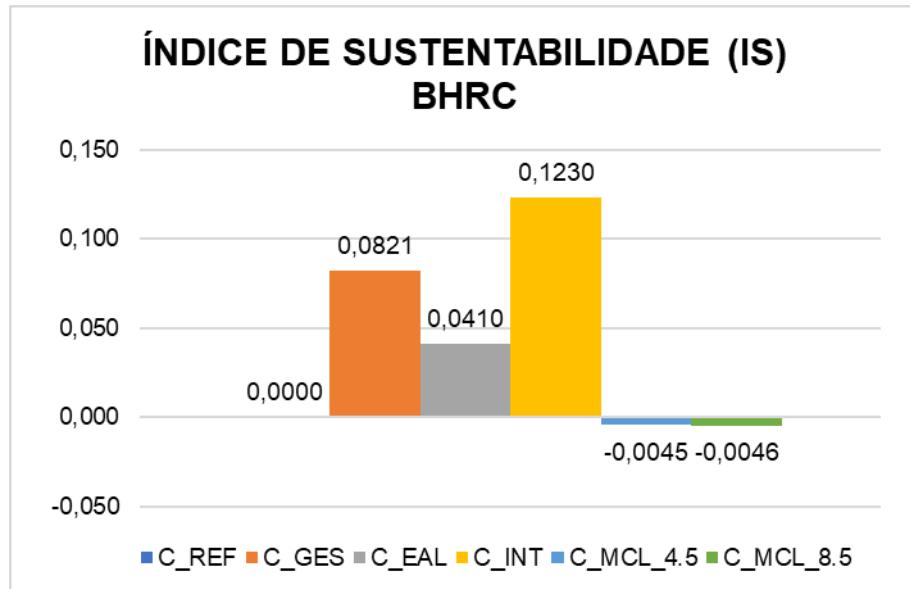
Parâmetro III: Energia utilizada para a água (kWh/m³);

Parâmetro IV: Produção total de alimentos (kg).

Fonte: O autor, 2022.

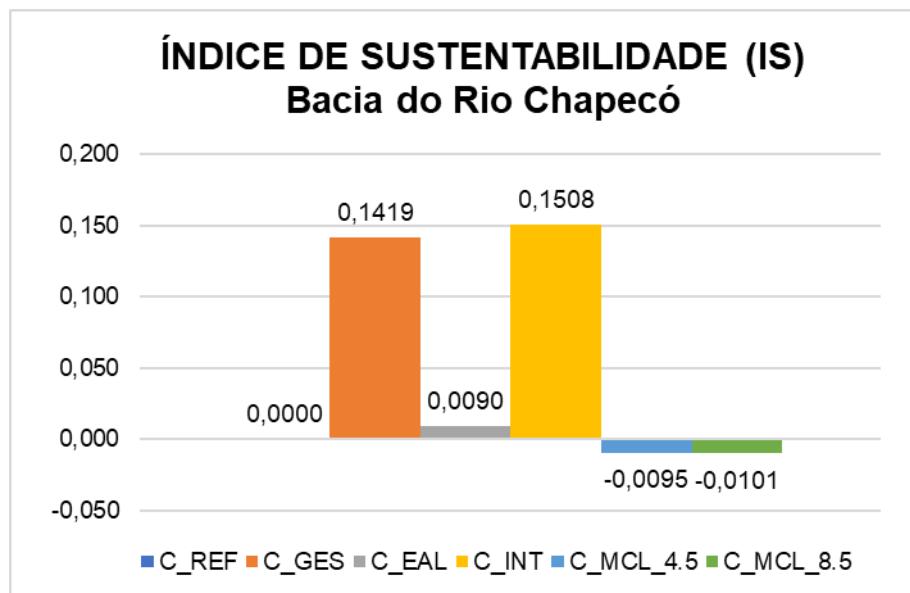
A partir dos dados das Tabelas 34 e 35, obteve-se o Índice de Sustentabilidade IS para os cenários propostos. As Figuras 49 e 50 apresentam os respectivos valores do índice para cada cenário na BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente.

Figura 49 – IS resultante para os cenários da BHRC.



Fonte: O Autor, 2022.

Figura 50 – IS resultante para os cenários da Bacia do Rio Chapecó.



Fonte: O Autor, 2022.

Para o cenário C_REF, o índice é definido como zero visto que os demais cenários serão comparados em relação ao cenário atual de crescimento ou *business as usual*. Para ambas as regiões, a implementação de ações de gestão voltadas aos setores promove a redução da demanda hídrica, produzindo um IS positivo (cenário C_GES) e portanto, um cenário mais sustentável quando comparado à situação atual. A substituição da produção hidrelétrica por fotovoltaica (cenário C_EAL) também

apresentou um SI positivo, no entanto um pouco menor quando comparado aos demais.

Os cenários de mudanças climáticas (C_MCL 4.5 e C_MCL 8.5) apresentaram um IS negativo, visto que a disponibilidade hídrica será menor quando comparada com cenário C_REF (item 4.5.4) por conta dos efeitos das mudanças climáticas nas regiões de estudo. De acordo com os dados do INPE (2022) simulados no WEAP, para os cenários RCP 4.5 e 8.5 na região sul do Brasil estão previstas vazões menores quando comparadas com o cenário C_REF. Apesar da baixa diferença entre os resultados (para o cenário C_MCL 4.5 os índices foram -0,0045 e -0,0095 para a BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente; e para o cenário C_MCL 8.5 os índices foram -0,0046 e -0,0101 para a BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente), o cenário para as emissões RCP 8.5 apresentou um índice menor quando comparado com as emissões RCP 4.5.

Por último, quando considerado o cenário C_INT, ambas as regiões de estudo apresentaram maior IS, além do mesmo ser positivo. Isso pode ser explicado pela integração entre as ações dos cenários C_GES e C_EAL. Com a implementação das ações setoriais de gestão, e a utilização da energia fotovoltaica em parcela da produção hidrelétrica, a demanda por recursos hídricos diminuiu, levando a um IS maior.

Guan *et al.* (2020) e Liu *et al.* (2021), ao utilizarem índices de sustentabilidade em seus trabalhos, também obtiveram resultados semelhantes quando adotadas práticas de gestão como a melhoria na eficiência da irrigação, e o uso de energias sustentáveis. Para cenários que simularam a escassez hídrica, os resultados para o IS foram negativos em relação ao cenário de referência, devido à possível falta de água para o suprimento das demandas existentes.

Diante disto, o IS pode ser uma ferramenta utilizada no processo de gestão de recursos hídricos por parte dos tomadores de decisão e entes envolvidos. A partir da análise de cenários futuros, é possível que sejam elencados os ganhos, assim como os obstáculos existentes, a fim de que as propostas desenvolvidas sejam efetivas na sustentabilidade e garantia dos recursos (VIEIRA; SANDOVAL-SOLIS, 2018).

O IS possibilita não apenas a análise de desempenho, mas a comparação entre as políticas e medidas alternativas levantadas, analisando de maneira quantitativa as dinâmicas existentes. Com isso, é possível pensar em como os impactos adversos

podem ser reduzidos, e consequentemente levados para estados mais sustentáveis, suprindo as necessidades hídricas dos seres humanos e do meio ambiente (SANDOVAL-SOLIS; MCKINNEY; LOUCKS, 2011; VITO *et al.*, 2017).

5 CONCLUSÃO

Esta pesquisa buscou identificar e compreender, por meio da abordagem do nexo água-energia-alimentos, a dinâmica de demanda hídrica de duas bacias hidrográficas do Estado de Santa Catarina através de cenários futuros com a utilização do software WEAP. A BHRC, possui demanda hídrica predominantemente industrial e de abastecimento humano. E a Bacia do Rio Chapecó, apresenta demanda hídrica majoritariamente agropecuária e industrial, com grande potencial hidrelétrico, mas com alta perda por evaporação líquida nessas regiões.

A simulação de cenários de demanda hídrica nas regiões de estudo com o WEAP permitiu avaliar a curva de crescimento das vazões de demanda hídrica e a disponibilidade dos recursos hídricos para o horizonte 2020-2050. O modelo apresentou performance satisfatória, mesmo contando com uma das métricas com valor abaixo do recomendado pela literatura. Isso pode ser explicado provavelmente pela ausência de um conjunto de dados de qualidade, o que se caracteriza como um fator limitante, e uma realidade apresentada nas duas regiões deste estudo. Contudo, o modelo representou de forma satisfatória as vazões observadas de acordo com os dados observados nos últimos anos.

O cenário de referência (C_REF), ao considerar o crescimento populacional, do PIB industrial e das áreas agrícolas das áreas de estudo, identificou que a vazão de demanda hídrica para o horizonte 2020-2050 aumentará em 76,77% e 147,62% para a BHRC e Bacia do Rio Chapecó, respectivamente. Quatro cenários alternativos analisaram a substituição de parcela da energia hidrelétrica produzida por energia fotovoltaica (C_EAL), a maximização da utilização dos instrumentos de gestão de recursos hídricos (C_GES), o efeito das mudanças climáticas na disponibilidade hídrica (C_MCL), e por último, um cenário integrado (C_INT) incluindo a união entre as práticas dos cenários C_EAL e C_GES.

Para BHRC, os cenários de demanda hídrica apresentaram reduções que variaram entre 8,99% e 24,57% em relação ao cenário C_REF. Já para a bacia do Rio Chapecó, as reduções variaram entre 1,90% e 30,04%, e em ambas as situações, o cenário integrado (C_INT) apresentou o melhor desempenho na redução da demanda hídrica nas regiões de estudo. O cenário de mudanças climáticas (C_MCL) apresentou menor disponibilidade hídrica quando comparado com o C_REF. Isso se

deu por conta das variáveis do modelo climático ETA-MIROC5, principalmente pela precipitação e temperatura, visto que estas foram menores quando comparadas com os dados observados nos últimos anos.

Com o aumento da população, do PIB industrial e das áreas agrícolas, a demanda por recursos hídricos também crescerá nos próximos anos. Para a BHRC, é provável que não haja recursos hídricos disponíveis em breve, pois a vazão outorgável está próxima de atingir o seu limite para a região (50% da Q₉₈). Para a Bacia do Rio Chapecó, apesar do grande consumo pelos setores usuários e a perda por evaporação líquida nos reservatórios, ainda há recursos hídricos disponíveis considerando a seção da Foz do Rio Chapecó. Todavia, é necessária a avaliação da vazão outorgável disponível em seções estratégicas da bacia, visto que nos últimos anos já houve escassez do recurso, gerando conflitos de interesse entre os setores usuários.

Na BHRC, a falta de água para os próximos anos já é um problema a ser enfrentado, e com os cenários de mudanças climáticas a situação é agravada. Na Bacia do Rio Chapecó, com o aumento da demanda, os grandes setores usuários (agropecuária e indústria) podem ser diretamente afetados em seus processos produtivos, além da produção hidrelétrica que, com as baixas vazões, diminuem o seu potencial de geração. Um quadro de seca socioeconômica poderá ser instalado, e para evitar é necessário agir preventivamente, e ter dispositivos legais para arbitrar os conflitos que serão intensificados.

A utilização do Índice de Sustentabilidade pode contribuir no apoio aos tomadores de decisão na avaliação das propostas, e análise da efetividade em relação à implementação de cenários. Os resultados revelaram que o Estado de Santa Catarina precisa implementar ações de gestão voltadas aos setores, principalmente, o industrial, o agropecuário e o abastecimento para consumo humano. É necessário propor planos de adaptação e ações de promoção de redução da demanda hídrica, subsídios para a orientação do setor industrial para a utilização da água na indústria de forma consciente, e assim não afetar sua produtividade futura.

Sendo assim, políticas voltadas à integração do uso de recursos hídricos focadas nesses setores devem ser desenvolvidas, de forma que sejam maximizadas as sinergias e reduzidas as compensações (*trade-offs*) existentes. Além disso, os planos e políticas precisam ter em conta as interdependências dos setores, para que

as propostas sejam formuladas de maneira integrada. A gestão de apenas um setor não deve mais ser uma opção no contexto de crise climática. Água, energia, e alimentos precisam ser geridos holisticamente, e precisa-se de planejamento intersetorial para que soluções focadas apenas em um setor não impactem negativamente os outros setores.

Como limitações da pesquisa, destaca-se a ausência de séries de dados suficientemente longas ou completas para ambas as regiões de estudo. As estações utilizadas para a pesquisa apresentaram ausência nos dados de precipitação e vazão observados. Os dados de temperatura, velocidade do ar e umidade relativa foram adquiridos através de séries de reanálise meteorológica. A ausência de estações dispostas em regiões estratégicas das áreas de estudo comprometeu a qualidade das informações de entrada, o que influencia na simulação dos modelos.

Para estudos futuros, recomenda-se a análise criteriosa de seções estratégicas da Bacia do Rio Chapecó, visto que em 2020 a região ultrapassou períodos de escassez e conflitos pelo uso do recurso hídrico. O investimento em monitoramento pode proporcionar aos tomadores de decisão o acesso aos dados de maneira direcionada, de forma que as decisões para a gestão dos recursos hídricos possam ser tomadas de maneira assertiva e eficaz.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBASPOUR, K. C. The Fallacy in the Use of the “Best-Fit” Solution in Hydrologic Modeling. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 802, 2022. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969721047884?dgcid=author>. Acesso em: 20 set. 2022.
- ABDI, Debele Abera; AYENEW, Tenalem. Evaluation of the WEAP model in simulating subbasin hydrology in the Central Rift Valley basin, Ethiopia. **Ecological Processes**, [S.L.], v. 10, n. 1, 9 jun. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1186/s13717-021-00305-5>. Disponível em:
<https://ecologicalprocesses.springeropen.com/articles/10.1186/s13717-021-00305-5>. Acesso em: 15 set. 2021.
- ABSOLAR (Brasil). Associação Brasileira de Energia Solar Fotovoltaica (org.). **Infográfico Absolar**. 2022. Energia Fotovoltaica no Brasil. Disponível em:
<https://www.absolar.org.br/mercado/infografico/>. Acesso em: 20 set. 2022.
- ABU-BAKAR, Halidu; WILLIAMS, Leon; HALLETT, Stephen Henry. A review of household water demand management and consumption measurement. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 292, p. 125872, abr. 2021. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125872>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652621000925?via%3Dhub>. Acesso em: 20 out. 2022.
- ABULIBDEH, Ammar; ZAIDAN, Esmat. Managing the water-energy-food nexus on an integrated geographical scale. **Environmental Development**, [S.L.], v. 33, p. 100498, mar. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100498>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2211464520300130?via%3Dhub>. Acesso em: 29 out. 2020.
- AGARWAL, Sunny *et al.* Assessment of Water Supply–Demand Using Water Evaluation and Planning (WEAP) Model for Ur River Watershed, Madhya Pradesh, India. **Journal Of The Institution Of Engineers (India)**: Series A, [S.L.], v. 100, n. 1, p. 21-32, 24 out. 2018. Springer Science and Business Media LLC.
<http://dx.doi.org/10.1007/s40030-018-0329-0>. Disponível em:
https://www.researchgate.net/publication/328509835_Assessment_of_Water_Supply
 -
 Demand_Using_Water_Evaluation_and_Planning_WEAP_Model_for_Ur_River_Watershed_Madhya_Pradesh_India. Acesso em: 15 ago. 2022.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017: relatório pleno / Agência Nacional de Águas.** - Brasília: ANA, 2017. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conj2017_rel-1.pdf. Acesso em: 31 jul. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019: informe anual / Agência Nacional de Águas.** -- Brasília: ANA, 2019. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conjuntura_informe_anual_2019-versao_web-0212-1.pdf. Acesso em: 23 nov. 2020.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Hidroweb – Séries Históricas de Estações.** Brasília, 2021. Disponível em: <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso em: 10 abr. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Municípios com registros de inundação entre 2003 e 2015** - Brasília: ANA, 2016. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/c800a4bf-455a-4714-b1be-823aa675d585>. Acesso em: 17 jun. 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Municípios com registros de seca entre 2003 e 2015** - Brasília: ANA, 2016. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/addba96d-42ce-4142-814e-3dcd4ef302d6>. Acesso em: 17 jun. 2022.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **O Progestão em Santa Catarina: síntese do primeiro ciclo do programa (2014-2018).** Brasília: ANA, 2019. Disponível em: https://progestao.ana.gov.br/portal/progestao/mapa/sc/progestao_sc_2015.pdf. Acesso em: 25 jul. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). **Sistema de Informações Georreferenciadas do Setor Elétrico – SIGEL.** Disponível em: <https://sigel.aneel.gov.br/portal/home/index.html>. Acesso em: 01 set. 2021.

ÁGUAS DE JOINVILLE. **Relatório de Sustentabilidade 2020.** Joinville: 2021. Disponível em: https://www.aguasdejoinville.com.br/wp-content/uploads/2021/11/Relatorio_de_Sustentabilidade_2020.pdf. Acesso em: 20 fev. 2022.

ALBRECHT, Tamee R; CROOTOF, Arica; SCOTT, Christopher A. The Water-Energy-Food Nexus: a systematic review of methods for nexus assessment. **Environmental Research Letters**, [S.L.], v. 13, n. 4, p. 043002, 1 abr. 2018. IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/aaa9c6>. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/aaa9c6>. Acesso em: 22 mar. 2021.

ALLEN, R.G., PEREIRA, L.S., RAES, D., SMITH, M. **Crop evapotranspiration: guidelines for computing crop water requirements.** Rome: FAO, 1998. 300p. (FAO. Irrigation and drainage paper, 56). Disponível em: www.fao.org/3/x0490e/x0490e00.htm. Acesso em: 01 ago. 2021.

ALTHOFF, Daniel; RODRIGUES, Lineu Neiva; SILVA, Demetrius David da. Evaluating Evaporation Methods for Estimating Small Reservoir Water Surface

Evaporation in the Brazilian Savannah. **Water**, [S.L.], v. 11, n. 9, p. 1942, 18 set. 2019. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w11091942>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/11/9/1942/htm>. Acesso em: 15 set. 2021.

ALVARES, Clayton Alcarde *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [S.L.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 1 dez. 2013. Schweizerbart. <http://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>. Disponível em: https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil. Acesso em: 10 jul. 2021.

AMARAL, Mateus Henrique *et al.* Environmental injustices on green and blue infrastructure: urban nexus in a macrometropolitan territory. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 289, p. 125829, mar. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.125829>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652621000494>. Acesso em: 30 ago. 2022.

AMATO, C.C. *et al.* **WEAP hydrology model applied: The Rio Conchos Basin**. Center for Research in Water Resources. University of Texas at Austin, Austin, p. 69. 2006. Disponível em: <https://repositories.lib.utexas.edu/handle/2152/7025>. Acesso em: 10 mai. 2021.

AMIN, Ali *et al.* Analysis of Current and Future Water Demands in the Upper Indus Basin under IPCC Climate and Socio-Economic Scenarios Using a Hydro-Economic WEAP Model. **Water**, [S.L.], v. 10, n. 5, p. 537, 24 abr. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w10050537>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/10/5/537>. Acesso em: 30 set. 2022.

AMORIM, Jhones da Silva *et al.* Quantifying the climate change-driven impacts on the hydrology of a data-scarce watershed located in the Brazilian Tropical Savanna. **Hydrological Processes**, [S.L.], v. 36, n. 7, p. 1-2, jul. 2022. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.14638>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.14638>. Acesso em: 01 nov. 2022.

ARROYO, Eveline María Vásquez. **Incorporação do nexo energia-água em um modelo de otimização da expansão do sistema energético brasileiro**. 2018. 251 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Planejamento Energético, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: http://www.ppe.ufrj.br/images/publica%C3%A7%C3%B5es/doutorado/Eveline_Mar%C3%ADA_V%C3%A1squez_Arroyo.pdf. Acesso em: 18 mar. 2021.

BAGGIO, Sérgio Benjamin. **Água subterrânea em Joinville – SC – Avaliação hidrogeológica do aquífero fraturado**. 1997. 111 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Recursos Minerais e Hidrogeologia, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 1997. Disponível em: https://teses.usp.br/teses/disponiveis/44/44133/tde-26092014-161652/publico/Baggio_Mestrado.pdf. Acesso em: 20 ago. 2021.

BARBOSA, Rildo Pereira. **Recursos naturais e biodiversidade: preservação e conservação dos ecossistemas / Rildo Pereira Barbosa, Viviane Japiassú Viana.** – 1. ed. – São Paulo: Érica, 2014.

BELLEZONI, Rodrigo A. et al. Water-energy-food nexus of sugarcane ethanol production in the state of Goiás, Brazil: an analysis with regional input-output matrix. **Biomass And Bioenergy**, [S.L.], v. 115, p. 108-119, ago. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.04.017>. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0961953418301065?via%3Di_hub. Acesso em: 01 nov. 2020.

BELLFIELD, H. **Water, Energy and Food Security Nexus in Latin America and the Caribbean.** Global Canopy Programme. 2015. Disponível em: <https://cdkn.org/wp-content/uploads/2015/04/The-Water-Energy-Food-Nexus-in-LAC-April-2015.pdf>. Acesso em 25 mar. 2021.

BENITES-LAZARO, Lira Luz; GIATTI, Leandro Luiz. O nexo água-energia-alimentos – uma abordagem para cidades sustentáveis e o desenvolvimento sustentável. In: JACOBI, Pedro Roberto; GIATTI, Leandro Luiz (org.). **Inovação para governança da macrometrópole paulista face à emergência climática / Pedro Roberto Jacobi, Leandro Luiz Giatti (organizadores)**. Curitiba: CRV, 2021. p. 79-97. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/352197681_O_NEXO_AGUA-ENERGIA-ALIMENTOS_-UMA_ABORDAGEM_PARA_CIDADES_SUSTENTAVEIS_E_O_DESENVOLVIMENTO_SUSTENTAVEL. Acesso em: 08 out. 2021.

BIGGS, Eloise M. et al. Sustainable development and the water–energy–food nexus: a perspective on livelihoods. **Environmental Science & Policy**, [S.L.], v. 54, p. 389-397, dez. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2015.08.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901115300563?via%3Dihub>. Acesso em: 28 mar. 2021.

BLANKE, Amelia; ROZELLE, Scott; LOHMAR, Bryan; WANG, Jinxia; HUANG, Jikun. Water saving technology and saving water in China. **Agricultural Water Management**, [S.L.], v. 87, n. 2, p. 139-150, jan. 2007. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2006.06.025>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378377406001855>. Acesso em: 20 set. 2022.

BORGES, Vinícius Menezes; FAN, Fernando Mainardi; REGINATO, Pedro Antônio Roehe; ATHAYDE, Gustavo Barbosa. Groundwater recharge estimating in the Serra Geral aquifer system outcrop area - Paraná State, Brazil. **Águas Subterrâneas**, [S.L.], v. 31, n. 4, p. 338, 9 out. 2017. Lepidus Tecnologia. <http://dx.doi.org/10.14295/ras.v31i4.28872>. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/203808/001052730.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 10 jul. 2022.

BORGHI, Adriana del; MORESCHI, Luca; GALLO, Michela. Circular economy approach to reduce water–energy–food nexus. **Current Opinion In Environmental Science & Health**, [S.L.], v. 13, p. 23-28, fev. 2020. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2019.10.002>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2468584419300546?via%3Dihub>. Acesso em: 08 nov. 2022.

BORTOLINI, Diego. **Estimativa da retenção e disponibilidade de água nos solos do Estado de Santa Catarina**. 2016. 217 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Ciência do Solo, Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Lages, 2016. Disponível em:
https://www.udesc.br/arquivos/cav/id_cpmenu/1476/Tese_Diego_Bortolini_versao_4_0_1_15694152311329_1476.pdf. Acesso em: 27 jul. 2021.

BRASIL (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Disponível em:
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm. Acesso em: 30 abr. 2021.

BRASIL (1981). **Lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências**. Disponível em:
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 12 mar. 2021.

BRASIL (1997). **Lei n.º 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que 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**. Disponível em:
http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm. Acesso em: 15 mar. 2021.

BRASIL (2022). **Lei nº 14300, de 06 de janeiro de 2022**. Disponível em:
<https://in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.300-de-6-de-janeiro-de-2022-372467821>. Acesso em: 30 set. 2022

BRUNDTLAND, G. (1987). **Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future**. United Nations General Assembly document A/42/427. Disponível em: <https://digitallibrary.un.org/record/139811>. Acesso em: 12 mar. 2021.

BURIOL, G. A.; ESTEFANEL, V.; SWAROWSKY, A.; D'AVILA, R. F. Homogeneidade e estatísticas descritivas dos totais mensais e anuais de chuva de Santa Maria, Estado do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.11, p. 89 97, 2006. Disponível em: https://abrh.s3.sa-east-1.amazonaws.com/Sumarios/22/127d8f7ecc3d385e44fb48701ad280a9_fe3a7ac7439db70b6cc597bdbba543720.pdf. Acesso em: 15 ago. 2022.

CASTRO, Cristiane Martins de Sousa Nava. **Emprego de indicadores e índices de sustentabilidade na avaliação de medidas emergenciais de gestão da água: caso da bacia do rio descoberto**, df. 2019. 110 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de

Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (Profágua), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, 2019. Disponível em: <https://lume.ufrgs.br/handle/10183/194913>. Acesso em: 10 junho 2021.

CENTRAIS ELÉTRICAS DE SANTA CATARINA – CELESC. Dados de Consumo. 2021. Disponível em: <https://www.celesc.com.br/home/mercado-de-energia/dados-de-consumo>. Acesso em 30 set. 2021.

CHANG, Yuan *et al.* Quantifying the Water-Energy-Food Nexus: current status and trends. **Energies**, [S.L.], v. 9, n. 2, p. 65, 22 jan. 2016. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/en9020065>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1996-1073/9/2/65>. Acesso em: 28 mar. 2021.

CHEN, Zhuo *et al.* Centralized water reuse system with multiple applications in urban areas: lessons from china :’s experience. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 117, p. 125-136, fev. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.11.008>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092134491630324X?via%3Dihub>. Acesso em: 10 out. 2022.

CHOU, Sin Chan *et al.* Assessment of Climate Change over South America under RCP 4.5 and 8.5 Downscaling Scenarios. **American Journal Of Climate Change**, [S.L.], v. 03, n. 05, p. 512-527, 2014. Scientific Research Publishing, Inc.. <http://dx.doi.org/10.4236/ajcc.2014.35043>. Disponível em: https://www.scirp.org/journal/PaperInformation.aspx?PaperID=52887#.VakHg_lViko. Acesso em: 10 out. 2022.

CHOW, V. te; MAIDMENT, D. R.; WAYS, L. W. **Applied Hydrology**. Nova York: McGRAW-Hill, 1988.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). **Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS)**. Disponível em: <http://siagasweb.cprm.gov.br/layout/>. Acesso em: 25 ago. 2021.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). **Mapeamento geológico e hidrogeológico do município de Joinville, SC: produto 8, resumo executivo / Organização Marcos Alexandre de Freitas; Carlos Moacyr da Fontoura Iglesias.** – PortoAlegre : CPRM, 2021. Disponível em: <https://www.joinville.sc.gov.br/publicacoes/mapeamento-geologico-e-hidrogeologico-do-municipio-de-joinville/>. Acesso em: 20 set. 2022.

COMPANHIA DE PESQUISA DE RECURSOS MINERAIS (CPRM). **Atlas Pluviométrico do Brasil; Equações Intensidade-Duração-Freqüência (Desagregação de Precipitações Diárias)**. Município: Joinville, Estação Pluviográfica: Primeiro Salto do Cubatão Código 02649060 e Estação Pluviométrica: Joinville (RVPSC) Código 02648014. Adriana B. Weschenfelder; Karine Pickbrenner e Eber José de Andrade Pinto – Porto Alegre: CPRM, 2014. Disponível em: https://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/bitstream/handle/doc/17514/idf_joinville_sc_suscat.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 20 jul. 2021.

DAHER, Bassel *et al.* Towards bridging the water gap in Texas: a water-energy-food nexus approach. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 647, p. 449-463, jan. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.398>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718328936?via%3Dhub>. Acesso em: 10 ago. 2022.

DAHER, Bassel T.; MOHTAR, Rabi H. Water–energy–food (WEF) Nexus Tool 2.0: guiding integrative resource planning and decision-making. **Water International**, [S.L.], v. 40, n. 5-6, p. 748-771, 14 ago. 2015. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02508060.2015.1074148>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02508060.2015.1074148?journalCode=rwin20>. Acesso em: 10 set. 2021.

DEEPIKA, S. Suppressing Evaporation from Surface Water Reservoirs: A Review. **Journal of Agricultural Engineering**, [S.L.], v. 57, p. 259-273, 2020. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/350431860_Suppressing_Evaporation_fro_m_Surface_Water_Reservoirs_A_Review. Acesso em: 22 set. 2022.

DEVEZA, Ana Carolina Peixoto. **O nexo água-energia-alimento na operação de sistemas hidrotérmicos: estudo de caso da bacia do Rio São Francisco**. 2019. 180 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Planejamento Energético, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: http://www.ppe.ufrj.br/images/publica%C3%A7%C3%B5es/mestrado/Ana_Carolina_Peixoto_Deveza._MESTRADO_2019.pdf. Acesso em: 20 out. 2020.

DILL, Jonas. **Gestão dos recursos hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Cubatão: simulação do impactos das mudanças climáticas e de uso do solo através da modelagem swat**. 2021. 178 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Engenharia Civil, Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade do Estado de Santa Catarina, Joinville, 2021. Disponível em: https://www.udesc.br/arquivos/cct/id_cpmenu/706/2021_10_29_Jonas_Dill_1637842522989_706.pdf. Acesso em: 10 jan. 2022.

DILL, Jonas; DAGIOS, Roberto Novaes; BARROS, Virginia Grace. Public policies on water resource management and its impacts on the context of climatic changes and alterations in land use and land cover in small and protected rainforest river basins. **Environmental Science & Policy**, [S.L.], v. 137, p. 191-204, nov. 2022. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2022.08.021>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1462901122002726?via%3Dhub>. Acesso em: 20 set. 2022.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1998. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1069076/levantamento-de-reconhecimento-dos-solos-do-estado-de-santa-catarina>. Acesso em: 28 jul. 2021.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de Santa Catarina -**

shapefile. Geoinfo – Embrapa Solos, 2018a. Disponível em: http://geoinfo.cnps.embrapa.br/layers/geonode%3Alev_sc_estado_solos_lat_long_wgs84. Acesso em: 28 jul. 2021.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos / Humberto Gonçalves dos Santos ... [et al.]**. – 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2018b. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1107206/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos>. Acesso em: 28 jul. 2021.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). **Solos do Estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2004. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/964417/solos-do-estado-de-santa-catarina>. Acesso em: 28 jul. 2021.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (BRASIL) – EPE. **Balanço Energético Nacional 2021: Ano base 2020 / Empresa de Pesquisa Energética**. – Rio de Janeiro : EPE, 2021. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-601/topicos-596/BEN2021.pdf>. Acesso em: 10 mai. 2022.

ENDO, Aiko *et al.* A review of the current state of research on the water, energy, and food nexus. **Journal Of Hydrology: Regional Studies**, [S.L.], v. 11, p. 20-30, jun. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.11.010>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214581815001251?via%3Dihub>. Acesso em: 22 mar. 2021.

ENDO, Aiko *et al.* Dynamics of water–energy–food nexus methodology, methods, and tools. **Current Opinion In Environmental Science & Health**, [S.L.], v. 13, p. 46-60, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2019.10.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S246858441930056X>. Acesso em: 23 out. 2020.

ENGECORPS – CORPO DE ENGENHEIROS CONSULTORES LTDA. **Plano Municipal de Saneamento Básico de Joinville – SC**. Joinville, 2010. Disponível em: <https://www.joinville.sc.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Relat%C3%B3rio-Final-Tomo-I-S%C3%ADntese.pdf>. Acesso em: 05 set. 2022.

ESMAP – SOLARGIS. **Global Solar Atlas. Global Solar Atlas**. ESMAP: 2019. Disponível em: <https://globalsolaratlas.info/map>. Acesso em: 01 nov. 2022.

FERRAZ, Rodrigo Peçanha Demonte *et al.* **Marco referencial em serviços ecossistêmicos / Rodrigo Peçanha Demonte Ferraz [et al.], editores técnicos**. – Brasília, DF: Embrapa, 2019.

FERREIRA, Julia Lopes. **Estudo da Relação entre Dimensões do Nexus Água-Energia-Alimento e a Vulnerabilidade no Submédio Rio São Francisco**. 2020. 191 p., il. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Sustentável) — Universidade de Brasília, Brasília, 2020. Disponível em: <https://repositorio.unb.br/handle/10482/39153>. Acesso em: 30 out. 2020.

DALLA FONTANA, Michele *et al.* The water-energy-food nexus research in the Brazilian context: what are we missing?. **Environmental Science & Policy**, [S.L.], v. 112, p. 172-180, out. 2020. Elsevier BV.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2020.06.021>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1462901119306811?via%3Dhub>. Acesso em: 23 mar. 2021.

Freitas, Marcos A. de; ECKERT, Roque M.; CAYE, Bráulio R. **Captações de água subterrânea no oeste do estado de Santa Catarina**. - Porto Alegre: CPRM/SDM/EPAGRI, 2001. Disponível em:
https://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/bitstream/handle/doc/5373/rel_oeste_proesc_captacoes.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 15 ago. 2021.

Freitas, Marcos A.; CAYE, Bráulio R.; MACHADO, José L. F. **Diagnóstico dos recursos hídricos subterrâneos do oeste do Estado de Santa Catarina - Projeto Oeste de Santa Catarina / Organizado por Marcos A. de Freitas; Bráulio R. Caye; José L. F. Machado**. Porto Alegre: CPRM/SDM-SC/SDA-SC/EPAGRI. 2003. Disponível em:
https://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/bitstream/handle/doc/4957/rel_oeste_proesc_diagnostico.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 15 ago. 2021.

FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA; KNIE, J. L. W. **Atlas ambiental da região de Joinville**: complexo hídrico da Baía da Babitonga. Joinville, SC: FATMA/GTZ, 2002.

GARCIA-CUERVA, Laura; BERGLUND, Emily Z.; BINDER, Andrew R.. Public perceptions of water shortages, conservation behaviors, and support for water reuse in the U.S. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 113, p. 106-115, out. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.06.006>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344916301434?via%3Dhub>. Acesso em: 30 out. 2022.

GARLET, Taís Bisognin *et al.* Paths and barriers to the diffusion of distributed generation of photovoltaic energy in southern Brazil. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 111, p. 157-169, set. 2019. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2019.05.013>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032119303193?via%3Dhub>. Acesso em: 25 set. 2022.

GIATTI, Leandro Luiz *et al.* O nexo água, energia e alimentos no contexto da Metrópole Paulista. **Estudos Avançados**, [S.L.], v. 30, n. 88, p. 43-61, dez. 2016. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-40142016.30880005>. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/ea/a/DbLcCJLqDXmkZQYwZ6tKQ3K/?lang=pt>. Acesso em: 20 nov. 2020.

GOHARIAN, Erfan *et al.* Vulnerability Assessment to Support Integrated Water Resources Management of Metropolitan Water Supply Systems. **Journal Of Water Resources Planning And Management**, [S.L.], v. 143, n. 3, p. 04016080, mar.

2017. American Society of Civil Engineers (ASCE).
[http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0000738](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000738). Disponível em:
<https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/%28ASCE%29WR.1943-5452.0000738>. Acesso em: 25 mai. 2021.

GOMES, Jésus de Lisboa; BARBIERI, José Carlos. Gerenciamento de recursos hídricos no Brasil e no Estado de São Paulo: um novo modelo de política pública. **Cadernos Ebape.Br**, [S.L.], v. 2, n. 3, p. 01-21, dez. 2004. FapUNIFESP (SciELO).
<http://dx.doi.org/10.1590/s1679-39512004000300002>. Disponível em:
<https://www.scielo.br/j/cebaape/a/KckKkSpvgRXkdGtFqbldrZJ/?lang=pt>. Acesso em: 10 maio 2021.

GONÇALVES, Mônica Lopes. ZANOTELLI, Cladir Teresinha. OLIVEIRA, Fabiano Antonio. **Diagnóstico e prognóstico das disponibilidades e demandas hídricas do Rio Cubatão do Norte – Joinville – Santa Catarina**. – Joinville, SC: UNIVILLE, 2006. Disponível em:
[https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/Comite%20Rio%20Cubatao%20Norte/Publicacoes/livro-1--diagnostico-e-prognostico-das-disponibilidades-e-demandas-hidricas-do-rio-cubatao-do-norte--joinville--santa-catarina-\(1\).pdf](https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/Comite%20Rio%20Cubatao%20Norte/Publicacoes/livro-1--diagnostico-e-prognostico-das-disponibilidades-e-demandas-hidricas-do-rio-cubatao-do-norte--joinville--santa-catarina-(1).pdf). Acesso em: 15 ago. 2021.

GHOSH, Saptak; NAIR, Akhilesh; KRISHNAN, S.s.. Techno-economic review of rooftop photovoltaic systems: case studies of industrial, residential and off-grid rooftops in bangalore, karnataka. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 42, p. 1132-1142, fev. 2015. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2014.10.094>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032114009198?via%3Dihub>. Acesso em: 30 out. 2022.

GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA. Regionalização de Vazões das Bacias Hidrográficas Estaduais do Estado de Santa Catarina. Governo do Estado de Santa Catarina: Secretaria de Estado da Agricultura e Desenvolvimento Rural, 2006. Disponível em:
http://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Legislacao/estudo_de_regionizacao_hidrologica.pdf. Acesso em: 20 jul. 2021.

GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA. Recursos Hídricos de Santa Catarina: rede hidrográfica catarinense. Governo do Estado de Santa Catarina: Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico e Sustentável (SDS), 2016. Disponível em:
https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/bacias_hidrograficas/bacias_hidrograficas_sc.pdf. Acesso em: 20 fev. 2021.

GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA. Regiões Hidrográficas do Estado de Santa Catarina (Mapa). Governo do Estado de Santa Catarina: Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico e Sustentável (SDS), 2012. Disponível em:
https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/Comite%20Rio%20do%20Peixe/Mapas/Regioes-Hidrograficas-de-Santa-Catarina.jpg. Acesso em: 20 fev. 2021.

GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA. **Sistema de Outorga da Água de Santa Catarina – SIOUT.** Governo do Estado de Santa Catarina: Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico e Sustentável (SDE), 2021. Disponível em: <http://siout.aguas.sc.gov.br/>. Acesso em: 30 jan. 2022.

GUAN, Xin et al. A metropolitan scale water management analysis of the food-energy-water nexus. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 701, p. 134478, jan. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134478>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969719344699?via%3Dihub#b0130>. Acesso em: 10 maio 2021.

HAAK, Letícia. **Caracterização granulométrica e mineralógica dos sedimentos de carga de fundo do rio Cubatão do Norte, SC.** 2013. 113 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Geografia, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Curitiba, 2013. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/31026/R%20-%20D%20-%20LETICIA%20HAAK.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 25 jun. 2021.

HACHEM, Caroline; FAZIO, Paul; ATHIENITIS, Andreas. Solar optimized residential neighborhoods: evaluation and design methodology. **Solar Energy**, [S.L.], v. 95, p. 42-64, set. 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2013.06.002>. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2013.06.002>. Acesso em: 01 out. 2022.

HOFF, Holger. **Understanding the Nexus. Background Paper for the Bonn 2011 Conference: The Water, Energy and Food Security Nexus.** Stockholm Environment Institute, Stockholm. 2011. Disponível em: <<https://mediamanager.sei.org/documents/Publications/SEI-Paper-Hoff-UnderstandingTheNexus-2011.pdf>>. Acesso em: 23 out. 2020.

HOSSEINI, Seyed Ehsan. Development of solar energy towards solar city Utopia. **Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects**, [S.L.], v. 41, n. 23, p. 2868-2881, 8 fev. 2019. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/15567036.2019.1576803>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/15567036.2019.1576803>. Acesso em: 30 out. 2022.

INGOL-BLANCO, Eusebio; MCKINNEY, Daene C. Development of a Hydrological Model for the Rio Conchos Basin. **Journal Of Hydrologic Engineering**, [S.L.], v. 18, n. 3, p. 340-351, mar. 2013. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000607](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000607). Disponível em: <https://ascelibrary.org/doi/abs/10.1061/%28ASCE%29HE.1943-5584.0000607>. Acesso em: 15 set. 2021.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. **Portal Projeções Climáticas no Brasil.** 2022. Ministério da Ciência, Tecnologia Inovações e Comunicações - MCTI. Disponível em: <http://pclima.inpe.br/>. Acesso em: 30 ago. 2022.

Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC. **Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]**. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 p.

ISLAM, K. M. Nazmul *et al.* A review of the water-related energy consumption of the food system in nexus studies. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 279, p. 123414, jan. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123414>.

Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652620334594?via%3Dhub>. Acesso em: 25 out. 2020.

KELLNER, Erich. **Introdução aos sistemas de saneamento**. 1 ed. São Carlos: UAB/UFSCAR: 2014.

KHALIL, Alamgir; RITTIMA, Areeya; PHANKAMOLSIL, Yutthana. The projected changes in water status of the Mae Klong Basin, Thailand, using WEAP model. **Paddy And Water Environment**, [S.L.], v. 16, n. 3, p. 439-455, 20 mar. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10333-018-0638-y>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10333-018-0638-y>. Acesso em: 25 set. 2022.

KLUG, Letícia. MARENGO, Jose A. LUEDEMANN, Gustavo. **O Estatuto da Cidade e a Habitat III : um balanço de quinze anos da política urbana no Brasil e a nova agenda urbana / organizador: Marco Aurélio Costa**. – Brasília : Ipea, 2016.361.

KONINKLIJK NEDERLANDS METEOROLOGISCH INSTITUUT (KNMI). **Climate Explorer**. World Meteorological Organization, 2021. Disponível em: https://climexp.knmi.nl/selectfield_obs2.cgi?id=someone@somewhere. Acesso em: 10 mai. 2021.

KOU, Limin *et al.* Simulation of Urban Water Resources in Xiamen Based on a WEAP Model. **Water**, [S.L.], v. 10, n. 6, p. 732, 5 jun. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w10060732>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-4441/10/6/732>. Acesso em: 20 mar. 2022.

LANG, Michel *et al.* Extrapolation of rating curves by hydraulic modelling, with application to flood frequency analysis. **Hydrological Sciences Journal**, [S.L.], v. 55, n. 6, p. 883-898, 20 ago. 2010. Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2010.504186>. Disponível em: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/02626667.2010.504186>. Acesso em: 15 set. 2022.

LAZARO, Lira Luz Benites *et al.* Policy and governance dynamics in the water-energy-food-land nexus of biofuels: proposing a qualitative analysis model. **Renewable And Sustainable Energy Reviews**, [S.L.], v. 149, p. 111384, out. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2021.111384>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1364032121006699?via%3Dhub>. Acesso em: 05 jul. 2021.

LAZARO, Lira Luz Benites; GIATTI, Leandro Luiz; OLIVEIRA, José Antonio Puppim de. Water-energy-food nexus approach at the core of businesses – How businesses in the bioenergy sector in Brazil are responding to integrated challenges? **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 303, p. 127102, jun. 2021. Elsevier BV.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127102>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652621013214>. Acesso em: 15 set. 2022.

LAZARO, L.L.B. *et al.* Energy transition in Brazil: is there a role for multilevel governance in a centralized energy regime?. **Energy Research & Social Science**, [S.L.], v. 85, p. 102404, mar. 2022. Elsevier BV.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.erss.2021.102404>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214629621004916>. Acesso em: 15 set. 2022.

LAZARO, Lira Luz Benites *et al.* Ten Years of Research on the Water-Energy-Food Nexus: an analysis of topics evolution. **Frontiers In Water**, [S.L.], v. 4, 4 maio 2022. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/frwa.2022.859891>. Disponível em:
https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/frwa.2022.859891/full?utm_source=F-NTF&utm_medium=EMLX&utm_campaign=PRD_FEOPS_20170000_ARTICLE. Acesso em: 01 ago. 2022.

LIU, Yujun *et al.* A quantitative analysis framework for water-food-energy nexus in an agricultural watershed using WEAP-MODFLOW. **Sustainable Production And Consumption**, [S.L.], v. 31, p. 693-706, maio 2022. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.spc.2022.03.032>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S2352550922000859?via%3Dhub>. Acesso em: 28 set. 2022.

MAJIDI, M. *et al.* Estimating Evaporation from Lakes and Reservoirs under Limited Data Condition in a Semi-Arid Region. **Water Resources Management**, [S.L.], v. 29, n. 10, p. 3711-3733, 12 maio 2015. Springer Science and Business Media LLC.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11269-015-1025-8>. Disponível em:
<https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11269-015-1025-8>. Acesso em: 15 set. 2021.

MATSUMURA, E.M.; MIERZWA, J.C.. Water conservation and reuse in poultry processing plant—A case study. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 52, n. 6, p. 835-842, abr. 2008. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921344907002005>. Acesso em: 20 set. 2022.

MAY, Peter H. **Economia do meio ambiente: teoria e prática / Peter H. May.** – 3^a ed. – Rio de Janeiro: Elsevier, 2018.

MELLO, Yara Rúbia de; KOHLS, Werner; OLIVEIRA, Therezinha Maria Novais de. USO DE DIFERENTES MÉTODOS PARA O PREENCHIMENTO DE FALHAS EM ESTAÇÕES PLUVIOMÉTRICAS. **Boletim de Geografia**, [S.L.], v. 35, n. 1, p. 112, 9 ago. 2017. Universidade Estadual de Maringá (UEM).
<http://dx.doi.org/10.4025/bolgeogr.v35i1.30893>. Disponível em:

<https://periodicos.uem.br/ojs/index.php/BolGeogr/article/view/30893/pdf>. Acesso em: 10 jun. 2021.

Ministério de Minas e Energia, Empresa de Pesquisa Energética – MME/EPE. **Plano Nacional de Energia 2050 / Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética**. Brasília: MME/EPE, 2020. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-227/topicos-563/Relatorio%20Final%20do%20PNE%202050.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2022.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Serviços Ecossistêmicos**. 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/servicosambientais/ecossistemas-1/conservacao-1/servicos-ecossistemicos/servicos-ecossistemicos-1>. Acesso em: 13 mar. 2021.

MOMBLANCH, Andrea *et al.* Untangling the water-food-energy-environment nexus for global change adaptation in a complex Himalayan water resource system. **Science Of The Total Environment**, [S.L.], v. 655, p. 35-47, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.045>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718343924?via%3Dihub>. Acesso em: 10 ago. 2021.

MORAES-SANTOS, Eliana Cristina; DIAS, Rubens Alves; BAlestieri, Jose Antonio Perrella. Groundwater and the water-food-energy nexus: the grants for water resources use and its importance and necessity of integrated management. **Land Use Policy**, [S.L.], v. 109, p. 105585, out. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105585>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0264837721003082?via%3Dihub>. Acesso em: 20 set. 2022.

MORIASI, D. N. *et al.* Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. **Transactions Of The Asabe**, [S.L.], v. 50, n. 3, p. 885-900, 2007. American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE). <http://dx.doi.org/10.13031/2013.23153>. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/43261199_Model_Evaluation_Guidelines_for_Systematic_Quantification_of_Accuracy_in_Watershed_Simulations. Acesso em: 15 set. 2021.

MOUNIR, Adil; MASCARO, Giuseppe; WHITE, Dave D.. A metropolitan scale analysis of the impacts of future electricity mix alternatives on the water-energy nexus. **Applied Energy**, [S.L.], v. 256, p. 113870, dez. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113870>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0306261919315570?via%3Dihub>. Acesso em: 20 set. 2022.

Município de Joinville/SC, 2019. **Cidade em dados**. <https://www.joinville.sc.gov.br/wp-content/uploads/2019/08/Joinville-Cidade-em-Dados-2019-Ambiente-Constr%C3%ADdo.pdf>

National Centers for Environmental Prediction (NCEP). **Global Weather Data for SWAT.** 2021. Disponível em: <https://globalweather.tamu.edu/>. Acesso em 20 ago. 2021.

NEXUS PLATAFORM. Mission Of The Nexus Resource Plataform. 2021. Disponível em: <https://www.water-energy-food.org/mission>. Acesso em: 20 mar. 2021.

NHAMO, Luxon *et al.* An integrative analytical model for the water-energy-food nexus: south africa case study. **Environmental Science & Policy**, [S.L.], v. 109, p. 15-24, jul. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2020.04.010>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901119315618>. Acesso em: 10 nov. 2020.

NIVA, Venla *et al.* China's sustainable water-energy-food nexus by 2030: impacts of urbanization on sectoral water demand. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 251, p. 119755, abr. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119755>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652619346256?via%3Dhub>. Acesso em: 29 out. 2020.

ODS BRASIL. Indicadores Brasileiros para os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. 2021. Disponível em: <https://odsbrasil.gov.br/home/agenda>. Acesso em: 25 mar. 2021.

OLIVEIRA, Therezinha Maria Novais *et al.* **Bacias Hidrográficas da Região de Joinville: Gestão e Dados / Therezinha Maria Novais de Oliveira ... [et al.]**. – Joinville – SC: Editora Univille, 2017. 94p.

OLIVOS, Lina Maria Osorio. **Sustentabilidade do uso dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos no município de São Carlos-SP.** 2017. 83 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Ciências (Engenharia Hidráulica e Ambiental), Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2017. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-07112017-152427/publico/LinaMariaOsorioOlivosOrg17.pdf>. Acesso em: 10 mai. 2021.

OMAR, Mohie El Din M.; MOUSSA, Ahmed M.A. Water management in Egypt for facing the future challenges. **Journal Of Advanced Research**, [S.L.], v. 7, n. 3, p. 403-412, maio 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jare.2016.02.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2090123216000229?via%3Dhub>. Acesso em: 30 jun. 2021.

Organização das Nações Unidas – ONU. **Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015 – Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development.** United Nations General Assembly document A/RES/70/1. Disponível em: https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E. Acesso em: 25 mar. 2021.

Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura (FAO). **FAO framework for the Urban Food Agenda.** 2019. <https://doi.org/10.4060/ca3151en>. Disponível em: <http://www.fao.org/documents/card/en/c/ca3151en>. Acesso em: 22 nov. 2020.

Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura – FAO. **The Water-Energy-Food Nexus / A new approach in support of food security and sustainable agriculture.** 2014a. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-bl496e.pdf>. Acesso em: 20 out. 2020.

Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura – FAO. **Walking the Nexus Talk: Assessing the Water-Energy-Food Nexus in the Context of the Sustainable Energy for All Initiative.** 2014b. Disponível em: <http://www.fao.org/3/i3959e/i3959e.pdf>. Acesso em: 20 mar. 2021.

OTI, Jonathan Opoku; KABO-BAH, Amos T.; OFOSU, Eric. Hydrologic response to climate change in the Densu River Basin in Ghana. **Heliyon**, [S.L.], v. 6, n. 8, ago. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04722>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2405844020315656>. Acesso em: 10 jun. 2022.

OZTURK, Ilhan. Sustainability in the food-energy-water nexus: evidence from brics (brazil, the russian federation, india, china, and south africa) countries. **Energy**, [S.L.], v. 93, p. 999-1010, dez. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.energy.2015.09.104>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0360544215013146?via%3Dhub>. Acesso em: 05 nov. 2020.

PEREIRA, Enio Bueno (org.). **Atlas brasileiro de energia solar / Enio Bueno Pereira; Fernando Ramos Martins; André Rodrigues Gonçalves; Rodrigo Santos Costa; Francisco J. Lopes de Lima; Ricardo Rüther; Samuel Luna de Abreu; Gerson Máximo Tiepolo; Silvia Vitorino Pereira; Jefferson Gonçalves de Souza -- 2.ed. -- São José dos Campos : INPE, 2017.** Disponível em: <http://mtc-m21b.sid.inpe.br/rep/8JMKD3MGP3W34P/3PERDJE>. Acesso em: 05 set. 2022.

PEREIRA, Marina Eduarte. **Compartilhando a gestão dos recursos hídricos: Joinville e o Rio Cubatão.** 2005. 142 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Mestrado em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo (USP), São Paulo, 2005. Disponível em: <https://teses.usp.br/teses/disponiveis/90/90131/tde-10012007-165259/publico/Marina.pdf>. Acesso em: 22 jun. 2021.

PEST, Parameter Estimation Tool. Disponível em: <https://pesthomepage.org/>. Acesso em: 10 ago. 2022.

PHAM, Bao Quoc *et al.* Assessment of climate change impacts on hydrological processes and water resources by water evaluation and planning (weap) model: case study in Thac Mo Catchment, Vietnam. **Proceedings of the 37th IAHR World Congress.** 2017. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/318671823>. Acesso em: 30 set. 2022.

PINTO-COELHO, Ricardo Motta. **Gestão de recursos hídricos em tempos de crise [recurso eletrônico] / Ricardo Motta Pinto-Coelho, Karl Havens.** – Porto Alegre : Artmed, 2016.

PINTO, Julian T.M.; AMARAL, Karen J.; JANISSEK, Paulo R.. Deployment of photovoltaics in Brazil: scenarios, perspectives and policies for low-income housing. **Solar Energy**, [S.L.], v. 133, p. 73-84, ago. 2016. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.solener.2016.03.048>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038092X16300019?via%3Dhub>. Acesso em: 28 set. 2022.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil (1985-2020).** 2021. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 20 ago. 2021.

RIBEIRO, José Mario Gomes. OLIVEIRA, Therezinha Maria Novais. **Cartilha Geográfica Bacias Hidrográficas dos Rios Cubatão (Norte) e Cachoeira Joinville.** Mercado de Comunicação. 2014. 1^a ed. 40p.

RITCHIE, Hannah; ROSEN, Max. **Urbanization.** 2018. Disponível em:
<https://ourworldindata.org/urbanization>. Acesso em: 10 mar. 2021.

ROSEN, Max. **Future Population Growth.** 2014. Disponível em:
<https://ourworldindata.org/future-population-growth>. Acesso em: 10 mar. 2021.

ROSEN, Max; RITCHIE, Hannah; ORTIZ-OSPINA, Esteban. **World Population Growth.** 2013. Disponível em: <https://ourworldindata.org/world-population-growth#two-centuries-of-rapid-global-population-growth-will-come-to-an-end>. Acesso em: 10 mar. 2021.

SADEGHI, Seyed Hamidreza *et al.* Application of water-energy-food nexus approach for designating optimal agricultural management pattern at a watershed scale. **Agricultural Water Management**, [S.L.], v. 233, p. 106071, abr. 2020. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2020>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377419315926?via%3Dhub>. Acesso em: 10 abr. 2021.

SALMORAL, Gloria; YAN, Xiaoyu. Food-energy-water nexus: a life cycle analysis on virtual water and embodied energy in food consumption in the tamar catchment, uk. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 133, p. 320-330, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.01.018>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344918300181?via%3Dhub>. Acesso em: 10 nov. 2022.

SANDOVAL-SOLIS, S.; MCKINNEY, D. C.; LOUCKS, D. P. Sustainability Index for Water Resources Planning and Management. **Journal Of Water Resources Planning And Management**, [S.L.], v. 137, n. 5, p. 381-390, set. 2011. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)wr.1943-5452.0000134](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)wr.1943-5452.0000134). Disponível em:

[https://ascelibrary.org/doi/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000134](https://ascelibrary.org/doi/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000134). Acesso em: 20 mai. 2021.

SANTA CATARINA (1981). **Decreto nº 14.250, de 05 de junho de 1981, que regulamenta dispositivos da Lei nº 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental.** Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/Santa%20Catarina.pdf>. Acesso em: 19 mar. 2021.

SANTA CATARINA (1994). **Lei Estadual nº 9.748, de 30 de novembro de 1994, que dispõe sobre a Política Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências.** Disponível em: https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Legislacao/Lei-Estadual-9748-1994.pdf. Acesso em: 15 mar. 2021.

SANTA CATARINA (1998). **Lei Estadual nº 10.949, de 09 de novembro de 1998, que sobre a caracterização do Estado em dez Regiões Hidrográficas.** Disponível em: https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Legislacao/Lei-Estadual-10949-1998.pdf. Acesso em: 10 mar. 2021.

SANTA CATARINA (2008). **Portaria SDS nº 37, de 30 de julho de 2008.** Outorga Usuários Bacia Cubatão Norte (2008). Disponível em: http://www.cadastro.aguas.sc.gov.br/sirhsc/conteudo_visualizar_dinamico.jsp?idEmpresa=12&idMenu=715&idMenuPai=512. Acesso em: 01 nov. 2021.

SANTA CATARINA (2020). **Decreto Estadual nº 834, de 15 de setembro de 2020, que dispõe sobre o Comitê de Gerenciamento das Bacias Hidrográficas do Complexo Hidrológico da Baía da Babitonga e Bacias Contíguas (Comitê Babitonga).** Disponível em: <https://leisestaduais.com.br/sc/decreto-n-834-2020-santa-catarina-dispoe-sobre-o-comite-de-gerenciamento-das-bacias-hidrograficas-do-complexo-hidrologico-da-baia-da-babitonga-e-bacias-contiguas-comite-babitonga>. Acesso em: 25 jun. 2021.

SARGENTIS, G.-Fivos et al. Agricultural Land or Photovoltaic Parks? The Water–Energy–Food Nexus and Land Development Perspectives in the Thessaly Plain, Greece. **Sustainability**, [S.L.], v. 13, n. 16, p. 8935, 11 ago. 2021. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/su13168935>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/13/16/8935>. Acesso em: 25 set. 2022.

SARKODIE, Samuel Asumadu; OWUSU, Phebe Asantewaa. Bibliometric analysis of water–energy–food nexus: sustainability assessment of renewable energy. **Current Opinion In Environmental Science & Health**, [S.L.], v. 13, p. 29-34, fev. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2019.10.008>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2468584419300625?via%3Dihub>. Acesso em: 18 out. 2020.

SDS – Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. **Nota Técnica SDE/SEMA/DRHS nº 04/2020.** Governo do Estado de Santa Catarina: Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável, 2020. Disponível em:

https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Legislacao/Notas_Tecnicas/SDE_SEMA_DRHS_004_2020.pdf. Acesso em: 05 nov. 2022.

SDS – Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. **Portarias – Outorgas**. Governo do Estado de Santa Catarina: Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável, 2011. Disponível em: http://www.cadastro.aguas.sc.gov.br/sirhsc/conteudo_visualizar_dinamico.jsp?idEmpresa=12&idMenu=1102&idMenuPai=1101. Acesso em: 15 set. 2021.

SDS/MPB Engenharia. **Plano estratégico de gestão integrada da bacia hidrográfica do Rio Chapecó**: diagnóstico e prognóstico dos recursos hídricos da bacia hidrográfica – Etapa B – Relatório Final. Governo do Estado de Santa Catarina: Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável (SDS), 2009. Disponível em: http://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/Comite%20Rio%20Chapeco/Irani/Publicacoes/02-Relatorio-Plano-Estrategico-Bacia-Chapeco---Etapa-B.pdf. Acesso em: 20 jul. 2021.

SDS – Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. **Panorama dos Recursos Hídricos de Santa Catarina**. Governo do Estado de Santa Catarina: Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável, 2007. Disponível em: http://www.sirhesc.sds.sc.gov.br/sirhsc/biblioteca_visualizar_arquivos.jsp?idEmpresa=1&idPasta=182. Acesso em: 25 jul. 2021.

SDS – Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. **Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina – PERH/SC**: caracterização geral das regiões hidrográficas de Santa Catarina (RH2 – Meio Oeste). Fundação CERTI, 2017a. Disponível em: https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Plano%20Estadual/etapa_a/PERH_SC_RH2_CERTI-CEV_2017_final.pdf. Acesso em: 20 jul. 2021.

SDS – Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. **Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina – PERH/SC**: caracterização geral das regiões hidrográficas de Santa Catarina (RH6 – Baixada Norte). Fundação CERTI, 2017b. Disponível em: https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Plano%20Estadual/etapa_a/PERH_SC_RH6_CERTI-CEV_2017_final.pdf. Acesso em: 20 jul. 2021.

SDS – Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. **Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina – PERH/SC**: prognóstico das demandas hídricas de Santa Catarina. Fundação CERTI, 2017c. Disponível em: https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Plano%20Estadual/etapa_c/PERH_SC_Cenario_tendencial_CERTI-CEV_2017_final.pdf. Acesso em: 20 ago. 2022.

SDS – Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. **Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina – PERH/SC**: plano de ações do PERH/SC. Fundação CERTI, 2017d. Disponível em: https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Plano%20Estadual/etapa_e/perh_sc_plano_de_acoes-2017-final.pdf. Acesso em: 20 ago. 2022.

SDS – Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável. **Plano Estadual de Recursos Hídricos de Santa Catarina – PERH/SC:** Documento Síntese. Fundação CERTI, 2017e. Disponível em: https://www.aguas.sc.gov.br/jsmallfib_top/DHRI/Plano%20Estadual/Documento%20Sintese/documento_sintese_do_plano_2018-03-15.pdf. Acesso em: 20 ago. 2022.

SEPUD – Secretaria de Planejamento Urbano e Desenvolvimento Sustentável. **Joinville Cidade em Dados 2020 – Ambiente Natural.** Joinville: Prefeitura Municipal, 2020. Disponível em: <https://www.joinville.sc.gov.br/wp-content/uploads/2020/06/Joinville-Cidade-em-Dados-2020-Ambiente-Natural-30062020.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2021.

SGROI, Massimiliano; VAGLIASINDI, Federico G.A.; ROCCARO, Paolo. Feasibility, sustainability and circular economy concepts in water reuse. **Current Opinion In Environmental Science & Health**, [S.L.], v. 2, p. 20-25, abr. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2018.01.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2468584417300211?via%3Dihub>. Acesso em: 30 out. 2022.

SHANMUGAVALLI, K. R. VEDAMUTHU, Ranee. Viability of solar rooftop photovoltaic systems in grouphousing schemes. **Current Science**, v. 108, n. 6, mar. 2015 Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/295584367_Viability_of_solar_rooftop_photovoltaic_systems_in_grouphousing_schemes. Acesso em 20 out. 2022.

SIEBER, Jack. PURKEY, David. **Water Evaluation and Planning System – User Guide.** Stockholm Environment Institute – SEI. Disponível em: https://www.weap21.org/downloads/WEAP_User_Guide.pdf. Acesso em: 10 mar. 2021.

SILVA, Vitor dos Santos da. **Comparação das vazões mínimas para a Estação Pirabeiraba no Rio Cubatão, norte de Santa Catarina, e implicações na gestão dos recursos hídricos.** 2019. 100 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade do Estado de Santa Catarina, Joinville, 2019. Disponível em: <https://sistemabu.udesc.br/pergamumweb/vinculos/000074/0000741e.pdf>. Acesso em: 20 jun. 2022.

SILVA, Daniel Augusto da et al. Drivers of leaf area index variation in Brazilian Subtropical Atlantic Forests. **Forest Ecology And Management**, [S.L.], v. 476, p. 118477, nov. 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118477>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112720312469?via%3Dhub>. Acesso em: 05 set. 2021.

SILVA, Luciene Pimentel da. **Hidrologia: engenharia e meio ambiente / Luciene Pimentel da Silva.** — 1. ed. — Rio de Janeiro: Elsevier, 2015.

SISTEMA DE INFORMAÇÕES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DE SANTA CATARINA – SIRHESC. **Comitês de Bacias.** Disponível em: <https://www.aguas.sc.gov.br/segrhsc/comites-de-bacias>. Acesso em: 25 jun. 2021.

Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA/IBGE. **Banco de Tabelas Estatísticas.** 2021. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/home/pimpfbr/brasil>. Acesso em: 30 ago. 2021.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS. **Série Histórica.** 2021. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/#>. Acesso em: 20 jun. 2022.

SOBROSA NETO, Ruy de Castro *et al.* An integrative approach for the water-energy-food nexus in beef cattle production: a simulation of the proposed model to brazil. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 204, p. 1108-1123, dez. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.200>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652618325435?via%3Dhub>. Acesso em: 05 nov. 2020.

STEPHENS J. C. STEWART, E. H. A comparison of procedures for computing evaporation and evapotranspiration. Publication 62, International association of scientific hydrology. 1963. **International Union of Geodynamics and Geophysics**, Berkeley, p. 123-133

STYLIANOPOULOU, Konstantina G.; PAPAPOSTOLOU, Christiana M.; KONDILI, Emilia M.. Water–Energy–Food Nexus: a focused review on integrated methods. **The 4Th Ewas International Conference: Valuing the Water, Carbon, Ecological Footprints of Human Activities**, [S.L.], 3 set. 2020. MDPI. <http://dx.doi.org/10.3390/environsciproc2020002046>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2673-4931/2/1/46/htm>. Acesso em: 15 out. 2022.

SUMKOSKI, Goran. Regulation and social capital. **Journal Of Social And Economic Development**, [S.L.], v. 20, n. 1, p. 152-173, abr. 2018. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s40847-018-0056-4>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs40847-018-0056-4>. Acesso em: 12 mar. 2021.

TENA, Tewodros M. *et al.* Analysis of River Tributaries' Streamflow Contribution Using WEAP Model: a case of the ngwerere and kanakatampa tributaries to the chongwe river in zambia. **Journal Of Water Resource And Protection**, [S.L.], v. 13, n. 04, p. 309-323, 2021. Scientific Research Publishing, Inc.. <http://dx.doi.org/10.4236/jwarp.2021.134019>. Disponível em: <https://www.scirp.org/journal/paperinformation.aspx?paperid=108315>. Acesso em: 10 jun. 2022.

TERRAPON-PFAFF, Julia *et al.* Energising the WEF nexus to enhance sustainable development at local level. **Journal Of Environmental Management**, [S.L.], v. 223, p. 409-416, out. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.06.037>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0301479718306790?via%3Dihub>. Acesso em: 31 out. 2020.

TONG, Ou *et al.* An AHP-based water-conservation and waste-reduction indicator system for cleaner production of textile-printing industry in China and technique integration. **Clean Technologies And Environmental Policy**, [S.L.], v. 14, n. 5, p. 857-868, 25 fev. 2012. Springer Science and Business Media LLC.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10098-012-0453-x>. Disponível em:
<https://link.springer.com/article/10.1007/s10098-012-0453-x>. Acesso em: 20 set. 2022.

TORRES, Cássia Juliana Fernandes *et al.* A Literature Review to Propose a Systematic Procedure to Develop “Nexus Thinking” Considering the Water–Energy–Food Nexus. **Sustainability**, [S.L.], v. 11, n. 24, p. 7205, 16 dez. 2019. MDPI AG.
<http://dx.doi.org/10.3390/su11247205>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/11/24/7205/htm>. Acesso em: 15 out. 2022.

TRINDADE, Larissa de Lima. **Gestão integrada de recursos hídricos: papel, potencialidades e limitações dos comitês de bacias hidrográficas**. 2016. 269 f. Tese (Doutorado) - Curso de Doutorado em Ciências Humanas, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Florianópolis, 2016. Disponível em:
<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/173815/344113.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 22 jun. 2021.

TUCCI, Carlos E. M.. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS: ABRH, 2001.

UBERTI, A. A. A. **Boletim Técnico do Levantamento da Cobertura Pedológica do Município de Joinville**. Joinville: Prefeitura Municipal de Joinville, 2011. Disponível em:
http://sistemaspmj.joinville.sc.gov.br/documentos_vivacidade/Mapa%20de%20Fragilidade%20Ambiental%20de%20Joinville/Boletins/Boletim%20T%C3%A9cnico%20do%20Munic%C3%ADpio%20de%20JOINVILLE%20-%20RF.pdf. Acesso em: 15 jul. 2021.

United States Geological Survey (USGS). **Double-Mass Curves / By James K. Searcy and Clayton H. Hardison / Manual of Hydrology: Part 1. General Surface-Water**. United States Government Printing Office - Washington, 1960. Disponível em: <https://pubs.usgs.gov/wsp/1541b/report.pdf>. Acesso em: 15 jul. 2021.

VIEIRA, Edson de O.; SANDOVAL-SOLIS, Samuel. Water resources sustainability index for a water-stressed basin in Brazil. **Journal Of Hydrology: Regional Studies**, [S.L.], v. 19, p. 97-109, out. 2018. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.08.003>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2214581817304585?via%3Dihub>. Acesso em: 10 jun. 2021.

VITO, Rossella de *et al.* An index-based approach for the sustainability assessment of irrigation practice based on the water-energy-food nexus framework. **Advances In Water Resources**, [S.L.], v. 110, p. 423-436, dez. 2017. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.10.027>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0309170817309776?via%3Dihub>. Acesso em: 10 nov. 2022.

WICAKSONO, Albert; JEONG, Gimoong; KANG, Doosun. Water, energy, and food nexus: review of global implementation and simulation model development. **Water Policy**, [S.L.], v. 19, n. 3, p. 440-462, 13 mar. 2017. IWA Publishing.
<http://dx.doi.org/10.2166/wp.2017.214>. Disponível em:
<https://iwaponline.com/wp/article/19/3/440/20565/Water-energy-and-food-nexus-review-of-global>. Acesso em: 22 mar. 2021.

World Bank. **Lesotho WEAP Manual**. World Bank, Washington, DC. 2017.
 Disponível em:
<https://documents1.worldbank.org/curated/en/543441486622913509/pdf/112725-WP-PUBLIC-Lesotho-Weap-Manual.pdf>. Acesso em: 10 mai. 2022.

World Economic Forum – WEF. **Water security: the water-energy-food-climate nexus: the World Economic Forum water initiative / [edited by] Dominic Wayghray**. 2011. Disponível em:
http://www3.weforum.org/docs/WEF_WI_WaterSecurity_WaterFoodEnergyClimateNexus_2011.pdf. Acesso em: 21 mar. 2021.

XIANGMEI, Meng *et al.* Forecast of annual water consumption in 31 regions of China considering GDP and population. **Sustainable Production And Consumption**, [S.L.], v. 27, p. 713-736, jul. 2021. Elsevier BV.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.spc.2021.01.036>. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352550921000361?via%3Dihub>. Acesso em: 12 nov. 2022.

YATES, David *et al.* WEAP21—A Demand-, Priority-, and Preference-Driven Water Planning Model. **Water International**, [S.L.], v. 30, n. 4, p. 487-500, dez. 2005a.
 Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02508060508691893>. Disponível em:
<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02508060508691893>. Acesso em: 10 maio 2021.

YATES, David *et al.* WEAP21—A Demand-, Priority-, and Preference-Driven Water Planning Model. **Water International**, [S.L.], v. 30, n. 4, p. 501-512, dez. 2005b.
 Informa UK Limited. <http://dx.doi.org/10.1080/02508060508691894>. Disponível em:
<https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02508060508691894>. Acesso em: 10 maio 2021.

YOUSSEF, Yara Waheeb; KHODZINSKAYA, Anna. A Review of Evaporation Reduction Methods from Water Surfaces. **E3S Web Of Conferences**, [S.L.], v. 97, p. 05044, 2019. Disponível em: https://www.e3s-conferences.org/articles/e3sconf/abs/2019/23/e3sconf_form2018_05044/e3sconf_form2018_05044.html. Acesso em: 22 set. 2022.

ZAREI, Mohanna. The water-energy-food nexus: a holistic approach for resource security in iran, iraq, and turkey. **Water-Energy Nexus**, [S.L.], v. 3, p. 81-94, 2020. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.wen.2020.05.004>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2588912520300254?via%3Dihub>. Acesso em: 28 out. 2020.

ZHANG, Pengpeng *et al.* Food-energy-water (FEW) nexus for urban sustainability: a comprehensive review. **Resources, Conservation And Recycling**, [S.L.], v. 142, p. 215-224, mar. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.11.018>. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921344918304361?via%3Dihub>. Acesso em: 25 out. 2020.

ZHANG, Chi *et al.* Water-energy-food nexus: concepts, questions and methodologies. **Journal Of Cleaner Production**, [S.L.], v. 195, p. 625-639, set. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.194>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959652618315403?via%3Dihub>. Acesso em: 25 out. 2020.

ZHU, Jing *et al.* A Bibliometric Analysis of Food–Energy–Water Nexus: progress and prospects. **Land**, [S.L.], v. 9, n. 12, p. 504, 9 dez. 2020. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/land9120504>. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2073-445X/9/12/504>. Acesso em: 28 out. 2020.

APÊNDICE A – EVAPORAÇÃO LÍQUIDA NOS APROVEITAMENTOS HIDRELÉTRICOS DA BACIA DO RIO CHAPECÓ

Tabela 36 – Perda mensal por evaporação líquida dos aproveitamentos hidrelétricos em operação na Bacia do Rio Chapecó (m³/mês).

APR. HIDRELÉTRICO	ÁREA (ha)	VOLUME MENSAL EVAPORADO (m ³ /mês)					
		JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN
CGH Abrasa	11,00	12.796,15	10.536,00	10.233,49	7.140,02	4.902,78	3.922,63
CGH Aparecida	11,90	15.030,04	12.368,85	11.859,20	8.242,94	5.616,47	4.399,64
CGH Cachoeirinha	65,10	75.729,96	62.353,94	60.563,68	42.255,94	29.015,55	23.214,83
CGH Pacheco	19,80	22.740,81	18.793,47	18.201,45	12.672,78	8.709,29	7.008,02
CGH Tonet	10,00	11.485,26	9.491,65	9.192,65	6.400,40	4.398,63	3.539,41
PCH Barra Escondida	1,00	1.273,30	1.040,33	997,62	684,98	463,38	359,61
PCH Barrinha	39,00	49.258,12	40.536,55	38.866,28	27.014,68	18.406,90	14.418,99
PCH Celso Ramos	59,05	68.697,53	56.563,64	54.939,62	38.331,97	26.321,11	21.059,05
PCH Contestado	177,70	204.093,03	168.666,69	163.353,46	113.735,04	78.163,71	62.895,24
PCH Coração	79,00	99.779,27	82.112,51	78.729,14	54.722,05	37.285,78	29.207,70
PCH Coronel Araúo	85,60	98.313,81	81.248,56	78.689,12	54.787,39	37.652,30	30.297,31
PCH Dalapria	15,00	17.449,30	14.367,27	13.954,76	9.736,39	6.685,61	5.349,04
PCH das Pedras	46,20	53.061,89	43.851,44	42.470,06	29.569,83	20.321,69	16.352,05
PCH Faxinal dos Guedes	85,00	98.879,37	81.414,52	79.077,00	55.172,88	37.885,13	30.311,22
PCH Lambari	122,95	155.289,38	127.794,09	122.528,45	85.165,51	58.028,94	45.456,80
PCH Ludesa	817,00	938.345,56	775.468,12	751.039,83	522.912,36	359.368,34	289.169,45
PCH Passo Ferraz	5,60	6.514,41	5.363,78	5.209,78	3.634,92	2.495,96	1.996,97
PCH Ponte Serrada	79,82	92.852,86	76.452,46	74.257,41	51.810,20	35.576,10	28.463,81
PCH Rondinha	62,00	71.208,60	58.848,25	56.994,45	39.682,46	27.271,53	21.944,32
PCH Salto do Passo Velho	19,00	22.102,45	18.198,54	17.676,04	12.332,76	8.468,44	6.775,45
PCH Salto Voltão	8,00	9.306,29	7.662,54	7.442,54	5.192,74	3.565,66	2.852,82
PCH Santa Laura	360,00	418.783,20	344.814,43	334.914,35	233.673,39	160.454,65	128.376,92
PCH Santa Luzia Alto	776,00	891.256,00	736.552,34	713.349,95	496.670,74	341.333,94	274.657,89
PCH Santo Antônio	2,42	2.781,77	2.298,92	2.226,50	1.550,20	1.065,37	857,26
PCH Victor Baptista	175,00	200.992,01	166.103,94	160.871,44	112.006,93	76.976,08	61.939,60
UHE Quebra Queixo	556,04	638.624,10	527.772,13	511.146,59	355.886,42	244.580,77	196.804,45
TOTAL	3.689,18	4.276.644,47	3.530.674,96	3.418.784,88	2.380.985,93	1.635.014,11	1.311.630,47

Tabela 37 – Perda mensal por evaporação líquida dos aproveitamentos hidrelétricos em operação na Bacia do Rio Chapecó (m³/mês) (cont.).

APR. HIDRELÉTRICO	ÁREA (ha)	VOLUME MENSAL EVAPORADO (m ³ /mês)					
		JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
CGH Abrasa	11,00	4.370,53	5.745,71	6.675,81	8.907,58	11.225,70	12.604,64
CGH Aparecida	11,90	4.952,09	6.527,32	7.606,78	10.299,52	13.078,72	14.632,01
CGH Cachoeirinha	65,10	25.865,62	34.004,16	39.508,66	52.716,65	66.435,72	74.596,57
CGH Pacheco	19,80	7.832,85	10.343,64	11.899,77	15.810,29	19.943,01	22.343,49
CGH Tonet	10,00	3.955,99	5.224,06	6.009,99	7.984,99	10.072,23	11.284,59
PCH Barra Escondida	1,00	405,14	538,35	629,87	865,74	1.102,24	1.242,59
PCH Barrinha	39,00	16.229,55	21.392,06	24.929,78	33.754,73	42.863,03	47.953,64
PCH Celso Ramos	59,05	23.463,69	30.846,47	35.839,82	47.821,29	60.266,37	67.669,39
PCH Contestado	177,70	70.297,86	92.831,51	106.797,44	141.893,32	178.983,52	200.527,16
PCH Coração	79,00	32.875,24	43.332,63	50.498,79	68.374,97	86.825,11	97.136,85
PCH Coronel Araújo	85,60	33.863,23	44.717,94	51.445,48	68.351,54	86.218,28	96.596,09
PCH Dalapria	15,00	5.959,82	7.835,06	9.103,38	12.146,69	15.307,77	17.188,15
PCH das Pedras	46,20	18.276,65	24.135,15	27.766,13	36.890,67	46.533,70	52.134,81
PCH Faxinal dos Guedes	85,00	33.772,32	44.398,67	51.585,81	68.831,27	86.744,02	97.399,51
PCH Lambari	122,95	51.164,69	67.439,83	78.592,73	106.413,96	135.128,44	151.176,91
PCH Ludesa	817,00	323.204,00	426.805,55	491.015,82	652.373,89	822.901,14	921.951,00
PCH Passo Ferraz	5,60	2.225,00	2.925,09	3.398,59	4.534,77	5.714,90	6.416,91
PCH Ponte Serrada	79,82	31.713,96	41.692,66	48.441,76	64.636,14	81.457,14	91.463,20
PCH Rondinha	62,00	24.527,11	32.389,16	37.261,91	49.506,95	62.447,82	69.964,46
PCH Salto do Passo Velho	19,00	7.549,11	9.924,41	11.530,95	15.385,81	19.389,84	21.771,66
PCH Salto Voltão	8,00	3.178,57	4.178,70	4.855,14	6.478,24	8.164,14	9.167,01
PCH Santa Laura	360,00	143.035,69	188.041,44	218.481,09	291.520,66	367.386,44	412.515,59
PCH Santa Luzia Alto	776,00	306.984,46	405.386,92	466.374,88	619.635,42	781.605,00	875.684,19
PCH Santo Antônio	2,42	958,16	1.265,29	1.455,64	1.934,00	2.439,53	2.733,17
PCH Victor Baptista	175,00	69.229,74	91.421,02	105.174,75	139.737,37	176.264,01	197.480,33
UHE Quebra Queixo	556,04	219.967,86	290.477,54	334.178,10	443.996,02	560.054,34	627.466,21
TOTAL	3.689,18	1.465.858,92	1.933.820,31	2.231.058,85	2.970.802,46	3.748.552,18	4.201.100,13

Tabela 38 – Perda mensal por evaporação líquida dos aproveitamentos hidrelétricos futuros na Bacia do Rio Chapecó (m³/mês).

APR. HIDRELÉTRICO	ÁREA (ha)	VOLUME MENSAL EVAPORADO (m ³ /mês)					
		JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN
CGH Linha do Progresso	10,20	12.882,89	10.601,87	10.165,03	7.065,38	4.814,11	3.771,12
CGH Pesqueiro	3,74	4.350,69	3.582,24	3.479,39	2.427,61	1.666,95	1.333,69
CGH Vermelho	6,20	7.120,86	5.884,83	5.699,45	3.968,25	2.727,15	2.194,43
PCH Araçá	104,00	119.446,68	98.713,20	95.603,60	66.564,12	45.745,79	36.809,82
PCH Barreiros	207,00	237.744,84	196.477,24	190.287,94	132.488,20	91.051,71	73.265,70
PCH Flor do Mato	613,00	713.094,72	587.142,35	570.284,71	397.893,85	273.218,62	218.597,37
PCH Mangueira de Pedra	29,08	33.399,13	27.601,73	26.732,24	18.612,35	12.791,23	10.292,59
PCH Nova Erechim	163,80	207.730,22	170.293,02	163.591,41	112.500,04	76.160,21	59.383,37
PCH Prainha	42,00	48.238,08	39.864,95	38.609,15	26.881,66	18.474,26	14.865,50
PCH Santa Rosa	153,00	175.724,44	145.222,30	140.647,61	97.926,06	67.299,09	54.152,91
PCH São José	4,28	4.915,69	4.062,43	3.934,46	2.739,37	1.882,62	1.514,87
UHE Águas de Chapecó	560,00	710.188,78	582.198,36	559.286,86	384.615,52	260.376,79	203.020,07
UHE Foz do Xaxim	901,00	1.142.643,03	936.715,58	899.852,62	618.818,90	418.927,66	326.644,79
UHE Nova União	263,00	305.944,39	251.906,10	244.673,54	170.711,39	117.221,04	93.786,47
UHE Porto Ferreira	506,00	641.706,29	526.057,81	505.355,63	347.527,60	235.269,03	183.443,13
UHE Santo Antônio	525,00	665.801,99	545.810,96	524.331,44	360.577,05	244.103,24	190.331,31
UHE Saudade	424,00	537.714,37	440.807,33	423.460,05	291.208,90	197.142,43	153.715,19
TOTAL	4.515,30	5.568.647,09	4.572.942,29	4.405.995,10	3.042.526,25	2.068.871,91	1.627.122,33

Tabela 39 – Perda mensal por evaporação líquida dos aproveitamentos hidrelétricos futuros na Bacia do Rio Chapecó (m³/mês) (cont.).

APR. HIDRELÉTRICO	ÁREA (ha)	VOLUME MENSAL EVAPORADO (m ³ /mês)					
		JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
CGH Linha do Progresso	10,20	4.244,65	5.594,85	6.520,10	8.828,16	11.210,33	12.541,72
CGH Pesqueiro	3,74	1.485,98	1.953,54	2.269,78	3.028,58	3.816,74	4.285,58
CGH Vermelho	6,20	2.452,71	3.238,92	3.726,19	4.950,70	6.244,78	6.996,45
PCH Araçá	104,00	41.142,25	54.330,21	62.503,85	83.043,92	104.751,19	117.359,74
PCH Barreiros	207,00	81.888,90	108.138,00	124.406,70	165.289,35	208.495,15	233.591,01
PCH Flor do Mato	613,00	243.557,99	320.192,78	372.024,75	496.394,91	625.577,47	702.422,37
PCH Mangueira de Pedra	29,08	11.504,01	15.191,56	17.477,04	23.220,36	29.290,04	32.815,59
PCH Nova Erechim	163,80	66.708,85	88.381,90	103.199,69	141.792,71	180.235,97	203.250,79
PCH Prainha	42,00	16.615,14	21.941,04	25.241,94	33.536,97	42.303,36	47.395,28
PCH Santa Rosa	153,00	60.526,58	79.928,09	91.952,78	122.170,39	154.105,11	172.654,23
PCH São José	4,28	1.693,16	2.235,90	2.572,27	3.417,58	4.310,91	4.829,80
UHE Águas de Chapecó	560,00	228.064,44	302.160,33	352.819,45	484.761,39	616.191,37	694.874,48
UHE Foz do Xaxim	901,00	366.939,40	486.154,39	567.661,29	779.946,45	991.407,89	1.118.003,41
UHE Nova União	263,00	104.495,52	137.374,72	159.612,58	212.972,04	268.396,21	301.365,55
UHE Porto Ferreira	506,00	206.072,51	273.023,44	318.797,57	438.016,54	556.772,91	627.868,73
UHE Santo Antônio	525,00	213.810,41	283.275,31	330.768,23	454.463,80	577.679,41	651.444,83
UHE Saudade	424,00	172.677,36	228.778,54	267.134,72	367.033,62	466.544,89	526.119,25
TOTAL	4.515,30	1.823.879,85	2.411.893,52	2.808.688,91	3.822.867,46	4.847.333,74	5.457.818,81

APÊNDICE B – PROD. ENERGÉTICA DOS APROVEITAMENTOS HIDRELÉTRICOS DA BACIA DO RIO CHAPECÓ

Tabela 40 – Produção energética mensal dos aproveitamentos hidrelétricos em operação na Bacia do Rio Chapecó (KWh/mês).

APR. HIDRELÉTRICO	POTÊNCIA (KW)	PRODUÇÃO ENERGÉTICA MENSAL (KWh/mês)					
		JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN
CGH Abrasa	1.460,0	597.432,0	539.616,0	597.432,0	578.160,0	597.432,0	578.160,0
CGH Aparecida	3.060,0	1.252.152,0	1.130.976,0	1.252.152,0	1.211.760,0	1.252.152,0	1.211.760,0
CGH Cachoeirinha	1.000,0	409.200,0	369.600,0	409.200,0	396.000,0	409.200,0	396.000,0
CGH Pacheco	1.980,0	810.216,0	731.808,0	810.216,0	784.080,0	810.216,0	784.080,0
CGH Tonet	840,0	343.728,0	310.464,0	343.728,0	332.640,0	343.728,0	332.640,0
PCH Barra Escondida	2.250,0	920.700,0	831.600,0	920.700,0	891.000,0	920.700,0	891.000,0
PCH Barrinha	3.300,0	1.350.360,0	1.219.680,0	1.350.360,0	1.306.800,0	1.350.360,0	1.306.800,0
PCH Celso Ramos	13.915,0	5.694.018,0	5.142.984,0	5.694.018,0	5.510.340,0	5.694.018,0	5.510.340,0
PCH Contestado	5.600,0	2.291.520,0	2.069.760,0	2.291.520,0	2.217.600,0	2.291.520,0	2.217.600,0
PCH Coração	4.600,0	1.882.320,0	1.700.160,0	1.882.320,0	1.821.600,0	1.882.320,0	1.821.600,0
PCH Coronel Araúo	5.800,0	2.373.360,0	2.143.680,0	2.373.360,0	2.296.800,0	2.373.360,0	2.296.800,0
PCH Dalapria	1.440,0	589.248,0	532.224,0	589.248,0	570.240,0	589.248,0	570.240,0
PCH das Pedras	5.600,0	2.291.520,0	2.069.760,0	2.291.520,0	2.217.600,0	2.291.520,0	2.217.600,0
PCH Faxinal dos Guedes	4.000,0	1.636.800,0	1.478.400,0	1.636.800,0	1.584.000,0	1.636.800,0	1.584.000,0
PCH Lambari	4.500,0	1.841.400,0	1.663.200,0	1.841.400,0	1.782.000,0	1.841.400,0	1.782.000,0
PCH Ludesa	30.000,0	12.276.000,0	11.088.000,0	12.276.000,0	11.880.000,0	12.276.000,0	11.880.000,0
PCH Passo Ferraz	4.000,0	1.636.800,0	1.478.400,0	1.636.800,0	1.584.000,0	1.636.800,0	1.584.000,0
PCH Ponte Serrada	4.320,0	1.767.744,0	1.596.672,0	1.767.744,0	1.710.720,0	1.767.744,0	1.710.720,0
PCH Rondinha	9.600,0	3.928.320,0	3.548.160,0	3.928.320,0	3.801.600,0	3.928.320,0	3.801.600,0
PCH Salto do Passo Velho	1.800,0	736.560,0	665.280,0	736.560,0	712.800,0	736.560,0	712.800,0
PCH Salto Voltão	8.200,0	3.355.440,0	3.030.720,0	3.355.440,0	3.247.200,0	3.355.440,0	3.247.200,0
PCH Santa Laura	15.000,0	6.138.000,0	5.544.000,0	6.138.000,0	5.940.000,0	6.138.000,0	5.940.000,0
PCH Santa Luzia Alto	28.500,0	11.662.200,0	10.533.600,0	11.662.200,0	11.286.000,0	11.662.200,0	11.286.000,0
PCH Santo Antônio	10.636,0	4.352.251,2	3.931.065,6	4.352.251,2	4.211.856,0	4.352.251,2	4.211.856,0
PCH Victor Baptista	25.000,0	10.230.000,0	9.240.000,0	10.230.000,0	9.900.000,0	10.230.000,0	9.900.000,0
UHE Quebra Queixo	120.000,0	49.104.000,0	44.352.000,0	49.104.000,0	47.520.000,0	49.104.000,0	47.520.000,0
TOTAL	316.401,0	129.471.289,20	116.941.809,60	129.471.289,20	125.294.796,00	129.471.289,20	125.294.796,00

Tabela 41 – Produção energética mensal dos aproveitamentos hidrelétricos em operação na Bacia do Rio Chapecó (KWh/mês) (cont.).

APR. HIDRELÉTRICO	POTÊNCIA (KW)	PRODUÇÃO ENERGÉTICA MENSAL (KWh/mês)					
		JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
CGH Abrasa	1.460,0	597.432,0	597.432,0	578.160,0	597.432,0	578.160,0	597.432,0
CGH Aparecida	3.060,0	1.252.152,0	1.252.152,0	1.211.760,0	1.252.152,0	1.211.760,0	1.252.152,0
CGH Cachoeirinha	1.000,0	409.200,0	409.200,0	396.000,0	409.200,0	396.000,0	409.200,0
CGH Pacheco	1.980,0	810.216,0	810.216,0	784.080,0	810.216,0	784.080,0	810.216,0
CGH Tonet	840,0	343.728,0	343.728,0	332.640,0	343.728,0	332.640,0	343.728,0
PCH Barra Escondida	2.250,0	920.700,0	920.700,0	891.000,0	920.700,0	891.000,0	920.700,0
PCH Barrinha	3.300,0	1.350.360,0	1.350.360,0	1.306.800,0	1.350.360,0	1.306.800,0	1.350.360,0
PCH Celso Ramos	13.915,0	5.694.018,0	5.694.018,0	5.510.340,0	5.694.018,0	5.510.340,0	5.694.018,0
PCH Contestado	5.600,0	2.291.520,0	2.291.520,0	2.217.600,0	2.291.520,0	2.217.600,0	2.291.520,0
PCH Coração	4.600,0	1.882.320,0	1.882.320,0	1.821.600,0	1.882.320,0	1.821.600,0	1.882.320,0
PCH Coronel Araúo	5.800,0	2.373.360,0	2.373.360,0	2.296.800,0	2.373.360,0	2.296.800,0	2.373.360,0
PCH Dalapria	1.440,0	589.248,0	589.248,0	570.240,0	589.248,0	570.240,0	589.248,0
PCH das Pedras	5.600,0	2.291.520,0	2.291.520,0	2.217.600,0	2.291.520,0	2.217.600,0	2.291.520,0
PCH Faxinal dos Guedes	4.000,0	1.636.800,0	1.636.800,0	1.584.000,0	1.636.800,0	1.584.000,0	1.636.800,0
PCH Lambari	4.500,0	1.841.400,0	1.841.400,0	1.782.000,0	1.841.400,0	1.782.000,0	1.841.400,0
PCH Ludesa	30.000,0	12.276.000,0	12.276.000,0	11.880.000,0	12.276.000,0	11.880.000,0	12.276.000,0
PCH Passo Ferraz	4.000,0	1.636.800,0	1.636.800,0	1.584.000,0	1.636.800,0	1.584.000,0	1.636.800,0
PCH Ponte Serrada	4.320,0	1.767.744,0	1.767.744,0	1.710.720,0	1.767.744,0	1.710.720,0	1.767.744,0
PCH Rondinha	9.600,0	3.928.320,0	3.928.320,0	3.801.600,0	3.928.320,0	3.801.600,0	3.928.320,0
PCH Salto do Passo Velho	1.800,0	736.560,0	736.560,0	712.800,0	736.560,0	712.800,0	736.560,0
PCH Salto Voltão	8.200,0	3.355.440,0	3.355.440,0	3.247.200,0	3.355.440,0	3.247.200,0	3.355.440,0
PCH Santa Laura	15.000,0	6.138.000,0	6.138.000,0	5.940.000,0	6.138.000,0	5.940.000,0	6.138.000,0
PCH Santa Luzia Alto	28.500,0	11.662.200,0	11.662.200,0	11.286.000,0	11.662.200,0	11.286.000,0	11.662.200,0
PCH Santo Antônio	10.636,0	4.352.251,2	4.352.251,2	4.211.856,0	4.352.251,2	4.211.856,0	4.352.251,2
PCH Victor Baptista	25.000,0	10.230.000,0	10.230.000,0	9.900.000,0	10.230.000,0	9.900.000,0	10.230.000,0
UHE Quebra Queixo	120.000,0	49.104.000,0	49.104.000,0	47.520.000,0	49.104.000,0	47.520.000,0	49.104.000,0
TOTAL	316.401,0	129.471.289,20	129.471.289,20	125.294.796,00	129.471.289,20	125.294.796,00	129.471.289,20

Tabela 42 – Produção energética mensal dos aproveitamentos hidrelétricos futuros na Bacia do Rio Chapecó (KWh/mês).

APR. HIDRELÉTRICO	POTÊNCIA (KW)	PRODUÇÃO ENERGÉTICA MENSAL (KWh/mês)					
		JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN
CGH Linha do Progresso	2.350,0	961.620	868.560	961.620	930.600	961.620	930.600
CGH Pesqueiro	1.350,0	552.420	498.960	552.420	534.600	552.420	534.600
CGH Vermelho	2.800,0	1.145.760	1.034.880	1.145.760	1.108.800	1.145.760	1.108.800
PCH Araçá	3.100,0	1.268.520	1.145.760	1.268.520	1.227.600	1.268.520	1.227.600
PCH Barreiros	22.138,7	9.059.156	8.182.464	9.059.156	8.766.925	9.059.156	8.766.925
PCH Flor do Mato	7.300,0	2.987.160	2.698.080	2.987.160	2.890.800	2.987.160	2.890.800
PCH Mangueira de Pedra	12.060,0	4.934.952	4.457.376	4.934.952	4.775.760	4.934.952	4.775.760
PCH Nova Erechim	24.001,0	9.821.209	8.870.770	9.821.209	9.504.396	9.821.209	9.504.396
PCH Prainha	13.050,0	5.340.060	4.823.280	5.340.060	5.167.800	5.340.060	5.167.800
PCH Santa Rosa	9.990,0	4.087.908	3.692.304	4.087.908	3.956.040	4.087.908	3.956.040
PCH São José	1.100,0	450.120	406.560	450.120	435.600	450.120	435.600
UHE Águas de Chapecó	41.000,0	16.777.200	15.153.600	16.777.200	16.236.000	16.777.200	16.236.000
UHE Foz do Xaxim	63.200,0	25.861.440	23.358.720	25.861.440	25.027.200	25.861.440	25.027.200
UHE Nova União	32.400,0	13.258.080	11.975.040	13.258.080	12.830.400	13.258.080	12.830.400
UHE Porto Ferreira	40.000,0	16.368.000	14.784.000	16.368.000	15.840.000	16.368.000	15.840.000
UHE Santo Antônio	84.300,0	34.495.560	31.157.280	34.495.560	33.382.800	34.495.560	33.382.800
UHE Saudade	46.000,0	18.823.200	17.001.600	18.823.200	18.216.000	18.823.200	18.216.000
TOTAL	406.139,7	166.192.365,24	150.109.233,12	166.192.365,24	160.831.321,20	166.192.365,24	160.831.321,20

Tabela 43 – Produção energética mensal dos aproveitamentos hidrelétricos futuros na Bacia do Rio Chapecó (KWh/mês) (cont.).

APR. HIDRELÉTRICO	POTÊNCIA (KW)	PRODUÇÃO ENERGÉTICA MENSAL (KWh/mês)					
		JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
CGH Linha do Progresso	2.350,0	961.620	961.620	930.600	961.620	930.600	961.620
CGH Pesqueiro	1.350,0	552.420	552.420	534.600	552.420	534.600	552.420
CGH Vermelho	2.800,0	1.145.760	1.145.760	1.108.800	1.145.760	1.108.800	1.145.760
PCH Araçá	3.100,0	1.268.520	1.268.520	1.227.600	1.268.520	1.227.600	1.268.520
PCH Barreiros	22.138,7	9.059.156	9.059.156	8.766.925	9.059.156	8.766.925	9.059.156
PCH Flor do Mato	7.300,0	2.987.160	2.987.160	2.890.800	2.987.160	2.890.800	2.987.160
PCH Mangueira de Pedra	12.060,0	4.934.952	4.934.952	4.775.760	4.934.952	4.775.760	4.934.952
PCH Nova Erechim	24.001,0	9.821.209	9.821.209	9.504.396	9.821.209	9.504.396	9.821.209
PCH Prainha	13.050,0	5.340.060	5.340.060	5.167.800	5.340.060	5.167.800	5.340.060
PCH Santa Rosa	9.990,0	4.087.908	4.087.908	3.956.040	4.087.908	3.956.040	4.087.908
PCH São José	1.100,0	450.120	450.120	435.600	450.120	435.600	450.120
UHE Águas de Chapecó	41.000,0	16.777.200	16.777.200	16.236.000	16.777.200	16.236.000	16.777.200
UHE Foz do Xaxim	63.200,0	25.861.440	25.861.440	25.027.200	25.861.440	25.027.200	25.861.440
UHE Nova União	32.400,0	13.258.080	13.258.080	12.830.400	13.258.080	12.830.400	13.258.080
UHE Porto Ferreira	40.000,0	16.368.000	16.368.000	15.840.000	16.368.000	15.840.000	16.368.000
UHE Santo Antônio	84.300,0	34.495.560	34.495.560	33.382.800	34.495.560	33.382.800	34.495.560
UHE Saudade	46.000,0	18.823.200	18.823.200	18.216.000	18.823.200	18.216.000	18.823.200
TOTAL	406.139,7	166.192.365,24	166.192.365,24	160.831.321,20	166.192.365,24	160.831.321,20	166.192.365,24