

# 6<sup>o</sup> SSSS

Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis

**ANAIS**

- VOLUME 5 -

**ARTIGOS COMPLETOS**

---

**Bacias Hidrográficas**

### ***Organizadores***

Prof. Dr. Cristiano Poletto – UFRGS (Presidente)

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Cristhiane Michiko Passos Okawa – UEM

Prof. Dr. Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves – UFTM

# **ANAIS do 6º SIMPÓSIO SOBRE SISTEMAS SUSTENTÁVEIS**

**- VOLUME 5 -  
ARTIGOS COMPLETOS**

**Bacias Hidrográficas**

**Copyright © 2021, by Editora GFM.**

Direitos Reservados em 2021 por Editora GFM.

**Editoração:** Cristiano Poletto

**Organização Geral da Obra:** Cristiano Poletto; Cristhiane Michiko  
Passos Okawa; Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves

**Diagramação:** Juliane Fagotti

**Revisão Geral:** Espaço Histórico e Ambiental

**Capa:** Juliane Fagotti

CIP-Brasil. Catalogação na Fonte

---

Cristiano Poletto; Cristhiane Michiko Passos Okawa; Julio Cesar de Souza Inácio  
Gonçalves (Organizadores)

ANAIS do 6º SIMPÓSIO SOBRE SISTEMAS SUSTENTÁVEIS – Volume 5 – Artigos  
Completos – Bacias Hidrográficas / Cristiano Poletto; Cristhiane Michiko Passos Okawa;  
Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves (Organizadores) – Toledo, PR: Editora GFM, 2021.  
480p.: il.;

ISBN 978-65-87570-13-6

CDU 502.3/.7

***É AUTORIZADA a livre reprodução, total ou parcial, por quaisquer meios, sem  
autorização por escrito da Editora ou dos Organizadores.***

---

## *Comissão Organizadora*

Prof. Dr. Cristiano Poletto – UFRGS (Presidente)  
Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Cristhiane Michiko Passos Okawa – UEM  
Prof. Dr. Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves – UFTM

## *Comissão Científica*

Dr. Afonso Augusto Magalhães de Araujo - UFRJ	Dr. Helder Rafael Nocko - EnvEx Engenharia e Consultoria
Dr. Álvaro José Back - UNESC	Dr. Ismael Medeiros - UNISUL
Dr. <sup>a</sup> Amanda Gonçalves Kieling - UNISINOS	Dr. Jair Juarez João - UNISUL
Dr. Andre Luiz Andrade Simões - UFBA	Dr. Joel Dias da Silva - FURB
Dr. André Luis Sotero Salustiano Martim - UNICAMP	Dr. José Carlos Araújo - UFC
Dr. <sup>a</sup> Andrezza Marques Ferreira - CEMADEN	Dr. José Gilberto Dalfré Filho - UNICAMP
Dr. Antonio Carlos Zuffo - UNICAMP	Dr. José Luiz Miotto - UEM
Dr. Carlos Alberto Mendes Moraes - UNISINOS	Dr. <sup>a</sup> Josiane Teresinha Cardoso - UDESC
Dr. <sup>a</sup> Cássia Maria Bonifácio - UFSCar	Dr. Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves - UFTM
Dr. <sup>a</sup> Cíntia Soares - UFSC	Dr. Lucio Flavio Ferreira Moreira - UFRN
Dr. <sup>a</sup> Cláudia Telles Benatti - UEM	Dr. Luis Eduardo A. S. Suzuki - UFPel
Dr. <sup>a</sup> Cristiane Kreutz - UTFPR	Dr. Marcelo Giovanela - UCS
Dr. <sup>a</sup> Cristhiane Michiko Passos Okawa - UEM	Dr. <sup>a</sup> Maria de los Angeles Perez Lizama - UNICESUMAR
Dr. Cristiano Poletto - UFRGS	Dr. <sup>a</sup> Maria Cristina de Almeida Silva - UFRGS
Dr. Deusmaque Carneiro Ferreira - UFTM	Dr. Mário Sérgio da Luz - UFTM
Dr. Diego de Souza Sardinha - UNIFAL	Dr. <sup>a</sup> Maristela Denise Moresco Mezzomo - UTFPR
Dr. <sup>a</sup> Elizabete Yukiko Nakanishi B. - UFPR	Dr. Mauricio Vicente Alves - UNOESC
Dr. Everton Skoronski - UDESC	Dr. Michael Mannich - UFPR
Dr. Eudes José Arantes - UTFPR	Dr. Pedro Cunha - Agência Nacional de Águas
Dr. Felipe Fernandes - Grupo Construserv	Dr. Renato Billia de Miranda - USP
Dr. Fernando Mainardi Fan - UFRGS	Dr. <sup>a</sup> Rubia Flores Romani - UFPel
Dr. Fernando Oliveira de Andrade - UTFPR	Dr. Salatiel Wohlmuth da Silva - UFRGS
Dr. Fernando Periotto - UFSCar	Dr. <sup>a</sup> Simone Andrea Furegatti - UNESP
Dr. Fernando Pruski - UFV	Dr. <sup>a</sup> Simone Ramires - UFRGS
Dr. Francisco Lledo dos Santos - UNEMAT	Dr. Valdeci José Costa - UDESC
Dr. Geraldo de Freitas Maciel - UNESP	Dr. <sup>a</sup> Viviane Trevisan - UDESC
Dr. Gerson Salviano Almeida Filho - IPT	Dr. Yuri Jacques A. B. da Silva - UFPI
Dr. Giovanni Chaves Penner - UFPA	Dr. Walszon Terllizzie Araújo Lopes - Agência Nacional de Águas
Dr. Guilherme Barbosa Lopes Junior - UFPE	
Dr. Guilherme Fernandes Marques - UFRGS	

REALIZAÇÃO



# ORGANIZAÇÃO



# APOIO





**| Sumário |**

Análise da susceptibilidade à erosão de solos do núcleo de desertificação de gilbués a partir de indicadores geotécnicos .....	11
Terraceamento como prática de agricultura conservacionista em Santa Catarina.....	23
Aplicação de diferentes metodologias para a determinação da precipitação média: um estudo de caso do município de Campos dos Goytacazes-RJ.....	41
Análise morfométrica da bacia do rio Timbé, localizada na região do município de Timbé do Sul/SC .....	55
Avaliação da performance de modelos hidrológicos hec-hms aplicados à bacia hidrográfica do rio Tibagi no estado do Paraná - Brasil.....	71
Comitê de bacia hidrográfica do rio Ijuí: .....	89
Análise de inundações nos rios canoas, sertão e mampituba, sul do Brasil por meio de modelagem hidrológica e hidrodinâmica.....	103
Caracterização ambiental da bacia do Riacho Fundo, Brasília - DF .....	121
Análise da ocupação e uso do solo na bacia hidrográfica do rio carreiro nos anos de 1999 e 2020 através de sensoriamento remoto .....	139
Análise da variação temporal e de extremos de vazão na bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas .....	152
Diagnóstico do comitê de bacia hidrográfica do rio Tramandaí do estado do Rio Grande do Sul .....	164
Conflitos municipais no planejamento hídrico regional: o exemplo da bacia do Guandu/RJ ....	181
Sangradouros como um micro sistema estuarino: aplicação no município de Xangri-Lá, RS, Brasil .....	201
Qualidade físico-química das águas Rio do Bampo/PR .....	219
Comparação de características geomorfológicas e hidrológicas em bacias hidrográficas paulistas. ....	233
Aplicação do corante natural da cúrcuma em fibra de algodão e poliamida como uma alternativa de tingimento sustentável na indústria têxtil.....	247



Estudo da qualidade da água tratada na estação de tratamento i, do município de Várzea Grande, Mato Grosso – Brasil. ....	259
Potencial de economia de água potável com o uso de água pluvial: estudo de caso de uma residência no sul do Brasil .....	268
Quantificação de fibras microplásticas provenientes da lavagem de tecidos .....	283
Aplicação de protocolo de análise rápida de diversidade de habitats: estudo de caso córrego da Rua da Fonte, Canela – RS .....	301
Mata ciliar e qualidade do recurso hídrico: o manancial de abastecimento de Cianorte-PR.....	318
Estudo da estacionariedade das séries pluviométricas do estado do Ceará, Brasil.....	330
Prevenção e controle da poluição das águas por fósforo .....	345
Sítio eletrônico para pesquisa da qualidade das águas do estado do Rio Grande do Sul .....	362
Avaliação da qualidade da água superficial nos rios Rocinha, Bonito e Tubarão, na sub-bacia dos formadores do Tubarão. ....	376
Qualidade das águas da região hidrográfica do Paraguai no estado de Mato Grosso.....	389
Estudo das mudanças climáticas do município de Monteiro-PB, Brasil .....	407
Análise dos objetivos de desenvolvimento sustentável relacionados à mitigação dos efeitos das mudanças climáticas .....	420
Estudo da dispersão atmosférica de gás cloro em caso de acidente em uma estação de tratamento de água na região metropolitana de Porto Alegre utilizando o software Aloha .....	434
Análise temporal dos focos de incêndio, no perímetro urbano do município de Uberlândia .....	453
A análise da paisagem de enclave do morro Três Irmãos, Terra Rica-PR: elementos fitogeográficos preliminares .....	467

# 6<sup>o</sup> SSS

Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis

- PARTE I -

**Estudos e Controle de Processos Erosivos**

---

# ANÁLISE DA SUSCEPTIBILIDADE À EROÇÃO DE SOLOS DO NÚCLEO DE DESERTIFICAÇÃO DE GILBUÉS A PARTIR DE INDICADORES GEOTÉCNICOS

| ID 18667 |

**1Samuel Porfírio Pinheiro Barros, 2Anderson da Silva Barros, 3Letícia Maria Lima Rabelo, 4Matheus Lopes Muniz, 5José Wellington Batista Lopes, 6Teresa Raquel Lima Farias**

1, 2, 3 Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE, e-mail: samuelbarros21@gmail.com; andersonbarros545@gmail.com; leticiarabelo@outlook.com; 4, 5 Universidade Federal do Piauí – UFPI, e-mail: matheusmuniz010@gmail.com; wellingtonjwl@gmail.com; 6 IFCE (Campus Fortaleza), e-mail:teresafarias@ifce.edu.br

**Palavras-chave:** Desertificação; Erodibilidade; Erosão Hídrica.

## Resumo

O artigo tem como objetivo avaliar a susceptibilidade à erosão dos solos presentes no Núcleo de Desertificação de Gilbués, que é uma das maiores áreas em processo de desertificação no país. Para tanto, após estudos da literatura, foram selecionados seis indicadores de erodibilidade de solos, que necessitam da aplicação de parâmetros geotécnicos básicos para serem obtidos. Para a obtenção dos parâmetros necessários, foram realizados ensaios normatizados para obtenção da granulometria e dos limites de consistência de 12 amostras que foram coletadas *in situ*. Após a avaliação dos indicadores, observou-se que a análise do solo resultou em susceptibilidade à erosão variando de baixa a alta, o que denota a complexidade do fenômeno erosivo do local e a não aplicabilidade de alguns indicadores como avaliadores de susceptibilidade à erosão dos solos do Núcleo.

**Keywords:** Desertification; Erosion; Water Erosion.

## Abstract

The present research aims to study the susceptibility to soil erosion present in the Gilbués Desertification Center, which is one of the largest areas in the process of desertification in the country. Therefore, after studies in the literature, indicators of soil erodibility were chosen, in which

they require the application of basic geotechnical parameters to be obtained. Thus, to obtain the necessary parameters, standardized tests were performed to obtain the granulometry and consistency limits of 12 samples that were collected in situ from places in erosive process. After evaluating all indicators, it was observed that the soil presents resistance against erosion, which denotes the complexity of the erosive phenomenon of the site and the non-applicability of simple indicators as erosion evaluators for the soil of the site.

### **Introdução**

A desertificação é classificada pela Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação como sendo um processo na qual ocorre a degradação de terras pertencentes a regiões áridas, semiáridas e subúmidas, e, por ser um processo dinâmico, torna-se difícil determinar uma causa para a desertificação das terras, tendo em vista que ela geralmente resulta de um emaranhado de causas e efeitos que se entrelaçam, formando um quadro complexo (Sampaio & Sampaio, 2002). No entanto, dentre as causas que já foram analisadas e interligadas, as erosões são as que mais se evidenciam.

Erosão é um termo que se origina do latim cujo significado é corroer e, de maneira abrangente, pode ser considerada como um conjunto de processos naturais que promovem a alteração de paisagens através da degradação, desgaste e transporte de um ponto a outro dos materiais da superfície terrestre por meio dos agentes erosivos. Dos principais tipos de processos erosivos, é válido ressaltar a hídrica, que ocorre devido as partículas se destacarem do solo pela ação da chuva e do escoamento, acarretando o transporte das partículas no sentido do fluxo de água, onde se depositam, e a erosão eólica, sendo caracterizada pelo transporte de partículas finas pelo vento, mostram-se como uma das principais causas do processo, sendo tanto provenientes de fatores naturais, quanto aceleradas por ações antrópicas.

No Brasil, as áreas suscetíveis à desertificação são em sua maioria localizadas no Nordeste, em regiões semiáridas, onde, segundo Perez-Marín (2012), compreendem 1.340.863 km<sup>2</sup>, envolvendo 1.488 municípios de nove estados da região Nordeste, além de alguns municípios setentrionais dos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Dessa área, em aproximadamente 788.064 km<sup>2</sup> já são evidentes os processos de desertificação, como resalta Nascimento.

Das diversas áreas passíveis à desertificação e afetadas por ela, uma das mais notáveis é a de Gilbués, cidade do interior do Piauí, que lidera o ranking de extensão áreas degradadas no estado. Dos 3.495,016 km<sup>2</sup> de extensão territorial, 1.760,99 km<sup>2</sup> são degradados pela ação da desertificação (Semar-PI, 2010), ocasionando o assoreamento dos subafluentes do Rio Parnaíba, o surgimento das

voçorocas, que tem como consequência a destruição da fauna e flora regional, além de promover um êxodo local, devido à perda de área agricultável, gerando a diminuição da qualidade de vida dos moradores.

Todas essas problemáticas endossam a necessidade de identificar a suscetibilidade de erosão dos terrenos antes de sua intervenção, considerando suas propriedades físicas, químicas, mecânicas e mineralógicas. No entanto, não há um método bem definido e padronizado no meio geotécnico que atenda a rogativa das comunidades científicas com fito de analisar a erodibilidade dos solos.

Apesar de não haver uma forma direta de aferição, um solo pode apresentar-se mais ou menos suscetível à erosão dependendo de suas características físicas e suas propriedades mecânicas. Desta forma, várias propostas foram estabelecidas com a intenção de avaliar o potencial erosivo dos solos, muitas vezes através de correlações de suas próprias características como granulometria, consistência e gênese. Meira (2008) afirma que a avaliação da suscetibilidade de um solo à erosão através de ensaios de caracterização geotécnica é uma forma indireta de realizar tal estudo e pode servir para uma primeira abordagem do problema.

No âmbito acadêmico e na literatura geotécnica, tabelas, índices, gráficos e indicadores que promovem ainda, a correlação da suscetibilidade à erosão de um determinado solo com suas características levando em consideração uma análise de significância estatística.

Dessa forma, visando avaliar a suscetibilidade dos solos do Núcleo de Desertificação de Gilbués à erosão, o artigo tem como proposta a análise através de indicadores geotécnicos que possam contribuir para a compreensão do processo físico de erosão acelerada da área, resultantes em degradação das terras e consequente desertificação.

## **Materiais e Métodos**

### **Escolha dos Indicadores**

Após análise de inúmeros métodos indiretos de avaliação de erodibilidade, visando uma primeira abordagem, mais introdutória, foram escolhidos 6 indicadores de erodibilidade não usados anteriormente para avaliação do solo local. O critério usado para predileção dos indicadores deu-se através da facilidade técnica de reprodução de ensaios necessários à interpretação dos mesmos, interpretação essa, dada através da caracterização básica do solo, como limites de consistência e granulometria.

### Bouyoucos

Os primeiros trabalhos de repercussão mundial a tratar a questão de erodibilidade vieram de agrônomos norte-americanos, que procuravam determiná-la através de ensaios laboratoriais básicos (Middleton, 1930; Bouyoucos, 1935).

Um índice muito conhecido, de fácil determinação, é a relação de argila (RA), apresentado por Bouyoucos (1935):

$$RA = \frac{(\% \text{ areia} + \% \text{ silte})}{\% \text{ argila}} \quad (1)$$

A relação de Bouyoucos parte do pressuposto de que a argila age como ligante, dificultando o destacamento das partículas do solo, e que partículas mais grossas que a areia não são destacáveis.

### Mannigel

Uma outra forma de representar a susceptibilidade do solo a um processo erosivo é o fator de erodibilidade do solo (K). Esse fator K é parte de uma equação maior, chamada Equação Universal da Perda de Solo ("*Universal Soil Loss Equation*" - USLE), desenvolvida empiricamente, que se trata de um modelo matemático para ser utilizado no planejamento de medidas de conservação do solo (De Maria & Lombardi Neto, 1997). O fator K pode tanto ser obtido de forma direta, a partir de ensaios de campo, quanto de forma indireta, sendo uma dessas formas indiretas a partir da relação de Bouyoucos, já citada anteriormente, da seguinte forma:

$$K = \frac{(\% \text{ areia} + \% \text{ silte})}{\% \text{ argila}} / 10 \quad (2)$$

### Gray e Leiser

O Sistema Unificado de Classificação de Solos (SUCS/ASTM) é um método que leva em consideração as porcentagens de pedregulhos, areias e finos; a forma da curva granulométrica e os limites de consistência (LL e LP). Ela é aplicada na identificação de campo através da adoção de uma combinação de duas letras que representam o tipo do solo principal mais dados complementares. Para Gray e Leiser (1989) é possível analisar a suscetibilidade à erosão de cada tipo de solo levando em consideração a classificação do SUCS. O potencial de erodibilidade é dado de forma decrescente da seguinte forma:

$$ML > SM > SC > MH > OL > CL > CH > GM > SW > GP > GW$$

### Santos

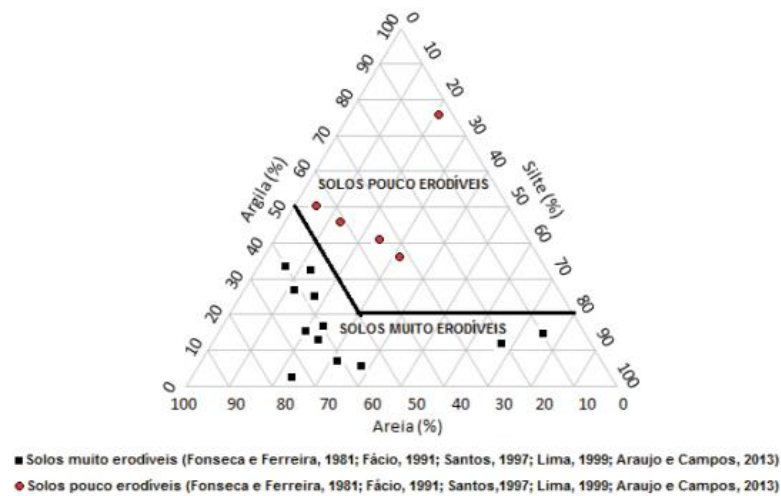
Os Limites de Consistência ou de Atterberg são um dos parâmetros mais comuns para caracterização e classificação de solos, definindo as umidades nas zonas de transição entre os seus estados de consistência. A partir dos resultados desses limites, podem ser encontradas relações entre esses valores, que também auxiliam na caracterização e classificação, devido a especificar ainda mais tais características, a exemplo do índice de plasticidade (IP), que define a zona em que o terreno se acha no estado plástico e é utilizado para se ajuizar o caráter argiloso de um solo (Caputo, 1988). Dessa forma, utilizando-se valores do IP, conjuntamente com valores do Coeficiente de Uniformidade (Cu) do solo, que define uma relação entre os diâmetros de peneiras que permitem a passagem de 60% e 10% de material no ato do peneiramento, Santos (2001) definiu critérios de avaliação da erodibilidade de um solo, conforme Tabela 1(Oliveira & Araújo, 2018).

**Tabela 1: Critérios de avaliação da erodibilidade de um solo adotados por Santos (2001)**

<b>IP</b>	<b>Erodibilidade</b>	<b>Cu</b>	<b>Erodibilidade</b>
IP>15	boa resistência a erosão	Cu<15	solos erodíveis
15>IP>6	média resistência a erosão	5<Cu<15	solos de média erodibilidade
IP<6	baixa resistência a erosão	Cu>15	solos de baixa erodibilidade

### Araújo e Campos

Araújo e Campos (2013) expõe uma proposta de separação de duas zonas para os solos com relação a sua erodibilidade em um triângulo textural, conforme Figura 1 (Araújo e Campos,2013), apontando uma possível tendência do comportamento dos solos como denota a Figura 1. Essa proposta foi baseada a partir da comparação de resultados já obtidos em pesquisas anteriores e com o auxílio de outros solos relatados na literatura geotécnica.



**Figura 1: Triângulo textural com separação em zonas de erodibilidade.**

### Meireles

Utilizando-se de critérios com bases em granulometria do solo e a sua plasticidade, Meireles (1967) classificou a tendência de solos a erosão em três níveis, forte, média e fraca. A classificação de um solo altamente erodível, que segundo Meireles deve apresentar uma baixa plasticidade, é dada por um limite de liquidez (LL) menor que 21%, um índice de plasticidade (IP) menor que 8%, e três critérios, no que tange ao material passante na peneira #200, para classificar o solo, sendo esses critérios, classificando um solo com forte erosão caso a porcentagem de material passante na peneira #200 seja menor que 20%, média possibilidade de forte erosão caso passa entre 20% e 40% na peneira #200 e pequena possibilidade de forte erosão caso mais de 40% de material passe na peneira #200.

### Coleta de Amostras

Foram coletadas 12 amostras de 4 áreas pré-selecionadas do Núcleo de Desertificação da cidade de Gilbués, no Piauí, de locais onde a erosão já se fazia presente.

### Realização de Ensaios para Caracterização das Amostras

Os ensaios foram realizados seguindo as orientações da Associação Brasileira de Normas Técnicas, e escolhidos conforme a necessidade de obtenção dos parâmetros geotécnicos necessários para aplicação nos indicadores selecionados.

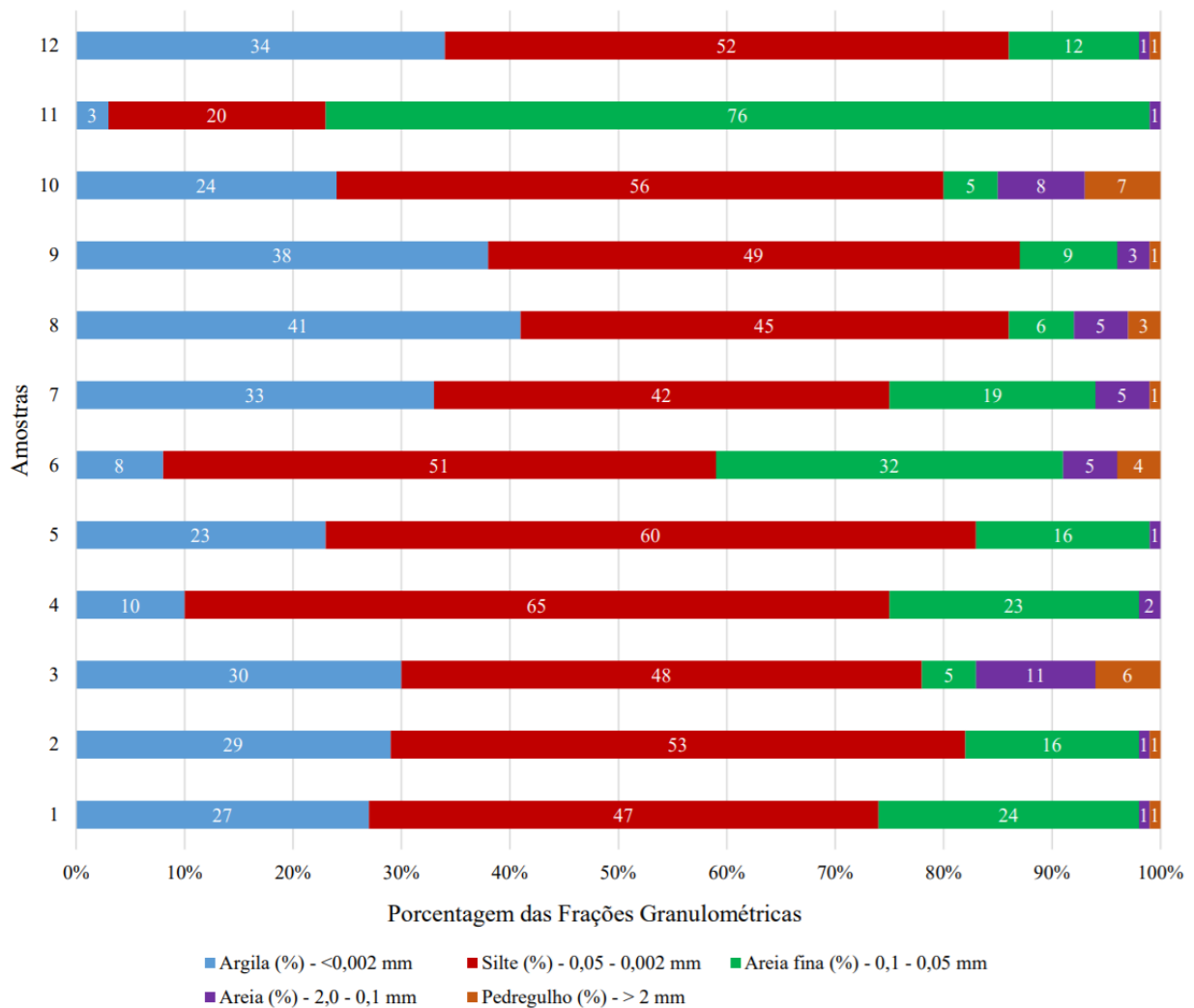
Dessa forma, executa-se os ensaios de Granulometria por Peneiramento e Sedimentação (ABNT NBR 7181:2018) a fim de classificá-los conforme tamanho dos grãos e obter a curva



granulométrica de cada amostra, além da obtenção do Coeficiente de Uniformidade. Executou-se também os ensaios de Limite de Liquidez (ABNT NBR 6459:2016) e Limite de Plasticidade (ABNT NBR 7180:2016) para avaliar a consistência do solo e obter os Limites de Atterberg, além do Índice de Plasticidade.

## Resultados

Na Figura 2, que mostra a porcentagem das frações granulométricas, pode-se afirmar que o solo trabalhado tem em sua composição média a predominância de 49% de silte, 24% de argila e 20% de areia fina (n=12).



**Figura 2: Granulometria das amostras com porcentagens das frações constituintes do solo**

Na Figura 2 (Autor, 2020), é possível verificar os valores obtidos após a realização dos ensaios de granulometria por peneiramento e sedimentação. Já na Tabela 2 (Autor, 2020), constam os valores obtidos nos ensaios para obtenção dos Limites de Consistência. Após aplicação dos valores obtidos nos ensaios, é possível avaliar a tendência a erosão do solo de acordo com os índices escolhidos.

**Tabela 2: Resultados dos ensaios para obtenção dos Limites de Consistência**

Amostra	Limite de Liquidez (%)	Limite de Plasticidade (%)	Índice de Plasticidade (%)	Classificação quanto à Plasticidade
1	45	29	16	Altamente Plástico
2	36	26	10	Medianamente Plástico
3	43	29	14	Medianamente Plástico
4	41	26	15	Medianamente Plástico
5	39	31	8	Medianamente Plástico
6	38	31	7	Medianamente Plástico
7	50	27	23	Altamente Plástico
8	46	29	17	Altamente Plástico
9	42	29	13	Medianamente Plástico
10	46	32	14	Medianamente Plástico
11	44	34	10	Medianamente Plástico
12	42	31	11	Medianamente Plástico

Das 12 amostras analisadas, 8 amostras tem um Fator K considerado baixo (que varia de 0,01 a 0,03) o que indica baixa tendência à erosão, enquanto as demais apresentam um Fator K considerado alto (que varia de 0,06 a 0,09), indicando alta tendência à erosão conforme Tabela 3. As amostras têm entre si, pequenas variações no Índice de Bouyoucos. Amostras com altas disparidades podem ser justificadas pela sua granulometria pois apresentam maiores frações de areia e silte se comparados a fração argila.

**Tabela 3: Resultados do índice de Bouyoucos e Fator K**

Amostra	Índice de Bouyoucos	Fator K (Mannigel et al)	Tendência à Erosão (Mannigel et al)
1	2,808	0,029	Baixo
2	2,5	0,025	Baixo
3	2,167	0,217	Baixo
4	9	0,09	Alto
5	6,143	0,061	Alto
6	8,778	0,088	Alto
7	2,094	0,021	Baixo
8	1,205	0,012	Baixo
9	1,605	0,016	Baixo
10	2,72	0,027	Baixo
11	19	0,19	Alto
12	2,030	0,020	Baixo

As parcelas de solo foram classificadas em sua maioria como solos siltosos de baixa plasticidade (ML), apenas as amostras 4 e 9 foram classificadas como solos argilosos de baixa plasticidade (CL). Segundo a escala de potencial de erodibilidade de Gray e Leiser, as amostras classificadas como ML apresentam um alto potencial de erosão enquanto que, aquelas denominadas como CL apresentam médio potencial à erosão.

Através dos limites de consistência e da granulometria, foram obtidos respectivamente, o índice de plasticidade e o coeficiente de uniformidade pra cada amostra, conforme Tabela 4. Os valores denotam média resistência a erosão para a maioria das parcelas estudadas.

**Tabela 4: Resultados das Avaliações pelo IP e coeficiente de uniformidade**

Avaliação por IP	Amostra	Avaliação por Cu	Amostra
Boa Resistência à Erosão	1;4;7;8	Solo Erodível	8;9
Média Resistência à Erosão	2;3;5;6;9;10;11;12	Solo de Média Erodibilidade	1;2;3;7;10;11;12
Baixa Resistência à Erosão	-	Solo de Baixa Erodibilidade	4;5;6

Dada a aplicação da granulometria das amostras no triângulo textural, conforme Figura 3, pode-se averiguar que das 12 amostras, 8 amostras foram classificadas como pouco erodível, enquanto às 4 restantes, classificadas como muito erodível, e sendo possível notar também, a proximidade dos resultados de todas as amostras, por mais que estejam em zonas diferentes, devido as semelhanças no diâmetro das partículas, menos a amostra 11, que destoa devido a alta quantidade de areia presente.

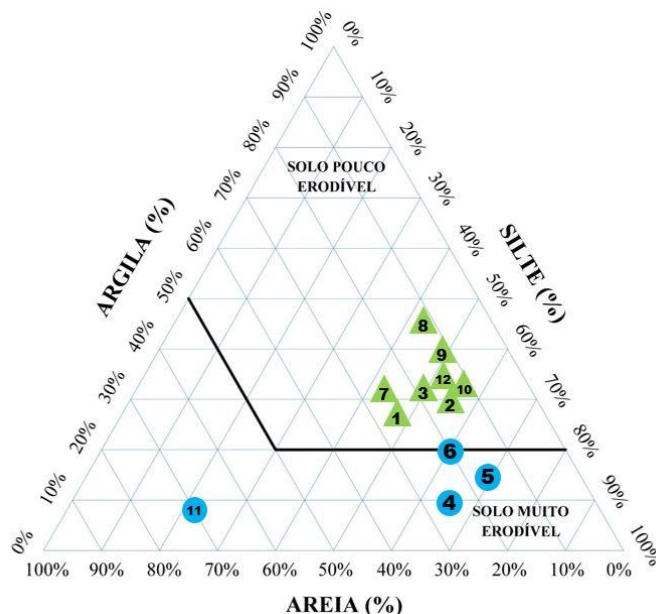


Figura 3: Aplicação das porcentagens no Triângulo Textural

Aplicando os resultados dos limites de consistência e da porcentagem de material passante na peneira de malha #200 nos critérios de Meireles, constatou-se que todas as amostras foram avaliadas como pouco suscetíveis aos efeitos da erosão, sem exceções, de acordo com a Tabela 5.

Tabela 5: Resultados das avaliações por LL, IP e passante na #200

Avaliação por LL e IP	Amostra	Avaliação por Passante na #200	Amostra
Solo Altamente Erodível	-	Forte Erosão	-
Solo com Média ou Baixa Erodibilidade	1;2;3;4;5;6;7;8;9;10;11;12	Média Possibilidade de Forte Erosão	-
X		Baixa Possibilidade de Forte Erosão	1;2;3;4;5;6;7;8;9;10;11;12

**Considerações Finais**

Em suma, os resultados obtidos pelos indicadores não condizem com a realidade local, já que umas das principais causas do fenômeno da desertificação em Gilbués é a suscetibilidade a erosão

do solo, muito visível devido a degradação já presente no local. Os indicadores utilizados tendem a avaliar que um solo é erodível quando o mesmo é bem graduado ou tem altas quantidades de argila, pois interpretam que um solo é resistente a erosão quando ao ser submetido a umidade, devido a presença de partículas finas coesivas e/ou de uma boa graduação, consegue adquirir coesão suficiente para prevenir o deslocamento de suas partículas maiores em situações como o impacto de gotas de chuva, ou o escoamento de água. As amostras analisadas apresentam predominantemente essas características, com presença de cerca de 20% de argila e uma graduação ampla.

Essa contradição pode ser causada pelo fato de que todos os índices foram desenvolvidos para solos de outras regiões, mas, ao serem aplicados em solos como o presente em Gilbués, acabam perdendo a precisão devido a fatores específicos do solo local que não são levados em conta, como por exemplo a estabilidade estrutural do solo local.

Outra plausível explicação para o surgimento da contradição, deriva da forma em que a fração argila é encontrada, de uma forma muito floculada, o que, de acordo com (Lima et al, 1990) afeta o comportamento do solo perante o processo erosivo devido a condição floculada da argila apresentar comportamento semelhante ao do silte e da areia muito fina, partículas que normalmente são as mais susceptíveis a erosão.

Portanto, para obtenção de resultados mais precisos, faz-se necessário a utilização de outros indicadores, adaptados a realidade do local, ou que levem em conta mais variáveis, de forma a aumentar a precisão, ou até mesmo a criação de indicadores específicos para o tipo de solo local.

### Referências Bibliográficas

- Araujo, R. C.; Campos, T. M. P.; 2013. Uso dos Ensaio de Penetração de Cone, Desagregação, Sucção e Resistência à Tração para Avaliar a Erodibilidade. *Geotecnia*, v. 128, p. 67-85.
- Bouyoucos, G. W.; 1935. The clay ratio as a criterion as susceptibility of soils to erosion. *Journal of American Society of Agronomy*, 27, p.738-741.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal – MMA ; 1999. Desertificação. In: Conferência das Partes da Convenção das Nações Unidas de Combate à Desertificação, 3, Brasília. 23p.
- Caputo, H. P.; 1988. *Mecânica dos Solos e Suas Aplicações, Fundamentos, Volume 1*, 6ª ed., LTC, Rio de Janeiro, RJ, BR, 234 p.
- De Maria, I. C.; Lombardi Neto, F.; 1997. Razão de perdas de solo e fator C para sistemas de manejo da cultura do milho. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 21(2), p. 263- 270.
- Gray, D.H.; Leiser, A.T.; 1989. *Biotechnical Slope Protection and Erosion Control*. Krieger Publishing Company, Malabar, FL, USA, 267 p.

Manningel, A.R.; Carvalho, M.P.; Moreti, D.; Medeiros, L.R.; 2002. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum*. 24(5), p. 1335-1340.

Lima, J.M.; Curi, N.; Resende, M.; Santana, D.P.; 1990. Dispersão do material de solo em água para avaliação indireta da erodibilidade em Latossolos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 14(1), p. 85-90.

Meira, F.F.D.A.; 2008. Estudo do Processo Erosivo em Encostas Ocupadas. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Pernambuco, 474 p.

Meireles, J.M.F.; 1967. Erosão de taludes de estradas. In: *Jornadas Luso-Brasileiras de Engenharia Civil*, 2, Rio de Janeiro/RJ - São Paulo/SP. *Anais....* p. 204-211.

Middleton H.E.; 1930. Properties of soils wich influence soil erosion. *United States Department Agricultural Technical Bulletin*, 178, 16 p.

Nascimento, Flávio Rodrigues do.; 2013. O fenômeno da desertificação, 1<sup>a</sup> ed., Editora UFG, Goiânia, GO, BR, 240 p.

Oliveira, F. F.; Araújo, R. C.; 2018. Uso de Parâmetros Geotécnicos como Indicadores da Erodibilidade de Solos. *Geotecnia*, v. 142, p. 63-75.

Perez-Marin, A. M; Cavalcante, A. M. B; Medeiros, S. S; Tinôco, L. B; Salcedo, I. H.; 2012. Núcleos de desertificação no semiárido brasileiro: ocorrência natural ou antrópica?. *Parcerias Estratégicas*, 17(34), p.87-106.

Piauí. Secretária do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Piauí; 2010. Programa Estadual de Combate à Desertificação. Teresina.

Sampaio, E.V.S.B.; Sampaio, Y.; 2002. Desertificação: conceitos, causas, consequências e mensuração. Universidade Federal de Pernambuco, 85 p.

Santos, C.A.; 2001. Comportamento hidrológico superficial, subsuperficial e a erodibilidade dos solos da região de Santo Antônio do Leite, distrito de Ouro Preto - Minas Gerais. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Ouro Preto, 107 p.

## TERRACEAMENTO COMO PRÁTICA DE AGRICULTURA CONSERVACIONISTA EM SANTA CATARINA

| ID 18922 |

**Álvaro José Back<sup>1</sup>, Juliano Garcez<sup>2</sup>, Leandro do Prado Wildner<sup>3</sup>, Marcelo Henrique Bassani<sup>4</sup>,  
André Sperry Golin<sup>4</sup>**

*<sup>1</sup>Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, e-mail: [ajb@epagri.sc.gov.br](mailto:ajb@epagri.sc.gov.br); <sup>2</sup>Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, e-mail: [julianogarcez@epagri.sc.gov.br](mailto:julianogarcez@epagri.sc.gov.br); <sup>3</sup>Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, e-mail: [lpwild@epagri.sc.gov.br](mailto:lpwild@epagri.sc.gov.br); <sup>4</sup>Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, e-mail: [marcelobassani@epagri.sc.gov.br](mailto:marcelobassani@epagri.sc.gov.br); <sup>4</sup> Acadêmico do Curso de Agronomia – Unochapecó, Chapecó, SC, [andregolin04@gmail.com](mailto:andregolin04@gmail.com)*

**Palavras-chave:** Conservação do solo; terraços; erosão.

### Resumo

A erosão hídrica é uma das principais causas de degradação do solo, sendo influenciada pela chuva, tipo de solo, topografia, cobertura do solo, sistema de manejo e, também, pelas práticas conservacionistas. Além da degradação do solo e da perda de produtividade, a erosão hídrica também causa a poluição e o assoreamento dos corpos hídricos, uma vez que além do carreamento das partículas sólidas do solo, também ocorre o transporte de defensivos agrícolas, matéria orgânica e fertilizantes. Para conservar o solo e manter a agricultura competitiva e sustentável é fundamental a adoção de práticas de manejo do solo e culturas além de práticas conservacionistas complementares que promovam o controle da erosão. A erosão hídrica está entre os mais relevantes processos determinantes da degradação das terras na agricultura brasileira, tornando a adoção de práticas adequadas um dos grandes desafios para a sustentabilidade da produção de grãos no Brasil. O terraceamento é uma das práticas mecânicas mais antigas e muito eficiente no controle da erosão hídrica e tem como propósito reduzir o comprimento e a declividade da rampa, e assim reduzir o volume, a velocidade e disciplinar o fluxo do escoamento superficial, além de promover a infiltração e o armazenamento da água no solo. O terraceamento foi muito adotado no Brasil nos de 1970 a 1980, e posteriormente, com adoção do sistema de plantio direto, houve redução drástica na adoção do terraceamento. A redução das perdas de solo no sistema de plantio direto incentivou a diminuição do uso de práticas conservacionistas como cultivo em contorno e em muitos casos motivou a

suavização e até a eliminação de terraços já implantados. A dificuldade de mecanização e a perda de área para a construção de terraços foram fatores que justificaram a eliminação de terraços. Embora o plantio direto tenha reduzido a erosão hídrica, é notório observar-se que a erosão está presente em muitas propriedades rurais. Para De Maria e Peche Filho (2009) mesmo em sistema de plantio direto é necessário o uso de práticas conservacionistas, sendo que o terraceamento constitui-se em uma alternativa segura para completar a proteção do solo. O clima do estado de Santa Catarina é caracterizado por chuvas frequentes e pelo excesso hídrico, com a ocorrência de eventos extremos de chuva. Quanto ao perfil da ocupação agrícola, identifica-se pequenas propriedades com uso intensivo do solo. Embora em muitas dessas propriedades o plantio direto esteja presente, por um lado evidencia-se sinais de erosão que repercutem na redução da produção. Por outro lado, nos períodos de estiagem as culturas sofrem pela escassez de água. Esses problemas observados elevaram a preocupação, da Pesquisa e da Assistência Técnica e Extensão Rural para com a necessidade de adoção de práticas complementares de conservação do solo e da água. Dentre essas práticas, o terraceamento foi apontado como uma das principais a serem adotadas nas propriedades onde as condições de solo e declividade viabilizam sua adoção. Nesse contexto, este trabalho tem como objetivo apresentar a metodologia adotada e os resultados da instalação de Unidades de Referência Técnica (URT) em terraceamento no Oeste de Santa Catarina. Como resultados registra-se a adoção do terraceamento em cerca de 1000 ha de lavouras em dois anos de intensos trabalhos, além da conscientização de lideranças e produtores rurais.

## **Introdução**

Os solos agricultáveis podem ser considerados um recurso estratégico de grande importância social e econômica. No entanto, dada a lenta taxa de formação do solo, este recurso pode ser considerado não renovável. O Brasil detém cerca de 20% dos solos agricultáveis do mundo (Batista Filho, 2007), porém parte desses solos são degradados anualmente em função do manejo inadequado. Uma das principais causas de degradação do solo é a erosão hídrica.

De Maria e Peche Filho (2009) comentam que a erosão hídrica é a principal causa da degradação do solo, e para conservar o solo é fundamental o controle da erosão. Panachuki et al. (2006) colocam a erosão do solo como um dos principais fatores do depauperamento acelerado da fertilidade do solo sob condições de agricultura intensiva do Estado de São Paulo. Além da degradação do solo e perda de produtividade, a erosão hídrica também causa a poluição e



assoreamento dos corpos hídricos, uma vez que além das partículas sólidas do solo, também ocorre o transporte de defensivos agrícolas, matéria orgânica e fertilizantes (Bertol et al., 2007).

Para Machado e Wadt (2021), a erosão hídrica está entre os mais relevantes processos determinantes da degradação das terras na agricultura brasileira, tornando a adoção de práticas adequadas para seu controle um dos grandes desafios para a sustentabilidade da produção de grãos no Brasil. Pimentel et al. (1995) destacam que a erosão é uma das maiores ameaças para o desenvolvimento sustentável e para a manutenção da capacidade produtiva da agricultura. A degradação do solo devido a erosão tende a aumentar os custos de produção e, também, a pressão pela expansão de novas fronteiras agrícolas. Dessa forma, para uma agricultura sustentável deve-se buscar técnicas que diminuam as taxas de erosão para níveis sustentáveis, isto é, taxas de perdas de solos menores que a capacidade de regeneração do solo, sem comprometer seu potencial e qualidade para as presentes e futuras gerações.

Telles et al. (2011) discutem as implicações dos custos da erosão hídrica através de métodos de mensuração. Os autores destacam que a aferição dos dados econômicos associados aos custos da erosão é extremamente importante para o desenvolvimento rural, uma vez que facilita a compreensão da importância da conservação do solo para a sustentabilidade das atividades agropecuárias. Pugliesi et al. (2011) destacam que comumente somente a perda física de solo é computada, negligenciando-se seus efeitos econômicos, os quais podem ser estimados empregando-se métodos de valoração econômica.

Bertol (2007) descreve a erosão hídrica como um fenômeno complexo que envolve a degradação, transporte e deposição das partículas, produzidas sobretudo pela ação da água da chuva. Quando explicada pela Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS), a erosão é o resultado da interação de cinco fatores: o potencial erosivo da chuva (R), susceptibilidade do solo à erosão (K), topografia do terreno (comprimento e declividade de rampa – LS), manejo de solo e culturas (C) e práticas conservacionistas complementares (P) (Lal, 2000). O potencial erosivo das chuvas e a topografia do terreno originam a energia capaz de causar erosão enquanto a susceptibilidade do solo à erosão, o manejo de solo e culturas e as práticas conservacionistas representam as barreiras dissipadoras desta energia. O princípio básico do controle da erosão está, portanto, associado à mitigação da energia cinética (impacto) das gotas de chuva que atingem a superfície do solo e à redução da energia cinética da enxurrada. Assim sendo, para alcançar um eficiente controle da erosão é necessário integrar o uso de práticas de manejo de solos e culturas às práticas conservacionistas complementares de modo a reduzir o efeito do impacto das gotas de chuva sobre o solo e reduzir o volume e a velocidade da enxurrada (Denardin et al., 2005).

O terraceamento é uma prática mecânica muito antiga e eficiente no controle da erosão hídrica, que consiste no planejamento e na construção de diques com canal transversal ao sentido da maior declividade do terreno, cuja função é reduzir o comprimento da rampa de escoamento, e assim diminuir a velocidade de escoamento, evitando o fluxo concentrado e velocidades erosivas. Outra finalidade dos terraços é de reter e infiltrar o volume de água do escoamento superficial, no caso de terraços em nível, ou de escoar de forma lenta e controlada o volume escoamento superficial, no caso do terraço em gradiente (Machado e Wadt, 2021). Berntoni e Lombardi (1985) destacam que o terraceamento tem eficiência comprovada no controle de erosão de terras cultivadas, sendo mais eficiente quando combinada com outras práticas de manejo do solo e de culturas tais como a cobertura permanente do solo, a rotação de culturas e o cultivo em contorno.

O terraceamento foi uma prática de conservação do solo muito adotada no Brasil no período de 1970 a 1990. Contudo, com base em observações empíricas, explicitadas por Martin (1985) e largamente difundidas, de que o plantio direto dispensava o terraceamento como prática complementar para o controle de erosão, desencadearam-se retiradas indiscriminadas de terraços de lavouras conduzidas sob plantio direto na Região Sul do Brasil (Denardin et al., 1998). A redução das perdas de solo no plantio direto diminuiu a adoção do terraceamento e de outras práticas conservacionistas como cultivo em contorno (Cogo et al., 2007; Denardin et al., 2008), e em muitos casos levou à suavização e até à eliminação de terraços já implantados. Entre os fatores que apontados para não aderir aos terraços estão a dificuldade de mecanização e a perda de área ocupada por essas estruturas (De Maria, 1999). Denardin et al. (2008) comentam que em decorrência do plantio direto, o terraceamento passou a ser considerado desnecessário e indiscriminadamente desfeito, levando ainda ao abandono da semeadura em contorno. Na ausência de uma referência para esse cultivo em nível, a adoção da semeadura paralela ao maior comprimento da gleba, independentemente do sentido do declive, tornou-se uma prática generalizada.

Nuernberg (1998) ressaltou que mesmo com todas as premissas do sistema de plantio direto bem conduzidas, existem situações em que a rotação de cultura, manutenção de boa cobertura vegetal e semeadura em contorno não são suficientes para impedir a erosão hídrica nesta situação que o declive e comprimento de rampa são muito elevados, ocorrem enxurradas que desencadeiam o processo erosivo do solo. Essas ressalvas ao sistema de plantio direto são corroboradas por estudos que mostram que no sistema de plantio direto em vários anos seguidos, sem revolvimento do solo e com o trânsito de máquinas, ocorre aumento da densidade do solo e redução da porosidade total, principalmente dos macroporos (Bertol et al., 2004; Drescher et al., 2011). Essa compactação do solo reduz a capacidade de infiltração e aumento do escoamento superficial nos eventos de chuvas mais intensas, e dessa forma, produzem perdas de água e solo (Câmara e Klein, 2005).

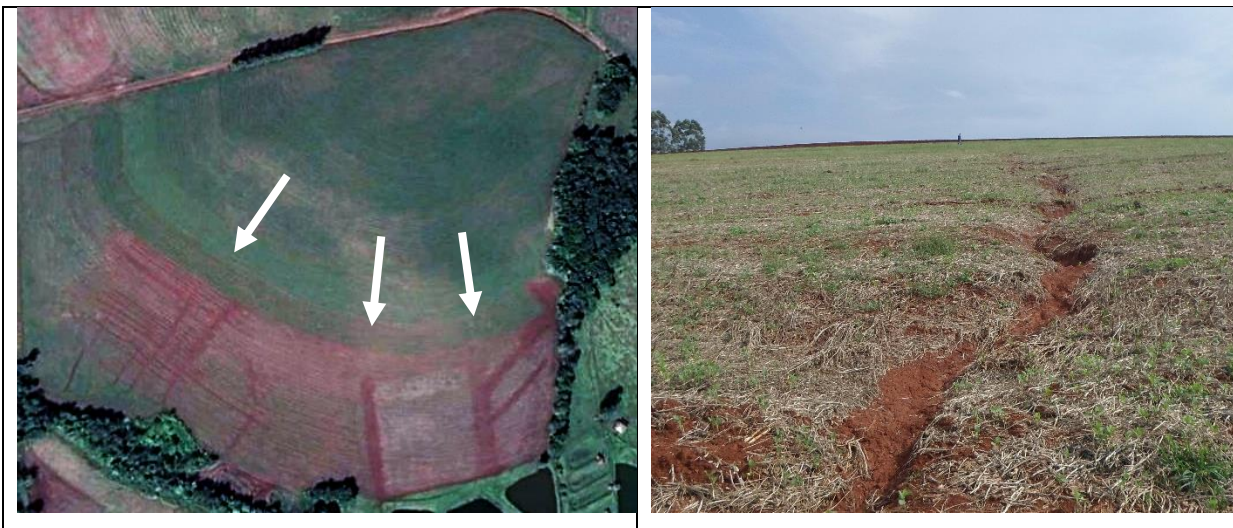
Bertol (2007) destaca que embora o plantio direto tenha reduzido a erosão hídrica, essa ainda representa um sério problema no Brasil. Para De Maria e Peche Filho (2009) mesmo em sistema de plantio direto é necessário o uso de práticas conservacionistas, sendo o terraceamento uma alternativa segura para complementar a proteção do solo. Segundo Caviglione et al. (2010), a eficiência do Sistema de Plantio Direto em reduzir as perdas de solo estimulou muitos agricultores a remover ou reduzir a quantidade de terraços. No entanto, a ocorrência de chuvas intensas e erosivas expôs novamente a agricultura paranaense às perdas de solo incompatíveis com a produção sustentável. Com base nos estudos de avaliação de espaçamento dos terraços e simulações de perdas de solo com a Equação de Universal de Perdas de Solos Revisada (RUSLE), os autores afirmam que os terraços devem ser mantidos mesmo em sistema de plantio direto, pois esta é uma prática eficiente no controle de erosão, principalmente em anos com maior erosividade de chuvas, dado pelas precipitações com elevada intensidade.

O clima do estado de Santa Catarina é caracterizado por chuvas frequentes e pelo excesso hídrico, com a ocorrência de eventos extremos de chuva. Quanto ao perfil da ocupação agrícola, identifica-se pequenas propriedades com uso intensivo do solo. Embora em muitas dessas propriedades o cultivo seja realizado com o plantio direto, existem sinais evidentes de erosão, levando a redução da produção. Por outro lado, nos períodos de estiagem as culturas sofrem pela escassez de água. Esses problemas observados elevaram a preocupação da Pesquisa e da Assistência Técnica e Extensão Rural para com a necessidade de adoção de práticas complementares de conservação do solo e da água. Dentre essas práticas o terraceamento foi apontado como uma prática a ser adotada nas propriedades em que as condições de solo e declividade favorecem sua adoção. Nesse sentido, este trabalho tem como objetivo apresentar a metodologia adotada e os resultados da instalação de uma Unidade de Referência Técnica (URT) em Terraceamento no Oeste de Santa Catarina visando o aprimoramento da metodologia de planejamento e das técnicas de construção de terraços, assim como a sensibilização e a mobilização social para a conservação do solo e da água.

### **Material e Métodos**

A área em estudo é uma propriedade rural localizada no município de Caxambu do Sul, região Oeste de Santa Catarina (coordenadas geográficas 27,1545 S e 52,8906 W) que vinha sendo cultivada, nos últimos anos, com soja no verão, em plantio direto, em sucessão a aveia cultivada no inverno para pastejo direto de bovinos de corte. Na área, devido a inexistência de práticas conservacionistas para controle da enxurrada, havia sinais de erosão provocados pelo escoamento

superficial concentrado na forma de sulcos superficiais a partir da meia encosta até as partes mais baixas do terreno (Figura 1), fato que mobilizou os proprietários a buscar apoio técnico da Epagri. Em razão dessa iniciativa e contando com a participação direta de extensionistas e pesquisadores da Epagri/Unidade de Gerenciamento Técnico - 1, da Secretaria Municipal de Desenvolvimento Econômico, Turismo, Agricultura e Meio Ambiente de Caxambu do Sul, da Cooperativa Agroindustrial Alfa - COOPERALFA/Filial de Caxambu do Sul e com o apoio e assessoria técnica da EMBRAPA-Trigo (Passo Fundo), o Escritório Municipal da Epagri de Caxambu do Sul foi autorizado a implantar a UNIDADE DE REFERÊNCIA TÉCNICA (URT) em Terraceamento naquele local.



**Figura 1: Vista geral da área de estudo mostrando a declividade do terreno e marcas de erosão no terreno (A). Destaque de um ponto de escoamento preferencial de água com formação de sulco de erosão (B).**

**Fontes: Google Earth (jun. 2016) e Garcez (2019).**

Para o dimensionamento dos terraços foi utilizado o modelo matemático "Terraço for Windows", um programa computacional desenvolvido por Pruski et al. (1997). Esse modelo calcula os espaçamentos vertical e/ou horizontal máximos permissíveis entre terraços, empregando dados específicos da região e da lavoura em questão, como precipitação pluvial máxima esperada para tempos de retorno e duração estipulados, tipo de solo, taxa de infiltração básica de água no solo, declividade do terreno, manejo de solo, de culturas e de resíduos culturais e altura da crista do terraço que pode ser construído em função das condições topográficas do terreno e do equipamento disponível para a sua construção.

A precipitação pluvial máxima esperada foi calculada a partir da equação de chuvas intensas de Chapecó (Back, Wildner; Garcez, 2019):

$$i = \frac{991,22T^{0,166}}{(t+9,8)^{0,724}} \quad (1)$$

Em que:  $i$  é a intensidade de chuva (mm/h);  $t$  a duração da chuva (min); e  $T$  o período de retorno (anos).

Para a determinação da taxa de infiltração básica (TIB) de água no solo, utilizou-se o infiltrômetro de Cornell, adaptado de Ogden, Van Es e Schindelbeck (1997). O infiltrômetro de Cornell consiste de um reservatório de aproximadamente 34 litros, contendo na parte inferior 127 microtúbulos de 0,063 cm de diâmetro por 19 cm de comprimento. Esse conjunto é acoplado a um cilindro de ferro fundido com 25,5 cm de diâmetro, cravado no solo. Quando em operação, esse equipamento simula uma chuva de alta intensidade e a lâmina de escoamento superficial de água no solo (LES) é determinado a partir da coleta do excesso de água em uma mangueira instalada na parte inferior do anel. Para a determinação do LES com este equipamento foi utilizado uma intensidade média de chuva em torno de 300 mm h<sup>-1</sup>. O início do escoamento superficial foi contabilizado a partir da formação de um filete contínuo de água na saída da mangueira coletora. As leituras do volume do escoamento superficial foram realizadas a cada 5 minutos. A taxa de infiltração (TIB) foi calculada pela diferença entre a chuva aplicada e o escoamento superficial. Cada teste teve duração de aproximadamente 60 min, conforme a metodologia descrita por Van Es e Schindelbeck (2003). Os resultados de escoamento do solo, obtidos nos testes com o infiltrômetro de Cornell, foram ajustados por meio da equação derivada do modelo matemático determinado por Smith, conforme descrita por Carlesso et al. (2011). Foram realizadas cinco repetições ao longo da meia encosta, buscando-se identificar os menores valores, limitantes da infiltração plena de água no solo. A taxa de infiltração básica (TIB) do solo foi considerada como sendo o valor médio das cinco avaliações realizadas, podendo ser excluído algum valor extremo para mais ou para menos.

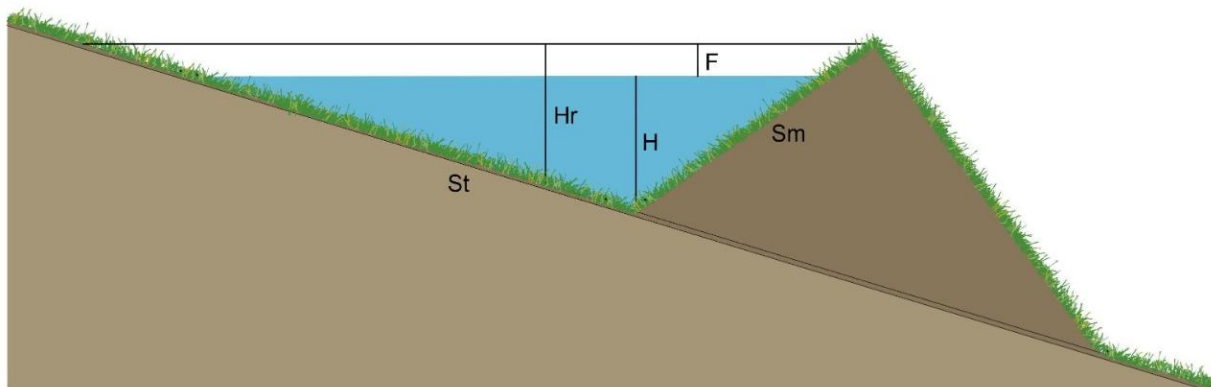
A capacidade de armazenamento de um terraço de retenção está relacionada à seção transversal, a qual deve ser dimensionada em função do volume de água que esco sobre a superfície do solo (Lombardi Neto *et al.*, 1994). Assim, para a determinação da seção transversal do terraço em nível, é necessário conhecer o volume máximo do escoamento superficial, que pode ser determinado por:

$$Ve = \frac{LES \cdot EH}{1000} \quad (2)$$

Em que:  $V_e$  = Volume do escoamento superficial por metro de terraço ( $m^3 m^{-1}$ );  $LES$  = lâmina de escoamento superficial (mm);  $EH$  = Espaçamento horizontal entre os terraços (m).

Uma vez definido o volume de escoamento superficial, pode-se dimensionar a seção transversal do terraço de forma que a área da seção seja suficiente para armazenar o volume de escoamento ( $V_e$ ).

Com relação à seção transversal os terraços podem ser triangular, trapezoidal ou parabólica, dependendo de fatores como declividade, método de construção. Neste estudo foi adotado o formato triangular (Figura 2).



**Figura 2: Representação do terraço como canal triangular**

Para o canal no formato triangular altura do terraço pode ser calculada por:

$$H = \sqrt{\frac{LES \cdot EH \cdot St \cdot Sm}{500(St + Sm)}} \quad (3)$$

Em que:  $H$  = altura de água acumulada no canal do terraço (m);  $LES$  = lâmina de escoamento superficial (mm);  $St$  = declividade do terreno ( $m m^{-1}$ );  $Sm$  = declividade da parede a montante ( $m m^{-1}$ ).

A declividade do talude de montante depende da declividade do terreno ( $St$ ) e, também, do processo de mecanização. Para o cultivo com colheita mecanizada procura-se construir o terraço de forma que o talude de montante possa ser cultivado e tenha dimensão para o uso da colheitadeira no talude. Dessa forma pode-se definir a rampa mínima de frente do terraço e com ela determinar a declividade da parede de montante ( $Sm$ ).

A prática tem demonstrado que a construção de terraços com a utilização de máquinas agrícolas não se consegue obter a seção uniforme e bem definida como projetada. Também foi observado que as operações de preparo do solo e de cultivo acabam causando alterações no formato do canal. Para corrigir essas alterações Pruski et al. (1995) recomendam utilizar uma folga equivalente a 0,10 m e ainda corrigir a altura do canal, aplicando um coeficiente de desuniformidade, que varia de 1,45 a 1,70. Dessa forma, a altura recomendada para o canal é dada por:

$$Hr = H\sqrt{Cd} + 0,10 \quad (4)$$

Em que: Hr = altura recomendada (m); H é a altura calculada (m); Cd é o coeficiente de desuniformidade.

Outra prática frequentemente usada é adotar uma seção padronizada para a propriedade, fixando-se a altura do terraço (Hr). Adotando a altura fixa do terraço pode-se definir o espaçamento horizontal e vertical em função da declividade do terreno. Isto facilita a construção e controle da seção bem como a alocação dos terraços no campo.

### Resultados e Discussão

A inspeção sistêmica da lavoura permitiu detectar um comprimento de lomba de 400 m com uma amplitude de 40 m entre o ponto mais alto e o mais baixo da gleba. A declividade média variou de 6 a 18 %.

Na sequência, foram realizadas avaliações do solo a partir da abertura de uma trincheira para fins de análise do perfil do solo com abertura de três trincheiras em cada uma das partes superior, mediana e inferior da lavoura. Nesta ocasião foi possível identificar a presença de camada compactada e/ou adensada na profundidade entre 5 e 17 cm, tirando-se um indicativo da necessidade de adoção de uma prática mecânica para descompactação com escarificador ou subsolador para eliminar o impedimento físico e, imediatamente, entrar com uma prática vegetativa (adubação verde/cobertura do solo) para recuperação da estrutura do solo. Também foram coletadas amostras de solo estratificadas (0-10, 10-20, 20-30 e 30-40cm) para avaliação da fertilidade, cujos resultados indicaram a necessidade de correção de fertilidade e acidez do solo.

Na sequência realizou-se a determinação da taxa de infiltração de água no solo, buscando-se identificar os menores valores nas regiões de meia encosta da área de estudo. Os resultados de campo com o infiltrômetro de Cornell indicaram a taxa de infiltração básica de 50 mm h<sup>-1</sup>. Este valor

é considerado mínimo para construção de terraços em nível<sup>1</sup>. Desse modo, em áreas com índices de infiltração menores do que 50 mm h<sup>-1</sup> é recomendado construir terraços de drenagem (caso este índice seja característico do tipo de solo) ou proceder a melhorias na qualidade do manejo do solo (caso seja fruto de manejo inadequado que originou camadas compactadas) para aumentar/recuperar os níveis de infiltração do solo. De posse dessas informações optou-se por terraços em nível ou de infiltração em detrimento de terraços em gradiente ou de drenagem. Essa opção foi possível devido ao tipo de solo existente na área, cuja estrutura e profundidade são compatíveis com a estrutura e capacidade de armazenamento mínima que um canal em nível requer (movimentação de terra).

A análise da série de chuvas máximas anuais de Chapecó, a partir de 42 valores (anos), mostrou uma variação de 58,1 a 200,9 mm, com média de 104,9 mm. A chuva máxima diária estimada pela equação de chuvas intensas para Chapecó, para um tempo de retorno de 10 anos, que deve ser usada para o dimensionamento de terraços de infiltração na região, foi de 146,9 mm.

Para o dimensionamento dos terraços foi usado o método do balanço de água no solo (Pruski et al., 1997), o qual determina a lâmina (ou volume) máxima de escoamento superficial com base na equação de chuvas intensas (equação IDF) do local e na Velocidade de Infiltração Básica (TIB). Neste método o escoamento superficial é calculado pelo método CN, sendo o valor do CN definido em função do valor de TIB.

Com a equação de chuvas intensas de Chapecó e considerando a TIB de 50 mmh<sup>-1</sup>, aplicando o método do balanço de água no solo para período de retorno de 10 anos obteve-se os resultados de acordo com a Tabela 1, em que a lâmina de escoamento superficial (LES) é de 22,9 mm.

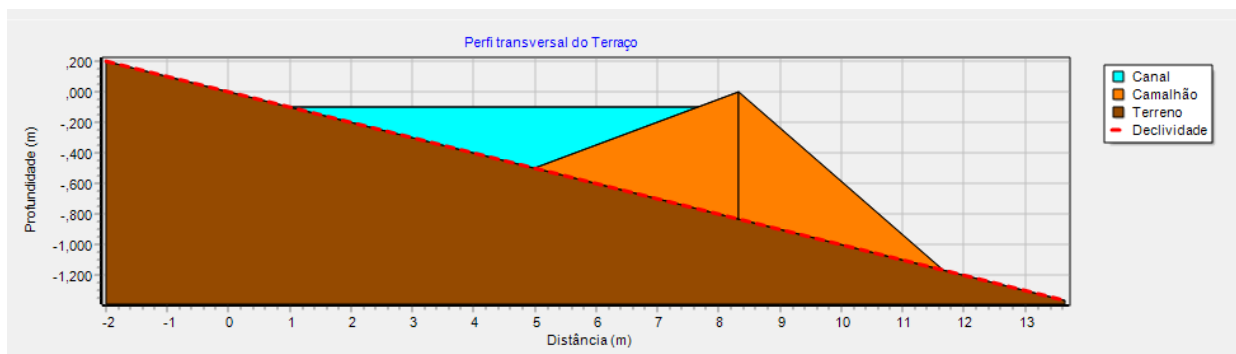
**Tabela 1: Resumo do método de balanço de água no solo para o primeiro terraço construído.**

Parâmetro	Valor
Duração da chuva (min)	27,0
Intensidade máxima instantânea (mm h <sup>-1</sup> )	106,7
Altura da chuva (mm)	48,1
CN considerado	94,0
Abstrações iniciais (mm)	3,2
Tempo da chuva para iniciar escoamento (min)	0,7
Lâmina de infiltração (mm)	21,9
Lâmina de escoamento superficial (mm)	22,9

<sup>1</sup> Informação pessoal repassada pelo Eng. Agr. Jorge Lemainski, pesquisador da EMBRAPA-Trigo, Passo Fundo.



Com a informação da lâmina de escoamento superficial e a declividade do terreno pode-se dimensionar o terraço para determinado espaçamento horizontal. Em geral considera-se o terraço em formato triangular, com a declividade de corte igual a declividade do terreno. A declividade da rampa de frente influencia na área do canal, e, portanto, na profundidade do terraço. A declividade da rampa de trás do terraço influencia na movimentação de terra e volumes de corte e aterro para formar o camalhão. Dessa forma deve-se procurar uma configuração adequada as condições de declividade e máquinas usadas no cultivo. Na Tabela 2 consta um exemplo dos parâmetros usados no dimensionamento de terraço do estudo de caso que é representado na Figura 3. Como o método considera a declividade de corte igual ao do terreno não foram apresentados os cálculos de área de corte e profundidade de corte, no entanto para outros formatos de canais como canal trapezoidal ou mesmo canal triangulara com declividade de corte maior que a declividade do terreno, esses parâmetros podem ser apresentados. Os valores apresentado bem como a visualização do perfil do terraço permite ao projetista avaliar diferentes alternativas, principalmente quanto a declividade de frente e declividade de trás, que irão influenciar na altura do canal e nos comprimentos de rampa.



**Figura 3. Configurações do primeiro terraço construído.**

A experiência da Epagri tem permitido orientar a construção de terraços em nível, em solos bem estruturados, com até 20% de declividade. Por sua vez os terraços em gradiente são construídos com uma leve declividade no canal (de 0,1 a 0,6%), sendo que parte da água captada deve ser conduzida para fora da lavoura, em área protegida. Esse tipo de terraço vem sendo utilizado para solos pouco ou medianamente desenvolvidos, localizados em declividades maiores do que 20%.

Tabela 2: parâmetros do dimensionamento de terraços.

Parâmetro	Valor
<b>Parâmetros definidos no projeto</b>	
LES -Lâmina de escoamento superficial (mm)	22,9
EH - Espaçamento horizontal entre terraços (m)	40,0
St - Declividade do terreno ( $m m^{-1}$ )	0,10
Sm - Declividade do talude de frente ( $m m^{-1}$ )	0,15
St - Declividade do talude de trás( $m m^{-1}$ )	0,35
Cd - Coeficiente de desuniformidade	1,45
F- Folga ou borda livre (m)	0,10
<b>Parâmetros calculados</b>	
H - Altura calculada do terraço (m)	0,33
Hr - Altura recomendada do terraço (m)	0,50
Largura da rampa de frente(m)	3,3
Largura de corte (m)	4,99
Largura da rampa de corte(m)	5,02
Largura de frente(m)	3,33
Largura da rampa de frente(m)	3,37
Largura de trás(m)	3,33
Largura da rampa de trás (m)	3,53
Largura total do terraço (m)	11,65
Classificação do terraço (m)	Terraço de base larga
Altura máxima de aterro no do camalhão (m)	0,83
Área do canal ( $m^2$ )	1,328
Área com a folga ( $m^2$ )	2,077
Folga na capacidade (%)	56,4

Para facilitar a locação do terraço foi gerada uma tabela com o espaçamento horizontal e vertical entre terraços em função da declividade do terreno. Fixando a altura recomendada em 50 cm, o modelo gerou espaçamentos horizontais entre terraços que variaram de 87,42 m, para declividade de 3%, a 28 m, para declividade de 20 %, espaçamentos esses sensivelmente maiores do que os determinados pelos modelos tradicionais. (Tabela 3).

A locação e construção dos terraços no campo foi iniciada a partir do ponto mais alto da gleba. Para melhor compreensão do funcionamento do sistema de terraços, iniciou-se com três terraços no

primeiro ano (2019) (Figura 4A). Fundamentando-se nos resultados promissores da prática, no ano de 2020 foram construídos mais dois terraços. Quando o produtor já havia assimilado a técnica de construção de terraços e as demais práticas de conservação do solo e água, o projeto foi concluído com a construção de mais dois terraços na área. Os resultados apontam para um efetivo controle da erosão, pois dois meses após a construção dos terraços, em maio de 2019, foram registrados 155 mm de chuva em 24 horas (Figura 10), configurando-se no segundo maior volume de precipitação desde 1973, sem que houvesse extravasamento da água retida nos canais dos terraços recém-construídos (Figura 4B).

**Tabela 3: Espaçamento horizontal e vertical dos terraços em função da declividade do terreno.**

Declividade do terreno (%)	Espaçamento Horizontal (m)	Espaçamento Vertical (m)
1	227,28*	2,27
2	122,39*	2,45
3	87,42	2,62
4	69,94	2,80
5	59,45	2,97
6	52,46	3,15
7	47,47	3,32
8	43,72	3,50
9	40,81	3,67
10	38,47	3,85
11	36,57	4,02
12	34,98	4,20
13	33,63	4,37
14	32,48	4,55
15	31,48	4,72
16	30,61	4,90
17	29,84	5,07
18	29,15	5,25
19	28,54	5,42
20	27,99	5,60

Não é indicado espaçamento de terraços superior a 120 m.



**Figura 4. Construção do terraço base larga, em nível (A); Terraço construído armazenando água (B).**

**Fonte: Garcez (2019); Sfreddo (2019).**

### **Considerações Finais**

As ações de assistência técnica e extensão rural realizadas na região Oeste de Santa Catarina tem apresentado resultados importantes na conscientização de lideranças e produtores rurais. É importante destacar que os agricultores que adotaram o terraceamento em parte da lavoura já perceberam efeitos benéficos e estão ampliando a utilização dos terraços para o restante das lavouras. Por meio de ações integradas de pesquisa e extensão, a Epagri tem implantado Unidades de Observação – UO's e Unidades de Referência Tecnológicas - URT's, em parceria com Secretarias Municipais de Agricultura, Cooperativas e outras entidades em todo o estado contando, em algumas delas, com a consultoria técnica da Embrapa Trigo (GARCEZ et al., 2020). Até novembro de 2020 foram contabilizados mais de 1.000 há de lavouras e pastagens nos quais foram implantados projetos de terraceamento na região Oeste Catarinense.

No entanto, é necessário registrar que a preocupação com o manejo e a conservação do solo deve ser estendida pelas 24 horas dos 365 dias do ano e com o uso integrado de práticas edáficas e vegetativas nas áreas entre terraços. O manejo adequado do solo entre os terraços proporcionará não só o aumento da produtividade das culturas como aumentará a eficiência do próprio sistema de terraceamento. Afinal, para manter a agricultura econômica, social e ecologicamente sustentável, é de extrema importância a adoção de um conjunto de práticas de manejo de solo e de culturas, capazes de manter ou aumentar a infiltração e o armazenamento de água no solo, reduzindo as perdas de solo e água e aumentando a disponibilidade de água para as plantas. Dentre estas medidas o terraço

é visto como uma prática mecânica importante e que deve ser usada em conjunto com outras práticas necessárias para a manutenção de um sistema plantio direto de qualidade.

Considerando os impactos negativos da erosão para a microbacia e àquelas outras que estão associadas a ela, as práticas de conservação do solo e da água precisam ter carácter perene. Associado a isso, deve haver incentivos constantes para a adoção e ampliação dessas práticas através de políticas públicas como vem ocorrendo em Santa Catarina, no Rio Grande do Sul e Paraná.

### Referências Bibliográficas

- Back, A. J.; Wildner, L. do P.; Garcez, J. G.; 2019. Análise de chuvas intensas visando o dimensionamento de estruturas de conservação do solo em Chapecó -SC. *Revista Agropecuária Catarinense*, v. 32, n.3.
- Batista Filho, M.; 2007. O Brasil e a segurança alimentar. *Revista Brasileira de Saúde materno Infantil*, v.7, n.2, p.121-122.
- BRASIL. Lei no 12.188, de 11 de janeiro de 2010. Brasília: 2010. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2010/Lei/L12188.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12188.htm). Acesso em: 22 abr. 2021.
- Bertol, I.; 2007. Predição da erosão no Brasil: Necessidade de estudá-la e perspectiva de implementação de um modelo. In: XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 31, 2007. Gramado, RS. Anais. Gramado: SBCS, 2007. CD-ROM.
- Bertol, I.; Cogo, N. P.; Schick, J.; Guadagnin, J. C.; Amaral, A. J.; 2007. Aspectos financeiros relacionados às perdas de nutrientes por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.133-142.
- Bertol, I.; Guadagnin, J. C.; Cassol, P. C.; Amaral, A. J. ; Barbosa, F. T.; 2004. Perdas de fósforo e potássio por erosão hídrica em um Inceptisol sob chuva natural. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.28, p.485-494.
- Bertoni, J.; Lombardi Neto, F. 1985. *Conservação do solo*. Piracicaba: Livroceres, 392p.
- Câmara, R. K.; Klein, V. A.; 2005. Escarificação em plantio direto como técnica de conservação do solo e da água. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.29, p.89-796.
- Carlesso, R.; Spohr, R. B.; Eltz, F. L. F.; Flores, C. H. Runoff estimation in southern Brazil based on smith's modified model and the curve number method. *Agricultural Water Management, Amsterdam*, v. 98, n. 6, p. 1020-1026, 2011.
- Cassol, E. A.; Denardin, J. E.; Kochhann, R. A.; 2007. Sistema plantio direto: Evolução e implicações sobre a conservação do solo e da água. In: Ceretta, C. A.; Silva, L. S.; Reichert, J. M. (ed.). *Tópicos em ciência do solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.5, p.333-370.
- Cavaglione, J. H.; Fidalski, J.; Araújo, A. G. de; Barbosa, G. M.de C.; Llanillo, R. F.; Souto, A.; 2010. Espaçamento entre terraços em Plantio Direto. Londrina: IAPAR, 59p. (IAPAR Boletim Técnico, 71)
- Cogo, N. P.; Portela, J. C.; Amaral, A. J.; Trein, C. R.; Gilles, L.; Bagatini T.; Chagas, J. P.; 2007. Erosão e escoamento superficial em semeadura direta efetuada com máquina provida de hastes sulcadoras, influenciados pela direção da operação de semeadura e pela cobertura superficial do solo. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 31, 2007, Gramado. Resumos... Gramado: SBCS, 2007. CD-Rom
- Costa, E. A.; Goedert, W. J; Sousa, D. M. G.; 2006. Qualidade de solo submetido a sistema de cultivo com preparo convencional e plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.41, n.7, p.1185-1191.
- De Maria, I. C.; 1999. Erosão e terraços em plantio direto. *Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, v.24, p.17-22.
- De Maria, I. C.; Peche Filho, A.; 2009. Terraceamento complementa proteção da superfície Visão agrícola, n.9.p.140-143.

- Denardin, J. E.; Kochhann, R. A.; Silva Junior, J. P.; Wiethölter, S.; Faganello, A.; Sattler, A.; Santi, A.; 2011. Sistema plantio direto: evolução e implementação. In: PIRES, J.L.M. et al. Trigo no Brasil: bases para produção competitiva e sustentável. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2011. cap.7, p. 185-215.
- Denardin, J. E.; Kochhann, R. A.; Bacaltchuk, B.; Sattler, A.; Denardin, N. D.; Faganello, A.; Wiethölter, S.; 2008. Sistema plantio direto: Fator de potencialidade da agricultura tropical brasileira. In: ALBUQUERQUE, A.C.S. & SILVA, A.G., eds. Agricultura tropical: Quatro décadas de inovações tecnológicas, institucionais e políticas. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica, v.1, p.1251-1273.
- Denardin, J. E.; Kochhann, R. A.; Faganello, A.; Sattler, A.; Manhago, D. D.; 2008. "Vertical mulching" como prática conservacionista para manejo de enxurrada em sistema plantio direto. Revista Brasileira de Ciência do Solo v.32, p.2847-2852.
- Denardin, J. E.; Kochhann, R. A.; Flores, C. A.; Ferreira, T.N.; Cassol, E. A.; Mondardo, A.; Schwarz, R. A. Energia da Gota de Chuva e da Enxurrada. In: Denardin, J. E.; Kochhann, R. A.; Flores, C. A.; Ferreira, T. N.; Cassol, E. A.; Mondardo, A.; Schwarz, R. A. Manejo de Enxurrada em Sistema Plantio Direto. Porto Alegre, RS: Fórum Estadual de Solo e Água, 2005. p. 37-45. (Capítulo 3).
- Denardin, J. E.; Kochhann, R. A.; Berton, A.; Trombetta, A.; Falcão, H. 1998. Terraceamento em Plantio Direto. Passo Fundo: Embrapa- Centro Nacional de Pesquisa de Trigo, 4 p. (Comunicado técnico, 8)
- Drescher, M.S.; Eltz, F. L. F.; Denardin, J. E.; Faganello, A.; 2011. Persistência do efeito de intervenções mecânicas para a descompactação de solos sob plantio direto. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.35, n.17, pp.13-1722.
- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Embrapa; 2012. Práticas de Conservação de Solo e Água. Circular Técnica, Campina Grande, PB. 24p.
- Garcez, J.; Correa, C.; Soccol, J. J.; Mota, M. R.; Bortolanza, D. R.; Pergher, M.; Ferri, D. J.; Alessio, M.; Ramos, J. C. 2020. O resgate do terraceamento associado ao plantio direto no Oeste de Santa Catarina. Encontro Nacional de Plantio Direto nNa Palha, 17, Ponta Grossa, 2020. Anais.. Federação Brasileira de Plantio Direto, Ponta Grossa, 2020.p113.
- Lal, R.; 2000. Soil management in the developing countries. Soil science, v.165, n.1, p.57-72.
- Lombardi Neto, F.; Belinazzi Júnior, R.; Lepsch, I. F.; Oliveira, J. B.; Bertolini, D.; Galeti, P. A.; Drugowich, M. I.; 1994. Terraceamento agrícola. In: Bertolini, D.; Lombardi Neto, F.; Lepsch, I. F.; Oliveira, J. B.; Drugowich, M. I.; Andrade, N. O.; Galeti, P. A.; Belinazzi Junior, R.; Dechen, S. C. F. Manual técnico de manejo e conservação de solo e água. Campinas: CATI, 1994. v.4, p.11-35. Manual Técnico, 41.
- Machado, P. L. O. A.; Wadt, P. G.; 2021. Boas práticas agrícolas: Terraceamento. Embrapa <https://www.embrapa.br/documents/10180/13599347/ID01.pdf>. Acessado em 23 abr. 2021.
- Martin, E. O plantio direto no Estado do Rio Grande do Sul. In: Encontro Nacional de Plantio Direto, 3., 1985, Ponta Grossa, Anais ... Ponta Grossa: Batavo, Fundação ABC. 1985. p. 15-16.
- Nuernberg, N. J. (Ed.); 1998. Conceitos e fundamentos do sistema plantio direto. Lages: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo/Núcleo Regional Sul. 160p.
- Ogden, C. B.; Van Es, H. M.; Schindelbeck, R. R. Miniature rain simulator for field measurement of soil infiltration. Soil Science Society of America Journal, Madison, v. 61, n. 4, p. 1041-1043, 1997.
- Panachuki, E.; Alves Sobrinho, T.; Vitorino, A. C. T.; Carvalho, D. F. de.; Urchei, M. A.; 2006. Parâmetros físicos do solo e erosão hídrica sob chuva simulada, em área de integração agricultura-pecuária. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, p.261-268.
- Pfüller, E. E.; Santos, D. B.; Aires, R. F.; Samaniego, M. D. P. G.; 2019. Aspectos fenológicos e produtividade de espécies de verão para cobertura de solo em Vacaria, RS. Investigación Agraria, v.21, n.1, p.23-30.
- Pimentel, D.; Harvey, C.; Resosudarmo, P.; Sinclair, K.; Kurz, D.; Mcnair, M.; Crist, S.; Sphpritz, L.; Fitton, L.; Saffouri, R.; Blair, R.; 1995. Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. Science, v. 267, n. 5201, p. 1117-1123.

Pugliesi, A. C. V.; Marinho, M. A.; Marques, J. F.; Lucarelli, J. R. F.; 2011. Valoração econômica do efeito da erosão em sistemas de manejo do solo empregando o método custo de reposição. *Bragantia*, v. 70, n. 1, p.113-121.

Pruski, F.F.; 2009. Conservação de solo e água: Práticas mecânicas para o controle da erosão hídrica. 2.ed. Viçosa, MG, Universidade Federal de Viçosa.

Pruski, F. F.; Ferreira, P. A.; Ramos, M. M.; Cecon, P. R.; 1997. Model to design level terraces. *Journal of Irrigation and Drainage. Eng.*, 123:8- 12.

Pruski, F. F.; Griebeler, N. P.; Senn, D.; 1995. Variabilidade espacial da seção transversal de canais posicionados em nível. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 25, 1995, Viçosa. Resumos expandidos... Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1995. CD Rom

Silva, R. L.; De Maria, I. C.; 2011. Erosão em sistema plantio direto: Influência do comprimento de rampa e da direção de semeadura. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v.15, n.6, p.554-561.

Telles, T. S.; Guimarães, M. F.; Dechen, S. C. F. 2011. The costs of soil erosion. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 35, 287-298. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000200001>.

Van Es, H.; Schindelbeck, R. Field procedures and data analysis for the cornell sprinkle infiltrometer. Ithaca, NY: Cornell University, Department of Crop and Soil Sciences Series R03-01, 2003. 8 p.

Wadt, P. G. S.; 2004. Construção de terraços para controle da erosão pluvial no estado do Acre. Rio Branco: Embrapa Acre. 44 p. il. color. (Embrapa acre. Documentos, 85).

# 6<sup>o</sup> SSS

Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis

- PARTE II -

**Bacias Hidrográficas e Gestão de Recursos Naturais**

---



# APLICAÇÃO DE DIFERENTES METODOLOGIAS PARA A DETERMINAÇÃO DA PRECIPITAÇÃO MÉDIA: UM ESTUDO DE CASO DO MUNICÍPIO DE CAMPOS DOS GOYTACAZES-RJ

| ID 18683 |

**1Leandro Rezende Corteze Freitas, 2Antônio Ivo Gomes Barbosa, 3Caroline Zanette Macedo, 4Afonso Rangel Garcez de Azevedo**

*1Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, e-mail: leandrorcf@hotmail.com;*

*2Universidade Federal Fluminense, e-mail: antonioivo@id.uff.br; 3Universidade Estadual do Norte*

*Fluminense Darcy Ribeiro, e-mail: carolinezanettem@gmail.com; 4Universidade Estadual do Norte*

*Fluminense Darcy Ribeiro, e-mail:afonso@uenf.br*

**Palavras-chave:** Precipitação; Média Aritmética; Polígonos de Thiessen.

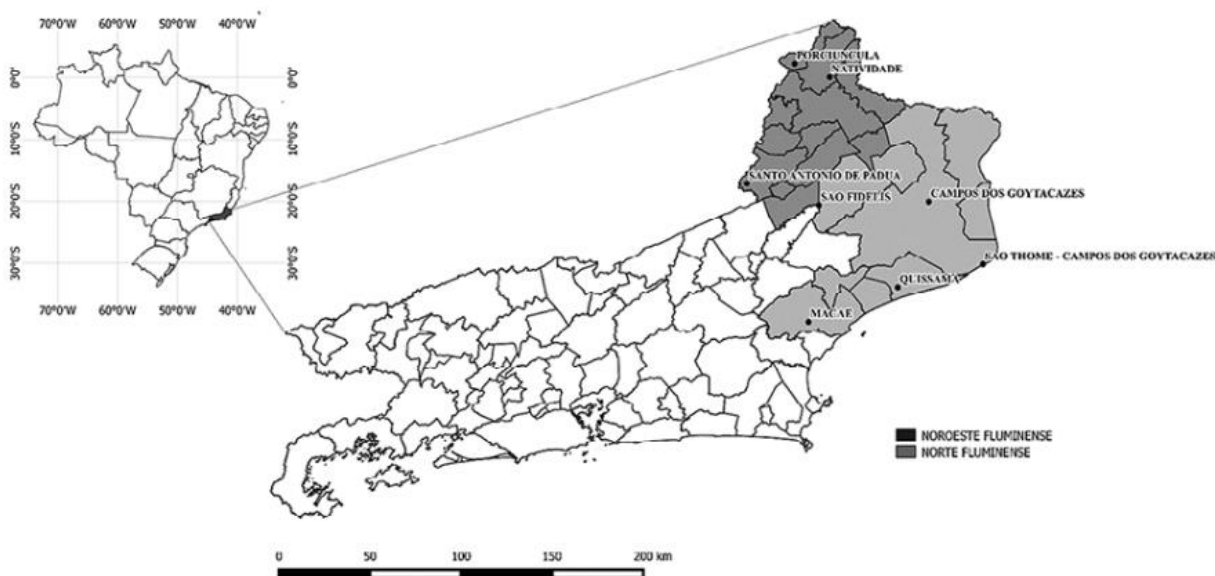
## Resumo

O conhecimento da precipitação média de uma cidade de médio e grande porte é de extrema importância na definição de políticas públicas relacionadas a drenagem urbana e o planejamento de obras hídricas visando dar qualidade de vida à população. Existem variados métodos de definição do valor de precipitação média, seguindo condições metodológicas próprias, e que influenciam na tomada de decisão dos projetistas. O presente trabalho tem como objetivo analisar a situação de distribuição dos pluviômetros automáticos monitorados por órgãos oficiais na cidade de Campos dos Goytacazes-RJ, e a utilização de duas metodologias para a determinação da precipitação média. Foram coletados os dados das estações pluviométricas automáticas do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (Cemaden) e do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), relacionados aos anos de 2019 e 2020, que informam de forma precisa a quantidade de chuva decorrida diariamente nos 8 pontos de coleta definidos, configurando uma área pontual. Com estes dados coletados, foi possível definir uma extrapolação que abrange uma região mais ampla, obtendo-se um dado mais geral para uma maior área. Foram utilizados dois diferentes métodos matemáticos afim da obtenção de um dado da precipitação média sobre a área do município, como o método da média aritmética e o método dos polígonos de Thiessen. Como resultado pode-se observar que o método de Thiessen apresentou valores de precipitação média maior ao método da média aritmética em ambos os anos, com uma diferença de 7 mm em 2019 e de

30,9 mm em 2020. Pode-se inferir que o maior valor atribuído ao método de Thiessen deve-se ao fato de que as estações com maiores valores pluviométricos foram as que tinham maior área de contribuição atrelada a ela pelo método, pressionando o indicador para cima. Além disso, este método apresenta de forma geral uma maior precisão nas estimativas de precipitações médias.

## Introdução

O município de Campos dos Goytacazes está localizado na região norte do estado do Rio de Janeiro, sendo o mais populoso do interior do estado, com uma população estimada em 511.168 habitantes, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2020), também possuindo a maior extensão territorial, com uma área total de cerca de 4.032,5 quilômetros quadrados, conforme pode ser observado na Figura 1 (De Jesus Peixoto Faria e De Souza Francisco, 2020). Devido sua grande extensão territorial, é necessário um monitoramento de quantidade de chuva de forma ampla no município. Porém, isso não vêm ocorrendo, onde é notada uma carência de informações e a falta de conhecimento da população sobre o assunto (Santos and Santos, 2020).



**Figura 1: Localização do município de Campos dos Goytacazes dentro do Brasil.**

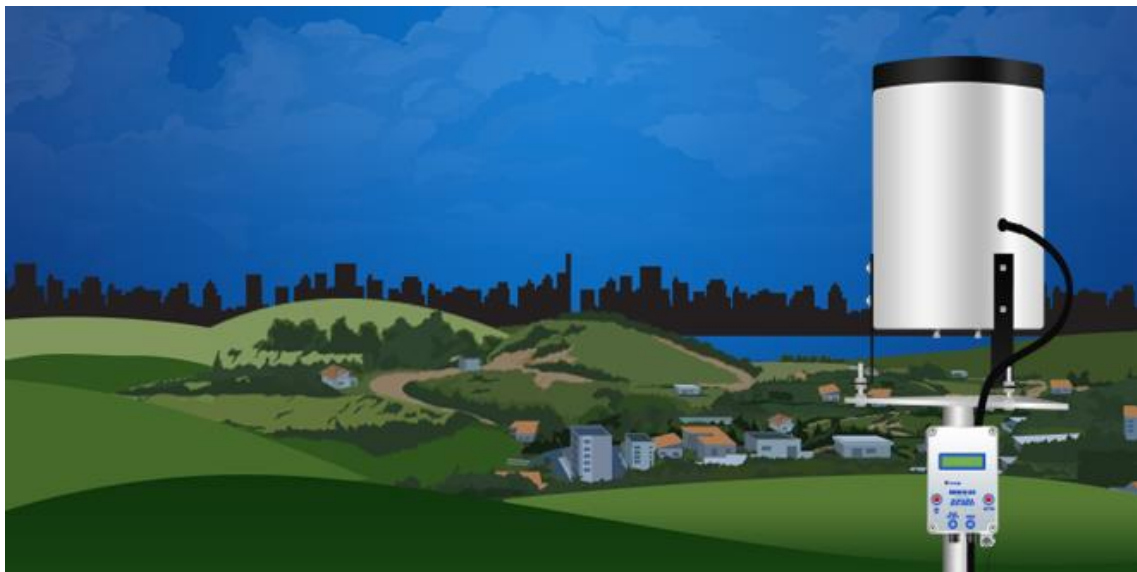
(Santos and Santos, 2020)

No Brasil ainda existe uma enorme carência relacionada a distribuição de aparelhos destinados a medição de precipitação na maioria dos municípios, principalmente aqueles mais distantes da região Sul e Sudeste (Rocha and de Almeida, 2021). O conhecimento sobre a variação e

a distribuição da precipitação na área de um município é de valor científico e sustentável especialmente para a hidrologia e para agricultura da região estudada (Costa et al., 2021; Silva et al., 2021). Assim, sabe-se que o conhecimento de valores reais e atualizados da precipitação tem fundamental importância em municípios de médio e grande porte, visando a previsão de inundações, enchentes, redução de danos a comunidade e a agricultura, além de questões de deslizamento de encostas, ainda muito recorrente no país (da Nobrega Silva et al., 2020).

Sabe-se que vários municípios não possuem uma rede de monitoramento de precipitações adequadas e em tempo real, o que dificulta o processo decisório da defesa civil local e a prevenção de desastres, geralmente relacionados a populações mais carentes (Filho et al., 2020). Nas últimas décadas, a Agência Brasileira de Águas (ANA), tem-se dedicado a disseminação da importância da formulação de redes de monitoramento, investindo em capacitações técnicas e fomentando a instalações de pontos de medição e coleta de dados pelas prefeituras e outros órgãos públicos, o que vem contribuindo para uma maior confiabilidade do sistema como um todo (Rocha and de Almeida, 2021).

Uma das formas de aferição de dados de precipitação é a estação pluviométrica, que é o aparelho que recolhe e mede a quantidade de chuva durante um determinado tempo em um local específico (Kohfahl and Saaltink, 2020). O pluviômetro informa, em milímetros, a quantidade de chuva no ponto instalado durante o intervalo desejado, conforme pode ser observado na Figura 2.



**Figura 2: Exemplo de um pluviômetro.**

(“Cemaden,” 2013)

O município de Campos dos Goytacazes-RJ, devido a sua importância local e regional, configura-se como uma cidade de médio porte, que possui uma extensa rede de drenagem natural formada por canais, e cortada pelo Rio Paraíba do Sul (Vásquez and de Rezende, 2019). O efeito de precipitações intensas na cidade é relacionado a alagamento de diversas ruas e avenidas, que causam constantes prejuízos a população local, além de afetar a produção agrícola local, que ainda é muito relacionada a atividade sucroalcooleira (Francisco and de Arica, 2018). Em Campos dos Goytacazes, temos algumas estações pluviométricas instaladas por órgãos oficiais, como Cemaden e INMET, que auxiliam a coleta de dados relacionado a precipitações, tendo uma confiabilidade nos dados divulgados, com boa precisão frequência.

O presente trabalho teve como objetivo analisar a situação de distribuição dos pluviômetros automáticos monitorados por órgãos oficiais na cidade de Campos dos Goytacazes-RJ, e calcular a precipitação média com a utilização de duas metodologias para a sua determinação, como o método da média aritmética e o método dos polígonos de Thiessen, a partir dos dados provenientes de oito estações pluviométricas automáticas do Cemaden e do INMET, relacionados aos anos de 2019 e 2020.

### **Materiais e Métodos**

Para o estudo em questão foram utilizados os valores de precipitação do Cemaden e do INMET. Esses dados do município foram obtidos com facilidade a partir dos sites oficiais das organizações citadas acima. Na Figura 3, temos a distribuição das oito estações pluviométricas de Campos dos Goytacazes que serão utilizadas no trabalho.



**Tabela 1: Dados de precipitação mensal dos pluviômetros, em milímetros, em 2019.**

Estação	Arraial	Morro do Coco	Dores de Macabu	Jardim Carioca	Serrinha	Baixa Grande	Farol de São Thomé	Parque Cidade Luz
<b>Janeiro</b>	6,8	9,0	58,2	15,2	*	2,2	9,8	32,2
<b>Fevereiro</b>	166,8	90,4	91,6	129,0	166,8	70,0	90,2	134,4
<b>Março</b>	57,8	150,6	145,2	45,2	251,2	41,6	79,2	72,8
<b>Abril</b>	43,8	54,6	87,2	41,8	97,8	58,2	32,6	46,0
<b>Maió</b>	183,8	106,2	166,4	199,0	*	181,2	120,2	133,4
<b>Junho</b>	6,8	5,8	16,6	17,4	*	20,2	21,2	23,0
<b>Julho</b>	8,2	4,4	13,2	6,8	*	19,4	25,2	7,2
<b>Agosto</b>	28,6	17,6	29,8	68,2	*	50,0	54,4	58,0
<b>Setembro</b>	57,2	67,6	63,6	72,8	89,6	60,2	60,4	72,8
<b>Outubro</b>	19,3	20,1	51,6	35,8	79,8	25,8	34,6	25,8
<b>Novembro</b>	354,4	274,2	239,4	270,2	343,1	149,4	106,4	336,0
<b>Dezembro</b>	141,6	127,2	215,9	102,8	366,4	114,2	114,4	120,2
<b>Total</b>	1075,1	927,7	1178,7	1004,2	1394,7**	792,4	748,6	1061,8

A estação pluviométrica de Morro do Coco e de Serrinha apresentaram erro na leitura automatizada em alguns meses (\*), o que refletiu em um valor total sem estes meses (\*\*). Porém, como esse fato é contínuo em todos os anos pode-se considerar esta estação de forma comparativa.

**Tabela 2: Dados de precipitação mensal dos pluviômetros, em milímetros, em 2020.**

Estação	Arraial	Morro do Coco	Dores de Macabu	Jardim Carioca	Serrinha	Baixa Grande	Farol de São Thomé	Parque Cidade Luz
<b>Janeiro</b>	196,4	284,6	175,6	166,8	241,2	81,0	104,6	167,0
<b>Fevereiro</b>	147,6	204,4	181,4	137,4	227,8	127,2	151,4	134,8
<b>Março</b>	78,6	130,4	118,6	170,4	260,8	134,8	112,2	147,9
<b>Abril</b>	145,8	100,4	85,8	80,4	94,0	77,2	78,6	79,2
<b>Mai</b>	66,2	70,0	98,4	94,6	116,0	58,8	55,0	75,6
<b>Junho</b>	12,0	*	30,4	12,0	35,8	10,8	3,6	10,0
<b>Julho</b>	40,0	*	30,4	29,2	67,0	16,0	14,0	30,4
<b>Agosto</b>	20,8	*	27,4	28,4	41,2	39,4	44,6	30,4
<b>Setembro</b>	41,8	*	92,8	66,0	107,2	84,2	106,8	64,0
<b>Outubro</b>	219,8	162,8*	143,2	155,0	213,2	155,4	153,8	158,2
<b>Novembro</b>	121,8	157,2	188,8	199,6	307,8	112,4	66,2	206,8
<b>Dezembro</b>	117,4	160,6	128,8	154,8	203,0	95,0	15,0	202,0
<b>Total</b>	1208,2	1270,4**	1301,6	1294,6	1915,0	992,2	905,8	1306,3

Com os dados coletados, pode-se então determinar os valores médios de acordo com as duas metodologias utilizadas nesta pesquisa. O primeiro método escolhido foi o método da média aritmética, que é a forma mais simples e utilizada, entretanto a menos confiável de se estimar a média da precipitação em um certo local durante determinado tempo, devido ao maior erro propício ao processo (Caroline et al., 2015). Como é sugerido pelo nome do método, o cálculo é feito através da média aritmética dos valores de chuva em um período desejado, de maneira que todos os pluviômetros utilizados para a estimativa tenham a mesma importância. A precipitação média é calculada a partir da Equação (1) (Caroline et al., 2015).

$$P_m = \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n P_i \quad (1)$$

Onde:  $P_m$  é precipitação média (mm),  $n$  é o número de pluviômetros e  $P_i$  é a precipitação em determinada estação (mm).

O método da média aritmética não leva em consideração a distribuição dos pluviômetros e do relevo, assim ele só apresenta uma boa estimativa quando os aparelhos estão distribuídos de forma uniforme e área estudada forma bem plana (GIRARDI et al., 2013). O segundo método utilizado foi o Método de Thiessen, também conhecido como método do vizinho mais próximo, é definida a área de influência de cada pluviômetro dentro da região estudada (Caroline et al., 2015). Para a utilização do método dos polígonos de Thiessen, primeiramente é necessário traçar linhas retilíneas unindo as estações mais próximas. Após, é determinado o ponto médio em cada uma dessas linhas e, a partir desse ponto é traçada uma linha perpendicular. Tendo a interceptação das linhas médias entre si e com os limites da região estudada temos o polígono de Thiessen formado, o que possibilita a análise da influência de cada pluviômetro (Marciano et al., 2018).

Com o uso do método de Thiessen, é calculada uma média ponderada das alturas registradas pelos pluviômetros, que é proporcional à área de influência estudada, onde é considerada a não uniformidade da distribuição espacial das estações, e não é levado em conta o relevo da bacia. A Equação (2) apresenta a relação que a área de influência determinante da estação tem sobre a área total (Gomig et al., 2007).

$$W_i = \frac{A_i}{A} \quad (2)$$

Onde:  $W_i$  é o fator de peso que a área de influência de cada estação possui sobre a total,  $A_i$  é a área de influência de determinada estação e  $A$  é a área total estudada.

Assim, é possível calcular a precipitação média pelo método dos polígonos de Thiessen a partir da Equação (3).

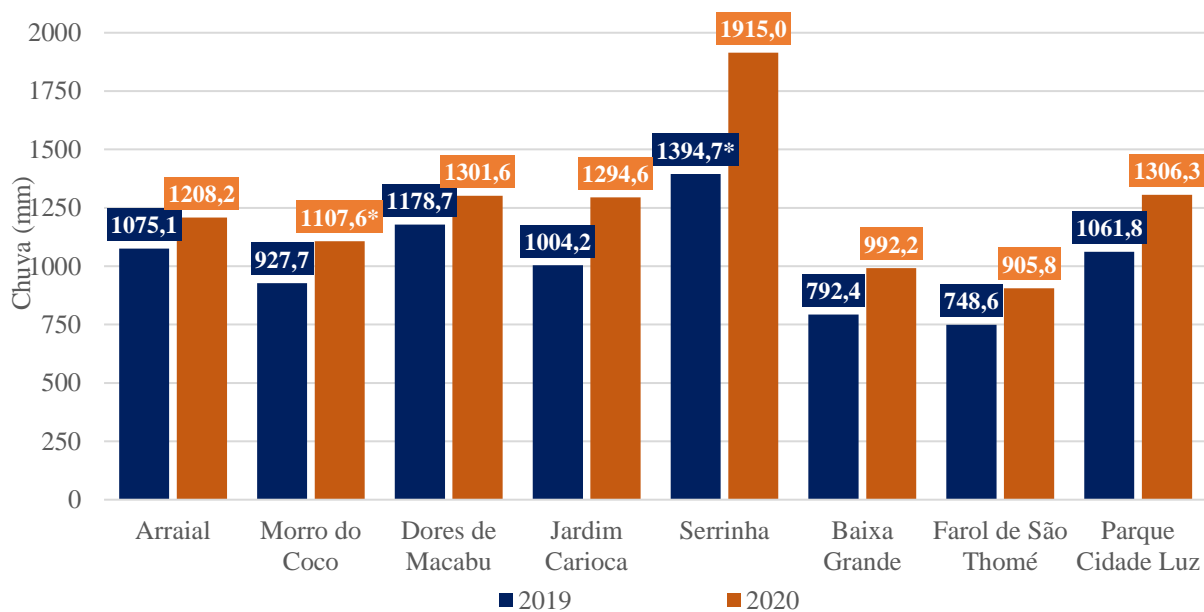
$$P_m = \frac{\sum A_i P_i}{A} \quad (3)$$

Onde:  $P_m$  é precipitação média (mm),  $P_i$  é a precipitação em determinada estação (mm),  $A_i$  é a área de influência de determinada estação e  $A$  é a área total estudada.



## Resultados e Discussões

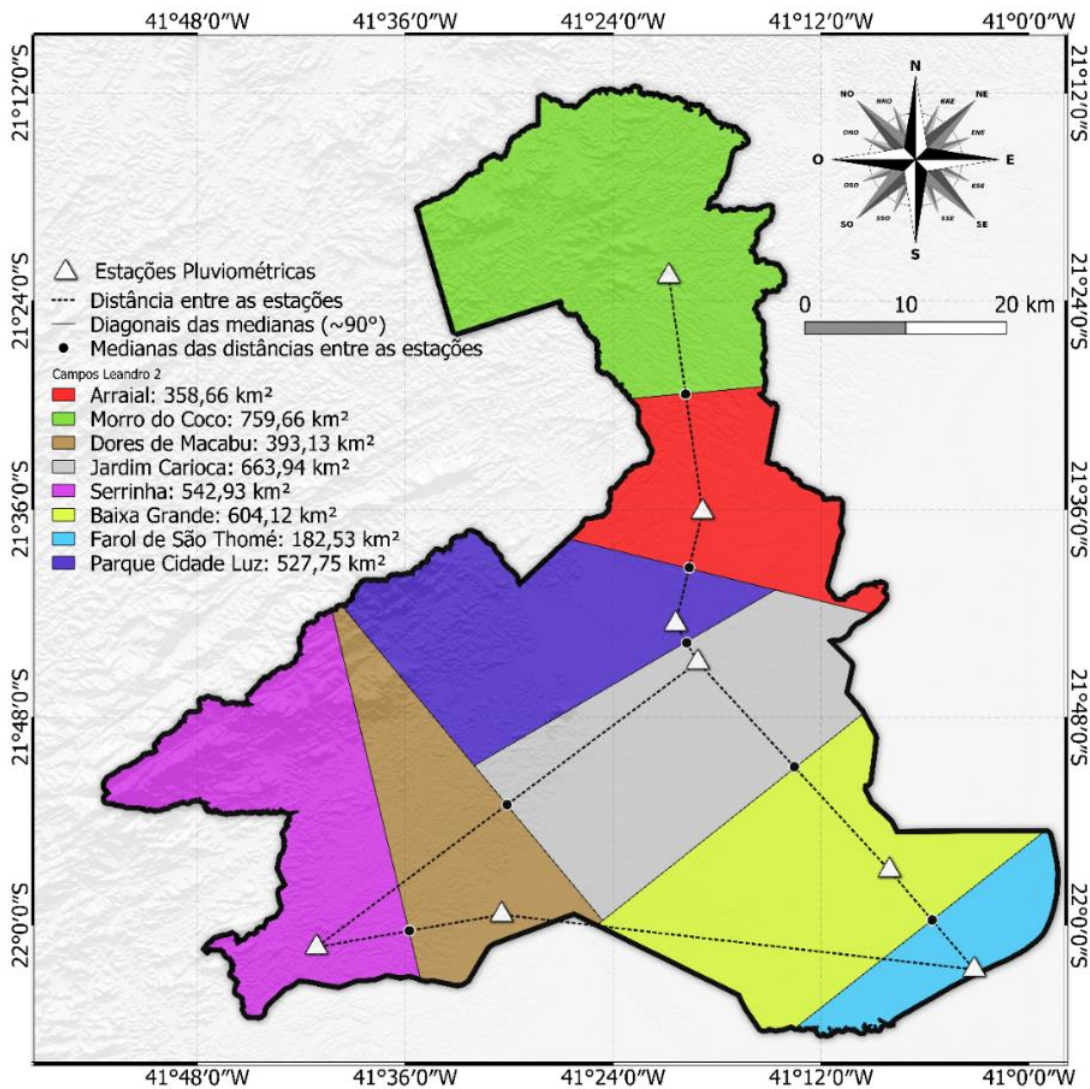
Com base nos dados de pluviometria obtidos ao longo dos anos de 2019 e 2020, observados nas tabelas 1 e 2, foi determinado o valor anual referente a cada pluviômetro, que pode ser observado na Figura 4.



**Figura 4: Dados anuais de chuva (mm) dos pluviômetros estudados.**

**Fonte: Autoria própria, 2021.**

Para obtenção da média aritmética ao final de cada ano, os dados coletados após cada mês foram somados dentro do respectivo ano de estudo, após isso, foi feita a média pela quantidade de pluviômetros que foram lidos, fazendo-se uso da Equação (1). Para o uso dos polígonos de Thiessen, foram calculadas as áreas de influência de cada estação a partir dos critérios para uso do método, já apresentados anteriormente. Na Figura 5 é apresentada a área de cada polígono que representa a influência de cada pluviômetro, dessa maneira, a precipitação média foi calculada pela Equação (3).



**Figura 5: Área de influência de cada estação pluviométrica.**

**Fonte: Autoria própria, 2021.**

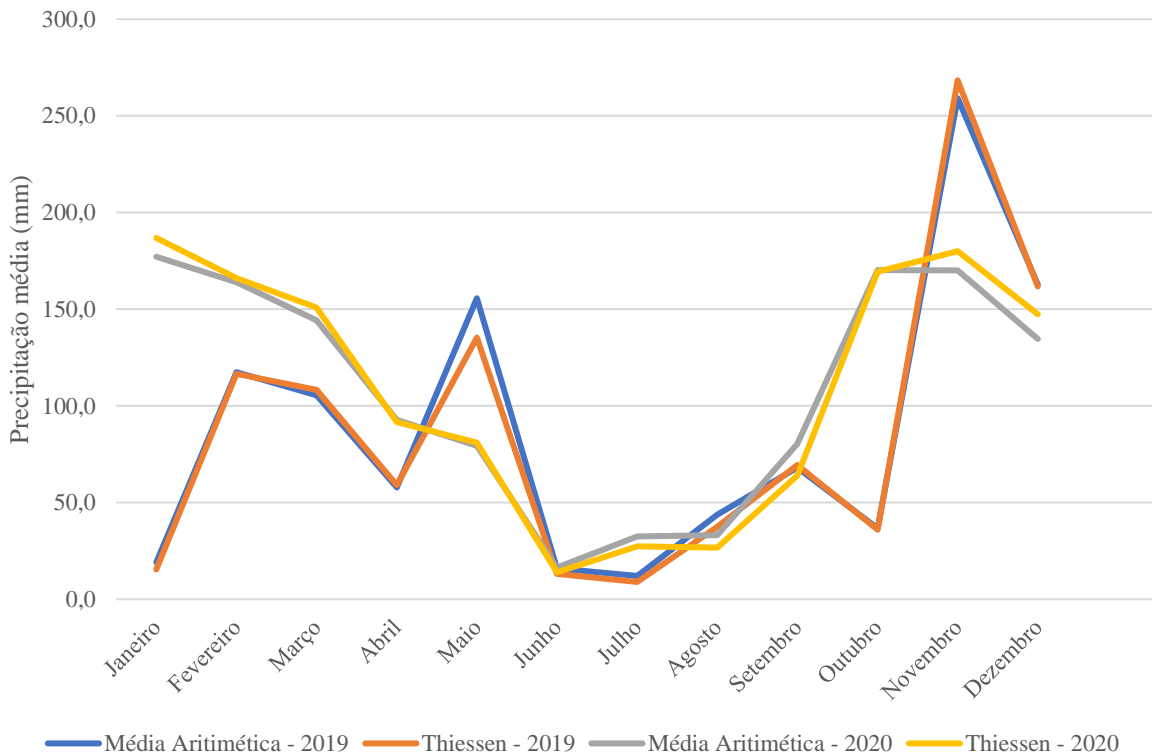
A partir da determinação das áreas de influência de cada estação pluviométrica, mostradas na Figura 5, pode-se aplicar os conceitos de cálculo das precipitações médias utilizando o método dos polígonos de Thiessen. Além disso, é possível aplicar o método da média aritmética com os demais dados dos períodos estudados. A Tabela 3 apresenta os métodos aplicados para os dados mensais para os anos de 2019 e de 2020.

A Figura 6 a seguir mostra o gráfico comparativo entre os dois métodos nos anos de 2019 e 2020. Observa-se que no ano de 2019 ambos os métodos apresentam uma proximidade de resultado médio, com exceção ao mês de Maio, que por ser um período mais úmido sofreu maior influência do método da média aritmética, indicando maiores erros dos valores finais, enquanto isso no ano de

2020, a diferença entre os dois métodos foi mais visível, isso pode ser atribuído a maior periodicidade do processo de calibragem das estações, além da influencia da conformação do método de Thiessen neste período, que tende a entregar valores mais reais (Hartomo and Rizaldhi, 2020; Richter et al., 2019).

**Tabela 3: Precipitações médias mensais (mm) para os métodos da média aritmética e de Thiessen para os anos de 2019 e 2020.**

Ano	2019		2020	
	Média Aritmética	Thiessen	Média Aritmética	Thiessen
Janeiro	19,1	15,5	177,2	186,9
Fevereiro	117,4	116,6	164,0	166,2
Março	105,5	108,3	144,2	150,9
Abril	57,8	58,9	92,7	91,6
Mai	155,7	135,4	79,3	81,0
Junho	15,9	13,2	16,4	13,9
Julho	12,1	9,0	32,4	27,4
Agosto	43,8	37,5	33,2	26,6
Setembro	68,0	69,3	80,4	63,9
Outubro	36,6	36,0	170,2	169,3
Novembro	259,1	268,4	170,1	180,0
Dezembro	162,8	161,9	134,6	147,4



**Figura 6: Gráfico comparativo dos métodos por meses do ano de 2019 e 2020.**

**Fonte: Autoria própria, 2021.**

A Tabela 4 mostra a aplicação para os dados anuais relativos aos anos de 2019 e 2020 e forma compilada, onde observou-se que o método e Thiessen apresentou valores de precipitação média superiores ao método da média aritmética, isso vai de encontro com a percepção de que esse método é mais confiável devido a aplicação das áreas de influencia de cada ponto de medição (Aragón et al., 2019). A diferença dos valores de precipitação encontrados no ano de 2019 foi de 7 mm, enquanto no ano de 2020 foi de 30,90 mm, mostrando que o processo de calibração dos equipamentos e sua implementação foram melhor sucedidos neste ano.

**Tabela 4: Precipitações médias anuais (mm) para os métodos da média aritmética e de Thiessen para os anos de 2019 e 2020.**

Ano	Média Aritimética	Thiessen
2019	1022,9	1029,9
2020	1274,3	1305,2

## **Conclusão**

A partir desta pesquisa foi possível fazer a comparação das precipitações médias no município de Campos dos Goytacazes utilizando o método da média aritmética e de Thiessen, durante o período de 2019 a 2020. Pode-se concluir que para os anos estudados, temos um período mais chuvoso, chamado período úmido, entre os meses de novembro e maio, com uma quantidade de chuva acima da média, e período menos chuvoso, chamado período seco, entre junho e outubro, com uma quantidade de chuva abaixo da média. Esses períodos com uma quantidade maior ou menor de chuvas, podem variar de acordo que o estudo venha a ser implementado em uma série histórica maior.

As metodologias aplicadas mostraram valores próximos na maioria das comparações, porém o método dos polígonos de Thiessen apresentou uma precipitação média maior de uma forma geral. Esse resultado pode ser atribuído ao fato do método de Thiessen levar em consideração as áreas de influência de cada estação pluviométrica, e em razão das estações com maior influência no cálculo terem maiores índices pluviométrico, pressionando o índice para cima.

Dessa maneira, temos que para o cálculo de precipitação média das estações pluviométricas estudadas, a aplicação do método dos polígonos de Thiessen é mais confiável, visto que o mesmo leva em consideração as áreas de influência que foram encontradas, trazendo um dado de precipitação geral do município mais preciso.

## **Agradecimentos**

Os Autores gostariam de agradecer o Comitê da Bacia Hidrográfica do Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana, FAPERJ, CNPq e CAPES pelo auxílio.

## **Referências Bibliográficas**

- Aragón, J.L., Jiménez, M.R., Aguilar, G.A., Maya, A., Velázquez, U., 2019. Distribución espacial de variables hidrológicas . Implementación y evaluación de métodos de interpolación Spatial distribution of hydrological variables . Implementation and evaluation of interpolation methods. Ing. Investig. y Tecnol. 20, 1–15.
- Caroline, M., Mendonça, S., Marclely, I., Sena, N., Rebeca, M., 2015. Comparação Dos Métodos Da Média Aritmética E De Thiessen Para Determinação Da Pluviosidade Média Da Sub-Bacia Do Rio Siriri. Rede Saneam. e Abast. Água 1–7.
- Cemaden [WWW Document], 2013. . Cent. Nac. Monit. e Alertas Desastr. Nat.
- Costa, P.C.L.D., Azevedo, A.R.G.D., Silva, F.C.D., Cecchin, D., Carmo, D.D.F.D., 2021. Rainwater treatment using an acrylic blanket as a filtering media. J. Clean. Prod. 303. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126964>

da Nobrega Silva, B.K., Silva, M.T., Barbosa, E., dos Santos Silva, F.D., da Rocha Júnior, R.L., de Oliveira Serrão, E.A., da Silva, V.P.R., Santos e Silva, C.M., 2020. Evaluation of erosivity extremes caused by precipitation in the apodi/ mossoró-RN river basin | Avaliação de extremos de erosividade causados pela precipitação na bacia do rio apodi/mossoró-RN. *Rev. Bras. Meteorol.* 35, 871–879. <https://doi.org/10.1590/0102-77863550014>

De Jesus Peixoto Faria, T., De Souza Francisco, Q., 2020. Waiting territories and times of politics in the context of housing policy. Campos dos Goytacazes/rj, Brazil | Territórios da espera e tempos da política no contexto das políticas de habitação. Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil. *Anal. Soc.* 55, 388–414. <https://doi.org/10.31447/as00032573.2020235.07>

Filho, A.J.P., Costa Pinto, M.A.R.R., Manfredini, L., de Lima, F.A., Pinto, A.C.E.C., Moribe, C.H., Vemado, F., da Silva Júnior, I.W., 2020. Cesp integrated precipitation estimation and forecasting system for its watersheds. *Rev. Bras. Meteorol.* 35, 529–552. <https://doi.org/10.1590/0102-7786352023>

Francisco, L.E.S., de Arica, G.M., 2018. Contribution to cost analysis in water treatment using fuzzy linear programming: A model for the supply management in the city of campos, rio de janeiro, brazil | Contribuição para análise dos custos no tratamento da água utilizando programação linear fuz. *Eng. Sanit. e Ambient.* 23, 655–664. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522018165697>

GIRARDI, R., GOLDENFUM, J., SILVEIRA, A., DORNELLES, F., 2013. Proposta de um Método Alternativo para Determinação da Precipitação Média Sobre uma Área Utilizando Distâncias Invertidas. *Rev. Bras. Recur. Hídricos* 18, 19–31. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v18n1.p19-31>

Gomig, K., Lindner, E.A., Kobiyama, M., 2007. Áreas de influência das estações pluviométricas na bacia rio do Peixe/SC pelo método de polígonos de Thiessen utilizando imagem de satélite e SIG. XIII Simpósio Bras. Sensoriamento Remoto 3373–3380.

Hartomo, K.D., Rizaldhi, D., 2020. A new model of landslide prone map using a combination of scoring and polygon thiessen methods, in: *Proceedings - 2020 International Seminar on Application for Technology of Information and Communication: IT Challenges for Sustainability, Scalability, and Security in the Age of Digital Disruption, ISemantic 2020*. pp. 417–424. <https://doi.org/10.1109/iSemantic50169.2020.9234281>

Kohfahl, C., Saaltink, M.W., 2020. Comparing precision lysimeter rainfall measurements against rain gauges in a coastal dune belt, Spain. *J. Hydrol.* 591. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125580>

Marciano, A.G., Barbosa, A.A., Silva, A.P.M., 2018. Calculation of medium precipitation using the thiessen method and the ridge | Cálculo de precipitação média utilizando método de thiessen e as linhas de cumeada. *Rev. Ambient. e Agua* 13. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1906>

Richter, A., Ng, K.T.W., Karimi, N., Wu, P., Kashani, A.H., 2019. Optimization of waste management regions using recursive Thiessen polygons. *J. Clean. Prod.* 234, 85–96. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.06.178>

Rocha, S.S., de Almeida, J.R.F., 2021. The precipitation variability in alto and médio jaguaribe sub-basins and your efect on reservoir orós and castanhão, located in state of Ceará | A variabilidade da precipitação nas sub-bacias do alto e do médio jaguaribe e seu efeito sob os açudes castanh. *Rev. Bras. Geogr. Fis.* 14, 25–36. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v14.1.p025-036>

Santos, G.D.R.N., Santos, E.B., 2020. Analysis of droughts in the north and northwest fluminense regions | Análise das secas nas regiões norte e noroeste fluminense. *Anu. do Inst. Geociencias* 43, 1–10. [https://doi.org/10.11137/2020\\_4\\_1\\_10](https://doi.org/10.11137/2020_4_1_10)

Silva, J.R.S., Taveira, M.K., Serrano, R.O.P., Mesquita, A.A., Moreira, J.G.D.V., 2021. Probability of rainfall for the city of cruzeiro do sul, acre, Brazil | Probabilidade de precipitação para a cidade de cruzeiro do sul, acre, Brasil. *Rev. Ambient. e Agua* 16, 1–12. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2593>

Vásquez, W.F., de Rezende, C.E., 2019. Willingness to pay for the restoration of the Paraíba do Sul River: A contingent valuation study from Brazil. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 19, 610–619. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.01.001>

# ANÁLISE MORFOMÉTRICA DA BACIA DO RIO TIMBÉ, LOCALIZADA NA REGIÃO DO MUNICÍPIO DE TIMBÉ DO SUL/SC

| ID 18684 |

**1Álvaro José Back, 2Franciéle Schwanck Carlos, 3Sarah Brulinger Pavei**

*1Universidade do Extremo Sul Catarinense, e-mail: [ajb@unescc.net](mailto:ajb@unescc.net); 2Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: [franschwanck@gmail.com](mailto:franschwanck@gmail.com); 3Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e-mail: [sarah1988\\_10@hotmail.com](mailto:sarah1988_10@hotmail.com)*

**Palavras-chave:** bacia hidrográfica; estudos hidromorfológico; estudos hidrológicos.

## Resumo

Este estudo tem como objetivo a caracterização dos parâmetros morfométricos da bacia hidrográfica do rio Timbé, quanto a sua forma, sistema de drenagem e relevo. A bacia esta localizada no município de Timbé do Sul/SC entre as latitudes 28° 26'S e 29° 07'S e longitudes 49° 14'W e 50° 01'W. Os índices foram obtidos com auxílio dos softwares ArcGIS 10.5 e HidroBacias. A bacia apresenta uma área de 114,30 km<sup>2</sup>, perímetro igual a 75,12 km, altitude média de 630,933 m e declividade média 55,82%. Os resultados obtidos pelo coeficiente de compacidade de (1,981), fator de forma (0,349) e índice de circularidade (0,255) indicam que a bacia possui um formato alongado na qual favorece o processo de escoamento, tornando-se pouco susceptível a enchentes em condições normais de precipitação. A densidade de drenagem de 2,195 km km<sup>-2</sup>, caracteriza-se como uma bacia bem drenada. O relevo se destaca pela sua alta declividade (0,5582 m m<sup>-1</sup>), definido pela classificação da Embrapa como relevo montanhoso, possui intensidade de erosão baixa (62,647 m km<sup>-1</sup>) e solos apropriados para reflorestamento (122,525). Estes resultados influenciam diretamente na estimativa da vazão máxima da bacia.

## Introdução

A bacia hidrográfica ou a bacia de drenagem é um sistema físico natural abastecido pelas águas da atmosfera, que drenam as precipitações e os sedimentos erodidos, a partir dos cursos d'água menores (afluentes e subafluentes) para os maiores (rio principal) até sua respectiva foz (ADAMI e CUNHA, 2014). As bacias hidrográficas são delimitadas de acordo com o relevo que a compõe

(divisores de águas), não possuem dimensões fixas, pode ser divididas hierarquicamente pelos seus afluentes em unidades menores (sub-bacias) e novamente subdivididas em unidades ainda menores (microbacias).

Calil (2009) afirma que a morfologia com suas variáveis, morfografia e morfometria, constitui objeto de estudo da geomorfologia. A morfografia refere-se os aspectos descritivos ou qualitativos representado pelas formas e aparências do relevo e a morfometria refere-se aos aspectos quantitativos em que se avaliam as características geométricas, de relevo e de drenagem. Silva (2015) relaciona a forma da bacia com o tempo de concentração e a vazão máxima, indicando a propensão da bacia á enchentes, quanto maior o valor do fator de forma, maior a possibilidade de ocorrer picos de enchentes.

O sistema de drenagem da bacia hidrográfica é constituído pelo rio principal e seus afluentes, a ordem dos rios reflete o grau de ramificação entre os cursos d'água existentes na bacia. O relevo de uma bacia tem grande influência sobre os fatores climáticos, meteorológicos, hidro geográficos e hidrológicos, pois a velocidade de escoamento superficial é determinada pela declividade do terreno, enquanto que os valores das variáveis: temperatura, precipitação e evaporação são influenciadas pela altitude da bacia hidrográfica. Da mesma forma, a autora destaca a importância da densidade de drenagem e declividade do álveo na caracterização hidrológica da bacia.

Collischonn e Dornelles (2013) comentam que as características morfométricas influenciam no movimento da água na bacia e por consequência no processo de transformação da chuva em vazão. Portanto os estudos morfométricos são indispensáveis, para o mapeamento de áreas suscetíveis a eventos extremos, como por exemplo, os movimentos de massa, pois visam compreender a conformação geomorfológica e a configuração da paisagem, na quantificação das partes físicas da bacia, que refletem na hidrologia formada sob condições geográficas e climáticas similares.

O presente estudo tem como objetivo a caracterização da bacia do rio Timbé quanto a sua forma, sistema de drenagem e relevo.

### **Materiais e Métodos**

A Bacia do Rio Timbé, esta situada na região sul do Estado de Santa Catarina, no município de Timbé do Sul/SC, entre as latitudes 28° 26'S e 29° 07'S e longitudes 49° 14'W e 50° 01'W, distando aproximadamente 272 km de Florianópolis e 250 km de Porto Alegre. A bacia esta delimitada de acordo com sua influência sobre o centro urbano deste município, conforme Figura1.



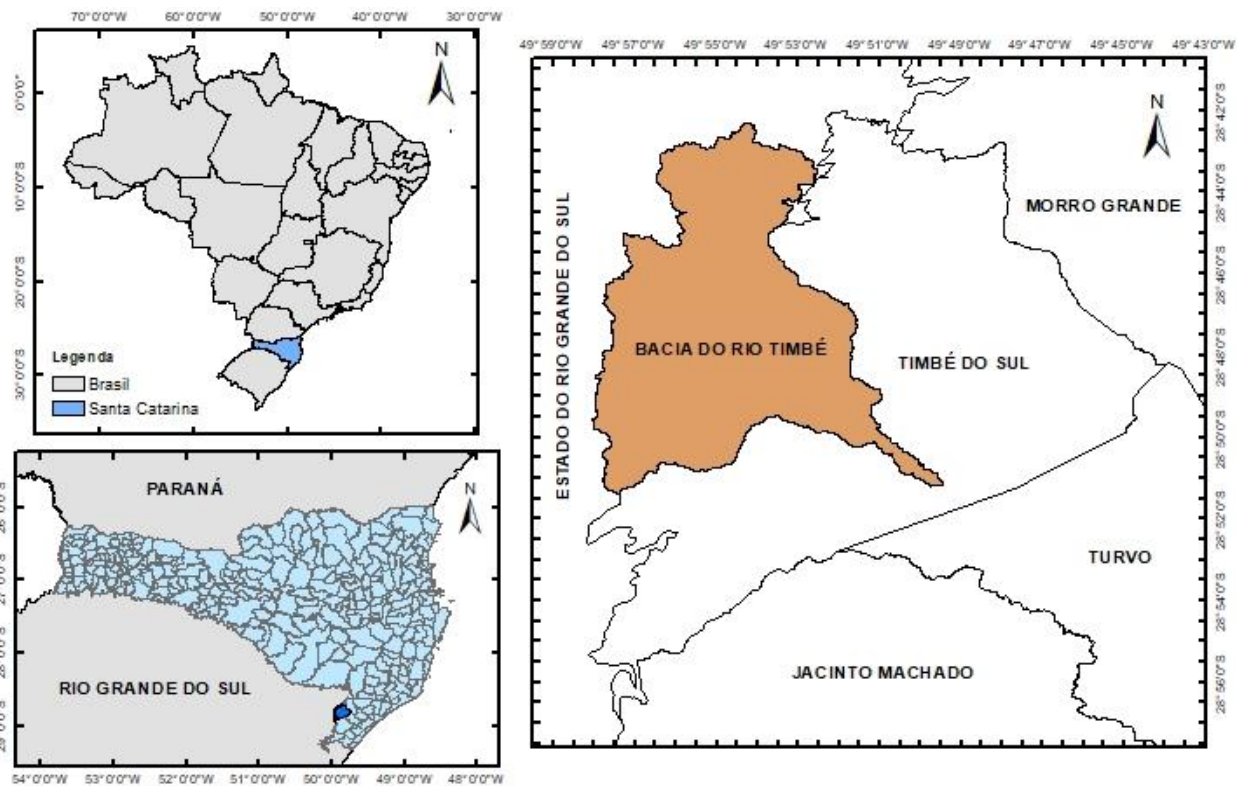


Figura 1: Bacia do Rio Timbé.

A bacia do rio Timbé, está inserida dentro da bacia do rio Itoupava, na qual juntamente com as bacias Mãe Luzia, Manoel Alves, dos Porcos e Baixo Araranguá, formam a Bacia Rio Araranguá. A bacia do Rio Araranguá corresponde a uma área total de 3.088,37 km<sup>2</sup>, envolvendo 3,22% do território catarinense, esse conjunto de bacias juntamente com outras nove forma o sistema de drenagem Vertente do Atlântico em Santa Catarina, limitando a Oeste pela Serra Geral e a noroeste pela Serra do Mar (ADAMI e CUNHA, 2014).

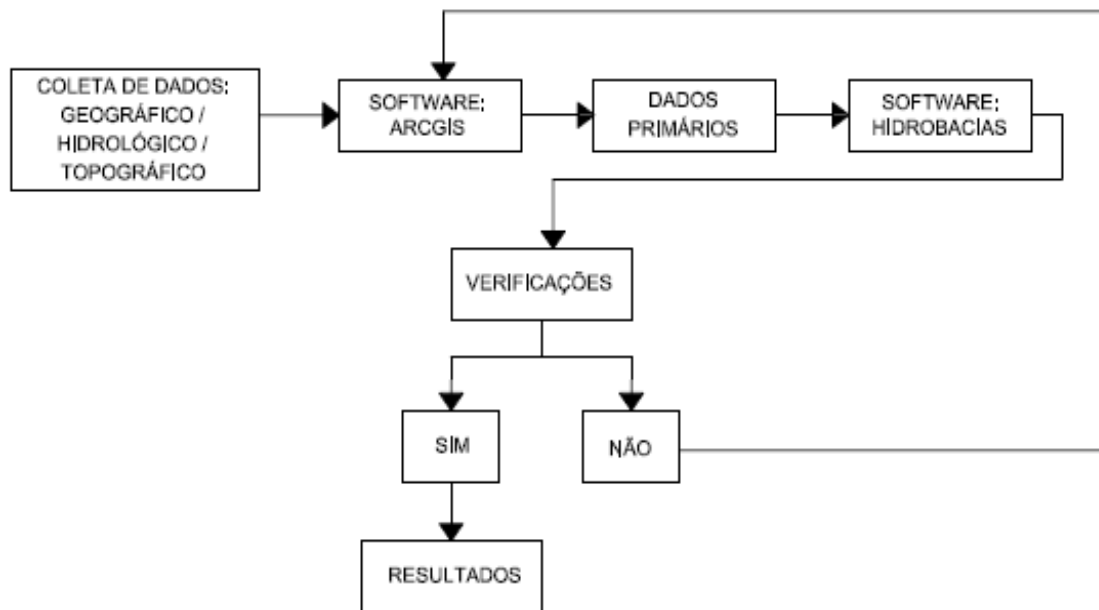
A Região Hidrográfica do Extremo Sul Catarinense, formada pelas bacias dos Rios Araranguá, Urussanga e Mampituba, possui relevo predominantemente forte ondulado, com escarpas e alta propensão à erosão. Na planície costeira o relevo é plano a suavemente ondulado (BACK, 2006).

Pela aplicação do Sistema Köppen, o clima nesta região se enquadra no Grupo C (Mesotérmico), sendo subtropical, uma vez que a média das temperaturas mínimas estão abaixo de 18 °C e acima de 3 °C. Dentro deste grupo, o clima da região Central de Santa Catarina pertence ao tipo úmido (f), sem estação seca distinta. Ainda dentro deste tipo, é possível distinguir, em função do fator altitude, dois subtipos:

- Subtipo a - de verão quente: característico de zona litorânea onde as temperaturas médias dos meses mais quentes estão acima de 22 °C; e,

- Subtipo b - de verão fresco: característico de zonas mais elevadas.

Para este estudo, se fez necessário dividi-lo em três etapas, de acordo com o fluxograma de trabalho, Figura 2.



**Figura 2: Fluxograma de trabalho.**

A primeira etapa se coletou os dados geográficos, hidrológicos e topográficos, ambos em formato SHP (shapefile), obtidos junto a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) e através do site Sistema de Informações Geográficas de Santa Catarina (SIGSC) obteve-se o modelo digital de terreno (MDT), disponibilizados em formato vetorial e matricial. Os dados coletados posteriormente foram importados para o software ArcGIS 10.5 (ESRI, 2016).

Para a delimitação da área adotou-se o método da Ottobacias (GOMES e BARROS, 2011), material adquirido junto a EPAGRI, depois de feita a modelagem da bacia, obteve-se os seguintes parâmetros: Área (km<sup>2</sup>); Perímetro (km); Comprimento axial (km); Comprimento total de rios (km); Comprimento do rio principal (km); Distância da nascente-foz (km); Diferença de cota entre as curvas (m); Comprimento das curvas de nível (km); Número total de rios; Comprimento da bacia (km).

A segunda etapa consistiu na inserção de dados obtidos através do software ArcGIS no programa HidroBacias, este sistema tem como princípio as seguintes definições:

- a) Quanto à forma da bacia;
- b) Quanto ao sistema de drenagem;
- c) Quanto à característica de relevo.

Para este estudo se adotou as seguintes equações quanto à forma da bacia, Tabela 1.

**Tabela 1: Índices físicos relativos quanto à forma da bacia (Fonte: Back, 2014).**

Parâmetros	Símbolo	Equação
Coefficiente de compacidade	Kc	$Kc = 0,282 * \frac{P}{\sqrt{A}} \quad (1)$ <p>P = perímetro da bacia (km); A= área da bacia (km<sup>2</sup>).</p>
Fator de forma	Kf	$Kf = \frac{A}{Lx^2} \quad (2)$ <p>A= área da bacia (km<sup>2</sup>); Lx= comprimento axial da bacia, considerado como a distância em linha reta entre a foz da bacia e o ponto do semi-perímetro da bacia (km).</p>
Índice de circularidade	Ic	$Ic = \frac{4 * \pi * A}{P^2} \quad (3)$ <p><math>\pi</math> = proporção numérica definida pela relação entre o perímetro de uma circunferência e seu diâmetro; A= área da bacia (km<sup>2</sup>); P= perímetro da bacia (km).</p>
Razão de Elongação	Re	$Re = 1,1284 * \frac{\sqrt{A}}{Lx} \quad (4)$ <p>A= área da bacia (km<sup>2</sup>); Lx= comprimento axial da bacia, considerado como a distância em linha reta entre a foz da bacia e o ponto do semi-perímetro da bacia (km).</p>
Índice de comprimento	ICo	$ICo = \frac{Lb}{\sqrt{A}} \quad (5)$ <p>Lb= comprimento da bacia (km); A= área da bacia (km<sup>2</sup>).</p>

Para a bacia do rio Timbé adotou-se o método de Horton (1945), as equações utilizadas quanto ao sistema de drenagem seguem conforme, Tabela 2.

**Tabela 2: Índices físicos relativos quanto ao sistema de drenagem da bacia (Fonte: Back, 2014).**

Parâmetros	Símbolo	Equação
Comprimento médio de canais	Lm	$Lm = \frac{Li}{Ni} \quad (6)$
		Li= comprimento de canais de ordem i (km); Ni= número de canais de ordem i.
Densidade de drenagem	Dd	$Dd = \frac{LT}{A} \quad (7)$
		LT= somatório do comprimento de todos os canais e tributários da bacia (km); A= área da bacia (km <sup>2</sup> ).
Extensão média do escoamento superficial	Ems	$Ems = \frac{1}{4 * Dd} \quad (8)$
		Dd= densidade de drenagem (km km <sup>-2</sup> ).
Extensão do percurso superficial	Eps	$Eps = \frac{1}{2 * Dd} \quad (9)$
		Dd= densidade de drenagem (km km <sup>-2</sup> ).
Densidade dos rios	Dr	$Dr = \frac{N}{A} \quad (10)$
		N= número total de rios ou cursos de água; A= área da bacia (km <sup>2</sup> ).
Coefficiente de manutenção	Cm	$Cm = \frac{1}{Dd} * 1000 \quad (11)$
		Dd= densidade de drenagem (km km <sup>-2</sup> ).
Coefficiente de torrencialidade	Ct	$Ct = Dr * Dd \quad (12)$
		Dr = densidade dos rios; Dd= densidade de drenagem (km km <sup>-2</sup> ).
Índice de sinuosidade	Is	$Is = \frac{100 * (L - Ev)}{L} \quad (13)$
		L= comprimento do rio (km); Ev= equivalente vetorial do rio (km).
Declividade do Rio Principal	S1	$S1 = \frac{\Delta H}{L} \quad (14)$
		Hmáx= altitude máxima do rio (m); Hmin= altitude mínima do rio (m).
Declividade do Rio Principal	S2	$S2 = \frac{2 * \Sigma(Li * Zi)}{(\Sigma Li)^2} \quad (15)$
		Li= distância do canal no trecho i (m); Zi= elevação média em relação ao ponto inicial no trecho i (m).

Para os índices relacionados ao relevo, adotou-se as seguintes equações quanto ao relevo da bacia, Tabela 3.

**Tabela 3: Índices físicos relativos quanto ao relevo (Fonte: Back, 2014).**

Parâmetros	Símbolo	Equação
Altitude média	Hm	$Hm = \frac{\Sigma Pm * Acni}{A} \quad (16)$
		$\Sigma Pm$ = somatório ponto médio dado pela média aritmética das isoípsas adjacentes; $Acni$ = área entre as duas curvas de nível (km <sup>2</sup> ); $A$ = área da bacia (km <sup>2</sup> ).
Coefficiente de massividade	Km	$Km = \frac{\Sigma Cm * A}{A * \Delta H} \quad (17)$
		$Cm$ = cota média entre duas curvas de nível (km); $A$ = área da bacia (km <sup>2</sup> ); $\Delta H$ = amplitude altimétrica máxima (km).
Relação de relevo	Rr	$Rr = \frac{\Delta Hmx}{Lb} \quad (18)$
		$\Delta Hmx$ = amplitude topográfica máxima (km); $Lb$ = comprimento da bacia (km).
Coefficiente Orográfico	Ko	$Ko = Hm * Km \quad (19)$
		$Hm$ = altura média da bacia (m); $Km$ = coeficiente de massividade.
Índice de rugosidade	Ir	$Ir = H * Dd \quad (20)$
		$H$ = amplitude altimétrica (km); $Dd$ = densidade de drenagem (km km <sup>-2</sup> ).
Coefficiente de rugosidade	Rn	$Rn = Dd * Dec \quad (21)$
		$Dd$ = densidade de drenagem (km km <sup>-2</sup> ); $Dec$ = declividade média da bacia (%).
Declividade média	Dec	$Dec = \frac{\Delta HCN * LCN}{A} \quad (22)$
		$\Delta HCN$ = diferença de cota entre as curvas de nível (km); $LCN$ = comprimento total das curvas de nível (km); $A$ = área da bacia (km <sup>2</sup> ).
Fator topográfico	Ft	$Ft = Dr * Ic * Rr \quad (23)$
		$Dr$ = densidade de rios; $Ic$ = índice de circularidade (adimensional); $Rr$ = relação de relevo.
Relação de textura	Rt	$Rt = \frac{Nt}{P} \quad (24)$
		$Nt$ = número de seguimento de rios; $P$ = perímetro (km).
Textura topográfica	Tt	$Tt = 10^{0,219649+1,115Log(Dd)} \quad (25)$
		$Dd$ = densidade de drenagem (km km <sup>-2</sup> ).

Para maiores detalhes sobre as definições e cálculos, aconselha-se a utilizar as diretrizes propostas em Back (2014).

Por fim a terceira etapa consistiu na obtenção dos resultados conforme inicialmente proposto.

### Resultados e Discussão

A partir do processamento e análise dos dados de Modelo Digital de Superfície (MDS), foi possível obter a delimitação da bacia hidrográfica do rio Timbé, assim como a modelagem de toda a rede de drenagem que compõe esta bacia, na Tabela 4, obteve-se os seguintes parâmetros geométricos da bacia.

**Tabela 4: Parâmetros geométricos da bacia do rio Timbé.**

Parâmetros	Símbolo	Resultado	Unidade
Área	A	114,30	km <sup>2</sup>
Perímetro	P	75,12	km
Comprimento Axial	Lx	18,11	km
Comprimento total de rios	Lt	250,94	km
Comprimento do rio principal	L	19,53	km
Distância nascente - foz	Ev	18,54	km
Diferença entre curvas de nível	H	20	m
Comprimento das curvas de nível	Lcn	3189,93	km
Nº total de rios (1ª ordem)	Nr	119	-
Comprimento da bacia	Lb	19,53	km

Segundo Borsato e Martoni (2004), existem controversas quanto à classificação das áreas das bacias hidrográficas. Alguns autores consideram como bacias pequenas aquelas com área inferior a 3 km<sup>2</sup>, bacias médias com área variando de 3 km<sup>2</sup> a 1000 km<sup>2</sup> e bacias grandes com área superior a 1000 km<sup>2</sup>. Para Wisler e Brater (1964), bacias pequenas são as que possuem área inferior a 10 milhas quadradas (26 km<sup>2</sup>) e bacias grandes com área superior a esse valor. Considerando os valores alcançados na Tabela 4, a área de drenagem tem valor de 114,30 km<sup>2</sup>, verificou-se que a bacia em questão é considerada de grande porte, pois segundo classificação Wisler e Brater (1964) o valor do parâmetro área de drenagem é muito superior a 26 km<sup>2</sup>, o que já a classificaria como bacia de elevado porte. Através dos parâmetros iniciais incluídos no software HidroBacias (BACK, 2014), obteve-se os seguintes resultados quanto ao formato da bacia, Tabela 5.

**Tabela 5: Índices relativos á forma da bacia do rio Timbé.**

Parâmetros	Símbolo	Resultado
Coefficiente de compacidade	Kc	1,981
Coefficiente de forma	Kf	0,349
Índice de circularidade	Ic	0,255
Razão de alongação	Rea	0,666
Índice entre comprimento e área da bacia	Ico	1,827

De acordo com os resultados obtidos, pode-se afirmar que a bacia hidrográfica do rio Timbé se mostra pouco suscetível a enchentes em condições normais de precipitação, ou seja, eliminando eventos de intensidades anormais, pelo fato de o coeficiente de compacidade (Kc) apresentar o valor afastado da unidade (1,981) e, quanto ao seu fator de forma (Kf), exibir um valor baixo (0,349). Assim, há uma indicação de que a bacia não possui forma circular, possuindo, portanto, uma tendência de forma alongada. Podemos comprovar ainda pelo índice de circularidade (Ic), que possui um valor de 0,255. De acordo com Miller (1953) e Schumm (1956), o índice de circularidade menores que 0,51 sugerem que a bacia tende a ser mais alongada favorecendo o processo de escoamento.

A razão de alongação (Rea) é de 0,666 e o índice de comprimento (ICo) de 1,827, estes índices são significativos para descrever e interpretar tanto a forma, como o processo de alargamento ou alongamento da bacia hidrográfica. Quando o valor do ICo estiver próximo de 1,0 a bacia apresenta forma semelhante ao quadrado, e quando o valor for menor que 1,0 a bacia terá forma alargada, e quanto maior for o valor, acima da unidade, mais alongada será a forma da bacia. Pelos índices calculados observa-se que a bacia do rio Timbé possui forma alongada, aproximadamente retangular.

Quanto ao sistema de drenagem, adotou-se o método de Horton (1945), a bacia é classificada como de 6ª ordem, os valores do número de canais, comprimento e a área drenada pelos rios de cada ordem, constam na Tabela 6.

**Tabela 6: Ordem dos canais com o número de segmentos (Ni), comprimento dos canais (Li) e área drenada (Ai) medidos na bacia do rio Timbé.**

Ordem (i)	(Ni)	Li (km)	A (km <sup>2</sup> )
1	119	112,92	5,10
2	31	60,11	7,32
3	9	22,73	3,54
4	2	9,72	1,31
5	2	25,94	11,43
6	1	19,52	10,74

Seguindo as definições de parâmetros de drenagem, obteve-se os seguintes resultados quanto aos índices relativos ao sistema de drenagem da bacia do rio Timbé, Tabela 7.

**Tabela 7: Índices relativos ao sistema de drenagem da bacia do rio Timbé.**

Parâmetros	Símbolo	Resultado	Unidade
Densidade de drenagem	Dd	2,195	km km <sup>-2</sup>
Extensão média do escoamento superficial	Ems	0,114	km
Extensão do percurso superficial	Eps	0,228	km
Coeficiente de manutenção	Cm	455,487	m <sup>2</sup> m <sup>-1</sup>
Coeficiente de torrencialidade	Ct	2,286	m <sup>2</sup> m <sup>-1</sup>
Densidade de rios	Dr	1,041	Nr km <sup>-2</sup>
Densidade de confluências	Dc	1,032	Nc km <sup>-2</sup>
Sinuosidade	Sin	1,053	-
Índice de sinuosidade	Is	5,069	%
Classificação	-	Classe I - Muito reto	-
Declividade do rio principal	S1	0,06441	m m <sup>-1</sup>
Declividade do rio principal	S2	0,02973	m m <sup>-1</sup>

A importância da densidade de drenagem está ligada ao estudo de bacias hidrográficas, já que representa uma relação inversa com o comprimento dos rios. Entende-se que à medida que aumenta o valor numérico da densidade há diminuição quase proporcional do tamanho dos componentes fluviais das bacias de drenagem. A classificação da densidade de drenagem segundo Beltrame (1994) indicam que índices menores que 0,5 km km<sup>-2</sup> (bacias mal drenadas devido a elevada permeabilidade ou precipitação escassa), de 0,5 a 2,0 km km<sup>-2</sup> (bacias medianamente drenada), de 2,01 a 3,5 km km<sup>-2</sup> (bacias altamente drenada) e maior que 3,5 km km<sup>-2</sup> (bacias excepcionalmente bem drenadas ocorrendo em áreas com elevada precipitação ou muito impermeáveis). Na bacia do rio Timbé a densidade de drenagem (Dd) é de 2,195 km de canal por km<sup>2</sup> de área, na qual se configura a uma alta drenagem.

A extensão média do escoamento superficial (Ems) é de 0,114 km, isto é, a gota da chuva terá que escoar pela superfície do terreno, em média, a distância de 114 m até atingir um canal. A extensão do percurso superficial (Eps) é uma relação que é dependente da extensão que o fluxo terá que percorrer desde o interflúvio da bacia até o talvegue o valor obtido é de 0,228 km, que significa que



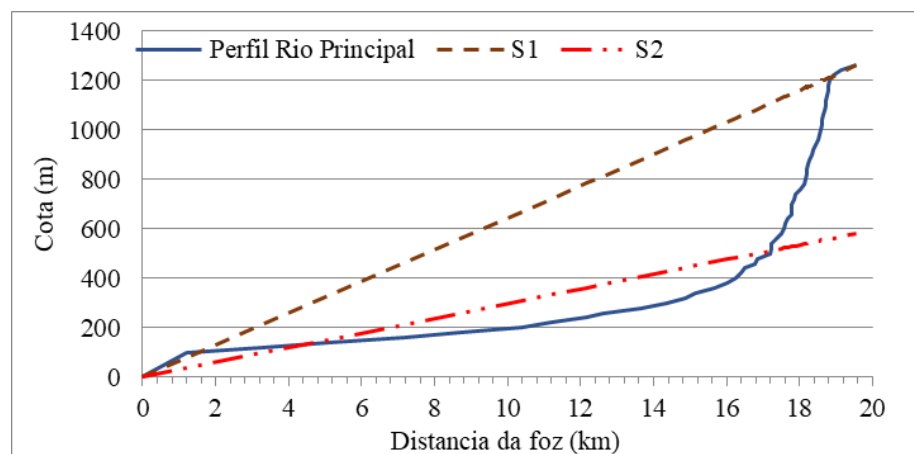
a cada distância de 228 m na vertente haverá um canal para escoamento das águas superficiais da bacia rio Timbé.

O coeficiente de manutenção ( $C_m$ ) é de  $455,487 \text{ m}^2 \text{ m}^{-1}$ , este coeficiente tem o objetivo de fornecer a área mínima necessária para a manutenção de um metro de canal de escoamento. E coeficiente de torrencialidade ( $C_t$ ) de  $2,286 \text{ m}^2 \text{ m}^{-1}$  resultando em uma baixa tendência para a ocorrência de inundações.

No cálculo da densidade de rios obtém-se a quantidade de cursos d'água por  $\text{km}^2$ , podendo verificar se a bacia é bem servida de boa rede de canais ou não. Sua importância é fundamental, pois através deste parâmetro ocorre a representatividade do comportamento hidrográfico dentro de seus aspectos fundamentais e a capacidade de gerar novos canais de drenagens. Para a bacia do rio Timbé a densidade de rios ( $D_r$ ) é de  $1,041 \text{ Nr km}^{-2}$  e densidade de confluências ( $D_c$ ) de  $1,032 \text{ Nc km}^{-2}$ , caracterizando a área como bem drenada uma vez que para ser considerada bem drenada, a bacia deve possuir um canal por  $\text{km}^2$ .

O rio principal da Bacia do Rio Timbé, com comprimento ( $L$ ) de 19,53 km possui índice de sinuosidade ( $I_s$ ) de 5,069%, e é classificado como "Muito Reto". A sinuosidade também pode ser determinada pelo índice ( $Sin$ ) de 1,053, segundo Christofolletti (1980) valores próximos a 1,0 indicam que o canal tende a ser retilíneo, já os valores superiores a 2,0 sugerem canais irregulares.

A declividade do rio principal calculada com os pontos extremos ( $S_1$ ) equivale a  $0,06441 \text{ m m}^{-1}$ , porém usando o método ( $S_2$ ) obtém-se a declividade média de  $0,02973 \text{ m m}^{-1}$ . Villela e Mattos (1975) consideram este método mais indicado para se determinar a declividade média do rio, principalmente para a estimativa do tempo de escoamento e o tempo de concentração, conforme Figura 3.



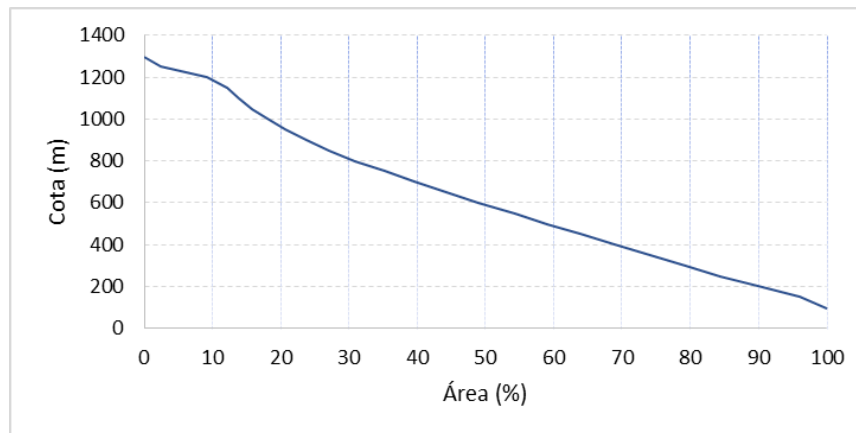
**Figura 3. Perfil do rio principal da bacia do Rio Timbé.**

Para a caracterização do relevo das bacias, que tem grande influência sobre os fatores meteorológicos e hidrológicos, foram avaliados os parâmetros da curva hipsométrica. Na Tabela 8 abaixo, apresenta o resultado dos índices relativos ao relevo da bacia do rio Timbé.

**Tabela 8: Índices relativos ao relevo da bacia do rio Timbé.**

Parâmetros	Símbolo	Resultado	Unidade	Classificação
Altitude máxima	Hmáx	1297,00	m	-
Altitude mínima	Hmín	92,00	m	-
Amplitude altimétrica	Dm	1205,00	m	-
Altitude média	Hm	630,933	m	-
Altitude modal	Hmo	1222,73	m	-
Comprimento das curvas de nível	LCN	3189,93	km	-
Declividade média	Dec	0,5582	m m <sup>-1</sup>	-
Coefficiente de massividade	Km	0,5236	-	-
Coefficiente orográfico	Ko	330,36	-	-
Relação de relevo	Rr	62,647	m km <sup>-1</sup>	Relação baixa
Índice de rugosidade	Ir	2644,975	-	-
Coefficiente de rugosidade	Rn	122,525	-	Classe D - solos com uso apropriado para Reflorestamento
Fator topográfico	Ft	22,882	-	-
Razão de textura	Rt	1,584	-	Razão de textura grosseira
Log da textura topográfica	Log Tt	0,600	-	-
Textura topográfica	Tt	3,985	-	Classe textura topográfica grosseira
Índice de Alongamento	KL	10,245	-	-

A curva hipsométrica representa o relevo médio de uma bacia, e mostra a variação da elevação dos diversos terrenos em relação ao nível médio do mar. Essa variação pode ser indicada por um gráfico que mostra a porcentagem da área de drenagem em relação às altitudes da bacia (VILLELA e MATTOS, 1975). A Figura 4, representa a curva hipsométrica da bacia do rio Timbé.



**Figura 4. Curva hipsométrica da bacia do Rio Timbé.**

Na bacia hidrográfica do rio Timbé, o ponto de maior elevação ( $H_{\max}$ ) está localizado na cota 1297 m, e a cota mínima ( $H_{\min}$ ) situa-se na altura da confluência com o Rio Figueira, na cota 92 m em relação ao nível do mar. A altitude média ( $H_m$ ) de 630,933 m, indicando que 50% da bacia tem cota até 630,93 m (Figura 4) e altitude modal de 1222,73 m configurando-se como a altitude mais frequente.

O coeficiente de massividade ( $K_m$ ) é de 0,5236 e coeficiente orográfico ( $K_o$ ) de 330,36, estes índices segundo Borsato (2005) indicam que a bacia tem a distribuição maior de terras altas, os índices inferiores a 0,5 correspondem a bacias com distribuição maior de terras baixas.

O comprimento das curvas de nível (LCN) é de 3189,93 km, considerando a diferença entre cotas de 20 m. A declividade média (Dec) obtida com o método das curvas de nível foi de 0,5582 m  $m^{-1}$  ou 55,82%, com esse valor, o relevo segundo a Embrapa (1999) é classificado como “montanhoso”. A declividade influencia a relação entre a precipitação e o deflúvio da bacia hidrográfica, sobretudo devido ao aumento da velocidade de escoamento superficial, reduzindo a possibilidade da infiltração de água no solo.

A relação de relevo ( $R_r$ ) mede a declividade geral de uma bacia, é um indicador da intensidade de erosão operando nas vertentes da bacia. Segundo Back (2014), quanto maior a relação de relevo, maior será a quantidade de água a escoar superficialmente, e maior será a velocidade da água no sentido do maior comprimento da bacia. O valor obtido de ( $R_r$ ) é de 62,647 m  $km^{-1}$ , que segundo Rossi & Pfeifer (1999), esta relação é classificada como “relação baixa”. O índice de rugosidade ( $I_r$ ) é de 2644,975 e o coeficiente de rugosidade ( $R_n$ ) de 122,525, segundo classificação de Pissara et al. (2004), valores de  $R_n > 63$ , são classificados como “Classe D, solos apropriados para reflorestamento”, quanto maior o valor de  $R_n$ , maior será o perigo de erosão na bacia.

O Fator topográfico (Ft) é de 22,882 e a razão de textura (Rt) indicam o grau erosivo da área, o valor de Rt é de 1,584, que por sua vez de acordo com a classificação de França (1968) valores de  $Rt \leq 2,5$  são definidos como “Razão Textura Grosseira”.

O Log da textura topográfica (Log Tt) é de 0,600 e a textura topográfica (Tt) de 3,985, sendo para Freitas (1952) classificado de acordo com os índices de valores de drenagem: abaixo de 4,0 como de textura grosseira, entre 4,0 e 10,0 como de textura média e acima de 10,0 como sendo de textura fina. Para o valor verificado (3,985), a textura topográfica é classificada como sendo “textura topográfica grosseira”, que corresponde a um maior espaçamento entre os canais numa bacia hidrográfica. A textura topográfica (Tt) representa o seu grau de dissecação. Estudiosos em geomorfologia têm aplicado a Tt como indicador do estágio de erosão de uma região, do ponto de vista geológico.

E por fim o índice de alongamento do retângulo equivalente (KL) é de 10,245, sendo a largura do retângulo (B) de 34,220 km e altura (b) de 3,340 km indicando que o lado maior é 10,3 vezes o lado menor, mostrando que a bacia tem formato alongado.

### **Considerações Finais**

Tendo como base os resultados obtidos e baseado nos índices de forma da bacia constatou-se que a bacia do rio Timbé apresenta formato alongado, indicando que as cheias observadas na região devem-se principalmente as condições climáticas e de ocupação da bacia e não a forma desta.

A alta densidade de drenagem indica uma grande quantidade de canais em relação à área de drenagem. A bacia apresentou uma hierarquização fluvial igual a seis, sendo que a 72,56% dos canais são de primeira ordem, o que indica uma grande quantidade de nascentes na área de estudo. A altitude média da bacia foi igual a 630,9 m, sendo que 50% da área de estudo apresenta altitudes entre 600 á 1297 m e a declividade média de 55,82%, configurando em um relevo montanhoso, que por sua vez tem como característica o grande aumento da velocidade de escoamento superficial, reduzindo a possibilidade da infiltração de água no solo, caracterizando um solo apropriado para reflorestamento, comprovado pelo coeficiente de rugosidade de 122,525.

Por fim, a análise da Bacia do Rio Timbé, nos fornece dados relevantes acerca dos seus aspectos morfográficos e morfométricos. Essa investigação científica também serve de base para o melhor entendimento do regime hidrológico contribuindo para a gestão racional do ambiente.

**Agradecimentos**

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfªÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

**Referências Bibliográficas**

- ADAMI, R. M.; CUNHA, Y. M.; Caderno Educador ambiental das bacias dos rios Araranguá e Urussanga. 2 ed. Blumenau: Fundação agencia de Água do Vale do Itajaí, 2014. 140 p.
- BACK, A. J. Análise morfométrica da bacia do rio Urussanga - SC. Revista Brasileira de Geomorfologia. v. 7, n. 2, p.107-115, 2006.
- BACK, A. J. Bacias hidrográficas: Classificação e caracterização física. (com Programa HidroBacias para cálculos). 1 ed. Florianópolis: Epagri, 2014. 162p.
- BELTRAME, A. V. Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas: modelo e aplicação. Florianópolis: Ed. Da UFSC, 1994.
- BORSATO, F. H. Caracterização física das bacias de drenagem do município de Maringá e os postos de combustíveis como potenciais poluidores. Dissertação (Mestrado) – Mestrado em Geografia, Universidade Estadual de Maringá, Paraná, 2005.
- BORSATO, F. H.; MARTONI, A. M. Estudo da fisiografia das bacias hidrográficas urbanas no município de Maringá, Estado do Paraná. Revista Acta Scientiarum, v. 26, n. 2, p. 273-285, 2004.
- CALIL, P.M. Potencial de uso por atributos morfométricos dos solos da bacia hidrográfica do alto rio Meia Ponte, Goiás. 2009. 112 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia: Solo e Água) – Escola de Agronomia e Engenharia de Alimentos, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.
- CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia. 2.ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980. 188p.
- COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. Hidrologia para engenharia e ciências ambientais. Porto Alegre: ABRH, 2013. 336p.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro: Embrapa-SPI, 1999. 412p.
- GOMES, J. V. P.; BARROS, R. S. A importância das Ottobacias para gestão de recursos hídricos. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 30 de abril a 05 de maio de 2011, INPE p. 1287.
- HORTON, R. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. New York: Geological Society of American Bulletin, 1945. v.56. p. 807-813.
- MILLER, V.C. A quantitative geomorphic study of drainage basins characteristic in the Clinch Mountain area. Virginia, Tennessee: Dept. Geology, Columbia University. 1953. (Technical report 3).

PISSARA, T. C.; POLITANO, W; FERRAUDO, A. S. Avaliação de características morfométricas na relação solo-superfície da Bacia Hidrográfica do Córrego Rico, Jaboticabal (SP). Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v.28, n.2, p.297-305, 2004.

ROSSI, M.; PFEIFER, R.M. Remoção de material erodido dos solos de pequenas bacias hidrográficas no Parque Estadual da Serra do Mar em Cubatão (SP). Bragantia, Campinas, v. 58, n.1, p.141-156, 1999.

SCHUMM, S.A. The evolution of drainage systems and slopes in Badlands at Perth Amboy. Geological Society America Bulletin, v.67, p.597-646, 1956.

SILVA, L. P. da. Hidrologia: Engenharia e meio ambiente. Rio de Janeiro: Elsevier, 2015. 330p.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. Hidrologia aplicada. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.

WISLER, C. O.; BRATER, E. F. Hidrologia. Tradução e publicação de Missão Norte-Americana pela Cooperação Econômica e Técnica no Brasil. Rio de Janeiro: Ao Livro Técnico S.A., 1964.

# AVALIAÇÃO DA PERFORMANCE DE MODELOS HIDROLÓGICOS HEC-HMS APLICADOS À BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TIBAGI NO ESTADO DO PARANÁ - BRASIL

| ID 18705 |

**1 Letícia Giese de Andrade Cruz, 2 Fernando Oliveira de Andrade, 3 Anderson Nascimento de Araújo**

*1 Universidade Federal do Paraná, e-mail: leticiacruz@alunos.utfpr.edu.br; 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: fandrade@utfpr.edu.br; 3 COPEL Geração e Transmissão S.A., e-mail: anderson.araujo@copel.com*

**Palavras-chave:** SIG; HEC-HMS; desempenho de modelos hidrológicos.

## **Resumo**

Este trabalho realizou avaliações estatísticas para medir a performance de modelos hidrológicos HEC-HMS aplicados às seis sub-bacias que formam a Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi localizada na região centro-oriental do estado do Paraná, Brasil. A caracterização física da área de estudo foi realizada por técnicas de sistemas de informações geográficas (SIG). A chuva efetiva foi estimada usando o método SCS Curve Number, o escoamento de base foi determinado pelo método da curva de recessão e a transformação da precipitação efetiva em vazão foi realizada pelo método do Hidrograma Unitário SCS. Os hidrogramas simulados foram comparados com os hidrogramas observados próximos aos exutórios das seis sub-bacias para um período selecionado no ano de 2017. O desempenho dos modelos foi avaliado mediante o uso de um critério de performance baseado nos índices estatísticos RSR, NSE e PBIAS. Após a calibração dos parâmetros de entrada das simulações, as comparações entre os hidrogramas foram caracterizadas como “muito boas”, de acordo com a classificação de performance adotada. As vazões de pico simuladas variaram entre 3,3 e 8,6% em relação as vazões de pico observadas, indicando que o modelo possui potencial para auxiliar na previsão de vazões máximas.

## Introdução

Modelos hidrológicos são ferramentas utilizadas para simular variáveis hidrológicas de interesse, para contribuir no entendimento de processos hidrológicos e estimar variáveis que não se encontram disponíveis, com o objetivo de previsão de cenários e auxílio na gestão dos recursos hídricos (Moraes, 2003). Uma das maneiras mais práticas de realizar estudos hidrológicos é mediante o uso de um conjunto de ferramentas computacionais, denominado de Sistema de Informações Geográficas (SIG), o qual é desenvolvido para o processamento de dados georreferenciados, para posterior uso em ferramentas computacionais específicas, usadas na obtenção das variáveis hidrológicas de interesse (Klemes, 1986, Moreira, 2013).

Entre as ferramentas de modelagem hidrológica que podem utilizar dados de um SIG, destaca-se o Hydrologic Modeling System do Hydrologic Engineering Center (HEC-HMS), desenvolvido pelo Corpo de Engenheiros do Exército dos Estados Unidos. O HEC-HMS é um programa computacional de fonte aberta que calcula vazões mediante uso de modelos matemáticos que simulam o processo de precipitação-vazão em bacias hidrográficas dendríticas. O objetivo do programa é a geração de hidrogramas sintéticos que podem auxiliar na tomada de decisão e no melhor entendimento dos processos hidrológicos da bacia hidrográfica (USACE, 2000).

No Brasil o HEC-HMS foi utilizado em diversos estudos para realização de simulações e criação de cenários (De Souza, 2017, Resende et al., 2017, Moreira, 2013). Resende et al. (2017), engenheiros da Companhia Energética de Minas Gerais S/A (CEMIG), estudaram como otimizar o volume útil da Usina Hidrelétrica (UHE) de Três Marias em épocas de escassez e ao mesmo tempo manter a cota mínima para captação de água no Distrito de Irrigação de Jaíba (DIJ), localizado a jusante desta UHE na cidade de Mociminho, no estado de Minas Gerais. Por meio de simulações no HEC-HMS o estudo concluiu que a vazão defluente mínima da UHE Três Marias poderia ser reduzida de 420 m<sup>3</sup>/s para 80 m<sup>3</sup>/s, de forma que o volume no reservatório fosse preservado e o abastecimento na cidade fosse assegurado, atendendo todas as demandas da região.

Estudos recentes também utilizaram o HEC-HMS para modelar cenários de cheias. Moreira (2013) simulou o escoamento superficial provocado por chuvas com vários tempos de retorno, na Bacia Hidrográfica do Rio Granjeiro (BHG), localizada no município de Crato no Ceará. Este autor construiu o modelo HEC-HMS com base no atual cenário de ocupação do solo e também para cenários fictícios de aumento e redução da ocupação local. Entre as principais conclusões do estudo, os resultados mostraram que com um aumento de 15% da ocupação na BHG a probabilidade de cheias no Rio Granjeiro dobraria, e com a redução em 15% da população a possibilidade de cheias no rio reduzia à metade.



De forma geral, os estudos disponíveis na literatura demonstram que a modelagem hidrológica HEC-HMS pode auxiliar na gestão de recursos hídricos e no planejamento de ações, principalmente em eventos extremos de enchentes e estiagens, viabilizando a preservação dos recursos hídricos e minimizando os impactos desses eventos sobre o meio ambiente e a população.

No caso específico do estado do Paraná, o qual em 1890 possuía 249.491 habitantes e em 2010 passou a contar com 10.444.526 (IBGE, 2010), houve uma acentuada redução da cobertura florestal de 16,76 milhões de hectares em 1890 para 0,87 milhões de hectares em 1990 (Gubert Filho, 1988). Uma das regiões mais afetadas foi a região do Segundo Planalto Paranaense, que a partir de 1920 passou por um processo de extinção das áreas florestais para implantação da agricultura extensiva (Gubert Filho, 2010). Como consequência desse desmatamento, a região ficou mais suscetível a inundações em períodos de altas precipitações, de modo que estudos hidrológicos nas bacias hidrográficas da região se mostraram pertinentes.

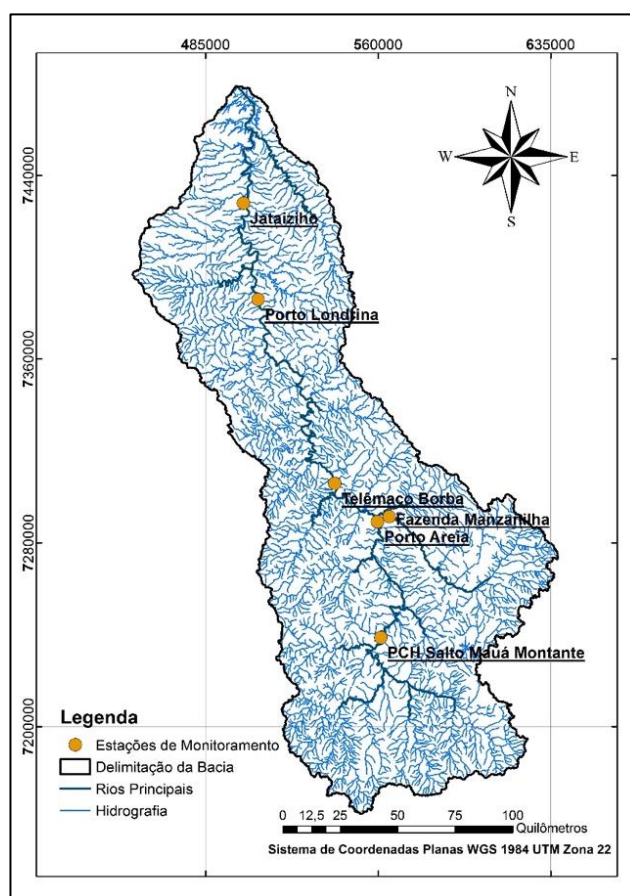
A Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi (BHRT), localizada sobre essa região afetada, apresenta uma demanda hídrica para abastecimento público de 4,96 m<sup>3</sup>/s, para demanda industrial de 6,52 m<sup>3</sup>/s e 0,105 m<sup>3</sup>/s para demanda da agricultura, totalizando 16,55 m<sup>3</sup>/s ao considerar todas as demandas (Águas Paraná, 2013). Além disso, esta bacia conta com quatro usinas hidrelétricas que totalizam aproximadamente 376 MW (Copel, 2019). Considerando a importância da BHRT para a região, tanto para abastecimento das moradias, como para a economia local, indústrias e agricultura, e a importância de uma boa gestão de recursos hídricos, este trabalho objetivou desenvolver um estudo de modelagem hidrológica para a Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi.

A modelagem hidrológica do presente trabalho foi desenvolvida usando-se técnicas de SIG em conjunto com o programa HEC-HMS. Para possibilitar a construção dos modelos, a bacia hidrográfica do rio Tibagi foi dividida em seis sub-bacias. As informações geográficas associadas às sub-bacias, os parâmetros físicos e os dados de classificação do solo foram extraídos mediante uso de técnicas de SIG. Subsequentemente, o programa HEC-HMS foi usado para simular os hidrogramas de saída de cada sub-bacia, considerando um período do ano selecionado com base na disponibilidade dos dados medidos. Os parâmetros de entrada dos modelos hidrológicos foram calibrados preliminarmente e uma análise de desempenho foi realizada, mediante emprego de um critério estatístico para estabelecer os níveis de performance dos modelos, baseado nas comparações dos hidrogramas simulados finais com os dados observados em campo.

## Materiais e Métodos

A Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi situa-se na porção centro-oriental do Estado do Paraná, entre as coordenadas geográficas 22°47'22" e 25°36'25" de latitude sul, e 49°36'00" e 51°27'36" de longitude oeste. A BHRT é uma das maiores bacias hidrográficas do Estado, com área de 24.937,4 km<sup>2</sup>, que equivalem a 13% do território do Paraná. As nascentes do rio Tibagi localizam-se no município de Palmeira, a 1.150 m de altitude, e o rio desemboca no rio Paranapanema, a 550 km de distância das nascentes (ÁguasParaná, 2009, De França, 2002).

No presente estudo a BHRT foi dividida em seis sub-bacias: PCH Salto Mauá Montante, Fazenda Manzanilha, Porto Londrina e Jataizinho. Cada uma delas possui uma estação de monitoramento de vazão e precipitação na região de seu exutório com dados disponíveis no site da Agência Nacional de Águas (ANA). O mapa da BHRT e a localização das estações de medição de cada sub-bacia é mostrado na Figura 1.



**Figura 1: Mapa da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi (BHRT) e localização das estações de monitoramento pluviométricos e fluviométricos de cada sub-bacia. Fonte: Adaptado de Cruz (2019).**

Para caracterizar a BHRT quanto aos tipos de solo presentes em sua área, bem como quanto ao uso e ocupação do solo das sub-bacias, foram utilizados os mapas de uso e ocupação do solo e de tipos de solos do Estado do Paraná no formato shapefile, disponíveis na biblioteca online do site do Instituto de Terras, Cartografia e Geologia do Paraná (ITCG). O mapa de uso e ocupação do solo do ITCG teve como fonte os dados do Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (IPARDES) de 2002. O mapa de tipo de solos usou como fonte os dados da Embrapa de 1999.

A base cartográfica com informações de tipo, uso e ocupação do solo foi processada mediante uso de técnicas de SIG, permitindo obter valores de Curve Number (CN) para a região da BHRT. O CN é uma constante que varia de 1 a 100 e tenta representar as condições de cobertura do solo, sua capacidade de permeabilidade e a capacidade de infiltração. Na construção dos modelos hidrológicos, cada sub-bacia adotou um valor de CN médio.

Para obter as declividades médias das sub-bacias, a rede de drenagem e as direções dos escoamentos foram utilizados Modelos Digitais de Elevação (MDE). Os MDE utilizados foram fornecidos pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), com 30 m de resolução. Os dados de precipitação usados como entrada nas simulações foram obtidos das seis estações de monitoramento selecionadas (ANA, 2019). As precipitações foram consideradas uniformemente distribuídas nas sub-bacias. A Tabela 1 ilustra os códigos das estações de monitoramento utilizadas em cada sub-bacia (ANA, 2019), os nomes das sub-bacias e os respectivos valores de CN e declividade médios usados nas simulações computacionais.

**Tabela 1: Códigos das estações de monitoramento utilizadas, nomes, CN médio e declividade média das sub-bacias usadas nas simulações computacionais. Fonte: ANA (2019) e adaptado de Cruz (2019).**

Código da Estação Pluviométrica (ANA)	Código da Estação Fluviométrica (ANA)	Sub-bacia	CN médio	Declividade média (%)
2350000	64507000	Jataizinho	75,0	2,48
2350066	64501000	Porto Londrina	85,0	5,52
2450061	64482000	Telêmaco Borba	65,5	7,80
2450073	64480995	Fazenda Manzanilha	79,0	11,48
2450072	64464995	Porto de Areia	76,2	15,45
2450076	64446999	PCH Salto Mauá Montante	63,0	21,16

As simulações no HEC-HMS foram realizadas para o período de 1º de junho de 2017 até 20 de junho de 2017, selecionado pelo fato de haver dados disponíveis em todas as estações de monitoramento. Dados de precipitação horários foram usados como parâmetros de entrada nas simulações das sub-bacias de Fazenda Manzanilha, Telêmaco Borba e Jataizinho. As simulações para

as outras sub-bacias, PCH Salto Mauá Montante, Porto de Areia e Porto Londrina, usaram dados de precipitação de entrada a cada 15 minutos.

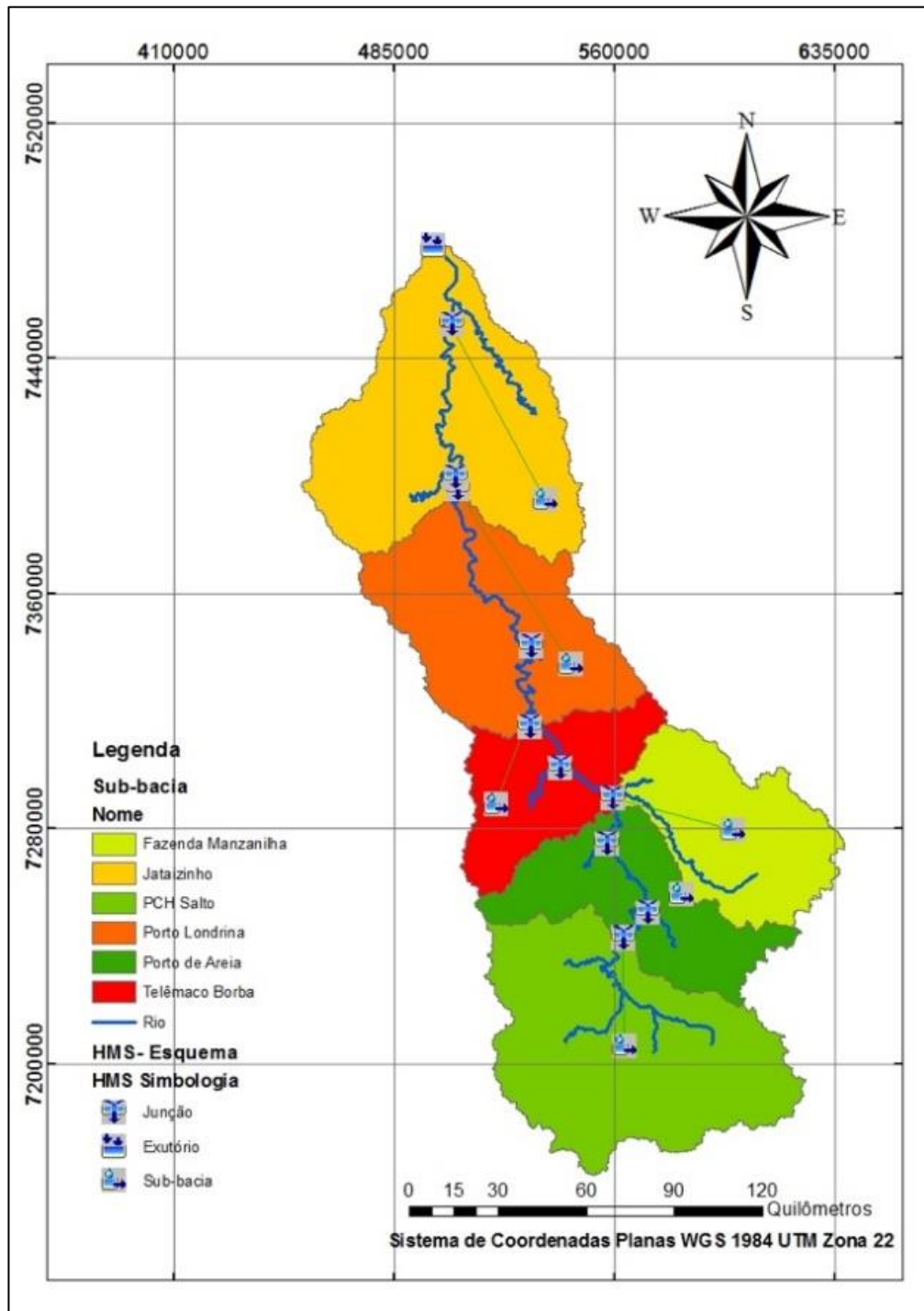


Figura 2: Domínio computacional na simbologia do HEC-HMS, mostrando a localização das sub-bacias, dos talvegues principais e das junções. Fonte: Adaptado de Cruz (2019).

Os hidrogramas resultantes das simulações foram obtidos nas junções entre as sub-bacias, nas regiões próximas às estações de monitoramento. Cabe observar que a vazão simulada em uma determinada junção é resultante da soma do escoamento causado pela chuva sobre a própria sub-bacia e da vazão de saída das sub-bacias localizadas a montante. A Figura 2 ilustra o domínio computacional usado pelo HEC-HMS para as simulações, mostrando a posição das sub-bacias, os talwegues principais e as posições das junções nas quais os hidrogramas foram simulados.

### Métodos de simulação dos hidrogramas

As simulações no HEC-HMS foram realizadas usando o método do hidrograma unitário, com base no modelo SCS de hidrograma unitário SCS-HU (Chow et al., 1988). O modelo SCS-HU é um modelo empírico concebido para simulação de cheias de projeto, sendo um dos mais difundidos em todo mundo, pois se utiliza de um número reduzido de parâmetros que são relacionados com características físicas da bacia (Tucci, 2005). Este modelo foi desenvolvido mediante observações de hidrogramas unitários médios, medidos em um grande número de pequenas bacias hidrográficas distribuídas nos Estados Unidos (Chow et al., 1988). Assume-se variação linear do hidrograma unitário, de modo que 37,5% do escoamento total acontece antes da vazão de pico e o restante ocorre depois da vazão de pico. A vazão de pico é dada por:

$$Q_p = \frac{2,08 \cdot A}{\frac{t_r}{2} + t_p} \quad (1)$$

Onde:  $Q_p$  é a vazão de pico em  $m^3/s$ ,  $A$  é a área de drenagem em  $km^2$ ,  $t_r$  é o tempo de duração da chuva em horas e  $t_p$  o tempo de pico em horas.

O tempo de pico é dado em função do tempo de concentração que pode ser calculado de acordo com várias equações empíricas disponíveis na literatura. O presente trabalho usou a equação sugerida por Chow et al. (1988) e USACE (2000):

$$t_p = 0,6 \cdot t_c \quad (2)$$

Onde:  $t_c$  é o tempo de concentração em horas.

A chuva efetiva usada no modelo SCS-HU foi estimada pelo método SCS Curve Number (Tucci, 2005). Esse método usa como parâmetros de entrada a precipitação, dados de umidade antecedente

do solo e tipo e uso do solo. Neste método é determinado o volume de escoamento superficial por unidade de área da bacia de acordo com (USACE, 2000):

$$V = \frac{(P-I_a)^2}{P+S-I_a} \quad \text{quando } P > I_a \quad (3)$$

$$V = 0 \quad \text{quando } P \leq I_a \quad (4)$$

Onde:  $V$  é o volume de escoamento por unidade de área da bacia em mm,  $P$  é a precipitação em mm,  $I_a$  são as perdas iniciais devido a infiltração e  $S$  é capacidade de armazenamento de água no solo em mm.

O valor das perdas iniciais,  $I_a$ , é estimado para condições médias como sendo próximo a 20% da capacidade de armazenamento do solo,  $S$ . A capacidade de armazenamento do solo é calculada como (USACE, 2000):

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (5)$$

Onde: CN é uma constante chamada Curve Number, variando em uma escala de 1 a 100.

O CN representa as condições de cobertura do solo, sua capacidade de permeabilidade e capacidade de infiltração. Quanto mais alto é o CN, menor é a capacidade de infiltração e armazenamento do solo. Na bacia em estudo há uma grande diversidade de solos e ocupação de terra, sendo assim os valores finais de CN usados nas simulações foram obtidos pelas médias ponderadas pelas áreas dos CN verificados nas sub-bacias.

O escoamento de base, ou escoamento subterrâneo, foi estimado mediante uso do método da curva de recessão (Chow et al., 1988). A curva de recessão que fornece a vazão de base é dada por:

$$Q_t = Q_0 K^t \quad (6)$$

Onde:  $Q_t$  é a vazão de base para um determinado tempo  $t$  em  $m^3/s$ ,  $Q_0$  é a vazão no início da recessão em  $m^3/s$  e  $K$  é uma constante de recessão.

### Calibração dos parâmetros de entrada

Para cada sub-bacia, os dados de entrada requeridos nas simulações HEC-HMS são: série histórica de precipitação (para o período de tempo selecionado), valor de CN médio, estimativa do valor de perdas iniciais devido a infiltração, tempo de pico do hidrograma unitário e valores de vazão de base. Os valores dessas variáveis foram estipulados e usados como entrada nas simulações designadas de preliminares.

Tendo como base os hidrogramas gerados nas simulações preliminares e os hidrogramas medidos nas estações de monitoramento, os parâmetros de entrada no HEC-HMS foram calibrados. A calibração é um processo de modificação dos parâmetros de entrada, fundamentais para o desempenho das simulações, com o objetivo de obter modelos que permitam gerar vazões que possuam comportamento o mais próximo possível das vazões observadas em campo.

A calibração automática do HEC-HMS foi utilizada no presente trabalho, mediante uso da função Peak-Weighted Root Mean Square Error (PWRMSE) (Pournamdari e Kamali, 2016). A função PWRMSE calcula a raiz quadrada do quadrado da diferença entre as vazões observadas e simuladas, associando pesos a essas operações, de acordo com:

$$PWRMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (Q_i^{obs} - Q_i^{sim})^2 \cdot \left(\frac{Q_i^{obs} - Q_{med}}{2Q_{med}}\right)}{N}} \quad (7)$$

Onde:  $Q_i^{obs}$  é a vazão observada e  $Q_i^{sim}$  é a vazão simulada no instante  $i$ ,  $Q_{med}$  é a vazão média observada no período e  $N$  é a quantidade de dados da amostra.

Este índice é usado para realizar a calibração automática do HEC-HMS que busca ajustar o conjunto de parâmetros de entrada das simulações (CN médio, perdas iniciais por infiltração, tempo de pico do hidrograma unitário e valores de vazão de base) de forma a minimizar o valor da função PWRMSE. Uma vez ajustados os parâmetros de entrada, novas simulações foram realizadas e designadas de simulações calibradas.

### Análise de desempenho das simulações

Na análise de desempenho das simulações preliminares e das simulações calibradas foram adotados três índices para medir a precisão dos hidrogramas simulados, quando comparados aos

hidrogramas medidos nas estações de monitoramento. O primeiro índice, tipicamente usado na avaliação de desempenho de modelos hidrológicos, é o RSR (*RMSE-observations standard deviation ratio*). Este índice consiste na razão entre a raiz quadrática do erro médio (RMSE) pelo desvio padrão dos dados observados (DEVP) (Singh et al., 2005), sendo escrito da seguinte forma:

$$RSR = \frac{RMSE}{DEVP} = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^N (Q_i^{obs} - Q_i^{sim})^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (Q_i^{obs} - Q_{med})^2}} \quad (8)$$

Onde:  $Q_i^{obs}$  é a vazão observada e  $Q_i^{sim}$  é a vazão simulada no instante  $i$ ,  $Q_{med}$  é a vazão média monitorada no período e  $N$  é a quantidade total de dados da amostra.

O segundo índice utilizado na análise de desempenho dos modelos hidrológicos foi o NSE (*Nash-Sutcliffe*). Este índice foi desenvolvido tendo no denominador a variância da série de dados observados, de forma a limitar os valores do índice entre  $-\infty$  e 1, sendo o valor unitário indicativo de ajuste perfeito entre resultados da simulação e dados observados. O índice NSE é dado por:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (Q_i^{obs} - Q_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^N (Q_i^{obs} - Q_{med})^2} \quad (9)$$

Onde:  $Q_i^{obs}$  é a vazão observada e  $Q_i^{sim}$  é a vazão simulada no instante  $i$ ,  $Q_{med}$  é a vazão média monitorada no período e  $N$  é a quantidade de dados da amostra.

O terceiro índice usado é chamado de porcentagem de viés e denominado PBIAS. Esse índice mede a tendência de os resultados simulados serem maiores ou menores que os dados observados. O valor ótimo do PBIAS é zero, porém valores próximos de zero demonstram uma simulação com boa precisão (Gupta et al., 1999). O índice PBIAS é escrito da seguinte forma:

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^N (Q_i^{sim} - Q_i^{obs}) \cdot 100}{\sum_{i=1}^N Q_i^{obs}} \quad (10)$$

Onde:  $Q_i^{obs}$  é a vazão observada e  $Q_i^{sim}$  é a vazão simulada no instante  $i$  e  $N$  é a quantidade de dados da amostra.

Os três índices RSR, NSE e PBIAS foram usados na análise de desempenho das simulações, seguindo o critério estabelecido por Moriasi et al. (2007), que determina níveis de precisão para as



simulações de acordo com os valores obtidos dos índices. Os níveis de precisão, ou graus de performance, são classificados em: insatisfatórios, satisfatórios, bons e muito bons. A Tabela 2 mostra os graus de performance adotados no presente trabalho nas comparações dos resultados simulados com dados observados. O grau de performance é função dos valores obtidos pelos índices de desempenho.

**Tabela 2: Graus de performance quando da comparação de resultados de simulação com dados observados em campo. Fonte: Moriasi et al. (2007) e adaptado de Cruz (2019).**

Grau de Performance	RSR	NSE	PBIAS
Muito Bom	$0,0 \leq RSR \leq 0,5$	$0,75 < NSE \leq 1,0$	$PBIAS \leq \pm 10$
Bom	$0,5 < RSR \leq 0,6$	$0,65 < NSE \leq 0,75$	$\pm 10 \leq PBIAS \leq \pm 15$
Satisfatório	$0,6 < RSR \leq 0,7$	$0,50 < NSE \leq 0,65$	$\pm 15 \leq PBIAS \leq \pm 25$
Insatisfatório	$RSR > 0,7$	$NSE \leq 0,50$	$PBIAS \geq \pm 25$

### Resultados e Discussões

Como mencionado anteriormente, as simulações no HEC-HMS foram realizadas para o período de 1º de junho de 2017 até 20 de junho de 2017. Este período foi adotado pelo fato de haver dados pluviométricos e fluviométricos disponíveis nas estações de monitoramento, para serem usados como condição de entrada e na comparação dos hidrogramas obtidos. Os hidrogramas foram simulados separadamente para as seis sub-bacias (PCH Salto Mauá Montante, Fazenda Manzanilha, Porto de Areia, Telêmaco Borba, Porto Londrina e Jataizinho), sendo determinados nos exutórios das sub-bacias ilustradas na Figura 2.

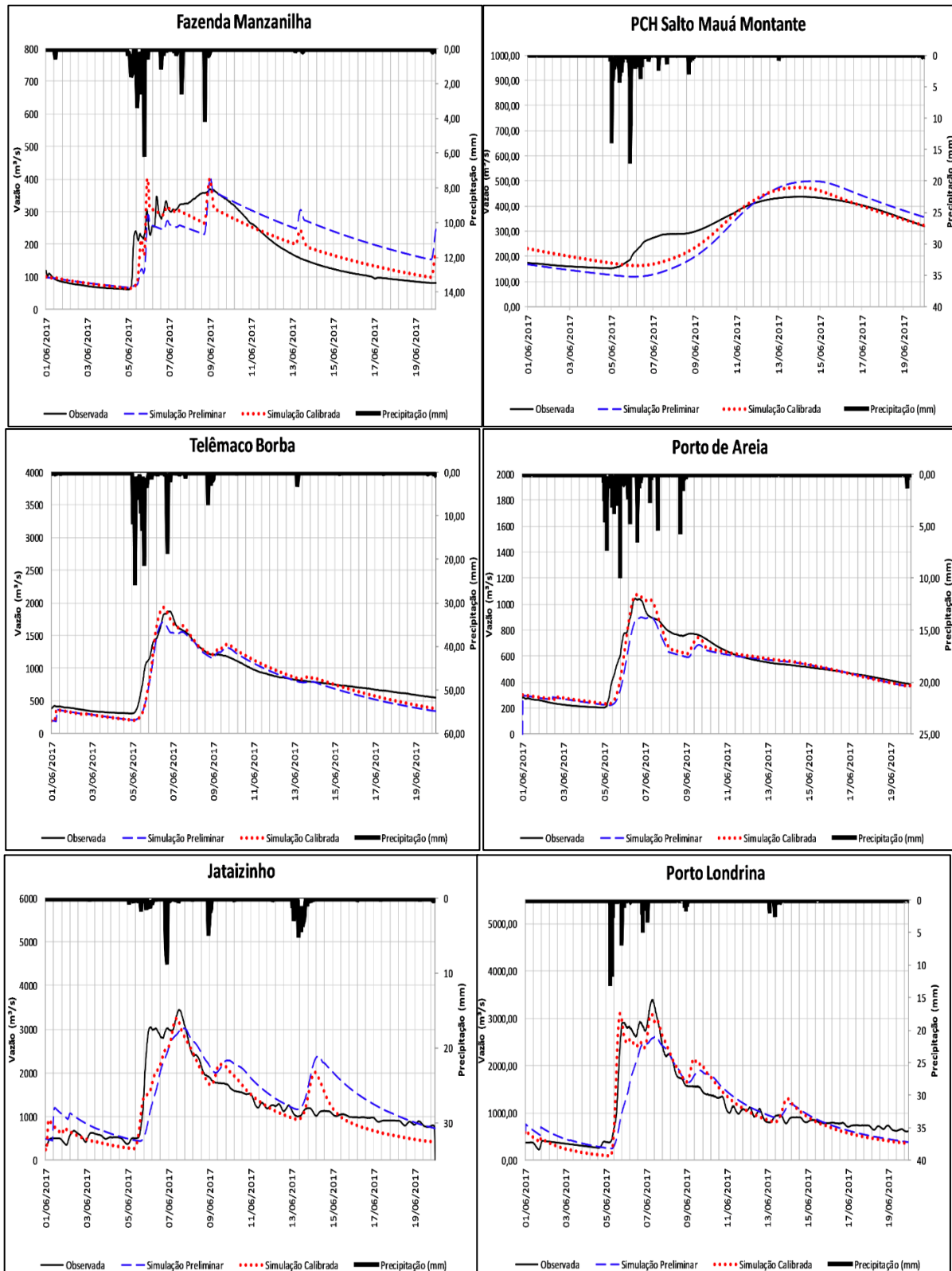
As propriedades usadas como entrada nas simulações foram a série temporal de precipitação, o tempo de pico,  $t_p$ , os coeficientes CN e, a vazão de base inicial,  $Q_0$ , o fator de recessão, e a razão de pico. Foram adotados valores iniciais dessas variáveis para as simulações chamadas de preliminares. Com base nos hidrogramas resultantes das simulações preliminares foi utilizado a função de calibração do HEC-HMS, descrita pela equação (7), para se obter os parâmetros de entrada calibrados. Estes parâmetros serviram de entrada para as simulações chamadas de simulações calibradas. A Tabela 3 mostra os valores dos parâmetros de entrada usados nas simulações preliminares e os valores calibrados desses parâmetros, usados como entrada nas simulações calibradas.

A seguir, os resultados dos hidrogramas preliminar, calibrado e observado para cada sub-bacia são apresentados na Figura 3. Na Tabela 4 são apresentados os resultados de desempenho obtidos para cada sub-bacia, em função da comparação das vazões de pico dos modelos calibrados com

vazões de pico observadas, e em relação aos índices de desempenho NSE, PBIAS e RSR dos modelos calibrados. A avaliação final do desempenho considera a média das avaliações dos três índices NSE, PBIAS e RSR.

**Tabela 3: Parâmetros de entrada usados nas simulações preliminares e nas simulações calibradas. Fonte: Adaptado de Cruz (2019).**

Sub-bacia	Parâmetros	SCS Curve Number		Hidrograma unitário	Vazão de base		
		CN	$I_{\alpha}$ (mm)	$t_p$ (h)	$Q_0$ ( $m^3/s$ )	K	Razão de pico
PCH Salto Mauá	Preliminar	63,00	20,00	200,00	167,69	0,93	0,99
	Calibrado	49,42	7,51	188,90	240,91	0,93	0,99
Fazenda Manzanilha	Preliminar	79,00	15,00	5,83	100,00	0,91	0,90
	Calibrado	54,27	0,00	4,30	100,00	0,90	0,78
Porto de Areia	Preliminar	76,20	14,00	21,70	300,00	0,92	0,70
	Calibrado	71,18	16,00	20,60	300,00	0,93	0,61
Telêmaco Borba	Preliminar	65,50	22,50	23,40	200,00	0,81	0,80
	Calibrado	75,91	11,77	24,00	200,00	0,82	0,69
Porto Londrina	Preliminar	85,00	10,00	15,00	600,00	0,40	0,90
	Calibrado	97,26	8,18	10,90	575,04	0,49	0,86
Jataizinho	Preliminar	75,00	15,00	16,70	500,00	0,80	0,80
	Calibrado	38,14	9,75	18,90	335,80	0,07	0,05



**Figura 3: — Hidrograma observado e hidrogramas da simulação preliminar e calibrada para a sub-bacias, e valores de precipitação no período de 1<sup>o</sup> a 20 de junho de 2017. Fonte: Adaptado de Cruz (2019).**

**Tabela 4: Síntese da performance das simulações calibradas quando comparadas aos hidrogramas observados.**

Sub-bacia	Vazão de Pico Observada (m <sup>3</sup> /s)	Vazão de Pico da Simulação Calibrada (m <sup>3</sup> /s)	Diferença (%)	Índices de Desempenho do Modelo Calibrado			Avaliação Final das Comparações
				NSE	PBIAS	RSR	
PCH Salto Mauá	439,0	473,5	7,8	0,81	-1,65%	0,43	Muito boa
Fazenda Manzanilha	370,6	402,6	8,6	0,85	4,25%	0,39	Muito boa
Porto de Areia	1.041,1	1.075,1	3,3	0,92	-4,39%	0,28	Muito boa
Telêmaco Borba	1.807,7	1.901,2	6,3	0,90	-3,03%	0,32	Muito boa
Porto Londrina	3.399,8	3.107,9	8,6	0,90	-1,22%	0,32	Muito boa
Jataizinho	3.455,0	3.251,4	5,9	0,79	7,42%	0,45	Muito boa

**Fonte: Adaptado de Cruz (2019).**

As estações de monitoramento Jataizinho e Porto Londrina estão localizadas a jusante da UHE Mauá, e por isso seus hidrogramas são afetados pelo controle da vazão defluente realizada na operação da UHE, que mantém a vazão defluente praticamente constante por longos períodos. Por isso mesmo, a sub-bacia de Jataizinho foi a que apresentou um dos piores ajustes do hidrograma simulado, se comparado aos índices de desempenhos das outras sub-bacias. Além disso, o hidrograma dessa sub-bacia é resultado, além da precipitação sobre ela, da soma de todos os hidrogramas das sub-bacias a montante dela.

As sub-bacias de Porto Londrina, Telêmaco Borba e Porto de Areia apresentaram hidrogramas simulados com índices de desempenho muito altos já para a simulação antes da calibração. Nas sub-bacias de Telêmaco Borba e Porto de Areia as vazões de pico após a calibração foram apenas 6,3% e 3,3% maiores do que suas vazões de pico observadas e a diferença entre o tempo de pico observado e calibrado foi de 5 horas e 1 hora e 45 minutos, respectivamente, para estas sub-bacias. Na sub-bacia de Porto Londrina os valores de vazão e tempo de pico tiveram discrepâncias maiores do que nas sub-bacias descritas anteriormente, sendo que a vazão de pico otimizada ocorreu 38 horas antes da vazão de pico observada e foi 8,6% menor do que a vazão de pico observada, esse fato pode ser explicado pela presença do reservatório da UHE Mauá a montante de Porto Londrina, como descrito anteriormente.

A sub-bacia de Fazenda Manzanilha foi a que apresentou a maior diferença entre os tempos de pico observado e calibrado, de modo que o tempo de pico calibrado ocorreu com quase 4 dias de antecedência ao observado e com um valor de vazão de pico otimizada 8,6% maior do que a vazão de pico observada. Esta foi uma das sub-bacias com as maiores modificações em seus parâmetros de

entrada e mesmo após a calibração o tempo e vazão de pico tiveram discrepâncias significativas se comparados aos valores observados. Possivelmente, os dados simulados poderiam ser melhorados se a frequência dos dados de precipitação passasse de horária, como foi utilizado nesse trabalho, para intervalos de quinze minutos.

Assim como a sub-bacia de Fazenda Manzanilha, a sub-bacia de PCH Salto Mauá Montante teve redução em seus valores de CN e  $I_{\alpha}$ , entretanto a redução foi pequena. Após a calibração os parâmetros de entrada foram ajustados, a vazão de pico ficou 7,8% maior do que a vazão de pico observada, ocorrendo 4 horas antes do tempo de pico observado e a simulação desta sub-bacia passou a ser classificada como muito boa.

Após a calibração, os hidrogramas simulados para a BHRT não se mostraram perfeitamente ajustados aos hidrogramas observados, fato que pode ser justificado por diversos fatores. Os dados de entrada utilizados antes da calibração podem não ter sido adequados já que o mapa de uso e ocupação do solo foi produzido no ano de 2006 e, muito provavelmente, houveram mudanças na ocupação das diversas cidades distribuídas na bacia. Além disso, as áreas das sub-bacias muitas vezes eram maiores do que 3.000 km<sup>2</sup>, áreas que dificilmente poderiam ser representadas por um único CN. Outro fator importante para o melhor ajuste do modelo é a qualidade dos dados de precipitação. Neste trabalho foram considerados dados de precipitação apenas de estações localizadas no exutório de cada sub-bacia. Desta forma a precipitação que ocorreu no exutório foi considerada igualmente distribuída em cada sub-bacia, fato este que pode ter levado a erros nos hidrogramas simulados.

No presente estudo dados sobre reservatórios presentes na bacia, dados de evaporação e de cobertura vegetal ao longo da bacia não foram considerados, portanto, o ajuste do hidrograma também pode ter sido afetado pela desconsideração destas informações.

### **Considerações finais**

O presente trabalho realizou uma análise estatística da performance da modelagem hidrológica HEC-HMS para as seis sub-bacias que formam a Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi. Um dos principais objetivos foi avaliar o desempenho dos modelos, estabelecendo um critério estatístico para a comparação dos resultados simulados com dados de vazão medidos nos exutórios das sub-bacias.

As simulações foram realizadas utilizando em conjunto os métodos SCS curve number, método da curva de recessão e o método do hidrograma unitário SCS, disponíveis no HEC-HMS. Como

resultado foram obtidos hidrogramas simulados para as seis sub-bacias, para o período de 1º a 20 de junho de 2017.

Após as simulações preliminares foi realizada a calibração dos modelos, mediante uso do método de otimização PWRMSE disponível no HEC-HMS. O processo de calibração resultou em modificações dos parâmetros de entrada das simulações, principalmente do coeficiente CN médio e na capacidade inicial de infiltração dos solos. Estes ajustes puderam ser justificados pela grande área de cobertura das sub-bacias e pelo uso de mapas de uso e ocupação do solo do ano de 2006, onze anos anterior ao período de simulação que utilizou dados de 2017.

Uma análise de desempenho dos modelos foi desenvolvida a partir da comparação entre hidrogramas simulados e observados. Os resultados mostraram que os hidrogramas simulados calibrados apresentaram bons ajustes quando comparados aos hidrogramas observados. As vazões de pico simuladas calibradas variaram de 3,3 a 8,6% em relação as vazões de pico observadas. Os índices estatísticos mostraram que as comparações foram consideradas muito boas, de acordo com a classificação sugerida no estudo. No entanto, não foi possível concluir que a relação precipitação-vazão tenha sido determinada inequivocamente, uma vez que as simulações foram realizadas somente para um período curto de tempo, na ocasião em que os dados observados para todas as estações estavam disponíveis.

Sugere-se para trabalhos futuros que a modelagem leve em consideração os processos de evaporação e a presença de eventuais reservatórios na área de estudo. Além disso, recomenda-se a realização de testes com outros métodos de transformação chuva-vazão, tais como o hidrograma unitário de Snyder e o hidrograma unitário de Clark, menos difundidos que o hidrograma unitário SCS, usado no presente trabalho. Por fim, é sugerido que novas simulações sejam realizadas para diferentes períodos de tempo, de preferência em diferentes períodos hidrológicos, com o objetivo de obter valores calibrados definitivos dos parâmetros de entrada.

### **Agradecimentos**

Os autores agradecem a Companhia Paranaense de Energia (COPEL) pelo apoio recebido.

### **Referências Bibliográficas**

ÁGUASPARANÁ- Instituto das Águas do Paraná. 2009. Diagnóstico do Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Tibagi. Paraná, 402 p. Disponível em: <<http://www.aguasparana.pr.gov.br/pagina-119.html>>. Acessado em 17 de outubro de 2019.

ÁGUASPARANÁ- Instituto das Águas do Paraná.2013. Finalização do Plano da Bacia do Rio Tibagi. Revisão 1. Paraná, 128 p. Disponível em:  
<[http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/Tibagi/Plano\\_de\\_Bacia/Produto\\_01\\_Cenarios\\_Alternativos\\_Rev1.pdf](http://www.aguasparana.pr.gov.br/arquivos/File/Tibagi/Plano_de_Bacia/Produto_01_Cenarios_Alternativos_Rev1.pdf)>. Acessado em 15 de outubro de 2019.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2019. HidroWeb—Sistema de Informações Hidrológicas. 2018. Disponível em: < <http://hidroweb.ana.gov.br>>. Acessado em 23 de outubro de 2019.

Chow, V. T.; Maidment, D. R.; Larry, W. 1988. Applied Hydrology. International edition, MacGraw-Hill, Inc, v. 1490, 565 p.

COPEL - COMPANHIA PARANAENSE DE ENERGIA. Hidrelétricas. Disponível em:  
<<http://www.copel.com/hpcopel/root/nivel2.jsp?endereco=%2Fhpcopel%2Froot%2Fpagcopel2.nsf%2Fdocs%2F86108AB3CF1D4E5F032574120060B8F0>>. Acessado em 11 de outubro de 2019.

CRUZ, L. G. A. 2019. Modelagem hidrológica HEC-HMS da bacia hidrográfica do rio Tibagi.Curitiba, 92 p.

De França, V. 2002. O rio Tibagi no contexto hidrogeográfico paranaense. A bacia do rio Tibagi. Londrina: UEL, p. 45-63.

De Souza, V. B.; Dal Farra, R. A. 2017. Estudo do software HEC-HMS para aplicação da modelagem matemática hidrológica em uma bacia hidrográfica. Revista de Iniciação Científica da ULBRA, v. 1, n. 15.

Gubert Filho, F. A.1998. Levantamento de Áreas de Relevante Interesse Ecológico no Estado do Paraná. In: Anais do II Congresso Florestal do Paraná-Instituto Florestal do Paraná. Curitiba, p. 136-160.

Gubert Filho, F. A. 2010. O desflorestamento do Paraná em um século. Reforma Agrária e Meio Ambiente, Teoria e Prática no Estado do Paraná. Curitiba: ITCG, p. 15-26.

Gupta, H. V.; Sorooshian, S.; Yapo, P. O.1999. Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. Journal of Hydrologic Engineering, v. 4, n. 2, p. 135-143.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. 2010. Censo Demográfico. Disponível em:  
<<https://censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=4&uf=00>>. Acessado em 23 de outubro de 2019.

Klemes, V. 1986. Operational testing of hydrological simulation models. Hydrological Sciences Journal, v. 31, n. 1, p. 13-24.

Moraes, J. M.; Schuler, A. E.; Guandique, M. E.; Milde, L. C.; Groppo, J. D.; Martinelli, L. A.; Victoria, R. L. 2003. Propriedades físicas dos solos na parametrização de um modelo hidrológico. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 8, n. 1, p. 61-70.

Moreira, A.A.C. 2013. Modelagem Hidrológica da Bacia do Rio Granjeiro – Crato – CE Composição do Cenário Atual e Simulações de Uso e Ocupação do Solo. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Ceará, Juazeiro do Norte, CE, 164 p.

Moriasi, D. N.; Arnold, J. G.; Van Liew, M. W.; Bingner, R. L.; Harmel, R. D.; Veith, T. L. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. Transactions of the ASABE, v. 50, n. 3, p. 885-900.

Pournamdari, M.; Kamali, A.J. 2016. Evaluation and calibration of rainfall-runoff models in HEC-HMS using genetic algorithm method and PSO algorithm (Case Sstudy: Kasilian basin). The Turkish Online Journal of Design, Art and Communication – TOJDAC. Edição Especial, 26 p.

Resende, V. M.; Reis, A. A.; Botelha, L. C. M. 2017. Previsão de cotas para o Projeto Jaíba no Rio São Francisco. XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Florianópolis, 8 p.

Singh, J.; Knapp, H. V.; Arnold, J.G.; Demissie; M. 2005. Hydrological modeling of the Iroquois river watershed using HSPF and SWAT 1. JAWRA - Journal of the American Water Resources Association. v. 41, n. 2, p. 343-360.

Tucci. C. E. M. 2005. Modelos hidrológicos. 2. ed. Porto Alegre: ABRH/UFRGS. 678 p.

USACE - US Army Corps of Engineers. 2000. Hydrologic Modeling System, HEC-HMS – Technical Reference Manual. Hydrologic Engineering Center.



# COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IJUÍ: DIAGNÓSTICO TÉCNICO-OPERACIONAL

| ID 18830 |

**1 Raquel Emi Suwa, 2 Mariana de Sarges Machado, 3 Amanda Beltrão de Souza, 4  
Maristela Denise Moresco Mezzomo, 5 Cristiane Kreutz**

*1 Discente do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA), Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campo Mourão, Brasil (raquelsuwa@alunos.utfpr.edu.br); 2 Discente do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA), Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campo Mourão, Brasil (mmachado.ambiental@gmail.com); 3 Discente do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA), Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campo Mourão, Brasil (eng.amandabeltrao@gmail.com); 4 Docente do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA), Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campo Mourão, Brasil (mezzomo@utfpr.edu.br), 5 Docente do Programa de Mestrado Profissional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA), Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campo Mourão, Brasil (ckreutz@utfpr.edu.br)*

**Palavras chave:** Plano de bacias; Recursos Hídricos, Gestão.

## Resumo

Os comitês de bacias hidrográficas foram institucionalizados como um mecanismo para implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) a nível de bacia, sendo considerados órgãos deliberativos. Nessa perspectiva, o presente trabalho teve como objetivo elaborar um diagnóstico técnico-operacional do comitê de bacia hidrográfica do rio Ijuí, considerada uma importante bacia do Rio Grande do Sul. Para tanto, foi elaborado um checklist e foram levantadas informações acerca do grau de atendimento aos instrumentos da PNRH do referido CBH. Os resultados apontaram que o plano da bacia obteve mais de 70% de conformidade com os itens elencados, demonstrando adesão com as normativas estaduais pertinentes. Quanto aos instrumentos da PNRH, somente a outorga e a cobrança obtiveram menos de 50% de conformidade com os itens avaliados. Com base nos resultados obtidos, recomenda-se estabelecer discussões,

realizar estudos e rever o plano de bacia, em deliberações futuras do referido comitê, com vistas a atender na íntegra os instrumentos legais.

### **Introdução**

Segundo a Constituição Federal de 1988, a água é de domínio da União ou dos Estados, sendo considerada um bem de domínio público. O arranjo organizacional para a gestão dos recursos hídricos está previsto na Lei das Águas (Lei nº9.433/97), utilizando como área de atuação a bacia hidrográfica.

A bacia hidrográfica é uma área onde ocorre a drenagem de um rio principal e seus afluentes e são separadas pela constituição do relevo. As águas da chuva vindas do ponto mais alto da bacia escoam até o ponto de saída, que se denomina ponto exutório. Durante o caminho percorrido pela água, as nascentes e pequenos rios, riachos e córregos abastecem os rios maiores (TUCCI, 1997).

Gerir as bacias hidrográficas é essencial para garantir a quantidade e qualidade necessárias para todos os usuários, por isso foram criados os comitês de bacia hidrográfica (CBH). O CBH é um fórum onde um grupo de pessoas reúne-se para debater sobre o uso da água na bacia. A pluralidade do uso da água, a distribuição desigual e seu desajustado uso vem gerando conflitos e assim prejudicando a disponibilidade desse recurso para as futuras gerações.

Dentro de uma bacia hidrográfica pode-se ocorrer diversos usos, como o abastecimento, o lazer, a irrigação, o industrial, porém a quantidade e qualidade presentes podem não ser o suficiente para atender esses usos, podendo gerar conflitos. Para solução desses problemas devem-se elaborar estudos técnicos, financeiros, econômicos e socioambientais, para assim chegar em alternativas para se priorizar os usos (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2011).

No estado do Rio Grande do Sul foram criados os comitês de gerenciamento da bacia hidrográfica com base na Lei nº 10.350/94 que compõem o Sistema Estadual de Recursos Hídricos, tendo atribuições específicas para os usos, gerenciamento e conservação das águas e dos corpos hídricos (GRASSI, 2001).

O Decreto nº 40.816/01 criou o comitê de gerenciamento da bacia hidrográfica do rio Ijuí, sendo a mesma integrante do Sistema Estadual de Recursos Hídricos. O comitê tem o dever de desenvolver, prover e auxiliar o desenvolvimento das atividades e ações através do seu regimento interno, plano anual, atas e relatórios, com o objetivo de promover a gestão participativa e descentralizada das águas no âmbito desta bacia hidrográfica.

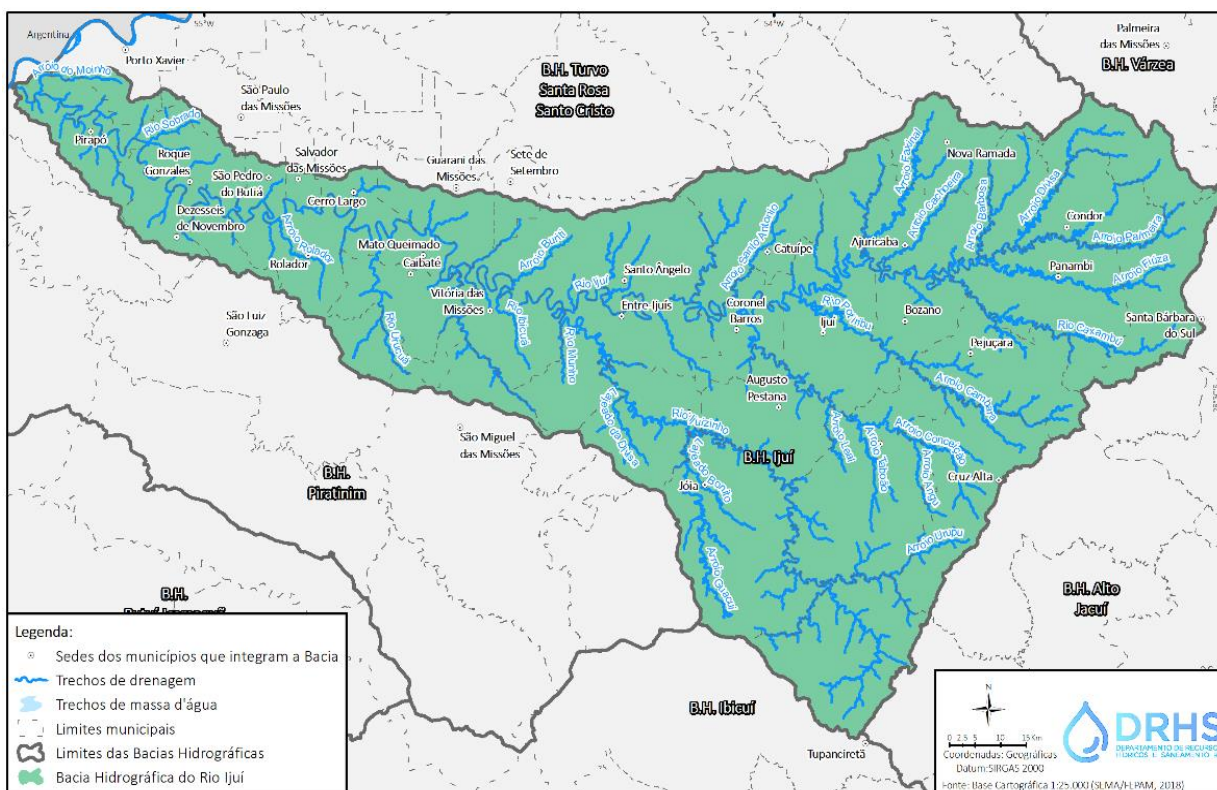
Com o intuito de examinar a atual situação da implementação da Política de Recursos Hídricos, esse trabalho teve como objetivo analisar as condições técnico-operacionais do Comitê de Bacia Hidrográfica do Rio Ijuí, em relação ao atendimento dos instrumentos da PNRH.

### **Metodologia**

O objeto do presente estudo abrange o Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Ijuí (Figura 1), localizado na Região Hidrográfica da Bacia do rio Uruguai, com área de 10.766 km<sup>2</sup> e população estimada em 348.203 habitantes (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2020). Abrange municípios como Cruz Alta, Ijuí, Panambi e Santo Ângelo e situa-se a norte-noroeste do Estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas geográficas 27º56'37" a 29º4'45" de latitude Sul e 53º12'46" e 55º20'30" de longitude Oeste. Os principais afluentes são os rios Caxambu, Potiribu, Conceição, Ijuizinho e Ijuí.

A floresta primitiva é a Mata Atlântica e a Mata Araucária. Esta região é caracterizada por uma agricultura intensiva com dois ciclos de cultura por ano: soja e milho no verão e aveia e trigo no inverno (SILVA JÚNIOR et al., 2002). O clima da região da bacia do rio Ijuí, segundo Beltrame (2000), está dentro da classificação mesotérmica brando superúmido sem seca (Cfa), assim descrita por Köppen: Cfa – temperatura média das máximas superior a 22 °C e a média das mínimas entre -3 e 18°C e verão quente. O regime de precipitações é homogêneo durante todo o ano, apresentando chuvas mensais entre 120 e 150 mm com um total anual médio de 1750 mm (ATLAS SOCIOECONÔMICO, 2021).

Geologicamente, a bacia hidrográfica do rio Ijuí, composta predominantemente por rochas vulcânicas básicas, possui registros mesozóicos do período Cretáceo, de rochas do Grupo São Bento, Formação Serra Geral, contendo as fácies Gramado, Caxias e Paranapanema; e registros de rochas cenozóicas, do período Paleógeno da formação Tupanciretã (SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL, 2007). Geomorfologicamente, está inserida no Planalto das Missões, composta pelas unidades do Planalto de Santo Ângelo e Planalto dissecado rio Iguaçu-Uruguai.



**Figura 1: Mapa da Bacia Hidrográfica do rio Ijuí.**

**Fonte: <https://sema.rs.gov.br/u090-bh-ijui>**

Para a realização da pesquisa, foi elaborado um checklist contendo pontos/itens fundamentais da PNRH (Lei 9.433/1997) e na sequência foi realizada a sua aplicação, através do levantamento de dados secundários.

O checklist foi dividido em 2 temáticas: (a) Estrutura Administrativa e (b) Instrumentos da PNRH e possui 43 itens. Para cada tema foram elaboradas perguntas que propiciam uma análise sistêmica sobre o funcionamento do CBH e sobre o atendimento aos instrumentos da PNRH (Quadros 1, 2 e 3).

<b>Estrutura administrativa</b>
✓ Está instituído através do decreto de criação estadual do CBH?
✓ O CBH tem regimento interno?
✓ As atribuições do comitê estão explícitas no regimento interno?
✓ O CBH possui diretoria estabelecida com no mínimo um presidente e um secretário?
✓ As reuniões ordinárias ocorrem conforme previsão regimental?
✓ A composição do CBH segue o estabelecido no Art. 8º da Resolução 05/2000 do CNRH?
✓ O CBH possui câmara técnica constituída?
✓ No CBH consta Agência de Água ou entidade delegatária?
✓ O plano de trabalho foi elaborado e aprovado pelo CBH?
✓ Há um plano de capacitação dos membros do CBH?
✓ Há informações sobre composição de Comitê, entidades e membros, mandatos, endereços eletrônicos?
✓ Há informações sobre atuação do Comitê: atas de reuniões, convocatórias, relatório de atividades?

**Quadro 1: Questões do checklist referentes a estrutura administrativa.**

**Fonte: Autores**

<b>Plano de BH</b>
✓ O plano de bacia foi aprovado pelo CBH?
✓ Os principais usuários das águas foram identificados?
✓ A metodologia para a construção dos cenários foi apresentada no plano?
✓ Houve a identificação de pontos de conflito instalados ou potenciais?
✓ O plano apresenta aspectos físicos, geológicos e ambientais relevantes da área de abrangência da BH?
✓ As metas definidas são mensuráveis, exequíveis, temporais e atingíveis?
✓ O Plano de BH apresenta as principais ações que deverão ser desenvolvidas pelo arranjo institucional para o alcance de cada uma das metas dos programas estabelecido?
✓ Há uma hierarquização dos programas do plano com base na relevância e urgência das metas relacionadas?
✓ No Plano de BH há critérios de viabilidade técnica, financeira, ambiental ou socioinstitucional definidos das intervenções pretendidas?
✓ O plano apresenta as demandas hídricas da área de abrangência da BH ?
✓ O Plano de BH tem uma versão de Relatório Executivo para apresentação ao público de fácil entendimento?

**Quadro 2: Questões do checklist referentes ao Plano de BH**

**Fonte: Autores**

Enquadramento	Sistema de Informação	Outorga	Cobrança
✓ Consta o enquadramento no Plano de Bacia?	✓ Existe um sistema de Informações de Recursos Hídricos exclusivo da Bacia interligado aos sistemas estadual e nacional de informações?	✓ Nesta unidade hidrográfica há rios transfronteiriços e fronteiriços?	✓ A cobrança foi aprovada pelo CBH?
✓ A metodologia aplicada para análise do enquadramento está devidamente apresentada?	✓ É possível encontrar dados qualitativos e quantitativos acerca da BH (diagnósticos, mapas, tabelas de monitoramento, etc.)?	✓ Nesta unidade hidrográfica a outorga é de competência da Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Infraestrutura (SEMA)?	✓ A cobrança foi implementada pelo CBH?
✓ Foi realizado o diagnóstico e prognóstico da bacia?	✓ O CBH promove ações de divulgação acerca de informações da BH?	✓ Foi aprovado critérios e normas para outorga por este Comitê?	✓ O CBH tem Termo de Referência?
✓ Realizou-se a Elaboração das alternativas e programa de efetivação?		✓ As vazões outorgadas para todas as finalidades são apresentadas pelo Comitê?	✓ Existe um plano anual de aplicação dos recursos arrecadados?
✓ O enquadramento atende as metas propostas no Plano de Bacia?		✓ Foram definidos critérios para usos insignificantes ou independentes de outorga?	
✓ Foi realizada a Implementação do programa de efetivação?		✓ Há estudo específico sobre cada finalidade de uso outorgada?	

**Quadro 3: Questões do checklist referentes ao enquadramento, sistema de informações, outorga e cobrança.**

**Fonte: Autores**

Posteriormente, foi realizado um levantamento de informações e dados nos sistemas de informações hidrográficas disponíveis, dentre eles o site da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico, o site do próprio CBH, que permitiu consultar o Plano de Bacia Hidrográfica do rio Ijuí e o site da Secretaria de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul. Também foram analisadas as legislações e normas acerca do Comitê, como o decreto de criação, resoluções, regimento interno e a Lei Estadual nº 10.350/1994, onde foi possível entender estruturalmente o seu funcionamento, bem como suas potencialidades e desafios.

### Resultados e Discussão

Em 2001, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul (CRH-RS), publicou a resolução n.º 02 que aprovou a proposta do comitê com a seguinte composição: 40% representantes dos usuários de água, 40% representantes da população da bacia e 20% de representantes da administração direta federal e estadual (RIO GRANDE DO SUL, 2001). O comitê da bacia hidrográfica (CBH) do rio Ijuí foi criado em 2001 pelo Decreto nº 40.916 e seu Art. 3º, que dispõe sobre a composição e distribuição dos membros no comitê, foi alterado pelos Decretos nº

44.271/2006, nº 52.564/2015 e nº 55.357/2020. Conforme o último decreto, o comitê conta com 40 membros, distribuídos segundo a Figura 2.

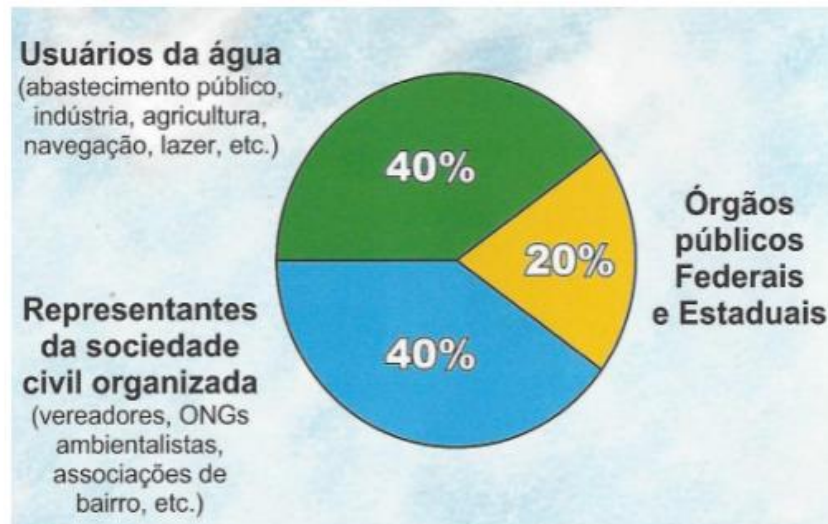


Figura 2: Composição e distribuição dos membros do Comitê do Rio Ijuí.

Fonte: <https://www.cbhijui.com.br/cbhijui.html>

Em 2007 o regimento interno do comitê foi aprovado, e o mesmo está dividido em 7 capítulos, são eles: da denominação e sede, da constituição do comitê, da administração, das reuniões, das alterações do regimento interno, do processo de desligamento ou renúncia e das disposições gerais e transitórias, respectivamente. O regimento interno foi elaborado segundo o Decreto nº 37.034/1996 que dispõe sobre a indicação da composição dos membros, as normas básicas de orientação e elaboração.

Em 2011, o CRH-RS aprovou a deliberação do CBH do rio Ijuí através da Resolução n.º 81 em prorrogar o mandato da diretoria e do plenário até a conclusão do processo do plano de bacia previsto para outubro de 2011. De agosto até dezembro de 2011, houve mudança de composição do comitê, reuniões e audiências públicas, entretanto foi um ano antes, em 2010, que se deu o processo de gestão efetiva com a aprovação do financiamento de atividades que levassem ao enquadramento dos rios da bacia do Ijuí (AGRA; AGRA, 2012).

Ao longo do ano de 2010 foram identificadas as condições do solo, a vegetação, a falta de parques protegidos, a pequena extensão de áreas de APP, a boa disponibilidade hídrica e suas demandas regionais e a qualidade da água. Em março de 2012, o CBH enquadrou a maioria dos rios da bacia como classe 1 e planejou, em um horizonte de 20 anos, alcançar a classe 2 em dois pontos com elevada carga poluidora (AGRA; AGRA, 2012). Portanto, o CRH-RS aprovou o enquadramento

das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Ijuí por meio da Resolução n.º 111/2012. Neste enquadramento destacam-se estudos complementares mais aprofundados em trechos de maior influência de implantação de empreendimentos para geração de energia elétrica e recomendam-se estudos adicionais para definição de recursos hídricos de classe especial, juntamente com a proposição da criação de unidades de conservação de proteção integral para a bacia do rio Ijuí (RIO GRANDE DO SUL, 2012).

Com a aplicação do checklist (Quadro 1), foi observado que o regimento não explicita as atribuições do comitê e nem sua finalidade, sendo essas apresentadas no art. 8º do Sistema Estadual de Recursos Hídricos (Lei n.º 10.350/1994). Contudo, sua composição atende o estabelecido no art. 8º da Resolução 05/2000 e há câmara técnica constituída por pesquisadores e demais integrantes do comitê.

As reuniões do comitê, conforme art.18º do regimento interno, serão realizadas ordinariamente, a cada mês, exceto nos meses de janeiro e fevereiro e extraordinariamente, sempre que necessário. A primeira reunião ordinária, com ata disponível, consta do dia 6 de março de 2014, somando-se 112 reuniões começando em novembro de 2010 até 2014. Foram realizadas mais 39 reuniões até o ano de 2018 e as atas disponíveis constam de março até outubro do mesmo ano. (RIO GRANDE DO SUL, 2002).

A entidade delegatária do CBH do rio Ijuí é o Governo do Estado do Rio Grande do Sul representado pela Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Infraestrutura (SEMA) e o plano de trabalho foi um produto do contrato com a empresa Profill Engenharia e Ambiente, sendo aprovado e elaborado conjuntamente com o comitê.

Apesar da realização de um curso de capacitação com membros da comissão permanente de acompanhamento, em 2010, para a elaboração do plano de recursos hídricos, não foi possível identificar por meio dos registros e informações, um planejamento sistematizado da capacitação dos membros do comitê de forma geral.

Constatou-se através do checklist (Quadro 2), que o plano de bacia hidrográfica do rio Ijuí na fase de diagnóstico, identificou os principais usuários das águas, apresentou a metodologia utilizada para a construção dos cenários e os aspectos físicos, geológicos e ambientais relevantes, porém não identificou os pontos de conflito instalados ou potenciais pelo uso das águas.

Para a elaboração do diagnóstico dos recursos hídricos, a equipe técnica do plano de bacia organizou e estruturou as variáveis do estudo conforme sua natureza técnica em: variáveis primárias e variáveis derivadas. As primárias são obtidas diretamente e as derivadas são resultado dos estudos a serem desenvolvidos. Os aspectos considerados para os estudos foram: físicos, bióticos e



socioeconômicos, das 35 variáveis consideradas, 20 são primárias e 15 derivadas. As variáveis derivadas estão apresentadas no Quadro 4.

Aspectos	Variáveis derivadas
Físicos	Reservação de água (açudes e reservatórios)
	Disponibilidades hídricas superficiais e subterrâneas
	Demandas e consumos de água
	Unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos
	Segmentação da rede hídrica
	Potencial de erosão e sedimentação
	Áreas vulneráveis à cheias e inundações
Bióticos	Remanescentes de mata ciliar
	Unidades da paisagem
	Lançamentos de efluentes e resíduos sólidos
	Uso de agrotóxicos nos principais cultivos
	Áreas vulneráveis e de risco de contaminação dos aquíferos
Socioeconômicos	Identificação de áreas agricultadas (com ênfase para áreas irrigadas)
	Adequação do uso do solo
	Relação dos meios de comunicação

**Quadro 4: Variáveis derivadas dos aspectos físicos, bióticos e socioeconômicos.**

**Fonte: autores**

Segundo o CBH do rio Ijuí, a importância das variáveis identificadas e selecionadas “(...) têm como objetivo, além de possibilitar a caracterização da bacia quanto aos seus recursos hídricos, estabelecer as relações de causa e efeito que determinam as condições de qualidade e quantidade das águas na bacia” (RIO GRANDE DO SUL, 2012). E mesmo que existam variáveis de caráter complementar, ou seja, que não integram o grupo de variáveis principais para o estudo, elas foram mantidas e discutidas no plano face à curiosidade ou necessidade de conhecimento para futuro posicionamento quanto a sua importância (RIO GRANDE DO SUL, 2012).

O plano de bacia do rio Ijuí teve como um dos grandes objetivos apresentar uma proposta de enquadramento para os rios de sua bacia. Para isso, foram estabelecidas as metas intermediárias conforme a resolução CONAMA nº 357/2005, no horizonte de 20 anos. Além dessas metas foram adotados marcos temporais intermediários de 5 a 10 anos, nos quais deverão ser alcançadas tais metas.

Com relação a hierarquização dos programas do plano, com base na relevância e urgência das metas relacionadas, foram encontradas apenas diretrizes para o alcance das classes propostas para cada rio/arroio, tendo em vista que os cursos de água escolhidos para o enquadramento possuem a

mesma causa de degradação das águas que é o lançamento de esgotos domésticos tratados inadequadamente, portanto fica clara a necessidade de focar em ações no tratamento de esgotos domésticos nas cidades.

Para as intervenções pretendidas, três frentes de atuação foram adotadas: pesquisa sobre investimentos e ações propostas na bacia no âmbito regional e estadual; proposição de programas de investimentos e ações no âmbito espacial da bacia do rio Ijuí e investimentos na área específica dos usos múltiplos da água e da irrigação.

Destaca-se o programa de desenvolvimento sustentável da região da bacia do rio Uruguai – Pró-Uruguai, resultado de um acordo de cooperação técnica entre o governo do Rio Grande do Sul, o governo de Santa Catarina e o Banco Interamericano de Desenvolvimento (BID). Ao longo do período de 2012 a 2027, ao todo, há proposição do investimento de R\$ 4,5 bilhões na região da bacia hidrográfica do rio Uruguai e a bacia do rio Ijuí responde por 6% dessa área e se constitui numa das principais bacias hidrográficas de afluentes e da região, razão pela qual poderá atrair parcela expressiva desses investimentos (RIO GRANDE DO SUL, 2012).

Aplicando-se as questões do checklist aos outros Instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos, como a cobrança pelo uso da água e a outorga de direitos de uso dos recursos hídricos, ambos estão omissos no relatório final do plano de bacia do rio Ijuí. Especificamente para a outorga, conforme o plano de bacia as vazões de referência serão discutidas, baseados em estudos mais aprofundados em outra fase do plano, que não está disponível eletronicamente (RIO GRANDE DO SUL, 2012).

Estudos para a implementação da cobrança na bacia hidrográfica estão entre as metas a serem verificadas, alcançadas ou mantidas, até 2022. Sendo assim, nota-se a escassez de informações disponibilizadas para concluir que o comitê aprovou os instrumentos de cobrança e outorga e de que estão funcionando em conformidade com as normativas estaduais pertinentes.

Já para o sistema de informações sobre recursos hídricos, no plano de bacia constam os produtos de comunicação realizados, como boletins informativos eletrônicos, folder com as reuniões públicas agendadas, releases e as apresentações em PowerPoint das reuniões apresentados no Quadro 5. O comitê possui site próprio (<https://www.cbhijui.com.br/index.html>), e também está presente nos sites da SEMA do Rio Grande do Sul e da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA).

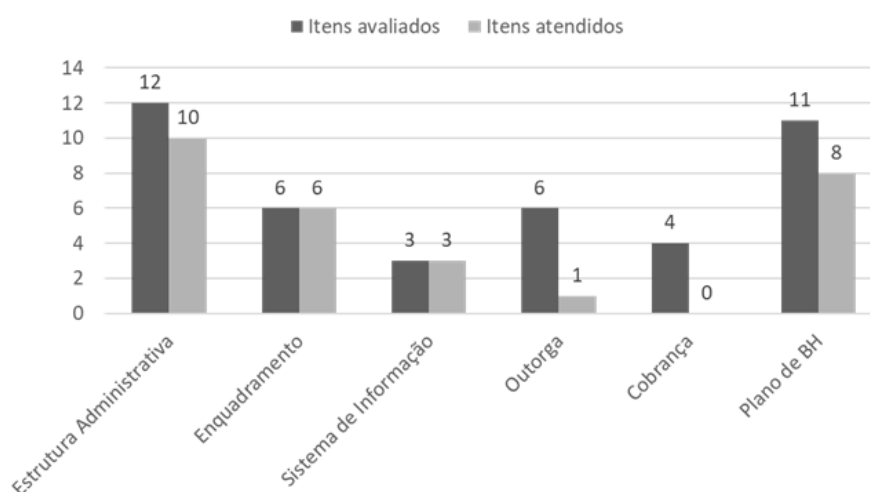
Produto	Objetivo
Sítio Eletrônico	Oferecer ferramenta online de acesso aos documentos e apresentações do Plano
Ícone/Mascote	Criação de personagem para o processo do Plano
Boletim Informativo Eletrônico	Divulgação de informações produzidas pelo Plano
Folder	Mobilização para os eventos públicos através dos membros do Comitê e Parceiros
Releases	Divulgação dos eventos públicos para Rádios e Jornais da região
Revista Institucional	Confecção de Institucional com os Resultados do Plano

**Quadro 5: Produtos de comunicação e seus objetivos apresentados no Plano de Bacia do rio Ijuí.**

**Fonte: SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE (2012)**

De forma geral, a totalidade dos itens atendidos do checklist ficou no enquadramento e no sistema de informações como expostos no Gráfico 1. Na estrutura administrativa apenas 2 itens ficaram pendentes, a explicitação das atribuições do comitê no seu regimento interno e o plano de capacitação dos membros do CBH do rio Ijuí.

Para o plano de bacia, apenas 3 itens não foram atendidos, sendo estes, a identificação de pontos de conflito, a hierarquização dos programas do plano e os critérios de viabilidade técnica, financeira, ambiental ou socioinstitucional das intervenções pretendidas.



**Gráfico 1: Atendimento dos itens avaliados do checklist para o CBH do rio Ijuí.**

**Fonte: autores**

A outorga ser de competência da SEMA na bacia hidrográfica do rio Ijuí, foi o único item atendido para o instrumento e nenhum dos itens avaliados para cobrança foi atendido, haja vista a lacuna de registros e informações no plano de bacia.

### Conclusão

Conclui-se com este trabalho que o plano de recursos hídricos do CBH do rio Ijuí obteve mais de 70% de conformidade com os itens analisados pelo checklist, demonstrando adesão com as normativas estaduais pertinentes. Quanto aos instrumentos da PNRH, somente a outorga e a cobrança obtiveram menos que 50% de conformidade com os itens, dessa forma recomenda-se estabelecer discussões e realizar estudos acerca dos mesmos em deliberações futuras do comitê e em revisões do plano de bacia.

Em geral, apesar das deficiências identificadas, o Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Ijuí foi criado à luz da legislação pertinente e sua atuação tem abrangido a grande maioria das atividades esperadas. Assim, com base nos critérios estabelecidos nesta pesquisa, é possível qualificar o Comitê de Bacia Hidrográfica do rio Ijuí como uma instituição consolidada e de atuação satisfatória.

Como contribuição deste trabalho, espera-se que o diagnóstico realizado evidencie as boas práticas já realizadas pelo CBH do rio Ijuí e que estas possam ser consideradas na implantação e atuação de outros comitês. No mesmo sentido, espera-se também ter havido um direcionamento para ações futuras, visando a correção das pendências apontadas.

### Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Os autores estendem o agradecimento ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - Prof.ª Água, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº 2717/2015 e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Campo Mourão, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

### Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (BRASIL). MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **O Comitê de Bacia Hidrográfica: O que é e o que faz?** Cadernos de capacitação em Recursos Hídricos. Volume 1. 2011. 66 p. Brasília. Disponível em: < <http://arquivos.ana.gov.br/institucional/sge/CED/OC/Catalogo/2012/CadernosDeCapacitacao1.pdf> >. Acesso em 19 de maio de 2021.

AGRA, K.G.; AGRA, S. **Informativo do Plano da Bacia do Rio Ijuí**. 2012. Disponível em: <<https://www.sema.rs.gov.br/u090-bh-ijui>>. Acesso em: 12 maio 2021.

BELTRAME, L. F. de S. (coord.) (2000). **Consistência de dados hidrológicos da bacia hidrográfica do Alto Uruguai, sub-bacia 75**. Porto Alegre, Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS.

BRASIL. **Constituição (1988)**. Constituição da República Federativa do Brasil: promulgada em 5 de outubro de 1988. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicao.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm)>. Acesso em: 18 maio 2021.

BRASIL. **Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Leis/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm)>. Acesso em: 18 maio 2021.

CPRM. Serviço Geológico do Brasil. **Geologia e recursos minerais do Estado do Rio Grande do Sul** - Escala 1:500.000. Recife, 2007.

GRASSI, L. A.T. **Os Comitês de Bacias Hidrográficas e a Gestão das Águas**. Câmara Técnica de Recursos Hídricos. abril de 2001. Disponível em: <<http://www.abes-rs.org.br/rechid/comites-e-gestao.htm#:~:text=Os%20Comit%C3%AAs%20de%20Gerenciamento%20de,h%C3%ADdricos%2C%20ten do%20como%20base%20de>>. Acesso em: 19 maio 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 20 maio 2021.

RIO GRANDE DO SUL. **Decreto nº 44.271, de 23 de janeiro de 2006**. Altera a redação do artigo 3º do DECRETO Nº 40.916, de 30 de julho de 2001, que cria o Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Ijuí e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.al.rs.gov.br/legis/M010/M0100099.ASP?Hid\\_Tipo=TEXTO&Hid\\_TodasNormas=49377&hTexto=&Hid\\_IDNorma=49377](http://www.al.rs.gov.br/legis/M010/M0100099.ASP?Hid_Tipo=TEXTO&Hid_TodasNormas=49377&hTexto=&Hid_IDNorma=49377)>. Acesso em 18 maio 2021.

RIO GRANDE DO SUL. Decreto nº 37.034, de 21 de novembro de 1996. Regulamento do Artigo 18º da Lei nº 10.350, de 30 de dezembro de 1994. **Diário Oficial do Estado**, Porto Alegre, RS, 22 nov. 1996. Disponível em: <<http://extwprlegs1.fao.org/docs/html/bra63216.htm>>. Acesso em: 10 maio 2021.

RIO GRANDE DO SUL. **Decreto nº 55.357, de 9 de julho de 2020**. Altera o Decreto nº 40.916, de 30 de julho de 2001, que cria o Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Ijuí. Porto Alegre, RS. Disponível em: <<https://leisestaduais.com.br/rs/decreto-n-55357-2020-rio-grande-do-sul-altera-o-decreto-no-40-916-de-30-de-julho-de-2001-que-cria-o-comite-de-gerenciamento-da-bacia-hidrografica-do-rio-ijui>>. Acesso em: 10 maio 2021.

RIO GRANDE DO SUL. Lei nº 10.350, de 30 de dezembro de 1994. Institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos, regulamentando o artigo 171 da Constituição do Estado do Rio Grande do Sul. **Diário Oficial do Estado**, Porto Alegre, RS, n. 1, 1 jan. 1995. Disponível em: <<http://www.al.rs.gov.br/filerepository/repLegis/arquivos/10.350.pdf>>. Acesso em: 10 maio 2021.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria da Coordenação e Planejamento (SCP). **Atlas Socioeconômico do Estado do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, 2020. Disponível em: <<https://atlassocioeconomico.rs.gov.br>>. Acesso em: 22 maio 2021.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente. Departamento de Recursos Hídricos. **Relatório Final (RF)**. Porto Alegre, RS, fev. 2012. Disponível em: <[https://www.cbhijui.com.br/plano\\_bacia.html](https://www.cbhijui.com.br/plano_bacia.html)>. Acesso em: 05 maio 2021.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente. Conselho de Recursos Hídricos. **Resolução n.º 02 de 09 de julho de 2001**. Porto Alegre, RS, 2001. Disponível em:

<<https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201708/22140607-resolucao-crh-02-2001-proposto-composicao-comite-ijui.pdf>>. Acesso em: 10 maio 2021.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente. Conselho de Recursos Hídricos. Resolução n. 111/2012. Aprova o enquadramento das águas superficiais da Bacia Hidrográfica do Rio Ijuí. **Diário Oficial do Estado**, Porto Alegre, RS, 13 set. 2012. Disponível em: <<https://www.sema.rs.gov.br/u090-bh-ijui>>. Acesso em: 12 maio 2021.

RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente. Conselho de Recursos Hídricos. Regimento Interno do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Ijuí. **Diário Oficial do Estado**, Porto Alegre, RS, 12 jun. 2002. Disponível em: <[https://www.cbhijui.com.br/regimento\\_interno.html](https://www.cbhijui.com.br/regimento_interno.html)>. Acesso em: 05 maio 2021.

TUCCI, C.E.M. (Org.) **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade: ABRH, (Coleção ABRH de Recursos Hídricos; v.4). 1997.

# ANÁLISE DE INUNDAÇÕES NOS RIOS CANOAS, SERTÃO E MAMPITUBA, SUL DO BRASIL POR MEIO DE MODELAGEM HIDROLÓGICA E HIDRODINÂMICA

| ID 18845 |

**1Ives Fiegenbaum, 2Sérgio Luciano Galatto, 3Marina Refatti Fagundes, 4Gustavo Simão, 5Mariluci Pereira, 6Cristiane Bardini Dal Pont, 7Bruna Borsatto Lima, 8Jori Ramos Pereira, 9Álvaro José Back**

*1Universidade do Extremo Sul Catarinense, ives@unesc.net; 2Universidade do Extremo Sul Catarinense, sga@unesc.net; 3Universidade Federal do Rio Grande do Sul, marinarf95@hotmail.com.br; 4Universidade do Extremo Sul Catarinense, gustavosimao@unesc.net; 5Universidade do Extremo Sul Catarinense, marilucipereira@unesc.net; 6Universidade do Extremo Sul Catarinense, cristianedalpont@unesc.net; 7Universidade do Extremo Sul Catarinense, brunabl@unesc.net; 8Universidade do Extremo Sul Catarinense, jori@unesc.net; 9Universidade do Extremo Sul Catarinense, ajb@unesc.net*

**Palavras-chave:** recursos hídricos, eventos hidrológicos extremos, modelagem hidrológica e hidrodinâmica.

## Resumo

As inundações que ocorrem em bacias hidrográficas com declividades elevadas são mais susceptíveis a perigos naturais, devido à ocorrência de eventos hidrológicos de alta intensidade e ao tipo de relevo declivoso. Esses dois fatores associados contribuem para um aumento do potencial destrutivo desses locais, trazendo prejuízo econômico e perda de vida de pessoas e animais. Esse estudo propõe a ampliação dos conhecimentos empregando modelos de simulação do processo hidrológico observado em períodos de grandes pluviosidades. Buscou-se avaliar as áreas de planície de inundação nos rios Canoas, Sertão e Mampituba contribuintes da bacia do rio Mampituba, Sul do Brasil, por meio de modelagem hidrológica (HEC-HMS) e hidrodinâmica (HEC-RAS), com intuito de apoiar aos procedimentos emergenciais de enfrentamentos de enchentes e inundações, e contribuir com a gestão territorial destes espaços. Utilizando dados hidrológicos da bacia do rio Mampituba, desenvolveu-se um modelo hidrológico, o qual gerou vazões que foram utilizadas como entrada para um modelo hidrodinâmico, resultando em manchas de inundação nas planícies dos rios modelados. Os estudos de calibração e integração dos modelos foram realizados numa plataforma computacional

que emprega o conhecimento hidrometeorológico representado pelos modelos da bacia em estudo. A modelagem hidrodinâmica representada nos mapas indicou que as manchas de inundação ocorrem dentro da calha dos rios e nas planícies ocupadas por agricultura, predominando canchas de arroz irrigado, campo de pastagem, silvicultura, área urbanizada e vegetação nativa. Na região urbana junto as planícies de inundação dos municípios de Praia Grande e Mampituba, existem pousadas, restaurantes e residências, que podem sofrer danos estruturais e expor as pessoas ao perigo de um evento de inundação dessa magnitude. Os resultados alcançados, permitem inferir que o sistema de modelagem integrada mostrou-se capaz de realizar simulações hidrometeorológicas e hidrodinâmicas eficientes. A metodologia empregada permite aos gestores públicos maior assertividade na tomada de decisão ao enfrentamento dos perigos dos eventos de inundações bem como podendo ser desenvolvido para outras bacias.

### **Introdução**

As inundações são um fenômeno global que afetam a vida das pessoas desde os tempos antigos. Dentre os desastres naturais, as inundações destacam-se pela sua recorrência, abrangência e capacidade de destruição (TENG et al., 2017). Em eventos extremos de precipitações pluviométricas, é natural que ocorra o aumento da vazão nos cursos de água, extrapolando em muitas vezes a calha dos rios atingindo a planície de inundação. Em regiões urbanizadas esta situação é agravada, devido a impermeabilização do solo e a criação de diversos obstáculos artificiais (SARTORI, 2018).

Neto et al. (2015), descrevem que várias cidades do Brasil foram sendo instaladas e expandidas para as áreas de planície de inundação dos rios, resultando na ocorrência de grandes prejuízos econômicos, tanto à estrutura física, como em perdas de vidas humanas. Portanto, demarcar locais sujeitos à inundação constitui uma atividade essencial para o planejamento e gerenciamento do uso do solo (TUCCI, 2007). A previsão de cheia a longo prazo quantifica as chances de ocorrência da inundação em termos estatísticos, sem precisar quando vai ocorrer. Ela se baseia na estatística de ocorrência de níveis no passado e permite estabelecer os níveis de inundação para alguns riscos escolhidos. Sendo assim, ela representa uma ferramenta importante aos gestores públicos para o planejamento ambiental e territorial (RIBEIRO e LIMA, 2011).

Silva (2015) descreve que os fenômenos associados a previsão de eventos hidrológicos extremos se caracterizam pela utilização de ferramentas computacionais avançadas, aliados a procedimentos de modelagem hidrológica e hidrodinâmica, que simulam o comportamento dos principais fenômenos físicos envolvidos nos eventos de enchentes. O enfrentamento dos eventos de inundação deve passar por estudos hidrológicos e hidrodinâmicos por meio de simulação



matemática. A combinação destes modelos permite avaliar e delinear a área inundada considerando eventos ocorridos e projetados em diferentes períodos de retorno (LASTRA et al., 2008; KNEBL et al., 2005).

Muitos autores consideram que os modelos hidrológicos são uma das principais ferramentas utilizadas para gestão dos recursos hídricos, já que permitem simular as variações temporais dos fenômenos naturais, avaliando diferentes combinações de acontecimentos (VIOLA et al., 2009). Entre as diversas aplicações, a modelagem hidrológica pode ser utilizada para avaliar os impactos resultantes de modificações realizadas em ambientes naturais, como ferramenta para elaboração de projetos e também para prever as consequências de cenários hipotéticos (MARINHO FILHO et al., 2013).

Os modelos hidrológicos vem sendo amplamente usados no mapeamento de risco de inundação (APEL et al., 2006; DUTTA et al., 2006), na avaliação de danos de inundação (BHUIYAN e DUTRA, 2012; MERZ et al., 2010), na previsão de enchentes em tempo real (ARDUINO et al., 2005), na engenharia relacionada a inundações (GALLEGOS et al., 2009), e no planejamento de recursos hídricos (VAZE et al., 2013), bem como tendo servido como um importante pré-requisito para transporte de contaminantes (KARIM et al., 2015), e na hidrologia do sistema fluvial (DUTTA et al., 2013).

A integração entre modelos hidrológicos à Sistema de Informação Geográfica (SIG) vem crescendo significativamente nos últimos anos (CABRAL et al., 2016). Essa integração tem corroborado com o planejamento e tomada de decisão aos problemas de eventos extremos, uma vez que são ferramentas empregadas a predição de vazões de cheia e mapeamento de áreas inundadas. Para Sartori (2018), os modelos hidrodinâmicos permitem mapear as velocidades e direções de fluxo.

Dentre os modelos hidrológicos, Fan e Collischonn (2014) descrevem que os modelos precipitação-vazão têm como objetivo representar a parte do ciclo hidrológico que está entre a ocorrência da chuva e sua transformação em vazão. Entre os fenômenos hidrológicos que estão envolvidos e podem ser considerados em um modelo chuva-vazão estão incluídos a interceptação da água da chuva pela vegetação, o acúmulo de água na superfície, a evapotranspiração e o fluxo de água subterrânea. Originalmente, esses modelos foram desenvolvidos a partir da necessidade de serem obtidas séries históricas de vazão mais longas e representativas para os cursos de água. A partir de informações relativas à lâmina precipitada em determinado local, é possível estimar as vazões desconhecidas em determinado local (TUCCI, 1998; FAN et al., 2015).

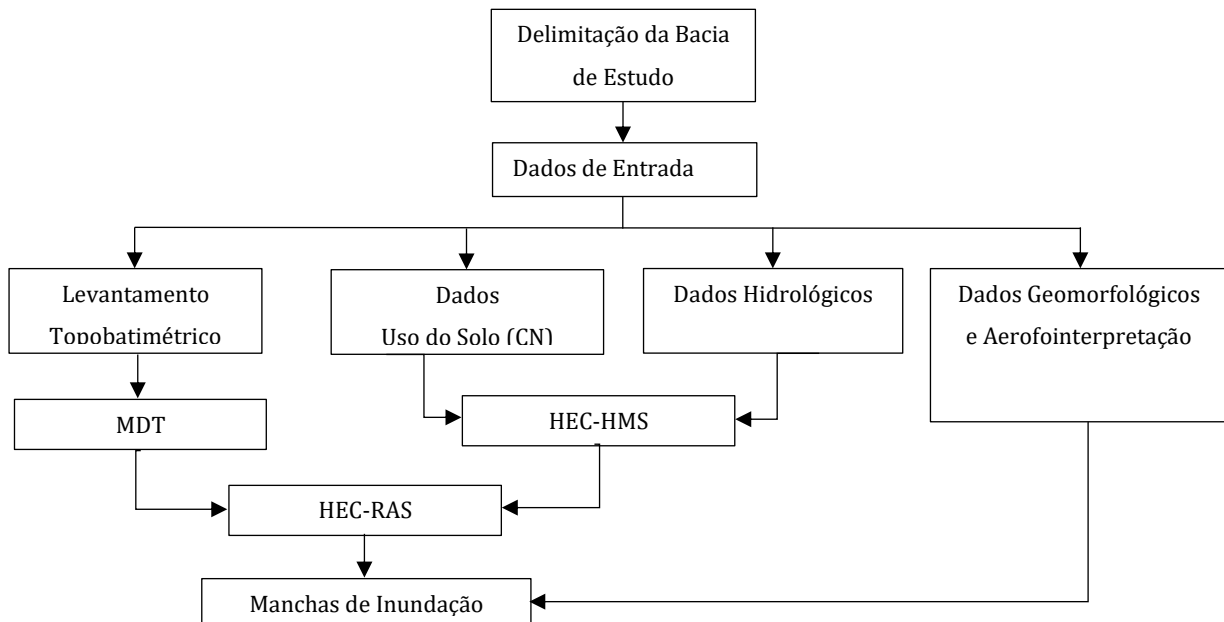
Nas últimas décadas, diversos modelos hidrológicos e hidrodinâmicos foram desenvolvidos. Cada um deles trata as etapas do ciclo hidrológico de um modo específico e escoamento da água na

calha dos rios, variando conforme os objetivos que se deseja alcançar. Dessa forma, dependendo dos modelos a serem utilizados, diferentes dados de entrada são necessários (SILVA, 2015).

Este trabalho propôs uma modelagem hidrológica e hidrodinâmica para avaliar a ocorrência de eventos de inundação em áreas de planície dos rios Canoas, Sertão e Mampituba, integrantes da bacia do rio Mampituba, Sul do Brasil com vistas a gestão territorial.

### Material e Métodos

As principais etapas de trabalho necessárias para elaboração das simulações de inundação estão descritas na Figura 1.



**Figura 1: Fluxograma dos procedimentos metodológicos.**

#### Área de Estudo

A Bacia Hidrográfica do rio Mampituba (BHRM) é uma bacia transfronteiriça, abrangendo partes do território do extremo nordeste do Rio Grande do Sul (722,73 km<sup>2</sup>) e ocupando parte do território do extremo sudeste de Santa Catarina (1.219,31 km<sup>2</sup>) totalizando a área de drenagem de 1.942,04 km<sup>2</sup>. Tem suas principais nascentes nas chapadas do Parque Nacional de Aparados da Serra e do Parque Nacional da Serra Geral, município de Cambará do Sul. Essa região apresenta as maiores altitudes da bacia, atingindo 1.134 metros acima do nível do mar. Os rios que se formam nessa região descem pelos cânions, em regiões com acentuadas declividades, formando diversas cachoeiras até que se encontram na altitude de 799 m, onde forma o rio Mampituba, que é o divisor entre os estados

do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. Nesse ponto, o rio divide o município catarinense de Praia Grande e o município gaúcho de Mampituba, até o ponto onde o rio se bifurca em duas direções, uma mais à nordeste e outra à sudeste. O regime pluvial da região da bacia deste estudo é influenciado pelo relevo, com acentuada ocorrência de chuvas orográficas. Back e Poletto (2018) destacam que os eventos de chuvas orográficas estão relacionados com inundações, enchentes e deslizamentos de encosta no litoral das regiões Sul e Sudeste do Brasil.

Para as simulações hidrológica e hidrodinâmica foi delimitado uma área de estudo inserida na bacia hidrográfica do rio Mampituba. Essa área de estudo (Figura 2) possui 1.211,97 km<sup>2</sup>, com perímetro de 201,66 km e extensão de curso d'água de 83,78 km. Inicia junto a nascente do rio Mampituba até o local da junção do leito do rio Sertão com o rio Mampituba.

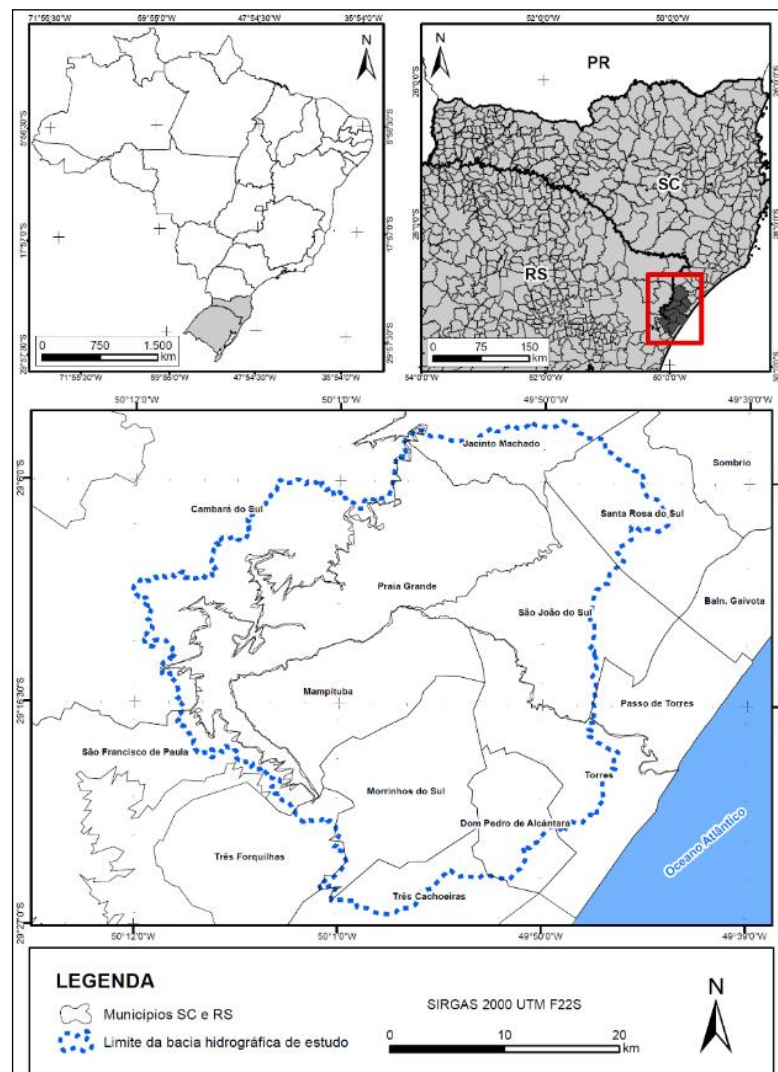


Figura 2: Localização da área da bacia hidrográfica de estudo.

### **Levantamento Topobatimétrico**

Foram levantados 36 pontos de seções batimétricas dos rios utilizando a metodologia sugerida pela NBR 13.133/1994, que fixa as condições exigíveis para a Execução de Levantamento Topográfico, juntamente com o documento de Especificações e Normas para Levantamentos Geodésicos Associados ao Sistema Geodésico Brasileiro. Esse documento estabelece os requisitos mínimos de precisão geométrica posicional, tornando assim as coletas de dados *in loco* georreferenciadas a um sistema de coordenadas. O levantamento das seções foi auxiliado também com o método de *Real Time Kinematic* (RTK) (INCRA, 2013) e apoiado com Estação Total. Foi utilizado receptor *Global Navigation Satellite System* (GNSS) com link de Rádio Externo. Com este procedimento foi possível efetuar o levantamento *Real Time Kinematic* (RTK). Foram elaborados os perfis horizontais das seções batimétricas dos rios estudados com escala vertical de 1:500 e escala horizontal de 1:1000. O levantamento das seções batimétricas serviu de dados de entrada ao modelo hidrodinâmico.

### **Geomorfologia e aerofotointerpretação**

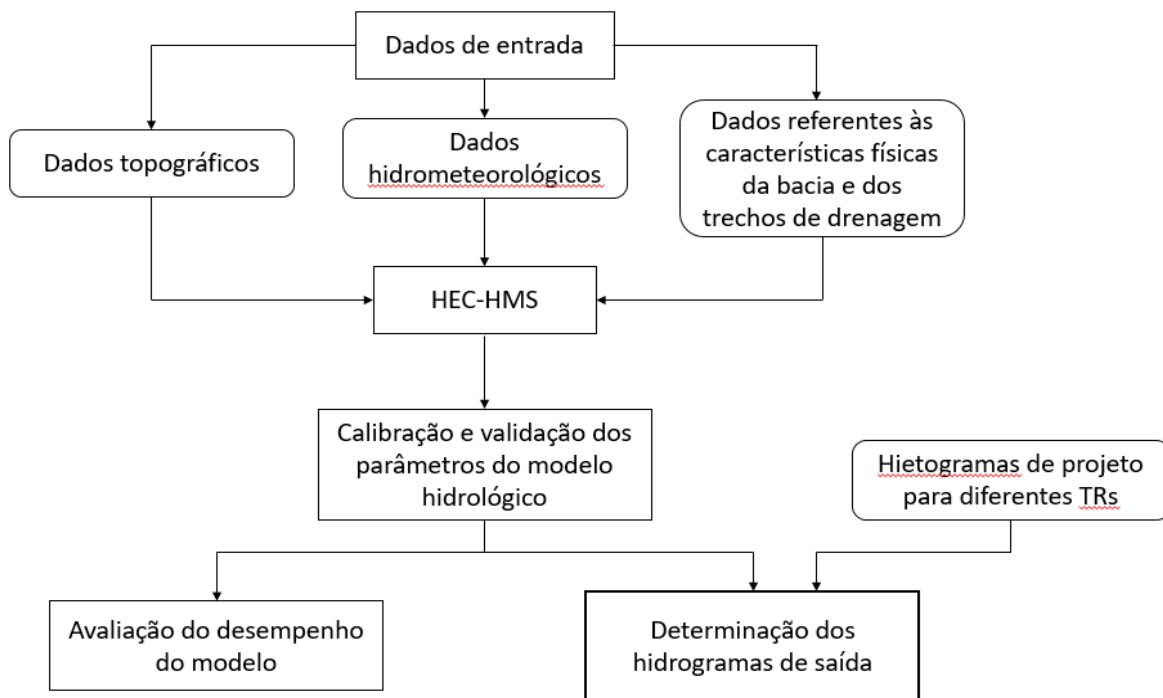
Os estudos de geomorfologia e aerofotointerpretação foram realizados para dar suporte aos estudos de modelagem hidrodinâmica buscando compreender as áreas de inundação modeladas. A geomorfologia foi descrita com vistoria de campo e por meio de informações disponíveis no Plano de Manejo do Parque Nacional de Aparados da Serra e da Serra Geral (BRASIL, 2003). A aerofotointerpretação foi feita por meio de recortes temporais que totalizam um lapso temporal de mais de seis décadas, iniciando-se com o aerolevanteamento datado do ano de 1957 e concluindo com o imageamento orbital datado de janeiro de 2020. O objetivo foi compreender a variação e o comportamento da calha dos rios e das intervenções antrópicas ocorridas nos últimos 60 anos, e corroborar na definição das manchas de inundação. Para avaliar a rede de drenagem, foram realizadas atividades de análise multitemporal, baseadas na interpretação de fotos aéreas e imagens orbitais (intervalos de 1957 e 1978), oriundas da Secretaria de Planejamento do Governo do Estado de Santa Catarina; de 2000 oriunda do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE; de 2010 do Levantamento Aerofotogramétrico do Estado de Santa Catarina oriunda da Secretaria de Desenvolvimento Sustentável do Estado de SC. E os recortes de 2013 e 2020 foram obtidos do software Google Earth®.

### Modelagem hidrológica

A modelagem hidrológica foi realizada por meio do *software* HEC-HMS (versão 4.2.1) da *US Army Corps of Engineers* (USACE-HEC, 2016a). Para os dados de entrada, foram obtidas as variáveis hidrometeorológicas (precipitação, vazão e evapotranspiração), tipo e uso do solo, e altimetria do terreno. Os dados secundários utilizados foram:

- (1) Estação pluviométrica Praia Grande (código 02949001), da Rede Hidrometeorológica Nacional (RHN) coordenada pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), operada pela Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI). A estação está localizada na latitude 29°11'41" S e longitude 49°57'48" W, a 60 metros de altitude. A série histórica é de 1977 a 2019.
- (2) Estação fluviométrica Praia Grande (código 84970000), de responsabilidade da ANA e operada pela EPAGRI. A estação está localizada na latitude 29°11'41" S e longitude 49°57'48" W. A série histórica é de 1986 a 2014.
- (3) Estação fluviométrica Poço Negro (código 84980000), de responsabilidade da ANA e operada pela Companhia de Pesquisa em Recursos Minerais (CPRM). A estação está localizada na latitude 29°11'41" S e longitude 49°57'48" W. A série histórica é de 2006 a 2019.
- (4) A evapotranspiração potencial foi determinada com dados do município de Praia Grande, através do *software* HydroClimaSC (BACK, 2020).
- (5) O tipo e uso do solo foi obtido do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Mampituba - Fase A Diagnóstico (SEMA-RS, 2020).
- (6) A altimetria do terreno foi utilizada do Modelo Digital de Elevação (MDE) disponível no site do Laboratório de geoprocessamento (LABGEO) da UFRGS. O MDE foi elaborado com dados do SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) e possui resolução espacial de 90 metros (WEBER et al., 2004).

A Figura 3 apresenta a sequência utilizada para a elaboração e calibração do modelo hidrológico.



**Figura 3: Fluxograma das etapas de elaboração e calibração do modelo hidrológico.**

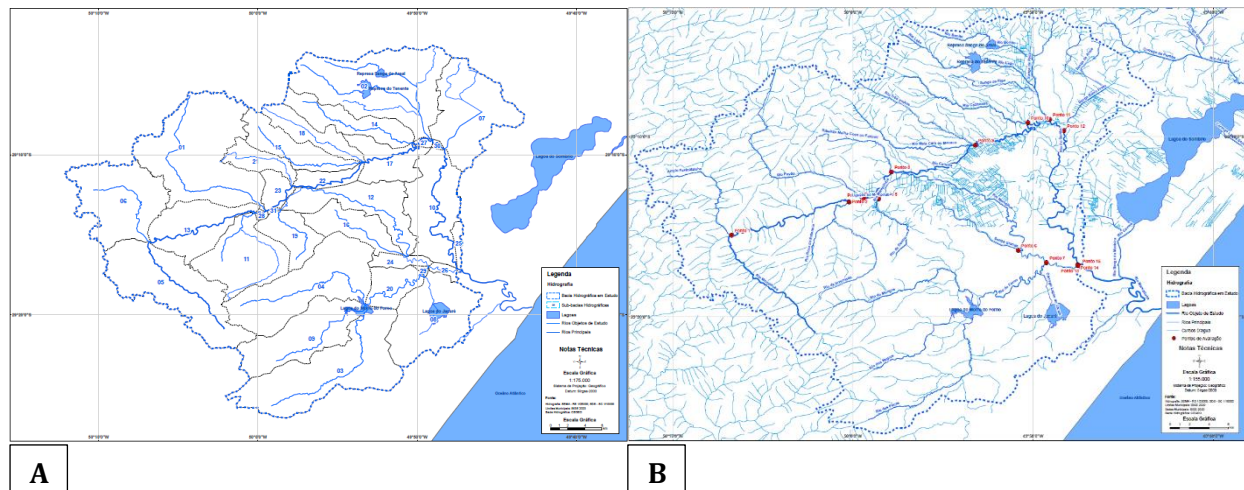
A determinação dos hietogramas para simular a resposta da área de estudo a uma chuva de 24 horas de duração e diferentes períodos de retorno foi empregada a equação IDF (Equação 1) com dados de precipitação da estação de Praia Grande. Os eventos de chuva de 24 horas foram avaliados com períodos de retorno de 2, 5, 10, 15, 20, 25, 50 e 100 anos. Para a distribuição temporal da intensidade da chuva foi utilizado o terceiro quartil do método de Huff, considerando a curva com 50% de frequência (HUFF, 1990), de modo a dividir a lâmina total precipitada em 24 horas em intervalos de 1 hora. Esse método já foi utilizado por Szymanski (2020) para realizar análise de inundação nas sub bacias dos rios Molha Coco e Malacara, tributários da bacia do rio Mampituba. A equação de chuvas intensas tem modelo:

$$i = \frac{KT^m}{(t+b)^n} \quad (1)$$

Onde:  $i$  é intensidade média máxima da chuva (mm/h),  $T$  é o período de retorno (anos),  $t$  a duração da chuva (minutos) e  $K$ ,  $m$ ,  $b$ ,  $n$  são parâmetros da equação determinados para cada local.

No HEC-HMS, a modelagem pode ser realizada de forma semi-distribuída a partir da divisão da bacia em partes menores, de modo a representar a variação das características do terreno. Dessa

forma, podem ser definidas as sub bacias conforme o que se deseja representar (Figura 4A). Foram avaliados na modelagem hidrológica 15 pontos (Figura 4B) distribuídos ao longo dos rios Mampituba, Canoas e Sertão.



**Figura 4: Divisão em sub-bacias (A) e distribuição de 15 pontos para avaliação hidrológica no HEC-HMS.**

O ponto 1 foi definido quando houve a junção da nascente do rio Mampituba com o Arroio Faxinalzinho. Os pontos 2 e 3 representam os rios Roça da Instância e Pavão desembocando no rio Mampituba. No ponto 4 ocorre a divisão do rio Mampituba em dois leitos: rio Canoas (leito maior) e Mampituba (leito menor). Os pontos 5, 6, 7 e 14 referem-se ao rio Mampituba (leito menor), enquanto que os pontos 8, 9, 10, 11, 12 e 13 ao rio Canoas, que após o deságue do rio Cachoeiras, o Canoas é chamado de rio Sertão. O ponto 15 é o exutório da bacia de estudo e corresponde a jusante do encontro dos rios Sertão e Mampituba. O método para estimar o volume de água gerado durante um evento de precipitação foi o SCS-CN, da *Natural Resources Conservation Center* dos Estados Unidos. Seu valor varia entre 0 e 100, onde quanto mais próximo de 100 estiver o coeficiente, maior será o escoamento superficial e menor será a infiltração. Ao valor relativo às perdas iniciais, o HEC-HMS considera que é equivalente a 20% da máxima infiltração potencial acumulada (USACE-HEC, 2016a), calculada de acordo com a Equação (2).

$$I_a = 0,2 * S \quad (2)$$

Onde:  $I_a$  é as perdas iniciais (mm) e  $S$  a máxima infiltração potencial acumulada (Equação 3).

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (3)$$

Onde: CN é valor do parâmetro relativo à capacidade de infiltração do terreno.

O método escolhido para representar a transformação da chuva em vazão foi o hidrograma unitário da SCS. No HEC-HMS, o único dado de entrada à utilização desse modelo é o tempo de atraso, ou "lag time". Esse dado é equivalente a 60% do tempo de concentração da bacia mais a metade do tempo unitário de duração da chuva (USACE-HEC, 2016a). Para o cálculo do tempo de concentração utilizou-se a equação de Kirpich (Equação 4). Essa equação relaciona o comprimento do rio principal com diferença de altitude da bacia, sendo desenvolvida para bacias rurais com áreas menores à 0,5 km<sup>2</sup> (COLLISCHONN e DORNELLES, 2013).

$$T_c = 57 \left( \frac{L^3}{\Delta h} \right)^{0,385} \quad (4)$$

Onde: T<sub>c</sub> é o tempo de concentração (minutos), L o comprimento do curso de água principal (km) e Δh a diferença de altitude ao longo do talvegue do curso de água (m).

Para determinação do comprimento dos trechos de rio foram utilizados os *shapefiles* referentes aos trechos de drenagem de Santa Catarina, no Portal SIGSC. As informações foram processadas no *software* ArcMap 10.3. O valor do Δh foi realizada no ArcMap 10.3 tomando como base o MDE. Por fim, foi adotado para simular a propagação do escoamento em rios o método de Muskigum Cunge (USACE-HEC, 2016a). Os parâmetros de entrada foram relativos ao comprimento, declividade e largura dos trechos de água. Esses dados foram obtidos por meio do *software* ArcGis 10.3 ®.

### Modelagem Hidrodinâmica

As simulações hidrodinâmicas foram realizadas no *software* HEC-RAS (*Hydrologic Engineering Center - River Analysis System*) versão 5.0.7, da *US Army Corps of Engineers* (USACE-HEC, 2016b e 2016c). O modelo utilizou as equações de Saint Venant para simular como ocorre a propagação do escoamento em rios e canais, fornecendo diversas informações sobre as características da onda de cheia, além de gerar manchas de inundação (USACE-RAS, 2016a). Para tanto, foi utilizado o Modelo Digital de Terreno (MDT) proveniente dos levantamentos aerofotogramétricos realizados pela Secretaria de Estado do Desenvolvimento Social de Santa Catarina (SDS-SC), que está disponível para download no Portal SIGSC (<http://sigsc.sds.sc.gov.br/>). Esse MDT possui resolução espacial de 1



(um) metro e escala 1:10.000. Através do uso dessa ferramenta foi possível fazer as previsões das áreas inundadas a partir da simulação com dados de eventos de diferentes magnitudes definidas no modelo hidrológico.

A determinação do coeficiente de Manning relativa aos rios analisados e suas margens mais próximas (100 metros) foi feita a partir da análise da composição dos canais, determinado um valor de Manning em cada trecho dos rios Mampituba, Canoas e Sertão, tomando como base os valores tabelados encontrados em Boiten (2008) e Batista e Lara (2002).

Para as áreas de planícies de inundação mais distantes dos rios de interesse, foi utilizado como base o mapa de uso do solo obtido na Fase A do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do rio Mampituba (SEMA-RS, 2020). Foi determinado um valor relativo a esse coeficiente para cada classe de uso do solo presente na bacia em estudo tomando como base valores tabelados encontrados em Chow (1959). Por fim, foi considerado um período de *ramp up* do modelo de 18 horas e o intervalo computacional utilizado de 4 segundos. Os demais parâmetros foram deixados nas configurações padrão do HEC-RAS. Após a definição de todas as configurações, o modelo foi rodado considerando os tempos de retorno (2, 5, 10, 15, 20, 25, 50 e 100 anos).

## **Resultados e Discussão**

### **Geomorfologia e aerofotointerpretação**

A evolução geomorfológica na região de estudo remete-nos ao início da fachada atlântica do litoral catarinense, desde a fragmentação do supercontinente Gondwana e abertura do Atlântico Sul durante o Cretáceo (JUSTUS et al., 1983 apud BRASIL, 2003). Por isso, todo cenário morfológico da costa catarinense, incluída a área da bacia de estudo, nas cabeceiras do rio Mampituba, mostra uma história pós-cretácica. A ocorrência mais relevante é o levantamento das cadeias montanhosas da Serra Geral, constituídas por rochas vulcanosedimentares Gondwânicas de idade Paleozoica a Mesozoica, respectivamente. Essas feições representam, na realidade, escarpas de borda de planalto e esse erguimento processou-se, provavelmente, a começar de fins do Cretáceo e ao longo de todo o Terciário, produzindo desnivelamentos superiores a 1.000m, atualmente (BRASIL, 2003).

A porção do alto rio Mampituba mostra um relevo dominado por colinas de geometria convexo-côncava; morros de geometria convexa, um pouco mais elevados; e mesas basálticas. As planícies costeiras que ocupam a porção externa das baixadas litorâneas, como as áreas de planícies dos municípios de Praia Grande, Mampituba, Morrinhos do Sul e São João do Sul, exibem uma complexa história geológica marcada pelos eventos transgressivo-regressivos que ocorreram ao longo do Quaternário Superior.

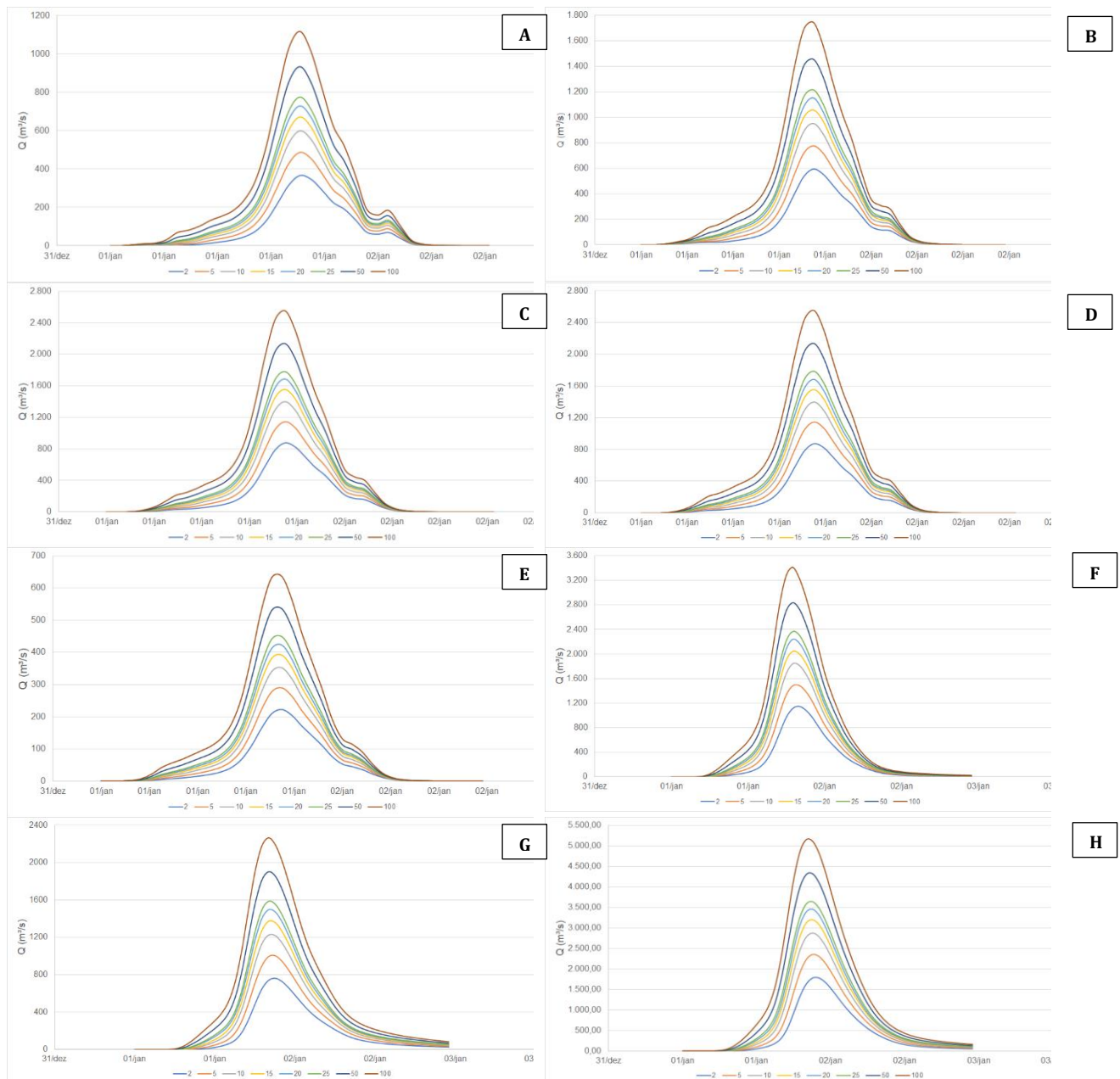
Na porção dos contrafortes da Serra Geral, tem-se uma rede hidrográfica caracterizada por rios de alta energia, relacionados a acumulação torrencial constituída de depósitos de enxurradas nas porções distais do sopé das elevações. Esses rios caracterizam-se pela presença de barras arenosas e cascalhosas relacionadas a processos de transporte torrencial, dividindo o rio em várias calhas dentro da planície de alagamento, sendo a localização dessas calhas fluante no decorrer do tempo, como é o caso do sistema Mampituba e Canoas. Esses rios se assentam sobre expressivos depósitos de leques aluviais retrabalhados por ação fluvial, onde se instala um padrão de canal entrelaçado (braided) no sopé da escarpa (DANTAS et al., 2005).

A análise multitemporal por meio da avaliação de aerofotografias e imagens orbitais permitiu identificar que o rio Mampituba se caracteriza por sua proximidade com os contrafortes da Serra Geral, e apresentando comportamento morfológico de um rio de sistema entrelaçado típico, tendo a sua calha profundamente influenciada e alterada por fluxos episódicos de alta energia. Os eventos de enxurrada, com alto potencial erosivo, alteram sucessivamente a morfologia e o local da calha, criando e abandonando braços de rio ao longo do tempo. Observou-se que a área da bacia de estudo é característica por leques aluviais, estando sujeita à ocorrência de fenômenos de avulsão, ou seja, a mudanças na direção dos canais. Foram visíveis nas porções emersas diversas feições erosivas tipo estria, típicas de transbordo e corrente d'água de alta energia, estando esses presentes nas regiões urbanizadas de Praia Grande e Mampituba.

### **Modelagem hidrológica e hidrodinâmica**

Dantas (2012) ressalta que o modelo HEC-HMS foi desenvolvido para representar as fases do ciclo hidrológico, no seu aspecto do balanço hídrico no solo, o qual é constituído pela interação solo-vegetação, pelas transições da propagação do escoamento subterrâneo, escoamento superficial, na calha dos rios e nos lagos. Pode-se observar nos hidrogramas gerados no HEC-HMS para alguns dos períodos de retorno (Figura 5), que após a divisão do rio Mampituba (leito menor) em dois leitos, 82% do fluxo de água permanece no rio Canoas (leito maior), enquanto que 18% escoam ao rio Mampituba. No ponto 1, a vazão de pico calculada com T de 2 anos é de 364,67 m<sup>3</sup>/s, chegando a 1.117,5 m<sup>3</sup>/s para T de 100 anos. No ponto 4 obteve-se para T de 2 anos a vazão de 872,98 m<sup>3</sup>/s, atingindo 2.548,88 m<sup>3</sup>/s (T 100 anos). Quando avaliada a sequência de pontos que segue no rio Mampituba (leito menor), constatou-se um decréscimo médio da vazão de pico de 74,59% do ponto 4 (872,98 m<sup>3</sup>/s - T de 2 anos) ao ponto 5 (221,79 m<sup>3</sup>/s). Ao compararmos as vazões de pico nos pontos 5 a 7 (rio Mampituba), as vazões com T de 2 anos variam de 221,79 m<sup>3</sup>/s a 763,21 m<sup>3</sup>/s, atingindo com T de 100 anos, 636,93 (Ponto 5) a 2.282,45 m<sup>3</sup>/s (Ponto 7). Dos pontos 8 a 13 diz respeito aos

rios Canoas/Sertão. Nessa região, as vazões de pico são superiores ao Mampituba. No exutório da bacia de estudo (Ponto 15), as vazões de pico variam de 1.786,56 m<sup>3</sup>/s a 5.153,57 m<sup>3</sup>/s.



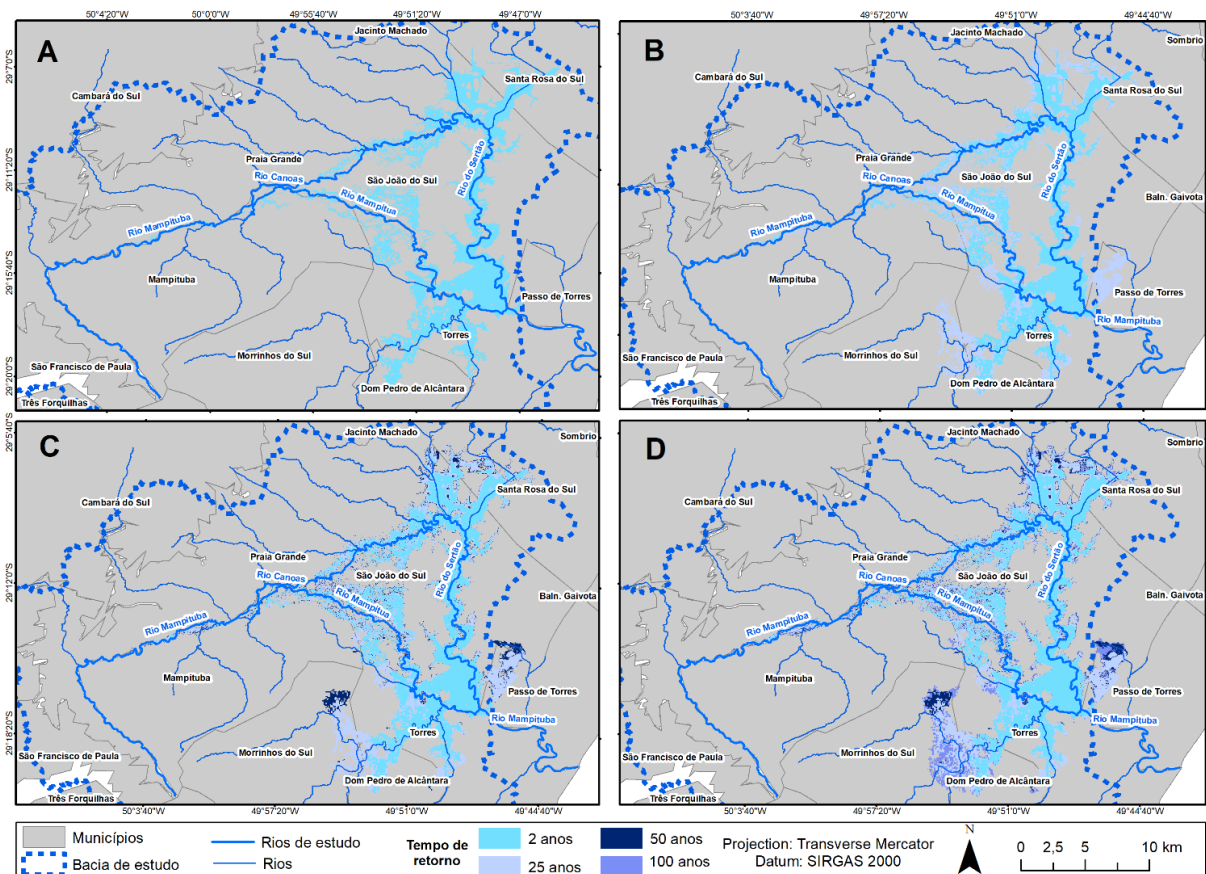
**Figura 5: Hidrograma para alguns pontos analisados nos diferentes períodos de retorno, onde: Ponto 1 (A), Ponto 2 (B), Ponto 3 (C), Ponto 4 (D), Ponto 5 (E), Ponto 12 (F), Ponto 14 (G), Ponto 15 (H).**

Em Praia Grande, ocorreu em 2007, um evento de chuvas intensas com início às 16h00 do dia 03/03/2007 e término às 3h00 do dia 04/03/2007, totalizando 211 mm. Esse evento equivale a uma chuva com TR de 15 anos (216,6 mm) determinado no modelo hidrológico. O modelo hidrológico

construído e calibrado para a bacia de estudo foi integrado aos dados observados, previstos e simulados, provendo a geração de vazões nas sub-bacias e trechos, utilizados pelo modelo hidrodinâmico.

Com todas as seções e demais objetos criados com o uso de ferramentas de geoprocessamento, o conjunto de objetos é transformado em arquivos de geometria do HEC-RAS, para importação pelo modelo. Depois de carregada a geometria, foram efetuados ajustes de fundo dos rios e dos valores da constante de Manning. Esses parâmetros influenciam fortemente os resultados da simulação e, por conseguinte, na validade de seus resultados.

A Figura 6 ilustra a mancha de inundação com T2, T25, T50 e T100 anos.



**Figura 6: Mapas das manchas de inundação para os períodos de retorno de T2 anos (A), T25 anos (B), T50 anos (C) e T100 anos (D).**

Os valores de área obtidos nas manchas de inundação (Figura 6) para os rios de interesse, nos diferentes períodos de retorno, oscilaram entre 8.762,44 ha (T2 anos), 10.463,56 ha (T5 anos), 11.827,25 ha (T10 anos), 12.701,87 ha (T15 anos), 13.408,93 ha (T20 anos), 13.860,81 ha (T25

anos), 14.997,84 ha (T50 anos) e 16.755,13 ha (T100 anos). Observa-se que quanto maior o período de retorno, maior é a quantidade de chuva esperada e conseqüentemente, maior a área da mancha de inundação. Dentre os usos e ocupação de solo nas áreas inundáveis, observou-se que maior área inundável acontece nas áreas de agricultura, seguida de campo (pastagem) e silvicultura. Os dados do levantamento topobatimétrico realizados em pontos dos rios Mampituba, Sertão e Canoas associado ao MDE disponível, foram satisfatórios para minimizar as incertezas da modelagem.

Estudos realizados por Brown e Pasternack (2014) descrevem que, em regiões montanhosas, o aumento das vazões, associado ao transporte de sedimentos, provoca a alteração de percurso dos rios. Essa situação é encontrada na área da bacia de estudo deste trabalho. Szymanski (2020), realizando uma modelagem hidrodinâmica na bacia do rio Molha Coco e Malacara, município de Praia Grande, sul de Santa Catarina, identificou que 70% dos pontos inundados representados pelo modelo hidrodinâmico utilizando o HEC-RAS, coincidiram com os pontos coletados em campo num evento de chuvas intensas em 2007. Esta condição corrobora com os resultados obtidos com as manchas de inundação nos períodos de retorno simulados na área da bacia de estudo.

### **Considerações Finais**

O estudo avaliou as manchas de inundação em área da bacia dos rios Mampituba, Canoas e Sertão, características de regiões montanhosas do sul do Brasil. O modelo HEC-RAS foi utilizado para simular eventos de inundação nessa área de estudo, com base em dados hidrológicos de registros históricos e levantamentos de campo. Os principais pontos observados foram:

- O modelo hidrológico HEC-HMS permitiu gerar hidrogramas com vazões de pico em diferentes períodos de retorno.
- A chuva de 216,6mm para um TR de 15 anos gerada no modelo hidrológico equivale ao evento de chuva intensa (211mm) registrada em março de 2007, em Praia Grande, o que permite confiar no modelo hidrológico.
- Os mapas de manchas mostram que as inundações ocorrem dentro da calha dos rios e em locais de extravasamento. Essas regiões são ocupadas especialmente por agricultura, campos e silvicultura, seguidas de residências, pousadas e restaurantes, que podem sofrer com danos estruturais e risco de vida as pessoas destes locais.

### **Agradecimentos**

Os autores gostariam de agradecer ao apoio recebido dos técnicos dos municípios inseridos na área da bacia de estudo.

### Referências Bibliográficas

Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). 1994. **NBR 13.133 - Execução de Levantamento Topográfico**. ABNT, 35 p.

Apel, H.; Thielen, A. H.; Merz, B.; Blöschl, G. 2006. A Probabilistic Modelling System for Assessing Flood Risks. **Natural Hazards**, v. 38, n. 1-2, p. 79-100.

Arduino, G.; Reggiani, P.; Todini, E.; 2005. Recent advances in flood forecasting and flood risk assessment. **Hydrology & Earth System Sciences**, v. 9, n. 4, p. 280-284.

Batista, M.; Lara, M. 2012. **Fundamentos de engenharia hidráulica**. Belo Horizonte. Editora: UFMG. 473 p.

Back, Á. J.; Poletto, C. Distribuição espacial e temporal da erosividade das chuvas no estado de Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 22, n. 14, p. 1-23, jan. 2018.

Back, Á. J. Informações climáticas e hidrológicas dos municípios catarinenses (com programa HidroClimaSC). Florianópolis: Epagri, 2020. 157p.

Boiten, W. 2008. **Hydrometry: IHE Delft lecture note series**. CRC Press. 3<sup>a</sup> edição.

Bhuiyan, M. J. A. N.; Dutta, D. 2012. Analysis of flood vulnerability and assessment of the impacts in coastal zones of Bangladesh due to potential sea-level rise. **Natural Hazards**, v. 61, n. 2, 729-743.

Brasil. 2003. **Plano de manejo: Parque Nacional de Aparados da Serra e Serra Geral**. Encarte 3. Brasília: Ministério Do Meio Ambiente-Ibama.

Brown, R. A.; Pasternack, G. B. 2014 Hydrologic and topographic variability modulate channel change in mountain rivers. **Journal of Hydrology**, v. 510, p. 551-564.

Cabral, S. L.; Campos, J. N. B.; Silveira, C. S.; Teixeira, F. A. A. 2016. Integração do SIG HEC/HMS e HRC/RAS no mapeamento de área de inundação urbana: aplicação à bacia do rio Grangeiro-CE. **Geociências**. São Paulo, v. 35, p. 90-101.

Chow, V.T. 1959. **Open Channel Hydraulics**. McGraw-Hill, New York.

Collischonn, Walter; Dornelles, Fernando. 2013. **Hidrologia para engenharia e ciências ambientais**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 342p.

Dantas, M. E.; Goulart, D. R.; Jacques, P. D.; Almeida, I. S.; Krebs, A. S. J. 2005. **Geomorfologia aplicada à gestão integrada de bacias de drenagem: bacia do rio Araranguá (SC), zona carbonífera sul-catarinense**. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa, PB., Anais... João Pessoa, PB: ABRH, 74p. CD Rom.

Dantas, C. E. O. 2012. **Previsão e Controle de Inundações em Meio Urbano com Suporte de Informações Espaciais de Alta Resolução**. 2012. 221p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Pernambuco.

Dutta, D.; Herath, S.; Musiak, K. 2006. An application of a flood risk analysis system for impact analysis of a flood control plan in a river basin. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 6, p. 1365-1384.

Dutta, D.; Teng, J.; Vaze, J.; Lerat, J.; Hughes, J.; Marvanek, S. 2013. Storage-based approaches to build floodplain inundation modelling capability in river system models for water resources planning and accounting. **Journal of Hydrology**, v. 504, p. 12-28.

- Fan, F. M.; Collischonn, W. 2014. Integração do modelo MGB-IPH com sistema de informação geográfica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 19, n. 1, p. 243-254.
- Fan, F. M.; Schwanenberg, D.; Collischonn, W.; Weerts, A.; 2015. Verification of inflow into hydropower reservoirs using ensemble forecasts of the TIGGE database for large scale basins in Brazil. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, 4, 196-227.
- Gallegos, H. A.; Schubert, J. E.; Sanders, B. F. 2009. Two-dimensional, high-resolution modeling of urban dam-break flooding: A case study of Baldwin Hills, California. **Advances in Water Resources**, v. 32, n. 8, p. 1323-1335.
- Huff, F. A. Time Distribution of Heavy Rainstorms in Illinois. Illinois State Water Survey, Circular 173, p. 19. Jang, S.H.,1990.
- Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA). 2013. **Manual técnico de posicionamento e georreferenciamento de imóveis rurais**. Brasília. 1<sup>a</sup> ed.
- Knebl, M. R.; Yang, Z. L.; Hutchison, K.; Maidment, D. R. 2005. Regional scale flood modeling using NEXRAD rainfall, GIS, and HEC-HMS/RAS: a case study for the San Antonio River Basin Summer 2002 storm event. **Journal of Environmental Management**, v. 75, n. 4, p. 325-336.
- Karim, F.; Dutta, D.; Marvanek, S.; Petheram, C.; Ticehurst, C.; Lerat, J.; Kim, A.; Yang, A. 2015. Assessing the impacts of climate change and dams on floodplain inundation and wetland connectivity in the wet-dry tropics of northern Australia. **Journal of Hydrology**, 522, 80-94.
- Lastra, J.; Fernández, E.; Díez-Herrero, A.; Marquínez, J. 2008. Flood hazard delineation combining geomorphological and hydrological methods: an example in the Northern Iberian Peninsula. **Natural Hazards**, v. 45, n. 2, p. 277-293.
- Marinho Filho, G. M.; Andrade, R. S.; Zukowski Junior, J. C.; Magalhães Filho, L. N. L. 2013. Modelos hidrológicos: conceitos e aplicações. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 6, n. 2, p. 35-47.
- Merz, B.; Kreibich, H.; Schwarze, R.; Thielen, A. 2010. Review article 'Assessment of economic flood damage'. **Natural Hazards Earth Syst Sciencies**, v. 10, n. 8, p. 1697-1724.
- Neto, A. R.; Cirilo, J. A.; Dantas, C. E. O.; Silva, E. R. 2015. Caracterização da formação de cheias na bacia do rio Una em Pernambuco: simulação hidrológica-hidrodinâmica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 20, n. 2 p. 394-403.
- Ribeiro, C. B. M.; Lima, R. N. S. 2011. Simulação de inundações urbanas a partir da integração de técnicas de geoprocessamento à modelagem hidráulica e hidrológica. **Revista de Geografia**. v. 2, n.1, p.1-9.
- Sartori, R. Z. 2018. **Avaliação comparativa de modelos hidrodinâmicos para previsão de inundações: um estudo de caso do município de Getúlio Vargas-RS**. 2018. 147p. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Federal da Fronteira Sul. Rio Grande do Sul.
- Secretaria do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul. 2020. **Diagnóstico do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Mampituba. Fase A - Diagnóstico**. 219p.
- Silva, E. R. 2015. **Modelagem integrada para controle de cheias, previsão e alerta de inundações: estudo de caso da bacia do rio una em Pernambuco**. 2015. 145f. Tese (Doutorado em Ciências em Engenharia Civil). Universidade Federal de Pernambuco. Pernambuco.

Szymanski, F. D. **Análise de inundações em bacias montanhosas no sul do Brasil por meio de monitoramento e modelagem.** 2020. 123p. Dissertação (Mestrado em Energia e Sustentabilidade). Universidade Federal de Santa Catarina.

Teng, J.; Jakeman, A. J.; Vaze, J.; Croke, B. F. W.; Dutta, D.; Kim, S. 2017. Flood inundation modelling: A review of methods, recent advances and uncertainty analysis. **Environmental Modelling & Software**, v. 90, p. 201-216.

Tucci, C. E. M. 1998. **Modelos hidrológicos**, Ed. Universidade /UFRGS/ Associação Brasileira de Recursos Hídricos, Porto Alegre. 668p.

USACE-HEC. 2016a. **Hydrologic Modeling System, HEC-HMS v4.2.1 - User's Manual.** US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center. 614p.

USACE-RAS. 2016b. **River Analysis System, HEC-RAS v5.0 - User's Manual.** US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center. 960p.

USACE-RAS. 2016bc. **River Analysis System, HEC-RAS v5.0 - 2D Modeling User's Manual.** US Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center. 171 p.

Vaze, J.; Viney, N.; Stenson, M.; Renzullo, L.; Van Dijk, A.; Dutta, D.; Crosbie, R.; Lerat, J.; Penton, D.; Vleeshouwer, J.; Peeters, L.; Teng, J.; Kim, S.; Hughes, J.; Dawes, W.; Zhang, Y.; Leighton, B.; Perraud, J.-M.; Joehnk, K.; Yang, A.; Wang, B.;

Frost, A.; Elmahdi, A.; Smith, A.; Daamen, C. 2013. The Australian Water Resource Assessment System (AWRA). **20th International Congress on Modelling and Simulation.** Adelaide, Australia. p. 3015-3021.

Viola, M. R.; Mello, C. R.; Acerbi Jr., F. W.; Silva, A. M.; 2009. Modelagem hidrológica na bacia hidrográfica do Rio Aiuruoca, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.13, n.5, p.581-590.

Weber, E.; Hasenack, H.; Ferreira, C. J. S. 2004. **Adaptação do modelo digital de elevação do SRTM para o sistema de referência oficial brasileiro e recorte por unidade da federação.** Porto Alegre, UFRGS, Centro de Ecologia.



## CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL DA BACIA DO RIACHO FUNDO, BRASÍLIA - DF

| ID 18849 |

**<sup>1</sup>Lygia Vicente Rondelli da Costa, <sup>2</sup>Janaina Soares e Silva Araújo, <sup>3</sup>Renata de Vasconcelos Barreto, <sup>4</sup>Simone Jung Matos, <sup>5</sup>Tassiana Cristina Casagrande, <sup>6</sup>André Brunckhorst, <sup>7</sup>Carlos Tadeu Carvalho do Nascimento**

*<sup>1</sup>Universidade de Brasília, lygiarondelli@yahoo.com.br; <sup>2</sup>Universidade Universidade de Brasília, janainasa@gmail.com; <sup>3</sup>Universidade Universidade de Brasília, renatagea@gmail.com, <sup>4</sup>Universidade de Brasília, sisijm@gmail.com, <sup>5</sup>Universidade de Brasília, tassianacasagrande@gmail.com, <sup>6</sup>Universidade de Brasília, andre.brunck@gmail.com, <sup>7</sup>Universidade de Brasília, carlostadeu@unb.br*

**Palavras-chave:** Bacia hidrográfica do Riacho Fundo; caracterização ambiental; urbanização.

### Resumo

A bacia hidrográfica do Lago Paranoá, abarcada pela Região Hidrográfica do Paraná, é constituída por cinco unidades hidrográficas (UH) que tem passado por significativa pressão antrópica nas últimas décadas no Distrito Federal (DF). Uma das unidades é a UH do Riacho Fundo que se situa na porção oeste do DF, onde ocorre o eixo de maior ocupação urbana e densidade populacional do território distrital. O objetivo deste estudo é fazer um diagnóstico ambiental desta bacia visando compreender os impactos ocasionados pela intensa urbanização nos seus padrões hídricos. Pretende-se com isso realizar uma análise crítica da situação ambiental da região que possa servir de subsídio para a tomada de decisões referentes às diversas políticas públicas setoriais. Para tanto foi efetuada pesquisa bibliográfica de trabalhos acadêmicos e documentos oficiais do Estado que contivessem dados e informações socioambientais que pudessem auxiliar na qualificação da área do estudo. Como resultados, tem-se que as principais atividades socioeconômicas desenvolvidas na região são a urbanização, a indústria e abastecimento e a agricultura. Devido a esses fatores são grandes os impactos ambientais e os dados obtidos merecem ser examinados à luz do uso e ocupação da terra na região, que demonstram as repercussões ocasionadas pelo processo urbano nos padrões hídricos da UH. Verifica-se que a rápida urbanização ocorrida nas últimas décadas, incluindo, sobretudo, parcelamentos não autorizados desprovidos de prévio planejamento urbanístico e de processo de licenciamento ambiental, contribuíram significativamente para a impermeabilização do

solo que, por seu turno, culmina com o aumento do escoamento superficial e picos de vazão do ribeirão Riacho Fundo, curso principal da bacia. A forte intervenção antrópica na UHRF também colabora para a deterioração da qualidade das águas em trechos de importantes cursos d'água da UH. Dados sobre a análise físico-química da água mostram que embora os índices no geral permaneçam adequados ao enquadramento classe 2 alguns pontos apresentam resultados acima do legalmente permitido. Por exemplo, a Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Riacho Fundo é um dos principais destaques quando se trata de poluição pontual da unidade. A urbanização, especialmente dos parcelamentos ainda em construção, e a agricultura contribuem, por outro lado, com a poluição difusa. Outro ponto que merece destaque é o acelerado assoreamento do braço sul do Lago Paranoá referente a desembocadura do Ribeirão Riacho Fundo. Salienta-se que esse manancial lântico é utilizado para múltiplos usos incluindo o abastecimento público sendo, portanto, fundamental para a cidade. Nas últimas décadas pode-se constatar uma diminuição significativa do tamanho do espelho d'água nesse local devido à perda de solo provocada pelas atividades antrópicas. Sob outra perspectiva, percebe-se que os territórios que ainda contam com cobertura vegetal nativa na bacia estão localizados principalmente em unidades de conservação distritais e federais e nas áreas de preservação permanente dos tributários do ribeirão Riacho Fundo, mostrando a relevância das políticas ambientais para a preservação e manutenção dos serviços ecossistêmicos da bacia. Destaca-se que a Lei 9433/1997, conhecida como Lei das Águas, dispõe no seu inciso III, artigo 3º, a necessidade de integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental. Desse modo, a constatação de que as áreas ainda “verdes” da UHRF são representadas por espaços territorialmente protegidos simboliza bem a importância da integração das diversas políticas setoriais.

### **Introdução**

Partindo-se da conjuntura de intenso uso antrópico encontrado no território da Unidade Hidrográfica do Ribeirão Riacho Fundo (UHRF), integrante da bacia hidrográfica do Lago Paranoá, e sabendo-se dos consequentes impactos que a impermeabilização do solo causa no ciclo hidrológico (MENEZES, *et al*, 2010), este trabalho ambiciona conhecer a situação ambiental dessa unidade.

O conhecimento da situação ambiental das bacias hidrográficas do Distrito Federal é fundamental para se ter informações sobre a distribuição e o comportamento dos elementos químicos no meio ambiente para que a sociedade e o poder público possam, a partir da caracterização dos processos naturais das bacias, propor as alternativas e soluções para o uso e ocupação da terra da capital do país tendo como premissa a preservação da qualidade ambiental para as presentes e futuras gerações.

Sendo assim, o objetivo geral deste estudo é fazer a caracterização ambiental da UH do Riacho Fundo e como objetivo específico visa-se compreender os impactos ocasionados pela intensa urbanização dessa região nos padrões hídricos da Bacia.

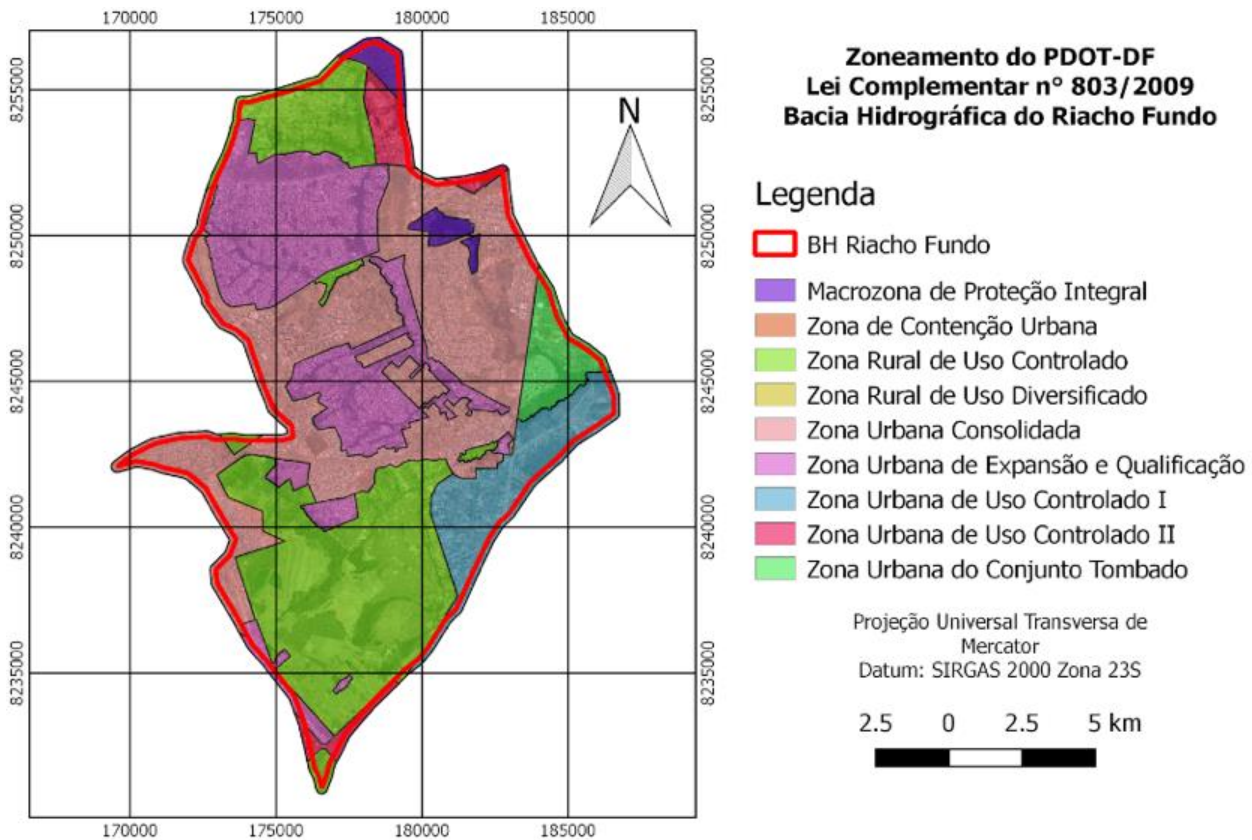
### **Metodologia**

Para obter as informações almejadas foi realizada pesquisa bibliográfica de estudos acadêmicos e documentos oficiais do Estado buscando-se o levantamento de dados e informações que auxiliassem na formação de uma análise crítica da situação ambiental da área de estudo. A análise se deu sobre os principais aspectos relacionados aos recursos hídricos, ambientais e urbanísticos, tais como informações sobre o zoneamento, hidrografia, índices de qualidade da água, dados da fluviométrica e pluviometria, geometria da bacia, entre outros.

### **Resultados e discussão**

O local do estudo abrange uma área de 200,2 km<sup>2</sup> e faz parte da Bacia Hidrográfica do Lago Paranoá (PGIRH/DF, 2012). Ela é limitada ao norte pela UH do Ribeirão Bananal, a leste pelas UH Lago Paranoá e Ribeirão do Gama, ao sul pela UH do Rio Alagado, e a oeste pelas UH Ribeirão das Pedras, Rio Melchior e Rio Ponte Alta.

Quanto ao zoneamento definido no Plano de Ordenamento Territorial do DF (PDOT/DF), instituído pela Lei nº 803, de 25 de abril de 2009, atualizado pela Lei nº 854, de 15 de outubro de 2012, a parte norte da UH Riacho Fundo se situa predominantemente em Zonas Urbanas, com pequena área ocupando Macrozona de Proteção Integral (área da Reserva Biológica - REBIO do Guará) enquanto a parte sul possui grande território em Zona Rural com pequena parte em Zona Urbana de Uso Controlado I e, ainda, a Região Administrativa da Candangolândia, já próxima ao exutório da bacia, localizada na Zona Urbana do Conjunto Tombado, conforme figura abaixo:



**Figura 01 – Zoneamento na UH RF segundo o PDOT.**

De acordo com o Zoneamento Ecológico Econômico do DF, instituído pela Lei nº 6.269/2019, a área da bacia se encontra na subzona de Dinamização Produtiva com Equidade 3 (SZDPE 3), que no artigo 26, IV, da norma dispõe como uma diretriz “a implantação de infraestrutura de saneamento ambiental necessária para a garantia da qualidade e quantidade de água nos córregos tributários do Lago Paranoá, especialmente o da Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo, inclusive nos processos de regularização fundiária”.

A UHRF encontra-se intensamente antropizada, coexistindo dentro da sua delimitação topográfica diversos usos socioeconômicos da terra. Os principais são: a urbanização, que ocupa grande parte do território da UH e inclui loteamentos não planejados pelo poder público como a Colônia Agrícola Sucupira, que situa-se limítrofe ao Riacho Fundo I, os próprios Setores Habitacionais Vicente Pires, Arniqueiras e Bernardo Sayão que hoje passam por processos de regularização fundiária e ambiental, além de ocupações irregulares em unidades de conservação da região e parte da ocupação irregular conhecida como 26 de setembro, que localiza-se ao norte de Vicente Pires, próxima da Floresta Nacional de Brasília e do Parque Nacional de Brasília (que não fazem parte da UH estudada); a agricultura, como se observa na grande Fazenda da Embrapa e áreas rurais do Riacho Fundo, Núcleo Bandeirante, glebas rurais situadas dentro da ARIE Granja do Ipê e

das chácaras que ainda fazem uso rural da terra em Vicente Pires e Colônia Agrícola Samambaia; a atividade industrial e de abastecimento, como o próprio Setor de Indústria e Abastecimento - SIA que situa-se em parte dentro da bacia e exemplos como o da empresa Coca-Cola, que funciona bem próxima ao Parque Ecológico do Riacho Fundo e Boca da Mata, importantes unidades de conservação da UH, e que despeja seus efluentes na rede que chega diretamente na cabeceira do Ribeirão Riacho Fundo; os espaços ambientalmente protegidos tais como uma Reserva Biológica (REBIO), oito Parques, três Áreas de Relevante Interesse Ecológico (ARIES), além de uma Área de Preservação Ambiental (APA) e um Parque Nacional, Unidades de Conservação federais.

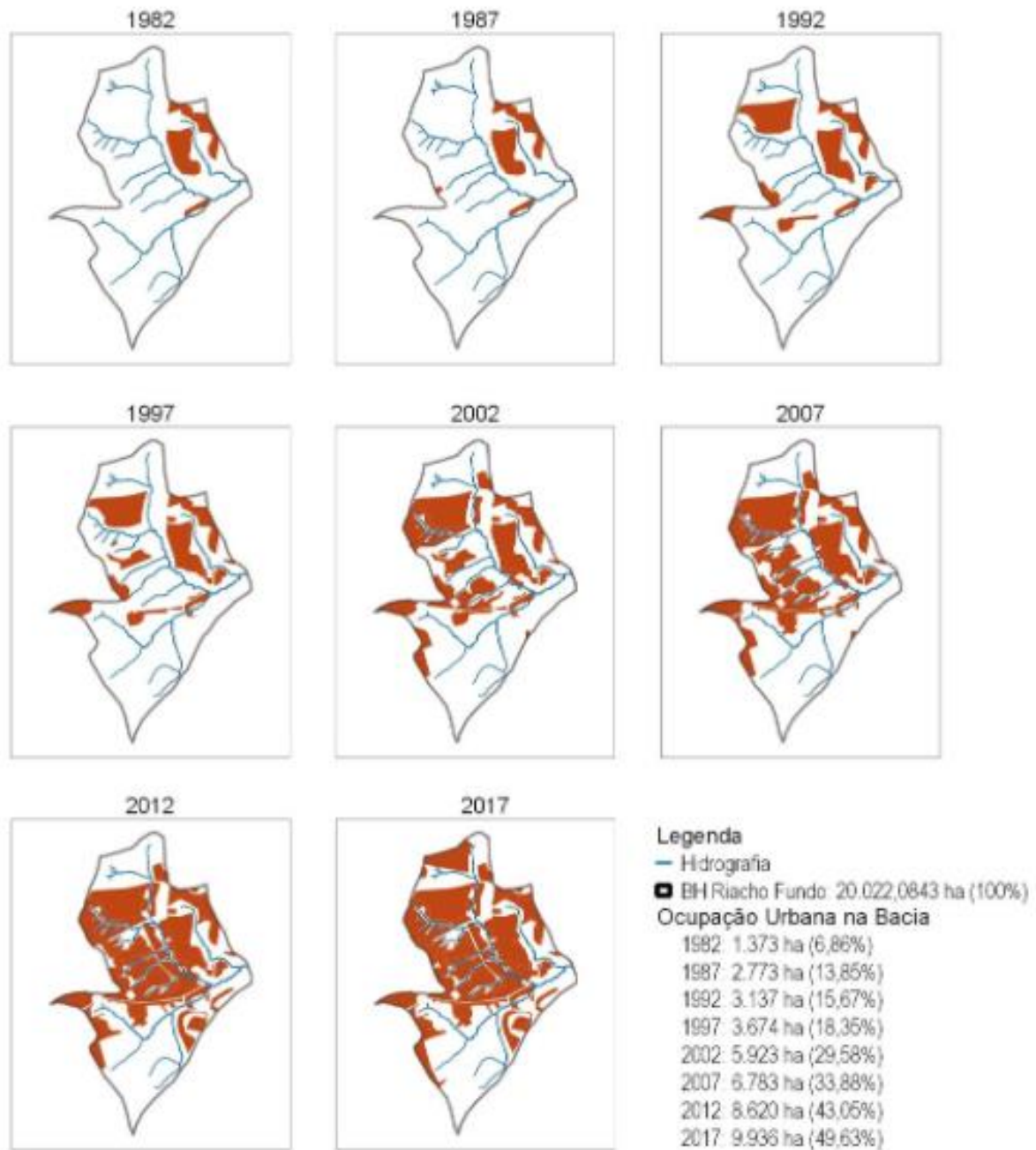
Esses usos podem ocasionar interferência no ciclo hidrológico, sobretudo porque geram impermeabilização do solo e aumentam o escoamento superficial. Parte significativa da bacia está comprometida com o uso urbano, áreas com prédios, solo exposto, além da área do antigo aterro controlado da Estrutural, que atualmente é uma área licenciada para receber resíduos da construção civil para reciclagem e podas, denominada Unidade de Recebimento de Entulho - URE. (CARVALHO, 2013; FERREIRA, BRITES e FERRIGO, 2017).

Em relação à cobertura vegetal da bacia observa-se poucas áreas de cerrado preservado, parte importante dela encontrando-se na região da Fazenda da Embrapa, parte em área pertencente ao Aeroporto Internacional de Brasília, no Aterro Controlado da Estrutural e uma pequena parte do Parque Nacional de Brasília. As áreas de campos também não são expressivas, estando presentes em partes do Parque Ecológico do Riacho Fundo, na pequena parte do Parque Ecológico Boca da Mata (campos de murunduns) que está contida nos limites territoriais da UH e na área rural limítrofe à ARIE Granja do Ipê. Quanto à vegetação de porte alto também não é diferente sendo encontrada em alguns poucos pontos isolados da bacia apenas. Por seu turno, a floresta galeria/ciliar pode ser verificada ao longo do Ribeirão Riacho Fundo e seus afluentes, na REBIO do Guará e na ARIE Santuário do Riacho Fundo, próximo à foz da bacia. Já as gramíneas são percebidas em vasta extensão, sobretudo na parte sul, e também dentro de importantes UCs da região como em partes dos Parques Ecológicos Riacho Fundo e Ezequias Heringer. Por fim, o cultivo de culturas se concentra especialmente na fazenda da Embrapa e na zona rural do Riacho Fundo I. (CARVALHO, 2013; FERREIRA, BRITES e FERRIGO, 2017).

Dessa forma, a bacia do Riacho Fundo se apresenta fortemente ocupada por área urbana, tendo parte considerável dessa urbanização se dado nas últimas décadas de forma acelerada e sem planejamento estatal, o que ocasionou alterações significativas nos usos da terra na região. As regiões administrativas englobadas pela UHRF são Riacho Fundo, Núcleo Bandeirantes, Guará, Candangolândia, Mansões Park Way, Águas Claras, Setor de Indústria e de Abastecimento (FERREIRA, BRITES e FERRIGO, 2017), além de Vicente Pires, parte da Cidade Estrutural e 26 de

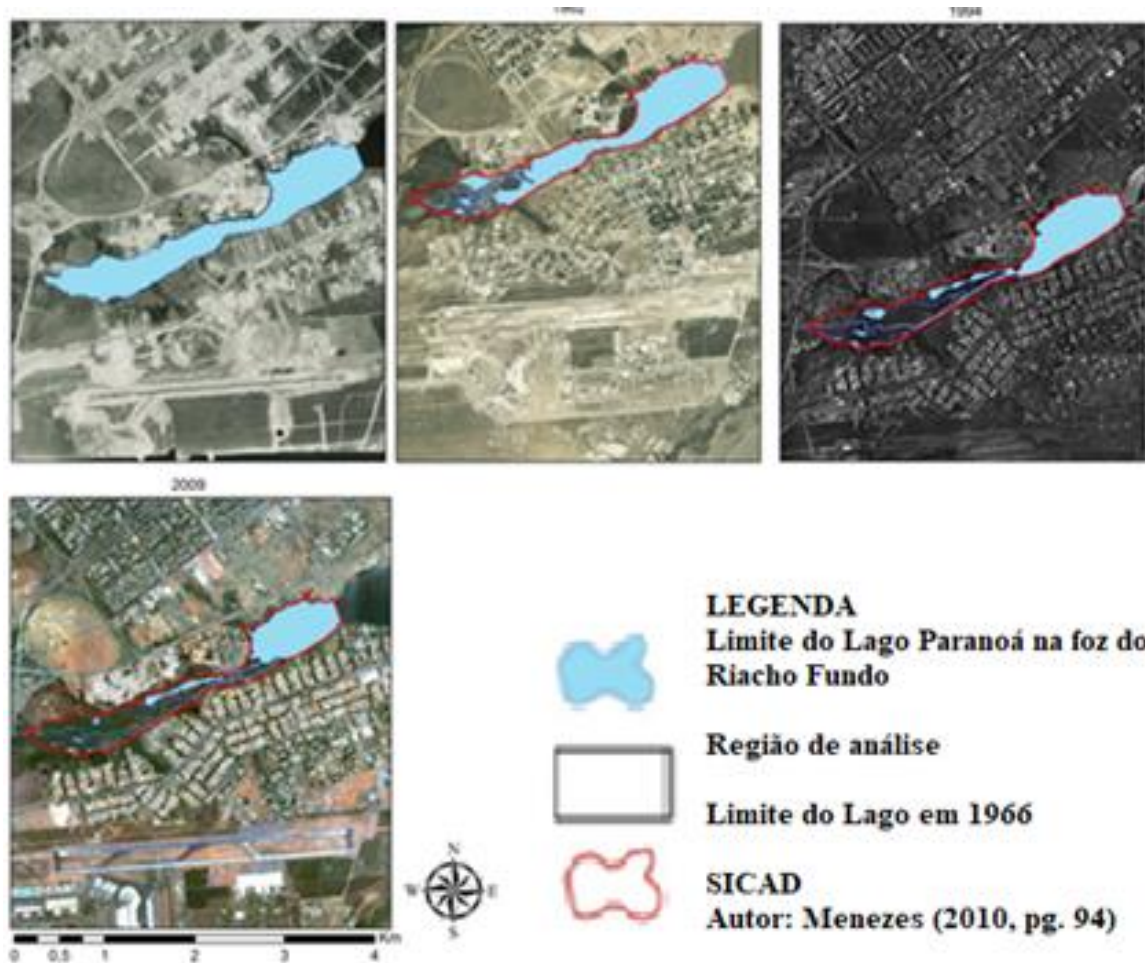
setembro. Carvalho (2013) reforça que Vicente Pires e Riacho Fundo I e II praticamente não existiam e Águas Claras, Candangolândia e Núcleo Bandeirante cresceram bastante desde a década de 80, por exemplo.

Nesse ínterim, Menezes, (2010) detectou que a UHRF e a do Paranoá foram as que tiveram as maiores taxas de substituição da cobertura natural por áreas urbanas nas últimas décadas na bacia do Lago Paranoá. Em análises de mapas do Lago Paranoá de 2009 esse autor verificou que mais de 70% da região hidrográfica do Riacho Fundo encontrava-se com concentração de área impermeabilizada, o que faz com que praticamente toda a precipitação excedente escoar pela superfície da bacia em direção à rede de drenagem. Outro ponto levantado por ele foi a mudança na geração de escoamento superficial ao longo do tempo nessa UH (MENEZES, 2010). A figura a seguir expressa a evolução da expansão urbana na bacia.



**Figura 02 - Expansão urbana na UH RF no período de 1982 e 2017.**

Esse autor ainda a partir da análise dos dados de crescimento da urbanização e aumento do escoamento superficial buscou dados para avaliar o assoreamento do Lago Paranoá a partir dos seus principais contribuintes. Como resultado ele chegou aos mapas da variação das bordas limites do espelho d'água do lago para os braços do Bananal e do Riacho Fundo. A análise foi feita para anos entre 1966 e 2009 e na figura abaixo mostram-se os mapas referentes à área de interesse do presente estudo (*idem, ibidem*):



**Figura 03 - Mapas da variação das bordas limites do espelho d'água do Lago Paranoá no braço do Riacho Fundo entre 1966 e 2009, adaptado de Menezes (2010)**

Em relação ainda à ocupação desta UH é possível fazer uma correlação entre as áreas ainda hoje compostas por vegetação do tipo cerrado/mata e as áreas da bacia onde localizam-se as Unidade de Conservação (UC) e Áreas de Preservação Permanente (APP) da região. Segundo o documento Diagnóstico I do Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal - PGIRH/DF de 2012, a distribuição espacial das áreas protegidas nessa bacia (UCs, APMs e Parques), desconsiderando-se as APAs, é de 36,6 km<sup>2</sup> (18,3%).

O uso e ocupação do solo nessa região, portanto, se mostra bastante comprometido por regiões urbanas sendo fundamental que o Estado invista em políticas públicas urbanas e ambientais visando a proteção das áreas verdes ainda existentes e que desempenham importante papel para infiltração da água da chuva e manutenção da biodiversidade de fauna e flora da região, ressaltando ainda que a ARIE Granja do Ipê possui um sítio arqueológico dentro dos seus limites que também necessita de especial proteção.



Destaca-se, além disso, que parte do território dessa UH está também localizada em UCs Federais (parte do Setor Habitacional Arniqueiras na APA do Planalto Central e uma pequena área ao norte que pega parte do Parque Nacional de Brasília) e que parte significativa ainda não antropizada da bacia se verifica dentro da Fazenda da Embrapa, na sua parte sul (ao lado da ARIE Granja do Ipê) e que contém a cabeceira de um dos afluentes do Ribeirão Riacho Fundo.

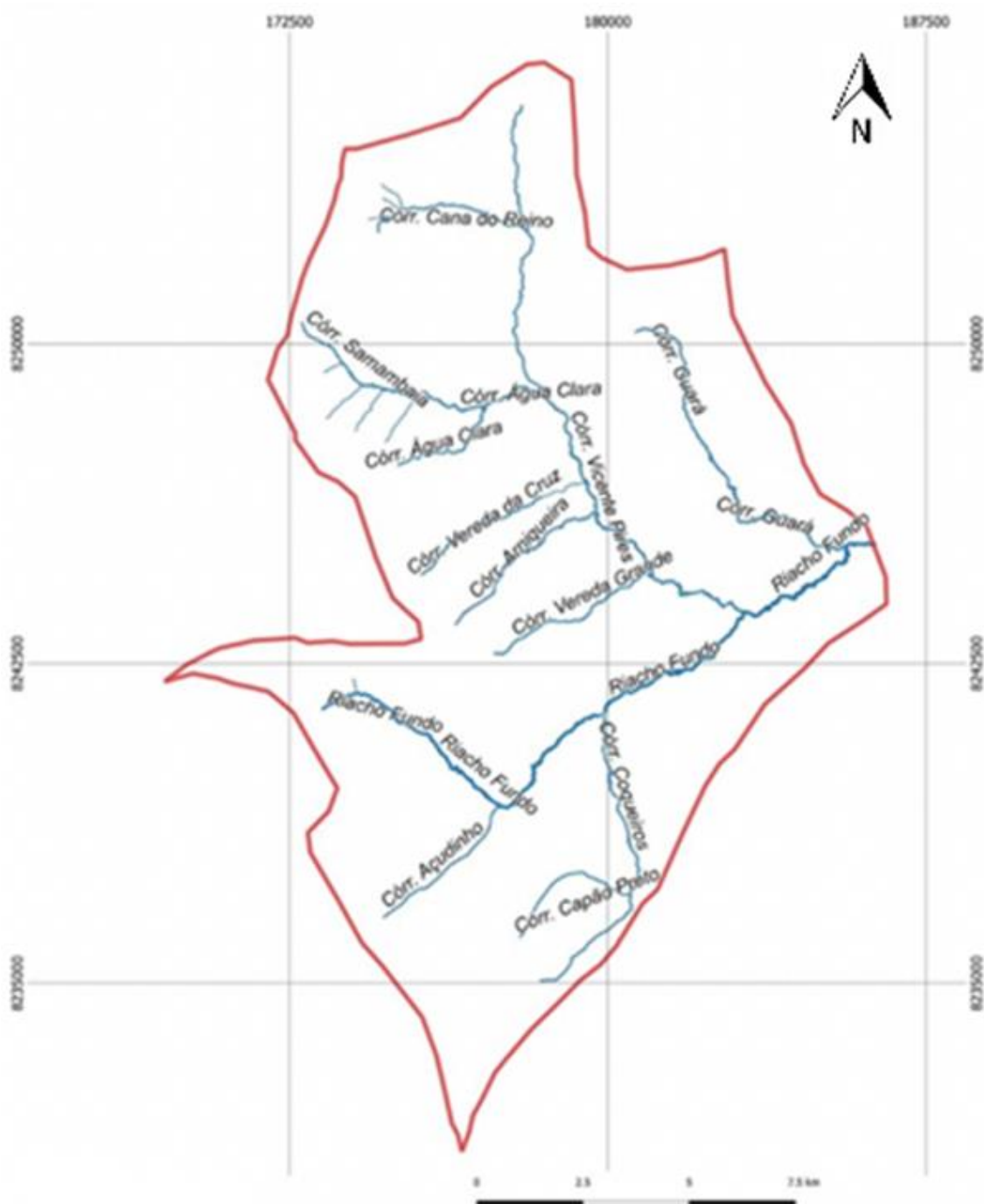
Nesse ínterim, a Lei 9433/1997, conhecida como Lei das Águas, dispõe no seu inciso III, artigo 3º, a necessidade de integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental e, desse modo, a identificação de que as áreas ainda “verdes” da UHRF são representadas por espaços territorialmente protegidos simboliza bem a importância da integração das diversas políticas setoriais.

Quanto aos aspectos hídricos, o Distrito Federal contém partes de três grandes Regiões Hidrográficas brasileiras, sendo elas as bacias do Rio São Francisco, do Tocantins Araguaia e do Paraná. Esta é subdividida nas bacias do São Bartolomeu, Descoberto, Corumbá, São Marcos e Rio Paranoá.

No documento *Sustentabilidade e Risco Hídrico de Bacias Estratégicas do DF* o Índice de Sustentabilidade da Bacia (ISB) do Rio Paranoá, entre 2015 e 2018, foi classificado como de média sustentabilidade. A matriz ISB para essa bacia teve como indicadores hidrologia, meio ambiente, vida humana e políticas, tendo sido o indicador limitante a hidrologia. O parâmetro Hidrologia-Quantidade-Estado, componente do subindicador Hidrologia-Quantidade, no período entre 1999 e 2018, revela que ela apresenta uma situação de estresse hídrico. (SEMA, 2021).

Essa bacia é subdividida em cinco sub-bacias denominadas Unidades Hidrográficas, quais sejam: Ribeirão Riacho Fundo, Ribeirão Bananal; Ribeirão do Gama; Lago Paranoá e Ribeirão do Torto.

Por seu turno, o principal curso d'água da UHRF é o ribeirão Riacho Fundo. Sua extensão é de 19 km e recebe pela margem direita a contribuição afluente dos córregos Açudinho e Coqueiros e pela margem esquerda dos córregos Vicente Pires e Guará.



**Figura 04 - Cursos de água da bacia do ribeirão Riacho Fundo. Sistema de coordenadas planas UTM, Datum Sirgas 2000, fuso 23.**

**Fonte:** perímetro da bacia e drenagem: GEOPortal - GDF.

De acordo com Villela e Mattos (1975) a forma de uma bacia hidrográfica é importante, pois exerce influência no tempo de concentração, ou seja, tempo necessário para escoar a água dos limites da bacia até seu exutório. Ela está intimamente relacionada aos chamados índices de forma da bacia,

traduzidos nos valores de coeficiente de compacidade ( $K_c$ ) e fator de forma ( $K_f$ ). Esses coeficientes são utilizados na quantificação no que se refere à influência da forma no modo de resposta de uma bacia à ocorrência de uma precipitação.

O cálculo desses índices se dá a partir da área e do perímetro da bacia e de seu curso hídrico principal. Para a UHRF se tem o perímetro de 73,99 km, a área de 200,2 e a extensão do curso principal de 19 km. Assim, o  $K_c$  da UH estudada é de **1,46** e o  $K_f$  é de **0,55**. Nessa conjuntura, pode-se concluir que, de acordo com os coeficientes encontrados, a bacia tem pouca tendência a grandes enchentes.

Segundo o PGIRH/DF o Ribeirão Riacho Fundo possui uma vazão média do corpo d'água de 3,17 de  $m^3/s$ , vazão  $Q_{90}$  de 1,79  $m^3/s$  e vazão mínima  $Q_{7,10}$  de 0,93  $m^3/s$ . (PGIRH, 2012 *apud* Ferreira *et al* 2017). Esse plano informa também que a vazão de retirada de água para abastecimento humano é de 0,0521  $m^3/s$  e a vazão outorgada subterrânea é de 0,0103  $m^3/s$  para o Ribeirão Riacho Fundo. (PGIRH/DF, 2012). Por sua vez, de acordo com as informações fornecidas pela Adasa no Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos no DF, considerando dados de 2018, a precipitação média anual na bacia do Ribeirão Riacho Fundo foi calculada em 1.599 mm.

Em relação à qualidade das águas, Carvalho (2013) analisou determinados parâmetros para 15 pontos dessa bacia hidrográfica visando identificar quais atividades de uso, cobertura e ocupação do solo estariam relacionadas a sua degradação e chegou às seguintes conclusões: a qualidade da água na UH está alterada devido ao uso e ocupação do solo; altas concentrações dos parâmetros analisados foram detectadas nos locais mais próximos ao aterro sanitário da Estrutural, na região de Águas Claras, na região do Riacho Fundo I próximo a fazenda Sucupira da Embrapa e no Núcleo Bandeirante; as atividades que mais contribuem para a degradação da qualidade da água nessa bacia são a urbanização, a produção agrícola, a presença de pequenas indústrias, a construção civil e a presença do aterro sanitário (*já desativado, mas que na época do estudo ainda funcionava no Aterro da Estrutural*); a supressão vegetal contribui para aumentar a degradação da qualidade da água, uma vez que facilita o carreamento de partículas contendo substâncias poluentes para os córregos da região; os parâmetros físico-químicos analisados, em geral, apresentaram valores médios acima daqueles observados em outras regiões hidrográficas do DF; as maiores correlações entre parâmetros foram observadas com a condutividade elétrica, pH, cálcio, magnésio, sódio, cloreto, potássio e a alcalinidade e os pontos mais alterados e com altas concentrações se deram no córrego Riacho Fundo, córrego Samambaia e córrego Vicente Pires; a correlação entre a amônia, o cloreto e o sódio, mostram a presença de efluentes urbanos e efluentes de pequenas indústrias; o córrego Vicente Pires demonstrou ser o corpo hídrico mais degradado e o córrego Ipê o que apresentou as menores concentrações dos parâmetros; o nitrato apresentou correlação baixa com os outros

parâmetros, provavelmente porque ele é o resultado da oxidação de outras formas químicas de compostos nitrogenados, já o flúor foi verificado com a maior concentração no córrego Guará.

Já Echeverria (2007) ao fazer uma avaliação dos impactos ambientais dos tributários do Lago Paranoá também concluiu que o Ribeirão Riacho Fundo é o mais crítico e o que recebe maior influência antrópica (com resultados de nitrito, amônia e elementos carregados ao lago indicando isso). Essa autora ao analisar cada tributário observou que os valores para os parâmetros físico-químicos foram superiores aos dos demais contribuintes do lago, especialmente o nitrato, cloreto, alcalinidade, condutividade e totais de sólidos dissolvidos (TDS). Os resultados para metais também apresentaram maiores concentrações para esse ribeirão, principalmente no período de chuva, e as amostras para todos os tributários apresentaram coliformes totais e *Escherichia coli*, especialmente no ponto referente ao Ribeirão Riacho Fundo, relacionado pela autora a esgoto e fossas sépticas na região. Em relação a sedimentos, esse curso d'água também é o que mais contribui ao lago enviando praticamente o dobro de sedimentos que os outros contribuintes, pois é, também, o que tem a maior vazão afluente.

Matos *et al* (2020) no relatório técnico do *Projeto Caracterização de Nascentes na bacia do Riacho Fundo* da parceria entre os Instituto Brasília Ambiental e Instituto Federal de Brasília – IFB, com financiamento da Fundação de Apoio à Pesquisa do Distrito Federal FAP-DF, foi realizada a caracterização de 27 afloramentos de água (nascentes perenes e olhos d'águas) da UHRF, visando contribuir com as alternativas de preservação, conservação e monitoramento dos cursos d'água dos locais vistoriados e avaliar qualidade das águas e nível de degradação/preservação das nascentes da bacia. Afloramentos de água identificados no Parque Ecológico do Riacho Fundo e na região da Cavalaria da PM, que se situa ao lado dessa UC, foram as que obtiveram maior incidência de fontes de água degradadas e a qualidade da água no geral foi classificada como boa atendendo aos limites exigidos para águas classe 1, sendo que as que apresentaram alteração na qualidade foram os afloramentos denominados Cavalaria 1 e 7; Águas Claras e Riacho Fundo 2 e 3.

Desses trabalhos aqui analisados também se pode depreender que o córrego Guará possui índices mais conformes e isso pode ser reflexo da proteção da quase totalidade da sua extensão pelas UC's REBIO do Guará, que resguarda a sua nascente e região de cabeceira, o Parque Ezequias Heringuer, que faz um corredor ecológico com a REBIO e mais adiante com a ARIE Santuário do Riacho Fundo e essa, por seu turno, que protege a foz desse curso d'água.

É preciso dizer, então, que nessa UH existem fontes tanto difusas quanto pontuais de poluição. A vasta área urbanizada, a área agricultada e os combustíveis fósseis queimados pelos veículos que através das precipitações recaem sobre a região são responsáveis pelo carreamento difuso, por escoamento superficial, de substâncias químicas para os corpos hídricos da bacia e, salienta-se,

também, as fossas e despejos de águas pluviais e efluentes clandestinos, fruto da falta de saneamento ambiental nos setores com ocupação irregular, que contribuem para esse tipo de poluição. Como exemplo de poluição pontual há o despejo de efluentes tratados da Companhia de Abastecimento e Esgoto de Brasília - Caesb (ETE Riacho Fundo) diretamente no curso principal da UH, que se localiza logo abaixo do Parque Ecológico do Riacho Fundo, na região de cabeceira da bacia, portanto.

Quanto a esse fato o relatório síntese do PGIRH de 2012 diz que para os corpos receptores de efluentes de ETEs no Córrego Samambaia o único ponto de monitoramento localizado neste corpo receptor apresentou boa qualidade de água, atendendo a Classe 1 em quase todos os parâmetros analisados, com exceção da DBO<sub>5,20</sub> e do nitrogênio total nos quais o atendimento foi para a Classe 3. O parâmetro nitrogênio total ficou ligeiramente acima da Classe 3, com valor máximo atingindo 2,206 mg/L N Total; no Córrego Vicente Pires 100% das amostras pH, flúor, ferro dissolvido, nitrogênio amoniacal total, nitrito, nitrato e nitrogênio total atendem a Classe 1, para os parâmetros turbidez e fósforo total, pelo menos 80% das amostras analisadas ficaram dentro dos limites da Classe 1, o parâmetro oxigênio dissolvido apresentou em 80% das amostras nos pontos VP10, VP30, VP40 e VP50, valores dentro dos limites da Classe 1 e somente o ponto VP20 observaram-se valores dentro dos limites da Resolução CONAMA 357/2005 para corpos d'água Classe 2; e no Córrego Riacho Fundo, por sua vez, em 100% das amostras analisadas os parâmetros nitrato, flúor e pH apresentaram dados dentro dos limites da Resolução CONAMA 357/2005 para corpos d'água Classe 1. Todavia, nos dados de monitoramento os parâmetros DBO<sub>5,20</sub>, ferro dissolvido, turbidez, fósforo total, nitrogênio amoniacal total, nitrogênio total e coliformes termotolerantes apresentaram valores acima das classes 2 e 3 conforme a Resolução CONAMA 357/2005 em alguns pontos de monitoramento e este evento é devido à localização dos pontos de amostragem em relação à ETE Riacho Fundo.

De acordo com a Resolução nº 02 de 17/12/2014-CRH-DF que aprovou o enquadramento dos corpos de água superficiais do DF a classificação dos córregos Riacho Fundo, Samambaia e Vicente Pires foram enquadrados na classe 2. Já o córrego Coqueiros, afluente da margem direita do Riacho Fundo, foi enquadrado como classe 1. O Lago Paranoá, por sua vez, recebeu o enquadramento classe 2. Importa dizer, além disso, que os cursos d'água não informados nesta norma devem ser classificados também na classe 2.

O relatório síntese do PGIRH de 2012 ainda informa que, embora o balanço hídrico apontado para a bacia do Lago Paranoá seja positivo (com os meses de agosto e setembro sendo mais críticos) e a demanda de crescimento populacional acima do tendencial, mas estando ainda assim abaixo da disponibilidade hídrica para os cenários futuros estudados, há a previsão de desativação das ETEs Torto e Riacho Fundo como melhoria da gestão de recursos hídricos. Outra ação que era prevista

como melhoria e já foi executada (em virtude da crise hídrica de 2017) foi a instalação das novas captações de água para abastecimento humano uma no Lago Paranoá e outra no córrego Bananal. Com esse horizonte, entretanto, o balanço permanece positivo, mas com disponibilidade hídrica bastante reduzida.

Quanto aos índices de qualidade da água e da bacia, em 2017 foi elaborado o Plano Distrital de Saneamento Básico (PDSB) e o Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PDGIRS), objeto de contrato firmado entre a ADASA e a empresa SERENCO Serviços de Engenharia Consultiva Ltda. Como parte dos estudos, foi realizado diagnóstico situacional da prestação do serviço de esgotamento sanitário, com base nos dados de coleta e monitoramento da CAESB dos anos de 2014 e 2015.

Para a Bacia do Riacho Fundo, foi possível verificar que o IQA apresenta qualidade “Boa” e “Ruim” e que a qualidade do rio sofre uma piora após o lançamento de efluente pela Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do Riacho Fundo.

Convém ressaltar que a CAESB calcula o indicador IQA modificado, pois não utiliza o parâmetro Sólidos Totais na fórmula, redistribuindo o peso deste item para os demais parâmetros, gerando o Índice de Qualidade da Água dos Corpos Receptores (IQA-CR).

De acordo com o PDSB e PDGIRS, através da análise do histórico do IQA-CR, nos diversos pontos e corpos receptores das ETES, em vários deles pôde-se perceber piora na qualidade da água após a entrada do efluente tratado no corpo receptor. Deve ser observado que após o lançamento de esgoto existe a previsão legal da zona de mistura, portanto os impactos no corpo d’água devem ser analisados após essa região de zona de mistura onde ocorre a autodepuração do rio. Conforme descrito no item “Monitoramento das Condições dos corpos receptores”, a Resolução CONAMA n.º 430/2011 e a Resolução ADASA n.º 13/2011 descrevem a existência da consideração da zona de mistura (ADASA/DF, 2011a; BRASIL, 2011a).

Para calcular o IQB da Bacia do Riacho Fundo optou-se pela proposta de cálculo apresentada por Pinto et al. 2018. A metodologia empregada teve como objetivo avaliar a qualidade da bacia hidrográfica de maneira simples e com dados multidisciplinares que abordam aspectos socioeconômicos de maneira indireta por meio de uma operação matemática, inspirado pelo método de análise de impactos denominado Matriz de Leopold, onde são atribuídos valores e pesos em uma matriz contendo ações que alterem o meio ambiente positiva ou negativamente, conforme expresso abaixo:

$$IQB = \frac{Anu + Api + Es + IQAma}{4}$$

Consideram-se a média aritmética dos valores (0 a 100) dos seguintes parâmetros:

Anu: Área não urbana da bacia;

Api: Área de Proteção Integral da Bacia;

Es: Esgotamento sanitário;

IQAma: IQA médio anual de dentro da bacia.

Tendo como base os dados de Anu - 32,39, Api - 0,73, Es - 85,95, IQAma - 50,31 e IQB - 42,34, e considerando que: a área da bacia do Riacho Fundo é de 200,2 km<sup>2</sup> e para região não urbanizada foi calculada uma área de 6.484,2273 ha (utilizando o Qgis); que para determinar a área de proteção integral, foi observado no Plano de manejo da Reserva Biológica do Guará com o total de 147 hectares; que para o cálculo do IQA médio anual de dentro da bacia foram usados os dados de coleta e monitoramento da CAESB do ano de 2015; e que quanto ao atendimento de Esgotamento Sanitário foi considerado o índice de atendimento sanitário disponibilizado pela ADASA, a partir de dados da pesquisa distrital de amostra por domicílio - PDAD de 2013/2014, totalizando 69,32%, referente à média das Regiões Administrativas inseridas na bacia do Riacho Fundo, (Riacho Fundo -94,9%; Núcleo Bandeirante - 95%; Guará - 96,11%; Candangolândia - 96,25%; Park Way - 16,4%; Águas Claras - 82,45%; Vicente Pires - 4,14%), a Bacia Hidrográfica do Riacho Fundo possui um **IQB = 42,34**, considerada uma bacia de qualidade regular.

### **Conclusão**

A partir das análises feitas no presente estudo é possível concluir que a Unidade Hidrográfica do Ribeirão Riacho Fundo por se encontrar com um uso da terra bastante comprometido por atividades antrópicas, sobretudo, com grande área impermeabilizada devido à urbanização, necessita de muita atenção do Poder Público e da sociedade como um todo.

Os dados da expansão urbana relacionados ao hidrograma da bacia sugerem que a crescente impermeabilização contribui para picos de vazões máximas. Já os dados sobre a análise físico-química da água, por sua vez, mostram que embora os índices no geral permaneçam adequados ao enquadramento classe 2 alguns pontos apresentam resultados acima do legalmente permitido, estando eles diretamente relacionados ao uso e ocupação da terra da UH. O braço sul do Lago Paranoá, apresenta, ainda, significativo assoreamento, inclusive tendo diminuído ao longo do tempo o tamanho do seu espelho d'água nessa região.

Sendo assim, como essa UH é contribuinte do lago, cresce ainda mais a preocupação com a sua proteção, preservação e revitalização, uma vez que os dados existentes para a bacia revelam que ela é a que mais contribui negativamente para a qualidade físico-química desse ambiente lântico da cidade.

O Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal, documento norteador das políticas públicas voltadas para a proteção dos mananciais do Distrito Federal no seu relatório síntese aponta que o monitoramento da água do Lago Paranoá deve ser contínuo sendo que a ETE Riacho Fundo deverá ser desativada como medida de gestão para melhoria da qualidade da água do lago. Outras medidas que devem ser adotadas são a recuperação de áreas degradadas, reflorestamento das matas ciliares, implantação de sistemas adequados de drenagem e ordenamento e fiscalização do uso e ocupação da terra.

Destaca-se que muito da qualidade dos cursos hídricos da bacia pode-se dizer que se deve à existência das Unidades de Conservação e áreas de preservação permanente contidas nessa bacia e que representam hoje quase a totalidade das áreas ainda verdes da UH. Isso indica, portanto, a fundamental necessidade de investimento na gestão e fiscalização dessas áreas ambientalmente protegidas como forma de preservar a qualidade da infraestrutura ecológica existente na região e da importância de se integrar a gestão ambiental com a gestão de recursos hídricos para melhor compartilhamento de dados e tomadas de decisões políticas.

### **Agradecimentos**

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior (CAPES) e no âmbito do Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua.

### **Referências Bibliográfica**

Agência Reguladora de Águas e Saneamento do Distrito Federal. 2012. Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos do Distrito Federal - PGIRH/DF. Brasília. Disponível em: [http://www.adasa.df.gov.br/images/stories/anexos/rtp-3\\_rev.03.pdf](http://www.adasa.df.gov.br/images/stories/anexos/rtp-3_rev.03.pdf). Acesso novembro de 2019.

\_\_\_\_\_. 2017. Produtos do Plano Distrital de Saneamento Básico (PDSB) e de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Distrito Federal (PDGIR). Brasília. Disponível em: <http://www.adasa.df.gov.br/plano-distrital-de-saneamento-basico-e-de-gestao-integrada-de-residuos-solidos>. Acesso novembro de 2019.

Calheiros, D. F. 2007. Índice de qualidade de bacia – nova proposta para gestão do rio Miranda. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal. 3p. ADM – Artigo de Divulgação na Mídia, n.113. Disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/ADM113>. Acesso em novembro de 2019.



\_\_\_\_\_. 2007. Determinação de impactos e conservação dos recursos hídricos na bacia do Alto Paraguai. Artigo em Hypertexto. Disponível em: [http://www.infobibos.com/Artigos/2007\\_4/impactos/index.htm](http://www.infobibos.com/Artigos/2007_4/impactos/index.htm). Acesso em novembro de 2019.

Freitas-Silva, F. H.; Campos, J. E. G. 1998. Hidrogeologia do Distrito Federal. *In*: Inventário Hidrogeológico e dos Recursos Hídricos Superficiais do Distrito Federal, vol. IV. Brasília.

Carvalho, A. M. 2013. Estudo Geoquímico da Qualidade da Água da Bacia do Riacho Fundo – DF. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília. Brasília.

Companhia de Planejamento do Distrito Federal. 2014. Pesquisa por amostra de domicílio 2013 e 2014. CODEPLAN, Brasília. Disponível em: <http://www.adasa.df.gov.br/legislacoes/leis-distritais/17-pagina/562-sistema-de-esgotamento-sanitario>. Acesso em novembro de 2019.

Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal. 2017. Relatório de Qualidade da Água em 2017. CAESB, Brasília. Disponível em: [www.CAESB.df.gov.br/images/arquivos\\_pdf/Relatorio\\_Qualidade\\_da\\_Agua.pdf](http://www.CAESB.df.gov.br/images/arquivos_pdf/Relatorio_Qualidade_da_Agua.pdf). Acesso novembro de 2019.

Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005 - Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005. CONAMA, Brasília

Conselho de Recursos Hídricos do Distrito Federal. Resolução nº 2, de 17 de dezembro de 2014. Aprova o enquadramento dos corpos de água superficiais do Distrito Federal em classes segundo os usos preponderantes, e dá encaminhamentos. 2014. CRH-DF, Brasília.

Distrito Federal. Secretaria do Meio Ambiente do Distrito Federal. 2021. Sustentabilidade e risco hídrico de bacias estratégicas do Distrito Federal. Brasília. 76p.

Distrito Federal. Lei nº 803, de 25 de abril de 2009, atualizado pela Lei nº 854, de 15 de outubro de 2012. Institui o Plano Diretor de Ordenamento Territorial do Distrito Federal - PDOT/DF.

Distrito Federal. Instrução Normativa nº04, de 03 de abril de 2019. Aprova o Plano de Manejo da Reserva Biológica do Guará - REBIO do Guará DF.

Echeverria, R. M. 2007. Avaliação de Impactos Ambientais dos Tributários do Lago Paranoá, Brasília DF. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília. Brasília.

Ferreira, A. N.; Silva, J. S. da; Brites, C. R. C. de; Ferrigo, S. 2017. Modelagem Hidrológica da Bacia do Riacho Fundo, utilizando o Modelo SWAT. *In*: Congresso ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. São Paulo. Disponível em: <https://www.saneamentobasico.com.br/wp-content/uploads/2019/02/IV-163.pdf>. Acesso em novembro de 2019.

Matos, S. J.; Mongin, R. M; Silva, P. V.; Campos, K. K. M. S.; Morais, L. M.; D'Almeida, C. H. E.; Silveira, I. M.; Ribeiro, M.; Nascimento, C. T. C.; Aquino, I. G.; Costa, W. P. N.; Santos, C. M.; Ferrari, R. H.; Maldaner, V. I.; 2020. A Caracterização de Nascentes da Unidade Hidrográfica do Riacho Fundo como Instrumento de Gestão. Congresso Internacional de Engenharia Ambiental & 10ª Reunião de Estudos Ambientais. Porto Alegre - RS.

Menezes, P. H. B. J. 2010. Avaliação do Efeito das Ações Antrópicas no Processo de Escoamento Superficial e Assoreamento da Bacia do Lago Paranoá. Dissertação (Mestrado) - Universidade de Brasília. Brasília.

Pinto, E. S.; Carvalho, G. A. F.; Chagas, G. C.; Oliveira, L. A. D. 2018. Caracterização da Bacia Hidrográfica do Alto Rio São Bartolomeu. Trabalho apresentado na disciplina Hidrologia e Qualidade da Água, na 1ª turma do Mestrado em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos (PROFÁGUA). Universidade de Brasília. Brasília.

Rodrigues, L. N.; Prado, R. B.; Schuler, A. E.; Palhares, J. C. P. 2014. Água: desafios para a sustentabilidade da agricultura. In: Anais do I seminário da Rede AgroHidro CPRM, 15 a 19 de outubro de 2012. Embrapa Solos. Rio de Janeiro. Disponível em <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/102895/1/DOC-167-Anais-Seminario-Agua.pdf>. Acesso em novembro de 2019.

Villela, S. M.; Mattos, A. 1975. Hidrologia aplicada. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil.

# ANÁLISE DA OCUPAÇÃO E USO DO SOLO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CARREIRO NOS ANOS DE 1999 E 2020 ATRAVÉS DE SENSORIAMENTO REMOTO

| ID 19345 |

**1Lucas Kovalski, 1João Felipe Freitag, 1Iziquiel Cecchin, 2Cleomar Reginatto**

*<sup>1</sup>Universidade de Passo Fundo, Curso de Engenharia Ambiental, Passo Fundo-RS. E-mail:  
158666@upf.br; 158662@upf.br; iziquielcecchin@upf.br.*

*<sup>2</sup>Universidade de Passo Fundo, Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil e Ambiental,  
Passo Fundo-RS. E-mail: cleomar@upf.br*

**Palavras-chave:** Sensoriamento remoto; Bacia Hidrográfica; Uso e Ocupação do Solo.

## Resumo

As Bacias Hidrográficas representam unidades de gestão de águas entre diferentes municípios aos quais, de forma coordenada, planejam e gerenciam de acordo com os interesses dos órgãos gestores. De forma integrada, os estudos que contemplam as Bacias Hidrográficas reiteram que a gestão interfere diretamente em aspectos como conservação do solo, aumento da produtividade, potencialidades turísticas e fatores socioeconômicos. Por conseguinte, a análise do uso e ocupação do solo de uma Bacia Hidrográfica, através de técnicas de sensoriamento remoto com imagens de alta resolução, possibilita aos órgãos gestores elencar prioridades quanto a aplicação de recursos financeiros e destinação de recursos humanos capacitados. A Bacia do Rio Taquari-Antas, nesse sentido, destaca-se como sendo uma das maiores sub-bacias do Rio Grande do Sul, abastecendo o Rio Jacuí e contribuindo, dessa forma, com a Região Hidrográfica da Bacia do Guaíba. O Rio Carreiro, por sua vez, está inserido na Região Centro-Norte da Bacia Hidrográfica Taquari-Antas, sendo as principais atividades desenvolvidas na região relacionadas com agricultura extensiva e indústrias do setor moveleiro, têxtil e alimentício. A aplicação de *softwares* para a execução de sensoriamento remoto, nesse sentido, remete-se a estudos recentes. Entretanto, o nível de detalhamento obtido com as imagens de satélite permite detalhar e tornar representativo dados espaciais de forma integral, relacionando com áreas de plantio, usos urbanizados, fragmentos florestais nativos, entre outros. Objetivou-se, portanto, analisar o uso e ocupação do solo na Sub-Bacia do Rio Carreiro, compreendendo-se, dessa forma, de que forma a antropização ocorre dentro de uma das principais Sub-Bacias da Bacia Hidrográfica do Taquari-Antas, comparando imagens de satélite dos anos de

1999 e 2020. As imagens utilizadas são dos satélites *Landsat 7* e *Landsat 8*, obtidas através do *site Earth Explorer*. Na sequência, foram confeccionados dois mapas de uso e ocupação do solo para os anos de 1999 e 2020, com as categorias de agropecuária, corpo hídrico, floresta e zona urbana. Dessa forma, observou-se crescimento referente às áreas de agropecuária e zona urbana, variação positiva de 7,68% e 80,6%, respectivamente. Em dados absolutos, esse crescimento representa 123,62 km<sup>2</sup> para agropecuária e 20,53 km<sup>2</sup> para zona urbana. Tais crescimentos estão associados tanto à expansão da área agricultável como à urbanização, apesar de a região não possuir grandes centros urbanos. Ademais, em relação aos fragmentos florestais, o mesmo apresentou decréscimo de 16,6% no período analisado, sendo o valor de redução de 150,84 km<sup>2</sup>. A redução das florestas está diretamente associada ao crescimento tanto das áreas agricultáveis quanto à urbanização, sendo a primeira em maior escala. Em relação à última classificação referente aos recursos hídricos, observou-se também crescimento da área ao longo dos anos. Entretanto, a interpretação correta para esse fenômeno é de caráter metodológico, uma vez que as imagens mais recentes de 2020 possuem qualidade superior às imagens de 1999, sendo o fator preponderante para este acréscimo nos índices observados. O uso e ocupação do solo na Sub-Bacia do Rio Carreiro, dessa forma, no intervalo de 21 anos apresentou acréscimo significativo das zonas urbanas e, sobretudo, da agropecuária. Em concomitância, observou-se reduções dos maciços de floresta nativa, principalmente impulsionado pelo aumento das terras agricultáveis. Por sua vez, comprova-se que a utilização de ferramentas associadas ao sensoriamento remoto para compreensão da dinâmica de uso e ocupação do solo deve ser considerada em processos de tomada de decisão, orientando ações e investimentos.

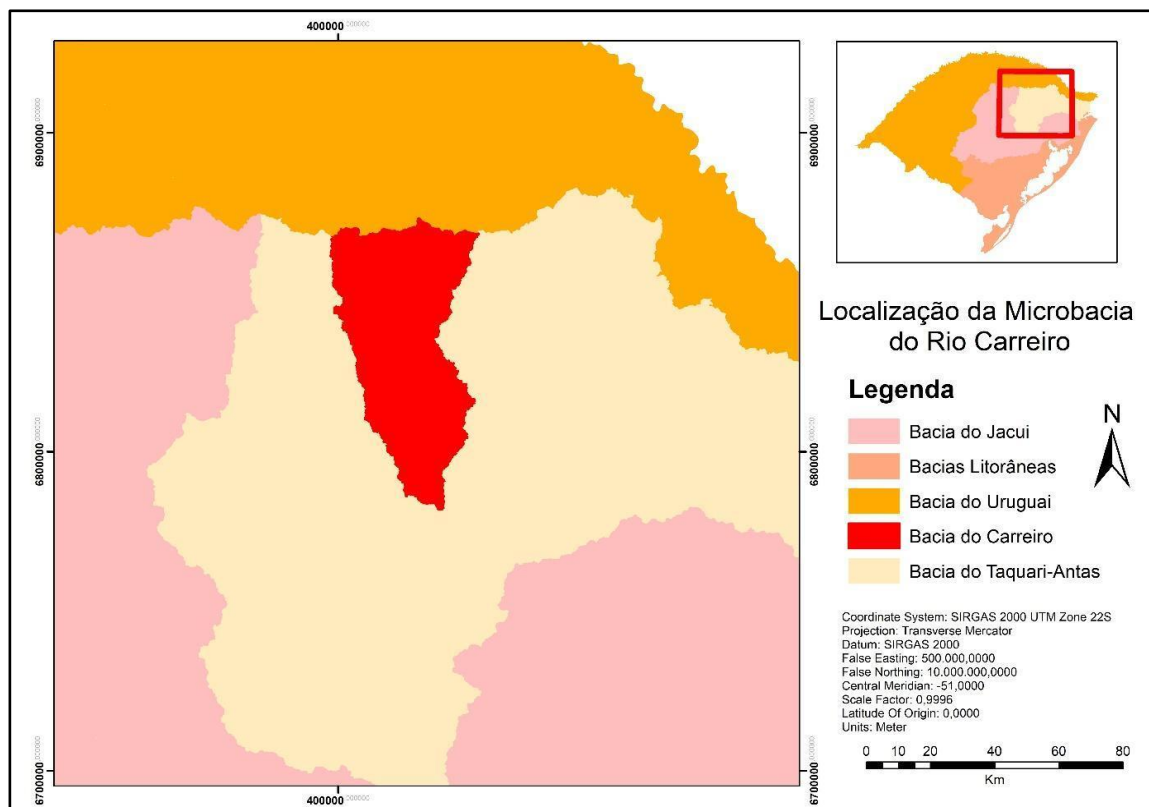
### **Introdução**

Ao longo da história da civilização, povoados foram criados e desenvolvidos a partir de mananciais hídricos, principalmente por possibilitar acesso contínuo e irrestrito à água, um bem essencial para a sobrevivência. A urbanização das cidades, por sua vez, frequentemente partiu do preceito de ocupação incondicional a partir do leito dos rios e córregos, uma vez que possibilitava descarte de resíduos conforme sentido da vazão. Através da Lei nº 9.433 (BRASIL, 1997), a Política Nacional de Recursos Hídricos orienta os preceitos básicos quanto ao planejamento e gerenciamento, tendo como objetivo assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água.

Considerando uma eficiente gestão dos recursos hídricos, para Campos (2008) é de fundamental importância identificar e mapear as diferentes classes de uso da terra, bem como as atividades desenvolvidas, a fim de gerar subsídios para a análise da dinâmica socioambiental na bacia, visando identificar e quantificar os impactos gerados e suas consequências para o bem-estar

da população. Para Assis et al. (2014) o SIG é uma ferramenta de auxílio à análise espacial, tornando possível avaliar cenários geográficos com rapidez e conseqüentemente tornar mais ágil as tomadas de decisão. Por sua vez, Schiavo et al. (2015), ponderam que as abordagens multi-temporais vêm sendo aplicadas e possibilitam uma análise da evolução do espaço, destacando o avanço dos impactos causados pelo uso inadequado do solo.

No Rio Grande do Sul, as Bacias são divididas em três Regiões Hidrográficas, sendo estas: Região da Bacia do Guaíba, Região das Bacias Litorâneas e Região do Rio Uruguai. De acordo com o Plano de Bacia (Secretaria do Meio Ambiente, 2011), a Sub-Bacia do Rio Carreiro localiza-se dentro da Região Hidrográfica do Guaíba, sendo mais especificamente, localizada na Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas (Figura 1). A Bacia Taquari-Antas possui 119 municípios, sendo sua área total de 26.415,45 Km<sup>2</sup>. O rio Taquari-Antas nasce no extremo leste da bacia com a denominação de Rio das Antas até a foz do Rio Carreiro, quando passa a denominar-se Taquari. Tem uma extensão de 546 km desde as nascentes até a foz, sendo que por 359 km é denominado Rio das Antas e por 187 km Rio Taquari. Com intuito de segmentar a Bacia e facilitar a gestão, foram delimitadas 7 Unidades de Gestão (UG's) para planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos, sendo essas: Alto Taquari Antas, Médio Taquari Antas, Prata, Guaporé, Forqueta e Baixo Taquari Antas.



**Figura 1: Mapa de localização da Sub-Bacia do Rio Carreiro.**

Por conseguinte, baseando-se nas informações supracitadas, o presente trabalho tem como objetivo analisar de forma temporal como ocorreu o uso e ocupação na Sub-Bacia do Rio Carreiro, localizada na Bacia Hidrográfica dos Rios Taquari-Antas.

### **Materiais e Métodos**

Para a classificação das formas de ocupação do solo da área da Bacia do Rio Carreiro foram utilizadas imagens de satélite obtidas através do banco de dados do Earth Explorer (USGS, 2021). O acervo possui conteúdo de diversas épocas o que, por sua vez, possibilitou a análise comparativa sobre a variação temporal da ocupação do solo. Com intuito de obter imagens com diferentes datas, foram utilizadas imagens recuperadas de dois satélites: Landsat 7 e Landsat 8.

Todo o processamento das imagens, desde seu aprimoramento até a identificação da geomorfologia da bacia, foi realizada com auxílio do *software* ArcGis 10.5 (ESRI, 2016). Em um primeiro momento, buscou-se identificar as principais formas de ocupação do solo existentes na área e que possuem influência consideradas significativas dadas às proporções da Sub-Bacia. Para isso, através da análise visual da imagem, serão definidas as principais categorias de ocupação do solo da região, considerando principalmente, instalações de infraestrutura e existência de vegetação na área.

Seguindo esta lógica, dividiram-se as formas de uso do solo em vegetação arbórea, lavoura, zona urbana e identificou-se também os corpos hídricos. O próximo passo foi a realização da classificação do uso do solo. Com a imagem de satélite selecionada, identificou-se as categorias definidas, através das bandas espectrais específicas que compõem as imagens dos satélites *Landsat*, foi possível otimizar o processamento das imagens com o realce de cada uma das classes que permitirá um detalhamento mais preciso.

Posteriormente, foram criadas amostras espaciais com auxílio das ferramentas de customização do ArcGis contendo características específicas quanto à ocupação do local. Estas amostras consistem na separação de em uma pequena área na imagem que contenha as características predominantes de uma determinada classe. A partir disso, o *software* realiza a comparação das amostras com as demais áreas da imagem e customiza um mosaico com todas as classes devidamente identificadas. O fluxograma completo da metodologia do presente trabalho está apresentado na Figura 2.



**Figura 2: Fluxograma da metodologia utilizada.**

Para uma melhor visualização e edição da classificação automática realizada pelo software, foi aplicado um processo de fusão de bandas espectrais, denominado como técnica de *Gram-Schmidt Spectral Sharpening* (SOARES et al., 2015), a qual se aplicará a uma banda pancromática gerada pelo satélite em bandas multiespectrais de baixa resolução espacial. Esse processo torna-se necessário para aprimorar a resolução espacial e permitir uma melhor identificação visual das classes de uso na bacia de estudo (figura 3).



**Figura 3: Aplicação da técnica de pré-processamento (esquerda) e pós processamento (direita).**

**Fonte: Bini *et al.* (2016).**

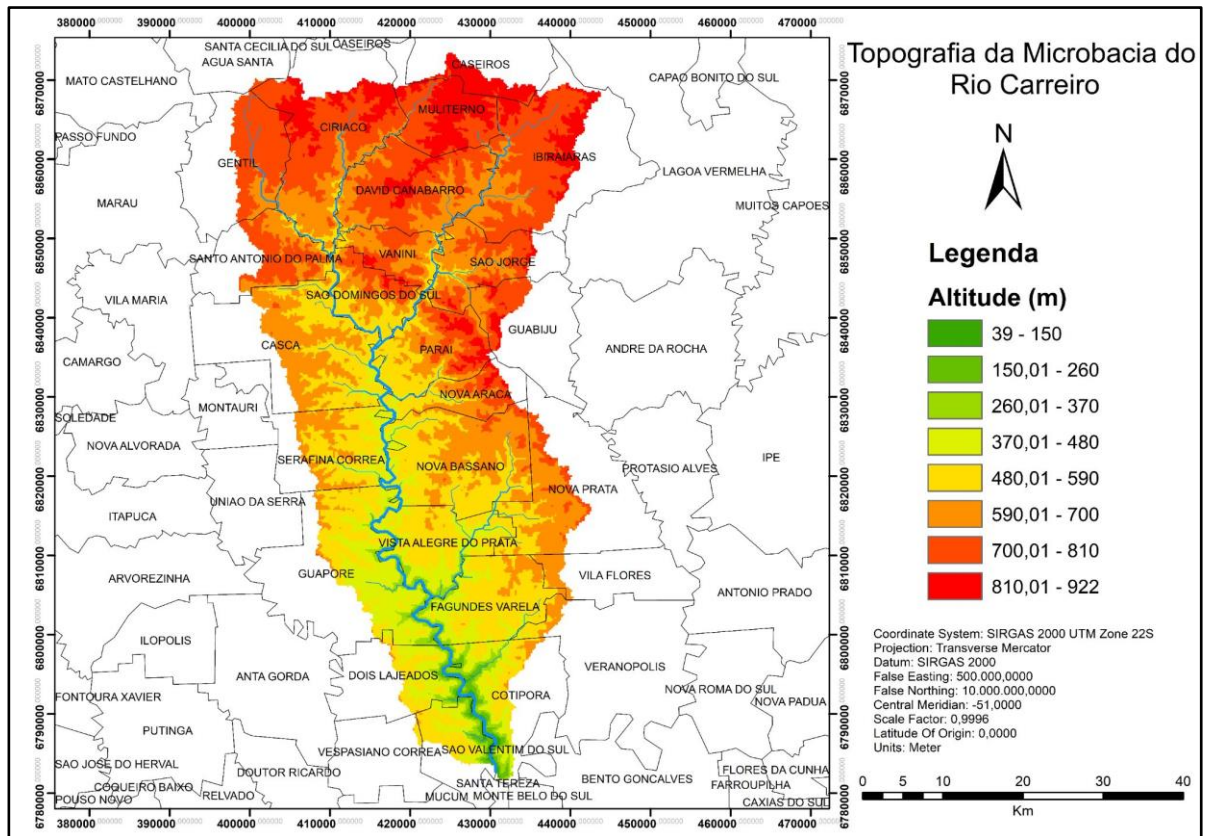
Com o finalidade de analisar as variações da ocupação do solo nos períodos estudados, tornou-se necessário estimar a forma de verificar a porcentagem que cada classe preenche na área da Sub-Bacia. Ao estimar a área de cada uma das classes nos anos correspondentes, foi possível determinar a variação exata que ocorreu através da comparação dos valores de área obtidos. Posteriormente, confeccionou-se mapa temático com a caracterização de cada uma das classes, com a apresentação das variações espaciais decorridas neste período de tempo.

### **Resultados e Discussão**

Inicialmente, delimitou-se a Sub-Bacia do Rio Carreiro e foi caracterizada a topografia e hidrografia (Figura 4), de acordo com as bases cartográficas obtidas no portal da USGS. Em análise



do mapa temático, observa-se que a área da bacia do Rio Carreiro consiste de um relevo bastante acidentado com a formação de vales e declives acentuados, o que representa uma grande variação de altitude durante seu trajeto. Suas principais nascentes localizam-se em uma altitude de aproximadamente 800 m, no município de Ibiraiaras.



**Figura 4: Topografia e hidrografia na Sub-Bacia do Rio Carreiro.**

Posteriormente, com a área definida e as imagens *Landsat* selecionadas no banco de dados do USGS, foi realizada a classificação quanto ao uso e cobertura do solo da bacia. Foram classificadas quatro classes de uso e cobertura de solo, sendo estas: agropecuária, corpo hídrico, floresta e zona urbana. Para o ajuste e correção de erros da classificação automática foram transformados em formato vetorial sendo possível fazer a sua edição. Os resultados obtidos estão ilustrados nas Figuras 5 e 6.

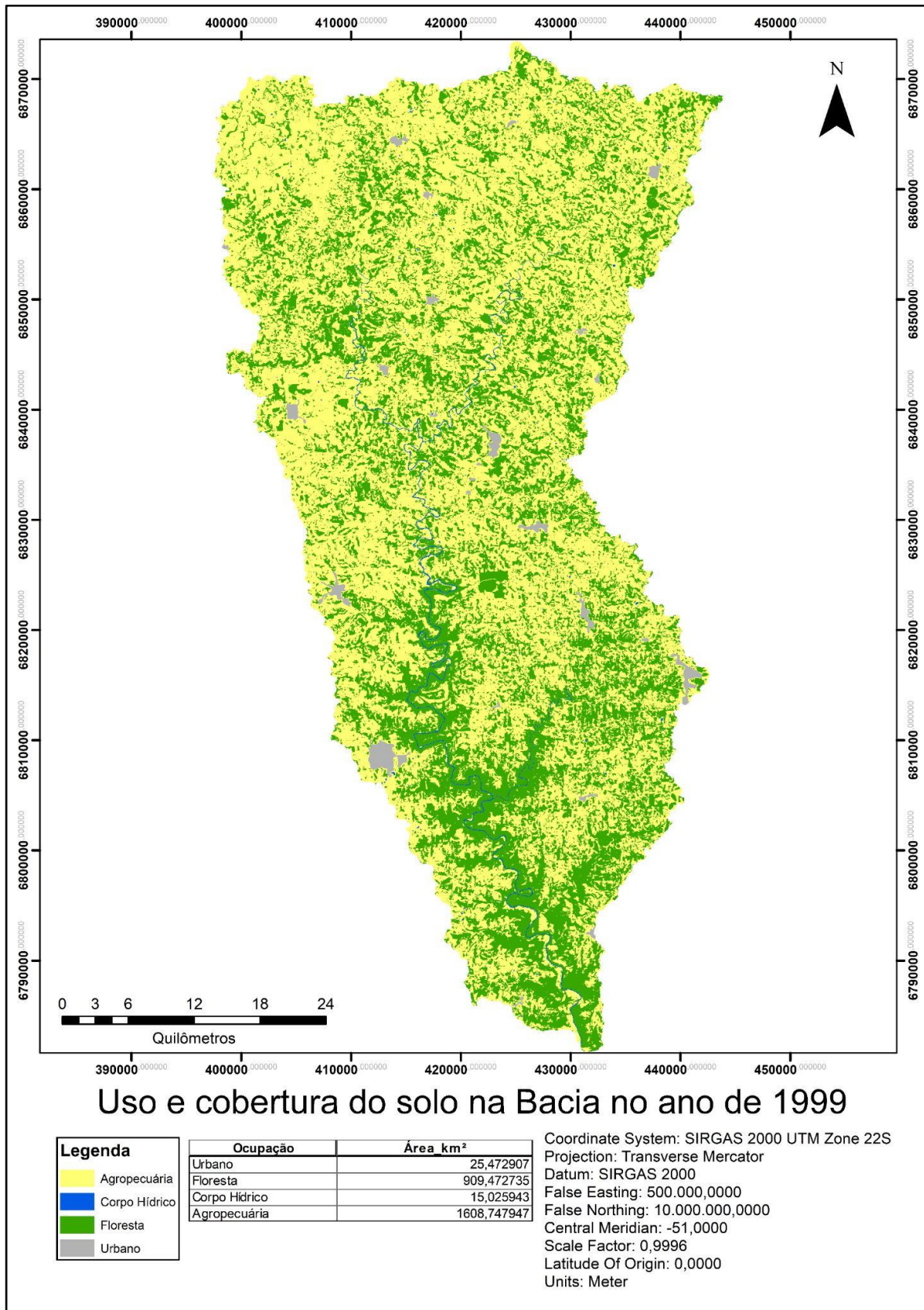


Figura 5: Uso e cobertura do solo na bacia no ano de 1999.

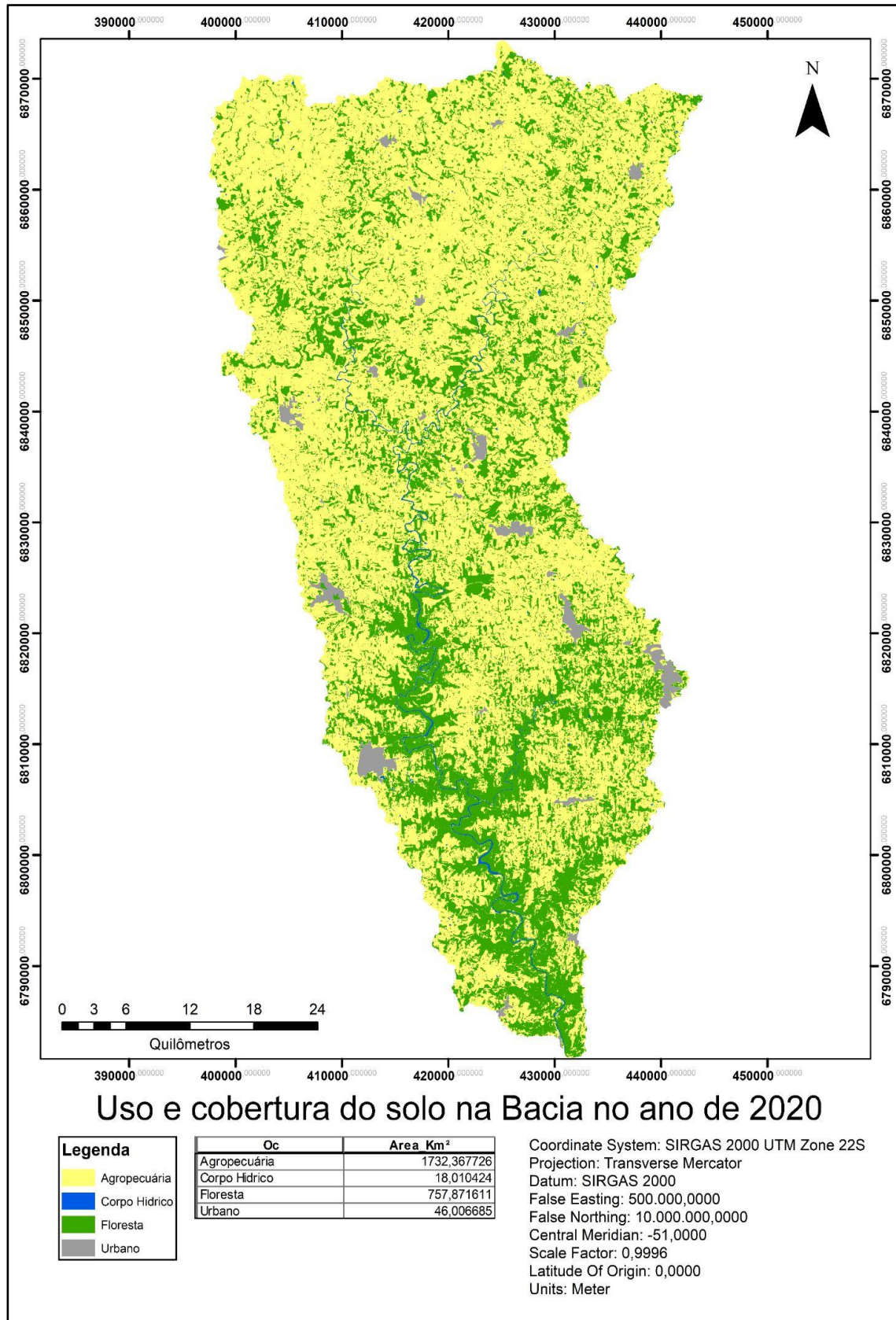
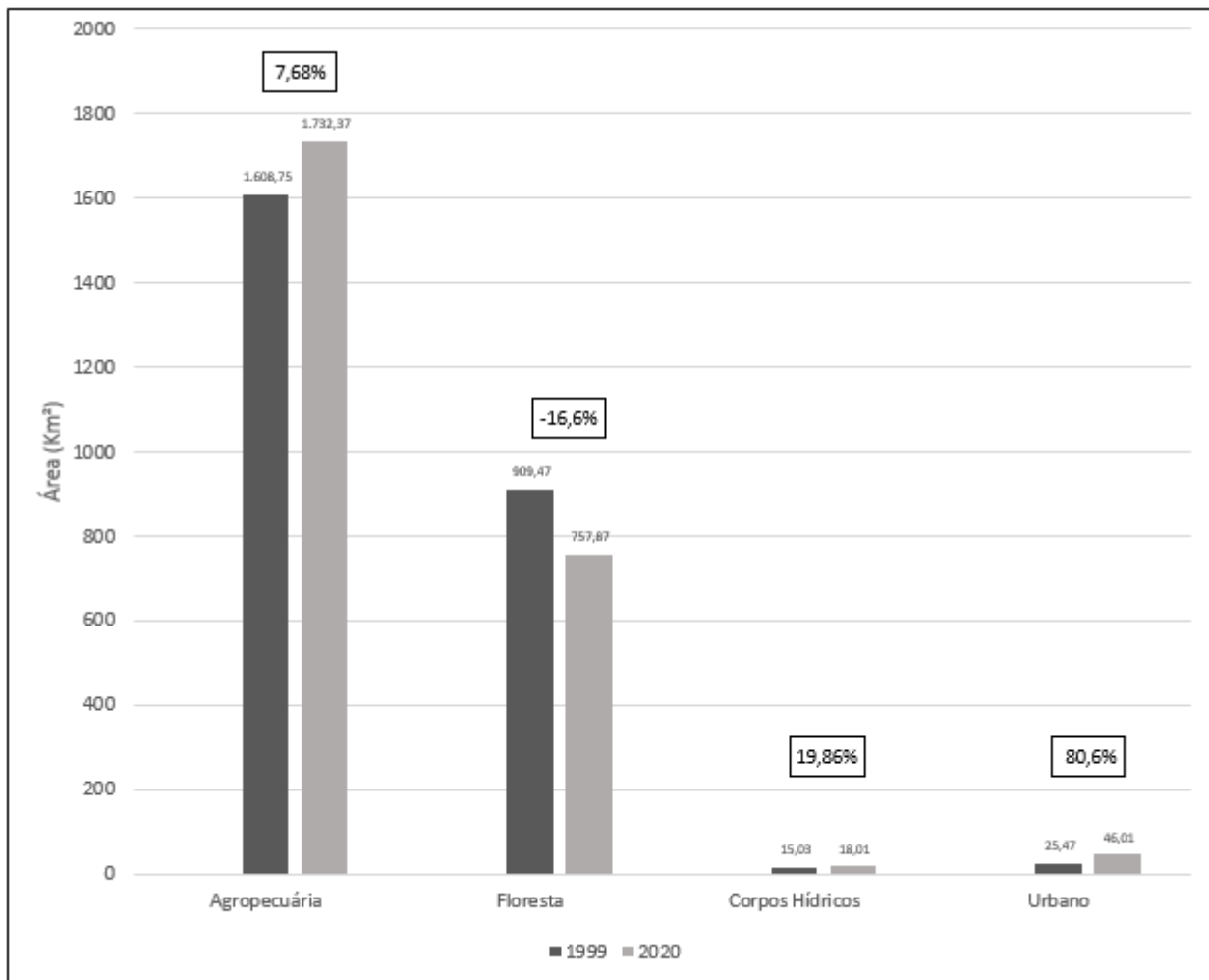


Figura 6: Uso e cobertura do solo na bacia no ano de 2020.

Após o processamento e construção dos mapas nos diferentes períodos propostos foi possível fazer a análise espacial de cada classe. Com o auxílio do ArcGis foi mensurada a área ocupada para cada tipo de uso e cobertura do solo. Os dados obtidos foram comparados para identificar as variações ocorridas nesse período (Figura 7).



**Figura 7: Área das classes e variações ocorridas para cada tipo de classe nos períodos analisados.**

Conforme a Figura 7, evidencia-se a predominância das classes correspondentes à agropecuária e aos fragmentos florestais já que a bacia do Carreiro localiza-se no interior do estado, não possuindo grandes aglomerações urbanas. Entretanto, a classe correspondente a zona urbana foi a que apresentou maior crescimento quanto à ocupação espacial dentro do período analisado, atingindo uma variação de 80,6%.

Esse crescimento se deve principalmente ao processo de urbanização que constitui esse período em que há o deslocamento de pessoas da zona rural para a zona urbana acarretando no crescimento das cidades. Atualmente, o estado passa por uma ascensão populacional nas zonas urbanas. Entre 2000 e 2010 houve um aumento de mais de 3% da população do Rio Grande do Sul que vive em cidades, o que caracteriza esse processo de migração (IBGE, 2010).

Conforme SEMA (2012), no levantamento da ocupação e cobertura do solo realizado para o plano de Bacia do Taquari-Antas, a Bacia do Carreiro se constituía principalmente pelo uso para fins agropecuários, representando a maior parcela da área total da bacia. Do mesmo modo, essa classe apresentou a maior participação espacial na bacia, principalmente nas regiões de menor declividade correspondente a região situada a montante da bacia.

Quanto à variação temporal, a classe apresentou o maior aumento quanto a área em termos espaciais totais, passando de 1606,75 km<sup>2</sup> em 1999 para 1732,37 km<sup>2</sup> em 2020, apesar de possuir uma variação relativa de apenas 7,68%. Esse aumento tem relação com redução dos fragmentos florestais existentes na bacia, que possuem uma variação de 16,6% no período, representando em termos absolutos 150,84 km<sup>2</sup>. A redução desses fragmentos florestais implicam na alteração de características como escoamento superficial, processos erosivos e transporte de sedimentos que geram efeitos negativos nos recursos hídricos da bacia, além de contribuir para o surgimento de áreas degradadas.

Ainda, em contraste com SEMA (2012), os resultados obtidos apresentaram valores inferiores para a área ocupada por vegetação arbórea. No levantamento foram identificados 627,45 km<sup>2</sup> considerando as categorias de silvicultura e vegetação arbórea classificadas pelo autor, apresentando uma divergência quanto ao valor de 757,87 km<sup>2</sup> encontrado neste estudo. Esta distinção pode estar relacionada com a utilização de imagens de diferentes satélites que, por apresentarem sensores específicos, possuem qualidades espectrais variáveis entre si e que podem influenciar o resultado da classificação.

A variação encontrada para os corpos hídricos pode ter relação com o aumento da presença de açudes na região, a um período de maior precipitação, resultando na elevação dos níveis de reservatórios e rios. Outra possível influência pela variação pode ser inferida à diferença da qualidade espectral das imagens entre os satélites. As imagens obtidas do satélite Landsat 8 possuem uma qualidade espectral superior em nível de detalhamento, o que pode ter contribuído para a classificação de pequenos lagos e barramentos que contribuíram para esse acréscimo. Ademais, a representatividade em termos espaciais para a ocupação dessa classe em específico é particularmente pequena, principalmente pela região não apresentar grandes lagos ou barragens que ocupem maiores dimensões.

### **Considerações Finais**

O uso de tecnologias de sensoriamento remoto, em termos de análise de ocupação de solo e sua variação temporal, têm uma aplicabilidade inquestionável e são de extrema importância para o monitoramento das atividades desenvolvidas em uma determinada área. É interessante que o uso dessa tecnologia seja sempre considerada em estudos de planejamento ocupacional e conservação do meio ambiente devido à facilidade da visualização dos dados por si gerados. No estudo da Sub-Bacia do Carreiro, portanto, tornou-se possível aferir sobre as principais modificações que ocorreram na área, principalmente no aspecto da forma de uso do solo na zona rural e na dinâmica da urbanização.

Constatou-se na bacia a ocorrência de uma redução da vegetação arbórea existente ao longo de toda a área da bacia e verificou-se que, a maior parte dessa área, passou a ter um uso agropecuário, o que demanda uma atenção especial quanto a possível supressão que ocorreu na região. As zonas urbanas também apresentaram um grande crescimento no período, o que instiga a realização de estudos e um planejamento para um crescimento ordenado das cidades.

Ressalta-se a importância da realização de novos estudos com bases cartográficas de melhor resolução espacial que possibilitam complementar o entendimento da dinâmica do uso do solo na bacia e, com isso, permitir uma análise e tomadas de decisões que promovam um desenvolvimento concomitante à preservação ambiental.

### **Agradecimentos**

Agradecimento ao Curso de Engenharia Ambiental da Universidade de Passo Fundo, especialmente ao corpo docente que sempre instiga e fornece todo o suporte para a complementação do aprendizado através da pesquisa.

### **Referências Bibliográficas**

ASSIS, J. M. O. et al. Mapeamento do uso e ocupação do solo no município de Belém de São Francisco – PE nos anos de 1985 e 2010. Revista Brasileira de Geografia Física, Recife, v.7, n.5, p. 859-870, 2014. Disponível em: <<http://www.revista.ufpe.br/rbgfe/index.php/revista/article/viewFile/1056/615>>. Acesso em: 25 fev. 2016.

BINI, G. M. P.; LUIZ, E. L.; GERENTE, J. Análises de Técnicas de Imagens Aplicadas aos Satélites CBERS-2B e Rapideye para Interpretações de Feições Geomorfológicas no Médio Vale do Rio Itajaí-SC. In: XI SINAGEO, 2016,

Maringá. Disponível em: < 11º Sinageo - Análise de técnicas de fusão de imagens aplicadas aos satélites CBERS-2B e RapidEye para interpretação de feições geomorfológicas no médio vale do rio Itajaí - SC >.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial [da] União, Brasília, 09 jan. 1997.

CAMPOS, D. C. Dinâmica de uso e ocupação da terra na bacia hidrográfica do Arroio dos Pereiras em Irati – PR e sua influência na qualidade das águas superficiais. 2008. 110 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.

ESRI. Environmental Systems Research Institute. *Software ArcGis*, 2016. Disponível em: <<https://support.esri.com/pt-br/products/desktop/arcgis-desktop/arcmap/10-5>>. Acesso em: 03 jun. de 2021.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística: População Geral. Disponível em: < >. Acesso em: 03 jun. de 2021.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. G040 - Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Taquari-Antas, 2011. Disponível em: <<https://sema.rs.gov.br/g040-bh-taquari-antas>>. Acesso em: 03 jun. de 2021

SOARES, B. R. et al. Aplicação de técnica de fusão m imagens Landsat 8/OLI. Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto-SBSR. João Pessoa, 2015.

USGS. United States Geological Survey. Banco de Imagens. Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 24 mai. de 2021.

# ANÁLISE DA VARIAÇÃO TEMPORAL E DE EXTREMOS DE VAZÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TAQUARI-ANTAS

| ID 19370 |

**1Sabrina Antunes Vieira, 2Daniela Montanari Migliavacca Osório, 3Daniela Muller de Quevedo**

*1Universidade Feevale, e-mail: sah.vieira@hotmail.com; 2Universidade Estadual de Campinas, e-mail: danielamigliavacca@hotmail.com; 3Universidade Feevale, e-mail: danielamq@feevale.br*

**Palavras-chave:** Monitoramento hidrológico; valores extremos; vazão.

## Resumo

O monitoramento de dados hidrometeorológicos é essencial para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos. A partir destes dados, usualmente disponibilizados em séries temporais, pode-se estimar índices e indicadores de tendências, nos quais os gestores poderão se basear para o adequado gerenciamento dos recursos hídricos locais. Além disso, estes dados podem ser utilizados em estudos para diversas aplicações como o setor hidroenergético, saneamento básico, abastecimento público e industrial, irrigação e drenagem, pecuária, planejamento, previsão do tempo, mudanças hidroclimáticas e impactos ambientais, sendo também importantes para o dimensionamento de projetos como barragens de contenção, terraços e bacias de contenção, drenagem urbana, pontes, canais, dentre outros. Estudos sobre o comportamento da vazão possibilitam a determinação de valores adequados de vazões de referência para a disponibilidade hídrica de determinada região. Deve-se considerar, ainda, que as previsões devido às mudanças climáticas indicam que o meio hidrológico pode sofrer alterações. Nesse sentido, a análise de extremos de séries históricas de dados hidrometeorológicos é uma das maneiras de se determinar a variabilidade devido às mudanças climáticas, possibilitando a avaliação das consequências sobre bacias hidrográficas. Nestes casos, a Teoria de Valores Extremos (TVE) é fundamental para a modelagem de eventos extremos. Conhecendo este padrão de ocorrências é possível realizar um trabalho de prevenção, reduzindo assim os potenciais efeitos catastróficos dos eventos extremos. Portanto, o objetivo deste trabalho foi analisar as séries históricas de vazão na bacia hidrográfica do Rio Taquari-Antas a fim de avaliar se os dados hidrológicos apresentaram alterações em sua variabilidade temporal além de estimar a probabilidade de ocorrência e o tempo de retorno de



valores extremos. Para tanto foram adquiridas séries históricas de dados de vazão máxima e mínima mensal para o período de janeiro de 1985 a dezembro de 2018 através de dados disponibilizados pela ANA (Agência Nacional das Águas) no sistema Hidroweb, e estes dados passaram por análises gráficas e estatísticas básicas, além de análise de variância utilizando-se o teste F e verificação de tendências nas séries através do Método de Mann-Kendall, ambos com nível de significância de 5%. Para desenvolver a teoria dos valores extremos (TVE), foi utilizada uma frequência mensal para seleção de máximos e mínimos das séries para, após, realizar a modelagem da estrutura de dependência entre extremos através de modelos paramétricos. Também foi feita análise de máximos e mínimos anuais para cada série. Com base nos resultados, percebeu-se que as vazões máximas e mínimas estão indicando algumas alterações significativas, principalmente no que diz respeito a valores extremos, sendo que, nesta bacia hidrográfica, o maior impacto parece ser na vazão mínima, principalmente na estação de Guaporé.

### **Introdução**

O monitoramento de dados hidrometeorológicos é essencial para o planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos. A partir destes dados, usualmente disponibilizados em séries temporais, pode-se estimar índices e indicadores de tendências, nos quais os gestores poderão se basear para o adequado gerenciamento dos recursos hídricos locais.

O monitoramento de recursos hídricos é feito pela coleta de dados hidrometeorológicos, que podem ser utilizados em estudos para diversas aplicações como o setor hidroenergético, saneamento básico, abastecimento público e industrial, irrigação e drenagem, pecuária, planejamento, previsão do tempo, mudanças hidroclimáticas e impactos ambientais, sendo também importantes para o dimensionamento de projetos como barragens de contenção, terraços e bacias de contenção, drenagem urbana, pontes, canais, dentre outros (Salgueiro; Montenegro, 2008; Cavalcante; Silans, 2012). Assim, estudos sobre o comportamento da vazão possibilitam a determinação de valores adequados de vazões de referência para a disponibilidade hídrica de determinada região (Mello et al., 2010; Moreira; Silva, 2013; Victorino et al., 2014).

Este monitoramento se torna ainda mais essencial quando levamos em consideração que as mudanças climáticas podem afetar a distribuição espacial de variáveis hidrológicas como precipitação e vazão, além de intensificar e tornar os eventos extremos mais frequentes, sendo que este impacto pode variar de acordo com a região. (Herring et al., 2016). No Brasil, por exemplo, a tendência é de que as precipitações aumentem na região Sul e diminuam nas regiões Norte e Nordeste, o que pode acarretar em uma mudança nas vazões dos rios destas regiões, sendo previsto

para o ano de 2060 um aumento de até 40% nas vazões na região Sul do Brasil e redução de até 20% nas vazões da região Nordeste (Marengo, 2008; PBMC, 2013; Milly et al., 2005). Além das mudanças climáticas, outros fatores favorecem o aumento da vulnerabilidade hídrica no Brasil, como a pressão demográfica, o crescimento urbano desordenado e a falta de investimentos em infraestrutura e serviços (Salviano et al., 2016).

O sul do Brasil tem sido atingido por eventos extremos, como secas e inundações, chamando atenção historicamente não apenas pela ocorrência de grandes desastres, como também pela frequência e variedade de eventos, inclusive de eventos atípicos (como o Furacão Catarina). Esta região fica atrás apenas da região Sudeste quando se compara o número de registros de desastres naturais no Brasil (UFSC, 2012; Teixeira e Prieto, 2020).

Neste contexto, avaliar o histórico do comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é fundamental para verificar a variabilidade de vazões ao longo do tempo, auxiliando no planejamento adequado do uso dos recursos hídricos de determinada região. Conhecendo estas possíveis alterações, além da análise de dados históricos, a análise de tendências também pode ser aplicada, permitindo identificar mudanças significativas no comportamento de determinadas variáveis hidrológicas. Para tanto, o teste de Mann-Kendall tem sido extensivamente utilizado para avaliar tendências de dados hidroclimatológicos (Gocic; Trajkovic, 2013; Oliveira; Borrozzino, 2018).

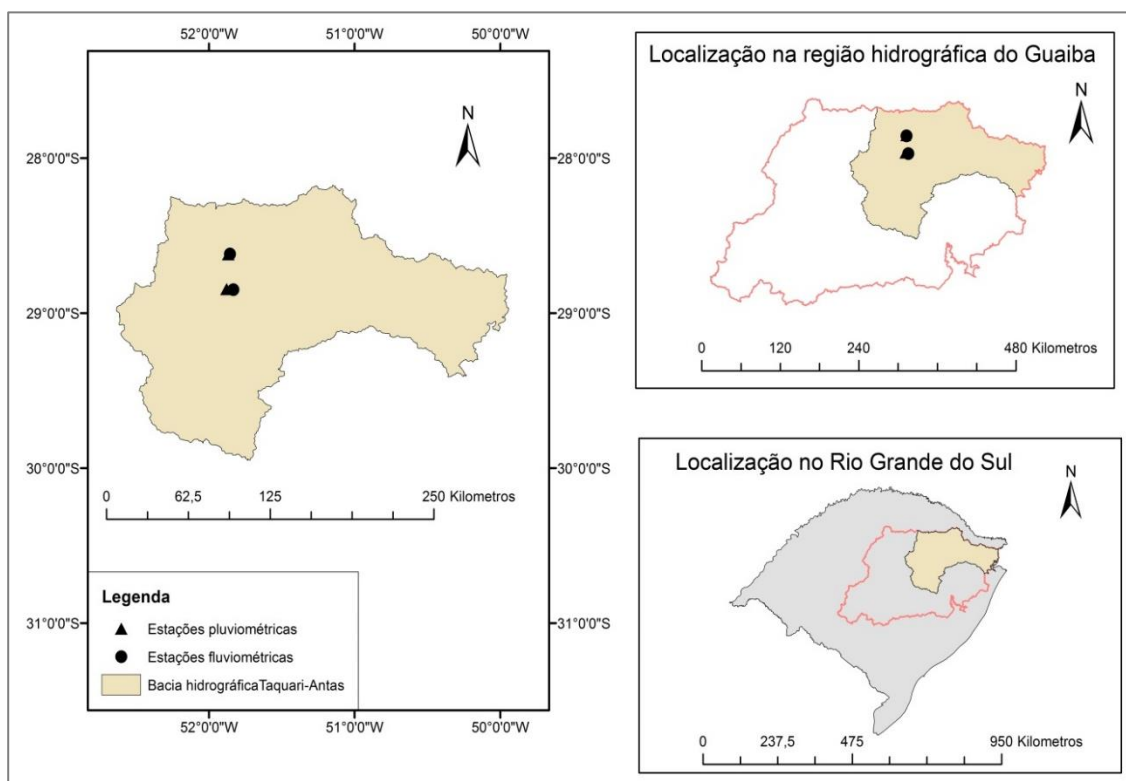
Já a Teoria de Valores Extremos (Fisher e Tippett, 1928) é fundamental para a modelagem de eventos extremos, sendo uma das maneiras de se determinar uma possível variabilidade devido às mudanças climáticas. A TVE trata do estudo estatístico dos extremos de processos aleatórios através da modelagem das caudas de distribuição. Ela provê métodos para estimar a distribuição de extremos de uma série temporal, possibilitando quantificar a probabilidade de ocorrência e o período de retorno associado a esses eventos (Wilks, 2011; Umbricht et al., 2013; Cheng et al., 2014). Os aspectos probabilísticos e estatísticos dos extremos por processos univariados têm sido profusamente estudados enquanto que a teoria multivariada e suas aplicações aparecem em estudos mais recentes, mas ainda poucos na área ambiental.

Com base nisto, percebe-se que avaliar o histórico do comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é fundamental para verificar a variabilidade de vazões ao longo do tempo, auxiliando no planejamento adequado do uso dos recursos hídricos. Portanto, o objetivo deste trabalho foi analisar as séries históricas de vazão na bacia hidrográfica do Rio Taquari-Antas a fim de avaliar se os dados hidrológicos apresentaram alterações em sua variabilidade temporal além de estimar a probabilidade de ocorrência e o tempo de retorno de valores extremos.

## Material e Métodos

A área de estudo foi a bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas (Figura 1), que está localizada na região nordeste do estado do Rio Grande do Sul, pertencendo a região hidrográfica do Guaíba. Possui uma área de drenagem de 26.491,82 Km<sup>2</sup> com 546 Km de extensão, abrangendo total ou parcialmente 118 municípios, com um total de 1.281.866 habitantes (COMITETAQUARIANTAS, 2012).

Foram adquiridas séries históricas de dados de vazão máxima e mínima mensal para o período de janeiro de 1985 a dezembro de 2018 através de dados disponibilizados pela ANA (Agência Nacional das Águas) no sistema Hidroweb ([www.snirh.gov.br/hidroweb/](http://www.snirh.gov.br/hidroweb/)). Os dados são provenientes de duas estações fluviométricas, a estação de Casca (código 86480000) e a estação de Guaporé (código 86500000), e foram separados em dois períodos distintos pois percebeu-se uma tendência de aumento de extremos dos dados a partir do ano de 2005 em algumas estações. Assim, para a análise estatística, os dados foram avaliados para os períodos de 1985 a 2004 e 2005 a 2018. Foram realizadas análises estatísticas básicas, além de análise de variância utilizando-se o teste F e verificação de tendências nas séries através do Método de Mann-Kendall, ambos com nível de significância de 5%.



**Figura 1: Localização da bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas e das estações fluviométricas utilizadas.**

Para desenvolver a teoria dos valores extremos (TVE), foi utilizada uma frequência mensal para seleção de máximos e mínimos das séries para, após, realizar a modelagem da estrutura de dependência entre extremos através de modelos paramétricos. Também foi feita análise de máximos e mínimos anuais para cada série. Para tanto, utilizou-se o software livre R, que fornece a estimativa conjunta dos parâmetros através do método da Máxima Verossimilhança. Com este método aplicado, pôde-se modelar tanto os tempos de retorno dos extremos como as probabilidades de ocorrência futura.

### Resultados e Discussão

Para avaliar as séries históricas, estas foram divididas em dois períodos, sendo os anos anteriores e posteriores a 2005. Estes mesmos períodos foram utilizados para análise por Vieira *et al.* (2018) na bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, sendo esta divisão utilizada pois verificou-se maior presença de extremos nos anos finais das séries. Nas Tabelas 1 e 2 estão apresentadas as análises estatísticas das séries de vazão máxima e mínima, respectivamente, para os diferentes períodos (1985 a 2004 e 2005 a 2018).

**Tabela 1: análise estatística das séries de vazão mínima.**

Estação	Período	Média	Variância	CV (%)	P(F<=f)	MK Tau
Casca	1985-2004	173,31	36358,53	110,02	0,0773	0,0084
	2005-2018	178,93	44451,79	117,83		0,1165*
Guaporé	1985-2004	278,91	127398,63	127,98	0,0657	0,0275
	2005-2018	295,31	157660,61	134,45		0,0953*

\* estatisticamente significativo

**Tabela 2: Análise estatística das séries de vazão máxima.**

Estação	Período	Média	Variância	CV (%)	P(F<=f)	MK Tau
Casca	1985-2004	9,62	47,40	71,57	0,0181*	0,0266
	2005-2018	8,70	34,99	68,01		0,1568*
Guaporé	1985-2004	13,74	103,48	74,03	0,0062*	0,0455*
	2005-2018	8,37	72,00	101,42		-0,3325*

\* estatisticamente significativo

Quando comparamos a variância das séries através do Teste F, apenas as séries de vazão mínima apresentaram diferenças estatisticamente significativas, demonstrando que os valores de vazão mínima da série de 2005 a 2018 são mais variáveis, mais distantes da média, quando

comparados com os valores do período inicial. Quanto ao teste de tendências, apenas as séries de precipitação máxima não apresentaram tendências estatisticamente significativas. Um fato interessante observado é que a estação de Guaporé apresenta tendências significativas inversas para os períodos, com tendência positiva na vazão mínima no período de 1985 e 2004 e tendência negativa para o período de 2005 a 2018. Nos demais casos de tendência na vazão, apenas o período de 2005 a 2018 apresentou significância estatística, sendo esta positiva.

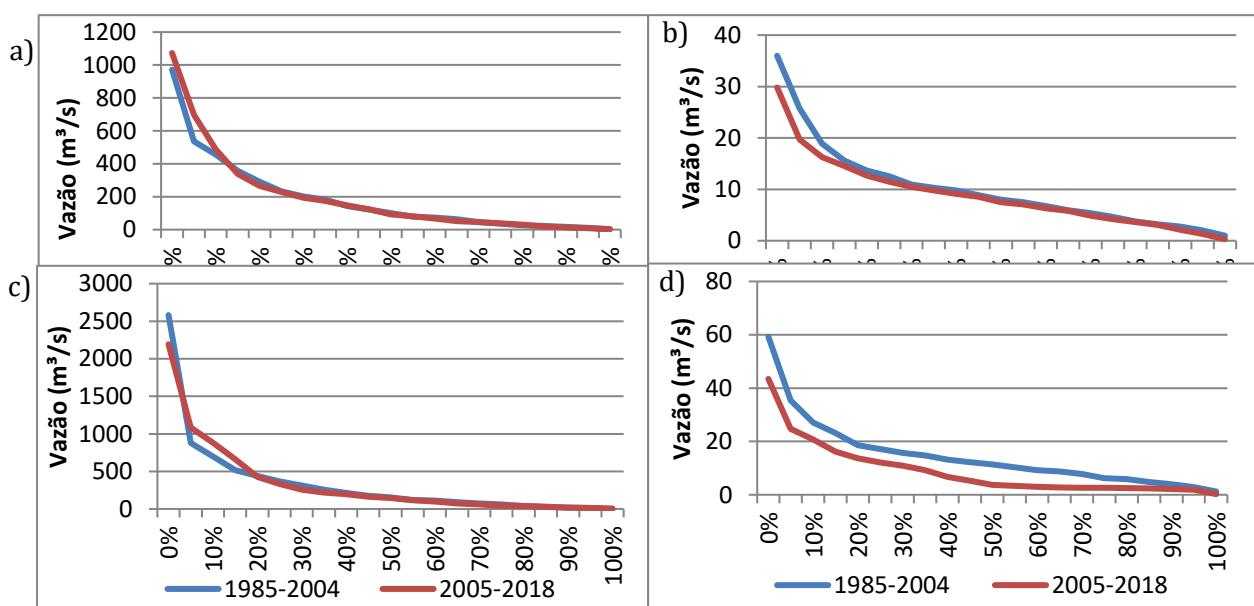
Além da análise das séries históricas divididas em períodos, também aplicou-se o teste de Mann-Kendall para as séries anuais e mensais, tanto para as vazões máximas quanto para as mínimas. Os resultados encontram-se na Tabela 3. Os valores em vermelho representam tendência significativa negativa.

**Tabela 3: Análise de tendências para as vazões máximas e mínimas anuais.**

	Vazão mínima		Vazão máxima	
	Casca	Guaporé	Casca	Guaporé
Jan	0,1190	-0,1450	-0,0178	0,0178
Fev	-0,0752	-0,2750	0,0018	-0,0143
Mar	0,0251	-0,1790	0,0911	0,0768
Abr	-0,0071	-0,2710	-0,0821	-0,1370
Mai	0,0394	-0,3730	-0,0980	-0,0624
Jun	-0,0125	-0,3210	0,0784	0,0695
Jul	-0,1540	-0,3590	0,0374	0,0339
Ago	-0,0649	-0,2490	0,2850	0,0232
Set	-0,0071	-0,2860	0,0571	0,0588
Out	0,0609	-0,1500	0,1430	0,1480
Nov	0,0883	-0,2560	0,0268	0,0178
Dez	0,1130	-0,1810	0,1390	0,0928
Anual	0,0499	-0,2750	0,0446	-0,0071

Como visto na Tabela 3, a vazão mínima apresenta tendência significativa negativa na estação de Guaporé na grande maioria dos meses e também nas séries anuais, enquanto que na estação de Casca não há tendências significativas. Para a vazão máxima também não houve tendência significativa para ambas estações.

Para avaliar estas possíveis alterações no comportamento das séries de vazão, além da análise estatística, também é importante a visualização das curvas de permanência, visto que muitas vezes, quando falamos de projetos, os dados obtidos através destas curvas são fundamentais, como a Q10 (valor da vazão que é igualada ou superada em 10% do tempo) e a Q90 (valor da vazão que é igualada ou superada em 90% do tempo). Na Figura 2 apresentam-se as curvas de permanência das vazões máximas e mínimas para cada estação.



**Figura 2 – Curvas de permanência de vazão máxima (a) e mínima (b) para a estação de Casca e máxima (c) e mínima (d) para a estação de Guaporé da bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas.**

Na estação de Casca percebe-se uma diferença no comportamento da vazão apenas quando falamos de vazões abaixo de 20% a 30% do tempo, sendo que, nestes casos, os últimos anos apresentaram valores acima dos ocorridos até o ano de 2004 para as vazões máximas, enquanto que as vazões mínimas foram menores para os últimos anos.

Já na estação de Guaporé, os dados de vazão máxima apresentaram uma diferença maior entre 10% a 30% do tempo também com valores tanto acima quanto abaixo dos ocorridos até o ano de 2004. Para a vazão mínima, ela se apresenta menor em todo o período de 2005-2018 quando comparado com os anos anteriores. Esta diferença foi estatisticamente significativa.

Outros estudos tem demonstrado comportamento semelhante. De acordo com Marengo (2001), a bacia do Rio Paraná, que drena os estados do Sul e parte do Paraguai, tem apresentado um importante aumento da vazão nas últimas décadas, com aumento de aproximadamente 15% desde

a década de 60, aumento este consistente com os crescentes valores de precipitação observados nesta bacia, e Santos et al. (2016), no qual identificaram-se tendências significativas também positivas na vazão anual máxima na bacia hidrográfica do Rio Pardo. Blainski et al. (2015), avaliando dados hidrológicos na bacia do Rio Camboriú, em Santa Catarina, projetam um aumento na taxa de escoamento superficial, na evapotranspiração, na perda de solo e na descarga líquida, principalmente para as vazões que se aproximam da Q10.

Por fim, aplicou-se a TVE univariada para verificar se os dados apresentam bom ajuste na distribuição generalizada de valores extremos (GEV) e gerar as probabilidades de ocorrência e os tempos de retorno das variáveis hidrometeorológicas. Os resultados de probabilidades de ocorrência de superar os valores (no caso dos máximos) ou ser inferior (para os mínimos) são apresentados nas Tabelas 4 e 5 para as vazões máximas e mínimas, respectivamente. Também acrescentou-se nestas tabelas os valores máximos e mínimos a título de comparação. Essas probabilidades se referem aos máximos e mínimos anuais de cada estação.

**Tabela 4: Probabilidades de ocorrência de vazões máximas anuais.**

	Probabilidade de superar vazão (m <sup>3</sup> /s)							Valor máximo
	99%	70%	50%	30%	10%	5%	1%	
Casca	56,8	485,1	611,8	735,8	901,8	971,9	1079,3	1072,86
Guaporé	122,2	739,5	993,7	1299,5	1861,1	2192,7	2943,7	2581,12

**Tabela 5: Probabilidades de ocorrência de vazões mínimas anuais.**

	Probabilidade de vazão ser inferior a (m <sup>3</sup> /s)							Valor mínimo
	99%	70%	50%	30%	10%	5%	1%	
Casca	8,02	3,42	2,56	1,85	1,01	0,67	0,12	0,29
Guaporé	9,44	3,99	2,97	2,13	1,14	0,74	0,08	0,23

Para as vazões máximas, as duas estações apresentaram uma probabilidade de ocorrência de 1% da vazão ser superior ao máximo já observado. Para as vazões mínimas, também em ambas estações, há probabilidade de 1% da vazão ser inferior ao mínimo já ocorrido na série histórica, sendo a vazão de Guaporé muito menor do que o valor mínimo já observado.

Para os tempos de retorno, são apresentados os resultados dos extremos anuais, do mês que apresentou os maiores valores, mês com os menores valores e uma comparação com o valor máximo

da série (para os máximos) e do valor mínimo (para os mínimos). A Figura 3 apresenta os tempos de retorno para as séries de vazão máxima e a Figura 4 para as séries de vazão mínima.

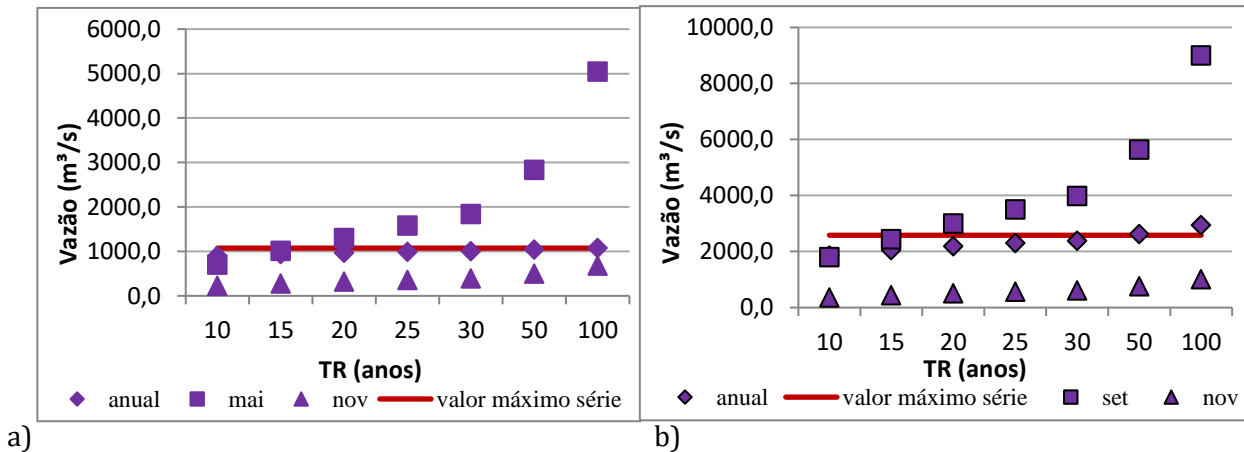


Figura 3: Tempos de retorno de vazões máximas para as estações de Casca(a) e Guaporé(b).

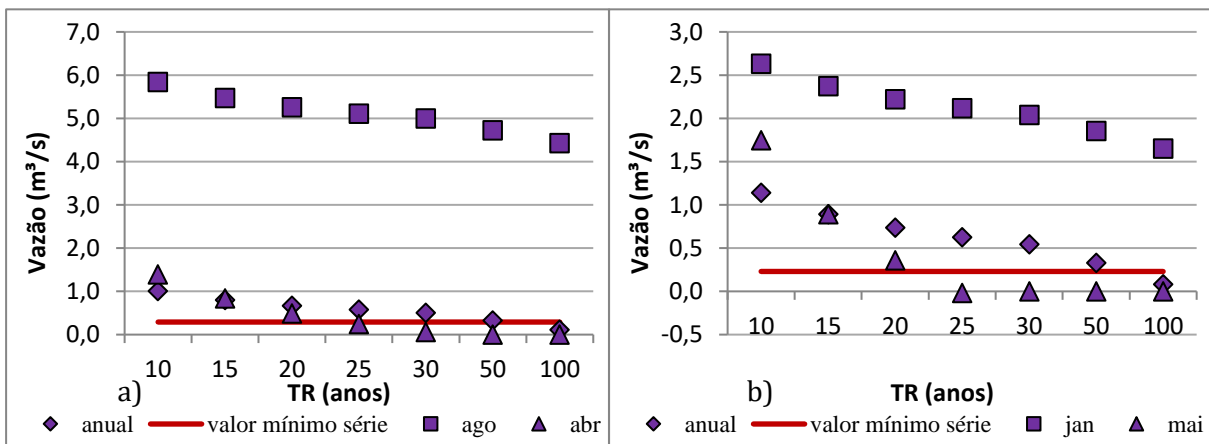


Figura 4: Tempos de retorno de vazões mínimas para as estações de Casca(a) e Guaporé(b).

Para as vazões máximas nota-se que os tempos de retorno para o mês de maiores valores de vazão ocorrem nos meses de maio para Casca e setembro para Guaporé enquanto que para o mês com os menores valores de vazão acontecem em novembro. Em ambas as estações o valor máximo observado foi ultrapassado pelo mês onde há os maiores valores esperados.

Quando observamos os tempos de retorno para as vazões mínimas, percebemos que esperam-se valores maiores principalmente nos meses de agosto, para Casca, janeiro para Guaporé, e valores menores nos meses de abril e maio. Ambas estações apresentam valores abaixo do mínimo



observado para tempos de retorno acima de 25 anos para o mês de menor vazão esperada, e de forma anual somente para TR acima de 100 anos para ambas as estações.

Analisar os meses em que há maior probabilidade de ocorrerem os extremos é importante, permitindo que os gestores das bacias hidrográficas apliquem as medidas necessárias para que os danos que porventura possam ocorrer sejam minimizados.

Quanto ao ajuste das séries utilizando-se a Teoria de Valores Extremos, tanto as séries de extremos mensais como as séries de extremos anuais apresentaram bom ajuste. Monte *et al.* (2015), analisando as vazões máximas na bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas, observaram que tanto a distribuição Gumbel como as demais distribuições da GEV, quando comparadas com outras distribuições, se ajustaram de forma satisfatória, não afetando os resultados.

### **Comentários finais**

Considerando tanto a variabilidade dos dados quanto tendências esperadas verifica-se que, para a bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas, a principal alteração observada está na vazão mínima, principalmente na estação Guaporé. Quanto a vazão máxima, percebeu-se algumas alterações quanto a variabilidade e algumas tendências, tanto na comparação entre os dois períodos quanto nas tendências anuais.

Na análise de valores extremos utilizando-se a Teoria de Valores Extremos, identificou-se probabilidades de ocorrência de valores tanto acima das máximas quanto abaixo das mínimas históricas, com maior chance de ocorrer em tempos de retorno acima de 25 anos.

Considera-se que o ideal seria também avaliar uma série histórica mais longa, permitindo extrapolar a série para tempos de retorno acima de 50 anos com mais confiança, o que foi dificultado pela ausência de séries históricas de vazão longas nas estações monitoradas da bacia hidrográfica do rio Taquari-Antas.

### **Agradecimentos**

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

### **Referências Bibliográficas**

Blainski et al. Simulação de cenários de mudanças climáticas e impactos na bacia hidrográfica do rio Camboriú – SC. Anais do XXI Simpósio de Recursos Hídricos. In: XXI Simpósio de Recursos Hídricos. Brasília-DF, 2005.

Cavalcante, A. L.; Silans, A. M. B. P. Modelo estocástico de desagregação da chuva diária em Eventos sub-diários para a região litorânea do Nordeste. *Revista Brasileira de Recursos hídricos*, v. 17, n. 3, p. 39-49, 2012.

Cheng, L.; Aghakouchak, A.; Gilleland, E.; Katz, R. W. Non-stationary extreme value analysis in a changing climate. *Climatic Change*, v. 127, p. 353-369, 2014.

COMITETAQUARIANTAS – Comitê da bacia hidrográfica do rio Taquari Antas. 2012. Plano da Bacia hidrográfica do rio Taquari Antas. Disponível em: < <https://taquariantas.wixsite.com/comite/documentos>>. Acesso em: 15 jun. 2021.

Fisher, R. A.; Tippett, L. H. C. Limiting forms of the frequency distribution of the largerst or smallest member of a sample. *Proceedings of the Cambridge Philosophical Society*, n. 24, p. 180-190, 1928.

Gocik, M.; Trajkovic, S. Analysis of changes in meteorological variables using Mann-Kendall and Sen's slope estimator statistical tests in Serbia. *Global and Planetary Change*, v. 100, p. 172-182, 2013.

Herring, S. C.; Hoell, A.; Hoerling, M. P.; Kossin, J. P.; Schreck Iii, C. J.; Stott, P. A. Explaining Extreme Events of 2015 from a Climate Perspective. *American Meteorological Society*, v. 97, n. 12, S1-S145, 2016.

Marengo, J. A. Mudanças climáticas globais e regionais: avaliação do clima atual do Brasil e projeções de cenários climáticos do futuro. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.16, a.1, p. 01 -18, 2001.

Marengo, J. A. Água e mudanças Climáticas. *Estud. av.*, v. 22, n.63, São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200006>>.

Mello, C. R.; Viola, M. R.; Beskow, S. Vazões máximas e mínimas para bacias hidrográficas da região Alto Rio Grande, MG. *Ciênc. agrotec.*, Lavras, v. 34, n. 2, p. 494-502, 2010.

Milly, P. C. D.; Dunne, K. A.; Vecchia, A. V. Global pattern of trends in streamflow and water availability in a changing climate. *Nature*, v.438, pp. 347-50, 2005.

Monte, B. E. O.; Goldenfum, J. A.; Valério, E. L. S. Eventos extremos de vazão por análise de frequência na bacia hidrográfica do Taquari-Antas. In: *Anais XXI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Brasília, 2015.

Moreira, M. C.; Silva, D. D. Análise de Métodos para Estimativa das Vazões da Bacia do Rio Paraopeba. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v.19, n. 2, p. 313-324, 2013.

Oliveira, D.; Borrozzino, E. Sazonalidade das tendências de temperatura do ar e precipitação pluvial no estado do Paraná. *Agrometeoros*, Passo Fundo, v.26, n.1, p.139-144, 2018.

PBMC – Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Contribuição do Grupo de Trabalho 1 ao Primeiro Relatório de Avaliação Nacional do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. In: *Sumário Executivo GT1, PBMC*, Rio de Janeiro, 24 p, 2013.

Salgueiro, J. H. P. B.; Montenegro, S. M. G. L. Análise da distribuição espacial da precipitação na bacia do rio Pajeú em Pernambuco segundo método geoestatístico. *Revista Tecnologia (UNIFOR)*, v. 29, p. 174, 2008.

Salviano, M. F.; Groppo, J. D.; Pellegrino, G. Q. Análise de Tendências em Dados de Precipitação e Temperatura no Brasil. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 31, n. 1, pp. 64-73, 2016.

Santos, C. A.; Lima, A. M. M.; Farias, M. H. C. S.; Aires, U. R. V.; Serrão, E. A. O. Análise estatística da não estacionariedade de séries temporais de vazão máxima anual diária na bacia hidrográfica do Rio Pardo. *HOLOS*, v. 7, n. 32, p. 179-193, 2016.

Teixeira, M. S.; Prieto, R. B. Eventos extremos de chuva no estado do Rio Grande do Sul, Brasil, entre 2004 e 2013. Parte 1: definição dos eventos e estatísticas. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 35, n. 1, p. 53-61, 2020.

UFSC-Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres. Atlas brasileiro de desastres naturais 1991 a 2010: volume Brasil/ Centro Universitário de Estudos e Pesquisas sobre Desastres. Florianópolis: CEPED UFSC, 94 p, 2012.

Umbricht A.; Fukutome S.; Liniger M. A, Frei C.; Appenzeller, C. Seasonal variation of daily extreme precipitation in Switzerland. Scientific Report MeteoSwiss, n.97, 122p, 2013.

Victorino, E. C.; Matias, G. C.; Da, T. B. S.; Silva, R. C. P. A.; De Carvalho, L. G. Adequabilidade de diferentes distribuições de probabilidade aplicadas a uma série histórica de vazões mínimas para o rio Grande, na região de Barreiras (BA). In: Anais XLII Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola – CONBEA, 2014.

Vieira, S. A.; Osorio, D. M. M.; Quevedo, D. M.; Adam, K. N.; Pereira, M. A. F. Metodologia de imputação de dados hidrometeorológicos para análise de séries históricas – Bacia do rio dos Sinos, RS, Brasil. Revista Brasileira de Climatologia, v. 23, ano 14, 2018.

Wilks, D.S. Statistical methods in the atmospheric sciences”. San Diego: Academic Press, 668p, 2011.

# DIAGNÓSTICO DO COMITÊ DE BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO TRAMANDAÍ DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

| ID 19382 |

**1 França, Ana Cristyna Rocha de , 2 Pereira, Cicero da Silva, 3 Arantes, Eudes José, 4 Kreutz, Cristiane, 5 Consolin, Marcilene Ferrari Barriquello**

*1 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: annacristynna.arte@gmail.com; 2*

*Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: contatoprofessorcicero@gmail.com; 3*

*Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: eudesarantes@utfpr.edu.br; 4 Universidade*

*Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: ckreutz@utfpr.edu.br; 5 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: marcilenef@utfpr.edu.br*

**Palavras-chave:** Plano de Bacia Hidrográfica; Bacia hidrográfica; Recursos Hídricos.

## Resumo

Baseando-se na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), faz-se um paralelo com as etapas de diagnóstico, definição e planejamento de ações, inerentes ao processo de elaboração dos Planos de Recursos Hídricos, da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí. E também foram realizadas análises de documentos e informações do CBHRT. Objetivando-se os instrumentos da PNRH que fazem parte do processo de planejamento desenvolvido pela ANA e pelos órgãos gestores de recursos hídricos junto aos comitês de bacia tendo em vista os requisitos legais. Pode-se ressaltar a necessidade de avançar ainda mais em todos os campos e temáticas que cercam e nos impulsionam em defesa da água e compreender a importância da legislação acerca dos corpos d'água na sua biodiversidade. A partir de todo esse levantamento, estudos e pesquisa sobre a CBH do Rio Tramandaí, consegue-se compreender a importância da legislação acerca dos corpos d'água e todas as suas diversidades de origem, permanência, qualidade, uso e preservação. Compreende-se que as instituições de pesquisa, monitoramento, órgãos de fiscalização, e espaços democráticos de representação e organização são de extrema necessidade para que se possam avançar ainda mais em todos os campos e temáticas que cercam e nos impulsionam em defesa da água enquanto elemento essencial pra vida humana, vegetal e animal, para o solo, para o ciclo da água, para o desempenho do equilíbrio climático, para o planeta.

## Introdução

A importância da água está definida por seus atributos como recurso de múltiplos usos disponíveis, sendo, assim, elemento fundamental para a manutenção da vida e do abastecimento doméstico ou agrícola das áreas industriais e urbanas, entre outros usos. Tendo em vista a sua ampla utilização urbana e industrial, surge a consequente degradação do recurso hídrico, o que restringe os seus múltiplos usos como vital elemento e traz a deterioração progressiva da qualidade de vida, em nossos dias.

Segundo Rebouças (1997), a água em estado líquido é um recurso abundante existente na Terra. Cerca de 97% do total dos recursos hídricos estão presentes nos oceanos, e os outros 3% são constituídos por água doce. Esta última porcentagem distribui-se em 75% nas calotas polares e em 25 % de água dos rios, lagos e água subterrânea. Desses 25%, por sua vez, sabe-se que 98,8% correspondem a águas subterrâneas e o restante 1,2% a águas superficiais, como afirma Souza (1998).

A falta e/ou escassez da água junto com os problemas originados pelos riscos decorrentes da sua poluição constituem a “crise da água”, flagelo reconhecido hoje pelos governos do mundo. Atualmente, faz-se necessário o estudo integrado de diferentes áreas do conhecimento para buscar e encontrar soluções compatíveis com a demanda crescente por água.

Neste sentido, a preservação, conservação e recuperação do ecossistema dos mananciais devem ser prioridades para a manutenção da boa qualidade e quantidade das águas, com a finalidade de garantir a sobrevivência humana e honrar nossas responsabilidades com as diversas formas de vida.

Diante da degradação ambiental dos países desenvolvidos, na década de 70, a concepção de meio ambiente não ficou restrita aos aspectos físicos e biológicos e ampliou-se para os aspectos sociais, econômicos e culturais. O Brasil, em consonância com esta concepção, na Agenda 21, reconhece a água como um meio ecológico e um elemento fundamental do ambiente, considerando-a como a matéria-prima mais utilizada em todas as atividades humanas. Essa dualidade de funções constitui um desafio constante para o qual é essencial realizar uma política eficiente na gestão das águas.

Desta perspectiva, a lei nº 9.433/97 consagrou, entre outros princípios, “a gestão descentralizada e participativa dos recursos hídricos”, a ser representada pelo Poder Público, os usuários e a sociedade organizada. A partir da perspectiva da lei no que concerne aos usuários, acredita-se necessário desenvolver uma política eficiente na gestão das águas com foco nas gerações futuras, ultrapassando os aspectos ambientais já conhecidos (físicos, biológicos, sociais,

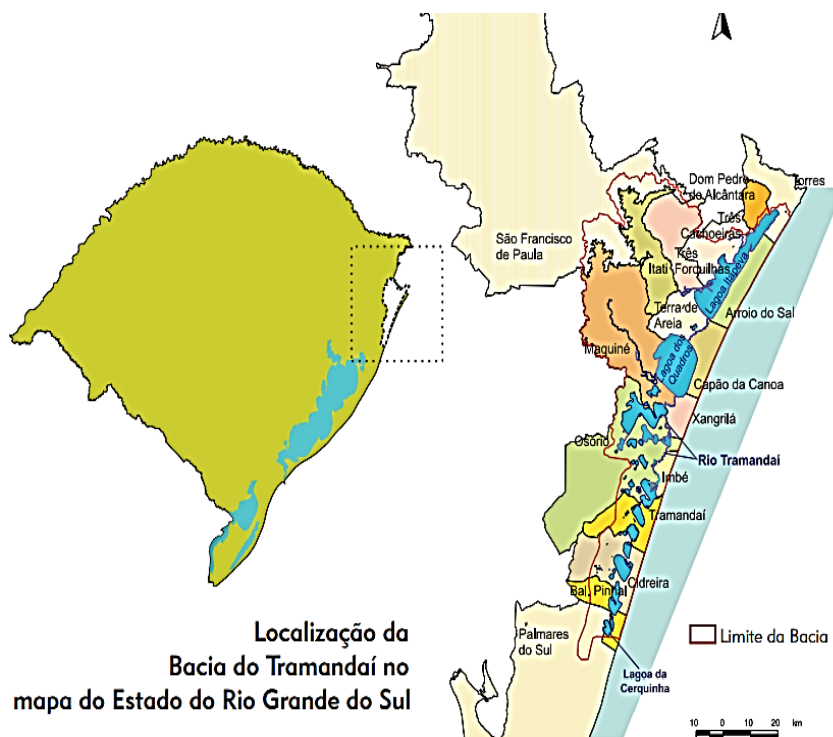
econômicos, culturais). Por esta razão, instrumentos e ferramentas são necessários para gerir este recurso de forma sustentável e democrática, atendendo às diferentes demandas pelo seu uso. Neste sentido, a Política Nacional de Recursos Hídricos – PNRH – (Lei nº 9.433/1997) e a Política Estadual de Recursos Hídricos buscam disciplinar a gestão da água por meio da definição de diretrizes, estabelecimento de metas e criação de uma agenda para que os objetivos pretendidos sejam alcançados. Dentre seus fundamentos, está a adoção da bacia hidrográfica como unidade territorial de implementação das políticas. Cada bacia deve possuir seu próprio Plano de Recursos Hídricos, aprovado pelo respectivo Comitê de Bacia Hidrográfica (CBH).

Bacia hidrográfica ou bacia de drenagem de uma seção de um curso d'água é a área geográfica coletora de água de chuva que escoam pela superfície do solo e atingem a seção considerada. As bacias hidrográficas são importantes para obtenção de dados para dimensionamento de pontes, bueiros, barragens, galerias de águas pluviais, etc. (COLLISCHONN; TASSI, 2008).

Os comitês de bacias hidrográficas estabelecem o gerenciamento descentralizado e participativo dos recursos hídricos, em atendimento ao princípio da lei 7.663/91 (FREITAS, 1998). No intuito de verificar o atual estado da implementação das políticas de recursos hídricos a nível local, objetiva-se com este trabalho avaliar o Plano de Recursos Hídricos da Bacia do rio Tramandaí, localizada no estado do Rio Grande do Sul, quanto ao seu atendimento ao disposto na legislação federal e estadual pertinentes. Especificamente, procura-se averiguar a conformidade do plano da bacia ao conteúdo mínimo previsto em legislação e verificar as condições de atuação do comitê instaurado na Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí.

### **Material e Métodos**

O presente trabalho abrange a Bacia do Rio Tramandaí e está incluída na Região Hidrográfica das Bacias Litorâneas. Situada no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, abrange uma área de 2700 km<sup>2</sup>. Sendo dividida em 5 sub-bacias (Figura 1): rio Maquiné, rio Três Forquilhas, arroio da Sanga Funda, arroio Cardoso e Complexo Lagunar.



**Figura 1 – Localização da Bacia Hidrográfica do Tramandaí (SEMA, 2003)**

E sua faixa costeira é de aproximadamente 115 km que vai desde as nascentes dos rios Maquiné e Três Forquilhas a oeste até o norte da Lagoa Itapeva e até o sul da lagoa da Cerquinha.

Esta bacia fornece água para a população residente e para os veranistas, proporciona trabalho aos pescadores, fornece água para a agricultura irrigada e criação animal e apresenta inúmeros atrativos naturais para o turismo. E observam-se diferentes ambientes naturais sendo que nas regiões de serra, sub-bacias dos rios Três Forquilhas e Maquiné, encontram-se rios e arroios torrenciais, e logo abaixo destas sub-bacias, acontece a preparação do solo para o plantio, que frequentemente provoca assoreamento dos rios. E a parte mais baixa é formada por um conjunto de lagoas interligadas e isoladas. Estas lagoas são utilizadas socioeconomicamente como manancial para abastecimento público, abastecimento de indústrias, irrigação de arroz, criação animal, pesca, lazer e turismo e por consequência desse uso, a água das lagoas, que serve tão bem às atividades humanas, recebe esgoto e tem sua qualidade comprometida. E entre as lagoas aparecem as áreas de banhado, que colaboram para a sua manutenção e proteção da biodiversidade. (SEMA, 2003)

Existe ainda, entre o mar e as lagoas, os campos de dunas, que funcionam como primeira barreira aos ventos e tempestades oceânicas, e as das dunas também ajudam a conter a salinização da água subterrânea.

A ligação do sistema de lagoas com o mar origina o estuário do Rio Tramandaí, onde a interferência oceânica faz com que a água seja naturalmente salobra (salinidade entre 0,05 a 3%). É importante considerar que a salinidade pode avançar para o interior das lagoas devido a conjugação de fatores como o vento sul, estiagem e retirada excessiva de água.

São dezessete municípios que compõem esta bacia, em sua maioria com características diferentes e que têm na água seu ponto comum (Quadro 1):

**Quadro 1: Municípios inseridos na bacia hidrográfica do Tramandaí**

Município	Percentagem da área na Bacia (%)
ARROIO DO SAL	100
ALNEÁRIO PINHAL	69
CAPÃO DA CANOA	100
CIDREIRA	72
DOM PEDRO DE ALCÂNTARA	24
IMBÉ	100
TATI	100
MAQUINÉ	100
OSÓRIO	48
PALMARES DO SUL	6
SÃO FRANCISCO DE PAULA	6
TERRA DE AREIA	100
TORRES	22
TRAMANDAÍ	100
TRÊS CACHOEIRAS	82
TRÊS FORQUILHAS	96
XANGRI-LÁ	100

Os dados do IBGE indicam que em 2004 residiam na Bacia, 198.000 habitantes, que representa menos de 2% do número de habitantes do Estado. Sendo Osório, Capão da Canoa, Imbé e Tramandaí as maiores cidades. Uma característica especial dos municípios é o aumento da população na época de veraneio (dezembro a março), a população aumenta em torno de cinco vezes, atingindo praticamente 1 milhão de habitantes, o que representa aproximadamente 10% da população total do Rio Grande do Sul. Ou seja, uma quantidade maior de consumidores de água e conseqüentemente uma maior geração de esgotos.



Inicialmente, o desenvolvimento desse artigo se dá a partir de levantamento de dados secundários do tema em material científico específico, plataformas, sites e blogs como: Política nacional e estadual do Rio Grande do Sul, SEMA, Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí Litoral Norte do Rio Grande do Sul,

Também haverá levantamento qualitativo em análise, da estrutura administrativa como o tema em questão onde é abordado um checklist sobre PNRH:

**Quadro 2: Checklist da Estrutura Administrativa.**

ESTRUTURA ADMINISTRATIVA	Está instituído através do decreto de criação estadual do CBH?
	O CBH tem regimento interno?
	As atribuições do comitê estão explícitas no regimento interno?
	O CBH possui diretoria estabelecida com no mínimo um presidente e um secretário?
	As reuniões ordinárias ocorrem conforme previsão regimental?
	A composição do CBH segue o estabelecido no Art. 8 da Resolução 5/2000 do CNRH?
	O CBH possui câmara técnica constituída?
	No CBH consta Agência de Água ou entidade delegatária?
	O plano de trabalho foi elaborado e aprovado pelo CBH?
	Há um plano de capacitação dos membros do CBH?
	Há informações sobre composição do Comitê, entidades e membros, mandatos, endereços eletrônicos?
	Há informações sobre atuação do Comitê: atas de reuniões, convocatórias, relatório de atividades?

**Quadro 3: Checklist do Enquadramento.**

ENQUADRAMENTO	Consta o enquadramento no Plano de Bacia?
	A metodologia aplicada para análise do enquadramento está devidamente apresentada?
	Foi realizado o diagnóstico e prognóstico da bacia?
	Realizou-se a Elaboração das alternativas e programa de efetivação?
	O enquadramento atende às metas propostas no Plano de Bacia?
	Foi realizada a Implementação do programa de efetivação?

**Quadro 4: Checklist do Sistema de Informação.**

SISTEMA DE INFORMAÇÃO	Existe um sistema de Informações de Recursos Hídricos exclusivo da Bacia interligado aos sistemas estadual e nacional de informações?
	É possível encontrar dados qualitativos e quantitativos acerca da BH (diagnósticos, mapas, tabelas de monitoramento, etc.)?
	O CBH promove ações de divulgação acerca de informações da BH?

**Quadro 5: Checklist da Outorga.**

OUTORGA	Nesta unidade hidrográfica há rios transfronteiriços e fronteiriços?
	Nesta unidade hidrográfica a outorga é de competência da Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Infraestrutura (SEMA)?
	Foi aprovado critérios e normas para outorga por este Comitê?
	As vazões outorgadas para todas as finalidades são apresentadas pelo Comitê?
	Foram definidos critérios para usos insignificantes ou independentes de outorga?
	Há estudo específico sobre cada finalidade de uso outorgada?

**Quadro 6: Checklist da Cobrança.**

COBRANÇA	A cobrança foi aprovada pelo CBH?
	A cobrança foi implementada pelo CBH?
	O CBH tem Termo de Referência?
	Existe um plano anual de aplicação dos recursos arrecadados?

**Quadro 7: Checklist do Plano de Bacia Hidrográfica,**

PLANO DE BACIA HIDROGRÁFICA	O plano de bacia foi aprovado pelo CBH?
	Os principais usuários das águas foram identificados?
	A metodologia para a construção dos cenários foi apresentada no plano?
	Houve a identificação de pontos de conflito instalados ou potenciais?
	O plano apresenta aspectos físicos, geológicos e ambientais relevantes da área de abrangência da BH?
	As metas definidas são mensuráveis, exequíveis, temporais e atingíveis?
	O Plano de BH apresenta as principais ações que deverão ser desenvolvidas pelo arranjo institucional para o alcance de cada uma das metas dos programas estabelecidos?
	Há uma hierarquização dos programas do plano com base na relevância e urgência das metas relacionadas?
	No Plano de BH há critérios de viabilidade técnica, financeira, ambiental ou socioinstitucional definidos das intervenções pretendidas?
	O plano apresenta as demandas hídricas da área de abrangência da BH ?
	O Plano de BH tem uma versão de Relatório Executivo para apresentação ao público de fácil entendimento?

### Resultados e Discussão

Com base nos dados observa-se que está instituído através do decreto de criação estadual do CBH, DECRETO Nº 54.727, DE 26 DE JULHO DE 2019. (publicado no DOE n.º 147, de 30 de julho de 2019) Altera o Decreto nº 39.637, de 28 de julho de 1999, que cria o Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí.

Se observa que o regimento interno do Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí – CBHT consta na RESOLUÇÃO nº 05/03, conforme artigo 19 da Lei Estadual nº 10.350/94, na SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE CONSELHO DE RECURSOS HÍDRICOS do Rio Grande do Sul.

E as reuniões ordinárias ocorrem conforme previsão regimental conforme a resolução 05/03. “Art. 7º - Compete ao Presidente do Comitê: I - Representar o Comitê em todos os atos a que deva estar presente ou designar representante; II - Convocar as reuniões ordinárias e extraordinárias do Comitê, propondo sua pauta e presidindo-as;”

Sendo que a composição do CBH segue o estabelecido no Art. 8 da Resolução 5/2000 do CNRH com o DECRETO Nº 54.727, DE 26 DE JULHO DE 2019.

Não foram encontrados registros específicos sobre a existência de uma Câmara Técnica da Bacia do Rio de Tramandaí constituída, ligada ao Conselho de Recursos Hídricos do Estado do Rio Grande do Sul. No entanto, foi observado que o Comitê da Bacia do Rio Tramandaí, fazia parte da Câmara Técnica Permanente de Planejamento Ambiental do CONSEMA representado pela cadeira reservada aos comitês de bacias. E em 2007, um acordo entre os interessados determinou que o CBHT ficasse responsável pelo gerenciamento e manejo da Comporta da Lagoa da Fortaleza, criando para isso uma Câmara Técnica. Com a criação do GT Saneamento, coordenado pelo MPF, a partir de 2015, este passou a ser o principal espaço de discussão sobre o tema do saneamento na Bacia, e as discussões no CBHT ficaram pautadas pela dinâmica deste GT.

A Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Infraestrutura (Sema), é o órgão central do Sistema Estadual de Proteção Ambiental (Sisepa), responsável pela gestão da política ambiental no Rio Grande Sul, onde está concentrada a maior fonte de informações sobre o CBH, assim observa-se poucas orientações na Agência de Águas.

Os planos de elaboração dos trabalhos da Bacia do Rio Tramandaí segundo os documentos expostos no site da secretaria do Estado Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Infraestrutura (Sema), instituída em 1999, é o órgão central do Sistema Estadual de Proteção Ambiental (Sisepa), responsável pela gestão da política ambiental no Rio Grande Sul, foi elaborado por vários entes em conjunto com CBH em debate. Já não foi identificado quaisquer apontamentos que abordasse sobre a capacitação de membros do CBH. Sobre as composições do Comitê, entidades, membros e anexos, assim como todos os demais documentos que atestam ações, atividades e os todas as informações que apresentem e desaguam dados e centenas de históricos documentais desde a sua formação até as suas últimas demandas que configuram a existência e ativa existência do CBH do rio Tramandaí.

#### *Sistema de Informação*

Para que se possa dar vazão aos trabalhos e a concretização das ações e atividades que decorrem dos trabalhos das Bacias Hidrográficas entende-se que o Sistema de informação é um dos precedentes legais para o funcionamento e real dos Comitês das Bacias Hidrográficas. O Sistema de informação.

Segundo o que consta na legislação, pode-se encontrar que é um dos instrumentos de gestão previsto na Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, conhecida como Lei das Águas. E ainda se encontra e pode-se afirmar que se trata de um amplo sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos, bem como fatores intervenientes para sua gestão.

Segundo REZENDE & ABREU (2003), sistemas consistem num conjunto de partes que estão constantemente interagindo e se integrando, sempre com o propósito de atingir objetivos e alcançar resultados. Em termos gerais, um sistema de informações pode ser definido como todo sistema utilizado para prover informação (incluindo o seu processamento), qualquer que seja o seu uso, podendo ser informatizado ou não.

Identifica-se a presença de um sistema de Informações de Recursos Hídricos exclusivo da Bacia interligado aos sistemas estadual e nacional de informações e que este tem um aporte de atuação de vários órgãos e instituições que atuam no espaço geográfico que compreende a área hidrográfica da Bacia. E que esses órgãos, instituições e projetos de pesquisas vão compor uma rede de gestão e análise de dados hidrológicos; regulação dos usos de recursos hídricos e planejamento e gestão de recursos hídricos na Bacia em debate.

Entende-se também que está no sistema de informação uma rede de conexão e dependência que aporta no SI a capacidade de ajudar os tomadores de decisão a atingir os seus objetivos. Dessa forma, as principais finalidades dos SIs vão se apresentar dentro de alguns elementos como: Coletar, selecionar e tratar os dados para servirem de suporte à decisão; Reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos da Bacia Hidrográfica; Atualizar permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda de recursos hídricos em todo o território nacional; Fornecer subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos; Proporcionar informação a todos os níveis da gestão;

Identifica-se a presença de um sistema de Informações de Recursos Hídricos exclusivo da Bacia interligado aos sistemas estadual e nacional de informações e que este tem um aporte de atuação de vários órgãos e instituições que atuam no espaço geográfico que compreende a área hidrográfica da Bacia. E que esses órgãos, instituições e projetos de pesquisas vão compor uma rede de Gestão e análise de dados hidrológicos; regulação dos usos de recursos hídricos e planejamento e gestão de recursos hídricos.

A relação com os outros instrumentos se dá de forma paralela e direta, pois o sistema de informação é totalmente dependente da instalação, da elaboração e execução dos outros instrumentos da PNRH em todas as suas frentes de atuação, Nacional, Estadual e Municipal para poder apresentar dentro de uma plataforma cada vez mais transparente, alimentada e atualizada com maior número de dados sobre os Recursos Hídricos do país que vão do enquadramento e classificação dos corpos D'ÁGUA, à Regulação dos seus mais variados e diversos usos.

Percebe-se que nosso país possui uma ampla rede de suporte para captação e funcionamento de coberturas científicas, estudos e monitoramento no que abrange os corpos d'água da Bacia Hidrográfica. Porém esse cenário, muitas vezes fica evidenciados nos tratados legais como leis,

decretos, portarias, regimentos e abordagens teóricas, que na prática, o que se evidencia em muitos casos são defasagens nos avanços das pesquisas contínuas, fragilidades nas disponibilidades de dados entre os entes particulares e estatais como empresas e seus empreendimentos, assim como a ausência efetiva de órgãos municipais e estaduais sobre o monitoram e ações que ocorrem dentro dos seus espaços geográficos. Fica aparente, que é preciso mais investimentos para que cada vez mais frentes de pesquisas atuem e produzam cada vez mais informações com dados científicos consistentes para que o Comitê da Bacia do Rio Tramandaí possa ampliar cada vez mais a proteção e uso dos seus corpos d'água.

#### *Governança das Águas e Enquadramento*

O enquadramento é um instrumento de planejamento, pois não se baseia apenas na classificação do estado atual de qualidade em um segmento do corpo d'água, mas estabelece a meta de qualidade de água a ser mantida ou alcançada, ou seja, a qualidade de água que o corpo hídrico deve manter ou que deveria apresentar e precisa ser alcançada para atender às necessidades estabelecidas pela sociedade, de acordo com os usos pretendidos.

O processo de enquadramento passa pela elaboração de uma proposta que serve de orientação para as discussões públicas. Essas discussões ocorrem no âmbito dos Comitês de Bacia Hidrográfica, que compõem o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). A proposta deve ser desenvolvida em conformidade com o Plano de Recursos Hídricos da bacia hidrográfica, preferencialmente durante a sua elaboração (artigo 3º da Resolução CNRH 91/2008). Quando não for possível o seu desenvolvimento concomitante com a elaboração do Plano de Recursos Hídricos, é conveniente que a proposta seja desenvolvida no processo de implementação ou de revisão do Plano. Nesse sentido as diretrizes legais de enquadramento das águas da Bacia do Rio Tramandaí se apresentam em alguns documentos e legislação como:

O CONSELHO DE RECURSOS HÍDRICOS DO RIO GRANDE DO SUL, no uso das atribuições que lhe conferem a Lei Estadual no. 10.350, de 30 de dezembro de 1994, regulamentada pelo Decreto no 36.055, de 04 de julho de 1995, e suas posteriores modificações aplicáveis à matéria. - considerando a Resolução No 50/08, do Conselho de Recursos Hídricos que aprovou o Enquadramento das águas das Bacias Hidrográficas dos Rios Caí, Pardo, Tramandaí e do Lago Guaíba; - considerando a Deliberação No 002/2008, do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí na sua 60ª Reunião Ordinária, dia 27 de setembro de 2008 - do Enquadramento das Lagoas ao sul da Bacia que foram incluídas pela Nota Técnica no 1/2007 do DRH, e que determina que as Lagoas passem a pertencer ao território da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí, no que se refere seu

gerenciamento, estando sujeitas a construção e implementação dos instrumentos de planejamento e gestão estabelecidos pela Lei 10.350, de 1994.

Para estabelecer um objetivo de qualidade da água, é preciso: avaliar a condição atual do rio, ou seja, “o rio que temos”; aferir, junto à população da bacia, a condição de qualidade desejada para aquele rio, “o rio que queremos”; e, por fim, discutir e pactuar a meta com os diferentes atores da bacia hidrográfica, “o rio que podemos ter”, levando em conta as limitações técnicas, sociais e econômicas para seu alcance. É possível fazer um paralelo com as etapas de diagnóstico, prognóstico e definição e planejamento de ações, inerentes ao processo de elaboração dos Planos de Recursos Hídricos, o que reforça a relevância do desenvolvimento da Proposta de Enquadramento concomitante ao Plano. Cabe destacar que ambos são instrumentos da PNRH e fazem parte do processo de planejamento desenvolvido pela ANA e pelos órgãos gestores de recursos hídricos junto aos comitês de bacia e suas respectivas agências de bacias ou entidades delegatárias, quando existentes, e que tanto a elaboração do Plano de Recursos Hídricos quanto a da Proposta de Enquadramento devem contar com a ampla participação da sociedade, mediante consultas públicas, encontros técnicos, oficinas de trabalho, entre outros; os quais são meios com o objetivo de recolher informações, contribuições e ampliar o conhecimento relacionado à matéria discutida, em apoio e subsídio ao processo decisório.

#### *Governança das Águas - Outorga*

A outorga de direito de uso da água representa um instrumento, através do qual o Poder Público autoriza, concede ou ainda permite ao usuário fazer o uso deste bem público. É através deste que o Estado exerce, efetivamente, o domínio das águas preconizado pela Constituição Federal, regulando o compartilhamento entre os diversos usuários. Nesse caso verifica-se que o Comitê da Bacia do Rio Tramandaí não tem autonomia nesse dispositivo, ficando sobre o domínio do Estado a decisão final sobre a Outorga. No entanto, o Comitê é membro permanente nas instâncias legais que venham aprovar as regulamentações ou constituir decretos, ou artigos de lei que orientem as ações sobre o uso e fins do corpo d'água em questão.

O Decreto Estadual nº 37.033, de 21 de novembro de 1996, regulamentou este instrumento, estabelecendo os critérios para a concessão, "licença de uso" e "autorização", bem como para a dispensa. O Decreto Estadual nº 42.047, de 26 de dezembro de 2002, regulamenta disposições da Lei nº 10.350/1994, com alterações, relativas ao gerenciamento e à conservação das águas subterrâneas e dos aquíferos no Estado do Rio Grande do Sul. Ainda deve-se observar que a Lei Estadual 10.350, de 30 de dezembro de 1994, em seu artigo 29, explica que qualquer empreendimento ou atividade que alterar as condições quantitativas e/ou qualitativas das águas, superficiais ou

subterrâneas, observando o Plano Estadual de Recursos Hídricos e os Planos de Bacia Hidrográfica, dependerá de outorga. Caberá ao Departamento de Recursos Hídricos a emissão de outorga para os usos que alterem as condições quantitativas das águas.

Pode-se observar ainda sobre o que reza a legislação os seguintes apontamentos: CAPÍTULO IV DOS INSTRUMENTOS DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS Seção I Da Outorga do Uso dos Recursos Hídricos Art. 29 - Dependerá da outorga do uso da água qualquer empreendimento ou atividade que altere as condições quantitativas e qualitativas, ou ambas, das águas superficiais ou subterrâneas, observado o Plano Estadual de Recursos Hídricos e os Planos de Bacia Hidrográfica. Parágrafo 1º - A outorga será emitida pelo Departamento de Recursos Hídricos mediante autorização ou licença de uso, quando referida a usos que alterem as condições quantitativas das águas. Parágrafo 2º - O órgão ambiental do Estado emitirá a outorga quando referida a usos que afetem as condições qualitativas das águas. Art. 30 - A outorga de que trata o artigo anterior será condicionada às prioridades de uso estabelecidas no Plano Estadual de Recursos Hídricos e no Plano de Bacia Hidrográfica. Art. 31 - São dispensados da outorga os usos de caráter individual para satisfação das necessidades básicas da vida.

#### *Governança das Águas - Cobrança*

Quando se averigua a constituição pública da BH do Rio Tramandaí, não tem como deixar de abordar com um dos itens que apresenta profundas implicações e contradições mesmo tendo uma vasta apreensão legal e normal sobre o que tange a cobrança dos usos dos recursos hídricos. Os mecanismos e valores a serem cobrados em cada bacia hidrográfica são definidos pelos Comitês de Bacias, com a participação dos usuários da água, da sociedade civil e dos poderes públicos (estadual e municipais), de acordo com as características de cada bacia hidrográfica. Para implantação do processo da cobrança deve ser observado o disposto na Deliberação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos. A cobrança pelo uso dos recursos hídricos é um importante instrumento de planejamento, gestão integrada e descentralizada do uso da água. Na Bacia do Rio Tramandaí essas disposições estão alinhadas a cobrança é uma remuneração pelo uso de um bem público, cujo preço é fixado pelos Comitês de Bacias a partir da participação dos usuários da água, da sociedade civil e do poder público. Não é um imposto ou taxa.

A natureza jurídica em que se enquadra é “preço público” e está respaldada em vários instrumentos legislativos DO SISTEMA DE RECURSOS HÍDRICOS DO RIO GRANDE DO SUL Art. 5º - Integram o Sistema de Recursos Hídricos, o Conselho de Recursos Hídricos, o Departamento de Recursos Hídricos, os Comitês de Gerenciamento de Bacia Hidrográfica e as Agências de Região Hidrográfica. Art. 13 - Cada Comitê será constituído por: I - representantes dos usuários da água, cujo



peso de representação deve refletir, tanto quanto possível, sua importância econômica na região e o seu impacto sobre os corpos de água; II - representantes da população da bacia, seja diretamente provenientes dos poderes legislativos municipais ou estaduais, seja por indicação de organizações e entidades da sociedade civil; III - representantes dos diversos órgãos da administração direta federal e estadual, atuantes na região e que estejam relacionados com os recursos hídricos, excetuados aqueles que detêm competências relacionadas à outorga do uso da água ou licenciamento de atividades potencialmente poluidoras.

A Legislação vigente que prevê a participação de entes na Gestão das águas apresenta a cobrança regimentada nos seguintes artigos: Da Cobrança pelo Uso dos Recursos Hídricos Art. 32 - Os valores arrecadados na cobrança pelo uso da água serão destinados a aplicações exclusivas e não transferíveis na gestão dos recursos hídricos da bacia hidrográfica de origem: I - a cobrança de valores está vinculada à existência de intervenções estruturais e não estruturais aprovadas para a respectiva bacia, sendo vedada a formação de fundos sem que sua aplicação esteja assegurada e destinada no Plano de Bacia Hidrográfica; II - até 8% (oito por cento) dos recursos arrecadados em cada bacia poderão ser destinados ao custeio dos respectivos Comitê e Agência de Região Hidrográfica; III - até 2% (dois por cento) dos recursos arrecadados em cada bacia poderão ser destinados ao custeio das atividades de monitoramento e fiscalização do órgão ambiental do Estado desenvolvidas na respectiva bacia. Art. 33 - O valor da cobrança será estabelecido nos planos de Bacia Hidrográfica, obedecidas as seguintes diretrizes gerais: I - na cobrança pela derivação da água serão considerados: Mesmo que esse processo de cobrança dos usos das águas não seja de responsabilidade direta do Comitê da Bacia em seus planejamentos, planos e ações ela tem que está atenta a esse instrumento por isso é necessária saber o que expressa a legislação vigente:

Do Rateio de Custo de Obras de Uso e Proteção dos Recursos Hídricos no Art.34 - As obras de uso múltiplo, ou de interesse comum ou coletivo, terão seus custos rateados, direta ou indiretamente, segundo critérios e normas a serem estabelecidos pelo regulamento desta Lei, atendidos os seguintes procedimentos: I - prévia negociação, realizada no âmbito do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica pertinente, para fins de avaliação do seu potencial de aproveitamento múltiplo e consequente rateio de custos entre os possíveis beneficiários; II - previsão de formas de retorno dos investimentos públicos ou justificada circunstanciadamente a destinação de recursos a fundo perdido; III - concessão de subsídios somente no caso de interesse público relevante e na impossibilidade prática de identificação de beneficiários para o consequente rateio de custos.

É possível entender que o instrumento de cobrança ainda é um elemento na gestão das águas que pode evoluir e sofrer mudanças de análises e avaliações para que possa melhor se adaptar às mais variadas realidades, culturas e atividades econômicas e ocupações.

O Plano da Bacia de Tramandaí se baseia na Lei Estadual 10.350/1994 instituiu a Política Estadual de Recursos Hídricos no Estado do Rio Grande do Sul. Criado por Decreto Estadual em 28 de julho de 1999, o Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí. Sendo apoiado pelo DRH/SEMA e pela FEPAM que concluiu a Primeira Etapa do Plano da Bacia do Rio Tramandaí. O processo de elaboração do Plano de Bacia está dividido em três etapas, sendo que na Etapa A se deu no levantamento da situação atual da qualidade e quantidade dos recursos hídricos e no levantamento da situação. Na etapa - B a discussão das alternativas de uso da água e Proposta de Enquadramento (usos futuros da água) atual e futura dos usos da água. E na última etapa a C - programa de ações de definição de medidas concretas para harmonizar os usos e a qualidade da água).

### **Conclusão**

Entender que a água é um bem comum e que uma legislação cada vez mais forte de proteção, de uso, e valores e informação é o que vai fazer com que no futuro muito próximo que possa vivenciar não o retrocesso e sim avanços no que concerne a ideia de ampliação de disposição de recursos hídricos cada vez mais com qualidade e menos riscos de escassez, de contaminação ou de exclusivismo. A Lei 9433, ou Lei das Águas (Brasil, 1997), já previa esse mecanismo de participação social através dos parlamentos das águas, como são reconhecidos os Comitês de Gerenciamento de Bacias Hidrográficas. Esta lei reconhece que: A Política Federal de Saneamento (Brasil, 2007) e a Política Nacional de Defesa Civil (Brasil, 2012) fortalecem o arcabouço jurídico para proteção das águas e a prevenção ou adaptação às mudanças climáticas. Entretanto, enquanto a fiscalização e seu cumprimento ainda são precários, a perda da qualidade e quantidade de água e o sofrimento da população mais vulnerável continuam aumentando. I - a água é um bem de domínio público; II - a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico; III - em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais; IV - a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas; V - a bacia hidrográfica é a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos; VI - a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades.

Nesse sentido, a constituição da Bacia do Rio Tramandaí é um bom exemplo de desafios de gestão das águas por onde perpassa todo um acúmulo de esforços em a cada ciclo posições muito fortes no princípio dos estudos e do conhecimento sobre determinadas temáticas, conceitos e objetos. O Comitê da Bacia do rio Tramandaí, apesar de passar por problemas os quais toda

organização deliberativa passa país, como falta de infraestruturas, recursos, investimentos, desempenha um papel ímpar por lidar com uma diversidade geográfica, hidrográfica e social dentro do perímetro e que exige de todos os seus representantes olhares multidisciplinares.

A partir de todo esse levantamento, estudos e pesquisa sobre a CBH do Rio Tramandaí, consegue-se compreender a importância da legislação acerca dos corpos d'água e todas as suas diversidades de origem, permanência, qualidade, uso e preservação. Compreende-se que as instituições de pesquisa, monitoramento, órgãos de fiscalização, e espaços democráticos de representação e organização são de extrema necessidade para que possam avançar ainda mais em todos os campos e temáticas que cercam e nos impulsionam em defesa da água enquanto elemento essencial pra vida humana, vegetal e animal, para o solo, para o ciclo da água, para o desempenho do equilíbrio climático, para o planeta.

### **Agradecimentos**

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE No. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento. Agradeço a Universidade Tecnológica Federal do Paraná - UTFPR pelo apoio recebido

### **Referências**

\_\_\_\_\_. Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Lei n. 9.433: Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos, 1997. 72p.

CASTRO, Dilton de. Ciclo das águas na bacia hidrográfica do Rio Tramandaí Organizado por Dilton de Castro. Porto Alegre, RS: Via Sapiens, 2019. 176 p.

Disponível em 25 maio 2021:

<<http://taramandahy.org.br/livros-upload/PDF%20Compilado%20Capa+Guarda+Miolo.pdf>>

COLLISCHONN, W.; TASSI, R. Introduzindo hidrologia. 6. ed. Porto Alegre, RS: IPH UFRGS, 2008. 274 p. Apostila.

REBOUÇAS, A. Água subterrânea – fonte mal explorada no conhecimento e na sua utilização. Água em Revista: Revista Técnica e Informativa da CPRM. n.8, p.84-7, 1997.

SEMA/PROFILL (2003/2004/2005). Plano da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí: Produtos Parciais, Final e Relatório Síntese. Acessado em 25 de maio de 2021:

<[https://www.mprs.mp.br/media/areas/paibh/arquivos/plano\\_bacia\\_hidrografica\\_rio\\_tramandai.pdf](https://www.mprs.mp.br/media/areas/paibh/arquivos/plano_bacia_hidrografica_rio_tramandai.pdf)>

SEMA, CONSELHO DE RECURSOS HÍDRICOS. Resolução No 54 de 04 de março de 2009. Aprova o Enquadramento das Lagoas da Bacia Hidrográfi ca do Rio Tramandaí. Diário Oficial do Rio Grande do Sul. (2009). Acessado em 25 de maio de 2021:

<<https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201803/13115736-resolucao-crh-54-2009-aprova-enquadramento-das-lagoas-da-bacia-do-rio-tramandai.pdf>>

SOUZA, E. Sugestões para uma nova política de saneamento básico urbano. In: Para a década de 90: prioridades e perspectivas de políticas públicas. Brasília, IBAMA 1993.

STARK, Beatriz Consuelo Stark A governança das águas no contexto do conflito ambiental da Lagoa da Fortaleza na Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí/RS. / Beatriz Consuelo Stark. -- 2016. 64 f. Acessado em 25 de maio de 2021:  
<<https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/156972/001016083.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>

RELATÓRIO TÉCNICO 2 - Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica Tramandaí. Fase A – Atualização e Complementação do Diagnóstico dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí. RT2. Atividades A1 e A2. 2017. Disponível em: Acesso em: 25 maio 2021:  
<<https://drive.google.com/file/d/1FJ4PgHigyb6yWjZRkiQYq5O1W7FCJGxs/view>>

RELATÓRIO TÉCNICO 1 - Atividades Preliminares (AP.1 a AP.5). . Disponível em 25 maio 2021:  
<[https://drive.google.com/file/d/168ugq4TzUG49a\\_KetFqTexaR0fcESs7L/view](https://drive.google.com/file/d/168ugq4TzUG49a_KetFqTexaR0fcESs7L/view)>

RIO GRANDE DO SUL. Lei nº 10.350, de 30 de janeiro de 1994. Política Estadual de Recursos Hídricos. Porto Alegre, RS.  
Disponível em 25 maio 2021:  
<<http://www.al.rs.gov.br/filerepository/repLegis/arquivos/10.350.pdf>>

MARQUES. Benedito Ferreira. A Natureza Real e Contratual da Outorga de Direitos de Uso de Recursos Hídricos. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Pernambuco, Recife, 2004.  
Disponível em 25 maio 2021:  
<[https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/3894/1/arquivo5053\\_1.pdf](https://repositorio.ufpe.br/bitstream/123456789/3894/1/arquivo5053_1.pdf)>

## CONFLITOS MUNICIPAIS NO PLANEJAMENTO HÍDRICO REGIONAL: O EXEMPLO DA BACIA DO GUANDU/RJ

| ID 19385 |

**1Alene de Oliveira Barbosa, 2 Luiz Felipe Guanaes Rego, 3 Rafael da Silva Nunes**

*1 Universidade PUC-RJ, e-mail: aleneobarbosa@gmail.com; 2 Universidade PUC-RJ, e-mail:*

*luizfelipeguanaes@gmail.com; 3 Universidade PUC-RJ, e-mail: rsngeo@hotmail.com*

**Palavras-chave:** Gestão Hídrica; Bacia Hidrográfica; Guandu.

### Resumo

A bacia hidrográfica como unidade de gestão assegura a inclusão de elementos bióticos e abióticos contribuintes para os fenômenos que ocorrem ao longo do espaço como, por exemplo: a ocupação das margens e nascentes dos rios, implantação de mecanismos como barragens e reservatórios que podem impactar sobre a capacidade de vazão, qualidade e disponibilidade da água na bacia. A adoção da bacia hidrográfica como unidade territorial pode contribuir para uma análise de gestão de conflitos uma vez que o Brasil possui os municípios como unidades fortes em termos administrativos e políticos. Em função das problemáticas ocasionadas e repercutidas ao longo da bacia hidrográfica entende-se que seja importante avaliar as bacias nas suas diferentes escalas sejam elas interestaduais ou intermunicipais, bem como, a compreensão do relacionamento entre os vários estados e municípios componentes da mesma unidade territorial de planejamento. O objetivo geral deste presente trabalho é identificar e estabelecer correlações entre os indicadores que possam contribuir para uma gestão de bacias sob perspectiva regional do planejamento das cidades, avançando para além dos limites municipais em sua concepção. Foi escolhida a Bacia Hidrográfica do Guandu como objeto de estudo para entendimento da complexidade de uma gestão hídrica, para tanto foi realizada uma caracterização dos municípios pertencentes a mesma a fim identificar a dinâmica físico-biótica e social que os mantém correlacionados. Através da escolha dos indicadores de área verde, esgotamento sanitário e industrialização foi realizada uma parametrização destes com os parâmetros do IQA de forma a expor as configurações particulares dos municípios e que dessa forma, faz-se necessária a adoção de estratégias diferentes para a melhoria da gestão da bacia enquanto um planejamento regional.

## Introdução

O recurso hídrico sendo um elemento que promove a interação com os diferentes meios físicos, bióticos e antrópicos representa papel fundamental para a manutenção e equilíbrio da vida dos diferentes seres que se inserem nesses meios. Sendo assim, sua gestão torna-se essencial para a garantia da funcionalidade dos fenômenos que se relacionam e ultrapassam limites físicos definidos. Desta forma, apresenta-se de maneira fundamental a discussão sobre as principais ferramentas de gestão em nível global, nacional e estadual e municipal a fim de compreendermos as definições que garantiram a evolução e, assim como, os retrocessos que constituem o mecanismo de governança das águas. A seguir segue o Tabela 1 com uma apresentação resumida destas principais ferramentas no âmbito global, no âmbito nacional (Brasil), regional (estadual) e local (municipal). O INEA é apresentado como uma das ferramentas a nível estadual isto porque é o órgão gestor do Rio de Janeiro, mas cada estado do Brasil possui sua própria agência ou Instituição.

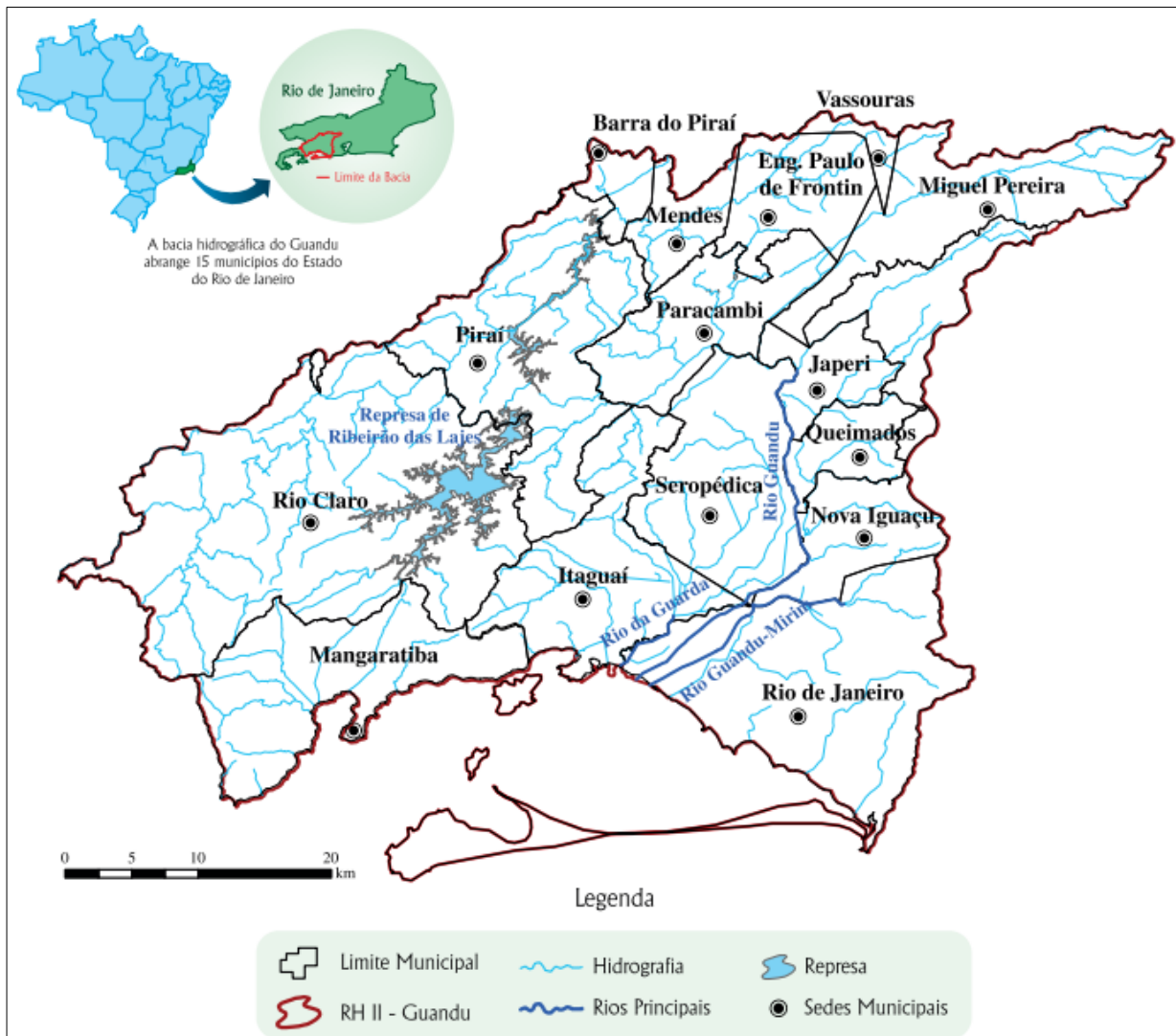
Ao longo dos anos a compreensão da água como recurso finito, essencial e responsável pela manutenção da vida promoveu a criação de entidades responsáveis pela sua gestão uma vez que, a determinação de posse, o direito e cobrança do uso possibilitam uma forma de controle, definição e punição dos autores associados à problemática relação montante-jusante na bacia hidrográfica.

A Bacia Hidrográfica do Rio Guandu cuja área é de 1.385 Km<sup>2</sup> está situada na Região Hidrográfica Guandu (RH II) que compreende também as Bacias dos Rios Guarda (346 Km<sup>2</sup>) e Guandu-Mirim (190 Km<sup>2</sup>). Concebe um conjunto de municípios que se dispõem integralmente ou parcialmente dentro dos seus limites físicos. De acordo com a Resolução CERHI-RJ nº 107 (2013), os municípios considerados inseridos em sua totalidade na bacia do Guandu são: Engenheiro Paulo de Frontin, Itaguaí, Japeri, Paracambi, Queimados e Seropédica. Enquanto os que se encontram parcialmente inseridos, mas que ainda assim atuantes nas considerações, são: Barra do Piraí, Mangaratiba, Mendes, Miguel, Pereira, Nova Iguaçu, Rio Claro, Rio de Janeiro e Vassouras. A Figura 1 apresenta a localização e disposição da Bacia Hidrográfica do Guandu.

**Tabela 1 - Ferramentas de Gestão.**

<b>Global</b>	
Código Civil Brasileiro	Possibilitou o direito de exigir indenização caso haja algum prejuízo causado por manobras nos cursos d'água.
Código de Águas	Promoveu a primeira classificação legislativa da água de acordo com suas utilidades. Garantiu direito privado sobre a água.
Constituição Federal	Afirma o direito ao meio ambiente equilibrado a todo cidadão. Apresenta a água como um bem de domínio público anulando o direito privado da água.
<b>Nacional</b>	
Política Nacional de Recursos Hídricos	Instituída a partir da Lei nº 9.433/97, com uma proposta de uma gestão descentralizada, garantir a visão da água como bem de domínio público e recurso natural limitado
Sistema Nacional de Gerenciamento	Apresenta-se como um conjunto de órgãos e colegiados que concebem e implementam a Política Nacional das Águas.
Agência Nacional de Águas (ANA)	Criada pela Lei nº 9.984/2000, é a agência reguladora cuja competência diz respeito a cumprir os objetivos e diretrizes da Lei da Água do Brasil.
Lei 10.406 – Código Civil Brasileiro	Aponta a necessidade de indenização caso haja poluição das águas destinadas aos imóveis inferiores. Possibilita a construção de mecanismos que garantam o armazenamento de água.
<b>Estadual</b>	
Conselho Estadual de Recursos Hídricos	Através da Resolução Nº107 do CERHI, foi estabelecida a divisão do estado do RJ em nove Regiões Hidrográficas
Plano Estadual de Recursos Hídricos	É uma ferramenta que define os usos prioritários e os programas de investimento de uma área, propõe soluções, busca garantir disponibilidade de água e auxilia na implantação da Política Nacional e Estadual de Recursos Hídricos
Instituto Estadual do Ambiente (INEA)	Gestor de água a nível estadual, efetua a cobrança dos usuários dos recursos hídricos, estabelece vínculo com a SEA, MMA, Municípios, Comitês de Bacias Hidrográficas e Agências de Águas.
<b>Municipal/Bacia Hidrográfica</b>	
Comitês de Bacia Hidrográfica	Atuam como órgãos deliberativos e consultivos de gerenciamento dos recursos hídricos, sendo responsáveis por garantir uma articulação com os diferentes grupos de interesses envolvidos.
Agência de Água	Exercem a função de secretaria executiva de um ou mais Comitês de Bacia Hidrográfica.

**Fonte: Elaboração própria**



**Figura 1 – Bacia Hidrográfica dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirim.**  
Fonte: SIGA-GUANDU (s.d.)

Bacia Hidrográfica Guandu (RH II) é uma entidade de gestão do Estado do Rio de Janeiro, no entanto, grande parte de suas águas tem origem em rios de domínio federal. Cita-se como exemplo a bacia do Rio Pirai que possui parte de seus limites físicos no estado de São Paulo. Isso significa que algumas nascentes que constituem a RH II pertencem ao território paulista, logo se caracterizam como nascentes de rios de domínio federal. Além disso, através do sistema Complexo de Lajes (formado por cinco usinas, sendo três usinas geradoras de energia, duas elevatórias e seis reservatórios de água), os rios Paraíba do Sul e Pirai são transportados para a Bacia Hidrográfica do Rio Guandu, sendo os mesmos também considerados como rios de domínio federal (AGEVAP/PROFILL, 2017).



Por essas razões é que a gestão da Bacia Hidrográfica Guandu conta com a participação e a interação de entidades em níveis diferentes de gestão: federal, estadual e municipal. A Tabela 2 indica os principais entes componentes do sistema de gestão da RH II.

**Tabela 2 - Entes do Sistema de Gestão.**

Nível	Órgão gestores	Conselhos de Recursos Hídricos	Comitê de Bacia Hidrográfica	Agência de Águas
Federal	ANA	CNRH	-	
Estadual	INEA	CERHI-RJ	-	
Bacia Hidrográfica	-	-	Comitê do Guandu	AGEVAP

**Fonte: Elaboração própria**

Apesar de atualmente o rio Guandu ser reconhecido pela sua importância no abastecimento da Região Metropolitana do Rio de Janeiro, o mesmo não possuía, a princípio, vazão suficiente para este porte de abastecimento. Através do mecanismo da transposição das águas do Rio Paraíba do Sul e Rio Pirai para a bacia do rio Guandu, o rio Guandu atinge uma vazão média de 181 m<sup>3</sup>/s, quando originalmente alcançava uma vazão de aproximadamente 25 m<sup>3</sup>/s (ANA, 2007). Este mecanismo de transposição das águas do Rio Paraíba do Sul para a bacia do Guandu exige, por sua vez, uma gestão hídrica participativa e integrada de diferentes entes partícipes do sistema de gestão apresentados no quadro anterior, englobando a participação de órgãos e gestores responsáveis por diferentes municípios e defensores de distintos interesses. É neste sentido que se entende a complexidade de gestão das unidades espaciais das bacias hidrográficas, uma vez que a configuração política, ambiental, socioeconômica, entre outras dimensões, condiciona a dinâmica existente nas mesmas reunindo aí sinergias e conflitos.

O objetivo deste trabalho é identificar índices que permitam uma comparação entre as dinâmicas municipais e a bacia em si a fim de incluir estas interações, que avançam os limites municipais, na gestão das bacias enquanto planejamento das cidades sob uma ótica regional.

## Materiais e Métodos

A Bacia Hidrográfica do Guandu foi escolhida como objeto de estudo para melhor entendimento da complexidade de uma gestão hídrica quando se envolve municípios com contribuições que avançam seus recortes físicos geográficos.

A elaboração de um diagnóstico dos municípios da Bacia se torna importante para entender a conjuntura não só espacial, mas a heterogeneidade dos diferentes agentes que se articulam e possuem uma relação de dependência entre si através do compartilhamento de um mesmo recorte físico. Dessa forma, foi realizada uma caracterização dos municípios da bacia baseada em aspectos físicos, bióticos, socioeconômicos considerando: população, clima, relevo, uso e ocupação do solo, a configuração do saneamento básico, assim como o abastecimento de água e esgotamento sanitário. Para tal, foram utilizados os dados provenientes do Plano Estratégico de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirim; Comitê da Bacia Hidrográfica do Guandu (CBH-Guandu); Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE); Agência Nacional de Água (ANA), SIGA-Guandu e Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS).

Após este diagnóstico utilizaram-se indicadores para articular e identificar os cenários locais/regional, uma vez que os processos e as funcionalidades da dinâmica físico-biótica e social dos municípios da mesma Bacia os mantém correlacionados entre si.

Os índices escolhidos foram: Áreas Verdes - Índice de Áreas Verdes ( $m^2/hab.$ ); Esgotamento Sanitário - Carga Remanescente ( $kg\ DBO/dia$ ); Industrialização - Carga industrial remanescente total por Município ( $kg\ DBO/dia$ ). Estes foram parametrizados com o Índice de Qualidade da Água (IQA) correspondente de cada município.

Para a realização da correlação entre as variáveis e o IQA, foram identificados os corpos receptores de cada município para assim associar com as estações de amostragem existentes.

### Áreas Verdes - Índice de Áreas Verdes ( $m^2/hab.$ ):

Para correlacionar as áreas verdes existentes na Bacia Guandu com o IQA, levou-se em consideração:

- População estimada para o ano de 2017;
- Área municipal inserida nos limites da bacia através do arquivo *shapefile* "Uso da Cobertura da terra" proveniente do Perfil 2017 (PERH,2018);
- Área florestal obtida pelo mesmo arquivo *shapefile*;
- Percentual de Áreas Verdes (PAV): razão entre as áreas verdes e área total do município;
- Índice de Áreas Verdes (IAV): razão entre a quantidade de áreas verdes pelo número de habitantes no município.

*Esgotamento Sanitário - Carga Remanescente (kg DBO/dia):*

A fim de avaliar a carga orgânica remanescente na água após o tratamento foi utilizado o parâmetro DBO. De acordo com o tipo do tratamento do esgoto, há uma variação na eficiência da remoção das cargas orgânicas em termos de DBO e segundo a resolução CONAMA nº430/2011 a eficiência de remoção mínima é de 60% de DBO.

Para cálculo da carga total (DBO/dia) gerada pelos municípios foi considerado que onde há atendimento de esgoto sanitário adequado (coletado e tratado ou destinado a fossa séptica), a remoção da DBO seria de 60%. As demais cargas sem tratamento não sofreram abatimento de DBO. Como as informações da DBO/dia são municipais, foi realizada uma estimativa baseada na população inserida na bacia do Guandu.

*Industrialização - Carga industrial remanescente total por Município (kg DBO/dia):*

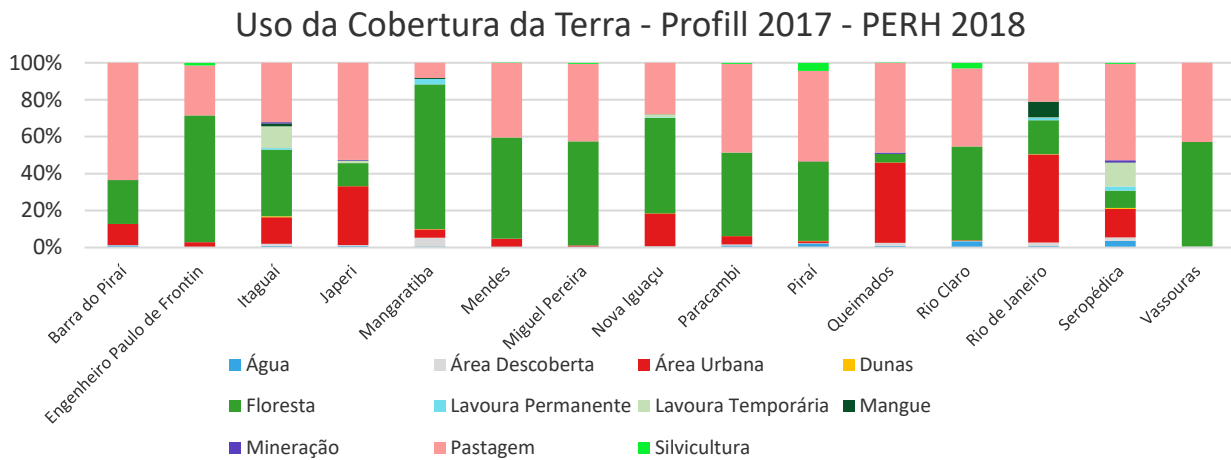
Para avaliação da contribuição das cargas industriais para a poluição da bacia hidrográfica do Guandu foi utilizada a DBO como parâmetro de análise.

Para a identificação das cargas remanescentes em termos de DBO nos municípios foi utilizado a base de dados das cargas remanescentes industriais por UHP do PERH Guandu. Para tal identificação foram realizadas estimativas das cargas correspondentes aos municípios com base na porção das áreas das UHPs inseridas no município em questão.

## **Resultados e Discussão**

*Diagnóstico local/regional*

A partir dos dados disponibilizados pela AGEVAP/Profill através do Plano Estratégico de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos rios Guandu, Guarda e Guandu-Mirim de 2017 que apresenta as classificações de uso e cobertura do solo para a região de interesse identificou-se que das 11 classes de uso e ocupação do solo cerca de 92% diz respeito a 3 classes: floresta, pastagem e área urbana, caracterizando quase uma polarização frente aos demais usos. As classes de Mineração e Dunas representam minoria, logo são consideradas atividades pontuais. A Figura 2 apresenta a disposição das classes.



**Figura 2 – Distribuição das classes de uso do solo por Municípios da RH II.**  
**Fonte: Elaboração própria**

De modo geral, as áreas urbanas representam menos de 20% do território com exceção dos municípios Japeri (32%), Queimados (43%) e Rio de Janeiro (48%). No entanto, a taxa de urbanização para a maior parte dos municípios é considerada alta, caracterizando a concentração da população nas regiões urbanas;

Os fragmentos florestais demonstram a maior ocupação do solo nos municípios. O Índice de Conectividade Estrutural (ICE) da RH II aponta que 63% das áreas são classificadas como “alta a muito alta conectividade” sendo áreas com maior capacidade de regeneração e que precisam de maior interesse de preservação;

Já em relação às demandas de captação de água, o município do Rio de Janeiro é o que mais se destaca na bacia representando 76,02% e é seguido pelo município de Nova Iguaçu cuja demanda é cerca de 9%. O conjunto dos demais municípios configuram aproximadamente 15% da demanda de captação. As demandas de captação voltadas para o consumo humano também mantêm a configuração na qual o Rio de Janeiro é o maior consumidor (74,33%), Nova Iguaçu (12,12%) e os demais municípios (13,55%).

Outras atividades importantes e que apresentam impactos graves na região, de acordo com os dados da AGEVAP/PROFILL (2017), são a mineração e a indústria que nessa ordem, são as que mais demandam água após o consumo humano sendo Seropédica o município com maior representatividade para mineração e Rio de Janeiro para a indústria.

Através dos dados encontrados, pode-se inferir que o comportamento da bacia acaba sendo condicionado à disparidade do consumo da água do Rio de Janeiro frente aos outros municípios inseridos na bacia.

Em relação a configuração do saneamento básico da bacia, identificou-se que em torno de 77% da população dos seis municípios que estão inseridos totalmente na bacia Guandu possui atendimento de água. Através da Tabela 3, podemos inferir que alguns municípios como: Japeri, Queimados e Seropédica não produzem água e assim necessitam da importação da água tratada para garantir seu abastecimento.

Em relação ao esgotamento sanitário, o Rio de Janeiro é o município que mais contribui com a vazão de retorno total na bacia: 77,55%. Nova Iguaçu é o segundo maior colaborador 7,57% e os demais municípios somam uma contribuição de 14,88%. O Rio de Janeiro destaca-se também por ser responsável pelas maiores contribuições nos setores do consumo humano (74,44%), agricultura (32,29%) e indústria (81,93%).

**Tabela 3 - Índices de Abastecimento de Água - Bacia Guandu.**

Município	Volume de água consumido	Volume de água tratada importado	Índice de atendimento urbano de água	Índice de consumo de água	Índice de atendimento total de água
	AG010	AG018	IN023	IN052	IN055
	(1000m <sup>3</sup> /Ano)	(1000m <sup>3</sup> /Ano)	(%)	(%)	(%)
Barra do Piraí	1.983,64	0	95,8	23,99	92,93
Engenheiro Paulo de Frontin	516	0	71,1	46,87	51,17
Itaguaí	7.806,00	10.199	87,1	59,74	83,19
Japeri	4.396,00	11.253	72,4	39,07	72,39
Mangaratiba	3.831,00	0	86,6	88,37	86,56
Mendes	2.210,00	0	68,3	80,86	95,28
Miguel Pereira	1.967,00	0	90,3	61,62	78,75
Nova Iguaçu	1.304.174,00	1.161	94,2	95,73	93,15
Paracambi	2.616,00	2.851	79,8	63,95	70,68
Piraí	167.079,00	0	97,8	99,16	77,47
Queimados	9.725,00	16.056	84,1	60,57	84,14
Rio Claro	871	0	85,1	78,12	67,21
Rio de Janeiro	777.585,00	1.099.921	97,4	70,53	97,41
Seropédica	4.599,00	7.957	68,4	57,8	68,42
Vassouras	2.513,00	0	97,3	77,49	90,41
TOTAL	2.291.871,64	1.149.398			95,34

Fonte: SNIS (2018)

Identificou-se que 100% da população dos municípios possui rede de esgotamento sanitário, no entanto o índice de atendimento varia para cada um. O Rio de Janeiro apresenta a maior taxa de atendimento (85%) enquanto 15% população de Mangaratiba dispõe de atendimento. Como

apresentado na Tabela 4, dos 14 municípios que possuem informações sobre os índices de coleta e tratamento, apenas 6 tratam alguma parcela do esgoto coletado com exceção de Miguel Pereira que trata 100%. É perceptível a disparidade no atendimento do esgotamento sanitário entre os municípios o que resulta em uma contribuição singular de cada um na Bacia.

A Tabela 4 apresenta as informações mais recentes de cada município de acordo com o SNIS, a variabilidade informacional entre eles é devido à falta de dados atuais.

**Tabela 4 - Índices de Esgotamento Sanitário - Bacia Guandu.**

Ano de Referência	Município	Índice De Coleta De Esgoto	Índice De Tratamento De Esgoto	Índice de Atendimento Urbano de Esgoto Referido aos Municípios Atendidos com Esgoto
		IN015	IN016	IN047
		(%.)	(%.)	(%.)
2018	Barra do Pirai	64,49	0	76,98
<b>2015</b>	Engenheiro Paulo de Frontin	100	0	66,64
2018	Itaguaí	34,37	0	41,38
<b>2012</b>	Japeri	28,08	0	37,24
<b>2016</b>	Mangaratiba	10,83	0	15,03
2018	Mendes	19,82	0	68,26
<b>2016</b>	Miguel Pereira	27,63	100	52,1
2018	Nova Iguaçu	36,19	4,01	45,53
2018	Paracambi	100	0	77,82
2018	Pirai	33,22	58,76	40,68
2018	Queimados	37,34	0	42,16
-	Rio Claro	-	-	-
2018	Rio de Janeiro	58,63	73,22	85,14
2018	Seropédica	37,62	18,27	39,83
2018	Vassouras	26,28	18,39	76,39

**Fonte: SNIS (2012, 2015, 2016, 2018)**

#### *Avaliação dos índices*

Após a caracterização dos municípios, foram realizadas correlações dos índices de Área Verde, Esgotamento Sanitário e Industrialização com os parâmetros de classificação do Índice da Qualidade da Água (IQA), exposto na Tabela 5.

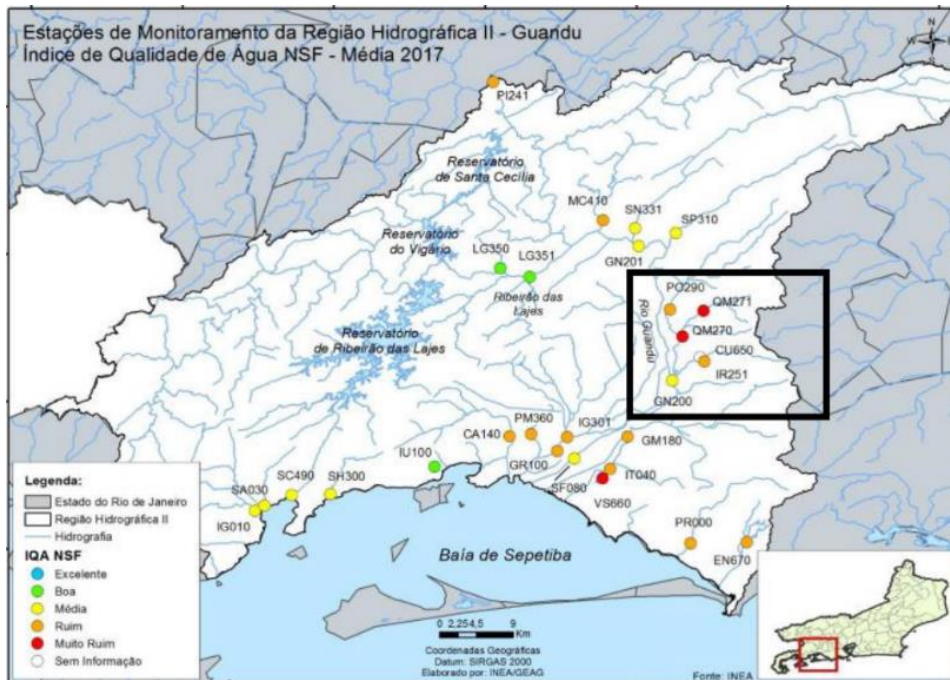
**Tabela 5 - Classificação do Índice da Qualidade da Água (IQA).**

Ponderação	Categoria
$25 > IQA \geq 0$	Muito Ruim
$50 > IQA \geq 25$	Ruim
$70 > IQA \geq 50$	Média
$90 > IQA \geq 70$	Boa
$100 > IQA \geq 90$	Excelente

**Fonte: INEA (2017)**

O funcionamento hidrológico da bacia hidrográfica recebe influência da cobertura vegetal existente e seu funcionamento é interferido pelo controle das atividades florestais. A falta de manutenção e manejo florestal poderá acarretar prejuízos nos processos que garantem o equilíbrio funcional do ecossistema resultando em diversos aspectos a deterioração da qualidade da vida humana.

Corpos receptores como Rio Queimados, Rio Guandu, Rio Santana, Rio Guandu Mirim, Rio Pirai e Rio Macaco rebem efluentes de mais de um município e a leitura do IQA destes corpos considera a contribuição dos municípios envolvidos. A Figura 3 exhibe as estações de amostragem correspondentes a Bacia Hidrográfica II.



**Figura 3 - Boletim Consolidado de Qualidade das Águas da Região Hidrográfica II – Guandu.**  
**Fonte: INEA (2017)**

Segundo Linhares et al. (2005), podemos inferir que a porcentagem de áreas verdes pode ser correlacionada com a qualidade da água, uma vez que a cobertura vegetal induz efeitos sobre as condições de infiltração e processos físico-químicos do ecossistema configurando o IQA final. A Tabela 6 propõe relacionar os índices de área verde dos municípios com o IQA de cada estação de amostragem que está vinculada a um ou mais municípios, a fim de propor a relação de uma boa taxa de cobertura vegetal com um IQA alto, por exemplo. No entanto, sugere-se que as demais variáveis do IQA sejam avaliadas a fim de possibilitar uma relação de causas e efeitos de vários fatores parametrizados com a qualidade da água.

Em relação ao esgotamento sanitário, detectou-se que em média 22% da população não possui coleta nem tratamento do esgoto gerado. O Rio de Janeiro apresenta uma alta porcentagem de atendimento de coleta e tratamento, contudo a parcela do município inserida na RH II é considerada a porção territorial mais deficitária no que diz respeito ao investimento de infraestrutura urbana. Logo, a contribuição de 66,2% do Rio de Janeiro, apresentada na Tabela 7, mascara um pouco a realidade existente na bacia.



**Tabela 6 - Correlação entre os índices de área verde com a qualidade da água.**

Município	Corpo Receptor	Estação de amostragem	IQA	Percentual de Áreas Verdes (%)	Índice de Áreas Verdes (m <sup>2</sup> /hab.)
Queimados	Rio Queimados	QM 270	21,3	4,66%	24,28
Nova Iguaçu		QM 271	20,9	51,65%	661,96
Japeri	Rio Guandu	GN200	63,8	12,46%	100,46
Seropédica		GN200		9,37%	294,38
Mendes	Rio Santana	SN331	58,5	54,62%	2430,16
Miguel Pereira				56,33%	20471,1
Rio de Janeiro	Rio Guandu Mirim	GM180	28,1	18,37%	77,55
Nova Iguaçu				51,65%	661,96
Barra do Pirai	Rio Pirai	PI0241	38,2	23,76%	350,39
Pirai				42,98%	8440,37
Rio Claro				50,80%	24040,87
Paracambi	Rio Macaco	MC410	36,7	45,18%	1709,52
Engenheiro Paulo de Frontin				68,66%	6999,85
Japeri	Rio Poços	PO290	30,6	12,46%	100,46
Japeri	Rio Santo Antônio	SA030	53,5	12,46%	100,46
Seropédica	Rio Piranema	PM360	30,2	9,37%	294,38
Rio de Janeiro	Rio Piraquê	PR000	26,7	18,37%	77,55
Rio de Janeiro	Rio Engenho Velho	EN670	30,3	18,37%	77,55
Itaguaí	Rios Cação	CA140	47,3	36,14%	829,87
Itaguaí	Vale do Sangue	VS660	22,6	36,14%	829,87
Paracambi	Ribeirão das Lajes	LG350	73,1	45,18%	1709,52
Paracambi	Ribeirão das Lajes	LG351	74,1	45,18%	1709,52
Rio de Janeiro	Vale do Sangue	VS660	22,6	18,37%	77,55

Fonte: Elaboração própria

Tabela 7 - Índices de Atendimento de Esgotamento Sanitário nos Municípios da RH II.

Município	Índice sem atendimento	Índices com Atendimento		
	Sem Coleta e sem Tratamento (2013)	Por Solução Individual (2013)	Com Coleta e sem Tratamento (2013)	Com Coleta e com Tratamento (2013)
Barra do Piraí	3,5%	11,5%	68,0%	17,0%
Eng. Paulo de Frontin	34,2%	26,3%	39,6%	0,0%
Itaguaí	20,1%	9,0%	70,9%	0,0%
Japeri	31,0%	8,5%	60,5%	0,0%
Mangaratiba	20,1%	54,2%	25,7%	0,0%
Mendes	38,6%	19,1%	42,3%	0,0%
Miguel Pereira	29,6%	32,6%	0,0%	37,8%
Nova Iguaçu	15,0%	6,0%	75,1%	4,0%
Paracambi	36,3%	3,7%	44,0%	16,0%
Piraí	0,2%	9,8%	52,6%	37,4%
Queimados	16,6%	15,8%	67,6%	0,0%
Rio Claro	27,6%	6,8%	65,7%	0,0%
Rio de Janeiro	13,8%	4,2%	15,8%	66,2%
Seropédica	32,5%	7,5%	60,0%	0,0%
Vassouras	16,9%	26,0%	48,7%	8,4%
<b>Média</b>	<b>22%</b>	<b>16%</b>	<b>49%</b>	<b>12%</b>

Fonte: SNIRH (2013)

A soma das cargas remanescentes calculadas a partir do tipo de infraestrutura de coleta e tratamento aponta uma carga diária de 74,5 ton de DBO na Bacia do Guandu.

A Tabela 8 expõe a correlação entre as cargas remanescentes dos municípios com o Índice da Qualidade da Água correspondente à estação de amostragem vinculada ao município indicando que as estações de amostragem classificadas com o IQA ruim condizem com os municípios de maiores taxas de cargas remanescentes em termos de DBO.

O indicador DBO aponta para o atendimento da correlação apresentada e imagina-se que por causa da presença de elevadas cargas orgânicas na água, os demais parâmetros que compõe o IQA acompanham o reflexo da deterioração da qualidade da água.

**Tabela 8 - Correlação das cargas remanescentes com a qualidade da água.**

Município	Corpo Receptor	Estação de amostragem	IQA	Carga Remanescente (kg DBO/dia)
Queimados	Rio Queimados	QM 270	21,30	6743,5
Nova Iguaçu		QM 271	20,90	10217,7
Japeri	Rio Guandu	GN200	63,80	5041,9
Seropédica				3446,5
Mendes	Rio Santana	SN331	58,50	774,2
Miguel Pereira				151,0
Rio de Janeiro	Rio Guandu Mirim	GM180	28,10	36456,3
Nova Iguaçu				10217,7
Barra do Piraí	Rio Piraí	PI0241	38,20	1329,7
Piraí				567,5
Rio Claro				687,3
Paracambi	Rio Macaco	MC410	36,70	1952,9
Engenheiro Paulo de Frontin				442,0
Japeri	Rio Poços	PO290	30,60	5041,9
Japeri	Rio Santo Antônio	SA030	53,50	5041,9
Seropédica	Rio Piranema	PM360	30,20	3446,5
Rio de Janeiro	Rio Piraquê	PR000	26,70	36456,3
Rio de Janeiro	Rio Engenho Velho	EN670	30,30	36456,3
Itaguaí	Rios Cação	CA140	47,30	5638,6
Itaguaí	Vale do Sangue	VS660	22,60	5638,6
Paracambi	Ribeirão das Lajes	LG350	73,10	1952,9
Paracambi	Ribeirão das Lajes	LG351	74,10	1952,9
Rio de Janeiro	Vale do Sangue	VS660	22,60	36456,3

**Fonte: Elaboração própria**

A poluição oriunda dos efluentes líquidos industriais é caracterizada pela perda de energia, produtos e matérias-primas resultantes dos processos industriais e devem ser controladas principalmente por causa da contribuição que estes efluentes podem gerar ao ser lançados nos corpos hídricos receptores. A degradação dos corpos hídricos receptores está vinculada ao tipo e vazão do efluente lançado e sua capacidade de autodepuração. Os municípios do Rio de Janeiro, Seropédica, Piraí e Nova Iguaçu são os que apresentam maiores concentrações de carga

remanescentes e juntos representam 71% da carga remanescente na Bacia Guandu, como pode ser visto a Tabela 9.

**Tabela 9 - Resumo de carga estimada remanescente total por município da RH II.**

<b>Município</b>	<b>Carga estimada remanescente total por Município (kg DBO/dia)</b>	<b>Contribuição do Total</b>
Barra do Pirai	283,23	3,3%
Engenheiro Paulo de Frontin	606,88	7,1%
Itaguaí	262,07	3,1%
Japeri	353,37	4,1%
Mangaratiba	0,09	0,0%
Mendes	446,29	5,2%
Miguel Pereira	0,01	0,0%
<b>Nova Iguaçu</b>	1114,82	13,1%
Paracambi	12,39	0,1%
<b>Pirai</b>	1157,28	13,6%
Queimados	392,86	4,6%
Rio Claro	0,13	0,0%
<b>Rio de Janeiro</b>	2521,76	29,6%
<b>Seropédica</b>	1292,43	15,2%
Vassouras	83,87	1,0%

**Fonte: Elaboração própria**

Os municípios com altas cargas remanescentes apontam, de fato, para um IQA baixo como pode ser identificado na Tabela 10. No entanto, não podemos afirmar que a taxa orgânica presente no corpo receptor é a causa determinante para a qualidade da água, mas que essa contribui e que as demais características como a capacidade de depuração do rio cooperam para o condicionamento do corpo receptor. Por exemplo, podemos identificar que a maior carga remanescente da % inclusa na UHP é do Rio de Janeiro. No entanto, quando se comparam tais informações aos dados do IQA das

estações de amostragem contribuintes (GM180, PR000, EN670, VS 660), percebe-se que estas possuem classificações diferentes, pois como dito há outras variáveis que contribuem para tal categorização.

**Tabela 10 - Correlação das cargas industriais remanescentes com a qualidade da água.**

Município	Corpo Receptor	Estação de amostragem	IQA	Carga Remanescente da % Inclusa na UHP (kg DBO/dia)
Queimados	Rio Queimados	QM 270	21,3	392,86
Nova Iguaçu		QM 271	20,9	1114,82
Japeri	Rio Guandu	GN200	63,8	353,37
Seropédica		GN200		1292,43
Mendes	Rio Santana	SN331	58,5	446,29
Miguel Pereira				0,01
Rio de Janeiro	Rio Guandu Mirim	GM180	28,1	2521,76
Nova Iguaçu				1114,82
Barra do Piraí	Rio Piraí	PI0241	38,2	283,23
Piraí				1157,28
Rio Claro				0,13
Paracambi	Rio Macaco	MC410	36,7	12,39
Engenheiro Paulo de Frontin				606,88
Japeri	Rio Poços	PO290	30,6	353,37
Japeri	Rio Santo Antônio	SA030	53,5	353,37
Seropédica	Rio Piranema	PM360	30,2	1292,43
Rio de Janeiro	Rio Piraquê	PR000	26,7	2521,76
Rio de Janeiro	Rio Engenho Velho	EN670	30,3	2521,76
Itaguaí	Rios Cação	CA140	47,3	262,07
Itaguaí	Vale do Sangue	VS660	22,6	262,07
Paracambi	Ribeirão das Lajes	LG350	73,1	12,39
Paracambi	Ribeirão das Lajes	LG351	74,1	12,39
Rio de Janeiro	Vale do Sangue	VS660	22,6	2521,76

Fonte: Elaboração própria

### Considerações finais

A utilização da bacia hidrográfica como unidade de planejamento é um conceito consolidado e firmado por diferentes legislações que compõem a gestão hídrica. Ao mesmo tempo, esta adoção encontra adversidades com outros conceitos consolidados na gestão dos espaços como a definição

dos limites geográficos: estados e municípios que são utilizados como unidades analíticas para definições legislativas, consultivas e deliberativas ao longo de anos.

A escolha de utilizar a Bacia Hidrográfica Guandu como estudo de caso pode exemplificar a complexidade da gestão hídrica, uma vez que a mesma é integrada por municípios que contribuem parcialmente e integralmente para sua dinâmica socioambiental. Isto, por sua vez, corrobora para maiores dificuldades de estabelecer planejamentos sinérgicos que favoreçam um equilíbrio de ações a serem implementadas visando uma melhoria na qualidade ambiental regional. Através da elaboração do diagnóstico realizado foi possível entender as relações de dependência existentes entre os municípios. Além disso, também foi possível reconhecer a dinâmica física-biótica social dos municípios e inferir a concepção dos mesmos como esferas únicas que através de seus atributos e limitações possuem diferentes influências sobre a bacia hidrográfica.

A fim de identificar maneiras que auxiliem na gestão regional da bacia hidrográfica, foram realizadas algumas correlações entre indicadores existentes com o Índice da Qualidade da Água. A partir destas, foi possível inferir que as três variáveis utilizadas área verde, esgotamento sanitário e industrialização podem ser relacionadas com a qualidade da água uma vez que o condicionamento da cobertura vegetal, do sistema de esgotamento sanitário e a industrialização dos municípios influenciem os processos físico-químicos do ecossistema.

Os indicadores utilizados permitiram uma análise de desempenho dos municípios e, ao mesmo tempo, corroboraram com a concepção de que os mesmos devem obter planejamentos e ações individualizados de forma a incluir as especificidades que cada um possui. Sugere-se ainda que, em futuros trabalhos, sejam ainda analisadas as demais variáveis que agregam o IQA dos corpos hídricos a fim de compreender os maiores entraves na obtenção da qualidade da água.

Ao pensar no planejamento regional da bacia hidrográfica entende-se que a concepção do seu desempenho deva estar atrelada ao equilíbrio do ecossistema como um todo. A divergência entre a participação dos municípios deve ser superada através de articulações políticas sendo estas motivadas pelo bem comum. Acredita-se assim que a implantação de um sistema de cobranças políticas entre os municípios possa auxiliar no alcance da gestão hídrica regional da bacia e imagine-se também que este sistema deva ser baseado nos atributos e deficiências características de cada município visando possibilitar através do estabelecimento de trocas de benefícios a equidade no condicionamento hídrico.

### **Agradecimentos**

À Deus, à família, aos amigos que conquisei durante o curso e a todos os professores e funcionários da PUC-Rio pelos ensinamentos, disponibilidade e ajuda nesta trajetória. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

### **Referências Bibliográficas**

AGEVAP/PROFILL - Associação Pró-Gestão Das Águas Da Bacia Hidrográfica Do Rio Paraíba Do Sul; Profill Engenharia E Ambiente. Plano Estratégico de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos rios Guandu, da Guarda e Guadu-Mirim: relatório de diagnóstico. [S.l.], 554 p.. 2017. Documento elaborado pela PROFILL Engenharia e Ambiente.

ANA – Agência Nacional de Águas (Brasil). Atlas esgotos : despoluição de bacias hidrográficas / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília, ANA, 2017. 88 p.

ANA – Agência Nacional de Águas (Brasil). Plano estratégico de recursos hídricos das bacias hidrográficas dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu Mirim: relatório síntese. / Agência Nacional de Águas, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos; elaboração, Sondotécnica Engenharia de Solos S. A. Brasília : ANA, SPR, 2007. 130 p.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente; MMA – Ministério do Meio Ambiente; 2011. Resolução CONAMA nº430, de 13 de maio de 2011. Complementa e altera a Resolução nº 357/2005. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 16 mai. 2011. Disponível em: <[http://www.in.gov.br/mp\\_leis/leis\\_texto.asp?Id=LEI%209887](http://www.in.gov.br/mp_leis/leis_texto.asp?Id=LEI%209887)>. Acesso em: 11 fev. 2020.

RIO DE JANEIRO (ESTADO) 2013. Resolução Nº 107, de 22 de maio de 2013. Aprova nova definição das regiões hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro. Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro, 12 jun. 2013. Disponível em: <<https://www.comiteguandu.org.br/legislacoes/ResolucoesCERHI/Resolucao-CERHI-107.pdf>>. Acesso em: 23 mai. 2020.

IBGE – Instituto Estadual do Ambiente (RJ). Manual Técnico de Uso da Terra. 3. ed. Rio de Janeiro: Manuais técnicos em geociências, 2013. p. 46-90. Disponível em: < <https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=281615>>. Acesso em: 16 abr. 2020.

INEA - Instituto Estadual Do Ambiente (RJ). Boletim Consolidado de Qualidade das Águas da Região Hidrográfica II - Guandu. [S.l.]. 2017.

INEA - INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTE (RJ). Atlas dos mananciais de abastecimento público do Estado do Rio de Janeiro: subsídios ao planejamento e ordenamento territorial. Rio de Janeiro: [s.n.], 171 p., 2018.

LINHARES, C. A.; SOARES, J. V.; BATISTA, G. T. Influência do desmatamento na dinâmica da resposta hidrológica na bacia do Ji-Paraná. Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Goiânia: INPE. 2005. p. 3097-3105.

SNIS - Sistema Nacional De Informações Sobre Saneamento. SNIS - Série Histórica. MDR - Ministério do Desenvolvimento Regional, 2012-2018. Disponível em: <<http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/#>>. Acesso em: 15 mai. 2020.

SNIRH - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE RECURSOS HÍDRICOS. Mapas Interativos, 2013. Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br/>>. Acesso em: 12 jul. 2020.

SIGA-GUANDU – Sistema de Informações Geográficas e Geoambientais das Bacias Hidrográficas dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu-Mirim. Siga Web Guandu. Conheça o SIGA-GUANDU. Disponível em: <<http://www.sigaguandu.org.br/siga-guandu/saibaMais>>. Acesso em 02 mai. 2020.



# SANGRADOUROS COMO UM MICRO SISTEMA ESTUARINO: APLICAÇÃO NO MUNICÍPIO DE XANGRI-LÁ, RS, BRASIL

| ID 19387 |

**1Ester Wolff Loitzenbauer, 2Fabiana Ferreira Borges, 3 Lisiane Acosta Ramos**

*1Uergs, Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, e-mail: ester-loitzenbauer@uergs.edu.br; 2*

*Uergs, e-mail: fabiferbor@gmail.com 3,Uergs, e-mail: lisiane-ramos@uergs.edu.br*

**Palavras-chave:** Ictiofauna; Ecologia; Salinidade.

## Resumo

Sangradouros são canais de drenagem das áreas úmidas do pós duna para o mar. Apresentam características transicionais dos ecossistemas marinhos e de água doce. Esse estudo visa analisar se dois sangradouros do município de Xangri-lá RS se comportam como micro estuários. Para isso, estudamos a dinâmica da salinidade da água e a composição ictiofauna. O crescimento urbano das últimas décadas vem resultando na redução do campo de dunas como também aumentando a necessidade de drenagem das áreas úmidas para aumentar as áreas urbanizáveis dentro dos municípios. A modificação da conformação dos sangradouros naturais por intermédio de canalizações resulta no aumento do fluxo de água e do poder erosivo desses sob as dunas frontais, além de aumentar o acesso dos poluentes sobre a zona de praia, o que afeta diretamente a configuração da macrofauna do pós-praia. Os sangradouros estão na interface praia-continente, representado ecótonos de grande importância como refúgio para espécies anádromas. O monitoramento da composição temporal ictiológica e da salinidade pode desempenhar importante função como identificador da ocorrência do gradiente límnic marinho (comportamento estuarino), e assim destacar a importância ecológica dos mesmos. Talvez a característica mais marcante de um estuário seja o gradiente de salinidade. Nas coletas realizadas, não foi verificado gradiente de salinidade, com salinidades entre 0,07 ppt no verão até 0,15 ppt para a primavera e inverno, caracteristicamente águas oligohalinas. Comparando-se as quatro estações do ano, foram coletadas ao total 15 espécies nos dois sangradouros. Para o Sangradouro 1, o maior número de espécies (ponto 1) ocorreu no inverno. Nas estações mais chuvosas ocorreu maior entrada de espécies marinho-estuarinas no ponto 1 deste Sangradouro como o gobídeo *Ctenogobius shufeldti* no inverno e no outono, isso concomitante ao aumento da salinidade para o ponto 1. Semelhantemente

encontramos os mugilídeos *Mugil curema* no outono e na primavera e *Mugil liza*. Tivemos também a ocorrência dos Barrigudinhos *Phalloceros caudimaculatus* em todas as estações assim como da *Jenynsia multidentata*, com exceção do outono. Para o ponto 2 do mesmo Sangradouro, o número de espécies se manteve o mesmo durante as estações, com diferença no verão, quando não coletamos nenhum indivíduo, uma vez que obras estruturais haviam descaracterizando o ambiente. Para o Sangradouro 2 foram registradas 14 espécies, 7 espécies para o Ponto 1 e 10 espécies para o Ponto 2, com maior abundância de espécies no inverno, seguido pela primavera para o ponto 1, enquanto no ponto 2 temos a mesma densidade de espécies no outono e no inverno. Para o Sangradouro 2 também encontramos espécies marinhas-estuarinas no Ponto 1, como o gobídeo *Ctenogobius shufeldti* no outono e no inverno e dos mugilídeos *Mugil curema* no outono, na primavera e também no inverno para esse sangradouro. O *Mugil liza* foi encontrado no inverno como no Sangradouro 1 e também na primavera. O sangradouro 2 apresenta grande ocorrência de espécies límnicas. De certo modo, podemos caracterizar os sangradouros estudados como micro sistemas estuarinos, pois, mesmo não apresentando gradientes de salinidade perceptíveis durante o estudo, apresentam a ocorrência de espécies marinhas no ponto próximo à praia para o Sangradouro 1.

### Introdução

Sangradouros são canais de drenagem pluvial que estão relacionados diretamente à erosão, ao transporte e à deposição dos sedimentos advindos das áreas alagadas localizadas no pós-duna (FIGUEIREDO, CALLIARI, 2006; MARTINS, 2017).

Áreas típicas com características transicionais, como os sangradouros, geralmente apresentam sobreposição de espécies dos ecossistemas marinhos e de água doce (MARTINS, 2017; PINTO, 2017). Muitas espécies utilizam as porções onde há o estabelecimento do gradiente límnic marinho para seu crescimento, forrageamento e reprodução. Muitos dos peixes que habitam essas águas desempenham importante papel ecológico na cadeia trófica. Os sangradouros são considerados, dessa forma, ecótonos de águas marinhas e de águas continentais (BASTOS, 2012).

Sabe-se que muitos fatores influenciam a composição das comunidades biológicas em lagos costeiros, sendo um dos fatores a caracterização do ambiente de transição e até mesmo a qualidade ambiental das águas como determinante da diversidade alfa (HARTZ *et al.*, 2019). Quando comparamos os ambientes marinhos, verificamos que a conectividade entre os ambientes é ainda mais crítica para a composição das populações e organização das comunidades, principalmente quando observamos espécies que apresentam seu ciclo de desenvolvimento compreendendo diferente ambientes, como é o caso dos mugilídeos na costa gaúcha, por exemplo.

O crescimento urbano das últimas décadas vem resultando na redução do campo de dunas como também aumentando a necessidade de drenagem das áreas úmidas para aumentar as áreas urbanizáveis dentro dos municípios. A modificação da conformação dos sangradouros naturais por intermédio de canalizações resulta no aumento do fluxo de água e do poder erosivo desses sob as dunas frontais, além de aumentar o acesso dos poluentes sobre a zona de praia, o que afeta diretamente a configuração da macrofauna do pós-praia. Os sangradouros estão na interface praia-continente, representado ecótonos de grande importância como refúgio para espécies anádromas. O monitoramento da composição temporal ictiológica, em conjunto com a configuração físico-química da água, nos sangradouros pode desempenhar importante função como identificador da ocorrência do gradiente límico marinho ao longo dos perfis de amostragem, fatores esses preponderantes para verificarmos se os sangradouros do município podem apresentar papel efetivo no desenvolvimento das diferentes espécies de peixes, inclusive de espécies com valor comercial.

Desta forma, o presente trabalho visa analisar se dois sangradouros do município de Xangri-Lá se comportam como pequenos estuários por intermédio da ocorrência de um gradiente límico marinho no sentido perpendicular à linha de costa ou com relação a diversidade da ictiofauna.

## **Material e Métodos**

### ***Área de Estudo***

A área de estudo está localizada na Bacia Hidrográfica do Rio Tramandaí (BHRT), Litoral Norte do Rio Grande do Sul (RS). A parte mais baixa da bacia, a planície costeira, é caracterizada por um cordão de lagoas interligadas envoltas por banhados, restingas, dunas e uma extensão praias com algo em torno de 150 km de extensão (CASTRO, 2016) (Figura 1).

As chuvas na região apresentam distribuição ampla ao longo do ano, com média anual de cerca de 1300 milímetros. A planície costeira é dominada por um regime de ventos bimodais de alta energia, com orientação dominante NE-SO, com maiores velocidades média nos meses de primavera e verão. Ventos secundário tem sentido W-SW, principalmente nos meses de outono-inverno com a migração da alta oceânica então para latitudes menores, seguindo o avanço das massas de ar de origem polar (TOMAZZELLI, 2000).

O regime de marés é do micro maré, dominada por ondas e marés semi-diurnas com um alcance médio de cerca de 0,5 m. A região é afetada por ondas de SE que direcionam o transporte de sedimentos a norte (TOMAZZELLI *et al.*, 2000). Além da ação *swell*, ondas do mar de E e NE e ondas de tempestades episódicas de E e SE controlam os processos de erosão e deposição ao longo da costa,

inclusive atuando diretamente na entrada constante de águas mais salinas nos sangradouros (BASTOS, 2012).

Assim, as praias presentes nesta região são de micro maré, dominadas por ondas e constituídas por sedimentos arenosos. Não há nenhum curso de água doce significativo no município que deságue diretamente no oceano, apenas a presença dos sangradouros. Na região, os sangradouros são mais frequentes e de maior vazão no inverno e menores e em menor quantidade no verão (FIGUEIREDO; CALLIARI, 2006).

O maior número de sangradouros segundo Strohaecker (2007), está diretamente relacionado ao aumento da presença de áreas urbanizadas, associado à pavimentação das ruas, o que diminui a área de infiltração e causa a impermeabilização dos solos. Contudo, Figueiredo e Calliari (2006) salienta um menor número de sangradouros intermitentes na porção nordeste do Rio Grande do Sul em comparação com a porção média e sul e relacionada o fato à presença da Laguna de Tramandaí, que se torna uma forçante da drenagem hídrica para a porção anterior do corpo lagunar e posteriormente para a desembocadura desse.

Conforme mencionado por Strohaecker (2007), o Litoral Norte do RS (na qual está presente a BHRT) vem sofrendo intensas transformações referentes à dinâmica territorial principalmente quando se refere às últimas décadas, processo intensificado pela construção da Estrada do Mar na década de 1990. Essa via contribuiu para o aumento da urbanização no município de Xangri-Lá, o que permeou com o estabelecimento do primeiro condomínio horizontal no município em uma área conhecida pela presença de banhados junto à rodovia recentemente construída. O então condomínio Villas Resort fora construído no início da década de 1990 e se localiza junto ao Sangradouro 1 estudado neste trabalho.

Esse sangradouro é natural e foi bastante impactado pelo aumento da urbanização junto às suas margens e também pelo estabelecimento de outros condomínios horizontais junto às áreas úmidas da RS 389. Strohaecker (2007) identificou a importância dos sangradouros na facilitação do escoamento das águas superficiais em direção à linha de praia, sendo que estes vêm sofrendo grande comprometimento da qualidade hídrica nos municípios do Litoral Norte, em especial em Capão da Canoa conforme apurado por Rechden Filho (2005) *apud* Strohaecker (2007).



**Figura 1: O município de Xangri-lá dentro da bacia hidrográfica do Rio Tramandaí, RS, Brasil.**

**Fonte: Autores (2020).**

O município de Xangri-Lá possui uma população estimada de 16.408 habitantes em 2019, sendo que a população no último censo de 2010 era de 12.434 (IBGE Cidades, 2020), sendo um dos municípios no estado que apresentaram o maior crescimento populacional nas últimas décadas. A pressão da ocupação urbana e, principalmente, da construção de condomínios horizontais (LOPES *et al.*, 2018).

Atualmente, o município está em processo de conturbação por aglomerado urbano contínuo de condomínios horizontais. Os banhados e o acúmulo de água pluvial nas ruas e próximos aos condomínios é extremamente não desejado, com obras de infraestrutura entrando em operação para minimizar esse “desconforto”, gerando alterações no sistema natural de drenagem dos banhados no pós-duna (STROHAECKER, 2007).

A gestão dos sangradores cabe principalmente ao poder público municipal, mas também conta com as diretrizes estabelecidas pelo estado do RS. Se destaca aqui o Comitê de Bacia do Rio Tramandaí. Como previsto pela Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) (Lei 9433/1997), este é um legítimo meio de gerenciamento da bacia, onde há a articulação do Poder Público, a sociedade e os usuários de recursos hídricos, com o intuito de realizar uma gestão integrada e participativa, contemplando os interesses de todos os atores.

Os dois sangradores escolhidos para estudo estão localizados no município de Xangri-Lá, sendo o primeiro na localidade de Remanso, nas proximidades do Condomínio Horizontal Villas Resort e o segundo em Atlântida, junto à Plataforma Marítima conforme Figura 2.



**Figura 2: Localização dos pontos de amostragem nos sangradores.**

**Fonte: Autores (2020).**

### *Saídas de Campo*

Foram feitas saídas de campo a cada dois meses, de modo a contemplar pelo menos uma amostragem em cada estação do ano, com início em abril de 2019 e finalizando em fevereiro de 2020. As amostragens consideraram dois pontos de cada sangradouro, um junto à praia, próximo das dunas frontais (quando existente), e outro mais a montante. Os locais a montante foram escolhidos em função da logística de acesso aos mesmos.

Para a amostragem da ictiofauna utilizou-se a coleta ativa com puçá de malha 0,2 por 0,5 milímetros, por esse proporcionar maior acesso às margens e ao fundo uma vez que os corpos de água amostrados, em alguns pontos, possuíam intensa vegetação aquática e são muito rasos para que fossem usados outros amostradores. No ponto 2 do Sangradouro 2 (S2P2), com maiores profundidades houve a possibilidade da utilização de um apetrecho de espera com iscas denominado covo.

Os peixes capturados foram preservados em formalina a 4% e, posteriormente transferidos para recipientes contendo álcool 70º GL. Em laboratório, os espécimes foram identificados, medidos com escala em milímetros com o uso de ictiômetro, foram pesados com uma balança analítica de precisão Metler Toledo e, posteriormente, foram armazenados no Laboratório de Ciências Biológicas da Uergs, Unidade Litoral Norte.

Para identificação das espécies foi utilizada bibliografia especializada, tais como: o catálogo do *FishBase* (<http://www.fishbase.in>), Fischer *et al.* (2011), Malabarba *et al.* (2013).

Através de um condutivímetro, foi medido salinidade e temperatura em todos os pontos.

### Sangradouro 1

O sangradouro 1 se localiza próximo ao condomínio Villas Resort. Este é totalmente aberto, sem nenhum tipo de canalização e ao lado de uma grande área aberta e sem construções.

Na maior parte do ano, o fluxo d'água fica dificultado pela abundância do cairuçu-de-brejo *Hydrocotyle ranunculoides* L.f. e pela grama boiadeira *Luziola peruviana* Juss. ex J.F.Gm, que se espalham pelo seu leito. Nas margens, além da grama boiadeira, ocorrem outras espécies de gramíneas, como o capim-arame *Paspalum vaginatum* Sw., entremeados pela erva-capitão *Hydrocotyle bonariensis* Lam., por espécimes de taboa *Typha domingensis* Pers., pelo junco da praia *Androtrichum trigynum* (Spreng.) H.Pfeiff. e pela tiririca *Schoenoplectus californicus* (C.A.Mey.) Soják. Na porção mais próxima das dunas frontais, observa-se ainda a presença de *Gamochaeta americana* (Mill.) Wedd. A Figura 3 apresenta os dois pontos amostrados no sangradouro 1 (S1P1) (A) e 2 (S1P2) (B).

A amostragem dos peixes no ponto 1 (S1P1) se deu através da ação do puçá ao longo das margens e no pequeno canal por onde a água é drenada, em toda sua extensão.

A montante do ponto 1, no local denominado como ponto 2 (S1P2), o sangradouro começa a ter uma intensa cobertura de macrófitas, que impedem a vista da lâmina d'água da margem e também impediu a realização de medições de vazão (Figura 3). A coleta dos peixes se deu através da movimentação em meio a vegetação. Este trecho do sangradouro, em boa parte do ano fica praticamente todo coberto por cairuçu-de-brejo *Hydrocotyle ranunculoides* L.f. e pela grama boiadeira *Luziola peruviana* Juss. ex J.F.Gm, em cujas reentrâncias observa-se a presença da lentilha d'água *Lemna valdiviana* Phil. e pelo aguapé *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. Nas margens, além do cairuçu-de-brejo e da grama boiadeira, verifica-se a presença de taboa *Typha domingensis* Pers. e de diversas espécies exóticas que ali são plantadas pelos vizinhos que têm suas residências muito próximas canal do sangradouro. Destaca-se a presença da capuchinha *Tropaeolum majus* L.



**Figura 3: Imagem dos dois pontos do sangradouro 1: A - S1P1 e B - S1P2.**

**Fonte: Autores (2020).**



### Sangradouro 2

O sangradouro 2 desemboca no mar junto à plataforma de Pesca de Atlântida. Este é canalizado e coberto por um trecho de aproximadamente 680 metros entre a desembocadura (S2P1) e o segundo ponto analisado (S2P2).

O ponto 1 é próximo à praia depois do final da canalização (Figura 4 A). Corresponde a um canal de drenagem que aporta água a partir de um cano de concreto que conecta este ponto a parte canalizada e subterrânea do sangradouro. Este ponto não apresenta vegetação junto à margem, uma vez que corresponde a uma abertura artificial fixa junto a areia da orla. No seu entorno, há dunas frontais baixas, com presença do pinheiro *Pinus elliottii* L., capim-das-dunas *Panicum racemosum* (P. Beauv.) Spreng. e *Gamochaeta americana* (Mill.) Wedd. (Figura 4 A).

O ponto 2 (S2P2) destaca-se pelo sombreamento do curso d'água em razão do plantio de diversos espécimes do pinheiro *Pinus elliottii* L. e de um espécime de grande porte de jambolão *Syzygium* Gaertn. Forrando o solo encontram-se várias espécies de gramíneas, com destaque para a grama forquilha *Paspalum conjugatum* P.J.Bergius e para a grama boiadeira *Luziola peruviana* Juss. ex J.F.Gm. No curso d'água predomina a presença da cruz-de-malta *Ludwigia* L., do pinheirinho d'água *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. e do chapé-de-couro *Echinodorus grandiflorus* (Cham. & Schltr.) Micheli. O ponto 2 é localizado a montante da Av. Paraguassú, antes do início da canalização (Figura 4 B).



Figura 4: Imagem dos dois pontos do sangradouro 2: A - S2P1 e B - S2P2.

Fonte: Autores (2020).

## Resultados

Nas quatro estações do ano foram coletadas 16 espécies nos dois sangradouros.

No Sangradouro 1, foram identificadas 6 espécies, representativas de 3 ordens, sendo a Ordem Cyprinodontiformes a mais representada com 3 espécies (*Jenynsia multidentata*, *Phalloceros caudimaculatus* e *Poecilia vivipara*). No ponto 1 foram encontradas as 6 espécies, com maior abundância de espécies no inverno. Nas estações mais chuvosas do ano presenciamos a entrada de espécies marinho-estuarinas no S1P1 como o gobídeo *Ctenogobius shufeldti* no inverno e no outono, assim como dos mugilídeos *Mugil curema* no outono e na primavera e do *Mugil liza* no inverno. Para o S1P2 somente uma espécie foi encontrada, o barrigudinho *Phalloceros caudimaculatus* (Tabela 1).

**Tabela 3 – Lista de espécies para o sangradouro 1, pontos 1 e 2, por estação do ano  
(Out=outono, Inv=inverno; Pri=primavera, Ver=verão).**

Espécies	Ponto 1				Ponto 2			
	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver
Ordem Cyprinodontiformes								
Família Anablepidae								
<i>Jenynsia multidentata</i> (Jenys, 1842)		X	X	X				
Família Poecilidae								
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Poecilia vivipara</i> (Bloth & Schneider, 1801)		X						
Ordem Gobiliformes								
Família Gobilidae								
<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Elgenmann, 1887)	X	X						
Ordem Mugiliformes								
Família Mugilidae								
<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1836)	X		X					
<i>Mugil liza</i> (Valendennes, 1836)		X						

**Fonte: Autores (2020)**

Para o Sangradouro 2 foram registradas 14 espécies (com 6 ordens representadas, sendo a Ordem Characiformes a melhor representada com 5 espécies) (Tabela 2). Foram registradas 7 espécies para o S2P1 e 10 espécies para o S2P2 (Tabela 2), com maior abundância de espécies no inverno seguido pela primavera para o S2P1, enquanto no S2P2 temos a mesma densidade de espécies no outono e no inverno (Tabela 2).

A maior abundância para o S1P1 foi registrada verão quando encontramos o barrigudinho *Phalloceros caudimaculatus*, diferentemente do que ocorreu no S1P2 do mesmo sangradouro, quando a maior abundância foi registrada no outono.

As comparações entre os dois pontos do Sangradouro 2 permitem constatar o quão diferente esses se mostram do ponto de vista biológica da composição da sua ictiofauna. Neste Sangradouro, *Astyanax eigenmanniorum* foi bastante frequente no Ponto 2, sendo considerada rara no Ponto 1 (Tabela 2). Esta espécie é considerada bastante abundante para as zonas rasas de lagoas, sendo caracterizada como uma espécie caracteristicamente pré-límnica de acordo com Loemann e Vieira (2005). Esta espécie foi mais frequente nos meses de outono, inverno e primavera provavelmente devido à maior pluviometria nessas estações.

**Tabela 4 – Lista de espécies para o sangradouro 2, pontos 1 e 2, por estação do ano (Out=outono, Inv=inverno; Pri=primavera, Ver=verão).**

Espécies	Ponto 1				Ponto 2			
	Out	Inv	Pri	Ver	Out	Inv	Pri	Ver
Ordem Charaoformes								
Família Characidae								
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> (Cope, 1894)		X			X	X	X	
<i>Astyanax jacuhiensis</i> (Cope, 1894)		X	X		X	X	X	X
<i>Cyanocharax alburnus</i> (Hensel, 1870)						X		
<i>Hyphessobrycon igneus</i> (Miquelarena, Menni, López & Casciotta, 1980)					X	X		
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i> (Boulenger, 1887)					X	X		
Ordem Cyprindontiformes								
Família Poedilidae								
<i>Phalloceros caudimaculatus</i> (Hensel, 1868)	X	X	X		X	X	X	
Ordem Labriformes								
Família Poedilidae								
<i>Cichlasoma portalegreense</i> (Hensel, 1870)		X						
<i>Crenicichla lepidota</i> (Heckel, 1840)					X			X
<i>Geophagus brasiliensis</i> (Quoy & Galmard)								X
<i>Gymnoocephalus lacustris</i> (Reis & Malabarba, 1988)								X
Ordem Gobiliformes								
Família Gobilidae								
<i>Ctenogobius shufeldti</i> (Jordan & Elgenmann, 1887)	X	X						
Ordem Mugiliformes								
Família Mugilidae								
<i>Mugil curema</i> (Valenciennes, 1836)	X	X	X					
<i>Mugil liza</i> (Valendennes, 1836)		X	X					
Ordem Synbranchiformes								
Família Synbranchidae								
<i>Synbranchus marmoratus</i> (Bloch, 1795)					X			

**Fonte: Autores (2020)**

Assim como para o Sangradouro 1, no Sangradouro 2 a espécie *P. caudimaculatus* foi a mais abundante, sendo especialmente abundante no outono e inverno no Ponto 2.

No Ponto 1 de ambos sangadouros a espécie *Mugil curema* esteve presente no outono e no inverno. Isso se mostra destoante de estudos prévios em áreas estuarinas uma vez que, segundo Ramos e Vieira (2001), para os estuários localizados na porção mais ao norte do estado, como no estuário do Mampituba, por exemplo, *Mugil curema* se mostrou mais abundante e frequente nos meses mais quentes enquanto *Mugil liza* representativamente foi mais abundante e frequente no inverno. A isso devemos considerar o atraso que as frentes polares tiveram em chegar à América do Sul no ano de 2019, com a permanência de temperaturas mais elevadas tanto no continente como no oceano, o que pode ter atrasado a migração dos mugilídeos a norte.

### Salinidade

A salinidade da água em todas as saídas e em todos os pontos amostrados se manteve abaixo de 0,5, indicando que a água se apresentava oligohalina. O ambiente físico é o principal determinante do tipo de ecossistema que se desenvolverá em um local específico do sangradouro. As chuvas, em particular, afetam os sangradouros pela energia e pela massa associadas ao fluxo de água doce advindo das áreas úmidas próximas às lagoas, sendo esses os principais processos que impulsionam a circulação estuarina.

Nos sangradouros observados neste trabalho, não foi perceptível a ocorrência de uma estratificação vertical significativa da salinidade nestes corpos de água, em parte devido à sua baixa profundidade e ao baixo comprimento do canal. Logo, também não encontramos gradientes de salinidades no perfil longitudinal a partir dos pontos amostrados, mesmo quando das medições feitas próximas a praia, pois o vento sozinho não foi capaz de vencer a distância existente entre a praia e os sangradouros mesmo que havendo baixas declividades entre a zona de praia e a porção do pós-duna.

### Discussão

Podemos encontrar o comportamento estuarino nos sangradouros amostrados através das espécies marinhas como os mugilídeos e gobídeos, por exemplo. Não houve a conformação de um gradiente límnic-marinho (longitudinal e vertical) e temporal de salinidade como proposto por Magoro *et al.* (2019) no momento das coletas de dados, o que de certa forma corrobora com o que já fora mostrado por Bastos (2012) em outros três sangradouros estudados no sul do Rio Grande do Sul.

As assembleias de peixes dos estuários do RS se assemelham às encontradas em ambientes de clima temperado do Hemisfério sul, dominadas pelas famílias Atherinidae e Mugilidae (típicas de águas salinas) e Anablepidae e Poecilidae (típica de água doce), com a distribuição sendo regida espaço temporalmente pelas temperatura, salinidade e turbidez da água. Essas famílias, com exceção de Atherinidae, foram encontradas nos sangradouros estudados.

As assembleias de peixes nos estuários são geralmente compostas por migrantes marinhos, pelos que utilizam esses ambientes para completar parte do seu desenvolvimento, fazendo parte deste estágio o refúgio de indivíduos de menor tamanho; podendo ser também local para os migrantes ocasionais de água doce (BASTOS, 2012; RAMOS; VIEIRA, 2001).

O Sangradouro 1 apresentou a ocorrência dos barrigudinhos *Phalloceros caudimaculatus* em todas as estações do ano, exceto no verão para o Ponto 2, assim como da *Jenynsia multidentata*

Jenyns, 1842 exclusivamente ocorrendo no Ponto 1 deste Sangradouro, mas não no outono, quando *P. caudimaculatus* foi dominante. Segundo Mai; Garcia; Vieira (2005) essas espécies apresentam grande tolerância às salinidades maiores, de modo que *Jenynsia multidentata* aparentemente atinge maiores comprimentos em porções estuarinas quando comparadas com o ambiente límnico adjacente, o que pode estar relacionado a última ser encontrada em maior proporção quando há redução da pluviometria.

Para o S1P2 somente uma espécie foi encontrada, o barrigudinho *Phalloceros caudimaculatus* com as mesmas salinidades ocorrentes no ponto 1, o que nos confere a informar que não seria a salinidade que estaria impulsionando a entrada desses animais no sangradouro e sim a facilitação no transporte causado pela perturbação das marés meteorológicas.

Para o Sangradouro 2 foram registradas 14 espécies, 7 espécies para o Ponto 1 e 10 espécies para o Ponto 2, com maior abundância de espécies no inverno seguido pela primavera para o ponto 1, enquanto no ponto 2 temos a mesma densidade de espécies no outono e no inverno.

Para o Sangradouro 2 também encontramos espécies marinhas-estuarinas no Ponto 1, como o gobídeo *Ctenogobius shufeldti* no outono e no inverno e dos mugilídeos *Mugil curema* no outono, na primavera e também no inverno para esse sangradouro. O *Mugil liza* foi encontrado no inverno e, para o Sangradouro 2 também na primavera.

O sangradouro 2, de forma mais generalizada, apresentou maior ocorrência de espécies límnicas, podendo algumas apresentar grandes tolerâncias ao aumento da salinidade. Houve um significativo aumento da ocorrência de ciclídeos límnicos no verão no ponto 2.

O S2P1 apresenta grandes declividades com o nível do mar uma vez que a água drena por canais fechadas, com o deságue ocorrendo na altura da rua, o que torna muito difícil a subida dos mugilídeos em direção ao interior do sangradouro uma vez que a vazão se torna intensificada quando da canalização. Logo, os juvenis das tainhas acabam retornando para o mar quando for possível ou, na maioria das vezes, acabam sendo predados por aves.

A maior ocorrência de *Phalloceros caudimaculatus* para o Sangradouro 1 ocorreu no ponto 1 (junto à praia) nos períodos de maiores temperaturas da água, sendo que o contrário ocorreu para o ponto 2.

No Sangradouro 2 temos o comportamento semelhante ao que ocorre com o Ponto 2 do Sangradouro 1, onde a maior densidade para a espécie ocorreu nas estações das menores temperaturas e dos maiores acumulados pluviométricos no outono e no inverno, com grande dominância no seu Ponto 2. Em contrapartida a isso, no Sangradouro 2 temos maior ocorrência de Characiformes da espécie *Astyanax jacuhiensis* ocorrentes em grande densidade nas duas estações climáticas mais quentes e de menor valor pluviométrico acumulado.

Esse fato reforça a maior influência límnic no Sangradouro 2 e também no S1P2. Para o S1P1 temos a maior concentração dos indivíduos da espécie nos períodos quentes, quando da possível maior influência marinha sobre esse pela ação dos ventos.

Os lambaris da espécie *Astyanax jacuhiensis* são onívoros, havendo uma preferência alimentar por invertebrados aquáticos (SOUZA, 2015). Apresentam o mesmo hábito alimentar dos barrigudinhos, presentes em todas as estações do ano. Logo, a redução dos últimos pode estar diretamente relacionada à competição e com maiores pressões de predação com o aumento das temperaturas e maior atividade dos piscívoros, principalmente.

A baixa riqueza de espécies no Sangradouro 2 na primavera está associada às baixas precipitações para o período, somada à descaracterização ambiental ocorrente em ambos os sangradouros na primavera quando da ocorrência de obras para a limpeza do talvegue e do talude dos corpos de água, alterando os padrões químicos e físicos da água.

Mesmo com a maior pluviometria no outono, o inverno foi a estação do ano com a maior riqueza de espécie. A drenagem de água das lagoas e das áreas úmidas em direção aos sangradouros com o aumento das chuvas foi o responsável pelo aparecimento de espécies de ciclídeos e de outras espécies caracteristicamente com hábito límnic durante a amostragem de inverno.

*Cichlasoma portalegrense*, *Geophagus brasiliensis* e *Hyphessobrycon igneus*, (Malabarba *et al.*, 2013) por exemplo, são animais típicos de águas rasas, de fundos lodosos e bastante vegetados, ocupando a margem desses corpos, o que explica a maior visualização desses animais no sangradouro já que as áreas úmidas do entorno se encontravam profundas, aumentando o risco de predação desses animais por peixes piscívoros, por aves ou por mamíferos aquáticos. Essa migração dos indivíduos é proporcionada pela interconexão espacial entre os corpos de água do sistema estuarino do Rio Tramandaí.

Hartz *et al.* (2019) identificaram que a conectividade métrica entre os corpos de água é o fator fundamental para a maior diversidade de espécies, pois, somada a área total do lago, proporcionam os maiores reservatórios de espécies. Desse modo, conforme os autores, a conectividade, principalmente quando se considera as zonas estuarinas inseridas em barreiras recentes em constante formação, onde a evolução da estrutura geomorfológica sedimentar segue a lógica de formação da barreira Transgressiva – regressiva, estando essa última ativa na faixa de Tramandaí a Torres, compreendendo a dinâmica de composição de diferentes estádios de formação da barreira a partir de componentes ambientes sedimentares espaço temporais sendo eles respectivamente: Restinga – Lagoa – Áreas úmidas – Barreira; formam habitats com diferentes propriedades ambientais, que recebem influências límnic marinhas devido a sua proximidade à costa e à baixa declividade do terreno, aumentando de forma significativa a diversidade taxonômica, pois acaba por

adicionar espécies tolerantes a ambos os sistemas de água doce e águas salobras (CLEROT; DILLENBURG; TRAVESSAS, 2005).

Logo, para Hartz *et al.* (2019) a forma do corpo hídrico seria o fator físico mais imponente na composição faunística e, em áreas com características estuarinas, devemos somar o fator conectividade e aqui adicionamos também o fator tempo uma vez que a diversidade local seria determinada pela dispersão, pela dinâmica espacial e pelos processos de extinção e de colonização. Comparando esse fator aos sangradouros analisados, os quais possuem conectividade direta com as áreas úmidas do complexo de lagoas Pinguela-Malvas-Quadros, salientamos a grande riqueza possível desses corpos de água quando do não impacto dos mesmos por esgotos sanitários despejados de forma irregular e pela redução da área úmida uma vez da frequente drenagem da mesma para a construção de empreendimentos urbanos.

De acordo com Bastos (2012), o ambiente mixohalino gerado a partir da variação dos parâmetros físicos espaço e temporalmente reflete a composição e a estrutura das comunidades de peixes, o que se torna intensificado em sistemas aquáticos altamente interligados. Assim, a construção de canais, e valos para a irrigação das lavouras de arroz, assim como a drenagem artificial das áreas úmidas para a construção de condomínios, podem aumentar a dispersão de peixes para áreas que naturalmente estariam isoladas, podendo vir a causar desequilíbrios ecológicos como a predação e a competição de forma direta, alterando de forma significativa a ictiofauna local. Fato semelhante encontramos no campo realizado na primavera de 2019, quando a prefeitura realizou a limpeza dos taludes dos sangradouros no município, modificando a composição da ictiofauna e do ciclo biológico de alguns indivíduos, uma vez que aumentou o fluxo de água advindos das lagoas.

### **Considerações Finais**

Verificamos que os sangradouros estudados não apresentam gradientes salinos ao longo do seu perfil nos dias coletados e mesmo assim obtivemos a ocorrência de espécies marinho-estuarinas juntos ao Ponto 1 em ambos sangradouros, principalmente no outono e no inverno para o Gobídeo e do outono a primavera para *Mugil curema* e no inverno e primavera para *Mugil liza*. Esses peixes provavelmente entraram em momentos anteriores no sangradouro e ali ficaram retidos, podendo conseguir adentrar mais internamente no corpo de água (Sangradouro 1), podendo retornar para o mar quando a contribuição continental vencer a marinha ou ainda ficarem na boca do sangradouro em serem predados.

Logo, biologicamente os sangradouros atuam como áreas de refúgio para juvenis de espécies de peixes marinhos, podendo também funcionar como um importante entremeio de trocas de



nutrientes e de minerais entre o continente e o ambiente marinho uma vez que em todas as visitas realizadas havia conexão entre o mar e o continente, o que representa que, considerando a caracterização biológica de estuários, os sangradouros representam estuários em escala menor, o que os poderia considerar como um micro estuário.

Assim, conclui-se que os juvenis de peixes marinhos podem adentrar nos sangradouros quando o fluxo no sangradouro for maior do mar em direção ao continente e retornar ao mar quando o fluxo do sangradouro for maior do continente em direção ao mar.

De modo geral, verificamos a necessidade de estudos referentes ao comportamento contínuo da direção da drenagem em diferentes períodos do dia, procurando realizar coletas em eventos de maré meteorológica e sob a ação dos ventos intensos de E/NE para verificarmos a influência desses sangradouros sobre as espécies marinhas

### Referências Bibliográficas

- Bastos, R. F. Composição, abundância e diversidade da ictiofauna de sangradouros litorâneos: influência do gradiente límnico-marinho e variações sazonais. 73 p, 2012. Dissertação de Mestrado da FURG. Rio Grande.
- Castro, D. de. Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade na Bacia hidrográfica do rio Tramandaí. Porto Alegre: Via Sapiens, 2016.
- Clerot, L. C.; Dillemburg, S.R.; Travessas, F. de A. Estratigrafia e evolução da barreira holocênica do Rio Grande do Sul no trecho Tramandaí-Cidreira. Boletim Paranaense de Geociências, n. 57, p. 57-73, 2005.
- Figueiredo, S. A.; Calliari, L. J. Washouts in the central and northern littoral of Rio Grande do Sul State, Brazil: distribution and implication. Journal of Coastal Research, Special Issue 39, p. 366 – 370. 2006.
- Fischer, L. G., Pereira, L. E. D., Vieira, J. P. Peixes estuarinos e costeiros. 2. ed. Rio Grande, 2011.
- Hartz, S. M. *et al.* Influences of the area, shape and connectivity of coastal lakes on the taxonomic and functional diversity of fish communities in Southern Brazil. Revista da Sociedade Brasileira de Zoologia.36: 1-12, 27 Jun 2019.
- IBGE **Cidades**. Disponível em <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/xangri-la/panorama>. Acesso em 25/11/2019.
- Loebmann, D.; Vieira, J. P. Distribuição espacial e abundância das assembleias de peixes no Parque Nacional da Lagoa do Peixe, Rio Grande do Sul, Brasil. Rev. Brasileira de Zoologia, v. 22, n. 3, 2005 .
- Lopes, E. B.; Ruiz, T. C. D.; Anjos, F. A. dos. A ocupação urbana no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil, e suas implicações no turismo de segunda residência. URBE (Revista Brasileira de Gestão Urbana), Curitiba, v. 10, n. 2, p. 426-441. Mai/ago. 2018.
- Mai, A. C. G; Garcia, A. M.; Vieira, J. P. Influência da salinidade no crescimento de juvenis de *Jenynsia multidentata* Jenyns (Pisces). Rev. Bras. Zool., v. 22, n. 3. Curitiba July/Sept., 2005.
- Magoro, M. L. *et al.* Micro-estuaries and micro-outlets as incipient estuarine systems – Does size and coastal connectivity count? Science of the Total Environment, 2019.

Malabarba, L. R. *et al.* Guia de Identificação dos Peixes da Bacia do Rio Tramandaí. Porto Alegre: Ed. Via Sapiens, 2013.

Martins, A. L. G. Sangradouros em praias arenosas: estrutura da macrofauna, morfodinâmica e impactos. 140 f., 2017. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar, Setor de Ciências da Terra, Universidade Federal do Paraná. Pontal do Paraná/PR. 2017.

Pinto, L. R. Influência de um sangradouro na distribuição espaço temporal do isópode *Tholozodium rhombofrontalis* (Giambiagi, 1922) numa praia arenosa exposta do estado do paraná. 55 f., 2017. Dissertação de Mestrado, Centro de Estudos do Mar Universidade Federal do Paraná. Pontal do Paraná/PR. 2017.

Ramos, L. A., Vieira, J. P. Composição específica e abundância de peixes de zonas rasas dos cinco estuários do Rio Grande do Sul, Brasil. Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo, v. 27, n. 1, p. 109 - 121, 2001.

Souza, A. L. Aspectos da biologia alimentar do *Astyanax jacuhiensis* (Cope, 1894), no Rio Uruguai Médio, oeste do Rio Grande do Sul, Pampa brasileiro. 39 f., 2015. Trabalho de Conclusão de Curso. Departamento de Ciências Agrárias - Unipampa, 2015.

Strohaecker, T. M. A urbanização no Litoral Norte do Estado do Rio Grande do Sul - contribuição para a gestão urbana ambiental no município de Capão da Canoa. 2v. 399 f., 2007. Tese de doutoramento apresentada ao Instituto de Geociências da UFRGS. Porto Alegre; 2007.

Tomazzeli, L. J., Dillenburg, S. R., Villwock, J. A. Late Quaternary Geological History of Rio Grande do Sul Coastal Plain, Southern Brazil. Revista Brasileira de Geociências, n 30, p. 474-476, 2000.

## QUALIDADE FÍSICO-QUÍMICA DAS ÁGUAS RIO DO CAMPO/PR

| ID 19390 |

**1Débora Carvalho Tonete Diniz, 2Ione Aparecida Vieira Lino, 3Evandro Castro, 4Vanessa Daufenbach, 5Karina Querne de Carvalho Passig, 6Cristiane Kreutz**

*1Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: deboratonete@gmail.com; 2Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: ione\_lino@hotmail.com; 3Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: evandr\_castor@hotmail.com; 4Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: vanessa.daufenbah@gmail.com; 5Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: kaquerne@utfpr.edu.br; 6Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: ckreutz@utfpr.edu.br*

**Palavras-chave:** Manancial; Segurança Hídrica; Manganês.

### Resumo

As atividades humanas provocam alterações na qualidade dos corpos hídricos. O desenvolvimento industrial e agropecuário, o uso inadequado de insumos agrícolas e o lançamento indiscriminado de efluentes contribuem para o comprometimento da qualidade dos recursos hídricos e a contaminação por metais pesados. O presente estudo teve por objetivo monitorar a qualidade da água do Rio do Campo, manancial de abastecimento da cidade de Campo Mourão, Paraná. Foram realizadas quatro campanhas de amostragem em três pontos de coleta no Rio do Campo (P1, P2 e P3) em que foram determinados: o pH, temperatura, condutividade elétrica, sólidos totais, sólidos solúveis e a concentração de metal pesado Mn (manganês). A variação dos resultados dos parâmetros avaliados foi de: pH (6,2 - 7,1); temperatura (16,4°C - 20,2°C); condutividade (24 µS/cm - 124,8 µS/cm); sólidos totais (0,009 mg/L - 0,121 mg/L); sólidos suspensos (0,006 mg/L - 0,077 mg/L), cujos valores permaneceram dentro do relatado por demais trabalhos realizados nessa bacia e em bacias hidrográficas próximas e dentro do previsto pela Resolução Conama nº 357/05. Quanto ao teor de Mn, apenas as campanhas 3 (0,22 mg/L) e 4 (0,38 mg/L) apresentaram valores acima dos estabelecidos pelo Conama nº 357/05. O monitoramento da qualidade dos recursos hídricos surge como um instrumento de contribuição estratégica para planos e projetos no setor da Gestão dos Recursos Hídricos, Segurança Hídrica e Usos Múltiplos da Água. Ao se monitorar a qualidade da água de um rio é possível identificar as fontes poluidoras e identificar as alternativas

de recuperação adequadas para as áreas impactadas priorizando a qualidade dos recursos hídricos a fauna e a flora.

### **Introdução**

A água é um recurso natural limitado, é um bem de domínio público e dotado de valor econômico e tais recursos hídricos podem ser compreendidos como as águas superficiais, assim como os aquíferos subterrâneos (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2011; BRASIL, 1997). O Brasil é um país privilegiado em recursos hídricos, cerca de um terço dos recursos hídricos renováveis estão na América do Sul, sendo o Brasil o país com a maior quantidade de água, cerca de 12% do volume mundial. (BRAGATTI; LEITE, 2020). Existem 37 bacias transfronteiriças na América do Sul, de modo que os maiores sistemas hidrográficos transfronteiriços são a Bacia do Amazonas, a Bacia do Prata e a Bacia do Orinoco (SILVA; ASSUMPCÃO; KLIGERMAN, 2020).

Apesar da grande quantidade de recursos hídricos disponíveis em alguns pontos do planeta, problemas com a gestão destes recursos são comuns, e acabam comprometendo a saúde e o bem-estar da população, a economia e o meio ambiente, pois a água é essencial para todas as formas de vida, além de permitir a sustentabilidade e funcionamento dos centros urbanos (SILVA et al., 2019). Cerca de dois terços da população mundial atualmente vivem em áreas que sofrem de escassez de água por pelo menos um mês por ano e a previsão para as próximas décadas é o aumento significativo da demanda de água impulsionadas pela urbanização acelerada, indústria, produção de energia e pelo setor agrícola, responsável por 70% da captação de água em todo o mundo (BRAGATTI; LEITE, 2020).

Em 2020, a taxa de urbanização no Brasil chegou próxima a 90%, ocasionando ainda mais pressão sobre os recursos hídricos. O crescimento das demandas hídricas, associado as mudanças climáticas e aos eventos extremos (cheias e inundações) requerem o estabelecimento de medidas para o uso consciente da água (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2019). Com o intuito de assegurar a preservação dos recursos hídricos, o uso múltiplo das águas e incentivar o aproveitamento destas ocorreu a implementação da Política Nacional dos Recursos Hídricos Lei nº 9.433/97, oportunizando a gestão dos recursos hídricos, atuando quando possível na redução da ocorrência e/ou na remediação de eventos críticos como a escassez e inundação (BRASIL, 1997).

A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997) permitiu que o Brasil abordasse questões como os usos múltiplos e gestão da água, os fundamentos dos bens comuns e seu valor econômico, a bacia hidrográfica como unidade territorial de planejamento e gestão de recursos, bem como descentralização e participação social no processo de

gestão da água (SANTOS et al., 2020). Para uma implementação e articulação mais perspicaz foram desenvolvidos os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos que são eles: os Planos de Recursos Hídricos; o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos; a Cobrança pelo uso de recursos hídricos; o Enquadramento dos corpos de água em classes; a Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos (BRASIL, 1997).

Os Plano de Recursos Hídricos são diagnósticos desenvolvidos por bacia hidrográfica por estado ou para todo o país, conter uma análise da situação atual dos recursos hídricos e uma previsão do crescimento populacional, da modificação dos padrões de ocupação do solo e de produção, além de estabelecer metas de racionalização do uso e ações para o aumento da quantidade e da melhoria da qualidade das águas disponíveis para atender aos usos (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2008).

O Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos é composto de dados sobre a qualidade das águas, informações sobre a composição das bacias hidrográficas entre outras informações, estas informações permanecem disponíveis para os órgãos gestores estaduais, federal e as agências e os comitês de bacia, possam utilizá-las na execução de suas tarefas (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2008).

A Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos permite reconhecer a água como um bem econômico incentivando assim a racionalização e uso consciente da água, os valores arrecadados com a cobrança são aplicados prioritariamente na bacia hidrográfica em que foram gerados e serão utilizados em projetos, obras, na implantação e custeio dos órgãos e entidades integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

O Enquadramento dos Corpos Hídricos em Classes, é determinado de acordo os usos preponderantes da água, procurando assegurar a qualidade compatível com os usos, o Comitê da bacia em questão se reúne e discute os usos e o enquadramento em uma das cinco classes previstas (especial, classe I, II, III ou IV), sendo a classe Especial e a classe I a mais restritiva utilizada para o abastecimento doméstico e a preservação das comunidades aquáticas (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; FUNDAÇÃO ROBERTO MARINHO, 2008). O Enquadramento segue a Resolução Conama nº 357/2005, contribuindo contribui para que o corpo d'água possa estabelecer metas de qualidade da água a serem alcançadas, ou mantidas (COSTA et al., 2019).

A Outorga de Direitos de Uso tem como objetivo assegurar o controle dos usos dos recursos hídricos e preservar o uso múltiplo destes, estão sujeitos a outorgas indústrias e empreendimento que possuam como os principais usos a retirada de grandes volumes de água, o lançamento de efluentes, o represamento e a instalação de hidrelétricas (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; FUNDAÇÃO ROBERTO MARINHO, 2008). A outorga de direito de uso de recursos hídricos tem como prazo a trinta e cinco anos, e está poderá ser suspensa parcial ou totalmente, caso ocorra o não

cumprimento pelo outorgado dos termos da outorga; ausência de uso por três anos consecutivos; necessidade de água para atender a situações de calamidade; prevenir ou reverter grave degradação ambiental; necessidade de se atender a usos prioritários (BRASIL, 1997).

Ainda nesse contexto de prevenção de danos aos recursos hídricos destaca-se a Segurança Hídrica compreendida como a “Capacidade de uma população de garantir o acesso sustentável a água, com o bem-estar humano e o desenvolvimento socioeconômico, assegurando a proteção dos recursos hídricos contra a poluição e preservação dos ecossistemas em um clima de paz e estabilidade política” (SILVA et al., 2019). Segundo o Plano Nacional de Segurança Hídrica (Agência Nacional de Águas, 2019) o conceito de segurança hídrica definido pela Organização das Nações Unidas (ONU) consiste na disponibilidade de água para o atendimento das necessidades humanas, à prática das atividades econômicas e à conservação dos ecossistemas aquáticos em quantidade e qualidade suficientes, considerando um nível aceitável de risco associado a seca e cheias.

A segurança hídrica divide-se em categorias, a segurança alimentar e segurança ambiental, de modo que a gestão dos recursos hídricos necessita ser pautada na adaptação e nos riscos de falha do sistema hídrico (SILVA et al., 2019). Os recursos hídricos estão distribuídos desigualmente pelo planeta, tornando-se um elemento de alto potencial conflitante, pois as fronteiras políticas nem sempre coincidem com as ecológicas, se um recurso é negado ou faltado por um determinado estado, nesse cenário, o conflito pode corresponder a qualquer confronto de interesses e contestação jurídica entre Estados ou até mesmo guerra (BRAGATTI; LEITE, 2020).

Portanto o planejamento de oferta e uso dos recursos hídricos em um país deve seguir as quatro dimensões elencas pelo Plano Nacional de Segurança Hídrica como balizadoras: resiliência a eventos extremos, como secas e inundações; a garantia de suprimento de água para atividades produtivas e usos múltiplos; garantia do acesso à água adequada as necessidades básicas e bem-estar da população; preservação de ecossistemas e águas em benefício da natureza e das pessoas; (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2019). Para a qualidade dos recursos hídricos suprirem as necessidades básicas de bem-estar da população e preservação de ecossistemas, está diretamente associada ao monitoramento e controle da poluição hídrica, sendo está de origem orgânica ou inorgânica (metais, detergentes, fenóis), estes poluentes tendem a provocam o desequilíbrio ambiental como um todo (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2019; AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2017; CUNHA, FERREIRA, 2019).

Entre os poluentes que ocasionam danos ao meio ambiente e à qualidade da água, estão os metais pesados, definidos como elementos químicos que possuem boa condução elétrica. São compostos tóxicos associados a poluição e a contaminação ambiental, que podem ser acumulados nos organismos vivos, ocasionando inúmeras doenças (BENJAMIN; HONEYMAN, 1992). Diversos são

os prejuízos ocasionados aos seres vivos e ao ambiente, que variam de acordo com as concentrações e tempo de exposição ao metal pesado (DAMACENO, 2016). Os principais elementos químicos enquadrados no conceito de metais pesados são a Prata (Ag), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Mercúrio (Hg), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Antimônio (Sb), Selênio (Se), Ferro (Fe), Alumínio (Al) e Zinco (Zn) Parte destes metais como As, Co, Cr, Cu, Se, Zn e Fe são encontrados na natureza e são necessários aos organismos vivos, no entanto, esses elementos são tóxicos quando presentes em concentrações superiores às concentrações limites (TONANI, 2008). Elementos como Pb, Hg, Cd não estão presentes naturalmente em qualquer organismo vivo, de modo que sua presença é prejudicial em qualquer concentração (BATISTA, 2015).

Segundo Loureiro e Hepp (2020) a utilização maciça de pesticidas e fertilizantes no meio agrícola é responsável pelas altas concentrações de metais pesados encontrados no solo de áreas cultiváveis, os quais posteriormente são transportados para os corpos hídricos, comprometendo sua qualidade, a fauna e a flora deste ecossistema. A presença de metais pesados no ambiente aquático contribui para extinção de espécies aquáticas, altera seu comportamento, e em algumas espécies causa infertilidade e mudanças na cadeia alimentar. Além disto, os metais pesados ingeridos são acumulados nos organismos e transportados para níveis tróficos mais altos (COSTA; ROCHE, 2020; CUI et al., 2011). No ambiente aquático, os metais pesados podem ser adsorvidos por plantas aquáticas e pela matéria orgânica em suspensão ou depositados no fundo juntamente com os sedimentos. Em ambientes lânticos os danos são ainda maiores, devido à dificuldade de depuração e dispersão dos metais (LIMA; FRANCA; JESUS, 2018). No organismo humano, os metais podem ocasionar intoxicação e em casos extremos até a morte, pois alteram as estruturas celulares, as enzimas e substituem metais cofatores das atividades enzimáticas (VIRGA; GERALDO; SANTOS, 2007). Entre os danos ocasionados à saúde humana, também atribuídos a contaminação com metais, estão doenças como câncer, danos renais, disfunções gástricas, alterações psicológicas e comportamentais (TONG; SCHIRNDING; PRAPAMONTOL, 2000).

Metais pesados são encontrados nos esgotos sanitários, nos efluentes industriais de curtumes, compostos farmacêuticos, efluentes de fundição, resíduos de lavanderias, resíduos domésticos, resquícios de petróleo e de seus derivados. De modo geral, os metais pesados frequentemente encontrados nos esgotos são Cádmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Níquel (Ni), Chumbo (Pb), Ferro (Fe), Cobalto (Co), Manganês (Mn), Magnésio (Mg), Mercúrio (Hg), Selênio (Se) e Zinco (Zn) (BATISTA, 2015). No Brasil, tem-se a Resolução CONAMA nº 357/05 que trata da classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, além de estabelecer as condições e padrões de lançamento de efluentes, com base nestas diretrizes o rio do Campo é enquadrado em classe II (BRASIL, 2005). No entanto, enquadramento dos cursos d'água da Bacia do Rio Ivaí é

estabelecido pela Portaria SUREHMA nº 019/92, que diz que todos dos os rios da bacia em questão pertencem à Classe 2 (SUPERINTENDÊNCIA DOS RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE, 1992).

Este trabalho teve por objetivo monitorar a qualidade da água do Rio do Campo, manancial de abastecimento da cidade de Campo Mourão, Paraná. Foram realizadas análises físico-químicas da água do Rio do Campo e de metais pesados, para determinar se o corpo hídrico em questão permanece dentro do enquadramento estabelecido na Resolução CONAMA 357/05, contribuindo assim para melhoria da qualidade dos corpos hídricos e eficácia da gestão dos Recursos Hídricos.

### **Materiais e Métodos**

A Bacia Hidrográfica Rio do Campo (Figura 1) está localizada nos municípios de Campo Mourão e Peabiru, nas coordenadas 23°53' e 24°10' de latitude Sul e 52°15' e 52°31' de longitude Oeste, ocupando área de 384 km<sup>2</sup> com orientação sudoeste – nordeste. Esta bacia é parte da Bacia Hidrográfica do Rio Mourão que deságua na Bacia Hidrográfica do Rio Ivaí, que por sua vez deságua no Rio Paraná (VILLWOCK; CRISPIM; ROCHA, 2013a).

A cidade de Campo Mourão possui população estimada para o ano de 2020 de 95.488 pessoas, sendo que a população era de 87.194 pessoas no último censo no ano de 2010 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2010). O Clima da região é o Cfa - mesotérmico úmido subtropical, com verões quentes, podendo haver estiagem e geadas pouco frequentes (KOPPEN, 1948). A precipitação média anual varia de 1.600 mm a 1.800 mm, sendo as chuvas concentradas no verão, com precipitação entre 500 mm e 600 mm e no inverno com precipitação entre 250 mm e 350 mm (CARVALHO et al., 2015).

Na Figura 1, pode-se observar o mapa da Bacia do Rio do Campo, com a marcação dos pontos de coleta.

Neste trabalho foram selecionados 3 pontos de amostragem no Rio do Campo para avaliação da qualidade da água, sendo denominados de P1, P2 e P3. A escolha dos pontos foi embasada nas características da bacia hidrográfica do rio do Campo, também de acordo com o tipo de uso e ocupação do solo e a facilidade de acesso ao local. A escolha do P1 se deu por ser um ponto aparentemente mais preservado, próximo a uma das nascentes do rio do Campo e com mata ciliar, representando, de certa forma, o ponto com menor interferência antrópica. O P2 foi escolhido por ser um ponto que pode apresentar interferências antrópicas causadas pela agricultura intensiva. O P3 foi escolhido em função de sua localização ser próxima a área urbana, podendo assim, apresentar interferência na qualidade da água, ocasionada pela ocupação civil.



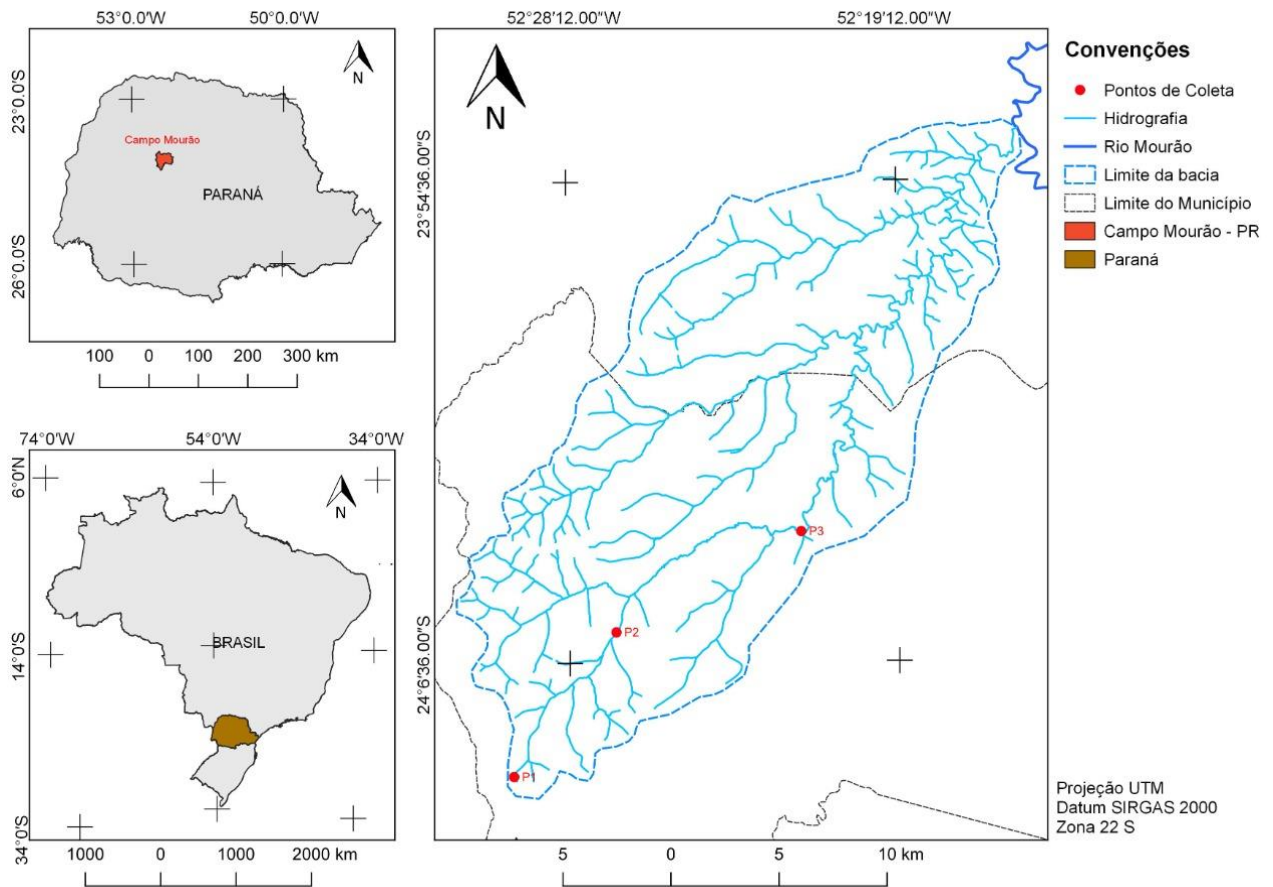


Figura 1: Mapa de localização da área de estudo.

Fonte: Autoria própria (2020).

Na Tabela 1, pode-se observar dados referentes a localização dos pontos de coleta das amostras de água.

Tabela 1: Localização geográfica dos pontos de coleta no Rio do Campo, Paraná, Brasil.

Ponto	Localização	Latitude	Longitude
P1	Próximo a nascente, área rural do Distrito de Piquirivaí	24° 9'8.05"S	52°29'29,71"O
P2	Rio do Campo antes da junção com o Rio das Barras	24° 5'12.50"S	52°26'41,05"O
P3	Área urbana de Campo Mourão	24° 3'23.03"S	52°22'37,09"O

Foram realizadas 3 campanhas amostrais, que ocorreram no período de abril a novembro de 2020, com coletas às 10h00 a cerca de 10 cm abaixo da superfície. As amostras foram mantidas sob

resfriamento até a realização das análises, de acordo com a NBR 9898 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1987).

As análises físico-químicas e o teor de manganês (Mn), chumbo (Pb), alumínio (Al) e cádmio (Cd) foram realizadas de acordo com os métodos apresentados na Tabela 2.

**Tabela 2: Parâmetros analíticos determinados na pesquisa.**

Parâmetros	Métodos de Análise	Nº do Método	Referência	Unidade
pH	Potenciômetro	4500_H+	Baird et al. (2017)	-----
Temperatura	Potenciômetro	-----	-----	Cº
Condutividade	Sensor óptico	2510B_mS/cm	Baird et al. (2017)	mS/cm
Sólidos Totais	Gravimétrico	2540B_mg/L	Baird et al. (2017)	mg/L
Sólidos Suspensos Totais	Gravimétrico	2540D	Baird et al. (2017)	mg/L
Metais pesados	Espectrométrico	3111B	Baird et al. (2017)	mg/L

## Resultados e Discussão

Os resultados médios das análises físico-químicas das amostras de água, referente as campanhas 1, 2 e 3, estão apresentados na Tabela 3.

O pH permaneceu entre 6,2 e 7,1 a Resolução do CONAMA nº 357/05 apresenta padrões de qualidade para os corpos hídricos enquadrados em classe II, sendo o pH de 6,0 a 9,0 (BRASIL, 2005). Mendes (2019) observou em suas análises na água do rio do Campo uma variação de pH na faixa de 6,1 e 7,4. Carvalho et al. (2015) também apresentaram em seus resultados valores de pH variando na faixa de 5,4 e 9,0 na Bacia do Rio do Campo. Já Passig et al. (2015) apresentou em seu estudo, valores de pH, em amostras de água da Bacia do Rio do Campo, entre 6,0 a 9,0.

**Tabela 3: Resultados médios das análises físico-químicas presentes nas amostras de água dos pontos P1, P2 e P3.**

Campanha	Pontos	pH	Temperatura (°C)	Condutividade Elétrica (mS/cm)	Sólidos Totais (mg/L)	Sólidos Suspensos (mg/L)
1	P1	7,1	18,7	24,0	0,045	0,006
	P2	6,7	16,4	36,0	0,074	0,009
	P3	6,4	17,5	50,7	0,101	0,008
2	P1	6,6	18,5	38,3	0,121	0,077
	P2	6,2	17,1	46,7	0,154	0,058
	P3	6,2	17,4	64,0	0,121	0,049
3	P1	6,8	20,2	124,8	0,009	0,018
	P2	6,7	19,0	92,6	0,012	0,006
	P3	6,6	18,6	95,4	0,019	0,015

A temperatura variou entre 16,4°C e 20,2°C. Carvalho et al. (2015) conduziu experimentos no Rio do Campo e no Rio Km 119 e em ambos a temperatura variou entre 22°C e 21°C. De acordo com Passig et al. (2015) a temperatura nas águas da Bacia do Rio do Campo variou entre 18°C e 28°C, diferença essa que pode estar relacionada a períodos chuvosos e secos, estações do ano, clima da região, e diferença de altitude.

A condutividade elétrica expressa a capacidade da água de conduzir corrente elétrica. Redondo et al. (2016) obteve valores de condutividade no Rio do Campo entre 25  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e 36  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , em comparação com os resultados obtidos nas análises deste trabalho os valores mínimo e máximo foram de 24  $\mu\text{S}/\text{cm}$  e 124,8  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente. Estes resultados indicam que o ambiente está sofrendo alterações. O aumento da condutividade em corpos hídricos pode estar relacionado ao aumento do volume de chuvas ou a poluição, na área rural tende a estar associado a entrada de defensivos agrícolas no rio (BUZELLI; CUNHA-SANTINO, 2013).

A concentração de sólidos totais variou entre 0,009 mg/L a 0,121 mg/L. Carvalho et al. (2015) determinou, em amostras de água no Rio do Campo, como conteúdo máximo e mínimo de sólidos totais valores de 136 mg/L e 21 mg/L, respectivamente. Segundo Cruz (2014) a concentração de sólidos totais variou entre 41 mg/L a 145 mg/L na sub-bacia do Rio do Campo. Já para Passig et al. (2015) a concentração de sólidos totais na Bacia do Rio do Campo variou entre 20 mg/L e 150 mg/L.

A concentração de sólidos suspensos apresentou valores entre 0,006 mg/L a 0,077 mg/L. Silva (2016) obteve em amostras de água do rio do Campo os valores máximo e mínimo de 250 mg/L e 15 mg/L, respectivamente. Nas águas do Rio Ivaí os sólidos suspensos variaram entre 0,56 mg/L e 0,82 mg/L (LELI et al.,2011).

Os resultados da determinação do teor de manganês presentes nas amostras de água do rio do Campo, referentes a campanha 1, 2, 3 e 4, são apresentados na Tabela 4. As concentrações de chumbo (Pb), alumínio (Al) e cádmio (Cd) ficaram abaixo do nível de detecção do método, portanto, não foram considerados na discussão dos resultados.

**Tabela 4: Resultados médios da concentração de manganês presentes nas amostras de água dos pontos P1, P2 e P3.**

Campanha	P1	P2	P3
1	0,09 mg/L	0,15 mg/L	0,06 mg/L
2	0,10 mg/L	0,19 mg/L	0,13 mg/L
3	0,14 mg/L	0,22 mg/L	0,14 mg/L
4	0,12 mg/L	0,38 mg/L	0,18 mg/L

Ao observar os resultados da Tabela 4 é possível identificar que o Mn (manganês) apresentou concentração de 0,22 mg/L e 0,38 mg/L nas campanhas 3 e 4 no P2, indicando que ambos os resultados se encontram acima dos valores máximos estabelecidos pela resolução do CONAMA 357/05, cuja concentração tolerável de Mn é de 0,1 mg/L. O P2 é localizado no Rio do Campo antes da junção com o Rio das Barras, região caracterizada pela agricultura intensiva, portanto, esses resultados podem estar associados as atividades agrícolas. Vale destacar que na ocasião das coletas das campanhas 3 e 4, coincidiu com as dessecações realizadas antes da semeadura da soja, período que no território paranaense compreende entre 10 de junho a 10 de setembro de (SANTOS, 2007; PARANÁ, 2020).

O enquadramento dos cursos d'água da Bacia do Rio Ivaí é estabelecido pela Portaria SUREHMA nº019/92, que diz que todos dos os rios da bacia em questão pertencem à Classe 2 (SUPERINTENDÊNCIA DOS RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE, 1992). Por este motivo os valores a serem comparados com os resultados são os do art.15 da Conama 357/05.

Silva (2014) determinou, em suas análises, com amostras de água do rio do Campo, a presença de Mn na concentração de 0,3 mg/L, valor igualmente acima do estabelecido pela Conama 357/05. O autor também constatou a presença de Pb na concentração de 0,01 mg/L e o Cr na concentração de 0,002 mg/L, valores dentro do permitido pela mesma resolução.

De acordo com Flauzino Junior (2017) foi determinada a presença de Al nas amostras de água do rio do Campo, que variaram de 0,62 mg/L a 6,03 mg/L, sendo essa variação ocasionada pelo fato de que alguns pontos do rio serem mais susceptíveis as atividades antrópicas e a agricultura, conforme justifica o autor.

Segundo Niu (2018) o alumínio pode ser encontrado na natureza na composição de alguns solos e rochas variando de 7 g/kg a 100 g/kg, no entanto, as grandes concentrações presentes no meio ambiente geralmente estão relacionadas a ação antrópica, agricultura, construção civil e lançamento de efluentes. A elevada concentração de Al pode ocasionar a ocorrência de problemas intestinais, problemas de pele, queda de cabelo, perda de peso, doenças neurodegenerativas como o Alzheimer e até mesmo câncer (CHAPPARD, 2016).

Os autores Villwock; Crispim; Rocha (2013b), em seu trabalho, identificaram a presença de Cd e Pb no sedimento de fundo do rio do Campo, Cd na concentração máxima de 0,05 mg/kg e o Pb nas concentrações mínima e máxima de 3,5 mg/kg e 10,5 mg/kg, respectivamente.

É importante ressaltar que a intoxicação por Mn pode desencadear alterações neuroquímicas, quadros semelhantes a doença de Parkinson e Alzheimer, transtornos motores, diminuição da frequência cardíaca e pressão arterial, aumento da mortalidade infantil, surgimento de doenças crônicas no fígado (O'NEAL; ZHENG, 2015).

### **Conclusão**

O resultado dos parâmetros físico-químicos revelou que o Rio do Campo apresenta concentração de manganês acima do previsto pela resolução CONAMA nº 357/05, em uma área de intensa atividade agrícola podendo ser ocasionada pela entrada de sedimentos e insumos agrícolas durante o manejo no campo.

Diante das condições apresentadas, faz-se necessária uma gestão integrada na unidade hidrográfica, bem como o manejo adequado do solo, garantindo a preservação desse manancial.

É de extrema importância realizar o monitoramento da qualidade dos recursos hídricos, pois este permite identificar as fontes poluidoras e desenvolver alternativas de recuperação adequadas para as áreas impactadas, priorizando a qualidade dos recursos hídricos e o meio ambiente, contribuição assim para a gestão dos recursos hídricos, segurança hídrica e usos múltiplos da água.

### **Agradecimentos**

Agradeço a Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

## Referências Bibliográficas

Agência de Defesa Agropecuária do Paraná-ADAPAR; 2020. Portaria nº 062/20, de 19 de março de 2020. Paraná. p. 01.

Agência Nacional de Águas; 2011. O Comitê de Bacia Hidrográfica: O que é e o que faz?. (Cadernos de capacitação em recursos hídricos); Agência Nacional de Águas. - Brasília: SAG. v.1, p.01-64.

Agência Nacional de Águas; 2019. Plano Nacional de Segurança Hídrica. Agência Nacional de Águas. – Brasília: ANA. p. 01-116.

Agência Nacional de Águas; Fundação Roberto Marinho; 2008. Caminho das Águas. (Projeto Caminho das Águas); Agência Nacional de Águas. – Rio de Janeiro, p. 01-112.

Agência Nacional de Águas – ANA; 2017. Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas. Brasília: ANA, p. 01-92.

Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT; 1987. NBR 9898: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro: ABNT. p. 01-22.

Batista, L. F.; 2015. Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal: Um Estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Universidade de Brasília, Brasília-DF. p. 01-214.

Benjamin, M. M.; Honeyman, B. D.; 1992. Trace Metals. *In*: BUTCHER, S. S. *et al* (ed.). Global Biogeochemical Cycles. Limited. ed. [S. l.]: Academic Press. cap.15, p. 317-352.

Buzelli, G. M.; Cunha-Santino, M. B. da; 2013. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita. Taubaté/SP- Rev. Ambient. Água. v. 8, n. 1, p. 186-205.

Bragatti, M. C.; Leite, M. L. T. de A.; 2020, Why Might We Fight? International Resource Conflicts and Water Security in South America. *Notogá-rev. relac. int. estrateg. segur.* v. 15, n. 2, p. 99-113.

Brasil, Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal.;1997. Lei n. 9.433: Política Nacional de Recursos Hídricos. Brasília: Secretaria de Recursos Hídricos. p. 01-72.

Brasil, Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente; 2005. CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Brasília, DF. p. 01-36.

Carvalho, K. Q.; Lima, S; B.; Passig, F. H.; Gusmão, L. K.; Souza, D. C.; Kreutz, C.; Belini, A. D.; Arantes, E. J; 2015. Influência da área urbana na qualidade da água da bacia do rio Campo, Paraná, Brasil. São Carlos-Braz. J. Biol. v. 75, n. 4, p. 96-106.

Chappard, D.; 2016. Effects of aluminum on cells and tissues. *Rev. Morphologie.* p.49-50

Costa, B. F. D.; Roche, K. F.; 2020. Toxicidade aguda na área urbana da microbacia do córrego Água Boa (MS). Rio de Janeiro- Eng. Sanit. Ambiente., v. 25, n. 1, p. 31-39.

Costa, D. de A.; Assumpção, R. dos S. F. V.; Azevedo, J. P.S. de; Santos, M. A. dos.; 2019. On water resources management instruments – Framing – as a tool for river rehabilitation. Rio de Janeiro-Saúde Debate. v. 43, n. Especial 3, p. 35-50.

Cui, B., Zhang, Q., Zhang, K., Liu, X., Zhang, H.; 2011. Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China-*Environ. Pollut.* 159(5), p.1297-1306.

- Cunha, C. de L. da N.; Ferreira, A. P.; 2019. Análise crítica por comparação entre modelos de qualidade de água aplicados em rios poluídos: contribuições à saúde, água e saneamento. Rio de Janeiro-Eng. Sanit. Ambient. v.24, n.3, p. 473-480.
- Cruz, N. F. F. da S.; 2014. Aspectos geomorfológicos da sub-bacia do rio do Campo e a qualidade da água do Lago Municipal de Campo Mourão, PR. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Campo Mourão. Campo Mourão-PR. p. 01-48.
- Damaceno, A. J.; 2016. Caracterização da lignina extraída de bagaço de variedades de cana-de-açúcar e desenvolvimento de eletrodo modificado. Dissertação (Mestrado em Química), Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Campus de São José do Rio Preto, São José do Rio Preto-SP. p. 01-99.
- Flauzino Junior, M.; 2017. Análise da Concentração de Alumínio na Água e Sedimentos em um trecho do Rio do Campo - Campo Mourão/PR. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão-PR. p. 01-36.
- Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística - IBGE [online]; 2010. [viewed 01 September 2020]. Available from: <http://www.ibge.gov.br>.
- Köppen, W., 1948. Climatologia: con un estudio de los climas de la Tierra. México: Fondo de Cultura Economica, p. 478
- Leli, I. T.; Stevaux, J. C.; Nóbrega, M. T. da; Filho Souza, E. E. de.; 2011. Variabilidade temporal no transporte de sedimentos no rio Ivaí - Paraná. São Paulo-Braz. J. Geol. v. 41, n. 4, p. 619-628.
- Lima, A. C. P.; Franca, F.; Jesus, T. B. de.; 2018. Avaliação dos níveis de metais pesados no Pantanal de Marimbus, Bahia, Brasil. Rio de Janeiro-Eng. Sanit. Ambiente. v. 23, n. 3, p. 591-598.
- Loureiro, R. C.; Hepp, L. U.; 2020. Contaminação de córregos por oligoelementos: incorporação de biota e fitorremediação. Rio Claro-Acta Limnol. Bras. v. 32, e. 201, p.01-09.
- Mendes, S. A.; 2019. Avaliação na Toxicidade dos Rios do Campo e Km 119 no município de Campo Mourão-Pr, sob influência de atividades antrópicas. Dissertação (Mestrado em Inovações Tecnológicas) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão-PR. p.01-93.
- Niu, Q.; 2018. Overview of the Relationship Between Aluminum Exposure and Health of Human Being. Adv Exp Med Biol. p.01-93.
- O'neal, S. L.; Zheng, W.; 2015. Manganese Toxicity Upon Overexposure: a Decade in Review. Curr Environ Health Rep. v.2, p.315-328.
- Passig, F. H.; Lima, S. B.; Carvalho, K. Q.; Halmeman, M.C.R.; Souza, P. C.; Gusmão, L. K.; 2015. Monitoring of urban and rural basins: water quality of Mourão basin. São Carlos-Braz. J. Biol. v. 75, n. 4, p. 158-164.
- Redondo, G.; Quesada, H. B.; Bueno, P. A.; Arantes, E. J.; 2016. Análise Comparativa de Variáveis de Qualidade da Água em diferente Usos do Solo na Microbacia Hidrográfica do Rio do Campo - PR. XIV ENEEAmb, II Fórum Latino e I SBEA - Centro-Oeste. Brasília. p.865-872.
- Santos, S. M.; Souza, M. M. P. de; Bircol, G. A. C.; Ueno, H. M.; 2020. Planos de Gestão da Bacia do Rio e seus desafios: O caso da Bacia do Rio Alto-Tietê - Estado de São Paulo, Brasil. São Paulo-Ambiente. soc. v. 23, p. 01-20.

Santos, J. B.; Santos, E. A.; Fialho, C. M. T.; Silva, A. A.; Freitas, M. A. M.; 2007. Época de dessecação anterior à semeadura sobre o desenvolvimento da aoja resistente ao glyphosate. *Planta Daninha* [online]. v. 25, n. 4 p. 869-875.

Silva, V. B. da.; 2014. A Qualidade da Água no Alto Curso do Rio do Campo, Município de Campo Mourão-PR. *Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual de Maringá, Maringá – PR.* p.01-81.

Silva, S. M. O.; Souza Filho, F. de A.; Cid, D. A. C.; Aquino, S. H. A. De; Xavier, L. C. P.; 2019. Proposta de gestão integrada das águas urbanas como estratégia de promoção da segurança hídrica: o caso de Fortaleza. *Rio de Janeiro-Eng. Sanit. Ambient.* v. 24, n. 2, p. 239-250.

Silva, N. M. M. e; Santos, N. dos.; 2016. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de Esgotos. 4<sup>o</sup> Seminário Pesquisar, Faculdade Alfredo Nasser. p.01-05.

Silva, M. P. Da; Assumpção, R. F.; Kligerman, D. C.; 2020. Bacias hidrográficas transfronteiriças: saneamento e saúde ambiental sem fronteiras. *Saúde em Debate* [online]. v. 44, n. 124, p. 01-12.

Superintendência dos Recursos Hídricos e Meio Ambiente - SUREHMA.; 1992. Bacia do Rio Ivaí - Portaria SUREHMA Nº019/92 de 12 de maio de 1992. *Portarias de Enquadramento dos Cursos D'Água do Estado do Paraná.* p. 01-18.

Tonani, K. A. de A.; 2008. Identificação e quantificação de metais pesados, parasitas e bactérias em esgoto bruto e tratado da Estação de Tratamento de Esgoto de Ribeirão Preto – SP. *Dissertação (Mestrado em Enfermagem em Saúde Pública) –Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto-SP.* p.01-179.

Tong, S.; Schirnding Y De.; Prapamontol, T.; 2000. Environmental lead exposure: a public health problem of global dimensions. *Bull World Health Organ.* v.78, n.9, p.1068-1077.

Virga, R. H. P.; Geraldo, L. P.; Santos, F.H. dos; 2007. Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis. *Campinas-Ciênc. Tecnol. Aliment.* v. 27, n. 4, p. 779-785.

Villwock, F.H.; Crispim, J.Q.; ROCHA, J.A.; 2013 a. Levantamentos de parâmetros limnológicos na Bacia Hidrográfica do Rio do Campo – PR. In: *Anais do VII Encontro de Produção Científica e Tecnológica, Campo Mourão: UNESPAR/FECILCAM,* p.01-09.

Villwock, F.H.; Crispim, J.Q.; Rocha, J.A.; 2013 b. Levantamentos de traços de metais pesados no rio do Campo, no município de Campo Mourão - Paraná. In: *Anais do IX EPCC- Encontro Internacional de Produção Científica Unicesumar. Maringá: Unicesumar,* p. 04-08.



# COMPARAÇÃO DE CARACTERÍSTICAS GEOMORFOLÓGICAS E HIDROLÓGICAS EM BACIAS HIDROGRÁFICAS PAULISTAS

| ID 19402 |

**1Luis Fernando Murillo, 2Ana Elisa Silva de Abreu, 3Laura Maria Canno Ferreira Fais, 4 José  
Gilberto Dalfré Filho, 5André Luis Sotero Salustino Martim**

*1 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: luismurillo@fec.unicamp.br; 2 Universidade Estadual  
de Campinas, e-mail: anaelisa@ige.unicamp.br; 3 Universidade Estadual de Campinas, e-mail:  
laura@ft.unicamp.br; 4 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: dalfre@unicamp.br;  
5 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: sotero@fec.unicamp.br*

**Palavras-chave:** Bacia hidrográfica, análise morfométrica, tempo de concentração.

## Resumo

Análises morfométricas subsidiam um entendimento das características físicas das bacias hidrográficas, que por sua vez estão relacionadas com as variáveis hidrológicas. O presente trabalho tem como objetivo o fornecimento e comparação dos parâmetros morfométricos (área de drenagem, perímetro, comprimento do rio principal, coeficiente de compacidade, fator de forma, densidade de drenagem, índice de extensão média do escoamento superficial, índice de sinuosidade, declividade do rio, índice de circularidade, relevo, razão de alongação e perímetro relativo) nas bacias hidrográficas do ribeirão Pinheiros, da parte alta do rio Jundiá e do rio Piraí, no estado de São Paulo. Além, apresenta-se uma caracterização dos usos e coberturas do solo e cálculo dos tempos de concentração.

Os resultados encontrados descrevem a bacia hidrográfica do ribeirão Pinheiros com formato representativo próximo de uma circunferência, este atributo é dado pelo coeficiente de compacidade e índice de circularidade o que poderia indicar uma possível susceptibilidade a enchentes, acentuada pela presença de áreas urbanas que representam aproximadamente o 43% da área da bacia, o tempo de concentração mínimo foi estimado em 2,4 aproximadamente. A bacia da parte alta do rio Jundiá com predominância de mata nativa e campo é descrita com baixo percentual de sinuosidade é considerado como um rio muito reto, apresentando um tempo de concentração mínimo de 4,7 horas. Finalmente, a bacia do rio Piraí, com a maior área apresenta um tempo de concentração mínimo de 5,5 horas. Destaca-se que nas três bacias predomina o padrão dendrítico de rede de drenagem com uma moderada densidade de drenagem.

## Introdução

O aumento acelerado de atividades humanas nas últimas décadas, há implicado uma alteração significativa de diversos ciclos naturais e problemas ambientais associados com recursos hídricos e degradação do solo são cada vez mais frequentes (Steffen et al., 2015). No panorama brasileiro, segundo Mello et al. (2020) existe um evidente deterioro da qualidade das águas estreitamente relacionada ao uso inadequado do solo.

Abordagem em bacias hidrográficas, consideradas como a unidade de análises são comumente usados para o estudo destes processos hidrológicos e de alterações antrópicas (Striffler, 1965), devido que apresenta uma interação dinâmica entre seus componentes do meio físico, biótico e antrópico possibilitando a avaliação em escalas temporais e espaciais determinadas (Souza et al., 2002). Striffler (1965) também descreve que uma abordagem de bacias múltiplas requer a seleção de bacias com diferentes características (variável independentes) a ser avaliadas em relação ao fenômeno a ser analisado (variável dependente), conseqüentemente, podem ser indicados os fatores que influenciam em maior medida a resposta de saída a partir de métodos estatísticos multivariados. Trazendo, vantagens como a flexibilidade de seleção das bacias hidrográficas, possível transferibilidade regional de resultados e a não necessidade de longas series de tempo para a calibração do estado inicial em relação aos outros métodos (Clausen e Brooks, 1983).

Análises morfométricas de bacias hidrográficas são de interesse para estudos ambientais relacionados com problemas de erosão, instabilidade de encostas, inundações e deslizamentos de terra (Mangan, Haq e Baral, 2019). Neste sentido, observa-se uma correspondência entre variáveis hidrológicas e características físicas da própria bacia. No mesmo campo de aplicação, o tempo de concentração é definido como o tempo requerido para que uma parcela de água percorra superficialmente o ponto mais distante da bacia até seu exutório (McCuen, 2009, Ravazzani et al., 2019), esta variável está relacionada intrinsecamente com as características físicas da bacia.

Na esfera local, são diversos os desafios ambientais que afrontam as bacias hidrográficas paulistas, no relatório do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (2012) é relatado detalhadamente problemas recorrentes de enchentes e processos de erosão e transporte de sedimentos no estado de São Paulo. O presente trabalho tem como objetivo analisar comparativamente características geomorfológicas e hidrológicas em três bacias hidrográficas (ribeirão Pinheiro, parte alta do rio Jundiá e o rio Pirai) pertencentes às bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá.

## **Materiais e Métodos**

### ***Localização da área de estudo***

Foram escolhidas três bacias hidrográficas, a do ribeirão Pinheiros, tributário da margem esquerda do rio Atibaia, que inclui parte das municipalidades de Valinhos, Vinhedo e Campinas, a bacia do rio Jundiá, restringida na parte superior desta bacia, onde encontram-se os municípios de Mairiporã, Atibaia, Jarinu e Campo Limpo Paulista e finalmente, a bacia hidrográfica do rio Pirai, entre os municípios de Cabreúva, Itu e Salto. As três bacias se encontram dentro da unidade de gerenciamento de Recursos Hídricos Nº5 do estado de São Paulo conformada pelas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ), como é apresentado na Figura 1.

Dentro da classificação climática proposta de Alvares et al. (2013) a bacia do ribeirão Pinheiros e a parte alta da bacia do rio Jundiá encontra-se entre as zonas subtropicais húmidas “Cfb”, com influência do clima oceânico, sem estações secas podendo compreender verões quentes a temperados, para a bacia do rio Pirai, a porção mais leste apresenta um clima do tipo Cfb ao igual do que as outras bacias, porém no extremo oeste o clima muda para o tipo “Cfa” com verões mais quentes. Uma outra característica em comum nas bacias estudadas é a presença de argissolos vermelhos amarelos (Oliveira et al., 1999).

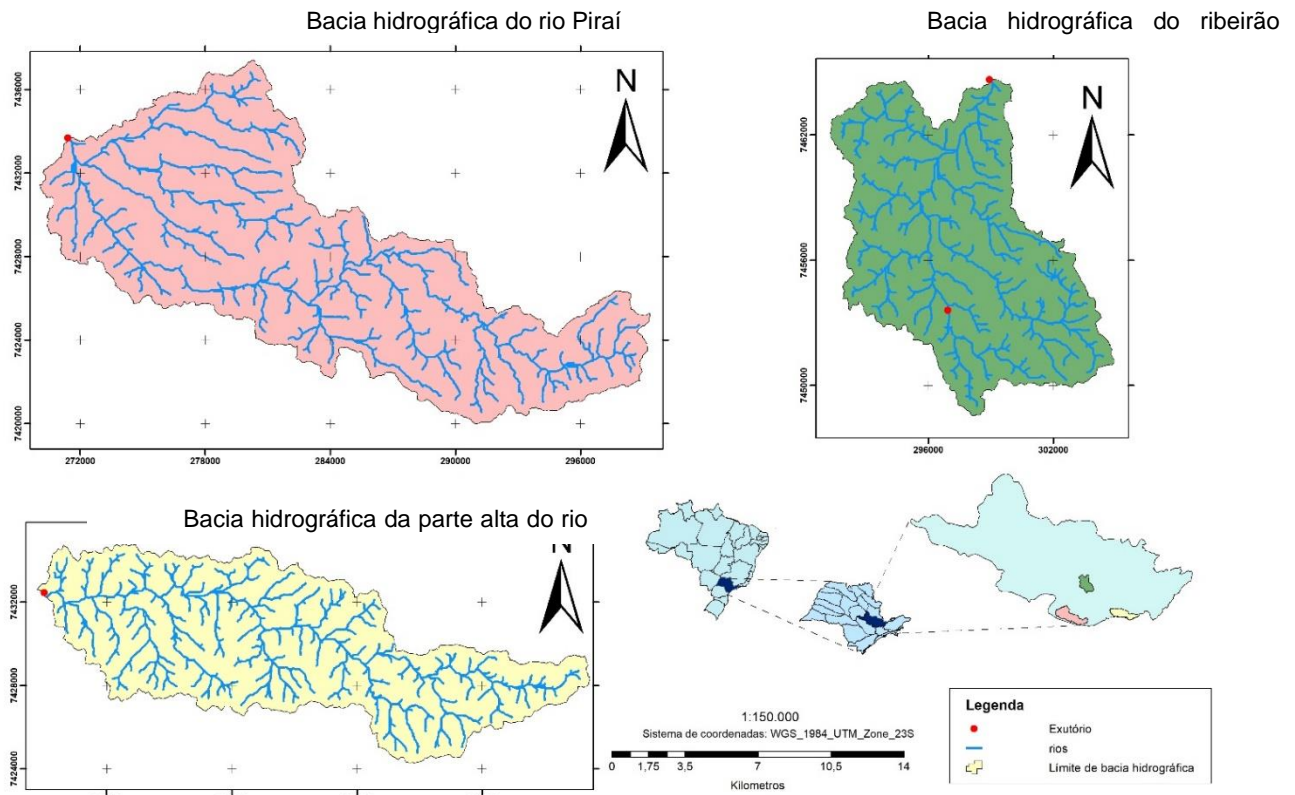
### ***Parâmetros morfométricos***

Para a extração inicial das características físicas das três bacias hidrográficas analisadas foi requerido o uso de Modelos Digitais de Elevação –DEM- do satélite japonês ALOS (Advanced Land Observing Satellite) obtidos do Alaska Satellite Facility. Este modelo conta com uma resolução espacial de 12,5 m e é um produto corrigido radiometricamente a partir do MDE global (SRTM) e imagens do satélite Landsat 8, além de ter passado por uma reamostragem do MDE original de 30 m (Meza, 2020). Estas imagens foram incorporadas num sistema de informação geográfica para realizar a delimitação das bacias e estimação dos parâmetros morfométricos. Foi usado o software Hidrobacias para o cálculo secundário de alguns parâmetros. Os parâmetros são descritos sucintamente e sintetizados na Tabela 1 extraídos de Back (2014), Das (2021) e Sadhasivam et al. (2020).

### ***Características de uso e cobertura do solo.***

Para a comparação das bacias hidrográficas em relação aos seus usos e coberturas do solo foi extraída a classificação realizada para o plano de bacias hidrográficas do Comitê PCJ/Agência das

Bacias PCJ (2020) onde a partir de ortofotos de resolução espacial de 1 metro cedidas pela Empresa Paulista de Planejamento Metropolitano (EMPLASA) tomadas nos anos 2010 e 2011.



**Figura 1: Localização das bacias hidrográficas objeto de estudo.**

**Tabela 1: Parâmetros morfométricos empregados na caracterização das bacias hidrográficas.**

Parâmetros morfométricos	Definição	Abreviatura / Fórmula	Referência
Área de drenagem	Área total de captação da bacia hidrográfica.	A	/
Perímetro	Comprimento da linha que representa o divisor de águas da bacia hidrográfica.	P	/
Comprimento do rio principal	Medida do talvegue.	L	/
Ordem	Hierarquização das ramificações do rio dentro da bacia hidrográfica	O	Strahler (1952)
Coefficiente de compacidade	Relação entre o perímetro e a circunferência de um círculo com a mesma área da bacia	$K_c = 0,282 \frac{P}{\sqrt{A}}$	Gravelius (1914)
Fator de forma	Relação entre a área de captação e o quadrado do comprimento axial da bacia.	$K_f = \frac{A}{L_x^2}$	Horton (1932)
Densidade de drenagem	Relação entre o comprimento total dos rios da bacia e sua área de drenagem.	$D_r = \frac{N}{A}$	Horton (1945)
Índice de extensão média do escoamento superficial	Representa o percurso médio que a água faz até atingir o curso do rio	$E_{ms} = \frac{1}{4D_b}$	Villela e Mattos (1975)
Índice de sinuosidade	Relação entre a distância da nascente até o exutório em linha reta e o comprimento total do rio.	$I_s = \frac{100(L - E_v)}{L}$	Mansikkaniemi (1970)
Declividade do rio (S1)	Relação do relevo e o comprimento do rio principal.	$S1 = \frac{Hmax - Hmin}{L}$	Hadley and Schumm (1961)
Índice de circularidade	Relação entre a área da bacia e a área de um círculo que tem a medida da circunferência do perímetro da bacia.	$I_c = \frac{4\pi A}{P^2}$	Miller (1953), Strahler (1964)
Relevo	Diferença de altura máxima e mínima.	$R = Hmax - Hmin$	Das (2021)
Razão de alongação	Relação entre um círculo com a mesma área da bacia e o comprimento máximo desta.	$R_e = 1,1284 \frac{\sqrt{A}}{L}$	Schumm (1956)
Perímetro relativo	A relação da área da bacia e seu perímetro.	$P_f = \frac{A}{P}$	Schumm (1956)

**Tempo de concentração (Tc)**

Para o cálculo dos tempos de concentração foram empregadas as formulas empíricas seguindo as recomendações de uso de Silveira (2005) de acordo com as características das próprias bacias

relacionadas com o tamanho e uso e cobertura do solo encontradas nos itens anteriores. Entre as fórmulas escolhidas estão a proposta pelo Corpo de Engenheiros dos Estados Unidos (Equação 1), por Ven te Chow (Equação 2) e a de Kirpich (Equação 3) e a equação de Carter (equação 4) para bacias urbanizadas, onde as variáveis de entrada são o comprimento do talvegue “L”, a declividade do canal “S”.

$$Tc = 0,191 \times \frac{L^{0,76}}{S^{0,19}} \quad (1)$$

$$Tc = 0,160 \times \frac{L^{0,64}}{S^{0,32}} \quad (2)$$

$$Tc = 0,0663 \times \frac{L^{0,77}}{S^{0,385}} \quad (3)$$

$$Tc = 0,0977 \frac{L^{0,6}}{S^{0,3}} \quad (4)$$

### Resultados e Discussão

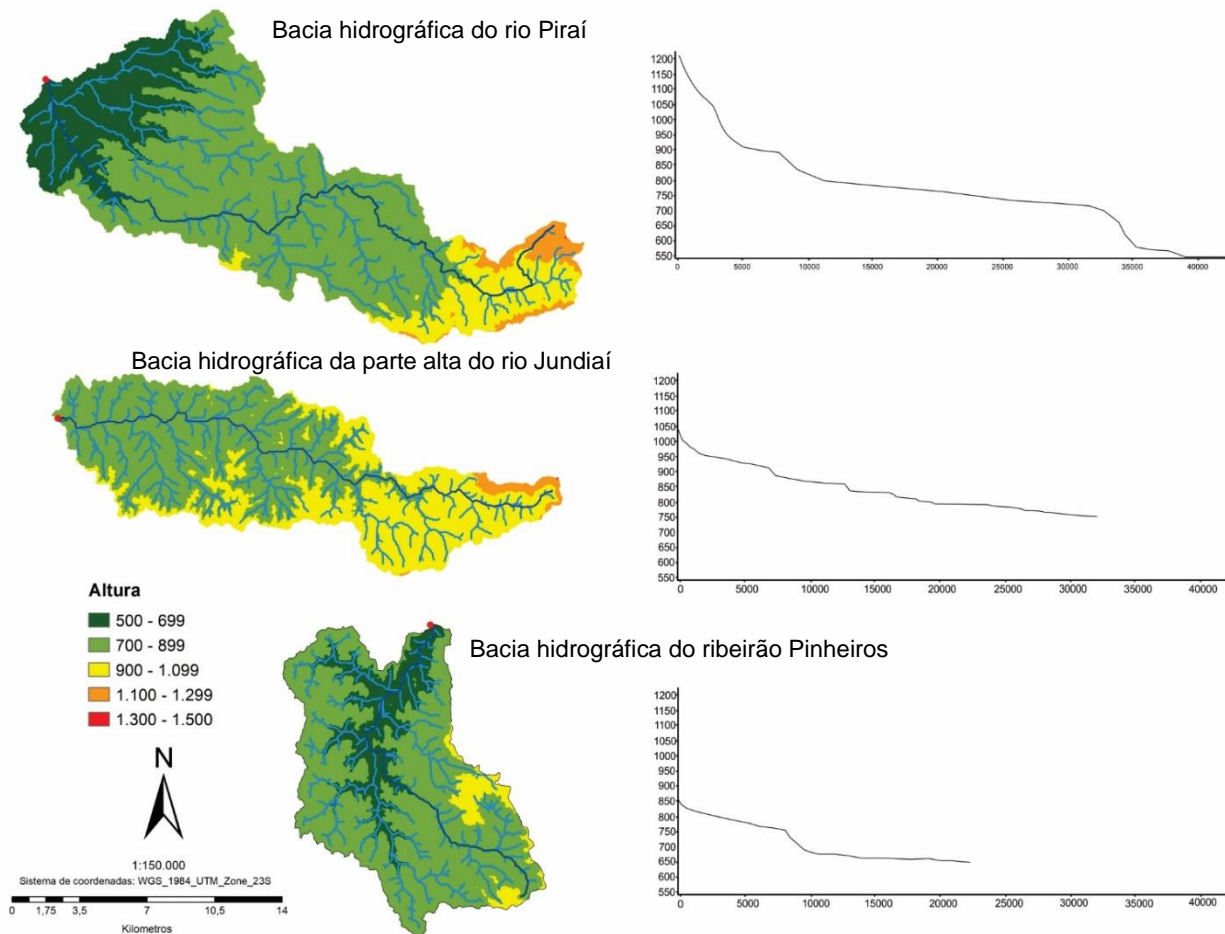
Na Tabela 2, mostram-se o resumo dos resultados dos cálculos dos parâmetros morfométricos para as três bacias hidrográficas. Na bacia do ribeirão Pinheiros que possui a menor área e perímetro também apresenta o menor coeficiente de compacidade e o maior índice de circularidade que está relacionado com um formato da bacia muito mais próximo de uma circunferência do que as outras bacias. A bacia hidrográfica da parte alta do rio Jundiá apresenta o menor valor de fator de forma e o maior de razão de alongação, além disso, o índice de sinuosidade está por abaixo do 20%, considerando-lhe como um rio muito reto. Para o caso das bacias dos rios Pinheiros e Pirai, podem ser considerados como sinuosos na categorização de Charlton (2008) ou como divagantes (Mansikkaniemi, 1970).

A bacia hidrográfica do rio Pirai é descrita com a maior área de captação e diferença de alturas entre sua nascente e exutório, contrastando com o valor de densidade de drenagem que é o menor das três bacias, no entanto, os valores para as bacias deste último parâmetro estão encaixados como classe mediana segundo Beltrame (1994) citado por Back (2014), inferiores a 2,0. Na Figura 2 é apresentado o mapa altimétrico de cada bacia e sua respectiva rede de drenagem, destaca-se que nas três bacias o padrão com maior notoriedade é do tipo dendrítico, relacionado com um fraco controle geológico do substrato rochoso das bacias e/ou uma uniformidade nas resistências destas rochas

(Charlton, 2008; Back, 2014), o que concorda com as características geomorfológicas presentes nas bacias. Todas encontram-se no domínio do Planalto Atlântico e com predominância dos solos tipo Latossolo Vermelho-Amarelo sobre rocha de afinidade cristalina.

**Tabela 2: Parâmetros morfométricos calculados para a bacia hidrográfica do ribeirão Pinheiros, da parte alta do rio Jundiá e rio Pirai.**

<b>Bacia Hidrográfica</b>	<b>Pinheiros</b>	<b>Alto Jundiá</b>	<b>Pirai</b>
<b>Parâmetro</b>			
Área de drenagem (km <sup>2</sup> )	125,8	139,3	209,0
Perímetro (km)	64,4	79,1	99,3
Comprimento do rio principal (km)	23,9	32,0	42,2
Ordem	5	4	6
Coefficiente de compacidade	1,619	1,890	1,937
Fator de forma	0,485	0,198	0,242
Índice de circularidade	0,381	0,280	0,266
Relevo (m)	334	580	769
Razão de alongação	0,786	0,503	0,555
Perímetro relativo (km)	0,511	0,568	0,475
Densidade de drenagem (km/km <sup>2</sup> )	1,632	1,733	1,356
Índice de extensão média do escoamento superficial (km)	0,153	0,144	0,184
Índice de sinuosidade (%)	34,310	19,063	35,071
Declividade S1 (m/m)	0,0140	0,0161	0,0182



**Figura 2: Mapa hipsométrico e perfis longitudinais do rio Pirai, ribeirão Pinheiros e da parte alta do rio Jundiá.**



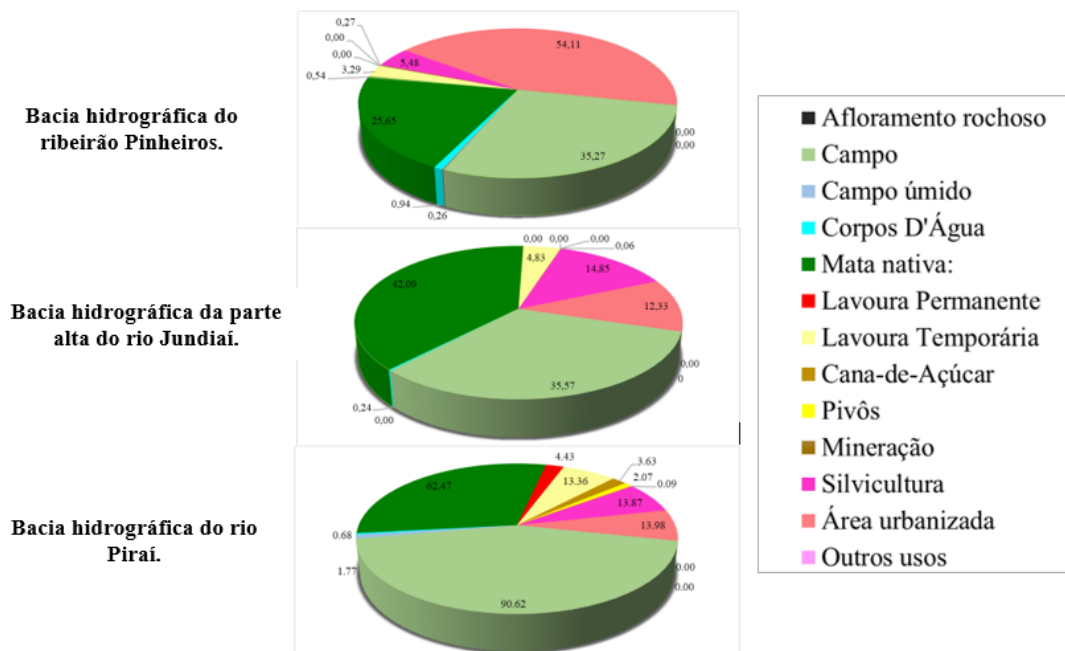
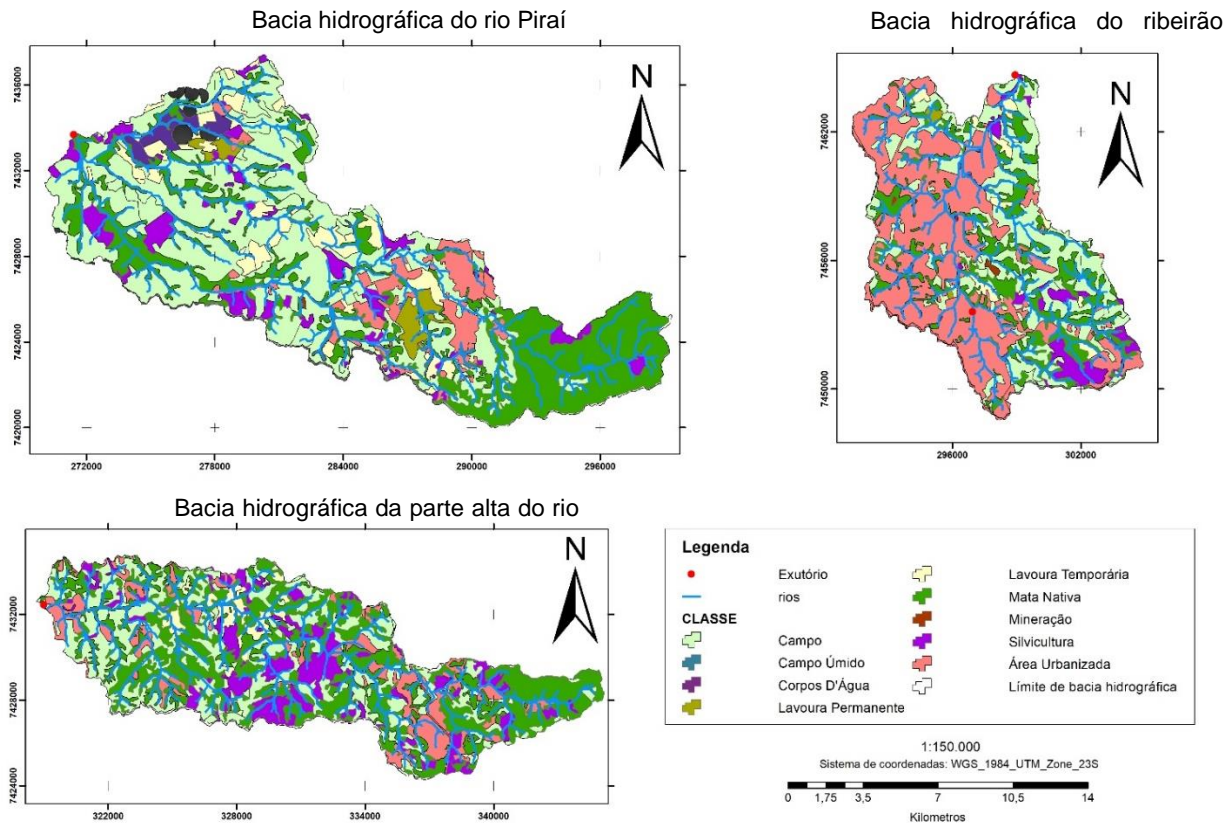


Figura 3: Porcentagens de usos e cobertura do solo para cada bacia hidrográfica.

Em quanto ao uso e cobertura do solo, de forma geral nas bacias analisadas, as classes que predominam são os campos, mata nativa e área urbanizada com uma menor porcentagem de silvicultura e lavoura temporária. Na Figura 3, são representados os distintos usos e coberturas do solo em porcentagem para cada bacia hidrográfica. A bacia da parte alta do rio Jundiá possui a maior porcentagem de mata nativa e silvicultura em relação a sua área total, e a bacia do rio Pirai contém a menor porcentagem de área urbanizada.

Na Figura 4 é apresentado um mapa respectivo para cada bacia com a distribuição destas classes. Destaca-se as porções de mata nativa nas cabeceiras dos rios Pirai e Jundiá. Contrastando, a bacia do ribeirão Pinheiros é composta 43% por áreas urbanizadas. A bacia do Pirai é a única que contém áreas de cultivo de cana de açúcar e com pivô para irrigação próximas do seu exutório.



**Figura 4: Mapa de uso e cobertura do solo rio Pirai, ribeirão Pinheiros e da parte alta do rio Jundiá.**

Para as três bacias foram aplicadas as formulas de tempo de concentração do Corpo de Engenheiros dos Estados Unidos, Ven te Chow e de Kirpich sugerida para bacias com características rurais, já no caso da bacia do ribeirão Pinheiros que apresenta características de bacia urbana foi aplicada a formula de Carter, reduzindo o tempo entre um 50% a 60%. A bacia do rio Pirai apresento o maior Tc das três bacias

**Tabela 3: Tempo de concentração para as bacias hidrográficas do ribeirão Pinheiros, da parte alta do rio Jundiá e rio Pirai.**

Bacia Hidrográfica	Pinheiros	Alto Jundiá	Pirai
Tc (horas)			
Corps Engineers	4,795	5,826	7,028
Ven te Chow	4,781	5,056	6,325
Kirpich	3,950	4,681	5,519
Carter	2,360	/	/

## Conclusões

A avaliação dos parâmetros físicos nas bacias hidrográficas objeto de estudo mostrou uma similaridade nos valores de densidade de drenagem e no padrão da rede hidrográfica, descrito como do tipo dendrítico, podendo ser associado à similaridade litológica presente nas três bacias localizadas em solos tipo Latossolo Vermelho-Amarelo sobre rocha de afinidade cristalina. A bacia que apresentou o menor tempo de concentração foi a do ribeirão Pinheiros devido a suas menores dimensões, este tempo possivelmente é inferior devido à grande porcentagem de áreas urbanizadas dentro da bacia (43% do total).

A bacia hidrográfica do rio Jundiá na sua porção superior, com coeficiente de forma e razão de alongação baixa apontam para um formato mais alongado com características de rio reto, com predominância de vegetação nativa e campos. O rio Pirai com a maior área de contribuição e maior tempo de concentração apresenta um uso e cobertura do solo similar com o rio Jundiá, sendo o único que contém áreas de cultivo para cana de açúcar e com pivô de irrigação.

## Agradecimentos

Os autores agradecem à FAEPEX e FAPESP pela concessão da bolsa de estudos do primeiro autor e subsídio do projeto nº 2017/09921-2.

## Referências Bibliográficas

- Alvares, C.A.; Stape, J.L.; Sentelhas, P.C.; Gonçalves, J.L.M. & Sparovek, G.; 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, pp 711-728.
- Back, Á. J.; 2014.; Bacias hidrográficas: Classificação e caracterização física. Florianópolis: Epagri, 162p.
- Beltrame, A.V.; 1994. Diagnóstico do meio físico de bacias hidrográficas – modelo e aplicação. Florianópolis: Ed. UFSC. 112p.
- Charlton, R. 2008.; *Fundamentals of fluvial geomorphology*. London: Routledge.
- Consórcio Profill-Rhama. Plano de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, 2020 a 2035: Relatório Final. Piracicaba (SP), 712 P.
- Das, S.; 2021. Hydro-geomorphic characteristics of the Indian (Peninsular) catchments: Based on morphometric correlation with hydro-sedimentary data. *Advances in Space Research*, v. 67, n. 8, pp 2382-2397.
- Gravelius, H.; 1914. *Flusskunde*. Goschen Verlagshaus Berlin. In: Zavoianu, I. (Ed.), *Morphometry of drainage basins*. Elsevier, Amsterdam.

- Hadley, R.F., Schumm, S.A.; 1961. Sediment sources and drainage basin characteristics in the Upper Cheyenne River basin. USGS water supply paper 1532-B, pp. 137-196.
- Horton, R.E.; 1932. Drainage-basin characteristics. Trans. Am. Geophys. Union 13, pp 350-361.
- Horton, R.; 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. New York: Geological Society of American Bulletin, v.56. pp. 275-370.
- Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) & Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE). Cadastramento de pontos de erosão e inundação no Estado de São Paulo. São Paulo. IPT, 2012 (Relatório Técnico 131.057 - 205)
- Mangan, P.; Haq, M. A.; Baral, P.; 2019. Morphometric analysis of watershed using remote sensing and GIS—a case study of Nanganji River Basin in Tamil Nadu, India," Arab. J. Geosci., v. 12, n. 6.
- Mansikkaniemi, H.; 1970. The sinuosity of rivers in northern Finland. Publicationes Instituti Geographici Universitatis Turkuensis, v.52, pp.16-32.
- Mccuen, R. H.; 2009. Uncertainty Analyses of Watershed Time Parameters." Journal of Hydraulic Engineering, v. 14, n. 5, pp. 490-498.
- McCulloch, J. S. G., Robinson, M.; 1993. History of forest hydrology. Journal of Hydrology, v. 150, pp. 189-216.
- Mello, K., Taniwaki, R. H., Paula, F. R., Valente, R. A., Randhir, T. O., Macedo, D. R., Leal, C. G., Rodrigues, C. B., Hughes, R. M.; 2020. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. J Environ Manage.270:110879. doi: 10.1016/j.jenvman.2020.110879. Epub 2020 Jun 12. PMID: 32721318.
- Meza, J. C.; 2020. Análisis comparativo de los modelos digitales de elevaciones SRTM y MDE-Ar 2.0 para la identificación de áreas de peligrosidad por inundaciones y anegamientos en un área urbana de llanura. Geográfica Digital. vol. 17 pp. 44-60.
- Miller, V.C.; 1953. A quantitative geomorphic study of drainage basin characteristics on the Clinch Mountain area, Virginia and Tennessee, Project NR 389-402. Technical report 3. Department of Geology. ONR, Columbia University, New York.
- Oliveira, J.B., Camargo, M.N., Rossi, M., Calderano Filho, B.; 1999. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: legenda expandida. Campinas: Instituto Agrônomo/EMBRAPA Solos; v. 1. 64 p. (inclui Mapa, escala 1:500.000).
- Ravazzani, G., Boscarello, L., Cislighi, A., Mancini, M.; 2019. Review of Time-of-Concentration Equations and a New Proposal in Italy. Journal of Hydrologic Engineering, v. 24, 10.
- Sadhasivam, N., Bhardwaj, A., Pourghasemi, H.R, Kamaraj, N. P.; 2020. Morphometric attributes-based soil erosion susceptibility mapping in Dnyanganga watershed of India using individual and ensemble models. Environ Earth Sci, v. 79, pp. 360. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09102-3>.
- Schumm, S.A.; 1956. The evolution of drainage systems and slopes in Badlands at Perth Amboy. Geological Society America Bulletin, v. 67, pp.597-646.
- Silveira, A. L. L.; 2005. Desempenho de Fórmulas de Tempo de Concentração em Bacias Urbanas e Rurais. RBRH - Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v. 10, n.1, pp. 5-23.
- Steffen W, Broadgate W, Deutsch L, Gaffney O, Ludwig C.; 2015. The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. The Anthropocene Review. v. 2, n. 1, pp. 81-98. doi:10.1177/2053019614564785.

Strahler, A.N.; 1952. Hypsometric (area altitude) analysis of erosional topography. *Geology Society American Bulletin*, v.63, n.10, p.1117-1142.

Strahler, A N.; 1964. Quantitative geomorphology of drainage basins and channel networks. In: Chow. V.T. *Handbook of applied hydrology*. New York: McGraw-Hill Book Company.

Striffler, W.D.; 1965. The selection of experimental watersheds and methods in disturbed forest area. In Anonymous, *Symposium of Budapest, International Association of Surface Hydrologists, Budapest, Hungary*, pp. 464-473.

Villela, S. M.; Mattos, A.; 1975. *Hidrologia aplicada*. São Paulo: McGraw-Hil do Brasil, 245 p.

# 6<sup>o</sup> SSS

Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis

- PARTE III -

**Recursos Hídricos e Qualidade da água**

---

# APLICAÇÃO DO CORANTE NATURAL DA CÚRCUMA EM FIBRA DE ALGODÃO E POLIAMIDA COMO UMA ALTERNATIVA DE TINGIMENTO SUSTENTÁVEL NA INDÚSTRIA TÊXTIL

| ID 18701 |

1\*Michele Schmidt, 1Ana Paula P. Schmidt, 1Andrea C. K. Bierhalz, 1Cátia R. L. de Aguiar

1Universidade Federal de Santa Catarina, \*e-mail:micheleschmidt09@gmail.com

**Palavras-chave:** Tingimento Natural; Cúrcuma; Sustentabilidade.

## Resumo

O setor de beneficiamento têxtil, no qual se inclui o processo de tingimento, é responsável por um dos setores mais impactantes da indústria têxtil em função do elevado consumo de água e químicos usados como corantes sintéticos e fixadores, gerando por consequência, elevados níveis de efluentes tóxicos e poluentes. Diante de uma maior conscientização dos consumidores e produtores em contribuir para a conservação ambiental, os corantes naturais e processos têxteis sustentáveis vem ganhando força. O presente trabalho teve por objetivo verificar a tingibilidade do corante natural da cúrcuma em fibra de algodão e poliamida utilizando diferentes condições de processo e avaliar os resultados de esgotamento e força colorística, bem como os resultados de solidez à lavagem e a fricção de modo a contribuir com uma produção menos prejudicial ao ambiente e à saúde humana. As amostras de algodão e poliamida foram tingidas por esgotamento em uma relação de banho de 1:20 em 45 minutos, e em variação de temperatura (80°C e 100°C) e concentração (3% e 6%). Os tecidos tingidos foram avaliados em espectrofotômetro de adsorção e reflexão pelo sistema CIELab. Os tecidos de coloração amarelada apresentaram cores mais intensas à fibra de poliamida, e em ambas as fibras, a concentração de 3% e temperatura de 100°C proporcionaram maior exaustão do corante, maiores índices de K/S e homogeneidade da cor. Assim, as amostras de algodão e poliamida tingidas com concentração de 3% a 100°C foram selecionadas para os ensaios de solidez. Os ensaios de solidez à fricção apontaram fixação da cor, atingindo valores de 4-5 nas notas de transferência de cor nas duas fibras. Nos ensaios de solidez à lavagem, a fibra de poliamida novamente apresentou bons resultados, o oposto do algodão que obteve notas abaixo do aceitável comercialmente. Por meio dos resultados observou-se também que a fibra de poliamida apresentou maior afinidade tintorial com o corante da cúrcuma, justificado pelo fato da fibra de poliamida ter

afinidade para corantes aniônicos como a cúrcuma, facilitando a aproximação dos íons e a formação de ligações químicas mais fortes, resultando assim em melhores resultados de solidez. A fibra celulósica assume carga negativa e repele os íons negativos do corante da cúrcuma, sugerindo desta forma, a ampliação dos estudos do tingimento natural do corante da cúrcuma com a fibra de algodão, adicionando se necessário eletrólitos e mordentes. Entretanto, os resultados sinalizam potencial do corante natural da cúrcuma para ser utilizado no tingimento de fibras no setor têxtil, sustentando a conservação ambiental e estimulando um campo de pesquisa sobre o uso dos corantes naturais para aplicações industriais.

### **Introdução**

O crescimento e desenvolvimento dos setores industriais em geral afetam de maneira intensa o meio ambiente, pois é por meio dele que são obtidas matérias-primas e geradas grandes quantidades de poluentes na produção de bens e serviços (DREW, 2002; NARIMATSU *et al.*, 2020).

Em especial, a indústria têxtil é um setor industrial que provoca impactos negativos ao meio ambiente, pois possui uma cadeia de produção extensa e composta por complexas atividades desde a produção da fibra até a comercialização de variados produtos (NARIMATSU *et al.*, 2020). E segundo Berlim (2012), o Brasil é um dos poucos países que possui toda a cadeia produtiva têxtil. Neste sentido, os impactos gerados por esta indústria variam em escala e proporção em cada um dos setores produtivos.

Dentre os diversos setores que causam impacto ao meio ambiente, a etapa de beneficiamento - responsável pela coloração dos têxteis - se destaca como um dos principais responsáveis pelos problemas ambientais relacionados à indústria têxtil, o que pode ser atribuído ao elevado consumo de água e químicos, e à geração de efluentes com compostos tóxicos que podem causar mudanças visíveis na coloração dos rios e comprometer a biota aquática (QUEIROZ *et al.*, 2016; FRANCO; RAMÍREZ, 2016; OTAVIANO *et al.*, 2017).

Responsável por 20% da poluição da água no mundo (KAPANI, 2021), o esgoto proveniente da indústria têxtil têm sido taxado como o mais poluente entre os setores industriais no que diz respeito a volume e composição dos efluentes, efeito visual e adversos efeitos tóxicos, mutagênicos e carcinogênicos, além da baixa taxa de degradabilidade dos corantes sintéticos e químicos auxiliares utilizados que dificulta o tratamento e disposição final deste material (PEIXOTO *et al.*, 2013; NARIMATSU, 2020).

Segundo Berlin (2012), a contaminação do solo e da água é causada pelos efluentes de lavanderia, proveniente do beneficiamento de tecidos, normalmente carregados com corantes,



alvejantes, fixadores e outros. E conforme Beltrame (2000), 90% dos corantes utilizados são sintéticos, apresentando elevado grau de contaminação ao meio ambiente. Entretanto, ao tratar sobre conservação ambiental, uma maior conscientização sobre os danos causados pelas indústrias têxteis no meio ambiente e à saúde humana, decorrente do uso de produtos químicos auxiliares juntamente com corantes sintéticos vem ganhando força, resultando assim na busca de novas formas de produção e alternativas cada vez menos impactantes ao meio ambiente (NIINIMÄKI; HASSI, 2011, NARIMATSU, 2020).

Neste sentido, devido ao novo perfil de consumidores que priorizam o uso consciente de recursos naturais visando assim a preservação do meio ambiente, os corantes naturais ganharam evidência, assim mesmo como novos formatos de produção, consumo e descarte de produtos (NIINIMÄKI; HASSI, 2011, SHAHID *et al.*, 2013; NARIMATSU, 2020). Como consequência, surgiu um novo nicho de mercado que valoriza produtos feitos a partir de matérias primas naturais como mostra o relatório de Nielsen (2015), que indica que 73% da geração Y estavam dispostos a pagar mais por produtos sustentáveis.

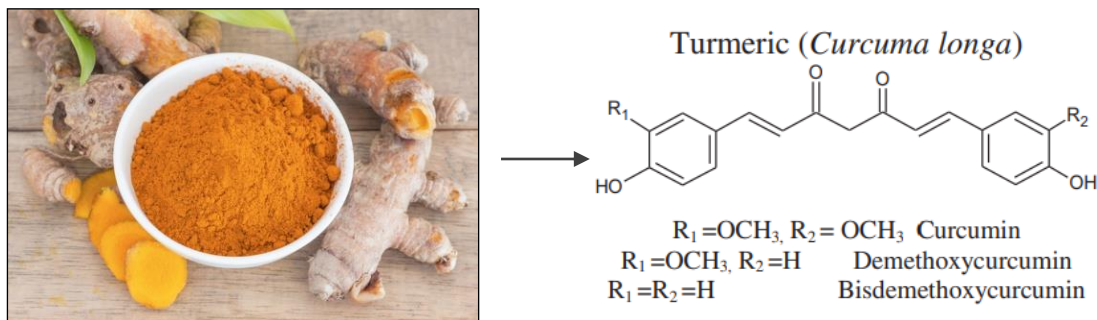
Com a tendência global crescente de conservação aos recursos ambientais e qualidade de vida refletida nas indústrias, o tingimento natural se apresenta como uma boa alternativa para a inserção de práticas sustentáveis na indústria têxtil, considerando a eliminação de corantes sintéticos, químicos auxiliares tóxicos e efluentes gerados na etapa de beneficiamento (SHAHID *et al.*, 2013; DA SILVA *et al.*, 2016; BALAN, 2017).

O conhecimento e as técnicas milenares sobre o tingimento têxtil com plantas, animais, fungos e minerais voltaram ao foco como ponto de partida para a geração de novos desenvolvimentos atendendo as exigências atuais da sociedade (SAMANTA; AGARWAL, 2009; CARVALHO; SANTOS, 2015). Desta forma, corantes obtidos de fontes naturais diversas como caules, folhas, sementes, frutos e flores de plantas são utilizados (BALAN, 2017; OSORIO *et al.*, 2020).

Apesar de apresentar cartela de cores limitada, difícil reprodução de cores, e possuir menor solidez a cor em comparação aos corantes sintéticos (OTAVIANO *et al.*, 2017), os corantes naturais apresentam diversas potencialidades, uma vez que não são tóxicos, são renováveis quando utilizados de forma correta, sustentáveis e causam mínimo impacto ambiental (PRABHU; TELI, 2014; BALAN, 2017), além de produzir cores únicas (SAMANTA; AGARWAL, 2009). Muitas vezes, para melhorar a solidez, mordentes são utilizados em conjunto com o corante natural para auxiliar na afinidade entre o corante e a fibra (SHAHID *et al.*, 2013), entretanto, poucas opções de mordentes naturais são estudados, além da possibilidade de mudança de tonalidade do material tingido.

O corante obtido dos rizomas da *Cúrcuma longa* (Figura 1), chamado de C.I. Amarelo Natural 3 (HAN; YANG, 2005), apresenta coloração amarelada brilhante, e é considerado um dos mais antigos

corantes naturais usados em todo o mundo desde os tempos antigos (SACHAN; KAPOOR, 2007). Seu cultivo é encontrado fortemente na Índia, e devido a características antioxidante e antimicrobiana, em razão da presença da demetoxicurcumina e da bis-demetoxicurcumina, juntamente com a curcumina, possibilitam estender sua utilização ao mercado estético, medicinal, têxtil, condimentar e alimentício (FILHO *et al.*, 2000; PARIZE *et al.*, 2012).



**Figura 1 - Aplicações da Cúrcuma longa em diferentes mercados**

**Fonte: Adaptado de Sueth-Santiago *et al.* (2015) e Kampo de Ervas (2020)**

Apesar do corante natural da cúrcuma apresentar baixa solubilidade em água e instabilidade à variação de pH (REDDY *et al.*, 2013; PARIZE *et al.*, 2012), o mesmo apresenta excelente potencial no tingimento de materiais têxteis como visto por Mirjalili e Karimi (2013) e Han e Yang (2005) ao afirmarem que um processo comum de tingimento com a cúrcuma fornece às fibras têxteis intensas propriedades de cor além de atividades antibacterianas.

Na literatura, diversos estudos de tingimento com o corante da cúrcuma foram encontrados variando diversas condições de tingimento, como Vashishtha (2018) que tingiu fios de lã com a cúrcuma em diferentes concentrações, tempo e temperaturas e observou que o corante produziu diversas tonalidades diferentes, concluindo então que qualquer técnica de tingimento pode ser utilizada conforme a exigência do produto final. Umbreen *et al.* (2008), por exemplo, compararam o corante natural da cúrcuma com o corante reativo ao tingir a fibra de algodão, e observaram que os tecidos tingidos com a cúrcuma são mais brilhantes que os tecidos tingidos com corante reativo, apresentando boa saturação e boa solidez a fricção, mas propriedades insuficientes de solidez a lavagem e solidez a luz quando aplicado sem nenhum mordente. Os autores ainda afirmam que o corante natural é competitivo com os corantes reativos sintéticos nas fibras de algodão testadas.

Neste sentido, com o intuito de apresentar uma opção de tingimento têxtil menos impactante ao meio ambiente, este trabalho tem como objetivo a utilização do corante natural da cúrcuma no

tingimento da fibra de algodão e poliamida sem adição de auxiliares na etapa de tingimento como uma alternativa de minimização aos impactos ambientais causados pelos efluentes têxteis.

### **Materiais e Métodos**

Neste trabalho foi utilizada a Cúrcuma longa orgânica de origem nacional em formato de pó fornecido pela empresa Kampo de Ervas Indústria e Comércio LTDA ME. O tecido plano de composição 100% algodão (CO) foi doado pela empresa Cremer SA, e o tecido de malha de composição 84% poliamida (PA) e 16% elastano foi doado pela empresa OTL Oecksler Têxtil LTDA.

Os tecidos foram preparados pelo processo de purga para a limpeza da fibra por esgotamento no equipamento Texcontrol TC-2200 com relação de banho 1:20, em temperatura de 90°C por 30 minutos com a utilização de 3g/L de NaOH, 3g/L de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, 1,5 g/L de dispersante e sequestrante e 2g/L de emulgador para a fibra de algodão, e 2g/L de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> e 2g/L de emulgador para a fibra de poliamida. Após o processo de purga, as amostras foram neutralizadas em solução de ácido acético (1g/L) e secas em temperatura ambiente.

Para avaliar a o comportamento do tingimento natural com a cúrcuma na fibra de algodão e poliamida, diferentes condições de tingimento foram determinadas, sendo estas: temperatura e concentração conforme apresenta a Tabela 1.

**Tabela 1- Condições dos banhos de tingimento para cada fibra**

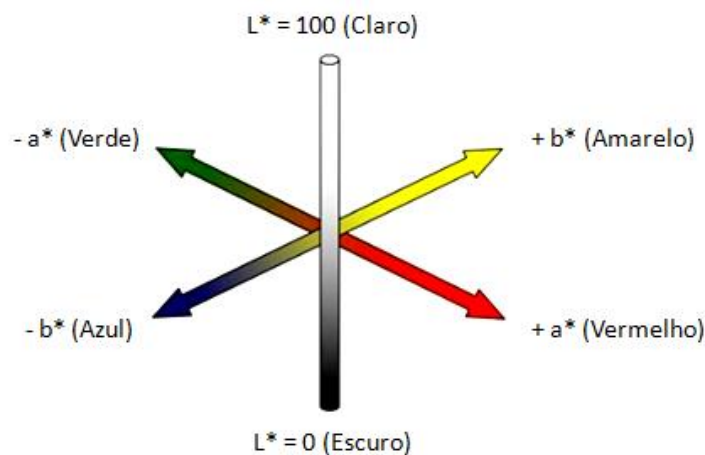
Tingimento	Amostra	Concentração (%)	Temperatura (°C)
T1	CO	3	80
T2	CO	3	100
T3	CO	6	80
T4	CO	6	100
T5	PA	3	80
T6	PA	3	100
T7	PA	6	80
T8	PA	6	100

As amostras foram tintas por processo de esgotamento na máquina de tingir Texcontrol TC-2200 durante 45 minutos, conforme trabalhos de Hasanet *al.* (2014) e Bhardwaj e Dadsena (2017). Após o tingimento, as amostras foram enxaguadas com água destilada a 50°C para remoção do corante não fixado durante o processo de tingimento. As amostras enxaguadas em água destilada foram secas a temperatura ambiente.

A quantidade em percentual de corante adsorvida pelo tecido foi determinada por medições de absorvância das amostras líquidas em espectrofotômetro UV-Vis de absorvância no comprimento de onda de 424nm. Para o cálculo, foram realizadas as leituras de absorvância das amostras do banho de tingimento em temperatura ideal de tingimento (amostra inicial) e amostra posterior ao banho de tingimento (amostra final), conforme a Equação 1.

$$\% \text{ Esgotamento} = \frac{(\text{Inicial} - \text{Final})}{\text{Inicial}} \times 100 \quad (1)$$

A cor dos tecidos tintos foi avaliada por meio de espectroscopia na região do visível, analisando as coordenadas colorimétricas CIELab (Figura 2), e a intensidade de cor (K/S), sob iluminante D65, obtidos pelo espectrofotômetro de refletância Data Color 500.



**Figura 2 - Espaço de cores do sistema CIELab**

**Fonte: Adaptado de Liewet *al.*, 2008**

Com os melhores resultados de esgotamento e força colorística para ambas as fibras, os ensaios de solidez a fricção e a lavagem foram realizados.

Ensaio de solidez à lavagem foram realizados de acordo com os procedimentos descritos na norma ABNT NBR ISO 105-C06 - Ensaio de solidez da cor parte C06: Solidez da cor à lavagem doméstica, em máquina de tingimento Texcontrol 2200 com tecido de algodão alvejado como tecido-

testemunha. Os ensaios de solidez a fricção a seco e a úmido obedeceu aos procedimentos descritos na norma ABNT NBR ISO 105-X12 - Ensaio de solidez da cor parte X12: Solidez da cor à fricção, realizado pelo equipamento Crockmeter da marca Kimak. Após os ensaios, as amostras foram secas ao ar, e a avaliação da alteração e transferência de cor das amostras foi realizada instrumentalmente de acordo com a ABNT NBR ISO 105-A04 (transferência de cor para o tecido-testemunha) e ABNT NBR ISO 105-A05 (alteração de cor da amostra).

### **Resultados e Discussão**

As cores dos tecidos tingidos apresentaram comportamento colorístico similar, onde todas as amostras apresentaram matiz amarela de forma nítida e intensa. Por meio dos resultados foi possível observar a variação de cores que pode ser produzida por um único corante natural em diferentes condições de concentração e temperatura, como apresenta a Tabela 2.









Ao comparar as coordenadas de cor das amostras, verificou-se que para a concentração de 6%, as amostras apresentaram cores mais escuras (menor luminosidade  $L^*$ ) para ambas as fibras, assim como os valores da coordenada  $a^*$  e  $b^*$  que se mostraram superiores em concentração de 6%, deixando as amostras mais intensas em tons avermelhados e amarelados.

O tingimento realizado com concentração de 3% de corante promoveu maior intensidade colorística quando comparada com as amostras tingidas em concentração de 6%, coincidindo também com o aumento do percentual de esgotamento quando comparado com as amostras tingidas com 6% de corante.

Para o tingimento de algodão, é possível inferir que a força colorística e o percentual de esgotamento foram superiores para tingimentos realizados à temperatura de 100°C quando comparado aos tingimentos realizados a 80°C. Esse mesmo comportamento foi observado para a fibra de poliamida.

Os valores negativos de esgotamento apresentados na Tabela 2, estão relacionados com a dificuldade do corante da cúrcuma de se solubilizar em água, mostrando que com o aumento da temperatura há um aumento da solubilidade do corante e por consequência, um tingimento mais homogêneo é encontrado.

**Tabela 2 - Coordenadas de cor CIELAB e representação de cor obtida com o tingimento natural com a cúrcuma**

Amostra	% Esgotamento	L*	a*	b*	K/S	Cor
T1	-11,23	84,24	3,93	73,54	6,68	
T2	32,77	84,27	4,49	81,44	6,88	
T3	-53,13	80,70	8,09	79,30	4,89	
T4	-40,20	80,63	9,10	83,34	6,01	
T5	52,70	88,67	0,84	68,11	6,82	
T6	74,90	85,05	3,41	87,62	6,94	
T7	45,30	83,68	7,37	95,38	6,64	
T8	56,41	82,28	7,92	93,22	6,39	

Ao comparar as fibras de algodão e poliamida tingidas, observa-se que as amostras de poliamida apresentaram maior esgotamento e força colorística quando comparada com a fibra de algodão. Este fato é justificado pela estrutura física e química da fibra, que segundo Salem (2010) interferem fortemente na difusão e adsorção dos corantes. Segundo o mesmo autor, as principais características que governam a capacidade de tingir são relacionadas com a estrutura física da fibra como a proporção de regiões amorfas e cristalina e orientação molecular, e a constituição química da fibra como os grupos funcionais presentes nas cadeias moleculares da fibra.

Neste sentido, apesar da fibra química da poliamida possuir maior orientação molecular devido aos processos de estiragem em sua fabricação quando comparado com a fibra natural de algodão, a mesma apresenta maior afinidade tintorial com o corante da cúrcuma pelo fato da fibra de poliamida possuir capacidade de absorção para corantes aniônicos (Perkins, 1996), que é o caso do corante da cúrcuma. Assim, devido às cargas opostas e grupos aminos terminais da fibra de poliamida, a formação de ligações químicas por ligações de hidrogênio ou forças de Van der Waals da fibra de poliamida com o corante da cúrcuma são facilitadas; ao contrário da fibra de algodão que assume carga negativa quando imersa em água, e assim, repelem os íons negativos do corante, tornando fraca a interação corante-fibra.

A partir dos resultados do tingimento, foram selecionadas as amostras T2 (CO) e T6 (PA) devido às mesmas apresentarem melhores resultados em relação ao percentual de esgotamento e força colorística, para a realização dos ensaios de solidez a lavagem e fricção. Os resultados de solidez foram determinados por avaliação instrumental conforme a Tabela 3. Cabe ressaltar que as notas

dos testes de solidez, variam de 1 a 5 tanto para determinação da transferência de cor quanto para quantificação da alteração da cor. Quanto maior a nota, mais fixado o corante está no tecido tingido.

**Tabela 3 - Resultados dos ensaios de solidez de cor à lavagem e a fricção**

Amostra	Solidez à lavagem		Solidez à fricção	
			Transferência	
	Alteração	Transferência	Seco	Úmido
<b>T2 (CO)</b>	1-2	3	4-5	4
<b>T6 (PA)</b>	4	4-5	4-5	4

Analisando os resultados de solidez à fricção, observou-se que ambas as fibras obtiveram alto desempenho no ensaio a seco e a úmido, assumindo notas superiores ao nível aceitável para comercialização (acima de 3-4).

No que diz respeito às notas de solidez à lavagem, percebe-se que as notas da fibra de poliamida são superiores a fibra de algodão, afirmando novamente a forte interação do corante natural com a fibra sintética. As notas de solidez à alteração e transferência de cor da fibra de algodão (T2) obtiveram baixo desempenho e não são aceitáveis sob ponto de vista comercial, inviabilizando assim, o processo de tingimento do algodão da maneira em que foi realizado.

Considerando estes resultados, pode-se afirmar que o tingimento natural com a cúrcuma em estudo possui maior afinidade com a fibra de poliamida, entretanto, sugere-se também a ampliação dos estudos deste corante com a fibra de algodão, com a adição de eletrólitos e mordentes naturais para promover maior substantividade do corante natural com a fibra e por consequência, melhores resultados de solidez.

### **Considerações Finais**

Tendo em vista os aspectos observados no presente estudo, pode-se concluir que os tecidos de algodão e poliamida podem ser tingidos com o corante natural da cúrcuma proporcionando uma coloração amarela intensa e brilhante.

Nos ensaios de tingimento, as amostras de algodão e poliamida tingidas com 3% de corante a 100°C mostraram melhores resultados de força colorística e percentual de esgotamento. Entretanto, nos ensaios de solidez à lavagem, apenas a fibra de poliamida obteve bons resultados, afirmando a maior afinidade da fibra com o corante.

A variedade de cores obtidas e os bons resultados de solidez de cor mostram possibilidades do corante natural da cúrcuma ser explorado como forma de contribuir com a conservação ambiental e o desenvolvimento de uma moda mais sustentável, estimulando assim um campo de pesquisa em relação ao uso dos corantes naturais para o tingimento de fibras têxteis.

### **Agradecimentos**

As autoras agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC) CP 05/2019 pelo suporte financeiro.

### **Referências Bibliográficas**

- Balan, D. S. L. 2017. Corantes naturais de aplicação têxtil: avaliação preliminar da toxicidade de urucum *Bixaorellana* L. (Malvales: Bixaceae) e hibisco *Hibiscus sabdariffa* L. (Malvales: Malvaceae). *Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade*, v. 4, n. 7, p. 151-157.
- Beltrame, L. T. C. 2000. Caracterização de Efluente Têxtil e Proposta de Tratamento. Dissertação de Mestrado, UFRN, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Área de concentração: Pesquisa e Desenvolvimento de Tecnologias Regionais, Natal.
- Berlim, L. 2012. *Moda e sustentabilidade: uma reflexão necessária*. São Paulo: Estação das Letras e Cores.
- Bhardwaj, N.; Dadsena, U. 2017. Extraction and evaluation of dyeing quality of natural curcumin. *Journal of Innovations in Applied Pharmaceutical Science (JIAPS)* e-ISSN: 2455-5177. v.2, n.3, p.01-03.
- Carvalho, C.; Santos, G. 2015. Global Communities, Biotechnology and Sustainable Design – Natural / Bio Dyes in Textiles. *Procedia Manufacturing*, 3, 6557-6564.
- Da Silva, M. G.; et al. 2016. Tingimento de têxteis com o corante natural extraído dos excrementos do bicho-da-seda. *4o CONTEXMOD*, v. 4, n. 1.
- Drew, D. *Processos interativos homem-meio ambiente*. 5º Ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2002.
- Filho C., et al. 2000. Cúrcuma: planta medicinal, condimentar e de outros usos potenciais. *Ciência Rural*, v. 30, n. 1, p. 171-177.
- Franco, J. H. R.; Ramírez, H. R. Z. 2016. Decontamination of industrial textile wastewater using photocatalysis. *DYNA*, v. 83, n. 196, p. 80-85.
- Han, S.; Yang, Y. 2005. Antimicrobial activity of wool fabric treated with curcumin. *Dyes and pigments*, v. 64, n. 2, p. 157-161.
- Hasan, M. M. et al. 2014. Application of purified curcumin as natural dye on cotton and polyester. *International Journal of Engineering & Technology*, v. 14, n. 05, p. 17-23.
- Kampo de Ervas. *Curcuma longa: conheça os benefícios desse superalimento*. Publicado em 2020. Disponível em: <https://www.kampodeervas.com.br/noticia/curcuma-beneficios/>.
- Kapani, P. 2021. Is Sustainability the Future Of Modern Fashion Industry? Disponível em: <https://www.entrepreneur.com/amphtml/367916>.



- Liew, O.W. *et al.* 2008. Signature optical cues: emerging technologies for monitoring plant health. *Sensors*, v. 8, n. 5, p. 3205-3239.
- Mirjalili, M.; Karimi, L. 2013. Antibacterial dyeing of polyamide using turmeric as a natural dye. *Autex Research Journal*, v. 13, n. 2, p. 51-56.
- Narimatsu, B. M. G. *et al.* 2020. Corantes naturais como alternativa sustentável na indústria têxtil. *Revista Valore*, v. 5, p. 5030.
- Nielsen. 2015. GLOBAL SUSTAINABILITY REPORT: The sustainability imperative New insights on consumer expectations. The Nielsen Company.
- Niinimäki, K.; Hassi, L. 2011. Emerging design strategies in sustainable production and consumption of textiles and clothing. *Journal of Cleaner Production*, v. 19, p. 1876-1883.
- Osorio, P. A. M. *et al.* 2020. Tingimento natural eco-friendly de ripas de bambu com *Curcuma longa*. *Kepes*, v. 17, n. 21, p. 437-457.
- Otaviano, B. T. H. *et al.* 2017. Tingimento natural de algodão com cascas residuais de frutas. Congresso Internacional negócios da moda. São Paulo, Brasil.
- Parize, A. L. *et al.* 2009. Desenvolvimento de sistemas microparticulados e de filmes a base de quitosana e corante natural cúrcuma. Tese de Doutorado em Química. Universidade Federal de Santa Catarina.
- Peixoto, F. P.; Marinho, G.; Rodrigues, K. 2013. Corantes têxteis: uma revisão. *Holos*, v. 5, p. 98-106.
- Perkins, W. S. 1996. *Textile coloration and finishing*.
- Prabhu, K. H.; Teli, M. D. 2014. Eco-dyeing using *Tamarindus indica* L. seed coat tannin as a natural mordant for textiles with antibacterial activity. *Journal of Saudi Chemical Society*, v. 18, p. 864-872.
- Queiroz, M. T. A. *et al.* 2016. Gestão de resíduos da indústria têxtil e sua relação com a qualidade da água: estudo de caso. *Iberoamerican Journal of Industrial Engineering*, v. 8, n.15, p. 114-135.
- Reddy, N. *et al.* 2013. Antimicrobial activity of cotton fabrics treated with curcumin. *Journal of applied polymer science*, v. 127, n. 4, p. 2698-2702.
- Sachan, K.; Kapoor, V. P. 2007. Optimization of extraction and dyeing conditions for traditional turmeric dye. *Indian Journal of Traditional Knowledge*. v. 6 (2). p. 270-278.
- Salem, V. 2010. *Tingimento têxtil: fibras, conceitos e tecnologias*. Editora Blucher.
- Samanta, A. K.; Agarwal, P. 2009. Application of natural dyes on textiles. *Indian Journal of Fibre & Textile Research*. V.34. 384-399.
- Shahid, M. *et al.* 2013. Recent advancements in natural dye applications: a review. *Journal of Cleaner Production*, v. 53, p. 310-331.
- Sueth-Santiago, V. *et al.* 2015. Curcumin, the golden powder from turmeric: insights into chemical and biological activities. *Química Nova*, v. 38, n. 4, p. 538-552.
- Umbreen, S.; *et al.* 2008. Dyeing Properties of Natural Dyes Extracted from Turmeric and their Comparison with Reactive Dyeing. *Research Journal of Textile and Apparel*. v.12 n.4.

Vashishtha, M. 2018. Effect of various dyeing conditions on pure natural yellow dye from Turmeric for dyeing of wool yarn. International Journal of Trend in Scientific Research and Development. v. 2. p. 342- 350.

## ESTUDO DA QUALIDADE DA ÁGUA TRATADA NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO I, DO MUNICÍPIO DE VÁRZEA GRANDE, MATO GROSSO – BRASIL.

| ID 18720 |

**1Francisney de Campos Galvão, 2 Cristiane de Campos Galvão, 3Zoraidy Marques de Lima,  
4Annileidy Cordeiro de Souza**

*1 Engenheiro Sanitarista e Especialista em Saneamento Ambiental – UFMT – Universidade Federal de Mato grosso Cuiabá-MT – Tel. (65) – 98477- 7154 - fd.galvao1973@gmail.com – galvao.francisney@unemat.br; 2 Bacharel e Licenciada em Química – UFMT – Universidade Federal de Matogrosso e IFMT – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso– Especialista em Metodologia de Ensino de Biologia e Química- UNINTER – Cuiabá - MT Tel – (65) 99225-1286 - cristianegalvao.mt@gmail.com; 3 Bióloga – URNE- Universidade Regional Nordeste – Campina Grande, PB, Mestre em Ecologia – UFMT – Universidade federal de Mato Grosso – Cuiabá, MT, Aluna Doutorado em Microbiologia – UFRJ – Instituto de Microbiologia Prof. Paulo de Góes – Universidade Federal do Rio de Janeiro – RJ -Tel.(65) 98459 – 2005 - E-mail: zoraidymlima@ufmt.br/zoraidy@gmail.com.br; 4 Bióloga – UNIVAG – Centro Universitário, Várzea Grande, MT. Endereço: Rua M, Quadra 64 N° 06, Voluntários da Pátria – Cuiabá/MT – CEP: 78098-390, Brasil – TEL (65) 984193026 – E-mail: annileidycordeiro@bol.com.br*

**Palavras- chave:** ETA; qualidade de água; ponta de rede.

### Resumo

O presente trabalho irá abordar a forma de coleta de água na Estação de Tratamento ETA 1, no município de Várzea Grande- MT. As coletas foram realizadas nos períodos de estiagem que está entre os meses de julho a agosto/2007, contabilizando 19 coletas e os mês de outubro que é considerado chuvoso, foram realizadas 05 coletas, totalizando ao todo 24 coletas. As amostras foram coletadas em frascos estéreis de capacidade de 250 ml. Cada frasco continha o reagente Tiosulfato (inibidor do cloro). Após coletas, as amostras são submetidas a análises físico-químicos e microbiológicos. Conforme as análises, as culturas encontradas nos períodos de coletas tanto de estiagem quanto no período chuvoso estão entre os parâmetros físico-químicos e microbiológicos estudados foram: pH, turbidez, cor, cloro residual, coliformes totais, coliformes termotolerantes e em 20% das amostras foram analisadas bactérias heterotróficas, conforme exige na Portaria MS N° 518,

de 25 de março de 2004. Os dados encontrados foram catalogados em tabelas demonstrando os métodos e equipamentos utilizados para análise da qualidade da água quanto aos parâmetros físico-químicos.

### Introdução

A água cobre cerca de 75% da superfície da terra, desta proporção, cerca de 97% é salgada e está presente nos mares e oceanos. Outros 2,7% estão em forma de geleiras, neve, vapor atmosférico, restando 0,3% para os rios, lagos e lençóis subterrâneos, ou seja, disponível para aproveitamento (PHILIPPI, 2005).

Como a qualidade da água é muito variável, ela deve ser avaliada por meio de análises físicas, químicas e bacteriológicas, que determinam seu índice de qualidade e sua potabilidade (CARVALHO & OLIVEIRA, 2004).

De acordo com Pelczar, et al. (1996), a água segura para consumo deve estar livre de microrganismos patogênicos e substâncias químicas prejudiciais à saúde o qual é denominada água potável. Por outro lado, a água não-potável pode colocar em perigo à saúde e a vida, se apresentar microrganismos patogênicos.

Segundo a Fundação Nacional de Saúde (BRASIL, 2004), entre os principais tipos de organismos patogênicos que podem encontrar-se na água, estão as bactérias, cianobactérias, vírus, protozoários e helmintos, que podem causar doenças, constituindo, portanto, um perigo sanitário potencial. E em virtude de grande dificuldade para identificação dos vários organismos patogênicos, encontrados na água, se dá a preferência, para isso, a métodos que permitam a identificação de bactérias do “grupo coliformes” por serem habitantes normais do intestino humano, existem, obrigatoriamente, em águas poluídas por matéria fecal.

O que confirma Pelczar, et al. (1996) que este grupo de coliformes são considerados como microrganismos indicadores, dentre eles está a *Escherichia coli*, cuja presença na água é evidência de que ela está poluída com material fecal tanto de humanos como de outros animais de sangue quente.

Segundo Germano & Germano (2007) as doenças passíveis de serem provocadas pela ingestão de água contaminada, são muitas e variadas, bem como suas manifestações e repercussões em saúde pública. Salienta-se também que a água constitui fator de risco para toda sociedade.

De acordo com a Fundação Nacional de Saúde (BRASIL, 2004) o tratamento da água consiste em melhorar suas características organolépticas, físicas, químicas e bacteriológicas, a fim de que se torne adequada ao consumo humano.

Segundo Philippi (2005), o processo convencional de tratamento da água bruta que ocorre em uma ETA compreende: Captação da água bruta, mistura rápida, floculação, decantação, filtração, desinfecção, distribuição.

Segundo o Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água (1999), a principal origem das perdas físicas de água em um sistema público de abastecimento, está nas redes distribuidoras, o qual apresentam as maiores dificuldades operacionais do sistema de abastecimento, justamente por serem enterradas e estarem espalhadas por grandes áreas urbanas.

O PNDA (1999) ainda afirma que as causas mais cogitadas para as perdas de água nas redes distribuidoras são: os materiais das tubulações, a idade das tubulações, o assentamento das tubulações, o excesso de pressão na rede, a alimentação da rede através de bombeamento direto, os transientes hidráulicos e a ausência de válvulas ventosas.

Estas causas citadas acima, não causam somente a perda da água, mas também pode influenciar para a perda da qualidade da mesma.

Diante do exposto, o presente estudo tem por objetivo realizar o diagnóstico da estrutura física da ETA I e sua rede de distribuição, avaliando a eficiência do tratamento da água, quanto aos parâmetros físico, químico e microbiológico, na saída de tratamento (reservatório de água tratada) e no corpo receptor (ponta de rede), e correlacionar os dados obtidos, de acordo com as normas e padrão de potabilidade da Portaria MS Nº 518, de 25 de março de 2004.

### **ÁREA DE ESTUDO**

Estação de Tratamento de Água (ETA) I, localizada na Avenida Ulisses Pompeu de Campos, no município de Várzea Grande/Mato Grosso, tendo sido construída em 1975.

### **METODOLOGIA**

Os pontos de coleta foram definidos conforme representativos: Ponto 1 - reservatório de saída da água tratada localizado na ETA I e Ponto 2 - ponta de rede localizado na rua Clóvis Hugney, zona central de Várzea Grande/MT.

As coletas aconteceram nos meses de julho e agosto/2007 (19 coletas no período de estiagem) e outubro/2007 (05 coletas período chuvoso) totalizando 24 amostras. As amostras de água foram coletadas em frascos estéreis, com capacidade de 250 ml, contendo tiosulfato (inibidor do cloro), sendo as mesmas coletadas e transportadas conforme recomendações descritas em APHA et al. (1998) e imediatamente submetidas a análises físico-químicos e microbiológicos. Uma das recomendações importantes é a manutenção das limpezas dos reservatórios que são armazenadores

deste bem tal precioso é manter os reservatórios limpos recomenda-se que sejam realizadas suas manutenções de 06 em 06 meses para evitar a descaracterização da água tratada, com prometendo a qualidade do produto final.

As análises foram realizadas no próprio laboratório da ETA I. Os parâmetros físico-químicos e microbiológicos estudados foram: pH, turbidez, cor, cloro residual, coliformes totais, coliformes termotolerantes e em 20% das amostras foram analisadas bactérias heterotróficas, conforme exige na Portaria MS Nº 518, de 25 de março de 2004.

Os métodos adotados para as análises das amostras de água, quanto aos parâmetro físico-químico e microbiológico, estão descritos na tabela 1 e 2 respectivamente.

Na tabela 1 é demonstrado os métodos e equipamentos utilizados para análise da qualidade da água quanto aos parâmetros físico-químicos.

**Tabela 1 – Métodos e equipamentos para as variáveis físico-químicas.**

Análises Físico-químicas		
Variáveis	Método	Equipamentos
Cor (uH)	-	Água teste
Turbidez (UT)	-	Turbidímetro
pH	Vermelho de fenol estabilizado	Estojo de GENKIT
Cloro residual	Orto-toluidina	Estojo de GENKIT

Na tabela 2 estabelece os métodos adotados nas análises da água quanto aos parâmetros microbiológicos.

**Tabela 2 – Métodos para as variáveis microbiológicas.**

Análises Microbiológicas	
Variáveis	métodos
Coliformes Totais (NC/100mL)	Técnica de membrana filtrante/ meio de cultura Agar M-ENDO
Coliformes Termotolerantes (NC/100mL)	Técnica de membrana filtrante/ meio de cultura Agar MFC
Contagem geral de Bactérias Heterotróficas (UFC/mL)	Técnica “Pour Plate” / meio de cultura Plate-Count-Ágar (Agar Padrão)

## **RESULTADOS**

A estação de tratamento, objeto de estudo, composta por uma ETA de concreto e quatro metálicas, apresenta linha convencional de totalização, dotada de unidades de mistura rápida, floculação, decantação, filtração e desinfecção, com posterior distribuição através tubulações do tipo ferro fundido.

De acordo com o manual desenvolvido pelo Departamento de água e esgoto do município de Várzea Grande/ MT (2005), o sistema de distribuição é constituído de 746.230m de rede, com diâmetro de 50 a 500mm, sendo parte dela com idade superior a 30 anos, cujo materiais utilizados nas tubulações de rede são de Ferro Fundido, com 12.213 números de ligações, o qual abastecem 48.852 pessoas, assentadas na zona central da cidade.

Última coleta de amostras, após um dia chuvoso, que mesmo assim esteve dentro da faixa de normalidade.

### **pH (Potencial Hidrogeniônico)**

O pH da água depende de sua origem e características naturais, mas pode ser alterado pela introdução de resíduos. (ROLOFF, 2004).

Segundo a Fundação Nacional de Saúde (BRASIL, 2004) a água de pH baixo, é corrosivo, enquanto as águas com pH elevado, tendem a formar incrustações nas tubulações.

Os resultados obtidos para esta variável, foram os mesmos para ambos os pontos, não sofreram nenhuma alteração ao longo do percurso, estando assim de acordo com a Portaria MS N°518/2004.

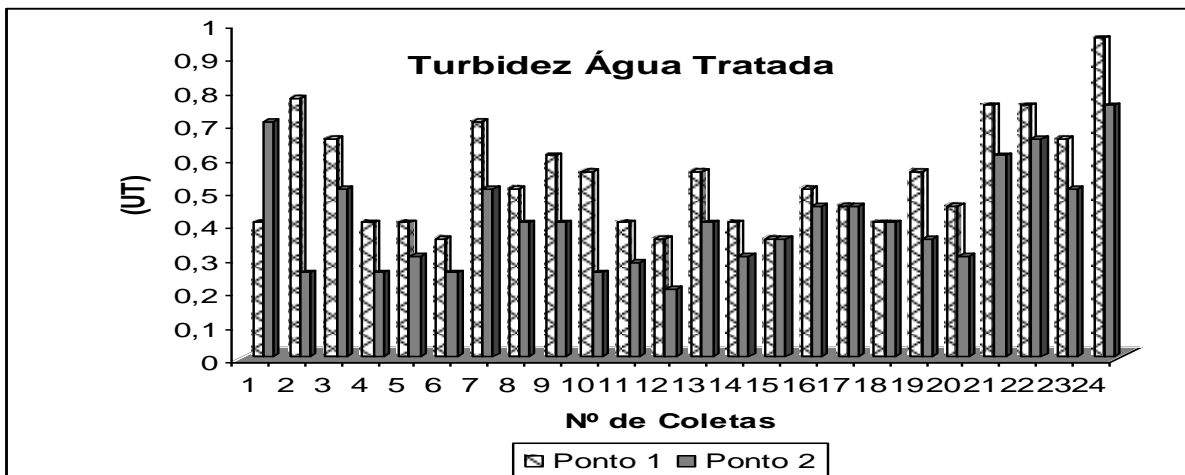
### **Cloro Residual Livre**

Conforme mostra o gráfico da figura 2, a concentração do cloro residual no ponto 1 esteve estático em todas as amostras, o que não ocorreu no ponto 2, cujos valores variaram, tendo como valor mínimo 0,30 mg/L, devido a diversos fatores ocasionado ao longo da rede de distribuição.

## **VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS**

Os resultados da cor da água tratada estiveram na média de 2,5 uH em todas as amostras dos pontos 1 e 2.

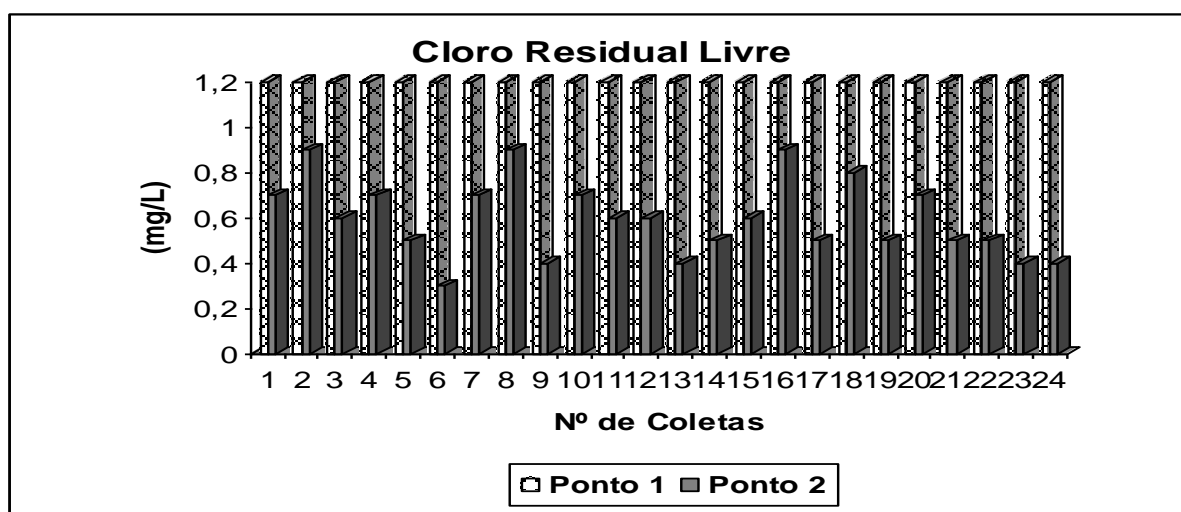
A significativa variação de turbidez da água tratada em ambos os pontos de amostragem, ao longo da pesquisa, materializa-se no gráfico da figura 1. Sendo que no ponto 1, os resultados variaram entre 0,35 UT a 0,95 UT. E no ponto 2 a variação esteve entre 0,20 UT a 0,75 UT.



**Figura 1 - Resultado da variação de Turbidez nos pontos 1 e 2.**

Os resultados do pH da água tratada variou entre 6,9 e 7,1 em ambos os pontos de coleta. Sendo que em 83% das análises em ambos os pontos de amostragem, o pH da água manteve na faixa de 6,9.

A concentração de cloro residual livre na água tratada nos pontos 1 e 2, estão distribuídas no gráfico da figura 2. Observa-se que no ponto 1, em 100% das amostras a concentração de cloro residual livre conteve um teor de 1,2 mg/L. Ao contrário do ponto 2, que sofreu uma variação entre 0,3 mg/L e 0,9 mg/L.



**Figura 2 - Resultado da concentração de Cloro residual Livre nos pontos 1 e 2.**



### VARIÁVEIS MICROBIOLÓGICAS

Em todas as amostras analisadas nos pontos 1 e 2, não se constatou a presença de bactérias do grupo coliformes totais, coliformes termotolerantes e bactérias heterotróficas.

Na tabela 3 mostra o resultado das análises microbiológicas nos pontos 1 e 2, nos meses de julho, agosto e outubro/2007.

**Tabela 3 - Resultado das análises microbiológica da água tratada nos pontos 1 e 2.**

Parâmetros	Nº de análises em cada ponto	Resultado
Coliformes Totais	24	N.D. <sup>2</sup> /100 mL
Coliformes Termotolerantes	24	N.D./100mL
Bactérias Heterotróficas	05	N.D./mL

### DISCUSSÃO

A qualidade da água muda ao longo do ano, em função de fatores meteorológicos e da eventual sazonalidade, e lançamentos poluidores.

### VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS

#### Cor e Turbidez

A cor da água é o resultado principalmente dos processos de decomposição que ocorre no meio ambiente. (BRANCO, 1993). A turbidez é causada pela matéria em suspensão, responsável pela turvação da água. (PELCZAR et al, 1996).

Mecca (2002), ao estudar as variáveis físico-químicas da água, afirma que cor e turbidez estão intimamente ligadas.

Conforme os resultados obtidos nas análises em relação a cor da água tratada nos pontos 1 e 2, pode-se constatar que os valores estão em conformidade com a Portaria MS Nº518/2004.

Já em relação a turbidez da água tratada, os resultados variaram em ambos os pontos, cujos valores estão dentro da faixa de valor máximo permitido da Portaria MS Nº518/2004.

No ponto 1 observa-se um valor máximo de 0,95 UT, valor este obtido na última coleta de amostras, após um dia chuvoso, que mesmo assim esteve dentro da faixa de normalidade.

---

<sup>2</sup> Não detectado.

### **pH (Potencial Hidrogeniônico)**

O pH da água depende de sua origem e características naturais, mas pode ser alterado pela introdução de resíduos. (ROLOFF, 2004).

Segundo a Fundação Nacional de Saúde (BRASIL, 2004) a água de pH baixo, é corrosivo, enquanto as águas com pH elevado, tendem a formar incrustações nas tubulações.

Os resultados obtidos para esta variável, foram os mesmos para ambos os pontos, não sofreram nenhuma alteração ao longo do percurso, estando assim de acordo com a Portaria MS Nº518/2004.

### **Cloro Residual Livre**

Conforme mostra o gráfico da figura 2, a concentração do cloro residual no ponto 1 esteve estático em todas as amostras, o que não ocorreu no ponto 2, cujos valores variaram, tendo como valor mínimo 0,30 mg/L, devido a diversos fatores ocasionado ao longo da rede de distribuição.

### **Referências Bibliográficas**

AMERICAN Public Health Association (APHA). Microbiological examination of water. In Standard of water. In Standard Methods for examination of water and wastewater. 20ª ed., Washington: APHA 1998.

BRANCO, S. M., Água: origem, uso e preservação. São Paulo: Moderna, 1993.

BRASIL – Fundação Nacional de Saúde. Manual de saneamento. 3. ed. rev. – Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2004.

BRASIL – Ministério da Saúde. Portaria nº 518 de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências.

BURGER, M. dos S., CAPRIGLIONI, M. S. S., I – 109 – Reabilitação de redes de ferro fundido em Curitiba. (Apresentado no 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Curitiba, 2004) Disponível em:

<http://www.sanepar.com.br/109ReabilitaçãoRedes.pdf>. Capturado em 18 de junho de 2007

CARVALHO, A. R. de, OLIVEIRA, M. V. C. de Princípios básicos do saneamento do meio. 4ª ed. rev. e ampl. – São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2004.

GERMANO, P. M. L. & GERMANO, M. I. S., A água: Um problema de segurança nacional. (Extraído do Portal Educação e Sites Associados – Sistema Integrado de Ensino a Distância). Disponível em: <http://www.portaleducacao.com.br>. Capturado em 18 de junho de 2007.

MECCA, M. J., Qualidade da água bruta e tratada em estações de tratamento de água ao longo do rio Cuiabá. 2002. 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2002.

PELCZAR JR, J. M., CHAN, E. C. S., KRIEG, N. R., Microbiologia: conceitos e aplicações, volume II, 2ª ed. – São Paulo: Makron Books, 1996.

PHILIPPI JR, A., Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável. Barueri, SP: Manole, 2005. (Coleção ambiental; 2.).

PNCDA, Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água (Documentos Técnicos de Apoio): Recomendações gerais e normas de referências para controle de perdas nos sistemas públicos de abastecimento do programa. Brasília - 1999. Disponível em: [http://www.cidades.gov.br/pncda/Dtas/arq/DTA\\_C1.pdf](http://www.cidades.gov.br/pncda/Dtas/arq/DTA_C1.pdf). Capturado em 18 de junho de 2007.

ROLOFF, T. C., Efeitos da não aplicação do controle de qualidade da água nas indústrias alimentícias. Sábios: Rev. Saúde e Biol., Campo Mourão, v.1, n.1 pp.52-57, 2006. Disponível em: <http://www.revista.grupointegrado.br/sabios/>. Capturado em 18 de junho de 2007.

# POTENCIAL DE ECONOMIA DE ÁGUA POTÁVEL COM O USO DE ÁGUA PLUVIAL: ESTUDO DE CASO DE UMA RESIDÊNCIA NO SUL DO BRASIL

| ID 18809 |

**1Talita Flores Dias, 2EneDir Ghisi**

*1Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, e-mail: eng.talita@yahoo.com.br; 2Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, e-mail: enedir.ghisi@ufsc.br*

**Palavras-chave:** Água pluvial; Edificações residenciais; Simulação computacional.

## Resumo

Este artigo tem como objetivo determinar a capacidade do reservatório para armazenamento de água pluvial a ser utilizado em uma residência unifamiliar localizada na cidade de Joinville, SC. Os usos finais de água foram estimados por meio de questionário aplicado aos moradores durante quinze dias. Verificou-se o tempo médio de utilização nas torneiras da cozinha, banheiro, lavanderia, rega de jardim e no chuveiro, e a frequência de uso na bacia sanitária e na máquina de lavar roupa. As vazões nas torneiras, bacia sanitária e chuveiro foram medidas. Na máquina de lavar roupa a vazão de cada ciclo foi obtida por meio de dados do fabricante. A capacidade do reservatório para armazenamento de água de pluvial foi obtida por meio do programa Netuno. Na estimativa dos usos finais de água, a bacia sanitária apresentou 12% do consumo total da residência e a rega de jardim 3%, totalizando 15% de uso para fins não potáveis. Como forma de auxiliar o usuário na tomada de decisão quanto à capacidade do reservatório a ser utilizado, foram realizadas simulações com os valores de 10%, 15% e 20% do consumo total. Ao final, obteve-se um reservatório de 2000 litros para 10% de demanda não potável e 3000 litros para 15% e 20% de demanda não potável. Dessa forma, o conhecimento dos usos finais de água poderá ser uma ferramenta de mudança de comportamento no uso de forma consciente desse recurso hídrico, e auxiliar o poder público em estratégias de diminuição do consumo de água em ambientes residenciais.

## Introdução

A quantidade total de água estimada na terra é de cerca de 1400 milhões de km<sup>3</sup>, dos quais apenas 2,5% (35 milhões de km<sup>3</sup>) correspondem à água doce, dessa quantidade de água doce somente 200000 km<sup>3</sup> (menos de 1%) estão disponíveis para consumo humano (AMADO; BARROSO, 2013). Segundo a Organização das Nações Unidas - ONU (2020), até 2050, entre 3,5 bilhões e 4,4 bilhões de pessoas viverão com acesso limitado a água, o aumento do consumo de água e poluição dos mananciais tem sido um problema enfrentado em diversos locais.

Os edifícios residenciais e não residenciais contribuem significativamente para o esgotamento desses recursos naturais e desempenham um importante papel no atendimento das necessidades humanas básicas (MANNAN; AL-GHAMDI, 2020).

As limitações atuais e previstas ao acesso à água e a necessidade de preservá-la incidirá na procura de soluções técnicas que atendam as necessidades com conforto e contribuam para uma redução significativa em seu uso (STEC, 2020). Para que isso aconteça, haverá a necessidade do uso de fontes alternativas de água, como água pluvial e água cinza (STEC, 2020).

De acordo com Sepehri *et al.* (2018), a coleta de água pluvial em telhados poderá ser uma solução sustentável para a gestão das águas urbanas. O seu uso surge como um método de auxílio na redução de escassez de água, com o uso no consumo de água doméstico para fins não potáveis e até mesmo para fins potáveis (MAO *et al.*, 2021). Para Maykot e Ghisi (2020), a implantação de sistemas de captação de águas pluviais em edifícios residenciais multifamiliares na cidade de Florianópolis é uma alternativa economicamente viável e aceita pelos usuários de classe econômica média e alta.

Custódio e Ghisi (2019) analisaram o potencial de economia de água potável com o uso de água pluvial em edificações residenciais em Joinville. Como resultado, os autores verificaram que o sistema de captação de água pluvial apresentou melhor desempenho para uma demanda de água igual a 20% da demanda total de água diária. Para Rossum (2020), a reutilização da água é uma alternativa importante para reduzir as demandas cada vez maiores por recursos hídricos e questões de deterioração da qualidade da água. Chen, Ngo e Guo (2013) afirmam que nos países em desenvolvimento o reuso de água será promissor, pela forte pressão populacional e mudanças climáticas. Na China, Hou *et al.* (2021) analisaram fatores que influenciam no uso de água cinza em seis regiões com diferentes níveis de escassez de água. As análises estatísticas mostraram que questões relacionadas à divulgação regional sobre a escassez de água e a conscientização pública sobre a proteção do ambiente hídrico afetam positivamente a aceitação do uso de água cinza, mas sua aceitabilidade é afetada negativamente com a percepção pública dos riscos à saúde.

Para a análise da demanda de água diária, é necessário o conhecimento dos usos finais de água. Proença e Ghisi (2010) afirmam que o conhecimento sobre os usos finais de água auxiliam na compreensão das atividades que mais consomem água em uma edificação. Segundo Howard e Bartram (2003), a quantidade fornecida e usada pelas famílias é um aspecto importante do abastecimento doméstico de água que influencia a higiene e, portanto, a saúde pública.

Com base nesse panorama, estudos relacionados aos usos finais de água têm sido realizados em várias partes do mundo.

Matos *et al.* (2014) analisaram os hábitos de distribuição dos usos finais de água em três regiões de Portugal. As análises estatísticas mostraram correlações significativas entre a área da residência e o número de usos em lavatório e descarga sanitária; a presença de crianças e o uso de máquina de lavar louça; e entre a renda e o número de utilizações no lavatório, na banheira, na máquina de lavar louça e na máquina de lavar roupa. No Brasil, Proença e Ghisi (2010) analisaram os usos finais de água em dez edifícios de escritórios em Florianópolis e verificaram que a adoção de sistemas mais eficientes de descargas de bacias sanitárias poderá ser a ação mais importante a ser tomada para reduzir a demanda de água potável em novos edifícios de escritórios no Brasil.

Diante desse cenário, é de extrema importância o conhecimento dos usos finais de água para auxiliar o poder público em tomadas de decisões referente à minimização do uso de água potável em ambientes residenciais, sendo uma alternativa a substituição de água potável por água pluvial em ambientes residenciais. Este estudo tem como objetivo avaliar o potencial de economia de água potável por meio do uso de água pluvial em uma residência unifamiliar localizada na cidade de Joinville, Santa Catarina.

### **Método**

O estudo dos usos finais de água foi elaborado por meio de aplicação de questionário, no período de 6 a 20 de novembro de 2020, distribuídos em diversos pontos da residência, sendo esses: lavatório do banheiro; chuveiro; bacia sanitária; pia da cozinha; tanque; máquina de lavar roupa e ponto externo do uso de rega de jardim (mangueira). Os moradores anotavam o tempo de uso e a quantidade de acionamento nos questionários. Estudou-se os usos finais de água em uma residência com sete cômodos, com área privativa de 110,00 m<sup>2</sup> e área de cobertura de 121,00 m<sup>2</sup>. A residência possui três moradores. Por meio do programa Netuno, versão 4, determinou-se a capacidade do reservatório de água pluvial. Ao final da simulação, obtiveram-se os seguintes dados: i) valores referentes ao potencial da econômica de água potável; ii) consumo de água pluvial; iii) atendimento de água pluvial e o iv) volume extravasado.

### **Localização**

A obtenção das informações referentes aos usos finais de água no ambiente residencial foi elaborada na cidade de Joinville S/C. O município de Joinville está localizado na região norte de Santa Catarina, com latitude sul de 26° 18' 05" e longitude oeste de 48° 50' 38", sendo a maior cidade do estado (IPPUJ, 2019). A residência unifamiliar em estudo está localizada a aproximadamente 1,31 km do centro da cidade.

### **Simulação**

Para determinação da capacidade do reservatório de água pluvial, foram realizadas simulações no programa Netuno, versão 4 (GHISI; CORDOVA, 2014). Os dados necessários para a simulação são os seguintes: i) dados diários de precipitação do local de estudo; ii) descarte de escoamento inicial (mm); iii) escoamento superficial; iv) área de captação de água pluvial (m<sup>2</sup>); v) demanda de água per capita (medido); vi) número de moradores e vii) demanda de água pluvial (estimado).

### **Precipitação Diária**

Os dados diários de precipitação foram disponibilizados pelo Comitê de gerenciamento das bacias do rio Cubatão e Cachoeira de Joinville (CCJ), compreendidos entre janeiro de 2005 a julho de 2015, com 3864 números de registro.

### **Descarte de Escoamento Inicial**

Para o descarte de escoamento inicial foi utilizado o valor de 2 mm, conforme recomenda a NBR 15527 (ABNT, 2019).

### **Escoamento Superficial**

De acordo Rocha (2009), o coeficiente de escoamento superficial é determinado a partir dos materiais de superfície de captação. Segundo o autor, para telhas cerâmicas os valores variam de 0,6 a 0,8. Marinoski e Ghisi (2018) e Ghisi, Cardoso e Rupp (2012) utilizaram o valor de 0,8 para o cálculo do dimensionamento do reservatório de água pluvial. Nesse estudo o valor adotado foi de 0,8.

### **Área de Captação de Água Pluvial**

Analisando a residência, observou-se o local mais adequado a ser instalado o sistema e a partir dessa definição, mediu-se a área do telhado a ser utilizado na captação de água pluvial. Nesse caso, a área de cobertura utilizada para a captação de água pluvial foi de 121,00 m<sup>2</sup>.

### Consumo de Água na Residência

A demanda de água per capita na residência foi analisada por meio das medições do consumo de água potável, medido e estimado. Para isso, anotou-se diariamente o volume de água medido pelo hidrômetro. O volume estimado, por sua vez, foi obtido por meio das medições dos usos finais de água na residência. A partir desses consumos medido e estimado, com a ocupação de três moradores na residência, obteve-se o consumo de água per capita.

No ano de 2016, um estudo similar foi feito na mesma residência e os dados obtidos nesta análise serão utilizados nesse estudo para fins de comparação em relação ao estudo atual.

### Usos Finais

A demanda de água pluvial, designada nesse estudo como consumo estimado, foi determinada a partir das medições dos usos finais na residência. Por meio das respostas obtidas dos questionários, o consumo diário de água dos moradores, no lavatório, chuveiro, pia da cozinha, tanque e rega de jardim foi calculado com base no tempo de uso, conforme Equação 1.

$$C = t \times Q \quad (1)$$

Onde: C é o consumo (litros); t é tempo total (segundos) e Q é a vazão (litros/segundo).

Na bacia sanitária e máquina de lavar roupa o consumo diário foi calculado com base na frequência de utilização, conforme Equação 2.

$$C = N \times Q \quad (2)$$

Onde: C é o consumo (litros/dia); N é a frequência de utilização (vezes/dia) e Q é a vazão do dispositivo (litros/ciclo).

As vazões do lavatório do banheiro, do chuveiro, da pia da cozinha, e do ponto externo para uso de rega de jardim, foram verificadas através da medição do volume de água com auxílio de um copo medidor e uma bacia (utilizada no chuveiro), balança e cronômetro. Para a medição, foi solicitado ao morador que acionasse as torneiras e o chuveiro três vezes nas vazões típicas utilizadas.

A vazão considerada na bacia sanitária com caixa acoplada foi de 6 l/ciclo, esse valor foi obtido medindo-se o volume armazenado com o auxílio de um recipiente com volume conhecido. Por meio



de dados do fabricante, obteve-se o valor do consumo de água na máquina de lavar roupa de 139,00 l/ciclo em sua máxima capacidade. Além dessa capacidade de uso, o modelo apresenta outros três níveis de consumo de água, sendo esses: nível médio (104,00 l/ciclo); nível baixo (69,50 litros/ciclo); nível extra-baixo (34,75 l/ciclo).

### Dimensionamento do Reservatório

Como forma de auxiliar na tomada de decisão na dimensão do reservatório a ser instalado e seu impacto na diminuição de consumo de água potável na residência para fins não potáveis, analisou-se o percentual de substituição de água potável por água pluvial com uma variação de -5% e +5% em relação ao valor obtido na demanda de água pluvial.

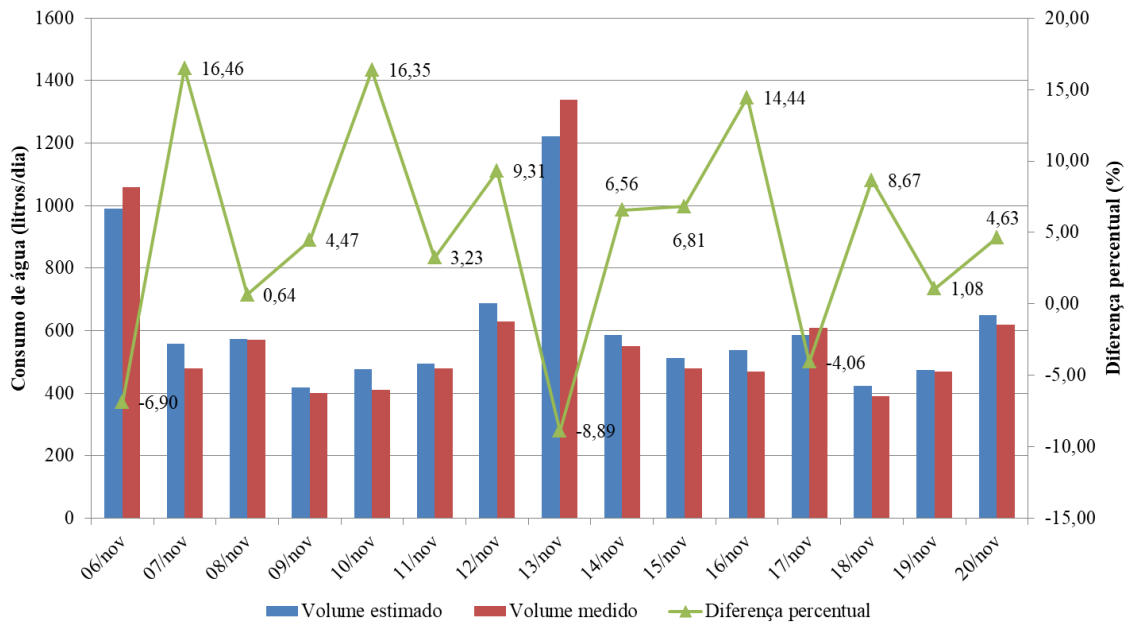
### Resultados

As vazões médias foram calculadas a partir dos valores obtidos nos acionamentos de cada aparelho, conforme apresentado na Tabela 1. Marinoski *et al.* (2014) utilizaram a mesma metodologia em seu estudo em habitações de interesse social.

**Tabela 1 - Vazões por morador em litros/segundo.**

Aparelho sanitário	Vazão (l/s)			
	Morador 1	Morador 2	Morador 3	Média (l/s)
Pia da cozinha	0,11	0,11	0,06	0,09
Lavatório	0,03	0,06	0,04	0,04
Chuveiro	0,12	0,08	0,10	0,10
Mangueira	0,12	0,07	0,15	0,12
Tanque	0,07	0,10	0,06	0,08

A diferença entre o valor medido e o estimado foi analisada para validação dos resultados, conforme apresentado na Figura 1. Observa-se que no dia 7 de novembro a diferença percentual máxima foi de 16,46%. Para validação dos resultados, Proença e Ghisi (2010) consideraram -20% a +20% a diferença máxima aceitável entre o consumo de água estimado e o medido.

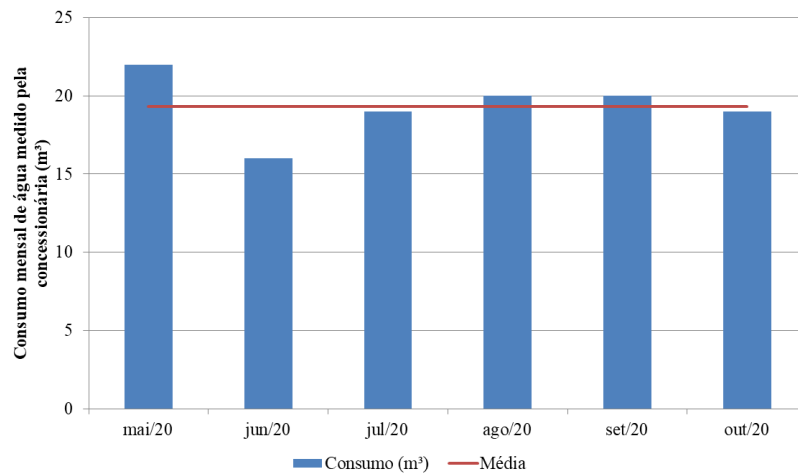


**Figura 1 - Consumo de água estimado e medido (litros) e diferença percentual.**

O erro médio entre o consumo de água medido e estimado, ao final dos 15 dias, foi de 2,54%. Maykot e Ghisi (2020) encontraram diferença de 5,4% entre o consumo medido e estimado em um edifício de apartamentos localizado em Florianópolis.

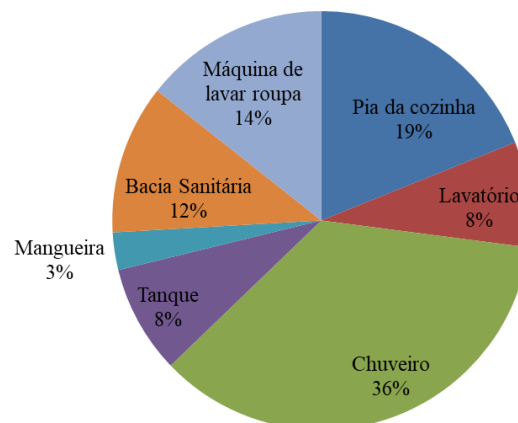
Com base nos dados medidos no hidrômetro, o consumo diário médio da residência foi de 597 litros/dia, ou seja, 199 litros/pessoa/dia. O consumo estimado, baseado nas informações coletadas por meio do questionário, foi de 204 litros/pessoa/dia. Segundo dados do Sistema Nacional de informações sobre o Saneamento - SNIS (2018), o consumo médio per capita brasileiro é de aproximadamente 155 litros/pessoa/dia, e Santa Catarina apresenta o consumo de 154 litros/pessoa/dia.

A média mensal com base nas medições foi de 17,90 m<sup>3</sup> e por meio do questionário o valor médio mensal estimado foi de 18,40 m<sup>3</sup>, valores esses próximos à média apresentada na Figura 2, para o período de maio de 2020 a outubro de 2020.



**Figura 2 - Consumo mensal de água medido pela concessionária local.**

Em termos de participação percentual nos usos finais, o ponto de utilização de maior consumo é o chuveiro com 36%, seguido da pia da cozinha 19%, máquina de lavar roupa 14%, bacia sanitária 12%, lavatório e tanque 8%, e mangueira 3%, conforme apresentado na Figura 3. Resultado similar ao encontrado por Barreto (2008). Em edifícios de apartamentos, Maykot e Ghisi (2020) encontraram o maior consumo nos chuveiros, seguido da máquina de lavar roupa, torneira da cozinha e bacia sanitária.



**Figura 3 - Usos finais de água na residência analisada.**

Nessa mesma residência, no período de 10 de maio a 9 de junho de 2016, analisou-se o consumo de água potável com base no acionamento dos aparelhos e estimou-se um tempo médio de utilização de cada aparelho. Os resultados obtidos mostraram que o maior consumo de água na

residência foi no chuveiro com 51%, seguido da máquina de lavar roupa com 22%, pia da cozinha 19%, bacia sanitária com 7% e lavatório 1%. Após essa pesquisa modificou-se o uso da máquina de lavar roupa, buscando sempre que possível, utilizá-la no seu nível máximo de capacidade. A média de consumo diário para a pesquisa atual desse equipamento foi de 88 l/dia, na pesquisa elaborada em 2016 o valor estimado foi de 143 l/dia. Para os usos finais na máquina de lavar roupa, obteve-se uma redução no consumo de água potável de 5%.

A escolha dos usos finais utilizados para fins não potáveis com o uso de água pluvial foram determinados a partir da recomendação da NBR 15527 (ABNT, 2019, p.4). Essa norma orienta o uso de água não potável em “descarga de bacias sanitárias e mictórios [...] e irrigação para fins paisagísticos”, e cita que “para outros usos devem ser estudados os parâmetros de qualidades” (ABNT, 2019, p. 4). A partir dessa recomendação determinou-se o uso de água pluvial nessa residência na bacia sanitária e mangueira (ponto externo para régua de jardim). Por meio das medições, o consumo total de água nestes aparelhos foi de 15%, conforme mostra a Figura 3.

Maykot e Ghisi (2020) afirmam que a viabilidade econômica muitas vezes não está relacionada com a capacidade do sistema em abastecer a maior quantidade de aparelhos.

### Dimensionamentos dos Reservatórios

Para análise da capacidade do reservatório a ser utilizado na substituição do consumo de água potável por água pluvial, utilizou-se o programa Netuno, versão 4 (GHISI; CORDOVA, 2014). Os valores de entrada estão descritos na Tabela 2.

**Tabela 2 - Dados de entrada utilizados no programa Netuno.**

Dados de entrada	
Dados de precipitação em base diária	Joinville /SC janeiro de 2005 a julho de 2015
Descarte de escoamento inicial (mm)	2
Área de captação (m <sup>2</sup> )	121
Demanda de água <i>per capita</i> (litros <i>per capita</i> /dia)	199
Número de moradores (pessoa)	3
Demanda de água pluvial (% da demanda total de água)	10; 15; 20
Coeficiente de aproveitamento para telhas cerâmicas	0,8
Percentual do volume do reservatório superior abaixo do qual há recalque (%)	20
Reservatório inferior de armazenamento de água pluvial (litros)	Volume máximo (litros) 50000 Intervalo entre volumes (litros) 1000

A precipitação média diária obtida para esse período foi de 7 mm/dia. A Figura 4 ilustra a precipitação anual na cidade de Joinville, no período de 2005 a 2014. O ano de 2015 não foi considerado na elaboração do gráfico, pois os dados não compreendem o ano completo. O valor correspondente à média da precipitação anual obtido para o período de 2005 a 2014 foi de 2425 mm. A precipitação média mensal, para os anos de 2005 a 2015, apresentada na Figura 5, foi de 203 mm.

Segundo Ghisi, Cardoso e Rupp (2012) os conjuntos de series temporais de água pluvial, considerados adequados, variam de 1 a 13 anos, dependendo da área do telhado, porcentagem da demanda de água pluvial e da demanda de água potável.

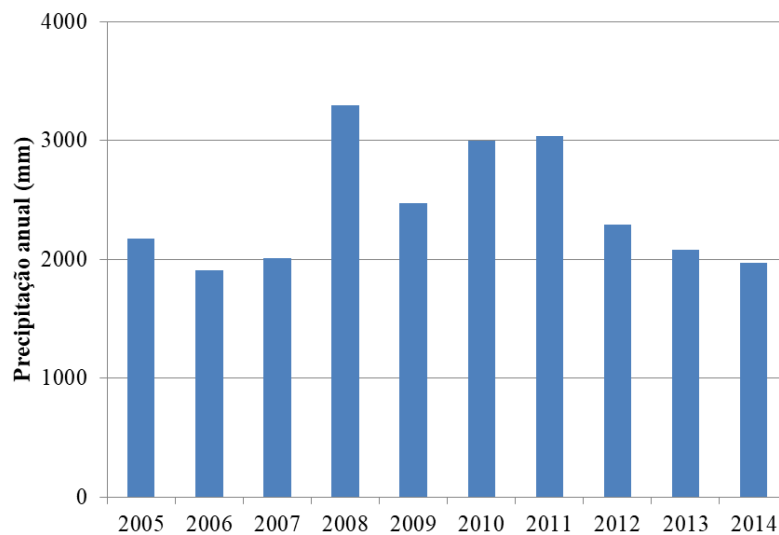


Figura 4 - Precipitação anual em Joinville de 2005 a 2014.

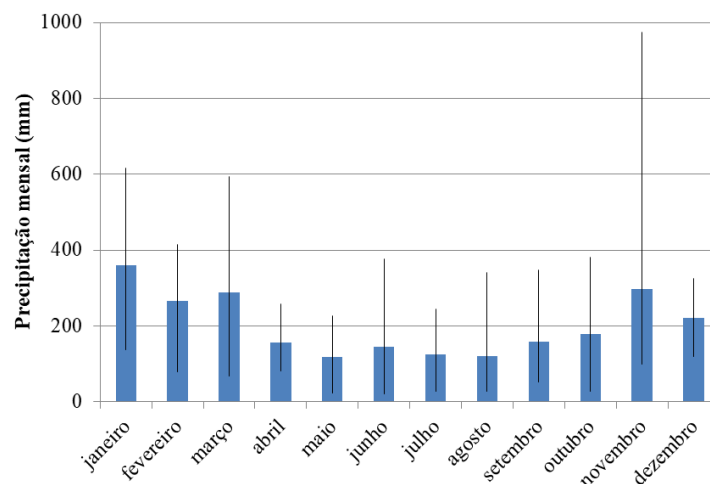
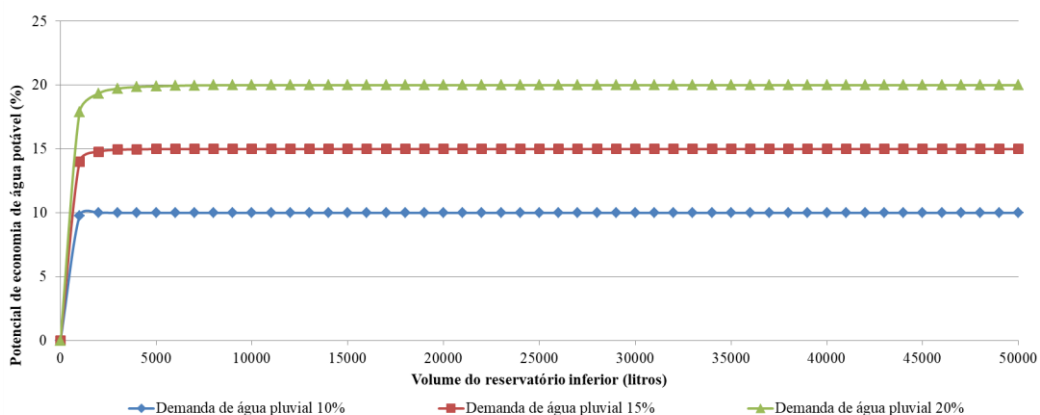


Figura 5 - Precipitação média, mínima e máxima mensal em Joinville de 2005 a 2015.

Os resultados obtidos no programa Netuno referentes ao volume ideal do reservatório de água pluvial são apresentados na Figura 6. Substituindo 15% de água potável por água pluvial, o reservatório ideal encontrado pelo programa Netuno foi de 3000 litros. O valor obtido para potencial de economia de água potável com o aproveitamento de água pluvial foi de 14,94%. Para demanda de 20% de água pluvial, a capacidade do reservatório encontrado na análise foi de 3000 litros com potencial de economia de água potável de 19,73%. Na substituição de 10% o reservatório ideal encontrado foi de 2000 litros, com potencial de economia de água potável de 9,99%.



**Figura 6 – Potencial de economia de água potável x volume ideal do reservatório.**

O consumo de água pluvial em litros/dia para 15% de substituição de água potável por pluvial, apresentado no programa Netuno, utilizando reservatório de 3000 litros foi de 89 litros/dia. Analisando a demanda inicial, com base nos valores do consumo diário de água potável e porcentagem da demanda de água pluvial, faltariam apenas 0,38 litros/dia para suprir a demanda por água pluvial.

Para 10% e 20% de substituição de água potável por água pluvial o consumo foi de 60 litros/dia e 118 litros/dia, respectivamente. Nesses dois casos faltariam 0,07 litros/dia para suprir a demanda de água pluvial em 10% de substituição e 1,63 litros/dia para 20% de substituição.

Para o atendimento de água pluvial no decorrer do ano, em 15% de substituição, os valores obtidos por meio do programa Netuno apontam que o reservatório de 3000 litros supre a demanda de água pluvial completamente 99,53% dias do ano. O sistema não é atendido pela água pluvial em 0,41% dias do ano, nesse caso o uso de água potável será necessário para abastecer completamente o sistema. Em 0,05% dos dias do ano, o sistema será atendido parcialmente por água pluvial.

Para a substituição de 10%, o sistema atende a demanda de água pluvial em 99,84% dias do ano para o reservatório de 2000 litros. A porcentagem de dias do ano em que o sistema não é

atendido pela água pluvial é de 0,10%. Em 0,05% dias do ano, o sistema será atendido parcialmente por água pluvial.

Na substituição de 20%, a demanda de água pluvial é atendida em 98,50% dias do ano com o uso do reservatório de 3000 litros. O atendimento parcial de água pluvial ocorrerá em 0,28% dias do ano e em 1,24%, o sistema não será atendido por água pluvial.

O volume extravasado, ou seja, a água pluvial que não será utilizada no sistema e será encaminhada ao serviço público de coleta de água pluvial, será de 546,60 litros/dia para 15% de substituição. Para 10% e 20% esse valor será de 576,33 litros/dia e 517,92 litros por dia, respectivamente. Na Tabela 3 observam-se os valores obtidos nas análises para demanda de água pluvial em 10%, 15% e 20%.

**Tabela 3 – Valores obtidos no programa Netuno.**

Resultados	Demanda de água pluvial (% da demanda total de água)		
	10%	15%	20%
Volume do reservatório ideal (litros)	2000	3000	3000
Potencial de economia de água potável (%)	9,99	14,94	19,73
Consumo de água pluvial (litros/dia)	60	89	118
Volume extravasado (litros/dia)	576,33	546,60	517,92
Atendimento parcial de água pluvial no decorrer do ano (%)	0,05	0,05	0,28
Atendimento completo de água pluvial no decorrer do ano (%)	99,84	99,53	98,50
Sem atendimento de água pluvial no decorrer do ano (%)	0,10	0,41	1,24

### Conclusão

Estratégias relacionadas à redução no consumo de água em ambientes residenciais, comerciais e industriais estão sendo estudadas em diversas partes do mundo. Fatores relacionados ao clima, hábitos de consumo, conscientização a respeito do consumo de água poderão influenciar no aumento ou diminuição desse recurso hídrico, como descrito em diversas pesquisas.

O conhecimento sobre os usos finais em ambientes residenciais auxilia na aplicação de estratégias para a redução do consumo de água por meio da substituição de água potável por água pluvial e na conscientização dos usuários sobre a redução do uso desse recurso.

A metodologia do trabalho foi baseada em questionários aplicados aos moradores e medições do hidrômetro da residência. A diferença obtida entre o consumo medido e o estimado foi de 2,54%.

O potencial de economia de água potável obtido com o aproveitamento de água pluvial foi de 14,94% para um reservatório de 3000 litros, valor esse próximo à demanda de água pluvial necessária para atendimento da bacia sanitária e ponto de uso externo para régua de jardim (mangueira). Para 10% e 20% o potencial de economia de água potável foi de 9,99% e 19,73%, respectivamente.

Dessa forma, a capacidade do reservatório recomendada nesse estudo seria de 3000 litros, pois esse reservatório atenderia a demanda de água pluvial em 10%, 15% e 20% e sua dimensão seria coerente com o local de instalação.

Analisando o estudo elaborado na mesma residência em 2016, percebe-se que o conhecimento dos usuários sobre os hábitos de consumo poderá auxiliar na redução do consumo de água potável. Percebe-se tal fato na diminuição de 5% no consumo de água potável na máquina de lavar roupa.

Diante do exposto, a principal conclusão que se obtém dessa pesquisa é que o uso de água pluvial em edificações poderá auxiliar na redução do consumo de água potável em ambientes residenciais, mas fatores relacionados ao custo da construção e local a serem construídos deverão ser analisados. O conhecimento por parte dos usuários sobre seus hábitos e problemas de escassez de água poderá ser uma ferramenta de mudança de comportamento no uso consciente desse recurso hídrico.

### Referências Bibliográficas

ABNT, ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 2019. Aproveitamento de água de chuva de coberturas para fins não potáveis – Requisitos. NBR 15527/19. Rio de Janeiro.

AMADO, Miguel Pires; BARROSO, Luis Marques. 2013. Sustainable construction: Water use in residential buildings in Portugal. *International Journal of Sustainable Construction Engineering and Technology*, v. 4, n. 2, p. 14-22.

BARRETO, Douglas. 2008. Perfil do consumo residencial e usos finais da água. *Ambiente Construído*, v. 8, n. 2, p. 23-40.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNIS. 2019. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2018. Brasília: SNS/MDR, p. 1-180.



- CHEN, Zhuo; NGO, Huu Hao; GUO, Wenshan. 2013. A critical review on the end uses of recycled water. *Critical reviews in environmental science and technology*, v. 43, n. 14, p. 1446-1516.
- COMITE DE GERENCIAMENTO DAS BACIAS DO RIO CUBATÃO E CACHOEIRA (CCJ). (Joinville). Dados de precipitação diária.
- CUSTÓDIO, Antônio Diego; GHISI, Enedir. 2019. Assessing the Potencial for Potable Water Savings in the Residential Sector of a City: A case Study of Joinville City. *Water*, v. 11.
- GHISI, Enedir; CORDOVA, M. M. 2014. Netuno 4. Programa computacional. Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Engenharia Civil. Disponível em: <<http://www.labee.ufsc.br/>>.
- GHISI, Enedir; CARDOSO, Karla Albino; RUPP, Ricardo Forgiarini. 2012. Short-term versus long-term rainfall time series in the assessment of potable water savings by using rainwater in houses. *Journal of environmental management*, v. 100, p. 109-119.
- HOU, Caixia; WEN, Yan; LIU, Xiaojun; DONG, Mingfang. 2021. Impacts of regional water shortage information disclosure on public acceptance of recycled water—evidences from China’s urban residents. *Journal of Cleaner Production*, v. 278.
- HOWARD, Guy; BARTRAM, Jamie. 2003. Domestic water quantity, service level and health. World Health Organization.
- INSTITUTO DE PESQUISA E PLANEJAMENTO URBANO DE JOINVILLE – IPPUJ. 2019. Joinville cidade em dados 2019, ambiente construído. Disponível em: <<https://www.joinville.sc.gov.br/wp-content/uploads/2020/06/Joinville-Cidade-em-Dados-2020-Ambiente-Constru%C3%ADdo-30062020.pdf>>. Acesso em: 02 dez 2020.
- MANNAN, Mehzabeen; AL-GHAMDI, Sami G. 2020. Environmental impact of water-use in buildings: Latest developments from a life-cycle assessment perspective. *Journal of Environmental Management*, v. 261.
- MAO, Jian; XIA, Boyu; ZHOU, Yun; BI, Fan; ZHANG, Xiaodong; ZHANG, Wei; XIA, Siqing. 2021. Effect of roof materials and weather patterns on the quality of harvested rainwater in Shanghai, China. *Journal of Cleaner Production*, v. 279.
- MARINOSKI, Ana Kelly; GHISI, Enedir. 2018. Avaliação de viabilidade ambiental e econômica de sistemas de aproveitamento de água pluvial em habitação de baixo padrão: estudo de caso em Florianópolis, SC. *Ambiente Construído*, v. 18, n. 1, p. 423-443.
- MARINOSKI, Ana Kelly; SILVA, Arthur Santos; VIEIRA, Abel Silva; GHISI, Enedir. 2014. Usos finais de água em habitações de interesse social no sul do Brasil. XV Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído – ENTAC, Maceió, nov.2014. p. 2720–2729.
- MATOS, Cristina; TEIXEIRA, Carlos A.; BENTO, Ricardo; VARAJÃO, João; BENTES, Isabel. 2014. An exploratory study on the influence of socio-demographic characteristics on water end uses inside buildings. *Science of the total environment*, v. 466, p. 467-474.
- MAYKOT, Kuntz Jéssica; GHISI, Enedir. 2020. Assessment of A Rainwater Harvesting System in A Multi-Storey Residential Building in Brazil. *Water*, v. 12.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS – ONU. 2020. No Dia Mundial da Água, Guterres lembra que cerca de 2,2 bilhões carecem de água potável. ONU News. Disponível em: <<https://news.un.org/pt/story/2020/03/1708162>>. Acesso em: 25 nov 2020.
- PROENÇA, Lúcio Costa; GHISI, Enedir. 2010. Water end-uses in Brazilian office buildings. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 54, n. 8, p. 489-500.
- ROCHA, Luis Vinicius. Validação de um algoritmo para avaliação do potencial de economia de água potável e dimensionamento de reservatórios de sistemas de aproveitamento de água pluvial em edificações. 2009.

Dissertação (Mestrado em Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Catarina. Orientador: Enedir Ghisi.

ROSSUM VAN, Tony. 2020. Water reuse and recycling in Canada-history, current situation and future perspectives. *Water Cycle*, v. 1, p. 98-103.

SEPEHRI, Mehdi; MALEKINEZHAD, Hossein; ILDEROMI, Ali Reza; TALEBI, Ali; HOSSEINI, Seyed Zeynalabedin. 2018. Studying the effect of rain water harvesting from roof surfaces on runoff and household consumption reduction. *Sustainable cities and society*, v. 43, p. 317-324.

STEC, Agnieszka. 2020. Demand for Water in the Building. In: *Sustainable Water Management in Buildings*. Springer, Cham, p. 21-32.

# QUANTIFICAÇÃO DE FIBRAS MICROPLÁSTICAS PROVENIENTES DA LAVAGEM DE TECIDOS

| ID 18824 |

**1Hudini Chiaramonte Maciel, 2Marcelo Oliveira Caetano, 3Uwe Horst Schulz, 4Amanda  
Gonçalves Kieling**

*1Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS, e-mail: hudini.maciel@gmail.com; 2Universidade  
do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS, e-mail: mocaetano@unisinobr; 3Universidade do Vale do Rio  
dos Sinos - UNISINOS, e-mail: uwe@unisinobr; 4Universidade do Vale do Rio dos Sinos - UNISINOS, e-  
mail: amandag@unisinobr*

**Palavras-chave:** Microplásticos, Lavagem doméstica, Recursos Hídricos.

## Resumo

Fragmentos de fibras provenientes de materiais têxteis sintéticos são um subgrupo dos microplásticos. Com o propósito de investigar a formação destes resíduos durante a lavagem doméstica, foram simuladas cinco lavagens em equipamentos de laboratório em amostras de 5cm x 5cm retiradas de artigos têxteis, com três composições sintéticas distintas (poliamida, acrílico e poliéster). Entre cada lavagem, o efluente gerado foi coletado, e posteriormente filtrado em dois meios filtrantes (papel e fibra de vidro), retendo as fibras microplásticas então desprendidas. Por um processo de gravimetria, foi determinado a massa de partículas aderidas aos filtros, e com o uso de um fluoróforo (*Nile Red*), estas partículas foram contadas em microscópio de fluorescência. Este estudo concluiu que as diferentes composições têxteis liberaram fibras na lavagem, em que amostras de acrílico liberaram maior massa de fibras microplásticas em cinco lavagens (40,9 mg), e de poliamida o menor valor (7,5 mg). Quando estendidos os resultados a uma peça do vestuário, estimou-se que uma blusa de acrílico possa desprender 726 mg de fibras microplásticas plásticas em uma única lavagem. Extrapolando para uma estimativa nacional, cerca de 14,5 mil toneladas de fibras sintéticas podem estar sendo liberadas nos recursos hídricos anualmente, a partir da lavagem de roupas. Em relação ao tamanho destas partículas, foram observadas dimensões variando de 11µm a 3mm. A visualização em filtro de 1,2µm sugere ainda a existência de partículas em dimensões nano. De maneira geral, foi possível estabelecer que a lavagem doméstica de artigos têxteis possui elevada contribuição na inserção destes poluentes em meio hídrico.

## Introdução

Plástico é definido pela União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC), como “termo genérico usado no caso de material polimérico que pode conter outras substâncias para melhorar o desempenho e / ou reduzir custos” (VERT et al., 2012). São normalmente sintéticos, e comumente derivados de produtos petroquímicos (COSTA et al., 2016).

Produtos em plástico passaram a dominar muitas das aplicações domésticas e industriais, inclusive fazendo parte do nosso vestuário, sendo que aproximadamente dois terços de todos os itens têxteis agora são sintéticos (HENRY et al., 2019). No entanto, os modelos de produção e consumo adotados por diversas sociedades, em escala global, aliados a má gestão destes resíduos e a sua durabilidade (THOMPSON et al., 2009), permitem que por vários caminhos dispersivos, microplásticos acabem se acumulando em sistemas marinhos (EERKES-MEDRANO et al., 2015), causando ameaças ao meio ambiente e aos organismos (MINTENIG et al., 2017).

Microplásticos são definidos como polímeros sintéticos, com dimensões não superiores a 5mm (CESA et al., 2017; COSTA et al., 2016; CLAESSENS et al., 2013; EERKES-MEDRANO et al. 2015; LI et al. 2018), podendo serem produzidos com este tamanho, ou fragmentados a partir de pedaços maiores. De acordo com estudos anteriores de Carr (2017), Caixeta et al. (2018), Cesa et al. (2017) e Li et al. (2018), microplásticos são divididos em dois grupos de acordo com sua origem: 1) Microplásticos primários – são partículas criadas industrialmente com estas dimensões para serem usadas como matérias-primas ou aditivos. 2) Microplásticos secundários – são partículas formadas no ambiente pela fragmentação de pedaços maiores, ocasionada por processos degradativos bióticos e/ou abióticos.

Para Cesa et al. (2017), essa conceituação está alinhada à definição clássica de poluição geral, onde fontes primárias são consideradas a partir de novas emissões, ocorrendo geralmente nos processos de manufaturada. E fontes secundárias, definidas da interação de poluentes presentes no ambiente, sendo movimentadas e reinseridas.

Além da origem, os microplásticos são divididos por diversos autores quanto ao tamanho das partículas. Costa et al. (2016) e Caixeta et al. (2018), avaliaram a definição de diferentes autores em relação ao tamanho destas partículas, encontrando muita divergência entre os pesquisadores, em especial aos denominados “nanoplásticos”. Já Cesa et al. (2017), salientam sobre a observância de qual dimensão deve ser considerada para limitação do valor (diâmetro, largura, comprimento, etc.), visto que se tratando de geometrias irregulares, esta definição é altamente dependente da forma da partícula.

No contexto dos microplásticos, Carr (2017) definem-se as ‘microfibras’ como sendo partículas filiformes, com diâmetros médios de  $28\mu\text{m}$  e comprimentos entre aproximadamente  $250\mu\text{m}$  a  $6250\mu\text{m}$ . Entretanto, considerando as fibras como microplásticos, o emprego do termo ‘microfibras’ em definição a este tipo de detrito é ambíguo. Na indústria têxtil, microfibras é utilizado como uma unidade de medida, relacionada a massa por unidade de comprimento (CESA et al., 2017). Desta forma, o uso do termo ‘microfibras’ nas ciências ambientais pode gerar confusão dentro do contexto têxtil.

É importante considerar que todos os produtos têxteis sintéticos, em quaisquer fases de seu ciclo de vida, possuem o potencial de transformarem-se em poluentes microplásticos (HENRY et al., 2019). Fibras sintéticas representam o tipo mais abundante de microplásticos (aproximadamente 85%, CARR 2017) encontrados no ambiente marinho.

A presença destes contaminantes no ambiente levanta preocupações com a toxicidade, pois plásticos são conhecidos por conter e / ou adsorver altas concentrações de contaminantes orgânicos (CLAESSENS et al., 2013), incluindo possíveis carcinogênicos (HENRY et al., 2019; LI et al., 2018). E como a maioria destes aditivos não estão quimicamente ligados ao polímero (COSTA et al., 2016), favorece a lixiviação de produtos químicos a partir de produtos de plástico em sistemas aquáticos (THOMPSON et al., 2009).

Ademais, microplásticos são ingeridos diretamente por animais pequenos, (a exemplo de zooplâncton), vindo a introduzir estes compostos na cadeia alimentar, que são passados via atividades de predação (ALLEN et al., 2017; MATTSSON et al., 2014). Desta forma, microplásticos são observados em níveis tróficos superiores, tais como aves marinhas, focas e lobos marinhos (LI et al., 2018).

Direcionando à população humana, pessoas podem estar ingerindo aproximadamente 5 gramas de plástico por semana, o equivalente a um cartão de crédito (WWF, 2019). As fontes de ingestão de plástico incluem a água potável (MASON et al., 2018; EERKES-MEDRANO et al., 2019), cerveja e sal (KOSUTH et al., 2018), moluscos e peixes (COLE et al., 2014), além da inalação do ar atmosférico contendo estas partículas (DRIS et al., 2017). A exposição crônica, pode resultar em um nível de bioacumulação (REVEL et al., 2018).

É possível destacar que, os processos comumente utilizados para tratamento de efluentes domésticos são eficientes para remoção de microplásticos (CARR, 2017). Contudo, isto depende muito dos tipos de processos/tecnologias de tratamento, bem como do tamanho das partículas destes contaminantes. Neste sentido, a pesquisa de Costa et al (2016), relata uma remoção ineficiente de plásticos de pequeno porte, tais como os nanoplásticos, em estações de tratamento de efluentes.

Por outro lado, foi observado em estações que operam com tratamento terciário, uma eficiência de remoção de 90% para partículas com dimensões maiores de 10  $\mu m$  (LI et al., 2018).

A remoção de microplásticos do esgoto, no entanto, apenas transfere o contaminante de um estado líquido para estado sólido. Em uma outra perspectiva, o tratamento de efluentes traz uma grande capacidade de liberação de microplásticos, devido a práticas agrícolas que utilizam lodos de esgoto como fertilizante, contendo fibras sintéticas e/ou microplásticos sedimentados (CAIXETA et al. 2018; COSTA et al., 2016). Somente na Europa, isto representa de 125 a 850 toneladas microplásticos por milhão de habitantes lançados anualmente no solo (HENRY et al., 2019).

Neste aspecto, considerando a problemática e o contexto anteriormente apresentado, o presente estudo avaliou como a atividade doméstica de lavagem de artigos têxteis sintéticos contribui para o aporte de microplásticos nos recursos hídricos.

### **Materiais e Métodos**

Os ensaios foram realizados com amostras têxteis em três composições diferentes, considerando a maior relevância na produção mundial de fibras sintéticas, bem como a presença das fibras encontradas nos emissários de ETE's municipais (BROWNE et al., 2011; ZIAJAHROMI et al., 2017; ALMROTH et al., 2017), sendo elas: Poliamida (PA), Acrílico (PAC) e Poliéster (PES).

Artigos têxteis destas composições foram adquiridos no comércio. Todas as composições apresentaram a mesma tonalidade, na cor branca. Informações sobre a composição dos artigos foram retiradas das etiquetas das peças, uma vez que constam como obrigatórias para etiquetagem de artigos têxteis confeccionados (BRASIL, 2008).

O experimento simulou, em laboratório, a atividade de lavagem de tecidos sintéticos realizado por uma lavadora de roupas doméstica, com tampa de abertura superior, com posterior coleta do efluente gerado, sendo repetidas cinco etapas de lavagem por amostra. Além disso, não foram utilizados detergentes ou amaciantes, pois estes bloqueiam o filtro utilizado para separação posterior das partículas (BROWNE et al., 2011).

Dado a escala reduzida dos ensaios, não foram utilizadas peças inteiras de roupas. Desta forma, cada amostra foi definida pelo conjunto de cinco pedaços de tecidos, com dimensões de 5cm por 5cm, totalizando 125cm<sup>2</sup> por cada composição sintética.

As lavagens foram executadas para cada conjunto de amostras em recipientes (Becker de 600mL) separados por composição, com o uso de água ultrapura obtida em aparelho marca Elga, modelo UHQ, a partir de água deionizada de osmose reversa. Foi utilizado um volume em mililitros (mL), considerando uma relação de cem vezes a massa inicial da amostra em miligramas (Tabela 1).

**Tabela 1 – Relação massa e volume de água**

AMOSTRA	Massa (g)	Volume (mL)
PA	1,7815	178,0
PAC	4,0722	407,0
PES	1,8563	186,0

Com o uso agitadores mecânico, cada sistema foi colocado sob agitação a 250RPM por trinta minutos. Após a lavagem, cada amostra foi removida para cápsula de cerâmica identificada, e disposta em estufa por 24 horas. Após a secagem, procedeu-se a lavagem novamente das amostras até a obtenção de 5 ciclos de lavagem. Os efluentes gerados foram coletados (n = 5 para cada tipo de tecido) e armazenados em frasco Duran de 500mL.

#### ***Determinação da massa de fibras microplásticas desprendida no efluente***

Conforme Dias et al (2016), a determinação da massa de fibra visa avaliar por meio da gravimetria, a massa de fibras sintéticas desprendidas no efluente durante cada ciclo de lavagem através de etapas de filtração, com retenção destas partículas no meio filtrante.

Assim, o procedimento de filtração foi realizado em duas etapas, utilizando meios filtrantes com porosidades diferentes. Foi realizada uma pré-filtração dos efluentes, com o objetivo de remover partículas mais grosseiras. Dentro da câmara de fluxo, um filtro de papel faixa branca (diâmetro de 47mm) foi colocado em um funil de Büchner acoplado a uma bomba de vácuo, sob um frasco coletor de vidro Kitasato. A cada vez, o efluente de uma amostra foi derramado cuidadosamente através do filtro. Com o uso de uma pinça, o filtro foi removido para uma placa de Petri de vidro com tampa.

O efluente remanescente no frasco Kitasato, foi novamente filtrado, desta vez em filtro de fibra de vidro Whatman GF/C, diâmetro de 47 mm, retenção típica de 1,2µm (CYTIVA, 2019), e os filtros removidos a uma nova placa de Petri. Como forma de garantir que nenhuma microfibras ficasse aderida as laterais dos frascos, antes da filtração, foram ligeiramente agitados, e após a filtração, foram enxaguados com água ultrapura.

As placas de Petri foram alocadas em estufa a 60°C até peso constante. As pesagens dos filtros ocorreram em balança analítica marca Ohaus, modelo AR2140. Os valores foram determinados através da equação 1. A massa inicial ( $m_0$ ) de cada filtro foi anteriormente determinada por secagem até peso constante conforme a equação 1.

$$m_{MF_n} = (m_f - m_0) \times 1000 \quad (1)$$

Onde,

$m_{MF_n}$  = Massa de fibras microplásticas da lavagem  $n$ , retidas no filtro ( $mg$ )

$m_f$  = Massa do filtro após filtração do efluente ( $g$ )

$m_0$  = Massa inicial do filtro ( $g$ )

Para cada lavagem  $n$ , a massa total de fibras microplásticas foi obtida pela soma da massa retida no filtro de papel com a massa retida de no filtro de fibra de vidro.

### ***Contagem de fibras microplásticas***

Com o objetivo de verificar a ocorrência, bem como caracterizar as fibras sintéticas retidas nos filtros, foi adotado um método baseado na metodologia de Maes et al (2017), que utiliza o corante *Nile Red* (NR) como uma ferramenta de marcação fluorescente para microplásticos. O NR apresenta uma boa aplicação na detecção de polímeros sintéticos, sendo adsorvido ao material polimérico, onde emite fluorescência sob comprimentos de onda específicos da luz incidente. A solução de NR é constituída por 0,5 mg do corante em 1mL de acetona (MAES et al., 2017).

Em cada placa de Petri com o respectivo filtro de fibra de vidro (Whatman GF/C), contendo as possíveis partículas provenientes de segunda filtração, foram adicionados 12mL de água ultrapura e pipetado 0,5mL da solução NR. Após 60 minutos, para cada amostra foi realizada uma nova filtração (nos moldes descritos na seção 2.3) com o sobrenadante da placa de Petri. Cada filtro foi então disposto em duas lâminas para microscopia simultaneamente (26mm x 76mm), dispostas na placa de Petri com tampa, e o conjunto alocado em estufa a 40°C por 24 horas.

O método de detecção ocorreu em microscópio óptico de fluorescência, marca Zeiss, modelo Scope A1, com excitação e emissão do comprimento de onda na faixa do ultravioleta (UV). No equipamento óptico, foi realizada uma varredura de toda área do filtro, sendo registrado o número de partículas encontradas da respectiva lavagem/composição sintética. Também foi realizado a varredura nas amostras controle.

### ***Amostra controle***

O uso de amostra controle contribuiu na verificação da eficácia na aplicação do método. Neste contexto, considerou-se possíveis fontes de contaminação oriundas de meio externo, como o ar ambiente, além da água utilizada. Para tanto, foi realizado duas filtrações em filtro de papel e fibra de vidro, com a água ultrapura utilizada, e estes filtros foram submetidos aos mesmos procedimentos de caracterização adotados nas amostras têxteis.



Medidas preventivas foram adotadas visando mitigar uma possível contaminação por microplásticos provenientes do ambiente. Equipamentos e recipientes foram lavados com água ultrapura a cada nova utilização, e entre etapas. Estações de trabalho foram previamente lavadas, e os ensaios sempre foram realizados utilizando jaleco de composição 100% algodão. Analogamente, sempre que utilizada, a câmara de fluxo foi ligada 15 minutos antes de iniciar os ensaios.

### ***Cálculo do número de fibras microplásticas por peça de roupa***

A fim de estabelecer uma estimativa sobre o total de fibras microplásticas emitidas por um artigo têxtil, os resultados foram estendidos, considerando as massas e dimensões totais das peças que originaram as amostras. A partir da realização de medições foi encontrado a área ( $\text{cm}^2$ ) de cada peça. Sendo a área adotada da amostragem de  $125\text{cm}^2$ , o fator de relação de área (*FRa*) equivale a divisão da área da peça pela área amostrada.

Já em relação à massa, as peças foram pesadas, encontrando a massa de cada artigo. Considerando a massa do conjunto de amostra de cada respectiva composição sintética, o fator de relação de massa (*FRm*) equivale também a divisão da massa da peça pela massa amostrada.

Neste sentido, foi criado um fator de relação (*FR*) de cada composição. Visando equalizar a diferença de grandezas entre área e massa, *FR* corresponde à média aritmética entre *FRa* e *FRm*, (Tabela 2). Onde: *FRa* – Fator de relação de área entre peça/amostra; *FRm* – Fator de relação de massa entre peça/amostra.

**Tabela 2 – Fator relação peça/amostra**

Composição	Área da peça( $\text{cm}^2$ )	FRa	Massa da peça(g)	FRm	FR
PA	8250	66,0	100,235	57,3	61,7
PAC	6846	54,8	207,173	51,9	53,4
PES	5644	45,2	115,432	63,2	54,2

Utilizando-se de *FR* como um multiplicador aos valores encontrados de massa e número de fibras microplásticas, estende-se os resultados a uma unidade do vestuário, conforme proposto nas equações 2 e 3.

$$M_{MF(peça)} = m_{tMF} \times FR \quad (2)$$

Onde:

$M_{MF(pe\c{c}a)}$  = Massa estimada de fibras microplásticas desprendida por uma peça de roupa (g)

$m_{tMF}$  = Massa total de fibras microplásticas quantificadas por lavagem (g)

$$N_{MF(pe\c{c}a)} = n_{tMF} \times FR \quad (3)$$

Onde:

$N_{MF(pe\c{c}a)}$  = Número estimado de fibras microplásticas desprendido por uma peça de roupa

$n_{tMF}$  = Número total de fibras microplásticas quantificados por lavagem

### **Extrapolação dos resultados**

Para uma estimativa nacional do potencial de fibras microplásticas liberadas anualmente em efluentes de lavagem doméstica, foram extrapolados os resultados da massa de fibras sintéticas emitidas por um artigo de vestuário. Para tanto, foi considerado o número de domicílios brasileiros com máquinas de lavar roupas, frequência de lavagem, bem como o número de peças lavadas.

A frequência, corresponde a uma média nacional de 3,5 lavagens por semana (DUPONT, 2013). O número de peças lavadas, foi arbitrado em 15 peças por lavagem, 5 de cada composição estudada. A massa desprendida por peça, será considerada a média aritmética dos resultados obtidos das cinco lavagens. Além de um ano possuir 52 semanas.

Foi considerado ainda, que no Brasil apenas 46,3% do esgoto é tratado (BRASIL, 2018), e ETE's possuem uma eficiência de remoção de 90% para partículas de dimensões maiores do que  $10\mu m$  (LI et al., 2018). Sendo assim, a equação 4, apresenta a forma de estimativa destes valores, para massa de fibras microplásticas emitidas anualmente por uma única lavadora de roupas. Para cálculo, foi considerado, segundo dados estatísticos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2015), um total de 41.601.000 lavadoras de roupas no país.

$$M_{MF(ano)} = (\bar{M}_{MF(PA)} \times 5 + \bar{M}_{MF(PAC)} \times 5 + \bar{M}_{MF(PES)} \times 5) \times 3,5 \times 52 \times 0,583 \quad (4)$$

Onde:

$M_{MF(ano)}$  = Massa estimada de fibras microplásticas desprendida por uma lavadora de roupa em um ano (g)

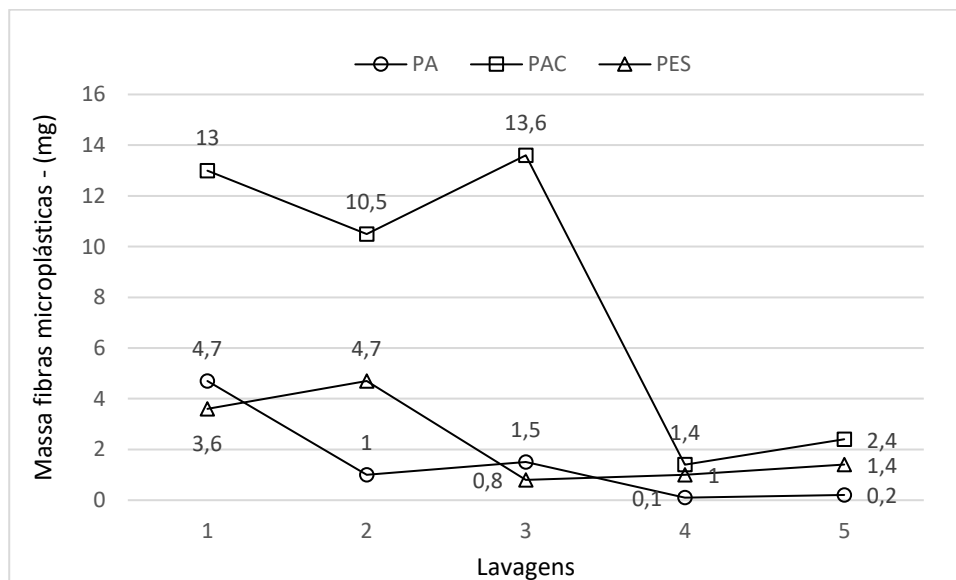
$\bar{M}_{MF(x)}$  = Média da massa de fibras microplásticas desprendidas por artigo, da determinada composição (g)

## Resultados e Discussão

A partir da escolha dos materiais dos artigos de vestuário (PA, PAC e PES), foram conduzidas as cinco séries de lavagem, sucedidas por uma etapa de secagem cada. A utilização de amostras novas, sem lavagem doméstica ou uso prévios, permitiu a avaliação da ação mecânica sobre o início da vida útil das peças e a liberação de fibras microplásticas das mesmas.

### *Massa de fibras microplásticas desprendida no efluente*

Em relação às massas de fibras sintéticas, foi considerado a soma das massas retidas nos dois meios filtrantes em cada lavagem. Muitas vezes, os filtros de fibra de vidro apresentaram uma variação de massa muito pequena, ou até nula (zero), tornando inviável a apresentação dos dados em separado. Esta condição é observada, pois o tamanho das fibras retidas nestes filtros, muitas vezes apresentaram dimensões inferiores a 1 mm, resultando em uma massa muito pequena e difícil de determinar pelo método empregado. A Figura 1 apresenta simultaneamente os valores encontrados para Poliamida (PA), Acrílico (PAC) e Poliéster (PES).



**Figura 1 - Massa desprendida de fibras microplásticas para amostras PA, PAC e PES**

Para lavagens com amostras de PA, um único processo desprendeu de 0,1mg a 4,7mg de massa de fibras microplásticas por lavagem. Com o maior valor nitidamente observado na primeira lavagem, e decrescendo ao longo do processo. Considerando as cinco lavagens sucessivas, o total

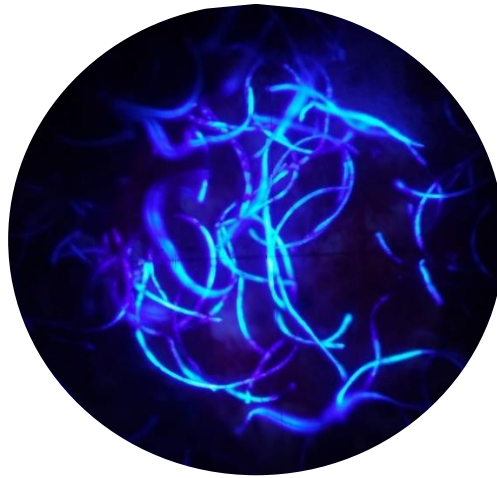
desprendido para a amostra de poliamida foi de 7,5mg. Neste sentido, esse valor representa 0,42% em relação a massa seca da amostra, de 1,7815g.

Para as lavagens com amostras de PAC, um único processo despreendeu de 1,4mg a 13,6mg de massa de fibras microplásticas por lavagem. Neste caso, houve a mesma tendência de queda na massa desprendida, da primeira a quinta lavagem. Com uma perceptível tendência a maiores valores nos três primeiros processos, vindo a apresentar queda após este período. Considerando as cinco lavagens sucessivas, o total desprendido para a amostra de acrílico foi de 40,9mg, sendo majoritariamente a maior das três composições. Considerando uma massa inicial da amostra de 4,0722g, esse valor representa 1,00% em relação a massa inicial.

Por fim, levando em conta as lavagens de amostras de PES, foram desprendidas fibras microplásticas na ordem de 0,8mg a 4,7mg em um único processo. Assim como foi verificado a mesma tendência de diminuição da massa, observado nas composições anteriores. Apesar de ter ocorrido uma queda perceptível nos valores da primeira à última lavagem, a segunda lavagem foi o processo que mais despreendeu estes detritos, e a terceira lavagem onde ocorreu o menor valor amostrado. Para as cinco lavagens sucessivas na amostra de poliéster, o total de massa desprendida foi de 11,5mg. Considerando a massa da amostra de 1,8563g, esse valor representa 0,62% em relação a massa inicial.

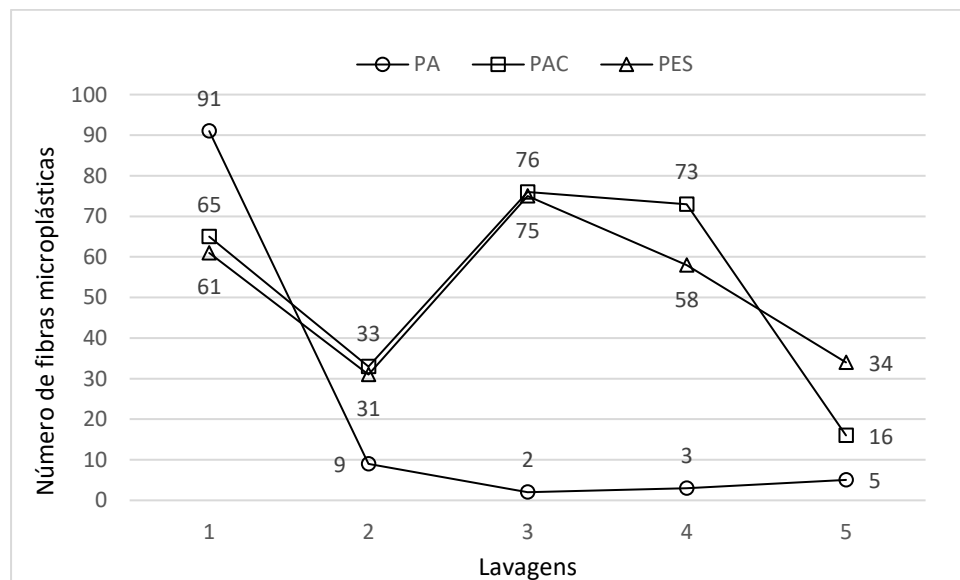
### ***Contagem de fibras microplásticas desprendidas no efluente***

A observação dos meios filtrantes em microscópio de fluorescência permitiu a contagem do número de partículas desprendidas no efluente de lavagem. Importante destacar que os valores são absolutos e referem-se apenas às partículas que passaram pelo primeiro meio filtrante (filtro de papel) e retidas no segundo meio filtrante (filtro de fibra de vidro), sendo desconsideradas todas os demais fragmentos retidos no primeiro filtro. Quando observado um destes meios filtrantes de papel (Figura 2), reafirmou-se a existência de partículas em dimensões superiores do objeto deste estudo (5mm), bem como da impossibilidade de aplicação do método de contagem. Entretanto, dado o formato irregular das partículas e orientação aleatória, não se descarta a possibilidade da existência de partículas menores retidas entre partículas maiores.



**Figura 2 - Emaranhado de fibras no primeiro meio filtrante (filtro de papel).**

A Figura 3 apresenta a quantidade de fibras microplásticas encontradas nos filtros de fibra de vidro, simultaneamente para Poliamida (PA), Acrílico (PAC) e Poliéster (PES).



**Figura 3 - Número de partículas de fibras microplásticas para amostras PA, PAC e PES**

Os meios filtrantes da segunda filtragem do efluente proveniente da lavagem de PA, despreendeu de 2 a 91 fibras microplásticas. Com o maior valor nitidamente na primeira lavagem, e decrescendo ao longo do processo. Relativo aos comprimentos, foram encontradas fibras

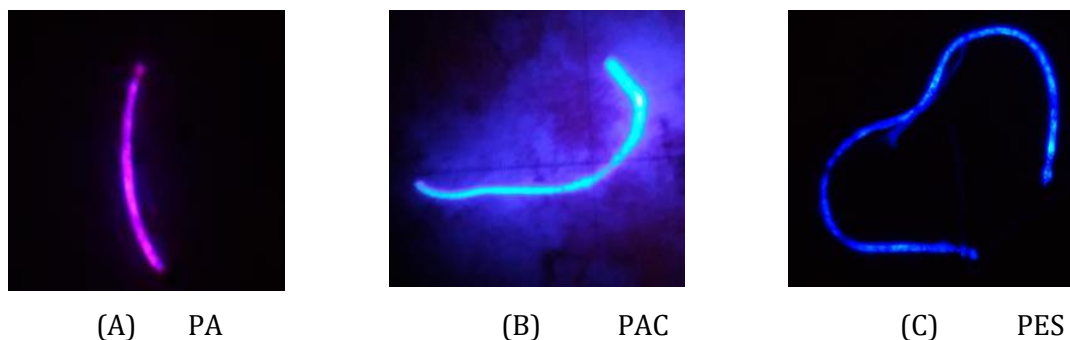
microplásticas de  $21,3\mu\text{m}$  a  $1,56\text{mm}$ , abrangendo desta forma uma faixa de dimensões de 73x o valor entre a menor e a maior partícula.

Os fragmentos desta composição, após tingimento com *NR*, apresentaram coloração rósea (Figura 4 – A) quando observadas com luz na faixa do *UV*. Considerando as cinco lavagens sucessivas, o total desprendido para a amostra de poliamida foi de 110 fragmentos, menor entre as amostras analisadas.

Considerando as filtrações dos efluentes de amostras de PAC, um único processo desprendeu de 16 a 76 fibras microplásticas. Todavia, apresentando o maior valor na terceira lavagem, e ainda com um comportamento aleatório ao longo do processo, mas apresentando o menor valor na quinta lavagem. Relativo aos comprimentos, foram encontradas fibras microplásticas de  $11,0\mu\text{m}$  a  $3,04\text{mm}$ , abrangendo uma faixa de tamanhos mais ampla, de 276x entre a menor e a maior partícula.

Os fragmentos desta composição, após tingimento com *NR*, apresentaram coloração azul (Figura 4 – B) celeste quando observadas com luz na faixa do *UV*. Considerando as cinco lavagens sucessivas, o total desprendido para a amostra de acrílico foi de 263 fibras microplásticas, maior entre as composições analisadas.

Por fim, nos filtros por onde passou o efluente proveniente da lavagem de PES, um único processo desprendeu um número de fibras microplásticas de 31 a 75 fragmentos. Para este caso, também foi observado o maior valor na terceira lavagem, e ainda com um comportamento aleatório no número ao longo do processo, chegando a apresentar o menor valor na segunda lavagem. Relativo aos comprimentos, foram encontradas fibras microplásticas de  $21,7\mu\text{m}$  a  $2,38\text{mm}$ , abrangendo uma faixa de tamanhos de 110x o valor entre a menor e a maior partícula. Os fragmentos de PES após tingimento com *NR*, apresentaram coloração azul intensa (Figura 4 – C) quando observadas com luz na faixa do *UV*. Considerando as cinco lavagens sucessivas, o total desprendido para a amostra de poliéster foi de 259 fibras microplásticas.



**Figura 4 – Microfibras observadas com luz na faixa do UV, após tingimento com NR.**

Sobre as variações de calorimetria entre materiais, de acordo com Maes et al. (2017) estas diferenças estão relacionadas com a “polaridade” da superfície do polímero e a capacidade solvatocrômica do *NR*. O espectro de emissão de fluorescência muda à medida que a polaridade do solvente aumenta. Os autores investigaram o potencial dessa resposta solvatocrômica em partículas de plásticos conhecidos, coradas e fotografadas. A partir dos valores foi criado um “índice de fluorescência”, representado através da “polaridade” de superfície do polímero. Esses valores foram então plotados em relação aos valores de literatura do ângulo de contato estático para esses polímeros, mostrando uma tendência clara, da relação entre a polaridade da superfície do polímero e a cor fluorescente do *NR*.

Em relação a outros estudos com resultados referentes a experimentos em equipamentos de laboratório, Almroth et al, (2017) utilizaram pedaços de tecidos com área de  $100\text{cm}^2$ , contra uma área de área de  $125\text{cm}^2$  deste estudo (equivalência de 0,8), encontrando de 9 a 1210 unidades de fibras microplásticas por  $100\text{cm}^2$ , a depender do tipo do têxtil e o uso de detergentes. Nesse sentido, utilizando o valor de equivalência (0,8), e os limites de 2 a 91 unidades deste estudo, o total despreendido equivaleria de 2 a 73 unidades por  $100\text{cm}^2$ , respectivamente. Estes valores se mostram conservadores quando comparados. No entanto, cabe o comentário de que Almroth et al (2017) em sua pesquisa não utilizaram peças comerciais de roupas para extração das amostras, bem como as lavagens foram conduzidos em equipamento Gyrowash, que segundo os autores, adiciona impacto mecânico a lavagem.

Relativo à avaliação das duas amostras de controle, quando aplicado o método gravimétrico, a variação na massa foi nula (zero). Já durante a varredura no microscópio de fluorescência, foi detectado apenas uma partícula (aproximadamente  $50\mu\text{m}$ ) no filtro de fibra de vidro, mostrando um resultado satisfatório, com percepções que não são capazes de comprometer os resultados.

Por fim, a visualização dos filtros de fibra de vidro ( $1,2\mu\text{m}$ ), indicou a presença de fragmentos inferiores a  $10\mu\text{m}$ . Sugerindo ainda que o líquido que passou por essa filtragem possa conter partículas em dimensões inferiores as registradas, incluindo partículas manométricas.

### ***Cálculo do número de fibras microplásticas por peça de roupa***

Considerando massas e medidas totais dos artigos que originaram as amostras, os resultados foram estendidos, instituindo uma estimativa sobre a massa total e número total de fibras microplásticas emitidas por uma peça inteira de roupa. Utilizando-se do fator de referência criado (FR) aplicado em cada caso, a Tabela 3 apresenta a estimativa de valores para massa e número de fibras microplásticas proveniente de cada composição, além dos valores médios de massa e número de fibras microplásticas considerando cinco lavagens.

**Tabela 3 - Cálculo de fibras microplásticas por peça de roupa**

Lav.	PA (FR = 61,7)		PAC (FR = 53,4)		PES (FR = 54,2)	
	Massa (mg)	Número	Massa (mg)	Número	Massa (mg)	Número
1	290	5615	694	3471	195	3306
2	62	555	561	1762	255	1680
3	93	123	726	4058	43	4065
4	6	185	75	3898	54	3144
5	12	309	128	854	76	1843
Total	463	6787	2184	14043	623	14038
Média	92,6	1357,4	436,8	2808,6	124,6	2807,6

Desta forma, os cálculos apontam a prevalência de valores na casa das centenas a milhares de fibras microplásticas, para uma única peça do vestuário. Quando somadas as cinco lavagens, o acrílico foi o artigo que mais apresentou potencial poluidor em unidades (14043 unidades), e em massa (2184mg). Este fato pode ser associado ao tipo de tecelagem, e não somente ao material, uma vez que Almroth et al., (2017), constataram que tecidos tricotados tendem a desprender mais fibras em comparação a tecidos de malhas em geral. Entretanto, o valor encontrado é inferior ao dos autores, que estimaram mais de 110.000 fragmentos em apenas uma única lavagem. Mas em valor superior as 1900 fibras microplásticas por lavagem, determinadas por Browne et al. (2011) anteriormente.

Já um artigo de poliamida pode emitir mais de cinco mil e seiscentos fragmentos sintéticos na primeira lavagem. Por estas partículas se concentrarem majoritariamente no primeiro processo (66%), apresenta uma possibilidade interessante de controle e mitigação no aporte de microplásticos no ambiente. No sentido, de propor a implementação ainda na indústria de medidas de controle e pré-tratamento adequado destas partículas, diminuindo potencialmente a quantidade de fibras libertadas para o ambiente durante a fase de uso. O artigo de poliéster, apesar de não figurar em nenhum extremo, também demonstra emissões em grandezas significativas.

### ***Extrapolação dos resultados***

Levando em consideração lavagens somente com os artigos em questão, foi estabelecido uma estimativa sobre o montante de fibras microplásticas emitidas anualmente em escala nacional. Considerando os valores médios por artigo da Tabela 3 (PA =  $92,6 \times 10^{-3}g$ , PAC =  $436,8 \times 10^{-3}g$ , e PES =



124,6x10<sup>-3</sup>g), aplicados na Equação 4, uma lavadora doméstica é capaz de liberar fibras microplásticas na ordem de 0,347kg/ano. Considerando as 41.601.000 lavadoras de roupas no país (IBGE, 2015), logo é possível ter uma perspectiva de serem lançados nos cursos d'água do país, cerca de 14,4 mil toneladas/ano de fibras microplásticas.

De qualquer maneira, estes números devem ser observados de forma conservadora, pois uma lavagem habitual pode conter bem mais que quinze peças, além de artigos com composições variadas, com duas ou mais fibras sintéticas ou ainda misturadas com fibras naturais. É importante o destaque adicional quanto a importância da continuidade de pesquisas que avaliem o comportamento destes artigos durante a lavagem quanto ao desprendimento de fibras microplásticas.

Ademais, se tratando de amostras provenientes de recortes de peças maiores, deve-se avaliar os efeitos de bordas dos tecidos, como vetores na propagação de fibras. Bem como, a equação 5 leva em consideração o fato de 46,3% do esgoto do país ser tratado, com uma eficiência de 90% na remoção destas partículas.

Em relação aos parâmetros de lavagem, Cesa et al. (2017) afirmam que fatores mecânicos e químicos são importantes princípios da dinâmica de lavagem. Já segundo Henry et al. (2019), o desprendimento de fibras é maior nas máquinas que possuem carregamento superior (eixo vertical), do que em máquinas com carregamento frontal (eixo horizontal). Sobre o uso de detergentes, tomando por base a opinião de Browne et al. (2011), os autores sugerem a exploração desta questão, necessitando investigar o efeito do detergente no desprendimento das fibras.

### **Considerações Finais**

A caracterização do efluente de lavagem a partir do experimento em equipamentos de laboratório, concluiu que tecidos de composição sintética se mostraram potencialmente responsáveis pelo aporte de microplásticos no meio ambiente. O estudo conclui também que diferentes têxteis sintéticos desprendem desigualmente quantidades de fibras. Para tecidos PA obteve-se uma faixa de 0,1mg a 4,7mg de massa de fibras microplásticas por lavagem. Para PAC a faixa de desprendimento foi de 1,4mg a 13,6mg. Já para PES, o índice de massa de fibras microplásticas por lavagem variou entre 0,8mg e 4,7mg.

Os resultados relacionados ao comprimento das fibras microplásticas, verificou-se uma variação entre 21,3µm a 1,56mm. Deve-se observar, no entanto, que a maior parte das partículas encontradas nesta pesquisa tinham uma área muito pequena e eram visíveis apenas no microscópio. Inclusive é sugerido a avaliação sobre a existência de nanopartículas.

Os resultados extrapolados (número de fatores explorados limitados), consideram que mais de quatorze mil toneladas de detritos sintéticos podem ser despejados anualmente nos recursos hídricos, somente no Brasil. Sobre a mitigação do aporte de microplásticos no ambiente, as amostragens com poliamida (PA) mostraram que 66% das fibras microplásticas desprendidas estavam na primeira lavagem, levantando assim uma possibilidade a ser considerada de controle destes fragmentos ainda na indústria.

### Referências Bibliográficas

ALLEN, Austin S.; SEYMOUR, Alexander C.; RITTSCHOF, Daniel. Chemoreception drives plastic consumption in a hard coral. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 124, n. 1, p.198-205, nov. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.07.030>.

ALMROTH, Bethanie M. Carney; ÅSTRÖM, Linn; ROSLUND, Sofia; PETERSSON, Hanna; JOHANSSON, Mats; PERSSON, Nils-Krister. Quantifying shedding of synthetic fibers from textiles; a source of microplastics released into the environment. **Environmental Science And Pollution Research**, [S.L.], v. 25, n. 2, p. 1191-1199, 28 out. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-0528-7>.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNIS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Brasília, 2017. 226 p. Disponível em: [http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2018/Diagnostico\\_AE2018.pdf](http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2018/Diagnostico_AE2018.pdf) Acesso em 16 de out. 2020.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior. Conselho Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial – CONMETRO. Resolução nº02, de 6 de maio de 2008. Dispõe sobre a aprovação do Regulamento Técnico Mercosul sobre etiquetagem de produtos têxteis. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 09 maio 2008, Seção 1, p.77-79.

BROWNE, Mark .A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R.,. Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 45, n. 21, p.9175-9179, nov. 2011. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es201811s>.

CAIXETA, Danila; CAIXETA, Frederico; MENEZES FILHO, Frederico. NANO E MICROPLÁSTICOS NOS ECOSISTEMAS: IMPACTOS AMBIENTAIS E EFEITOS SOBRE OS ORGANISMOS. **Enciclopédia Biosfera**, [s.l.], v. 15, n. 27, p.19-34, 20 jun. 2018. Centro Científico Conhecer. [http://dx.doi.org/10.18677/encibio\\_2018a92](http://dx.doi.org/10.18677/encibio_2018a92).

CARR, Steve A. Sources and dispersive modes of micro-fibers in the environment. **Integrated Environmental Assessment And Management**, [s.l.], v. 13, n. 3, p.466-469, 25 abr. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1916>.

CESA, Flavia Salvador; TURRA, Alexander; BARUQUE-RAMOS, Julia. Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: A review from textile perspective with a focus on domestic washings. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 598, p.1116-1129, nov. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.172>.

CLAESSENS, Michiel et al. New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. **Marine Pollution Bulletin**, [s.l.], v. 70, n. 1-2, p.227-233, maio 2013. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.03.009>.

COLE, Matthew et al. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. **Scientific Reports**, [s.l.], v. 4, n. 4528, 31 mar. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/srep04528>.

COSTA, J. P., SANTO, P. S. M., DUARTE, A. C., ROCHA-SANTOS, T. (Nano)plastics in the environment – Sources, fates and effects. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 566-567, p.15-26, out. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.041>.

DIAS, Silvio Luis Pereira et al. **Química analítica: teoria e prática essenciais**. Porto Alegre: Bookman, 2016.

DRIS, Rachid; GASPERI, Johnny; MIRANDE, Cécile; MANDIN, Corinne; GUERROUCHE, Mohamed; LANGLOIS, Valérie; TASSIN, Bruno. A first overview of textile fibers, including microplastics, in indoor and outdoor environments. **Environmental Pollution**, [S.L.], v. 221, p. 453-458, fev. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.013>.

DUPONT©. Brazil laundry habits & attitudes, TNS, January 2013. Disponível em : [http://fhc.biosciences.dupont.com/fileadmin/user\\_upload/live/fhc/FHC\\_DuPontBrazilLaundryinfographic.pdf](http://fhc.biosciences.dupont.com/fileadmin/user_upload/live/fhc/FHC_DuPontBrazilLaundryinfographic.pdf). Acesso em 17 ago. 2019.

EERKES-MEDRANO, Dafne; LESLIE, Heather A.; QUINN, Brian. Microplastics in drinking water: a review and assessment. **Current Opinion In Environmental Science & Health**, [S.L.], v. 7, p. 69-75, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2018.12.001>.

EERKES-MEDRANO, Dafne; THOMPSON, Richard C.; ALDRIDGE, David C.. Microplastics in freshwater systems: a review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. **Water Research**, [S.L.], v. 75, p. 63-82, maio 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>

Cytiva, Life Sciences. **Whatman filter paper grade GF/C**. Disponível em: <https://www.cytivalifesciences.com/en/br/shop/whatman-laboratory-filtration/glass-and-quartz-microfiber-filter/binderless-glass-microfiber-filter/whatman-filter-paper-grade-gf-c-microfiber-glass-filter-binder-free-p-09618#tech-spec-table>. Acesso em: 19 out. de 2020.

HENRY, Beverley; LAITALA, Kirsii; KLEPP, Ingun Grimstad. Microfibres from apparel and home textiles: Prospects for including microplastics in environmental sustainability assessment. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 652, p.483-494, fev. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.166>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Séries históricas e estatísticas, 2015**. Disponível em: <https://seriesestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?no=6&op=0&vcodigo=PD280&t=domicilios-particulares-permanentes-posse-maquina-lavar>. Acesso em: 24 de out. de 2019.

KOSUTH, Mary; MASON, Sherri A.; WATTENBERG, Elizabeth V.. Anthropogenic contamination of tap water, beer, and sea salt. **Plos One**, [s.l.], v. 13, n. 4, 11 abr. 2018. Public Library of Science (PLoS). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0194970>.

LI, Jingyi; LIU, Huihui; CHEN, J. Paul. Microplastics in freshwater systems: A review on occurrence, environmental effects, and methods for microplastics detection. **Water Research**, [s.l.], v. 137, p.362-374, jun. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.12.056>.

MAES, Thomas; JESSOP, Rebeca; WELLNER, Nikolaus; HAUPT, Karsten; MAYES, Andrew G. A rapid-screening approach to detect and quantify microplastics based on fluorescent tagging with Nile Red. **Scientific Reports**, [s.l.], v. 7, n. 1, 16 mar. 2017. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1038/srep44501>.

MASON, Sherri A.; WELCH, Victoria G.; NERATKO, Joseph. Synthetic Polymer Contamination in Bottled Water. **Frontiers In Chemistry**, [s.l.], v. 6, p.2-17, 11 set. 2018. Frontiers Media SA. <http://dx.doi.org/10.3389/fchem.2018.00407>.

MATTSSON, Karin et al. Altered Behavior, Physiology, and Metabolism in Fish Exposed to Polystyrene Nanoparticles. *Environmental Science & Technology*, [s.l.], v. 49, n. 1, p.553-561, 9 dez. 2014. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/es5053655>.

MINTENIG, S.m. et al. Identification of microplastic in effluents of waste water treatment plants using focal plane array-based micro-Fourier-transform infrared imaging. **Water Research**, [s.l.], v. 108, p.365-372, jan. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.015>.

REVEL, Messika; CHÂTEL, Amélie; MOUNEYRAC, Catherine. Micro(nano)plastics: a threat to human health?. **Current Opinion In Environmental Science & Health**, [S.L.], v. 1, p. 17-23, fev. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.coesh.2017.10.003>.

THOMPSON, Richard C. et al. Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. **Philosophical Transactions Of The Royal Society B: Biological Sciences**, [s.l.], v. 364, n. 1526, p.2153-2166, 27 jul. 2009. The Royal Society. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2009.0053>.

VERT, Michel; DOI, Yoshiharu; HELLWICH, Karl-Heinz; HESS, Michael; HODGE, Philip; KUBISA, Przemyslaw; RINAUDO, Marguerite; SCHUÉ, François. Terminology for biorelated polymers and applications (IUPAC Recommendations 2012). **Pure And Applied Chemistry**, [S.L.], v. 84, n. 2, p. 377-410, 11 jan. 2012. Walter de Gruyter GmbH. <http://dx.doi.org/10.1351/pac-rec-10-12-04>.

WWF INTERNATIONAL. **Revealed: plastic ingestion by people could be equating to a credit card a week.** Disponível em: [https://wwf.panda.org/wwf\\_news/press\\_releases/?348337/Revealed-plastic-ingestion-by-people-could-be-equating-to-a-credit-card-a-week](https://wwf.panda.org/wwf_news/press_releases/?348337/Revealed-plastic-ingestion-by-people-could-be-equating-to-a-credit-card-a-week). Acesso em: 26 de junho de 2019.

ZIAJAHROMI, Shima et al. Wastewater treatment plants as a pathway for microplastics: Development of a new approach to sample wastewater-based microplastics. **Water Research**, [s.l.], v. 112, p.93-99, abr. 2017. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.01.042>.

## APLICAÇÃO DE PROTOCOLO DE ANÁLISE RÁPIDA DE DIVERSIDADE DE HABITATS: ESTUDO DE CASO CÓRREGO DA RUA DA FONTE, CANELA – RS

| ID 18838 |

**1Juliana Gisele Gottschalk Petzinger, 2Márcia dos Santos Ramos Berreta, 3Eloisa  
Lovison Sasso**

*<sup>1</sup>Graduanda do curso de Bacharelado em Gestão Ambiental (BGA), Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), Unidade Hortênsias, São Francisco de Paula, RS, e-mail: juliana-petzinger@uergs.edu.br,<sup>2</sup>Professora Adjunta da Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), Unidade Hortênsias, São Francisco de Paula, RS, e-mail: marcia-berreta@uergs.edu.br,<sup>3</sup>Mestre em Ambiente e Sustentabilidade pela Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), Unidade Hortênsias, São Francisco de Paula, RS, e-mail:eloisa-sasso@uergs.edu.br*

*(\*Este estudo encontra-se dentro do escopo de investigação científica do Grupo de Pesquisa do Laboratório de Gestão Ambiental e Negociação de Conflitos (Ganeco). Este grupo de pesquisa é resultado de parceria formada entre UERGS e a Secretaria Estadual de Meio Ambiente e Infraestrutura (SEMA-RS).)*

**Palavras-chave:** Protocolo de Análise Rápida de Diversidade de Habitats; Análise Ambiental; Gestão de Recursos Hídricos.

### **Resumo**

O presente estudo apresenta uma análise dos aspectos do meio físico através da aplicação do Protocolo de Análise Rápida de Diversidade de Habitats (PAR) em um curso d'água inserido em meio urbano, com o intuito de descrever os impactos ambientais na área de estudo, bem como, estabelecer o nível de conservação e condições deste habitat conforme suas águas superficiais. O crescimento da mancha urbana está diretamente ligado ao uso e ocupação da terra e as intervenções ambientais que causa, nesse sentido, os arroios das cidades têm sofrido com a degradação e falta de planejamento urbano, o que implica consequências para toda rede hidrográfica. Além do mais não há informações disponíveis sobre os aspectos da qualidade ambiental dos locais nos quais se encontram esses corpos d'água. Para atingir o objetivo proposto foi aplicado o PAR em um curso d'água da cidade de Canela/RS, sem nome, denominado, portanto de córrego da rua da Fonte. Descrições ambientais com a utilização do PAR mostram um método que permite uma visão holística sob o ecossistema fluvial, de fácil aplicação, interpretação dos resultados, baixo custo e com diagnóstico de importante

relevância ao monitoramento e a gestão integrada de recursos hídricos, fazendo dessa importante ferramenta participativa e complementar como subsídio para ações de preservação, manutenção e recuperação desses ambientes que incidem diretamente na qualidade e quantidade do abastecimento de suas respectivas bacias hidrográficas.

### **Introdução**

Não só os ecossistemas emergiram e desenvolveram-se por conta do ciclo hidrológico, mas também as civilizações e suas cidades evoluíram e estabeleceram-se por conta da disponibilidade de água potável. O crescimento populacional, bem como o modo com que os espaços começaram a ser ocupados e utilizados, somados a pressão exercida sobre os recursos naturais, vêm causando impactos na qualidade ambiental das águas.

Atualmente, a falta de eficácia dos planos de saneamento básico, a fragmentação de vegetação nativa, o adensamento urbano e pressão imobiliária, entre outros, têm contribuído expressivamente para a degradação do solo e conseqüentemente da água. Manter e preservar a biodiversidade local e regional mantendo a vegetação nativa junto aos corpos hídricos impacta diretamente no equilíbrio ambiental, isso se refere diretamente as matas ciliares ou de matas de galeria

No entanto, a degradação ambiental, reflete entre outras coisas a 'pegada hídrica', a que deixamos enquanto sociedade, tanto no que se refere ao grande volume de água que consumimos e que poluímos. A poluição altera a qualidade da água e, essa alteração, produz não só um impacto estético, mas fisiológico e ecológico associados. De acordo com a FEPAM (2020) as três regiões hidrográficas do estado possuem restrições para usos mais nobres, destacam-se as altas concentrações de fósforo total e *E.coli*, comprometendo assim a qualidade das águas das respectivas bacias hidrográficas.

As águas superficiais, de que trata esse trabalho, são aquelas que não penetram no solo, acumulam-se na superfície, escoam e dão origem a arroios, córregos, rios, riachos e lagos; são eles fontes de água potável, no diz respeito ao abastecimento humano e não humano. Isto justifica a necessidade de monitoramento tanto de sua qualidade quanto quantidade, perfazendo o papel de planejamento e gestão desses recursos indispensáveis e, diante do fato do consumo com alta entropia, tornam-se, portanto, finitos.

Esse cenário amplo e complexo demanda a compreensão de que mesmo fragmentos de floresta prestam um importante o serviço ambiental e ecológico, isto é, a cobertura florestal está intimamente ligada com o ciclo hidrológico de uma bacia hidrográfica, assim interferindo na harmonia dos diversos compartimentos da biosfera, iniciando-se no dossel das árvores recebendo

as chuvas (interceptação) até o fluxo que escoia pelos troncos e atingindo o solo (ARCOVA, 2013). Essa vertente de pensamento se consolida, pois o verde urbano não significa apenas um elemento de paisagem; essa vegetação intraurbana é também um prestador de serviços ecossistêmicos quer seja no sequestro de carbono, incorporação de oxigênio, redutor da intensidade das chuvas, quer seja na interceptação das chuvas até o fluxo de água propriamente dito.

A avaliação de recursos hídricos inclui: redes de monitoramento, técnicas de avaliação e estudos de impactos ambientais (EIA), são estes entre outros, instrumentos de gestão integrada de recursos hídricos (STATUS..., 2012 apud EMBRAPA). Dentre estas técnicas de avaliação são comumente empregados parâmetros físico-químicos e bacteriológicos no monitoramento de rios. Todavia, se tais parâmetros forem avaliados de maneira isolada, podem não refletir a real situação do local. Assim sendo, para uma avaliação mais criteriosa sobre a qualidade ambiental de um corpo hídrico, não podemos apenas considerar apenas esses parâmetros, mas também as suas condições físicas e de seu entorno, pois refletem de modo global o estado geral do ambiente (WHITFIELD 2001 Apud RODRIGUES, p. 161, 2008).

Nesse sentido, a aplicação de Protocolo de Análise Rápida de Diversidade de Habitats (PAR) se configura como ferramenta eficiente; fazendo uso das palavras de Callisto et al (2002), estes protocolos são instrumentos de fácil aplicação e entendimento, de custo baixo, que demonstram o funcionamento deste conjunto de estruturas permitindo que o ecossistema aquático funcione. A partir desta avaliação rápida é possível concluir e embasar os aspectos técnico-científicos para manejo e conservação desses espaços, observada a legislação vigente pertinente. Assim, o objetivo deste estudo é descrever o processo de aplicação e resultado obtido do Protocolo de Análise Rápida de Diversidade de Habitats (PAR), demonstrando sua funcionalidade como ferramenta de avaliação ambiental, aplicado localmente ao córrego da rua da Fonte, na cidade de Canela/RS.

### **Material e Métodos**

O presente estudo baseou-se em teoria e prática do tema proposto com bibliografia pertinente, mediante uma abordagem descritiva qualitativa, através de pesquisa documental, fotográfica, com registro de coordenadas geográficas da área de interesse, saída a campo, e aplicações práticas do PAR. Dessa maneira a pesquisa tem caráter exploratório incorrendo no método de investigação científica de estudo de caso.

A partir deste cenário o fluxograma do trabalho desenvolvido no eixo compreender-planejar-executar-registrar área de interesse e seus dados, desta forma, o mesmo se desdobrou em quatro momentos: fase pré-campo, com delimitação da área de interesse com aplicativo Google Earth Pró;

Campo 1, reconhecimento do local de estudo, coleta de coordenadas, primeiros registros fotográficos e determinação dos pontos de amostragem para posterior processamento no software QGIS versão 3.16.5-Hannover, disponível em [https://www.qgis.org/pt\\_BR/site/forusers/download.html](https://www.qgis.org/pt_BR/site/forusers/download.html); Campo 2, aplicação das fichas PAR para cada ponto pré-determinado no campo 1, segundo momento de registros fotográficos, observações e coleta dos dados de fitofisionomia, fauna e flora e Registro e análise dos dados.

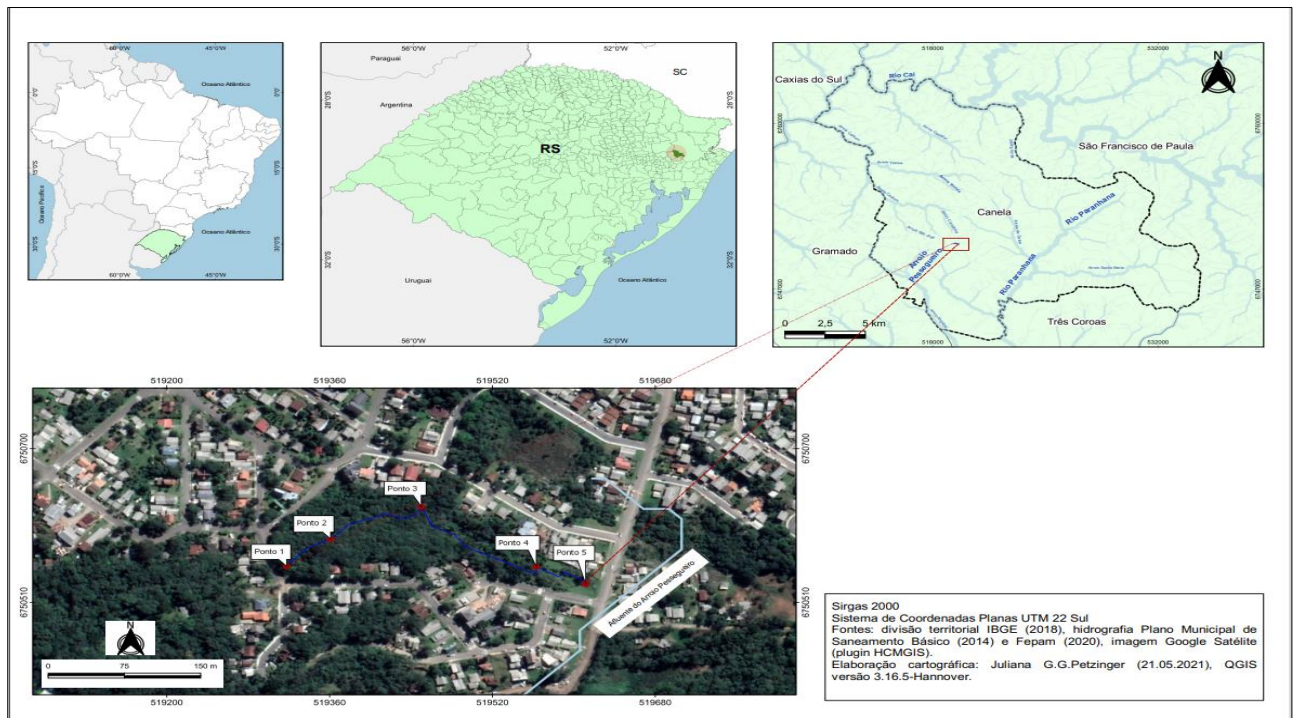
### Área de Estudo

A área de estudo está localizada na cidade de Canela, estado do Rio Grande do Sul, Brasil. O córrego, da respectiva cidade está localizada na Vila do Cedro, com dois acessos principais um pela rua da Fonte (-29°22'31" S, 50°48'4,5" W) com 879 (oitocentos e sessenta e nove) metros de altitude, e, outro pela rua Érico Veríssimo (-29°22'20" S, -50°47'52,78" W) com 832 metros (oitocentos e trinta e dois).

Este córrego contribui para o afluente do Arroio Pessegueiro, que faz parte da sub-bacia de mesmo nome e este por sua vez converge suas águas para a bacia do rio dos Sinos, pelo segmento médio sinos através do rio Paranhana.

O córrego foi dividido em (cinco) pontos de amostragem, dois a montante, um ponto referencial (mediano), os dois últimos a jusante no curso do corpo d'água da área de estudo. A extensão entre o primeiro ponto até o quinto é aproximadamente de 300 metros, onde inicia com floresta ombrófila mista com a presença de araucárias (*Araucária angustifolia*); a vegetação mais densa nos pontos a montante e mais a jusante configura-se área de campo rupestre (com presença de afloramentos rochosos) alternando com campo úmido (área mais aberta) e, ainda áreas ao entorno mais antropizadas.





**Figura 1: Mapa de localização da área de estudo na cidade de Canela/RS. Determinação dos pontos amostrados para a aplicação do PAR (Pontos de 1 a 5).**

**Elaborado 1autora, 2021.**

### **Procedimentos Metodológicos**

Para a execução da etapa campo 2 utilizaram-se os seguintes materiais: um disco de Secchi, uma trena cinco metros, um termômetro para ambiente, fichas PAR para registro da pontuação de acordo os parâmetros a serem avaliados, caderno de campo para anotações, aparelho celular com câmera e aplicativo “Timestamp” instalado, a fim de incluir registro data/hora/localização GPS nas fotos.

O modelo de descrição de avaliação ambiental – Protocolo de Análise Rápida de Diversidades de Habitats (PAR) proposta por Callisto et al (2002, apud Radtke p.30,2015) foi usado como referência. Nele foi registrado o local e data da avaliação, situação das condições do dia, descrição do tipo de corpo hídrico (córrego ou rio), dados relativos à largura, profundidade e temperatura média da água e, desdobrou-se em dois momentos, registrados através de quadros, onde foram atribuídas pontuações de acordo com a realidade do local.

O primeiro eixo de avaliação do PAR, Quadro 1, está centrado nas características do córrego e nos impactos ambientais da atividade antrópica do entorno, utilizam-se de 10 (dez) parâmetros:

**Tabela 1: Quadro 1 com parâmetros que foram avaliados na aplicação do PAR.<sup>1</sup>Autora, 2020.**

<b>Quadro 1</b>	<b>Parâmetros Avaliados</b>
<b>Descrição Ambiental</b>	Tipo de ocupação das margens do curso d'água (principal atividade)
<b>Avaliação de Impactos Ambientais na Área</b>	Erosão próxima e/ou nas margens do rio assoreamento em seu leito
	Alterações antrópicas
	Cobertura do leito
	Odor da água
	Oleosidade da água
	Transparência da água
	Odor do fundo
	Oleosidade do fundo
	Tipo de fundo

No Quadro 2 a avaliação volta-se para as condições do habitat e seus níveis de conservação das condições naturais, aqui representados por 12 (doze) parâmetros, que também recebem atribuição de pontos:

**Tabela 2: Quadro 2 com parâmetros que foram avaliados na aplicação do PAR.<sup>1</sup>Autora, 2020.**

<b>Quadro 2</b>	<b>Parâmetros Avaliados</b>
<b>Descrição Ambiental</b>	Tipo de fundo
<b>Nível de Conservação e Condições de Habitat</b>	Extensão de rápidos
	Frequência de rápidos
	Tipo de substrato
	Depósito de lama
	Depósitos sedimentares
	Alterações no canal do rio
	Características do fluxo das águas
	Presença de mata ciliar
	Estabilidade das margens
	Extensão de mata ciliar
	Presença de plantas aquáticas

Essa metodologia, propõe atribuir pontuação aos itens relacionados aos parâmetros descritos acima. Ao final de cada observação deve ser realizada a soma da pontuação atribuída a cada parâmetro referente ao local observado, a fim de estabelecer a classificação do nível de perturbação do corpo d'água analisado.

De acordo com Lobo et al. (2011) apud Radtke (2015), uma pontuação maior (>) que 32 (trinta e dois) pontos significa que o corpo d'água possui características físicas de ambiente natural; pontuação entre 23 - 32 (vinte e três a trinta e dois pontos) significa que o corpo d'água está alterado

e pontuação variando entre 0 – 22 (zero a vinte e dois) pontos significa que o corpo d'água está impactado.

### **Resultados e Discussão**

De acordo com dados do IBGE (2019) referentes aos setores censitários, a cidade de Canela tem atualmente boa parte de suas áreas urbanas classificadas como de alta densidade de edificações. Levando-se em conta esta informação, faz-se necessário considerar formas de uso e ocupação do solo e supressão de vegetação nativa, bem como a disponibilidade de água, sua gestão e impactos na respectiva bacia hidrográfica. A cidade tem onze arroios e seis sub-bacias, todos os quais, de acordo com o Plano Municipal de Saneamento Básico em seu relatório diagnóstico de 2014, encontram-se em algum grau de poluição, principalmente por esgoto doméstico.

O rio Paranhana, atualmente, pertence a classe 4 (Comitê Sinos), isto significa que não é indicado para o consumo humano e contato primário. E, ainda de acordo com o último levantamento do Consórcio Pró Sinos, através de seu monitoramento espacial (documento eletrônico), teve-se que em dois trechos do rio Paranhana, sendo um deles correspondente à Barragem das Laranjas, trecho que compreende a divisa entre Canela e Três Coroas, o IQA (Índice de Qualidade da Água) observado foi 62.01, considerado regular. No segundo trecho, o da Ponte da rua Helbert Müller, o IQA observado foi 55.67, também considerado regular. Em linhas gerais, após obtenção dos laudos laboratoriais de amostras e análise dos resultados deste levantamento, foi possível perceber que os aspectos ligados a demanda bioquímica de oxigênio e fósforo total foram os fatores responsáveis pelos índices terem sido classificados como regular. É importante salientar que no segundo local de monitoramento os dois parâmetros citados foram considerados ruins. A partir deste levantamento percebe-se a importância de visualizar o comportamento das águas ao longo do tempo no seu trajeto desde as nascentes até a chegada a sua bacia (Plataforma Digital De Dados - Monitoramento Espacial Pró-Sinos, documento eletrônico, 17.11.2020).

A fim de reforçar o levantamento mencionado acima, buscou-se estabelecer correlação entre os resultados obtidos em laboratório mediante análise de amostras de água.

A partir do cenário geral observado durante os campos 1 e 2 temos que a influência antrópica está bem evidente:

- I. Situação a montante equivalente ao trecho que compreende os pontos 1 e 2 até ponto 3, evidencia de muito resíduo plástico como sacos de lixo, sacolas, sacos de ração de cachorro, potes, além de restos de materiais de construção.

- II. Nos dois momentos de campo 1 e 2 pode-se perceber o cheiro de esgoto nos pontos 1 e 2 e mais próximo do ponto 3 o cheiro (todos pontos a montante) assemelha-se ao de amaciante de roupas, porém, as águas apresentaram-se transparentes e sem a presença de espumas.
- III. Situação a jusante equivalente ao trecho que compreende os pontos 4 e 5 é o trecho mais antropizado. De maneira geral, tanto a direita quanto à esquerda do curso d'água, na faixa que compreende a borda do fragmento florestal, encontram-se as residências. Tais casas tem fundos para a área da mata, e situam-se na parte mais baixa da área de interesse. Desta forma o acesso para os moradores de outras ruas próximas é facilitado. Visualmente, os pontos mais impactados (com maior quantidade de entulho, resto de construções, animais em decomposição, queima de resíduos, e até um galinheiro) fazem 'divisa' com a área.



**Figura 2: a montante compreendido entre ponto 1 e 2 - Resíduos plásticos, restos de material de construção e cheiro de amaciante. Registro <sup>1</sup>autora, 2020.**



**Figura 3: a jusante trecho entre os pontos 4 e 5 - Acúmulo de diversos materiais, queima de resíduos e restos de animais em decomposição. Registro <sup>1</sup>autora, 2020.**



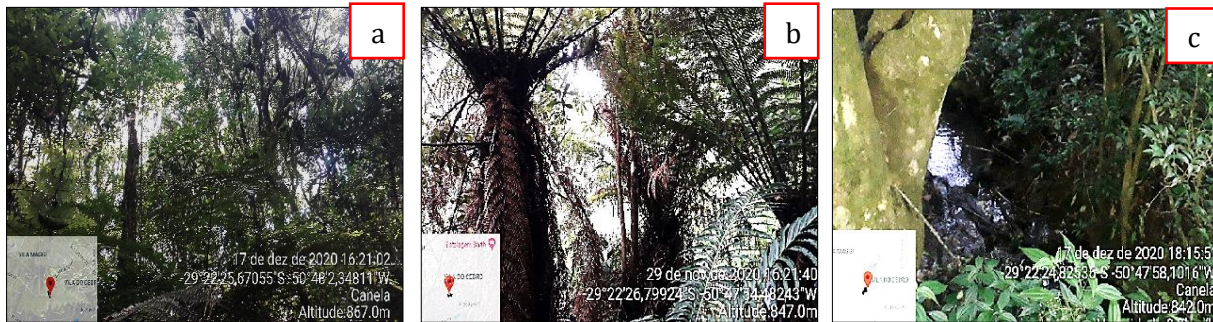
**Figura 4: a jusante entre pontos 4 e 5 – algumas casas com fundos para a mata, (E) a esquerda há canos que sugerem que pode haver despejo direto de esgoto; (D) curso d’água segue por baixo da rua Érico Veríssimo ao encontro do afluente do Arroio Pessegueiro. Registro <sup>1</sup>autora, 2020.**

A análise in loco permitiu dimensionar também a heterogeneidade da área de estudo, bem como ter uma visão das condições ambientais naturais. Nos pontos 1, 2 e 3, a montante é predominantemente de floresta ombrófila mista com vegetação nativa; por vezes mais densa, composta de árvores de porte médio a grande configurando dossel com extrato alto perfazendo mata de galeria em toda extensão do curso d’água. No trecho compreendido pelo ponto 4, a vegetação já se mostra num extrato mais baixo e arbustiva, e, a caminho do ponto 5 temos uma área mais aberta configurando um misto entre campo rupestre e áreas úmidas com vegetação típica desses locais.

A área que corresponde a floresta ombrófila mista visualmente está bem preservada, vigorosa e ativa apesar de muitos locais apresentarem ações antrópicas pontuais. Em toda a extensão desde o primeiro até quarto ponto há a presença bastante significativa de xaxins (*Dicksonia sellowiana*) considerada uma espécie pioneira na sucessão ecológica, samambaias (*Pteridium aquilinum*) bem próximos ao curso d’água, a Justiça-rosa (*Justicia carnea*), cogumelos, líquens e briófitas (musgos) também foram vistos em grande quantidade, representando esses últimos de acordo com Raven *et al* (2007) bons bioindicadores de qualidade ambiental no que diz respeito a flora, pois sua ausência ou baixa representatividade indicam áreas com alto índice de poluição. A avifauna também é bastante significativa observado pela movimentação e canto dos pássaros em meio ao fragmento florestal.

O trecho do ponto 4 (a jusante) foi o local onde o curso d’água tem frequência de rápidos mais rasos e lentos, foi o local onde a temperatura da água esteve mais baixa em torno de 15°C, e foi possível observar a presença de pequenos peixes (lambaris), isso se mostrou bastante instigante ao passo que uma das áreas com maior ação antrópica. Nesse mesmo trecho o fundo é mais pedregoso, com alguns seixos e, mais a frente, lamoso, mostrando-se bastante úmido. Há também há muitas

plântulas de várias espécies, revelando um promissor banco de sementes, destaca-se o pinheiro-bravo (*Podocarpus lambertii*), espécie nativa do estado do Rio Grande do Sul.



**Figura 5: dossel das árvores (a) e a presença de xaxins (b); mata de galeria bem preservada acompanhando o curso d'água (c). Registros 1ª autora, 2020.**

O Trecho do curso d'água do ponto 5 tem um fundo lajeado, isto é, predomina um afloramento rochoso em todo seu comprimento até seguir seu curso ao encontro do afluente do Arroio Pessegueiro por baixo da rua. Nesse local podemos dividi-lo em campo úmido perto das margens a sua direita, onde há uma predominância *Hippuris vulgaris*, Lentilhas-da-água (*Caparosa duckweeds*), agrião-do-rio (*Nasturtium officinale*), copos-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*) estes inclusive no meio do fluxo d'água, bem como lírio do brejo (*Hedychium coronarium*); do outro lado à esquerda temos campo rupestre com gramíneas, arbustos de extrato bem mais baixos, com a presença de margaridas do campo amarelas (*Glebions segetum*), madressilva (*Lonicera Caprifolium*) e pequenas flores em geral. A mata ciliar percorre apenas a margem direita até o curso d'água seguir subterraneamente onde encontra o afluente do Arroio Pessegueiro. Esse ponto é o mais largo de todos amostrados, com 2 metros e 80 centímetros de um lado a outro, sob seu lajeado foi possível observar a atividade do zooplâncton, isto é, pequenos invertebrados junto a lâmina d'água, este fato segundo Departamento de Ecologia da USP se faz muito importante na avaliação da qualidade da água:

*O zooplâncton é constituído de muitos tipos de organismos, grande parte destes possui ciclo de vida curto, havendo uma resposta rápida em relação a mudanças ocorridas no ambiente, como por exemplo, mudanças climáticas (temperatura, vento), concentração de nutrientes, pH, entre outros fatores. Assim, a composição de espécie do zooplâncton e a abundância destas podem ser alteradas em função de variações no meio, podendo ser de grande utilidade como indicador biológico para avaliação da qualidade da água, mostrando, por exemplo, variações na comunidade com relação ao grau de eutrofização do meio (MEIRINHO, P. DO AMARAL, documento eletrônico)*

Outro fato importante a destacar no ponto 5 é referente a herpetofauna, durante o campo 1 e 2 foi detectado através do ‘canto’ (vocalização) a presença de anfíbios; no campo 2 foram encontrados ao menos três ninhos de espuma, que de acordo com Bernarde, 2012, os ovos ficam em ninho de espuma flutuante como o encontrado ocorre em corpos d’água lênticos; girinos exotróficos em corpos d’água lênticos, isso se justifica pois foram localizados nas margens onde a água não tem movimento de fluxo como na parte central. Esses animais participam ativamente da manutenção deste habitat, tanto por servirem de alimento para outros na cadeia alimentar quanto como bioindicadores da qualidade ambiental local uma vez que não toleram água e ar contaminados (BERNARDE, 2012 documento eletrônico).

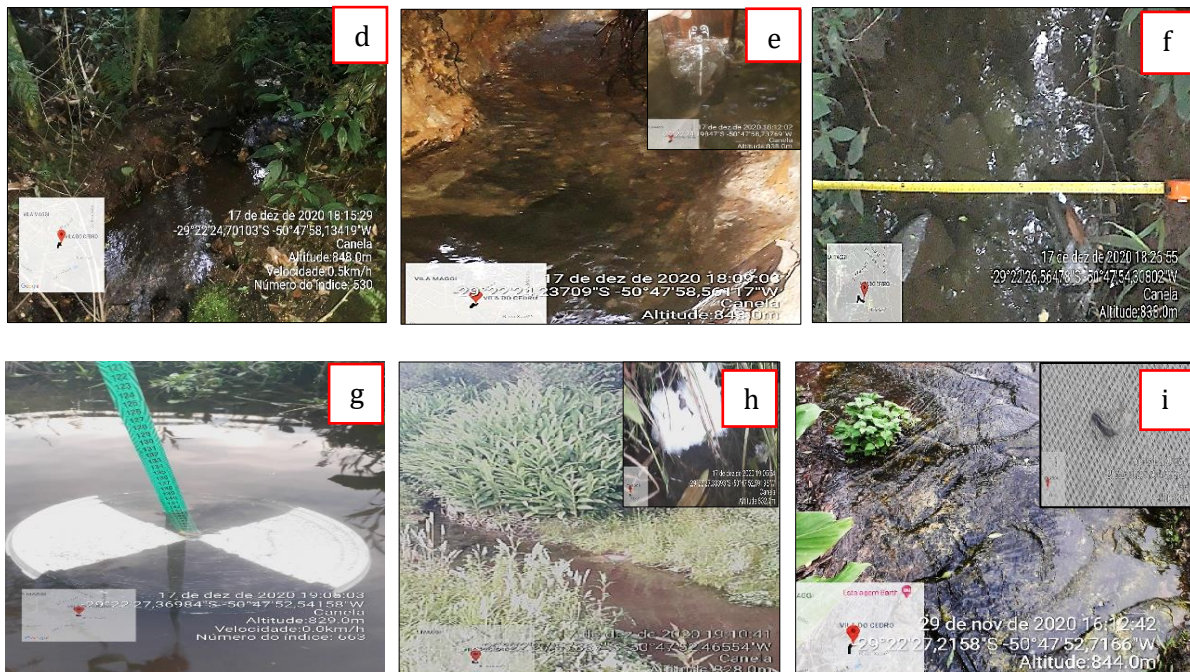


Figura 6: (d) curso d’água trecho a montante; (e) aferição de temperatura da água; (f) tomada das medidas de largura das margens trecho a jusante; (g) aferição de turbidez com disco de secchi; (h) trecho a jusante com destaque para o ninho de espuma e (i) trecho lajeado com a presença de zooplâncton. Registros <sup>1</sup>autora, 2020.

De maneira geral o corpo hídrico analisado mantém boa transparência em praticamente todos os trechos amostrados (turbidez mínima no ponto 1), mesmo com o odor de esgoto perceptível nos pontos a montante; foi verificada a estabilidade das margens em todo o curso da água; não foi detectado nenhum trecho com erosão, e depósitos sedimentares com aproximadamente 5% (cinco por cento) do fundo coberto por lama apenas no ponto 4, mas não chega a representar um assoreamento significativo na área de estudo. Também não houve nenhum registro de oleosidade.

Para avaliar a turbidez foi utilizado disco de secchi, que é utilizado para medir a transparência. Fazendo uso das palavras de Marchesan (2017) ao dizer que essa é uma importante caracterização do corpo hídrico, pois se a água for muito turva, menos luz penetrará na coluna de água. Isto é, as partículas em suspensão reduzem a luminosidade, temperatura e a atividade fotossintética, influenciando diretamente na quantidade de oxigênio disponível no meio aquático. Dessa forma, a medida de transparência serve como um indicador indireto do grau de turbidez, ou seja, da quantidade de partículas orgânicas ou inorgânicas em suspensão.

Levando em consideração a topografia da área de estudo, a geomorfologia dos cambissolos (e na sua capacidade de drenagem e escoamento intermediário superficial), a declividade do terreno torna evidente que existe boa quantidade de oxigênio dissolvido no corpo hídrico. Os pontos a montante representam bem esse cenário de extensão e frequência dos rápidos, além de demonstrarem as menores medidas largura média, são os locais mais próximos da nascente deste curso d'água.

Com a aplicação do PAR para cada um dos cinco pontos predeterminados e efetuando a soma da pontuação obtemos os dados, que foram transcritos para gráficos a fim de visualizar de maneira mais ampla a situação da área de interesse. Estão expostos os dados referentes ao quadro 1 e quadro 2 descritos, referente avaliação de impactos ambientais na área e nível de conservação e condições de habitat:

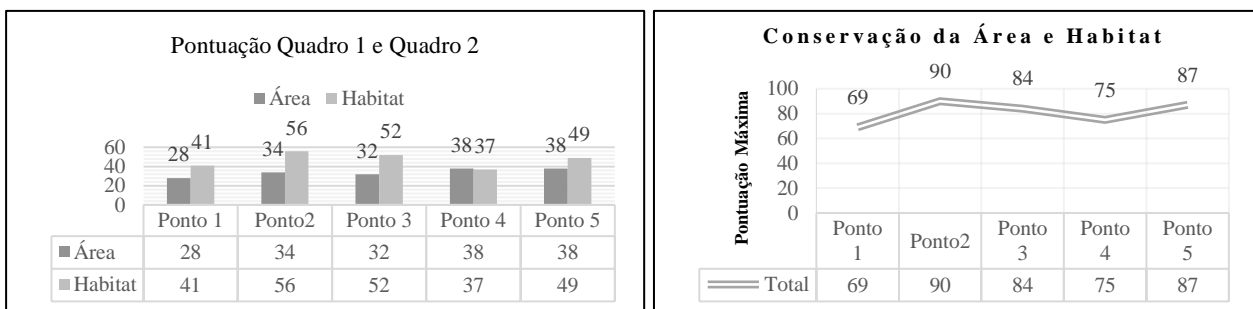


Figura 7: dados obtidos pelas fichas PAR compilados em formato de gráfico. <sup>1</sup>Autora, 2020.

O ponto 1 obteve a menor soma num total 69 (sessenta e nove) pontos pois as alterações antrópicas como a canalização parcial, odor de esgoto na água, a turbidez suave e seu fundo mais lamoso diminuíram consideravelmente sua pontuação; já no ponto 2, ainda com odor de esgoto, mas com alterações e fundo com mais rochas a pontuação total atingiu 90 (noventa) pontos, assim temos que a classificação do nível de perturbação:



Ponto de Amostragem	Pontuação Total	Classificação
P1	69	Natural
P2	90	Natural
P3	84	Natural
P4	75	Natural
P5	87	Natural

**Figura 8: classificação obtida pela soma da pontuação dos pontos amostrados. <sup>1</sup>Autora, 2020.**

A ferramenta PAR permitiu determinar o nível de classificação de perturbação para os cinco pontos amostrados individualmente e combinados, essa avaliação *in situ* demonstrou que de maneira geral o resultado foi considerado Natural, isto é, todos os pontos indicaram valores iguais ou superiores a 32 (trinta e dois pontos), como resultado final para os parâmetros analisados nos quadros 1 e 2. Um resultado animador, se a ele concatenarmos os registros fotográficos, onde verificamos ações antrópicas pontuais, recorrentes e até certo ponto comuns na área de interesse estudada.

Tudo indica que o ecossistema da mata de galeria vem suprindo as demandas de maneira a contornar os processos de degradação que foram indicados pelos registros fotográficos, visto a ação dos bioindicadores encontrados toda extensão do curso d'água, assim como fala Marchesan (2017):

*Bioindicadores são organismos vivos que indicam precocemente a presença de alterações ambientais, podendo identificar diversos tipos de modificações antes que se agravem, além de determinar qual o tipo de poluição pode afetar determinado ecossistema.*

O Córrego da rua da Fonte é um curso d'água perene, isto é, suas águas se mantem inclusive nas estações com menos precipitação. A geomorfologia fluvial também é um fator positivo e sua vegetação, solo e rochas fazem uma primeira filtragem no que se refere a poluição por esgoto doméstico, pois sabemos que anomalias na clorofila da água aparecem quando há grande disposição de nutrientes reduzindo também a quantidade de oxigênio dissolvido. Essa espécie de purificação ficou bem demonstrada na medida que os pontos a montante tinham as temperaturas cerca de 3 graus acima das temperaturas a jusante, somando-se a transparência da água que também se mostrou mais clara conforme pontos amostrados ficavam mais no interior na área.

A mata constitui não só a proteção necessária para o corpo hídrico, mas cumpre importante papel enquanto conexão entre a fauna e flora que o fragmento florestal abriga, bem como, para a fauna de passagem e a dispersão vegetal, mantendo também o fluxo gênico e consequentemente a

biodiversidade nativa e local; cumpre funções ecológicas indispensáveis para a manutenção do ciclo hidrológico, no que se refere a qualidade e quantidade de água, quer seja permitindo filtrando poluentes quer seja permitindo maior infiltração da água nos solos abastecendo os corpos hídricos, segundo a Cartilha da Restauração Ecológica em Nascentes e Matas Ciliares (2015, documento eletrônico).

Considerando as palavras acima, ainda complementamos com o que dizem Forman, 1995; Metzger, 1999; Moraes et al., 2015 apud Scussel (2018) sobre a relevância dessas áreas de fragmentação florestal, no caso de vegetação ripária, para as bacias hidrográficas ou microbacias como fazem referência, que ao mesmo passo que tem reconhecida sua importância como manancial de abastecimento a população humana, todavia, não constam estudos de cunho científico que avaliem o estado da fragmentação.

Nesse sentido e de acordo com o código Florestal Lei 12.691 de 25 de maio de 2012, estabelece que matas ciliares são definidas como Áreas de Preservação Permanente (APP's) porque possuem grande importância para a preservação do meio ambiente, portanto, visa o afastamento de 30 (trinta) metros dessa faixa ciliar quando da largura do corpo hídrico seja até 10 metros, o estudo mostrou que a maior largura que corresponde ao ponto 5 é de 2,80 m (dois metros e oitenta centímetros), no entanto há vários trechos ao longo do trajeto entre os pontos de amostragem que percebe-se que não há o cumprimento da referida lei. Podemos somar aqui a Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010, Política Nacional de Resíduos sólidos que nos fala da logística reversa, no caso principalmente, do excedente de materiais plásticos encontrados durante o estudo, contudo, a de se falar em Educação Ambiental, visto que a cidade de Canela possui coleta seletiva de resíduos.

Também não há qualquer informação com qualquer tipo de sinalização, placas ou até mesmo informativos sobre a importância dessa área para os moradores daquele bairro ou mesmo da cidade; e até o momento não se conhece qualquer plano de manejo para o local, há também uma preocupação de sua proximidade com nascente não existe qualquer programa de ação e ou conscientização.

### **Considerações Finais**

A memória do ecossistema está no solo. As raízes da vegetação atuam como um poderoso filtro, cujo papel é manter as margens do curso d'água e impedir um aumento inadequado de turbidez. Ao impedir um aumento inadequado de turbidez, aumenta-se o processo de fotossíntese. Estes são apenas alguns dos aspectos que não podemos dissociar do equilíbrio ambiental a fim de evitar a degradação dos recursos hídricos e, ao mesmo passo, compatibilizar com a crescente demanda pela água.

O levantamento proposto a partir dessa metodologia permitiu uma visão holística do ecossistema local ao utilizar o PAR como uma excelente ferramenta de identificação de causas de degradação ambiental. adaptado à realidade local ou regional.

O cenário de estudo pode subsidiar novas pesquisas que sirvam de incentivo para implementação de medidas de conservação para o local.

A gestão eficiente desses recursos nos seus trechos iniciando desde a nascente passando pelos arroios, rios, sub bacias até chegar no seu destino poderia garantir uma melhor qualidade final das águas, isto é, se houvesse condições de ações integradas voltadas ao cuidado de preservação e manutenção cada elemento que compõe a bacia hidrográfica.

A avaliação tanto para impactos ambientais quanto para estipular o nível de conservação do habitat mesmo com caráter subjetivo não desqualifica o trabalho enquanto processo científico, pois quando essa avaliação qualitativa se apoia na bibliografia e ganha suporte da avaliação quantitativa se mostra tão assertiva quanto as mesmas, já que é complementar a elas, a isso soma-se ainda a facilidade de aplicação, interpretação dos resultados e o baixo custo ao gerar o diagnóstico.

As informações obtidas nessa pesquisa com o uso do PAR apontaram que ao contrário do que se imaginava nas saídas a campo, as áreas a montante não estavam tão intactas quanto se imaginava, já que se refere ao início do curso d'água; e, isso ainda nos sugere que há forte influência de esgoto vindo das ruas localizadas acima da área estudada ou o pior cenário, que pode haver uma contaminação na própria nascente.

Os bioindicadores de fauna e flora vistos também causaram bastante surpresa e conferiram ânimo ao estudo, principalmente no que se refere a herpetofauna. Mesmo o fragmento florestal ativo e bem preservado com sua vegetação ripária eficiente nos processos de filtragem de poluentes, as áreas antropizadas não parecem decrescer, assim como a ocupação imobiliária do entorno e adjacências. Além do mais, tais áreas ficam mercê da falta de um plano de manejo, que em tese se configura uma APP urbana. Tais evidências apontam para uma necessidade urgente de gestão integrada de recursos hídricos, imprescindíveis não só para a população local como também para outras regiões que compõe a bacia e consequentemente a região hidrográfica.

Esse estudo é de suma importância e não se esgota, mais saídas a campo melhorariam significativamente os resultados, o que poderia levar ainda uma análise de laboratório para confrontação com dados coletados, levantamento de inventário florístico, levantamento de comunidades de micro e macroinvertebrados bentônicos de maneira a corroborar com importância de se manter cursos d'água como esse frente a pressão antrópica pelo uso e ocupação do solo bem como e as consequências inevitáveis a partir disso dos recursos hídricos.

## Referências Bibliográficas

ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V.; ROCHA, P. A. B. Precipitação efetiva e interceptação das chuvas por floresta de Mata Atlântica em uma microbacia experimental em Cunha - São Paulo. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 257-262, mar-abr. 2003. Disponível em <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622003000200014>. Acesso em 23.09.2020.

BERNARDE, P. S. Anfíbios e Répteis - **Introdução ao estudo da herpetofauna brasileira**. Anolis Books, Curitiba, 320p, 2012. Disponível em <http://www.herpetofauna.com.br/AnfibiosReproduction.html>. Acesso em 22.12.2020.

CALLISTO, M. et al. **Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ)**. Acta Limnologica Brasiliensia, vol.14, no. 1, 2002. Disponível em [https://www.researchgate.net/publication/320258459\\_Aplicacao\\_de\\_um\\_protocolo\\_de\\_avaliacao\\_rapida\\_da\\_diversidade\\_de\\_habitats\\_em\\_atividades\\_de\\_ensino\\_e\\_pesquisa\\_MG-RJ](https://www.researchgate.net/publication/320258459_Aplicacao_de_um_protocolo_de_avaliacao_rapida_da_diversidade_de_habitats_em_atividades_de_ensino_e_pesquisa_MG-RJ). Acesso em 23.11.2020.

CANELA. Prefeitura Municipal de Canela – RS. **Plano Municipal de Saneamento Básico – Relatório de Diagnóstico**, 2014. Disponível <https://canela.rs.gov.br/2017/10/31/plano-municipal-de-saneamento-basico-atualizado-09112015/em>. Acesso em 11.12.2020.

COMITESINOS. **Enquadramento Legal das Águas**. Disponível em <http://www.comitesinos.com.br/projeto-enquadramento-legal-dasaguas>. Acesso em 27.12.2020.

HAVEN, P.H.; EVERT, R. F. & EICHORN, S.E. 2007. Biologia Vegetal. **Capítulo 15. Briófitas**, 7ª edição, Guanabara Koogan, Rio de Janeiro. p. 277-286.

MARCHESAN, J.; FUNEZ, L.M.. **Gestão da Água em Bacias Hidrográficas – Práxis Coletiva de Educação Ambiental**. 1ª edição, Curitiba, Appris, 2017, 163p. Disponível em [https://books.google.com.br/books?id=3WA-DwAAQBAJ&printsec=frontcover&dq=inauthor:%22Leonilda+Maria+Funez%22&hl=pt-BR&sa=X&ved=2ahUKEwjTpOnk2eLtAhX\\_F7kGHa1DCQ8QuwUwAHoECAAQCA#v=onepage&q&f=false](https://books.google.com.br/books?id=3WA-DwAAQBAJ&printsec=frontcover&dq=inauthor:%22Leonilda+Maria+Funez%22&hl=pt-BR&sa=X&ved=2ahUKEwjTpOnk2eLtAhX_F7kGHa1DCQ8QuwUwAHoECAAQCA#v=onepage&q&f=false). Acesso em 22.12.2020.

MEIRINHO, P. DO AMARAL. **Ecologia do zooplâncton**. PPG Ecologia, Depto. de Ecologia, IB, USP, São Paulo, SP, Brasil. Portal de Ecologia Aquática. Disponível em [http://ecologia.ib.usp.br/portal/index.php?option=com\\_content&view=article&id=167&Itemid=469](http://ecologia.ib.usp.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=167&Itemid=469). Acesso em 21.12.2020.

PRÓ SINOS. Consórcio Público de Saneamento. **Monitoramento Espacial**. Disponível em Gestor Bacias (prosinos.rs.gov.br). Acesso em 26.12.2020.

RADKE, Lidiane. **Protocolos De Avaliação Rápida: Uma Ferramenta De Avaliação Participativa De Cursos D'água Urbanos**, 2015. Dissertação (Mestrado em Área de Concentração em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS). Disponível em <https://repositorio.ufms.br>. Acesso em 03.12.2020.

RIO GRANDE DO SUL. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM). **Qualidade Ambiental**. Disponível em <http://www.fepam.rs.gov.br/qualidade/iqagua.asp>. Acesso em 27.07.2020.

RODRIGUES, A. S. L. CASTRO, PAULO DE TARSO AMORIM CASTRO, Protocolos de Avaliação Rápida: Instrumentos Complementares no Monitoramento dos Recursos Hídricos. **RBRH — Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Volume 13 n.1 Jan/Mar 2008, 161-170. Disponível em [www.repositorio.ufop.br/bitstream/123456789/8285/1/ARTIGO](http://www.repositorio.ufop.br/bitstream/123456789/8285/1/ARTIGO). Acesso em 26.11.2020.

SCUSSEL, Cristiane. **Fragmentação de habitat em Floresta Ombrófila Densa no sul do Brasil: uma análise baseada em métricas da paisagem**, 2018. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade do Extremo Sul Catarinense – UNESC. Disponível em <http://repositorio.unesc.net/handle/1/5851>. Acesso em 03.12.2020.

SILVA, Maria Sônia Lopes et al org. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Água e Saneamento. Contribuições da Embrapa **Capítulo 5. Gestão Integrada de Recursos Hídricos**. Documento Eletrônico.

TEIXEIRA, W.; TOLEDO, M.C.M.; FAIRCHILD, T.R. & TAIOLI, F. Decifrando a Terra. **O Ciclo Hidrológico**. Ed. Oficina de Textos, São Paulo, 2000, 557p. Acesso em 08.10.2019

# MATA CILIAR E QUALIDADE DO RECURSO HÍDRICO: O MANANCIAL DE ABASTECIMENTO DE CIANORTE-PR

| ID 18841 |

**1 Márcio Santos da Silva, 2 Maristela Denise Moresco Mezzomo**

*1Universidade Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: marcioss1872@gmail.com; 2Universidade*

*Tecnológica Federal do Paraná, e-mail: maristelamezzomo@gmail.com*

**Palavras-chave:** Bacia Hidrográfica; Degradação; Restauração.

## Resumo

Este trabalho fez a caracterização da bacia hidrográfica do ribeirão Bolívar, manancial de abastecimento de Cianorte-PR, à montante do ponto de captação, para identificar as áreas degradadas que podem comprometer a quantidade e a qualidade da água desse recurso hídrico. Os dados foram coletados por meio de registro fotográfico aéreo da bacia hidrográfica do manancial, arquivo fotográfico da Estação Elevatória de Água Bruta (EEB1) da concessionária que administra o abastecimento nesse município, análise físico-química de turbidez com e sem chuva e pesquisa bibliográfica. Os resultados obtidos indicaram que a mata ciliar está degradada e que, em períodos chuvosos, a turbidez aumenta significativamente, pois a ausência da mata ciliar provoca o aumento da velocidade de escoamento superficial e sem um filtro para retenção dos sedimentos, eles vão parar diretamente no ribeirão, provocando assoreamento, alteração na turbidez e interrupção do processo de captação, tratamento e distribuição de água.

## INTRODUÇÃO

Os mananciais de abastecimento público no Brasil apresentam áreas com alta suscetibilidade a erosão e degradação da mata ciliar das faixas marginais de proteção (INEA, 2018). Essa situação, para Oliveira-Filho et al. (1994, apud DONADIO et al., 2005, p. 116), tem contribuído para “o assoreamento, o aumento da turbidez das águas, o desequilíbrio do regime das cheias, a erosão das margens de grande número de cursos d’água, além do comprometimento da fauna silvestre”.

Ainda, o processo de degradação da mata ciliar e sua substituição por atividades agropecuárias e expansão urbana vêm causando alterações na qualidade das águas e afetando o abastecimento

público (DAVIDE et al., 2002; PINTO, 2003; GROSSI, 2006; apud MARMONTEL e RODRIGUEZ, 2015, p. 182).

Essa situação pode ser constatada na bacia do ribeirão Bolívar, manancial de abastecimento de Cianorte-PR. De acordo com a SANEPAR, concessionária que administra o abastecimento nesse município, a barragem da captação de água do ribeirão Bolívar apresenta assoreamento constante em períodos chuvosos e que, em virtude disso, o nível da turbidez pode chegar a mais de 3.000NTU, o que, de acordo com os operadores da Estação de Tratamento de Água (ETA), impossibilita o tratamento da água cuja captação é interrompida, podendo comprometer o abastecimento público.

O referido manancial, de acordo com informação pessoal obtida com o responsável pelo setor na SANEPAR, atende aproximadamente 62% da população urbana do município; portanto, a preservação da sua bacia é de suma importância para minimizar esse risco. Nesse contexto, a mata ciliar tem um papel de destaque, pois ela exerce “funções hidrológicas e ecológicas de proteção aos solos e aos recursos hídricos, por meio da manutenção da qualidade da água; regularização dos cursos d’água; conservação na biodiversidade” (RODRIGUES, 2004 apud MARMONTEL e RODRIGUEZ, 2015, p. 182).

Considerando a importância da mata ciliar para todo o ecossistema da bacia do manancial de abastecimento, principalmente, para a conservação da qualidade e quantidade da água, foi realizada a caracterização da bacia hidrográfica do ribeirão Bolívar, a montante do local onde é feita a captação, como forma de identificar as áreas degradadas e a importância da sua restauração para a preservação desse manancial, evitando situações de assoreamento, aumento de turbidez e risco de desabastecimento.

Para o alcance de tal intenção, este estudo teve como objetivo geral: analisar se regeneração da área degradada da mata ciliar da bacia do ribeirão Bolívar de Cianorte-PR pode contribuir para a melhoria da qualidade da água bruta, interrompendo o processo de degradação atual que coloca em risco o abastecimento da população. E, como objetivos específicos: Identificar as áreas degradadas da mata ciliar e suas consequências pontual para o manancial e; Determinar a influência da turbidez no processo da captação de água; Descrever os principais procedimentos para a restauração das áreas degradadas da mata ciliar.

## REFERENCIAL TEÓRICO

### ÁREA DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE (APP)

De acordo com Castro et al. (2017), as matas ciliares, também conhecidas como florestas ripárias, matas de galerias e florestas ribeirinhas, podem ser compreendidas como cobertura vegetal nativa, assim como, por sistema florestal comumente situado em faixas de margens de rios, outros corpos de água, entorno de nascentes, lagos, represas artificiais ou naturais. Elas atuam também como uma espécie de barreira que segura os materiais terrosos que chegam com as chuvas (enxurradas), impedindo ou dificultando o assoreamento do curso d'água. Essa barreira contribui para segurar toda espécie de materiais estranhos que afeta a qualidade das águas do rio, como por exemplo, os excessos de adubo e agrotóxicos utilizados na agropecuária e em outras atividades (NICÁCIO, 2001). Ainda, as matas ciliares são consideradas como Área de Preservação Permanente (APP), pela Lei nº 12.651 de maio de 2012, que instituiu o novo código florestal brasileiro, e sua vegetação é considerada como um processo de preservação da diversidade do meio ambiente. Para os efeitos dessa Lei, entende-se por APP a área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações urbanas (BRASIL, 2012).

O artigo 4º da referida Lei determina a largura mínima da APP no entorno das nascentes e ao longo das faixas marginais dos corpos d'água, como ilustra a figura 1.



Figura 1. Dimensionamento da mata ciliar.



No entanto, para a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)-SP (2012), o Novo Código Florestal reduziu de forma significativa a faixa de proteção dos reservatórios artificiais destinados a geração de energia ou abastecimento público cujos os limites poderão ser inferiores aos 100m anteriormente estabelecidos.

Além disso, para Alves (2013), a nova lei estabelece, como agravante, a inserção da área rural consolidada, ou seja, permite a legalização das áreas que foram ilegalmente desmatadas, pois eram legais ao tempo da prática e passaram a ser irregulares após a alteração legislativa superveniente. Assim, alterou a faixa de preservação obrigatória da mata ciliar dos rios com menos de cinco metros de largura, passando de 30 metros nessas espécies de rios para 20 metros, representando uma via para o desmatamento das APPs.

De acordo com Costa e Gabrich (2018), o novo Código Florestal legitimou os danos ambientais e anistiou o dever de reparação aos prejuízos ambientais sofridos, reduzindo o direito fundamental a um meio ambiente ecologicamente equilibrado.

#### MANANCIAL DE ABASTECIMENTO

De acordo com a Portaria nº 149 de 26 de março de 2015, manancial é “qualquer fonte hídrica, superficial ou subterrânea, que possa ser utilizada para atender às diversas demandas consuntivas” (ANA, 2015, p. 24). Ainda, corresponde às porções do território de interesse para ordenamento, proteção e recuperação, afim de manter a disponibilidade de água e evitar a sua contaminação por atividades antrópicas nas bacias hidrográficas que constituem as áreas dos mananciais superficiais, situadas a montante dos pontos de captação, e nas áreas de mananciais subterrâneos que compreendem a área total de captura de recarga, ou seja, nas áreas onde toda a água de recarga do aquífero é captada pelo poço de abastecimento (INEA, 2018).

As áreas de mananciais podem abranger territórios extensos; assim, segundo o INEA (2018, P. 34), elas geralmente são “subdivididas em diferente unidades, zonas e/ou perímetros de proteção, onde podem ser estabelecidas restrições de uso do solo diferenciados em função do seu grau de importância e influência na disponibilidade hídrica”.

A proteção desse recurso hídrico, de acordo com a alínea B do capítulo 18.12 da Conferência das Nações Unidas Sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, está a cargo dos Estados que podem

*Integrar medidas de proteção e conservação de fontes potenciais de abastecimento de água doce, entre elas o inventário dos recursos hídricos, com planejamento do uso da terra, utilização de recursos florestais, proteção das encostas de montanhas e margens de rios e*

*outras atividades pertinentes de desenvolvimento e conservação (ONU, 1977, p. 3).*

Essas medidas devem-se ao fato de que o “abastecimento público de água em termos de quantidade e qualidade é uma preocupação crescente da humanidade, em função da escassez do recurso água e da deterioração da qualidade dos mananciais (BRASIL, 2006, p. 18).

#### TURBIDEZ

Turbidez, segundo Correia et al. (2008, p. 2), pode ser definida como a medida da dificuldade de um feixe de luz atravessar certa quantidade de água em virtude da suspensão de partículas. Ela é “particularmente alta em regiões com solos erosivos, onde a precipitação pluviométrica pode carrear partículas de argila, silte, areia, fragmentos de rocha e óxidos metálicos do solo” (BRASIL, 2014, p. 19).

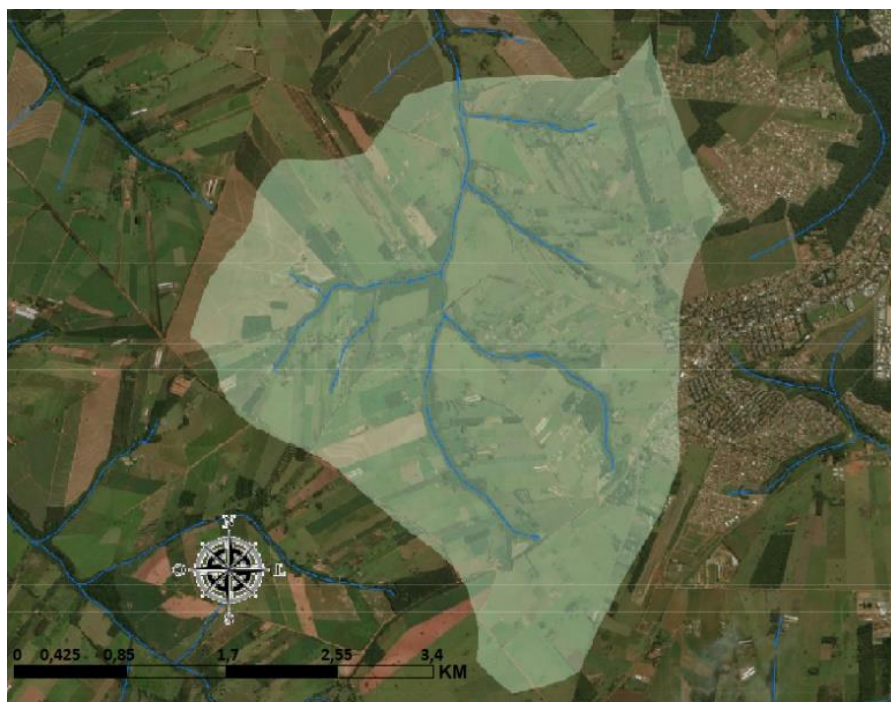
A água apresenta turbidez natural que, geralmente, está compreendida na faixa de 3 a 500 unidades fins de potabilidade e deve ser inferior a 1 unidade, pois ela influencia os processos usuais de desinfecção, agindo como escudo para os micro-organismos patogênicos e, conseqüentemente, reduz a ação do desinfetante (BRASIL, 2014, p. 19).

A identificação da medida da turbidez é realizada pelo turbidímetro onde se realiza a comparação do “espalhamento de um feixe de luz ao passar pela amostra com o espalhamento de um feixe de igual intensidade ao passar por uma suspensão padrão. Quanto maior o espalhamento maior será a turbidez” (CORREIA et al., 2008, p. 2). O valor da turbidez é expresso em Unidade Nefelométrica de Turbidez (NTU).

#### MATERIAL E METODOS

##### CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O objeto em estudo é a bacia do ribeirão Bolívar, manancial de abastecimento Público de Cianorte-PR., com área de 2.435,61Ha da nascente até o exutório que é o ponto de captação (figura 2).



**Figura 2: Delimitação da bacia do ribeirão Bolívar.**

O Bolívar nasce nas proximidades da cidade de Cianorte/PR. e possui uma área de drenagem de 14,30km<sup>2</sup> (CONSÓRCIO RHA-FERMA-VERTRAG, 2016). Ainda, ele está enquadrado dentro da Bacia do Rio Ivaí e é considerado um rio classe 1 de acordo com a Portaria SUREHMA nº019/92 que afirma que

*todos os cursos d'água da bacia do Rio Ivaí pertencem à classe 2, com exceção dos cursos d'água utilizados para abastecimento público e seus afluentes, que pertencem à classe 1, desde suas nascentes até a seção de captação para abastecimento público, quando a área desta bacia de captação for menor ou igual a 50 (cinquenta) quilômetros quadrados (CONSÓRCIO RHA-FERMA-VERTRAG, 2015, p. 25).*

A bacia do ribeirão Bolívar está sendo ocupada por núcleos habitacionais que deixam o solo sem cobertura e exercem forte pressão sobre a área da APP o que representa um sério risco de assoreamento do ribeirão pela falta de manejo do solo que provoca o surgimento de sulcos erosivos

#### MÉTODO DE COLETA DE DADOS

A coleta de dados ocorreu por meio do registro fotográfico aéreo realizado com Drone e arquivos fotográficos para a caracterização da bacia hidrográfica do ribeirão Bolívar, da nascente ao ponto de captação, assim como, análises de laboratório da SANEPAR.

O voo ocorreu em 10 de outubro de 2019, das 16h00 às 17h00, com um drone DJI Phantom 4 Pro V2, com altura de 187,00m (distância ideal encontrada, entre o drone e a superfície, para qualidade e análise das fotos), para registrar as áreas degradadas da mata ciliar e a ocupação antrópica da bacia.

O arquivo fotográfico da SANEPAR foi utilizado para evidenciar o assoreamento da represa da captação em períodos chuvosos, assim como, apresentar o aspecto visual da água.

As análises de laboratório se concentraram, especificamente, na turbidez, que é a variável da água que sofre a maior alteração, determinando se há ou não condições de tratamento. Para isso, foi empregado o método Nefelométrico, descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23th – Method 2130 B. Nephelometric Method. Esse método baseia-se na comparação da intensidade da luz espalhada pela amostra; assim, quanto maior a intensidade da luz espalhada, maior a turbidez (IA/LAB/0027-024-SANEPAR, 2015).

Para melhores resultados, no dia 04 de dezembro de 2019, da 01h00 às 10h00, a turbidez foi medida imediatamente após a coleta da água *in natura* realizada em cubeta a cada uma hora, para prevenir que as mudanças de temperatura e de sedimentação de partículas afetassem as características das amostras. Ainda, como dispositivos necessários, foram usados um turbidímetro portátil Hach 2100p; materiais e vidrarias (cubetas de vidro incolor e lenço de papel) e; reagentes e soluções (padrões secundários – ampolas) para padronizar o turbidímetro. As dez análises realizadas contemplaram períodos com e sem chuva.

Além disso, foi apresentada as principais características da mata ciliar para a preservação do recurso hídrico e elaborada uma proposta para restauração das áreas degradadas da mata ciliar, determinando as espécies nativas de acordo com seu estágio sucessional, crescimento e sobrevivência em condições de campo.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### IDENTIFICAÇÃO DAS ÁREAS DEGRADAS E SUAS CONSEQUÊNCIAS PARA O MANANCIAL

A expansão da área urbana de Cianorte/PR está ocorrendo em direção à bacia do ribeirão Bolívar (figura 3). Assim, o abastecimento de água apresenta vulnerabilidade em virtude da ação direta do homem sobre a natureza que, para Oliva Júnior (2012), é uma relação conflitante, pois ele agride o seu próprio habitat como forma de evoluir o seu modo de vida, desconsiderando os danos que essa evolução lhe causará no futuro.

Com a ocupação antrópica na bacia do manancial veio a exploração econômica nas áreas adjacentes à APP (pecuária, por exemplo). Isso têm provocado a sua degradação como pode ser

observado na figura 4. Segundo Lacerda e Figueiredo (2009, p. 296), a ausência da mata ciliar compromete a absorção da água proveniente do escoamento superficial no seu entorno, contribuindo para a formação dos processos erosivos do solo.



**Figura 3. Ocupação antrópica na bacia do ribeirão Bolívar.**

**Figura 4. Abertura de clareira na mata ciliar do tributário dos Amores.**

Para Lacerda e Figueiredo (2009), a formação de processos erosivos tem como consequência o assoreamento do curso d'água, o que pode ser constatado no ribeirão Bolívar em períodos chuvosos (figura 5).

Assim, o carreamento de areia e argila para dentro do manancial altera o nível da unidade de turbidez (uT) da água reduzindo “a eficiência da cloração pela proteção física conferida aos micro-organismos ao contato direto com os desinfetantes. Além disso, as partículas de turbidez transportam matéria orgânica absorvida que podem provocar sabor e odor” (BRASIL, 2014, p. 92).

A turbidez natural das águas está compreendida, geralmente, na faixa de 3 a 500 unidades para fins de potabilidade (BRASIL, 2014, p. 19). Essa variável no ribeirão Bolívar, em dias chuvosos, pode ultrapassar as 3.000 unidades (figura 6), impossibilitando o processo de tratamento de água que pode comprometer o abastecimento.

O registro fotográfico ilustra algumas das situações que foram identificadas, mas que são suficientes para demonstrar que ocupação antrópica da bacia hidrográfica do ribeirão Bolívar provoca impacto sistêmico no ecossistema, isso fica bastante evidente nos componentes abióticos (água, solo, etc.).



**Figura 5. Assoreamento da barragem da represa.**



**Figura 6. Turbidez em excesso da água em períodos chuvosos.**

Percebe-se que o uso e manejo do solo é inadequado por apresentar locais sem cobertura vegetal que é propício para formação de processo erosivo; a dessedentação do gado é realizada no manancial ou nos seus tributários e que a mata ciliar está degradada, conseqüentemente, em períodos chuvosos, ocorre o carreamento do solo para dentro do manancial alterando a turbidez que é um parâmetro da variável física cuja alteração é significativa a ponto de influenciar negativamente no processo de captação da água.

Ainda, de acordo com os operadores técnicos da SANEPAR, ocorrem outros problemas como: desgaste prematuro dos equipamentos de sucção; necessidade de descargas constantes na adutora, floculadores, decantadores e filtros e; aumento no consumo de produtos químicos. Como há aumento no custo da produção, ele é repassado para os consumidores.

#### ANÁLISE DE TURBIDEZ COM E SEM CHUVA

Segundo os operadores da Estação de Tratamento de Água (ETA) da SANEPAR, as águas do ribeirão Bolívar apresentam, normalmente, uma turbidez que varia entre 5 a 7 NTU. No entanto, esse valor é alterado significativamente em períodos chuvosos, como foi identificado no dia 04 de dezembro de 2019, quando ocorreu uma forte chuva durante a madrugada que atingiu o volume de 100mm, provocando significativas alterações na turbidez.

Antes da chuva, a turbidez da água *in natura* era de 7 NTU à 01h00. A partir das 02h00, quando iniciou a chuva, a turbidez começou a ser alterada, atingindo o pico às 12h00 com 3.750 NTU.

De acordo com a SANEPAR, quando a turbidez atinge 2000NTU a barragem já está em processo acentuado de assoreamento. No entanto, ainda é possível captar e tratar água até 3000NTU. Nessa situação, há um consumo acentuado de produto químico para correção de pH (Hidróxido de Cálcio)

e coagulação (Policloreto de Alumínio). Ainda, ocorre a precipitação acentuada da saturação dos floculadores, decantadores e filtros por excesso de material sedimentado (lodo).

Dado ao exposto, a processo de captação pode ficar interrompido por horas. Além disso, soma-se o tempo necessário para descarga da barragem e limpeza dos poços de sucção (02h00) e a descarga dos floculadores, decantadores e filtros (02h00).

Como a produção de água é deficitária em relação ao consumo, o processo de recuperação do abastecimento é lento, mesmo considerando os reservatórios cujo volume atende a população, no máximo, por seis horas, dependendo do consumo. Nesse cenário, a possibilidade de falta de água é eminente.

#### **RESTAURAÇÃO DAS ÁREAS DEGRADAS DA MATA CILIAR**

Durigan e Silveira (1999, p. 136) afirmam que é muito importante manter ou recuperar a cobertura florestal junto aos corpos d'água. Porém, o desafio está em encontrar técnicas adequadas de revegetação e superar as barreiras culturais e socioeconômicas que impossibilitam a recuperação de matas ciliares em larga escala.

Os principais procedimentos a serem adotados na revegetação da área em recuperação, de acordo com CMB (2013, p. 287), deverão seguir as seguintes etapas: recomposição do substrato; seleção de espécies; determinação dos tratamentos-tipo; produção/aquisição de sementes e mudas; plantio e tratos culturais e; acompanhamento do desenvolvimento da vegetação recomposta e avaliação do sucesso das operações.

Portanto, a restauração das áreas degradadas da mata ciliar é essencial para preservação do ecossistema local, mas isso deve ser feito de maneira organizada para que o esse objetivo seja alcançado. Ainda, todos os setores da sociedade devem estar envolvidos, pois “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (BRASIL, 1998, p. 131).

#### **COMENTÁRIOS FINAIS**

A turbidez do ribeirão Bolívar, em condições normais, varia de 5 a 7NTU. Nessa situação, os processos de captação e tratamento de água ocorre normalmente. No entanto, em períodos chuvosos, eles podem ser interrompidos, pois a turbidez pode alcançar valores superiores a 3000NTU.

Essa situação tem relação direta com a degradação da mata ciliar, pois nos locais identificados com esse problema não ocorre a diminuição da velocidade de escoamento superficial e sem um filtro

para retenção dos sedimentos, eles vão parar diretamente no corpo receptor, provocando o seu assoreamento e alterando significativamente a turbidez.

Portanto, a restauração da mata ciliar pode ser uma alternativa para a preservação da qualidade e quantidade da água do manancial e, conseqüentemente, pode minimizar os riscos de interrupção do processo de captação, tratamento e distribuição de água à população.

Ainda, sob a perspectiva sistêmica, todo o ecossistema será beneficiado com essa iniciativa, pois a restauração da mata ciliar promoverá a qualidade da água, a estabilidade dos solos, a regularização dos ciclos hidrológicos e a conservação da biodiversidade.

## REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Portaria nº 149, de 26 de março de 2015. Disponível em: [http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/noticias/20150406034300\\_Portaria\\_149-2015.pdf](http://arquivos.ana.gov.br/imprensa/noticias/20150406034300_Portaria_149-2015.pdf). Acesso em: 30 mar. 2020.

ALVES, I. **O Novo Código Florestal**. 2013. Disponível em: <http://isabellealves.jusbrasil.com.br/artigos/111697485/o-novo-codigo-florestal>. Acesso em: 30 ago. 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. ABES – SP: **Código Florestal Avaliação Atualizada**. 2012. Disponível em: [http://www.abes-sp.org.br/arquivos/atualizacao\\_codigo\\_florestal.pdf](http://www.abes-sp.org.br/arquivos/atualizacao_codigo_florestal.pdf). Acesso em: 03 out. 2015.

BRASIL. [Constituição (1988)]. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, DF: Presidência da República, [2016]. Disponível em: [https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/518231/CF88\\_Livro\\_EC91\\_2016.pdf](https://www2.senado.leg.br/bdsf/bitstream/handle/id/518231/CF88_Livro_EC91_2016.pdf). Acesso em: 31 mar. 2020.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 205 março de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.botuvera.sc.gov.br/wp-content/uploads/2014/09/lei-12651-2012-codigo-florestal.pdf>. Acesso em: 27 mar. 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde.

**Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano/ Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde**. – Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 212 p. – (Série B. Textos Básicos de Saúde). ISBN 85-334-1240-1. Disponível em: [http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia\\_controle\\_qualidade\\_agua.pdf](http://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf) Acesso em: 30 ago. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Brasília: Funasa, 2014. Disponível em: [http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files\\_mf/manualcont\\_quali\\_agua\\_tecnicos\\_trab\\_emetas.pdf](http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manualcont_quali_agua_tecnicos_trab_emetas.pdf). Acesso em: 10 mar. 2020.

CASTRO, J. L. S.; FERANDES, L. S.; FERREIRA, K. E. J.; TAVARES, M. S. A.; ANDRADE, J. B. L. **Mata Ciliar: importância e funcionamento**. VIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental Campo Grande/MS – 27 a 30 /11/2017. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2017/XI-016.pdf>. Acesso em: 27 mar. 2020.



CMB MINERAÇÃO E MEIO AMBIENTE. **Relatório Ambiental**

**Simplificado - RAS - PCH - rio dos Índios.** Set. 2013. Disponível em: [http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/Editais\\_Estudo\\_2019/Estudos\\_2019/RAS\\_PCH\\_Rio\\_dos\\_Indios.pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/Editais_Estudo_2019/Estudos_2019/RAS_PCH_Rio_dos_Indios.pdf). Acesso em: 14 mar. 2020.

CONSÓRCIO RHA - FERMA - VERTRAG. **RTP2 - RELATÓRIO TÉCNICO Nº 2 HÍDRICO DO PLANO DE RECURSOS HÍDRICOS DAS BACIAS DO BAIXO IVAÍ E CONSÓRCIO RHA - DISPONIBILIDADES, DEMANDAS E BALANÇO**

**PARANÁ** 1. Curitiba -PR, Março/2015. Disponível em: [https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=2ahUKewjQ5dCCmavkAhUUErkGH5-DYEQFjAAegQIABAC&url=http%3A%2F%2Fwww.aguasparana.pr.gov.br%2Farquivos%2Ffile%2Fbaixo\\_iva\\_i%2Fplano\\_de\\_bacias%2FRTP2\\_150615\\_FINAL.pdf&usg=AOvVaw170oPgBhRulq-JvzYeEppJ](https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&ved=2ahUKewjQ5dCCmavkAhUUErkGH5-DYEQFjAAegQIABAC&url=http%3A%2F%2Fwww.aguasparana.pr.gov.br%2Farquivos%2Ffile%2Fbaixo_iva_i%2Fplano_de_bacias%2FRTP2_150615_FINAL.pdf&usg=AOvVaw170oPgBhRulq-JvzYeEppJ). Acesso em: 30 ago. 2019.

CORREIA, A.; BARROS, E.; SILVA, J.; RAMALHO, J. **Análise da Turbidez da Água em Diferentes Estados de Tratamento.** VIII ERMAC 8º Encontro Regional de Matemática Aplicada e Computacional. 20-22 de nov. 2008. Universidade Federal do Rio Grande do Norte - Natal/RN. Disponível em: [http://www.dimap.ufrn.br/~sbmac/ermac2008/Anais/Resumos%20Estendidos/Analise%20da%20turbidez\\_Aislan%20Correia.pdf](http://www.dimap.ufrn.br/~sbmac/ermac2008/Anais/Resumos%20Estendidos/Analise%20da%20turbidez_Aislan%20Correia.pdf). Acesso em: 30 mar. 2020.

COSTA, B. S.; GABRICH, L. M. S. **A área rural consolidada e a anistia aos danos ambientais no Código Florestal Brasileiro: retrocesso legitimado pelo STF.** Revista do Departamento de Ciências Jurídicas e Sociais da Unijuí Editora Unijuí - Ano XXVII - n. 50 - jul./dez. 2018 - ISSN 2176-6622. Disponível em: <file:///D:/Documentos/Downloads/8145-Texto%20do%20artigo-37859-1-10-20190206.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2020.

DONADIO, M. M. N.; GABIALTTI, J. A.; PAULA, R. C. **Qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo na bacia hidrográfica do córrego Rico, São Paulo, Brasil.** Eng. Agríc., Jaboticabal, v.25, n.1, p.115-125, jan./abr. 2005. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/eagri/v25n1/24877.pdf>. Acesso em: 27 mar. 2020.

DURIGAN, G.; SILVEIRA, E. R. **Recomposição da mata ciliar em domínio de cerrado.** Assis, SP. Scientia Florestalis, n. 56, p. 135 - 144, dex. 1999. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr56/cap10.pdf>. Acesso em: 14 mar. 2020.

INSTITUTO ESTADUAL DO AMBIENTAL (INEA). **Atlas dos mananciais de abastecimento público do Estado do Rio de Janeiro: subsídios ao planejamento e ordenamento territorial. Rio de Janeiro.** Dez. 2018. 464 p. Disponível em: [http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/01/Livro\\_Atlas-dos-Mananciais-de-Abastecimento-do-Estado-do-Rio-de-Janeiro.pdf](http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/01/Livro_Atlas-dos-Mananciais-de-Abastecimento-do-Estado-do-Rio-de-Janeiro.pdf). Acesso em: 27 mar. 2020.

NICÁCIO, J. E. M. **A manutenção da mata ciliar: um ativo permanente.** Revista de Estudos Sociais. Ano 3. n. 6/2001. Disponível em: <http://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/res/article/view/178/168>. Acesso em: 27 mar. 2020.

OLIVA JÚNIOR, E. F. **Os impactos ambientais decorrentes da ação antrópica na nascente do rio Piauí - Riachão do Dantas/SE.** Revista eletrônica da Faculdade José Augusto Vieira. Ano V - nº7, set 2012 - ISSN - 1983 - 1285. Disponível em: [http://fjav.com.br/revista/Downloads/edicao07/Os\\_Impactos\\_Ambientais\\_Decorrentes\\_da\\_Acao\\_Antropica\\_na\\_Nascente\\_do\\_Rio\\_Piaui.pdf](http://fjav.com.br/revista/Downloads/edicao07/Os_Impactos_Ambientais_Decorrentes_da_Acao_Antropica_na_Nascente_do_Rio_Piaui.pdf). Acesso em: 21 fev. 2020.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). **Relatório da Conferência das Nações Unidas sobre a Água,** Mar del Plata, 14-25 de março de 1977 (publicação das Nações Unidas, número de venda: P.77.II.A.12), primeira parte, cap. I, seção C, par. 35. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/agenda21/\\_arquivos/cap18.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/agenda21/_arquivos/cap18.pdf). Acesso em: 23 abr. 2019.

## ESTUDO DA ESTACIONARIEDADE DAS SÉRIES PLUVIOMÉTRICAS DO ESTADO DO CEARÁ, BRASIL

| ID 18853 |

**1 Isabela Arantes Ferreira, 2 Mariana Borges Albuquerque, 3 Bruno Henrique Toná Juliani, 4 Sandro Rogerio Lautenschlager, 5 Cristhiane Michiko Passos Okawa, 6 Antonio Carlos Zuffo**

*1 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: isarantes10@gmail.com; 2 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: bgsalbuquerque@gmail.com; 3 SIMEPAR – Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná, e-mail: brunotjuliani@gmail.com; 4 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: srlager@uem.br; 5 Universidade Estadual de Maringá, e-mail: cmpokawa@uem.br; 6 Universidade Estadual de Campinas, e-mail: zuffo@fec.unicamp.br*

**Palavras-chave:** Efeito José; Testes não-paramétricos; Gestão de recursos hídricos.

### Resumo

O Efeito José é entendido como um fenômeno cíclico consistido na alternância de longos períodos de estiagem e abundância de chuvas. Este se trata de um efeito de causa natural, que provoca mudanças expressivas no regime hidrológico das regiões onde é verificado. Em regiões climaticamente vulneráveis e que apresentam déficit hídrico, como é o caso do semiárido nordestino, a identificação do Efeito José se torna especialmente relevante para subsidiar a tomada de decisão na gestão dos recursos hídricos. Nesse contexto, este trabalho tem como objetivo investigar a estacionariedade das séries históricas de chuva em todo o estado do Ceará. Para isso, foram obtidos os dados pluviométricos por meio da base de dados HIDROWEB; então, selecionou-se as estações que apresentam séries históricas com mais de 60 anos de dados, com o menor número de falhas e distribuídas espacialmente de modo a procurar abranger toda a área do estado. Após esta seleção, realizou-se o preenchimento de falhas por meio de regressão linear e utilizou-se os testes de Mann-Kendall e Pettitt, aplicados com auxílio do pacote “trend” na linguagem de programação R, que são testes não-paramétricos de análise de quebra de tendência e ponto de mudança em séries pluviométricas históricas longas. Após a aplicação dos testes, constatou-se que a maioria das séries históricas das estações selecionadas apresentou comportamento estacionário, com exceção da estação de Chorozinho. Essa apresentou estatística  $Z = 2,39$  com p-valor de 0,018 para o teste de Mann-Kendall, ou seja, rejeitando a hipótese nula de estacionariedade a 5% de significância e apresentando tendência monótona positiva. Para o teste de Pettitt, a estação apresentou estatística

U = 416 com p-valor de 0,022, rejeitando a hipótese nula de ausência de ponto de mudança a 5% de significância, sendo identificado o ponto de mudança no ano de 1982. Conclui-se que não é possível afirmar, no momento, que existe a ocorrência do Efeito José no estado do Ceará, para esse período de análise considerado nas séries históricas selecionadas. Recomenda-se a realização de estudos com maior número de estações e em áreas mais abrangentes em outros estados do semiárido brasileiro, já que o efeito José pode ainda estar no início de sua ocorrência, o que dificulta a sua detecção nos testes estatísticos.

### **Introdução**

Há décadas, a temática do aquecimento global é destaque nas pesquisas científicas ao redor do mundo. Os efeitos da mudança climática já podem ser percebidos em todo o planeta; parte da comunidade científica acredita que estes se devem, majoritariamente, à ação antrópica (STOTT, 2003); outros, ainda, defendem que se tratam de mudanças naturais, uma vez que o homem não teria poder de influência sobre o clima terrestre (ZUFFO, 2015).

No que diz respeito a mudanças climáticas, a preocupação maior se dá em relação ao aumento da temperatura superficial terrestre e à ocorrência de eventos extremos; estes são especialmente maléficos em áreas vulneráveis, como é o caso do semiárido brasileiro. O semiárido, localizado na região Nordeste do país, apresenta historicamente períodos de enchentes e secas prolongadas, que variam conforme os anos (MARENGO *et al.*, 2011).

Na tentativa de melhor compreender eventos extremos de precipitação, Mandelbrot e Wallis (1968) cunharam os termos Efeito Noé e Efeito José após estudos sobre a precipitação em bacias hidrográficas de grandes rios. O primeiro é a constatação de que grandes precipitações podem ser, de fato, muito grandes; enquanto o último é a constatação de um comportamento cíclico de longos períodos alternados, secos e chuvosos. Estes fenômenos seriam evidenciados por quebras de tendências nas estatísticas das séries pluviométricas, que definem um comportamento não-estacionário.

A verificação da estacionariedade de séries pluviométricas é feita por meio de testes como t de Student, Sperman-Rho, Mann-Kendall e Pettitt; segundo Juliani *et al.* (2019), “comportamentos não-estacionários de uma série pluviométrica histórica podem estar conectados às mudanças climáticas globais”, principalmente mudanças naturais.

O conhecimento dos fenômenos hidrológicos de uma região possibilita a boa gestão de seus recursos hídricos. Numa região como o Ceará, que, como parte integrante do semiárido nordestino, sofre com a escassez hídrica e a vulnerabilidade climática, isto se torna especialmente relevante para

a comunidade científica e para os órgãos públicos responsáveis, uma vez que de acordo com Marengo (2016), “As mudanças na precipitação possuem implicações no ciclo hidrológico e nos recursos aquíferos” de uma região.

Essas mudanças podem acarretar em diversos desafios, como o agravamento do déficit hídrico, dificuldade de abastecimento de água para a população e para a agricultura, esvaziamento de reservatórios de usinas hidrelétricas, e inúmeros outros.

A identificação do efeito José, em especial, faz-se necessária pelo fato de este se tratar de um efeito cíclico e representar mudanças expressivas no regime hidrológico das regiões em que ocorre. Nesse contexto, esta pesquisa se justifica, pois é preciso identificar em qual fase o Estado do Ceará se encontra sob a ocorrência o Efeito José, se está na fase seca ou úmida. Deste modo, esta pesquisa pretende, por meio da investigação da estacionariedade de séries pluviométricas históricas, diagnosticar o comportamento hidrológico de chuvas no estado.

### **Metodologia**

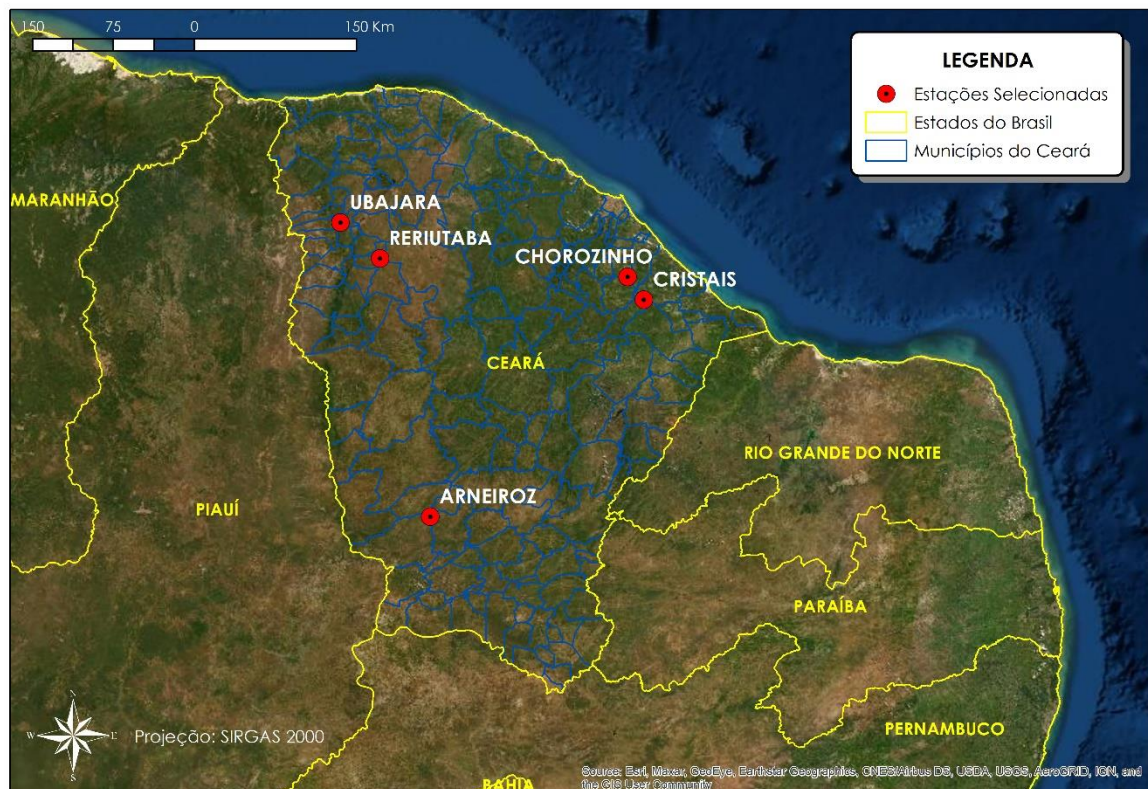
O Ceará está localizado na Região Nordeste do Brasil, fazendo fronteira com os estados do Rio Grande do Norte e Paraíba ao leste, Pernambuco ao sul, Piauí ao oeste e com o Oceano Atlântico, ao norte. O estado possui 184 municípios em uma área de quase 150.000 km<sup>2</sup>, com uma população estimada em aproximadamente 9,2 milhões de habitantes. O clima no estado é semiárido, com 6 a 8 meses secos ao ano e temperaturas médias mensais maiores do que 18 °C em todos os meses (IBGE, 2020).

Normalmente, estudos sobre precipitação e outras variáveis hidrológicas se dão no escopo das bacias hidrográficas. Este estudo, no entanto, selecionou como área de estudo o Estado do Ceará a fim de subsidiar políticas públicas estaduais de gerenciamento dos recursos hídricos. Neste contexto, destaca-se o Plano de Ações Estratégicas de Recursos Hídricos do Ceará (PAE-RH), que, segundo a Secretaria dos Recursos Hídricos do Estado do Ceará (SRH-CE), busca efetivar as diretrizes e programas contidos no Plano Estadual de Recursos Hídricos (2005), nos Planos de Bacia do estado e no Pacto das Águas (2009) (SRH, 2018).

Na plataforma HIDROWEB, da Agência Nacional de Águas, a busca por estações pluviométricas no Ceará retornou 1294 resultados de séries pluviométricas históricas. Estes dados foram os utilizados nesta pesquisa. Os critérios para seleção das estações pluviométricas analisadas foram: tamanho das séries históricas disponíveis, quantidade de falhas nos dados destas séries e distribuição geográfica.

Primeiro, dentre as 1294 séries pluviométricas encontradas no banco de dados, buscou-se aquelas com ao menos 60 anos de dados registrados (começando a partir de 1959), uma vez que a detecção de estacionariedade exige séries históricas longas; após, foram selecionadas, dentre as séries com ao menos 60 anos de dados, aquelas com menor número de falhas, com o objetivo de minimizar erros devido ao preenchimento de falhas.

Por fim, as estações pluviométricas selecionadas foram locadas em um mapa para verificar sua distribuição espacial, evitando assim que se selecionassem estações concentradas em apenas uma região do estado. Nota-se que, embora as estações selecionadas não estejam uniformemente distribuídas pelo Estado do Ceará, os critérios anteriores adotados devem ser respeitados. As estações pluviométricas selecionadas foram: Ubajara, Chorozinho, Cristais, Reriutaba e Arneiroz, plotadas no mapa da Figura 1.



**Figura 1: Estações pluviométricas selecionadas.**

Considerou-se falhas nas séries pluviométricas quaisquer dados faltantes ou dados do tipo 3 (duvidoso) que estivessem dentro do período analisado, ou seja, entre os anos de 1959 e 2019.

O método selecionado para o preenchimento de falhas nas séries pluviométricas históricas foi o método da regressão linear simples; este se trata de um procedimento de aplicação simples e com

baixos desvios relativos (OLIVEIRA *et al.*, 2010), no qual se estabelece uma correlação entre a estação com falhas e uma estação vizinha, denominada auxiliar, obtendo-se uma equação da reta (eq. 1) e um coeficiente de determinação  $R^2$ .

$$y_c = ax + b \quad (1)$$

Para o auxílio no preenchimento de dados faltantes, foram utilizadas como estações auxiliares aquelas geograficamente mais próximas e que, preferencialmente, apresentassem coeficiente de determinação com a estação de interesse de pelo menos  $R^2 \geq 0,8$ , considerando-se mais de 80% de determinação um ajuste adequado dos dados à equação da reta.

Para detecção de não-estacionariedade, foram empregados os testes não-paramétricos de Mann-Kendall e Pettitt. O teste de Mann-Kendall é um teste não-paramétrico de tendência, desenvolvido por Mann (1945) no artigo “Non-parametric tests against trend” a fim de detectar tendências monótonas temporais; mais tarde, o teste foi complementado por Sneyers (1975) utilizando-se do estudo “Rank correlation measures” (KENDALL, 1975), possibilitando também a identificação de variações não-lineares e pontos de inflexão. É um teste apropriado para mudanças climatológicas, uma vez que se trata de um método robusto para *outliers*, pouco influenciado por mudanças abruptas e séries não-homogêneas e que fornece o ponto inicial da tendência detectada (JULIANI *et al.*, 2019; SALVIANO, GROPPPO e PELLEGRINO, 2014; BACK, 2001).

Segundo Salviano, Groppo e Pellegrino (2014), a variável estatística do teste,  $S$ , é calculada para uma série de  $n$  dados a partir da somatória dos sinais da diferença, par a par, de todos os valores da série,  $x_i$ , em relação a seus valores posteriores,  $x_j$ . Isto é descrito pelas Equações 2 e 3.

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(x_j - x_i) \quad (2)$$

$$\text{sgn} = (x_j - x_i) \{ 1, \text{ se } x_j > x_i \quad 0, \text{ se } x_j = x_i \quad - 1, \text{ se } x_j < x_i \} \quad (3)$$

O índice  $Z_{MK}$  segue uma distribuição normal; valores positivos indicam tendência crescente, e negativos, tendências decrescentes. Este índice é calculado por meio da Equação 4.

$$Z_{MK} = \left. \begin{array}{ll} \frac{S - 1}{\sqrt{\text{Var}(S)}}, & \text{se } S > 0 \\ 0, & \text{se } S = 0 \\ \frac{S + 1}{\sqrt{\text{Var}(S)}}, & \text{se } S < 0 \end{array} \right\} \quad (4)$$

A hipótese nula do teste,  $H_0$ , é a de que a série é independente com variáveis distribuídas aleatoriamente, não existindo tendência a um determinado nível de significância  $\alpha$ . A hipótese alternativa,  $H_A$ , é de uma série que apresenta tendência monótona, seja ela positiva ou negativa. Como o teste é bicaudal, para que a hipótese nula seja rejeitada, é preciso que o valor absoluto de  $Z_{MK}$  seja superior a  $Z_{\alpha/2}$  (SALVIANO, GROPPPO e PELLEGRINO, 2014). Para este estudo, será considerado  $\alpha = 0,05$ , mesmo nível adotado por Juliani *et al.* (2019); portanto, de acordo com a tabela de Distribuição Normal,  $Z_{\alpha/2} = 1,96$ .

O teste de Pettitt, elaborado em 1979 no artigo “*A non-parametric approach to the change-point problem*”, trata-se de um teste não-paramétrico de ponto de mudança que consiste na verificação de duas metades da amostra,  $x_1, \dots, x_t$  e  $x_{t+1}, \dots, x_n$  e na realização de testes de tendências estatísticas a fim de determinar se estas pertencem, ou não, a mesma população (Equações 5 e 6) (JULIANI *et al.*, 2019; ULIANA *et al.*, 2015).

Conforme Uliana *et al.* (2015), a variável estatística  $U_{t,n}$  é calculada por meio da Equação 5.

$$U_{t,n} = U_{t-1,n} + \sum_{j=1}^n \text{sgn}(x_t - x_j) \quad \text{para } t = 2, 3, \dots, n \quad (5)$$

Na qual:

$$\text{sgn} = (x) \{ 1, \text{se } x > 0 \quad 0, \text{se } x = 0 \quad - 1, \text{se } x < 0 \} \quad (6)$$

O teste identifica o ponto máximo de mudança na tendência da série,  $k(t)$ , para o qual o módulo da estatística  $U_{t,n}$  é máximo, conforme Equação 7.

$$k(t) = \max_{1 \leq t \leq n} |U_{t,n}| \quad (7)$$

A hipótese nula,  $H_0$ , é a ausência deste ponto de mudança, a um nível de significância  $P$ , conforme Equação 8.

$$P = 2e^{\left\{\frac{-6K_n^2}{n^3+n^2}\right\}} \quad (8)$$

Em que:

n – número de anos da série histórica;

$K_n$  – valor crítico.

Neste estudo, será adotado P correspondente a 5% de nível de significância ( $P \leq 0,05$ ), de maneira análoga ao teste de Mann-Kendall.

Estes métodos foram aplicados por meio da ferramenta “trend” para testes não-paramétricos de tendência e ponto de mudança, na linguagem de programação R (POHLERT, 2018).

### Resultados e Discussão

O preenchimento de falhas foi realizado para as estações Ubajara e Reriutaba. A estação Ubajara apresentou falhas por falta de dados nas datas 01/12/2010, 01/08/2011 e 01/09/2011. Já a estação Reriutaba também apresentou falhas por falta de dados nas datas 01/07/1966, 01/07/2010 e 01/02/2018.

Para o preenchimento, as séries pluviométricas das estações foram organizadas em duas colunas, com auxílio do *software* Microsoft Excel. Então, utilizando-se da ferramenta de gráficos do *software*, elaborou-se um gráfico linear onde os dados da estação Reriutaba foram plotados no eixo X, e os dados da estação Ubajara, no eixo Y. A partir deste gráfico, obteve-se a equação da reta, com coeficientes  $a = 1,2424$  e  $b = 27,458$  (eq. 9), e um coeficiente de determinação  $R^2 = 0,82$ , acima do ideal, comprovando bom ajuste dos dados à equação da reta.

$$y = 1,2424x + 27,458 \quad (9)$$

Então, obteve-se os dados mensais faltantes de ambas séries a partir da substituição das variáveis x e y pelos valores mensais correspondentes na equação da reta obtida. Os valores obtidos para Ubajara estão na Tabela 1; os valores obtidos para Reriutaba, na Tabela 2.



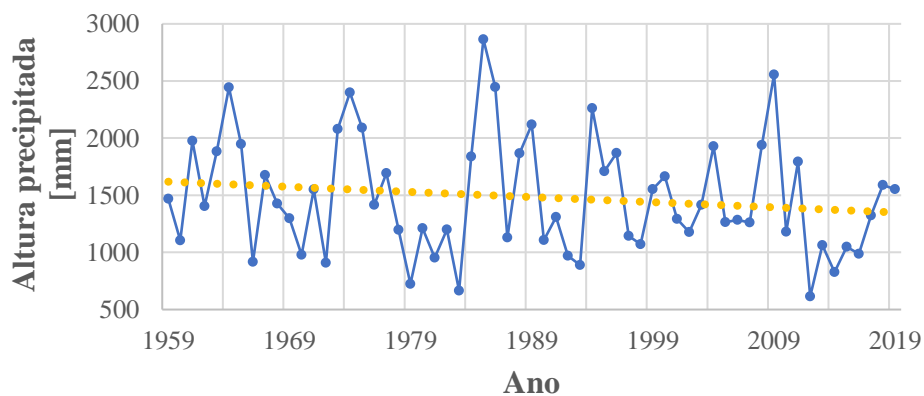
**Tabela 1: Valores obtidos no preenchimento de falhas da estação Ubajara.**

Data	x	y
01/12/2010	244,6	331,4
01/08/2011	0	27,5
01/09/2011	0	27,5

**Tabela 2: Valores obtidos no preenchimento de falhas da estação Reriutaba.**

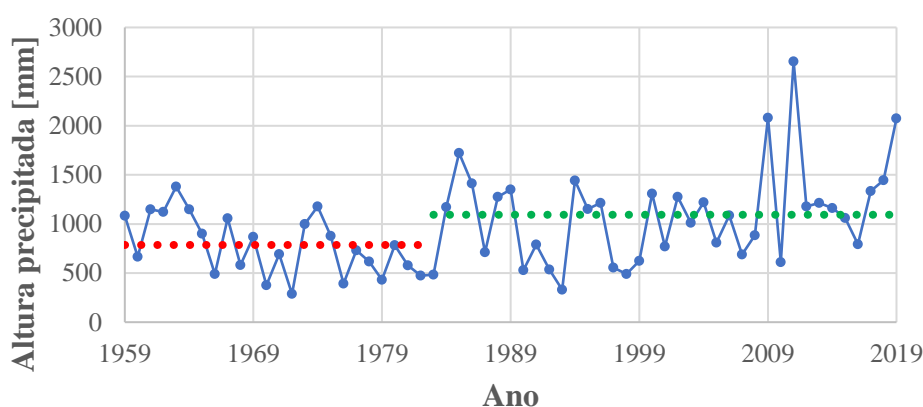
Data	x	y
01/07/1966	14,2	45,1
01/07/2010	0	1,6
01/02/2018	194,8	269,5

Aplicado o teste de Mann-Kendall, a estação Ubajara apresentou estatística  $Z = -1,2384$  e p-valor de 0,2156; a hipótese nula de estacionariedade não pode, portanto, ser rejeitada. Para o teste de Pettitt, a estação apresentou estatística  $U = 202$  e p-valor de 0,6921, não sendo possível rejeitar a hipótese nula de estacionariedade. A Figura 2 apresenta a plotagem do volume de precipitação anual para a estação de Ubajara, em mm, junto com o traçado de uma linha de regressão linear.

**Figura 2: Precipitações totais anuais – Estação Ubajara e traçado de linha de regressão linear.**

Ao aplicar o teste de Mann-Kendall, a estação Chorozinho retornou uma estatística de  $Z = 2,3586$  e p-valor de 0,01835, rejeitando-se, assim, a hipótese nula de estacionariedade. Já para o teste de Pettitt, a estatística foi de  $U = 416$  com p-valor de 0,0222, rejeitando-se a hipótese nula de ausência de ponto de mudança. O ponto de mudança foi identificado na linha 25, que corresponde ao ano de 1982.

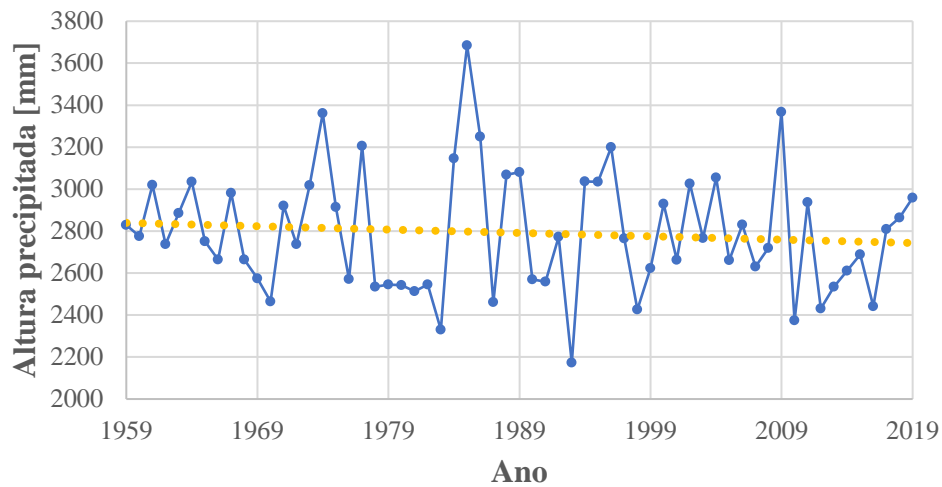
Assim, a série pluviométrica da estação pode ser dividida em duas subséries, antes e depois do ponto de mudança, que apresentam comportamentos distintos; segundo Hajani e Rahman (2018), a direção desta mudança identificada pelo teste de Pettitt é feita por meio da comparação entre as duas subséries. A Figura 3 apresenta a altura precipitada, em mm, ao longo dos anos na estação Chorozinho, com traçado de linha das precipitações médias de longo período (MLP), antes e depois do ano de 1982, a fim de representar esta comparação.



**Figura 3: Precipitações totais anuais – Estação Chorozinho e traçado das MLP antes e após o ponto de mudança identificado.**

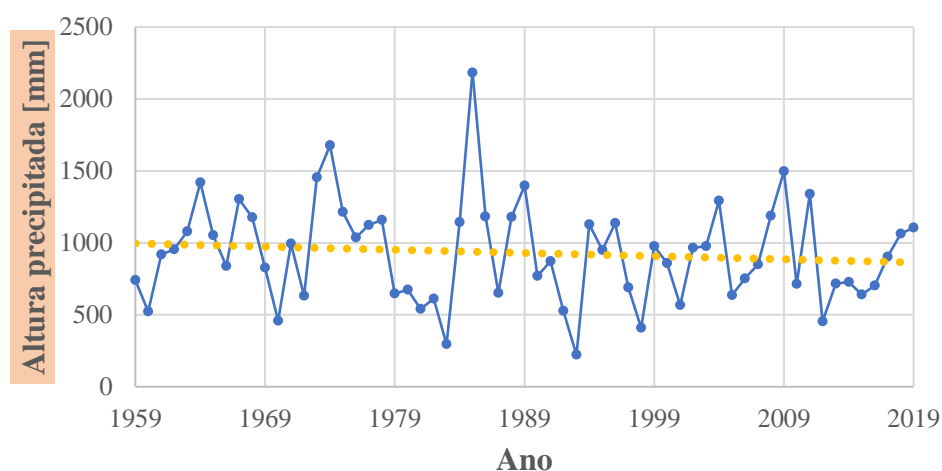
Como pode ser visto na Figura 3, a diferença entre as médias de cada subsérie fica evidenciada, sugerindo tendência de aumento no padrão da precipitação após o ano de 1982, o qual representa o ponto de mudança abrupto detectado pelo Teste de Pettitt e também a tendência monótona positiva indicada pelo teste de Mann-Kendall. Deste modo, confirma-se a rejeição da hipótese nula de ambos testes, atestando a não-estacionariedade da série pluviométrica desta estação.

A aplicação do teste de Mann-Kendall retornou uma estatística de  $Z = -0,87126$  e p-valor de 0,3836 para a estação de Cristais, não sendo possível rejeitar a hipótese nula de estacionariedade. Quanto ao teste de Pettitt, sua aplicação retornou uma estatística de  $U = 167$  e p-valor de 0,9683, não sendo possível rejeitar a hipótese nula de ausência de ponto de mudança. A Figura 4 apresenta o altura precipitada anual, em mm, para a estação de Cristais, com o traçado de linha de regressão linear.



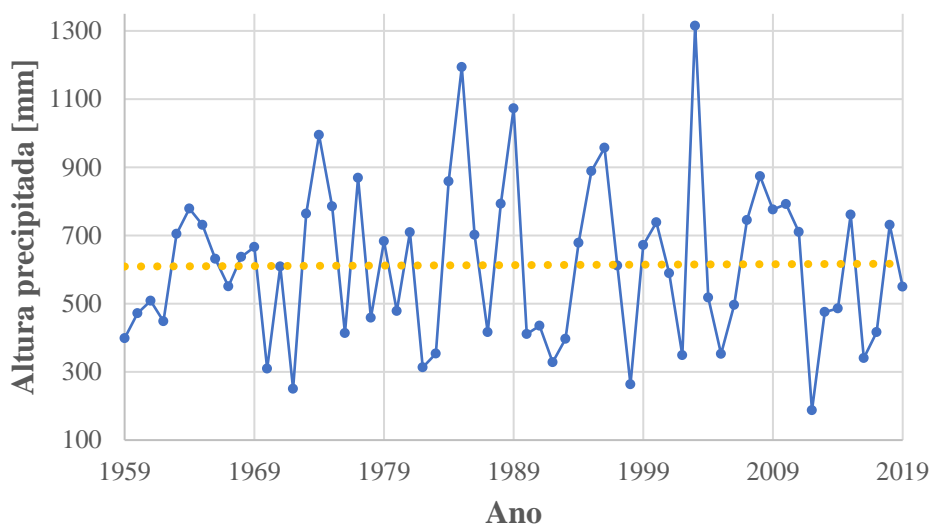
**Figura 4: Precipitações totais anuais – Estação Cristais e traçado de linha de regressão linear.**

Aplicado o teste de Mann-Kendall, a estação Reriutaba retornou estatística de  $Z = -0,6845$  e p-valor de 0,4936, não sendo possível rejeitar a hipótese nula de estacionariedade. Para o teste de Pettitt, a aplicação retornou uma estatística de  $U = 226$  e p-valor de 0,5298, não sendo possível rejeitar a hipótese nula de ausência de ponto de mudança. A Figura 5 representa o altura precipitada, em mm, na estação de Reriutaba, com o traçado de uma linha de regressão linear.



**Figura 5: Precipitações totais anuais – Estação Reriutaba e traçado de linha de regressão linear.**

A aplicação do teste de Mann-Kendall na estação Arneiroz retornou estatística  $Z = 0,15558$  e p-valor de 0,8764, não sendo possível rejeitar a hipótese nula de estacionariedade. Já o teste de Pettitt retornou estatística  $U = 131$ , com p-valor 1,0, não sendo possível rejeitar a hipótese nula de ausência de ponto de mudança. A Figura 6 mostra as alturas precipitadas anuais, em mm, para a estação de Arneiroz, com o traçado de uma linha de regressão linear.



**Figura 6: Precipitações totais anuais – Estação Arneiroz e traçado de linha de regressão linear.**

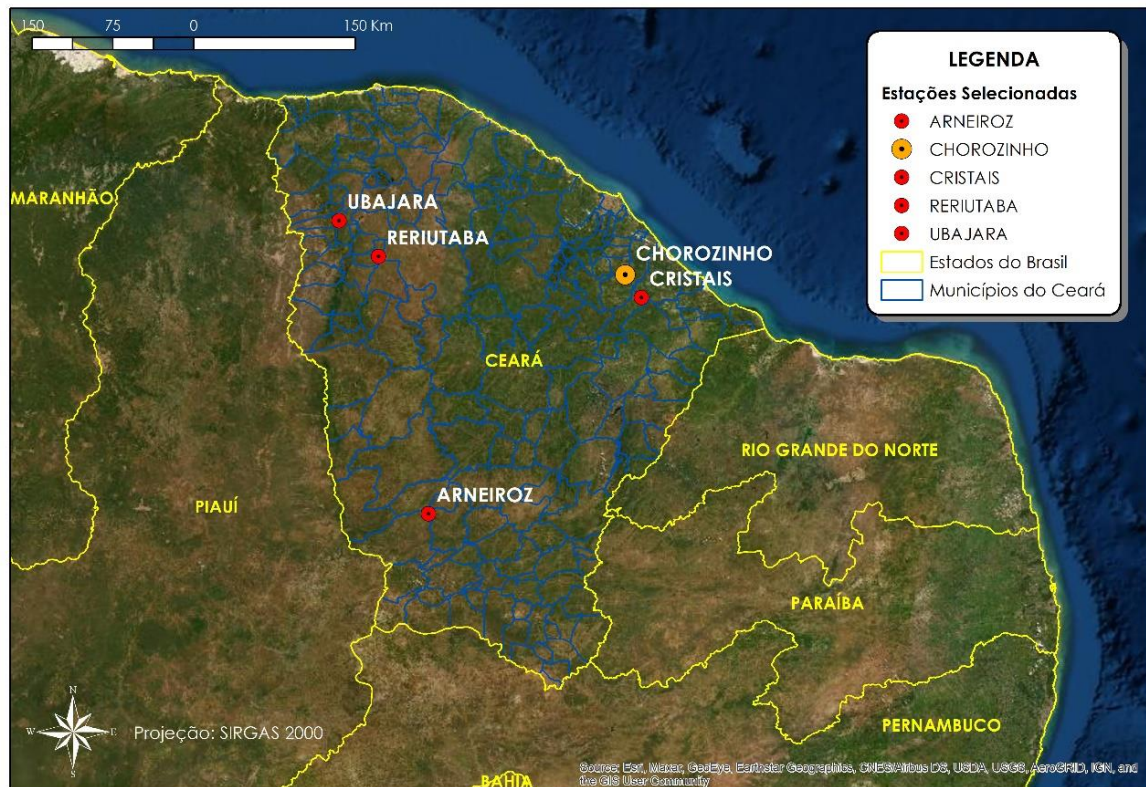
### Considerações Finais

Quanto aos testes paramétricos, o teste de Mann-Kendall não apresentou tendência para as séries das estações de Ubajara, Cristais, Reriutaba e Arneiroz; já a estação Chorozinho apresentou tendência monótona positiva, com  $Z = 2,39 > 1,96$ , representando uma tendência de aumento na precipitação da região.

O teste de Pettitt, por sua vez, não detectou pontos de mudança abrupta nos padrões de precipitação das séries, com exceção da série da estação de Chorozinho, que apresentou ponto de mudança de tendência no ano de 1982.

Com base na definição de estacionariedade apresentada e nos testes não-paramétricos conduzidos neste estudo, pode-se inferir que a maioria das estações avaliadas apresentam séries pluviométricas longas com comportamento estacionário, com exceção da estação de Chorozinho, que

apresentou quebra de tendência e ponto de mudança após aplicação dos testes estatísticos. A estação de Chorozinho foi destacada entre as demais para melhor visualização, na Figura 7.



**Figura 7: Estações pluviométricas selecionadas com destaque para a estação de Chorozinho, única a apresentar comportamento não-estacionário.**

Como o Efeito José diz respeito a mudanças nos padrões de precipitação em ciclos de grande duração, conclui-se que a análise das séries selecionadas e os testes utilizados não puderam detectar a ocorrência do Efeito José no estado do Ceará, uma vez que apenas uma das estações analisadas apresentou comportamento não-estacionário, ou as mudanças foram pequenas e os testes não conseguiram detectá-las. Este comportamento pode estar relacionado com mudanças naturais nos ciclos solares, como explica Zuffo (2015), mas também pode ser decorrente de mudanças climáticas, mudanças na cobertura vegetal ou no uso e ocupação do solo, conforme Juliani *et al.* (2019), o que explicaria a mudança observada em apenas uma das estações.

Hastenrath (2001) *apud* Salviano, Groppo e Pellegrino (2016) ainda propõe que as tendências de precipitação identificadas por diversos estudos na região nordeste podem ser ocasionadas pelos deslocamentos da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT). Conforme Uvo e Nobre (1989), a ZCIT se trata de um sistema meteorológico atuante nos trópicos, cuja influência na precipitação na região

Nordeste é amplamente conhecida; sua movimentação antecipada ao norte provoca anos secos, enquanto a permanência prolongada no sul produz anos chuvosos. Porém, se esta fosse a explicação, todas essas estações teriam apresentado o mesmo comportamento, uma vez que a ZCIT englobaria todo o território cearense.

### **Conclusão**

A compreensão de efeitos climáticos e do regime hidrológico de regiões vulneráveis e de déficit hídrico é de suma importância para a adequada gestão de seus recursos hídricos. Neste sentido, este estudo contribui com uma análise dos padrões de precipitação de algumas estações da região, buscando servir de base para a continuação de estudos sobre as chuvas e o Efeito José no Ceará.

Conclui-se que os objetivos gerais e específicos desta pesquisa foram alcançados; foi possível encontrar estações com dados suficientes, aplicar os testes de não-estacionariedade e, a partir dos resultados destes testes, compreender melhor o regime hidrológico da região, identificando indícios da não ocorrência do Efeito José no estado do Ceará.

Este trabalho pode ser replicado para qualquer região, bacia hidrográfica ou estado do Brasil, inclusive o Ceará, com a utilização de séries pluviométricas distintas das selecionadas para este estudo. Contudo, deve-se observar que existem limitações quanto aos métodos utilizados; o teste de Pettitt, por exemplo, divide as séries pluviométricas em apenas 2 períodos. Caso a série apresente 2 alternâncias, esse efeito não seria identificado pelo teste, o que se configura como um fator limitador deste método de identificação do efeito.

Outra limitação que se pode citar é a utilização de poucas estações, além da falta de séries pluviométricas mais longas, com maior número de dados e maior consistência, o que dificulta a análise de efeitos cíclicos de longo período, especialmente utilizando-se o teste de Mann-Kendall. De acordo com Goswami (2018), quanto mais longa a série pluviométrica, mais efetivo é o teste na identificação de tendências.

Devido a estas limitações, faz-se necessária uma análise mais aprofundada para que se possa, de fato, negar a ocorrência do Efeito José na região.

Para estudos futuros, é recomendável que se amplie o número de estações utilizadas, analisando-se padrões regionais para as características de não-estacionariedade de áreas mais abrangentes (por exemplo, analisar separadamente as séries do semiárido nordestino e da zona litorânea). Além disso, recomenda-se também estudos que busquem identificar a causa das mudanças de padrões de precipitação em apenas algumas estações, principalmente em regiões nas quais as demais estações não apresentam quebra de tendência.

É importante, também, a continuidade do monitoramento pluviométrico, que permitirá a análise posterior de séries pluviométricas mais longas e com dados de maior qualidade. Assim, será possível aprofundar este estudo e entender com maior clareza as mudanças de padrões de precipitação na região.

### **Agradecimentos**

Os Autores gostariam de agradecer à Universidade Estadual de Maringá pelo apoio recebido e aos grupos de pesquisa GIAU – Gestão Integrada de Águas Urbanas (UEM) e LADSEA – Laboratório de Apoio Multicritério à Decisão Orientada à Sustentabilidade Empresarial e Ambiental (UNICAMP), cuja organização para a pesquisa em rede permitiu que os autores trabalhassem em conjunto.

### **Referências Bibliográficas**

- GOSWAMI, B. Mann-Kendall test (mkt). Disponível em: <https://up-rs-esp.github.io/mkt/>. Acesso em 08 abr. 2021.
- HAJANI, E.; RAHMAN, A. (2018). Characterizing changes in rainfall: a case study for New South Wales, Australia. *International Journal of Climatology* 38, pp. 1452 – 1462.
- HIDROWEB. Brasil: Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Disponível em <http://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas>. Acesso em 11 mar. 2021.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Ceará. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ce.html>. Acesso em 18 jan. 2021.
- JULIANI, B. H. T.; FERREIRA, I. A.; OKAWA, C. M. P.; ZUFFO, A. C. Mudanças nos padrões de precipitação para a cidade de Tibagi, Paraná. *Anais do XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Foz do Iguaçu, 2019.
- KENDALL, M. G. Rank correlation measures. Charles Griffin, London, 736 p, 1975.
- MANDELBROT, B. B.; WALLIS, J. R. Noah, Joseph and Operational Hydrology. *Water Resources Research*, vol. 4, n. 5, p. 909-918. Nova York, 1968.
- MANN, H. B. Non-parametric tests against trend. *Econometrica* 13, pp. 245 – 259, 1945.
- MARENGO, J. A. (2016) Mudanças climáticas, condições meteorológicas extremas e eventos climáticos no Brasil. Disponível em [http://www.fbds.org.br/cop15/FBDS\\_MudancasClimaticas.pdf](http://www.fbds.org.br/cop15/FBDS_MudancasClimaticas.pdf). Acesso em 02 fev. 2020.
- MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; BESERRA, E. A.; LACERDA, F. F. (2011). Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. Disponível em [http://plutao.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/plutao/2011/09.22.18.52.30/doc/Marengo\\_Variabilidade.pdf](http://plutao.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/plutao/2011/09.22.18.52.30/doc/Marengo_Variabilidade.pdf). Acesso em 02 fev. 2020.
- OLIVEIRA, L. F. C.; FIOREZE, A. P.; MEDEIROS, A. M. M.; SILVA, M. A. S. Comparação de metodologias de preenchimento de falhas de séries históricas de precipitação pluvial anual. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* v.14, n.11, p.1186-1192, 2010.
- PETTITT, A. N. A non-parametric approach to the change-point problem. *Applied Statistics* 28, pp. 126 – 135, 1979.

POHLERT, T. Package 'trend'. CRAN Repository. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/trend/trend.pdf>. Acesso em 20 de jan de 2021.

SALVIANO, M. F.; GROPPA, J. D.; PELLEGRINO, G. Q. Análise de Tendências em Dados de Precipitação e Temperatura no Brasil. Revista Brasileira de Meteorologia, v. 31, n. 1, 64-73, 2016.

SECRETARIA DOS RECURSOS HÍDRICOS DO CEARÁ. Plano de Ações Estratégicas de Recursos Hídricos do Ceará – PAE – RH. Disponível em: [https://www.srh.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/90/2018/07/PLANO-DE-ACOES-ESTRATEGICAS-DE-RECURSOS-HIDRICOS-CE\\_2018.pdf](https://www.srh.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/90/2018/07/PLANO-DE-ACOES-ESTRATEGICAS-DE-RECURSOS-HIDRICOS-CE_2018.pdf). Acesso em 15 abr. 2021.

SNEYERS, R. Sur l'analyse statistique des séries d'observations. Organisation Météorologique Mondial, p. 192, Genebra, 1975.

STOTT, P. A. (2003). Attribution of regional-scale temperature changes to anthropogenic and natural causes. Berkshire, UK: Hadley Centre for Climate Prediction and Research.

ULIANA, E. M.; SILVA, D. D.; RODRIGUES, B. S.; CORRÊDO, L. P. Análise da tendência de séries históricas de vazão e precipitação: uso de teste estatístico não paramétrico. Revista Ambiente e Água, vol. 10, 2015.

UVO, C. R. B.; NOBRE, C. A. A Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) e a precipitação no norte do Nordeste do Brasil. Revista Climanálise, Vol. 4, No. 10, 1989. Disponível em: <http://marte3.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/iris@1905/2005/07.27.09.06/doc/6033.pdf>. Acesso em 15 abr. 2021.

ZUFFO, A. C. O Sol, o motor das variabilidades climáticas. Revista DAE, 198ª ed., 2015.



# PREVENÇÃO E CONTROLE DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS POR FÓSFORO

| ID 19388 |

**1 Thiago Hiroshi de Oliveira, 2 Ismael Fiuza Ramos, 3 Daniel Gonçalves Neto,  
4 Francisco Ramon Alves do Nascimento, 5 Olívia Silva Nepomuceno Santos, 6 Eduardo  
Cohim, 7 Adriano Souza Leão**

*1 Universidade Federal da Bahia, e-mail: thiagohiroshi@ufba.br; 2 Universidade Federal da  
Bahia, e-mail: ismaelfiuza@ufba.br; 3 Universidade Federal da Bahia, e-mail:  
danielgoncalves@ufsb.edu.br; 4 Universidade Federal da Bahia, e-mail: francisco.ramon@ufba.br; 5  
Instituto Federal da Bahia, e-mail: olivianepomuceno@ifba.edu.br; 6 Universidade Estadual de Feira  
de Santana, e-mail: edcohim@gmail.com; 7 Centro Universitário SENAI CIMATEC, e-mail:  
adrianoleaoeng@outlook.com*

**Palavras-chave:** Poluição ambiental; Prevenção da Poluição; Controle da Poluição.

## Resumo

O fósforo é um dos elementos mais centrais na constituição da vida e dos processos biológicos. Na natureza é o nutriente limitante ao crescimento vegetal, da produtividade primária em ambientes aquáticos, o seu manejo como fertilizante é a base para a produção de alimentos em larga escala. Outro aspecto crucial do ciclo do fósforo é o potencial de causar danos aos ecossistemas aquáticos quando inserido em quantidades superiores à capacidade de suporte dos corpos hídricos. O objetivo deste trabalho foi identificar os mecanismos de poluição de rios e reservatórios associados ao ciclo do fósforo e os respectivos instrumentos de prevenção e controle utilizados atualmente. Para tanto, foi realizado um levantamento de publicações relacionadas ao tema nos principais indexadores de pesquisas acadêmicas, livros e literatura técnica. O lançamento de esgoto, carreamento de fertilizantes, aquicultura em tanques-rede, sedimentos fosfatados, constituíram as principais fontes de poluição identificadas. Em se tratando de prevenção, a segregação dos macronutrientes em sua origem, a exemplo da separação da urina na fonte, é um fator chave para a maximização da recuperação de nutrientes, bem como o incentivo ao reuso de efluentes. Os sedimentos possuem papel importante no controle da concentração de fósforo, por serem determinantes na retenção ou liberação deste nutriente. Como forma de controle, deve ser promovida a universalização da coleta de esgotos nos ambientes urbanos e a aplicação de tecnologias de tratamento mais eficientes em sua

remoção. A gestão preventiva da poluição de corpos hídricos por fósforo passa por medidas que regulamentem e reduzam a utilização de compostos que contenham esse elemento e a segregação das correntes de esgoto na fonte.

### **Abstract**

Phosphorus is one of the most central elements in the constitution of life and biological processes. In nature, it is the limiting nutrient for plant growth, primary productivity in aquatic environments, its management as fertilizer is the basis for large-scale food production. Another crucial aspect of the phosphorus cycle is the potential to damage aquatic ecosystems when inserted in quantities greater than the carrying capacity of water bodies. The objective of this work was to identify the pollution mechanisms of rivers and reservoirs associated with the phosphorus cycle and the respective prevention and control instruments currently used. To this end, a survey of publications related to the topic in the main indexes of academic research, books and technical literature was carried out. The discharge of sewage, transporting fertilizers, aquaculture in net tanks, phosphate sediments were the main sources of pollution identified. In terms of prevention, the segregation of macronutrients at their source, such as the separation of urine at the source, is a key factor in maximizing nutrient recovery, as well as encouraging the reuse of effluents. Sediments play an important role in controlling the concentration of phosphorus, as they are decisive in the retention or release of this nutrient. Control measures implies the universalization of sewage collection in urban areas and the application of more efficient treatment technologies in its removal. Preventive management of the pollution of water bodies by phosphorus involves measures to regulate and reduce the use of compounds containing this element and the segregation of sewage streams at the source.

### **Introdução**

O fósforo é um dos elementos centrais na constituição da vida e dos processos biológicos. Por ser um elemento extremamente reativo, ele não é encontrado na natureza em sua forma elementar e sim como íon fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). No corpo humano, por meio do fosfato há a ligação entre os nucleotídeos que formam os ácidos nucleicos (DNA e RNA), que por sua vez são os responsáveis pelo armazenamento e materialização das informações genéticas por meio da síntese proteica. O fosfato também é elemento central no transporte de energia celular, por meio da Adenosina Trifosfato –

ATP, na formação das membranas celulares na forma de fosfolipídios e na constituição dos ossos como fosfato de cálcio (FOWLER *et. al.*, 2013; BRAGA *et. al.*, 2005).

Na natureza, o fósforo é o nutriente limitante ao crescimento vegetal e à produtividade primária, em ambientes aquáticos, e o manejo como fertilizante é a base para a produção de alimentos em larga escala. Há registros da aplicação de compostos ricos em nitrogênio e fósforo (excretas humanas e de animais) visando o aumento da produtividade agrícola há pelo menos 5 mil anos na Ásia (PANTANO *et. al.*, 2016; FOWLER *et. al.*, 2013; CORDELL, 2009).

Diferente dos outros elementos e substâncias essenciais cujo ciclo biogeoquímico possui uma fase gasosa, como por exemplo o nitrogênio, o carbono e a água, o ciclo do fósforo é fundamentalmente sedimentar, ou seja, o reservatório que supre os elementos e os recebe de volta é a litosfera, mais precisamente as rochas fosfatadas e alguns depósitos formados ao longo de milênios, o que torna o ciclo do fósforo extremamente lento. Por atuação do intemperismo e da atividade vulcânica, ocorre a liberação dos fosfatos presentes das rochas, que serão carregados ao solo e aos ambientes aquáticos e se tornam disponíveis para utilização dos organismos produtores. Parcela considerável desse fosfato acaba acumulado a grandes profundidades nos oceanos e só retorna aos ecossistemas terrestres por meio de levantamentos geológicos ocorridos em movimentos tectônicos, na escala geológica do tempo. O fósforo absorvido pelas plantas torna-se componente essencial da matéria orgânica e entra na cadeia alimentar, se biomagnificando. Ao morrerem, os organismos vivos são decompostos e o fósforo retorna então à sua forma inorgânica (FOWLER *et. al.*, 2013; BRAGA *et. al.*, 2005).

Em termos de exploração comercial, a fonte mais viável de fósforo são as rochas fosfáticas, contidas nos depósitos de origem sedimentar (cerca de 85% da oferta mundial), ígnea (próximo de 15%) e biogénica (SOUZA e FONSECA, 2009). Essa última é composta por concentrações orgânicas originadas pelos dejetos de aves (p. ex.: guano), que devido à superexploração ocorrida no século XIX, já não gozam de relevância quantitativa na oferta global. As maiores reservas globais de rochas fosfatadas estão atualmente no Marrocos, Estados Unidos, China e Rússia (CORDELL, 2009). Um estudo recente publicado na revista "Global Food Security" indicou que é provável que até 2040 a oferta global de fosfato seja superada pela demanda, fato que pode ocasionar uma escalada nos preços desse insumo e trazer graves consequências econômicas e alimentares às regiões mais dependentes de importação de fosfato, notadamente o sul da Ásia, a África Subsaariana e a América Latina e o Caribe (NEDELCIU *et. al.*, 2020).

Outro aspecto crucial do ciclo do fósforo é o potencial de causar danos aos ecossistemas aquáticos quando inserido em quantidades que superam a capacidade de suporte dos corpos hídricos. A expansão agrícola baseada em preceitos inadequados (aplicação excessiva de fertilizantes

químicos e utilização de áreas próximas aos corpos hídricos), o crescimento desordenado das cidades em descompasso com a implantação da infraestrutura adequada de esgotamento sanitário e a utilização de tecnologias de tratamento de esgoto ineficientes quanto à remoção de nutrientes são as principais causas da poluição hídrica por fósforo. Despejos industriais e empreendimentos de aquicultura também podem ser fontes relevantes de fósforo.

Entende-se por eutrofização o processo de concentração excessiva de nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, que consequentemente causam o aumento de biomassa (ESTEVES, 1998). A eutrofização artificial, que ocorre por ação antrópica, gera consequências: à captação da água para fins de abastecimento público em virtude da produção de compostos tóxicos por cianobactérias e pela atribuição de odor e sabor à água; à diversidade biológica por aumentar a probabilidade de morte de peixes pela falta de oxigenação; aos usos múltiplos da água pela grande produção de plantas vasculares e de biomassa dificultando as práticas esportivas e de lazer (SMITH *et al.* 1999); à concentração de oxigênio ao causar sua redução pela falta de aeração da água; e, à entrada de luz na água que diminui por causa do aumento da turbidez e do número de biomassa (CARACO *et al.*, 2006).

Ao alcançar os corpos hídricos, o fósforo estimula o aumento da produtividade primária, isto é, o crescimento e proliferação de algas e outros vegetais aquáticos. Com isso, há um aumento excessivo na quantidade de matéria orgânica presente no corpo hídrico, cuja qual demanda altas concentrações de oxigênio para se decompor. Dessa forma, a concentração de oxigênio na água é reduzida a níveis que se tornam críticos à manutenção da vida aquática. Com o agravamento da situação, tem-se apenas uma estreita camada superficial supersaturada de oxigênio (produzido por plantas e algas) e um hipolímio totalmente anóxico. O fósforo, então, que se encontrava armazenado nos sedimentos em forma de um sal insolúvel ( $\text{FePO}_4$ ) é reduzido na ausência de oxigênio para  $\text{Fe}(\text{PO}_4)_2$ , solúvel em água, e retorna à coluna d'água agravando ainda mais o processo de eutrofização. (FOWLER *et al.*, 2013; BRAGA, *et al.*, 2005).

Schindler *et al.* (2008) acompanharam o processo de eutrofização de um lago no Canadá por 37 anos consecutivos. Nos últimos 16 anos a aplicação de fertilizantes nitrogenados havia sido banida e manteve-se somente a inserção de fósforo. Segundo os autores, apesar da redução da entrada de nitrogênio a zero, a inserção constante de fósforo manteve o lago eutrofizado, sem alterações substanciais em relação à biomassa planctônica. Dessa forma, sugeriram que para a maioria dos lagos de água doce os esforços para manejar as fontes de nitrogênio não terão efeitos práticos sobre o estado eutrófico do lago. Para alcançar este fim, o foco deve ser a redução das entradas de fósforo.

O presente artigo tem como objetivo, identificar os mecanismos de poluição de rios e reservatórios associados aos fluxos antropogênicos de fósforo e avaliar as respectivas medidas de prevenção e controle da poluição das águas utilizadas atualmente.

### **Metodologia**

A identificação dos mecanismos de poluição associados aos fluxos antropogênicos de fósforo foi realizada, primeiramente, através de pesquisa em publicações relacionadas ao tema, em livros, literatura técnica e levantamento de artigos científicos nos indexadores de pesquisas acadêmicas: Scopus, ScienceDirect e Web Of Science. Inicialmente os principais termos pesquisados foram: “phosphorus cycle” and “pollution”, “phosphorus metabolismo” and “pollution”, “phosphorus pollution” and “control”, “phosphorus pollution” and “prevention”, sem restrição para o período de publicação.

Em seguida foi realizada uma avaliação do conteúdo dos trabalhos, com base no título, palavras chave e resumo, optando-se, para o tratamento dos dados, pela seleção das publicações de maior impacto e que apresentaram maior aderência ao objetivo desse trabalho, visto que, a pesquisa pelos termos retornaram um grande número de publicações, muitas vezes com conteúdo generalista ou muito específicos a temas que não possuíam relação direta com a pesquisa, a qual foi orientada para a área de recursos hídricos.

Aplicados os filtros destacados acima, foi gerado um banco de dados com os artigos relacionados ao tema da pesquisa para cada base indexada, os quais receberam um estudo mais aprofundado de suas produções. Para as publicações selecionadas, foram efetuadas buscas pela definição e/ou conceito dos mecanismos de poluição, prevenção e controle relacionados ao fósforo, os quais tenham sido empregados de forma objetiva nos trabalhos, sendo esse o critério para a seleção dos nomes que compuseram o painel final de pesquisa abordado nesse estudo. O presente trabalho não avaliou os estoques e fluxos de fósforo presentes nas fontes listadas nos resultados.

### **Resultados e Discussão**

Como principais fontes de contaminação dos corpos hídricos por fósforo, podemos destacar o esgoto, seja através do lançamento de efluentes sem tratamento nos córregos e rios, sistemas de drenagem ou diretamente no solo. O esgoto tratado também pode ser uma fonte de contaminação, quando proveniente de Estações de Tratamento de Esgotos (ETE), sem mecanismos de remoção de

P (MOTA, 2009), além dos efluentes industriais, originados de proteínas, aminoácidos, ácidos fosfóricos e seus derivados.

Outras fontes de poluição identificadas a se destacar são: o carreamento de fertilizantes fosfatados, decorrente do escoamento superficial, erosão do solo e lixiviação (SIPERT e COHIM, 2019); aquicultura em tanques-rede, responsável pelo aumento da concentração de fósforo através da ração, fezes e metabólitos dos peixes; sedimentos fosfatados, fonte interna de liberação de fósforo sedimentar.

### **Esgoto**

Os esgotos domésticos contêm aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos orgânicos e inorgânicos, suspensos e dissolvidos, bem como microrganismos. É devido a essa parcela de sólidos que se faz necessário o tratamento desses esgotos antes que sejam lançados nos corpos hídricos (VON SPERLING, 1996). Os esgotos podem ser classificados de acordo com sua cadeia de produção dentro da residência, conforme apresentado a seguir com base em Gonçalves (2006) e Rebêlo (2011): (i) águas negras - oriundas da descarga de vasos sanitários, contendo em geral fezes, urina, papel higiênico e água, apresentando concentrações de fósforo total que podem variar de 3,8mg/l a 22,5mg/l; e, (ii) águas cinzas - aquelas provenientes de todos os outros pontos de consumo de água excluindo-se os vasos sanitários (lavatórios, chuveiros, pias, banheiras, máquina de lavar roupas e ralos em geral), apresentando concentrações de fósforo total variando entre 0,4mg/l e 6,24mg/l. Alguns autores classificam as águas residuárias da lavagem de louça como águas negras, devido à elevada concentração de matéria orgânica, óleos e gorduras nela presentes.

De modo a promover o aproveitamento do potencial do esgoto doméstico como recurso, faz-se necessário subdividir o que se classificou acima como água negra. Nesse sentido, as águas amarelas são aquelas compostas por urina e, uma vez dissociadas das fezes, apresentam potencial patogênico extremamente baixo e que pode ser extinto por meio de simples armazenamento. Gonçalves (2006) aponta que um indivíduo adulto excreta 0,4 kg de fósforo por ano na urina e 0,19 kg nas fezes. Além da elevada concentração de fósforo e do baixo potencial patogênico, os compostos de fósforo presentes na urina, devido ao caráter iônico, são muito mais facilmente assimiláveis pelas plantas do que, por exemplo, aqueles presentes em lodos de ETE, apresentando uma capacidade de absorção comparável à dos fertilizantes químicos (KASSA, 2018).

Zancheta (2007) demonstrou que a urina gerada por um indivíduo adulto durante um ano é suficiente para suprir 91% da demanda por fertilizantes industriais necessária para a produção de 250 km de grãos, o que é suficiente para suprir toda a demanda calórica e proteica do mesmo indivíduo durante o ano. Dessa forma, a segregação dos macronutrientes na origem pela gestão

independente da urina é uma solução racional sob todos os aspectos. Para fomentar tal práticas, deve haver programas públicos de fomento à utilização de bacias sanitárias segregadoras de fezes e urinas, da construção de prédios com encanamentos distintos para ambas as fases, e de logística de armazenamento e coleta da urina nas cidades. Como forma prática de iniciar essa gestão da urina com foco em seu reaproveitamento como insumo agrícola com altos teores de nitrogênio, fósforo e potássio, os prédios públicos e comerciais (como shopping centers) poderiam ser mais facilmente adaptados visto que já possuem mictórios em todos os banheiros masculinos e que a motivação do uso desses sanitários já é principalmente o ato de urinar (KIPERSTOK, 2010).

Um estudo realizado por Tervahauta *et. al.* (2013) avaliou diferentes concepções de saneamento quanto a aspectos como balanço energético, reuso de água e recuperação de nutrientes, e demonstrou por meio de um modelo matemático baseado em parâmetros da literatura que a segregação da urina na fonte é um fator chave para a maximização da recuperação de nutrientes tanto em concepções de saneamento centralizadas quando descentralizadas. Quando aplicada a um arranjo convencional (ETE centralizada), além de proporcionar a recuperação de nutrientes, a segregação de urina na fonte trouxe resultados positivos no balanço energético global e na qualidade do efluente tratado.

Sob a ótica convencional de sistemas centralizados, apenas 43% da população brasileira possuem seus esgotos coletados e tratados por meio de Sistemas de Esgotamento Sanitário, 12% utilizam-se de soluções individuais (usualmente fossas sépticas), 18% têm seus esgotos coletados, mas não tratado e 27% não possuem coleta nem tratamento (ANA, 2021). De acordo com Mota e Von Sperling (2009), as concentrações de fósforo total mais frequentemente encontradas nos esgotos sanitários brasileiros se situam entre 5 e 8 mgL<sup>-1</sup>, e desse total o fósforo originário de detergentes domésticos pode representar até 50%. Segundo Gonçalves (2006), devido aos detergentes e sabões fosfatados, as concentrações de fósforo em águas de tanque, máquina de lavar e cozinha são sempre maiores que nas amostras de lavatório e chuveiro, sendo que nas águas cinzas como um todo podem ser até superiores àquelas presentes em efluentes sanitários médios (10mg/l). Portanto, a regulamentação da concentração de fósforo nos detergentes é uma medida preventiva significativa no balanço total desse elemento que é lançado nos corpos hídricos.

A Resolução CONAMA 359/2005 determina o limite máximo de 4,8% de fósforo total no peso dos detergentes em pó para limpeza de tecidos (sabão em pó). Caso esse limite fosse utilizado em sua totalidade pelos fabricantes, a participação do fósforo oriundo dos detergentes em relação ao fósforo total dos esgotos brasileiros seria de 46% (QUEVEDO e PAGANINI, 2018). No entanto, segundo os mesmos autores, a indústria brasileira optou a partir da década de 2010 por reduzir o teor de fósforo para muito além da restrição imposta pela resolução CONAMA (em média 0,01% de

fósforo no peso total de detergente), o que indicaria que uma contribuição advinda dos detergentes e pó de 0,17% no total de fósforo contido nos esgotos gerados no Brasil.

Os sistemas convencionais de tratamento biológico de esgoto, que são projetados visando, principalmente, à remoção de matéria orgânica, resultam em efluentes com concentrações de nitrogênio e fósforo próximas às do esgoto bruto (MOTA e VON SPERLING, 2009). No Brasil, os métodos mais usuais de tratamento de esgoto são lagoas facultativas e reatores anaeróbios, os quais apresentam faixas de remoção de fósforo de 20 a 60% e de 10 a 20%, respectivamente. Estações de Tratamento de Esgoto mais modernas têm adotado prioritariamente o sistema de lodos ativados, que pode alcançar no máximo uma remoção de 45% de fósforo total (BRASIL, 2020; VON SPERLING, 1996). De acordo com Brasil (2020), do total de 11 milhões de metros cúbicos de esgoto que são tratados diariamente, apenas 21,9% possui algum tipo de tratamento com nível terciário. Esse nível de tratamento objetiva a remoção de poluentes específicos, como nutrientes (fósforo e nitrogênio), patógenos e metais (VON SPERLING, 1996). A Tabela 1 a seguir apresenta alguns tipos de tratamento de esgoto elevada eficiência na remoção de fósforo, podendo ser utilizados isoladamente ou em complemento a um tratamento secundário convencional, como forma de controlar a poluição das águas, ressaltando que a viabilidade econômica da implantação de sistemas terciários é um fator crítico no Brasil.

Como alternativa ao lançamento dos efluentes sanitários tratados nos corpos hídricos, as práticas de reuso tem sido cada vez mais adotadas por aliar o uso sustentável da água com a prevenção da poluição. As principais tipologias de reuso que podem ser adotadas a partir do esgoto tratado são: (i) reuso agrícola, (ii) reuso urbano e (iii) reuso industrial. No caso da primeira e segunda tipologias, não há necessidade de se empreenderem esforços na remoção do fósforo do esgoto, sendo sua presença benéfica no caso da aplicação agrícola, visto que confere à água de reuso um importante potencial de aumento de produtividade e de redução nos custos com a aquisição de fertilizantes fosfatados. No caso do reuso industrial a remoção de fósforo é de vital importância (VAN HAANDEL, 2020).

### **Carreamento de fertilizantes fosfatados**

A utilização de fertilizantes fosfatados na agricultura para a melhoria dos rendimentos e consequente aumento na produção de alimentos, acarreta a perda de P, presente no estrume do gado, para o meio ambiente em decorrência das atividades agropecuárias. Em sua pesquisa sobre a análise dos fluxos de fósforo no Brasil (SIPERT e COHIM, 2019) concluíram que os solos representam o maior estoque deste nutriente no país, como consequência da baixa eficiência da aplicação em áreas agrícolas, se comparada com outros países. Os mecanismos de prevenção passam pelo zoneamento



produtivo, agrícola, definição de áreas destinadas para a agricultura e pecuária em harmonia com o crescimento e desenvolvimento das cidades, incentivo à utilização da agricultura orgânica e a redução do consumo de produtos de origem animal, bem como a recuperação e preservação de Áreas de Proteção Permanentes (APP).

**Tabela 1: Principais métodos de tratamento de esgoto com elevada eficiência na remoção de P**

Tipo de tratamento	Remoção de P máxima (%)	Vantagens	Desvantagens	Referência
Lagoa de Polimento (bateladas sequenciais)	90%	Simples construção Não há gasto energético	Demanda grandes áreas Deve ser precedida de reator anaeróbio	Santos (2021) e Van Haandel (2020)
Lodo ativado com remoção de nutrientes	90%	Não demanda grandes áreas	Alta complexidade operacional Gasto energético significativo	Mota (2009) e Silva (2019)
Leitos cultivados (wetlands)	60%	Simples construção e manejo	Eficiência da tende a decair com o tempo	Mota (2009) e Sousa (2004)
Precipitação química (cal ou sais de alumínio ou ferro)	95%	Pode ser realizada nas etapas de tratamento primário, secundário ou terciário. Pode ser aplicada em instalações (ETE) já construídas. Pode ser promovido com a aplicação de lodo de ETA em ETE.	Deve estar associado a mecanismos de sedimentação, flotação ou filtração. Alta taxa de geração de lodo. Custos com coagulantes.	Mota (2009), Júlio (2011) e Chao (2009)
Reatores Biológicos de Leito Móvel - MBBR	75%	Estruturas extremamente compactas e modulares Podem ser utilizadas em complementação a ETES existentes.	Elevado gasto energético	Rodrigues (2018) e Singh (2018)
Disposição no Solo	99%	Baixo custo. Pode estar associado à recuperação de áreas degradadas. Grande potencial de aplicação em latossolos (tipo majoritário no Brasil)	Aplica-se a efluentes tratados a nível secundário. Pode ocasionar contaminação do lençol freático.	Corrêa (2000) e Crites (1981)

**Fonte: Adaptado de Mota (2009) Santos (2021), Silva (2019), Van Haandel (2020), Sousa (2004), Rodrigues (2018), Júlio (2011), Singh (2017), Corrêa (2000) e Crites (1981).**

O controle da contaminação decorrente do carreamento de fertilizantes pode ser alcançado com base no controle dos preços e tarifas de exportação dos mesmos, como medida para desestimular o uso e reduzir o seu consumo quando necessário, aumentando também a fiscalização sobre a compra e utilização do produto. Integração dos setores agrícola e agropecuário em um sistema misto de agricultura, promovendo a reciclagem do fósforo. Fiscalização do cumprimento das leis de proteção ambientais vigentes, a exemplo da Lei Nº 12.651/2012, a qual define a APP como uma área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos (BRASIL, 2012). O desenvolvimento dos Planos de Recursos Hídricos e Planos de Bacias Hidrográficas, propostas para a criação de áreas sujeitas a restrição de uso com vistas à proteção dos recursos hídricos (BRASIL, 1997).

### **Efluentes industriais**

Efluentes industriais, originados de proteínas, aminoácidos, ácidos fosfóricos e seus derivados, constituem mecanismos de poluição de corpos hídricos. Provenientes de diversos tipos de atividades industriais, agroindustriais e diversificados ramos de classificação, tais como: Química, alimentar, dentre outras, o mecanismo de prevenção passa pelo tratamento adequado para a remoção do fósforo presente nesse efluente, através do tratamento primário, secundário e terciário em estações de tratamento de esgoto- ETE's, processos físico-químicos para a remoção: Clarificação com adição de agentes coagulantes, eletrocoagulação, precipitação química pelo acréscimo de sais ou metais bivalentes (ferro, alumínio, cálcio, magnésio) adsorção, processos biológicos com utilização de sistemas bacterianos, macro e microalgas, macrófitas, além da fertirrigação.

Fiscalização e monitoramento podem ser utilizados para controle do fósforo nos efluentes industriais, através da verificação dos padrões de lançamento encontrados nas resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011 e através dos padrões específicos definidos pelos órgãos ambientais competentes, de acordo com o local da atividade industrial.

### **Aquicultura em tanques-rede**

O fósforo tem grande importância na alimentação dos peixes. Juntamente com o cálcio, é um dos minerais mais requeridos na dieta nutricional destes animais, sendo por isso necessários na suplementação das rações (Diemer *et. al.*, 2014). Contudo, o aumento da concentração de fósforo é um dos principais impactos causados pela produção de peixes em tanques-rede, tanto na água quanto nos sedimentos (GUO e LI, 2003). Esse fato é proveniente da ração fornecida, cujos os 66% do fósforo que a constitui se perde ao sedimentar e 11% se dissolvem na água (ALVES e BACCARIN, 2005). Somente 23% são ingeridos pelo peixe e convertidos em carne (FOLKE e KAUTSKY, 1992).

Deste percentual que é ingerido, 25 a 30% são excretados em forma de fezes, uma das principais fontes de resíduos orgânicos na água (KUBTIZA, 1998).

É possível reduzir as alterações e impactos ambientais da aquicultura melhorando a eficiência do seu processo produtivo. Mecanismos de prevenção como o manejo adequado do fornecimento de rações balanceadas evitando o desperdício e a produção excessiva de fezes, além da autorização para implantação de tanques-rede em corpos hídricos com capacidade de suporte são ações que podem contribuir com o equilíbrio ecossistêmico.

Uma outra alternativa de nutrição que vem sendo utilizada é a alimentação por resíduos, que nesse caso, se tornam potenciais recursos, como a mineralização microbiana do estrume orgânico e o esgoto doméstico. Ambos são ricos em nutrientes e garantem melhor qualidade ambiental ao ecossistema aquático se comparado a fertilizantes químicos a longo prazo. O esgoto, em especial, é comumente empregado na produção de peixes em vários países por conter urina. Mesmo representando uma pequena parcela destas águas residuais, a urina é um recurso renovável valioso por conter matérias-primas orgânicas (nitrogênio, fósforo e potássio). Ainda que necessite de tratamento prévio por conta dos poluentes dissolvidos excretados pelo homem e dos patógenos que podem estar contidos, e de mais estudos sobre o seu impacto no ambiente, a urina se mostra como uma boa alternativa de produção mais limpa, pois não dispõe de quantidade significativa de substâncias químicas perigosas ou metais pesados como as encontradas em fertilizantes fosfatados químicos (RANA *et. al.*, 2017).

Juntamente a estas medidas, pode-se aplicar ações de monitoramento, fiscalização e licenciamento ambiental como condicionantes de controle às atividades desenvolvidas nesses empreendimentos.

### **Sedimentos Fosfatados**

Os sedimentos possuem papel importante no controle da concentração de fósforo na coluna d'água, por serem determinantes na retenção ou liberação deste nutriente, por consequência, amenizando ou intensificando o processo de eutrofização.

Vários são os fatores que influenciam na relação entre sedimentos - fósforo - água. Dependendo das condições físico-químicas do meio, o nutriente pode ser retido ou liberado na água (ESTEVES, 1998). A velocidade de deposição, as transformações de compostos de fósforo na camada superficial do sedimento e a imobilização de compostos de fósforo nas camadas mais profundas do sedimento são fatores que favorecem a retenção do fósforo (SCHAEFER, 2015). Já o tipo de matéria orgânica pode facilitar a adsorção ou também impedi-la, quando a aderência ao nutriente ocorre na superfície de argilas, óxidos de ferro e alumínio (SANYAL e DE DATTA, 1991).

A presença de íons destes compostos minerais, juntamente com o pH e as condições de oxidação do meio contribuem com a adsorção do fósforo. O ferro merece ser evidenciado, pois apresenta maior força de atração, a depender da concentração de oxigênio e pH no meio. Quanto mais próximos da neutralidade, maior aderência do fósforo ao sedimento. Entretanto, em maiores profundidades, onde as concentrações de oxigênio são baixas, a interação do nutriente com o ferro torna-se fraca, (ESTEVES, 1998).

Boers *et al.* (1998) demonstraram que a soltura de fósforo adsorvido por sedimentos pode contribuir para o nível de eutrofização de forma igual ou superior às fontes externas. Ou seja, ações que inviabilizam a entrada de nutrientes nos corpos d'água podem não ser suficientes para conter o processo de eutrofização (SCHAEFER, 2015). Contudo, a utilização de mecanismos de prevenção como: o tratamento da água para eliminação de nutrientes; o manejo adequado do solo cultivado, da ração e do esterco animal; a preservação de cobertura florestal e de matas ciliares; aplicação de fósforo baseada no potencial de transferência em escoamento superficial agrícola pode dirimir grandes concentrações de fósforo nos sedimentos.

Como mecanismo de controle, pode-se citar a incorporação de lantânio dentro de estruturas de minerais argilosos, que possuem alta capacidade de realização de trocas iônicas. Segundo Jardim *et al.* (2011), o lantânio tem a característica de ser eficiente na remoção de fósforo, tanto em ambientes de água doce quanto marinhos, sem afetar a vida aquática e nem humana.

No âmbito do controle e mitigação da poluição, uma vez o corpo hídrico já tendo sido impactado por aportes antropogênicos de fósforo que desencadeiam o processo de eutrofização, podem ser empreendidos esforços que visem a aeração do hipolímio, desestratificação da coluna d'água, precipitação química do fósforo, manejo de macrófitas e remoção do sedimento (BRAGA *et al.*, 2005; QUEVEDO *et al.*, 2018).

### **Considerações Finais**

A gestão preventiva da poluição de corpos hídricos por fósforo passa por medidas que regulem e reduzam a utilização de compostos que contenham esse elemento em toda a bacia hidrográfica. Esses compostos são majoritariamente fertilizantes agrícolas e produtos de higiene e limpeza que contenham tripolifosfato de sódio (STPP). No tocante aos detergentes fosfatados, a redução das concentrações de STPP nos produtos comerciais para níveis muito inferiores aqueles definidos na Resolução CONAMA 359/2005 indica que há espaço regulatório para redução das concentrações hoje permitidas, bem como serem estimuladas práticas de rotulagem dos produtos e de educação ambiental que induzam os consumidores a favorecerem produtos livres de fosfatos. Deve-se também

e elevar o grau de proteção dos corpos hídricos por meio de instrumentos de zoneamento produtivo e ambiental e recomposição de matas ciliares, de modo a minimizar o escoamento superficial enriquecido com nutrientes advindos de campos agrícolas e evitar a adsorção destes pelos sedimentos do ecossistema aquático. Ainda na esfera da prevenção da poluição por fósforo, devem ser construídas políticas públicas que estimulem a segregação das correntes de esgoto na fonte, com foco prioritário na separação da urina e seu reaproveitamento agrícola, transformando um potencial veículo poluente em um importante recurso.

O crescimento populacional, as políticas, padrões de consumo e de mercados, têm incentivado a demanda do setor agrícola pelo uso de fertilizantes, tendo como justificativa a garantia da segurança alimentar. Estabelecer uma ligação entre os setores relacionados à terra, objetivando a reciclagem do fósforo presente em processos empregados na agricultura e pecuária, é de fundamental importância para a redução dessa demanda e dos impactos ambientais por ela causados. Outro aspecto a ser superado é a integração entre as diferentes políticas, de recursos hídricos, meio ambiente, saneamento, as quais preveem mecanismos de prevenção distintos, zoneamento urbano, proteção de áreas, planos diretores entre outros, muitas vezes conflitantes e em desacordo com as diferentes políticas, o que pode resultar no conflito de interesses e consequente degradação de áreas, aumento das fontes de poluição e contaminação dos corpos hídricos.

No caso do controle do fósforo nos lançamentos industriais, alguns aspectos precisam ser levados em consideração em relação às tecnologias empregadas e ao impacto ao meio ambiente proveniente das reações empregadas no processo químicos de remoção. Tais aspectos resultam na formação de subprodutos que venham a desequilibrar o ecossistema, o elevado custo e complexidade da operação decorrente de alguns processos, resultando na necessidade de desenvolvimento de novas tecnologias que venham a reduzir tais impactos.

No tocante às medidas preventivas de poluição pela aquicultura, considera-se que a quantidade de fósforo utilizada nesta atividade não é tão impactante quanto outras fontes elencadas na pesquisa. Contudo, é possível melhorar o processo produtivo visando ganhos, não somente na preservação ambiental, mas também ao diminuir os custos aplicando melhores práticas de manejo alimentar, desde a medição da quantidade até o conhecimento do tipo de ração apropriada para a respectiva espécie de peixe, e a partir da utilização de recursos ricos em nutrientes, como a urina.

Do ponto de vista do controle da poluição das águas, há que se conferir especial atenção à universalização da coleta de esgotos nos ambientes urbanos e a aplicação de tecnologias de tratamento que sejam eficientes na remoção de fósforo, fato não observado nos arranjos convencionais de tratamento de esgoto em nível secundário. O incentivo à ampliação das práticas de reuso agrícola, urbano e industrial é uma estratégia efetiva de prevenir a descarga de fósforos em

corpos hídricos e promover o uso racional da água. Por fim, o controle da drenagem urbana e a gestão de fontes pontuais de fósforo como lançamentos industriais e de aquicultura devem ser realizados pelas esferas competentes.

### Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001, agradeço também ao Programa de Mestrado Profissional em Rede Nacional em Gestão e Regulação de Recursos Hídricos - ProfÁgua, Projeto CAPES/ANA AUXPE Nº. 2717/2015, pelo apoio técnico científico aportado até o momento.

### Referências Bibliográficas

Alves, R. C. P., & Baccharin, A. E.; 2005. Efeito da produção de peixes em tanques-rede sobre sedimentação de material em suspensão e de nutrientes no córrego da Arribada (UHE Nova Avanhandava, baixo rio Tiête, SP). *Ecologia de reservatórios: impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata*. São Carlos: Rima, 329-347.

ANA - Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Atlas Esgotos. Disponível em <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em 15 de abr de 2021.

Ashley, K; Cordell, D.; Mavinic, D.; 2011. A brief history of phosphorus: from the philosopher's stone to nutrient recovery and reuse. *Chemosphere*, v. 84, n. 6, p. 737-746, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.03.001>

Boers, C. M. P.; Van Raaphorts, W.; Van der Molen, D. T.; Phosphorus Retention in Sediments. *Water Society and Technology*; 1998. v. 37, p. 31-39.

Braga, B. *et. al.*; 2005. *Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável*. Pearson Prentice Hall.

Brasil. Lei Nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.

Brasil. Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

Brasil, 2020. Pesquisa nacional de saneamento básico 2017: abastecimento de água e esgotamento sanitário/ IBGE; Coordenação de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro: IBGE.

Caraco, N. F.; Cole, J. J.; Strayer, D. L.; 2006. Top-down control from the bottom: Regulation of eutrophication in a large river by benthic grazing. *American Society of Limnology and Oceanography*, 51(1, part 2), p. 664-670.

- Chao, I.R.S.; 2009. Remoção de fósforo de efluente de estações de tratamento biológico de esgotos utilizando lodo de estações de tratamento de água. Dissertação de mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
- Cordell, D.; Drangert, J.; White, S.; 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global environmental change*, v. 19, n. 2, p. 292-305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- Côrrea, R. S.; Filho, B. M.; Bernardes, R. S.; 2000. Deposição de esgoto doméstico para controle de poluição e revegetação induzida em área degradada. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.4, n.2, p.252-256.
- Crites, R. W.; Meyer, E. L.; Smith, R. G.; Walker, M.; Alston, K.; 1981. Process Design Manual, Land Treatment of Municipal Wastewater. Environmental Protection Agency Report EPA 625/1-81-013, October 1981. 458 p, 88 Fig, 141 Tab, 262 Ref, 7 Append.
- Diemer, O., Boscolo, W. R., Signor, A. A., Klein, S., & Feiden, A.; 2014. Fósforo na alimentação de pacus criados em tanques-rede. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, 66, 1243-1250.
- Esteves, F. A.; 1998. Fundamentos de Limnologia. 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, 226 p.
- Folke, C.; Kautsky, N.; 1992. Aquaculture with its Environment: Prospects for Sustainability. *Ocean and Coastal Management*, v.17, p. 5-24.
- Fowler, S.; Roush, R; Wise, J.; 2013. Concepts of Biology. Openstax, Houston, Texas. 619 p.
- Gonçalves, R. F.; 2006. Uso racional da água em edificações – Rede 5. Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (PROSAB 4).
- Guo, L.; Li, Z.; 2003. Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in middle Yangtze River basin of China; *Aquaculture*, v.226, p.201-212.
- Jardim, F. A.; Pereira, S. P.; Azevedo, S. G., Galinari, P. C.; Ferreira, T. F.; 2011. Remoção de fósforo solúvel reativo em águas eutróficas utilizando argila modificada com lantânio. 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.
- Júlio, M.; Oroski, F. I.; Santos, M. N. O.; Júlio, T. S.; 2011. Reuso do Coagulante Recuperado do Lodo de ETA no Tratamento Terciário do Efluente de Lagoa de Polimento Precedida de Reator RALF. *Revista DAE/SABESP*. São Paulo.
- Kassa, K.; Ali, Y.; Zewdie, W.; 2018. Human urine as a source of nutrients for maize and its impacts on soil quality at Arba Minch, Ethiopia; *Journal of Water Reuse and Desalination*, v. 8, n. 4, p. 516-521.
- Kiperstok, A.; Nascimento, F. R.; A, Kiperstok, A. C. O.; 2010. O tratamento em separado da urina e das fezes é uma solução viável ou uma utopia?; *Revista DAE*. P 38, São Paulo.
- Kubitza, F.; 1998. Qualidade da água na produção de peixes – Parte II. *Panorama da Aquicultura*, v.8, n.46, p.35-41.
- Mota, F. S. B.; Von Sperling, M.; 2009. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. Rio de Janeiro: ABES.
- Nedelciu, C. E.; Ragnarsdottir, K. V.; Schlyter, P.; Stjernquist, I.; 2020. Global phosphorus supply chain dynamics: Assessing regional impact to 2050. *Global food security*, v. 26, p. 100426. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2020.100426>

- Nunes, M. L. F.; 2013. Distribuição e fracionamento do fósforo nos sedimentos dos rios Bacanga e Anil na ilha do Maranhão. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Maranhão, Programa de Pós-Graduação em Química.
- Pantano, G.; Grosseli, G. M.; Mozeto, A. A.; Fadin, P. S.; 2016. Sustentabilidade no Uso do Fósforo: Uma Questão de Segurança Hídrica e Alimentar. Química Nova, [S. L.], v. 6, n. 39, p. 732-740, 10 maio 2016. Disponível em: <http://quimicanova.sbq.org.br/default.asp?ed=249>. Acesso em: 26 abr. 2021.
- Quevedo, C. M. G.; Paganini, W. S.; 2018. A disponibilização de fósforo nas águas pelo uso de detergentes em pó: aspectos ambientais e de Saúde Pública. Ciência & Saúde Coletiva, v. 23, p. 3891-3902.
- Rana, S., Biswas, J. K., Rinklebe, J., Meers, E., & Bolan, N.; 2017. Harnessing fertilizer potential of human urine in a mesocosm system: a novel test case for linking the loop between sanitation and aquaculture. Environmental geochemistry and health, 39(6), 1545-1561.
- Rebêlo, M. M. P. S.; 2011. Caracterização de águas cinzas e negras de origem residencial e análise da eficiência de reator anaeróbico com chicanas. Dissertação de Mestrado. PPGRHS-UFAL. Maceió.
- Rodrigues, H. U.; 2018. Remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo de esgotos sanitários em Biorreator à Membrana com Leito Móvel. Dissertação de Mestrado. Irati/PR. Unicentro.
- Sanyal, S. K.; De Datta, S. K.; 1991. Chemistry of phosphorus transformations in soil. Advances in Soil Science, New York, v. 16, p. 1-120.
- Santos, I. V.; Santos, S. L.; Van Haandel, A.; 2021. Remoção de fósforo em lagoas de polimento operadas em regime de bateladas sequenciais. Revista DAE. São Paulo.
- Schaefer, G. L.; 2015. Retenção e liberação de fósforo em sedimento de fundo de açudes e córregos de pequenas bacias hidrográficas em um assentamento de reforma agrária. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria – RS. Brasil.
- Schindler, D. W.; Hecky, R. E.; Findlay, D. L.; Stainton, M. P.; Parker, B. R.; Paterson, M. J.; Beaty, K. G.; Lyng, M.; Kasian, S. E. M.; 2008. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. Proceedings of the National Academy of Sciences, 105(32), 11254-11258.
- Silva, K. D.; Sousa, J. T.; Albuquerque, M. V. C.; Lopes, W. S.; 2019. Remoção biológica do fósforo em sistema de lodo ativado: mecanismos e configurações. Congresso Nacional de Pesquisa e Ensino de Ciências – CONAPESC
- Singh, A.; Kamble, S. J.; Sawant, M.; Chakravarthy, Y.; Kazmi, A.; Aymerich, E.; Starkl, M.; Ghangrekar, M.; Philip, L.; 2018. Technical, hygiene, economic, and life cycle assessment of full-scale moving bed biofilm reactors for wastewater treatment in India. Environmental Science and Pollution Research, 25(3), 2552-2569.
- Sipert, S.; Cohim, E. B.; 2020. A phosphorus flow analysis of Brazil. Environmental Engineering Science, 37(2), 148-163.
- Smith, V. H.; Tilman, G. D.; Nekola, J. C.; 1999; Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environmental Pollution 100., p. 179-196.
- Sousa, J. T.; Van Haandel, A.; Lima, E. P. C.; Henrique, I. N.; 2004. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 9, n. 4.
- Souza, A. E.; Fonseca, D. S.; 2009. Fosfato. Departamento Nacional de Produção Mineral, Economia Mineral Brasileira.



Tervahauta, T.; Hoang, T.; Hernández, L.; Zeeman, G.; Buisman, C.; 2013. Prospects of source-separation-based sanitation concepts: a model-based study. *Water*, 5(3), 1006-1035.

Van Haandel, A; Santos, S. L.; Paiva, F. V.; 2020. Aplicação do sistema UASB-lagoas de polimento para o tratamento de esgoto visando ao reuso agrícola ou industrial ou à proteção de recursos hídricos. *Revista DAE*. São Paulo.

Von Sperling, M.; 1996. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Belo Horizonte: UFMG.

Zancheta, P. G.; 2007. *Recuperação e Tratamento da Urina Humana Para Uso Agrícola*. Dissertação de Mestrado. UFES.

## SÍTIO ELETRÔNICO PARA PESQUISA DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL

| ID 19389 |

**1Jaqueline Steffler Leobett, 2Bruna Bordignon Vian, 3Janaína Camila Soares de Melo,  
4Jessica Adriane Barth, 5Jéssica Piovesan Bertolo, 6Mateus Martelli, 7Manuela Gomes  
Cardoso**

*1,3,5,6,7 Universidade Federal da Fronteira Sul, 2 Universidade Estadual do Rio Grande do Sul,  
4 Universidade do Vale do Taquari, 1 e-mail: jaquelinesleobett@gmail.com; 2 e-mail:  
brunabvian97@gmail.com; 3 e-mail: janaina.melo98@hotmail.com; 4 e-mail:  
jessica.barth@universo.univates.br; 5 e-mail: jsscbertolo@gmail.com; 6 e-mail:  
mateus.martelli@gmail.com; 7 e-mail: manuela.cardoso@uffs.edu.br*

**Palavras-chave:** Consulta; Parâmetros; Legislação.

### Resumo

É de conhecimento que a manutenção, preservação e gestão dos recursos hídricos é indispensável para as diferentes formas de vida do planeta e, portanto, evidencia-se a constante preocupação quanto à presença de contaminantes de diversas origens na água. Atualmente existem diferentes fontes de divulgação de dados da qualidade das águas, sejam por trabalhos acadêmicos, revistas científicas, teses, dissertações e sítios eletrônicos de órgãos públicos, que avaliam e indicam a presença de diferentes substâncias. No entanto, há o fato de que muitas vezes as fontes de dados possuem uma linguagem extremamente técnica, uma interface com o usuário de difícil manuseio ou acesso restrito, como revistas indexadas, tornando os dados de difícil compreensão pelo público interessado, que não é especialista no assunto.

O presente trabalho tem como objetivo reunir e divulgar dados da qualidade das águas superficiais, subterrâneas e de abastecimento do estado do Rio Grande do Sul (RS) de forma prática e acessível para todo público interessado, trazendo informações sucintas sobre a definição dos parâmetros avaliados, quais doenças estão relacionadas aos mesmos, quais seus efeitos à saúde e se estão conforme as legislações vigentes, na forma de um sítio eletrônico (website) exclusivo para a consulta de dados.

A metodologia adotada é a criação de planilhas no sistema Planilhas Google contendo informações coletadas e organizadas de maneira que todos esses dados totalizaram 8 planilhas.

Sendo que, 4 planilha são referentes às 4 legislações vigentes no Estado do RS, 1 planilha referente aos dados das águas subterrâneas do estado, coletados do banco de dados do Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS), 1 planilha contendo os dados da classificação das águas superficiais do RS (publicados pelos Comitês das Bacias Hidrográficas), 1 planilha contendo dados de trabalhos publicados referentes à análise da qualidade das águas e 1 planilha contendo informações sobre os parâmetros.

Toda planilha construída é constantemente revisada pelos colaboradores do projeto, equipe esta que conta com profissionais da área da saúde pública, ambiental, química, comunicação social e computacional.

De maneira geral, o website trará as seguintes informações: parâmetro de qualidade, valor, unidade de medida, localização, data da coleta, responsável pela coleta e análise, tipo de água, classificação e o valor conforme a legislação. O sítio eletrônico também contará com informações sobre os parâmetros de qualidade das águas, as quais são, definição, efeito à saúde humana e efeito ao meio ambiente.

Atualmente o projeto conta com parceiros de diferentes instituições externas, órgãos públicos e comitês de bacias hidrográficas, que alimentam e atualizam constantemente os dados para o sítio eletrônico. O website se encontra em fase de teste, mas já conta com a funcionalidade de busca por palavras-chaves como nome do corpo hídrico, parâmetros ou localidade, onde o mesmo filtra os resultados e mostra como saída na forma de mapa, as informações já coletadas sobre a busca. Por fim, espera-se que o website criado seja uma ferramenta de referência para a consulta da população, que mostre a situação atualizada da qualidade das águas e assim, permita atuar na melhoria da gestão dos recursos hídricos.

### **Introdução**

Dentre os recursos naturais mais essenciais, a água tem um lugar de destaque pela sua importância. A disponibilidade de água é um requisito básico para a garantia do bem-estar e saúde humana e funcionamento sustentável dos ecossistemas aquáticos e terrestres (PRADO, 2004).

Portanto, água é uma necessidade primordial para a vida, seu fornecimento em forma potável é essencial para o crescimento e desenvolvimento da humanidade (CORNATIONI, 2010). Devido às suas diversas funções, no abastecimento público, industrial, agropecuário, na preservação da vida aquática, no transporte e na recreação, tem-se uma grande preocupação mundial em relação aos seus usos e à sua manutenção como um bem de todos (SCURACCHIO, 2010).

A qualidade da água refere-se não somente a determinar o quanto ela é pura, mas também determinar quais são as características desejadas que a água deve ter para os seus mais diversos usos. Para a caracterização da água são utilizados diversos parâmetros que representam seu estado frente às suas características físicas, químicas e biológicas. Os valores destes parâmetros são indicadores da qualidade da água e o grau de poluição é determinado de acordo com padrões ou níveis máximos permitidos para cada parâmetro estabelecido por legislação. Com as legislações, é possível realizar a classificação da água de acordo com a condição que a mesma apresenta, classificando a água de acordo com seu possível uso (SANTOS, 2004).

A Resolução nº 357/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005) estabelece padrões mínimos para lançamentos de efluentes em corpos d'água, classificando a água de acordo com a sua qualidade e finalidade, sendo válida para águas superficiais e subterrâneas. Dentro da Resolução nº 357/05, cada classificação estabelece um uso da água de acordo com seu grau de salinidade e atendimento de diversos parâmetros de qualidade da água. Em geral, a água doce é classificada em Classe Especial, 1, 2, 3 ou 4, sendo que a classe especial possui um uso mais exigente, como por exemplo o abastecimento para consumo humano, com desinfecção. Já as outras classes possuem usos menos exigentes, como por exemplo a recreação de contato primário, irrigação e navegação, ou seja, quanto maior a classificação pior é a qualidade da água e menor a possibilidade de uso. Para as águas salobras e salinas a resolução classifica em Classe Especial, 1, 2 e 3, seguindo a mesma lógica de que quanto maior a classificação pior a qualidade da água e menos exigente é seu uso.

Referente às águas subterrâneas, encontra-se a Resolução nº 396/2008 (CONAMA, 2008) que dispõe sobre a classificação das águas subterrâneas em função do uso, e estabelece diretrizes ambientais para a sua classificação e enquadramento. A Resolução também apresenta uma lista de parâmetros com maior probabilidade de ocorrência, seus respectivos Valores Máximos Permitidos (VMP) para cada um dos usos considerados como preponderantes e os limites de quantificação praticáveis (LQP), considerados como aceitáveis. De acordo com a resolução em questão, as águas subterrâneas de Classe Especial deverão ter suas condições de qualidade naturais mantidas, sendo elas águas subterrâneas destinadas à preservação de ecossistemas em unidades de conservação de proteção integral e as que contribuam para trechos de águas superficiais. Os padrões das Classes 1 a 4 deverão ser estabelecidos com base nos Valores de Referência de Qualidade (VRQ), determinados pelos órgãos competentes, e nos Valores Máximos Permitidos para cada uso preponderante, observados os Limites de Quantificação Praticáveis (LQPs). A Classe 5, agrupa águas com alteração em sua qualidade por atividades antrópicas destinadas a atividades sem requisitos para uso. A Resolução regulamenta que os padrões de qualidade da água subterrânea são definidos de acordo com o uso preponderante da mesma, independentemente da classe.

Devido ao crescente aumento da poluição por diversos agentes contaminantes, a água torna-se um veículo de transmissão de doenças infecciosas, conforme Ministério da Saúde (2013). Alguns

microrganismos encontrados na água causadores de doenças são as bactérias, vírus e parasitas. Por isso sabe-se da importância do tratamento adequado da água, a fim de eliminar qualquer tipo de contaminação, seja microbiológica, química, física ou radioativa, que podem trazer riscos à saúde (SCURACCHIO, 2010).

A Portaria de Consolidação nº 5 de 2017, do Ministério da Saúde (Ministério da Saúde, 2017), define água potável como aquela destinada para consumo humano cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos atendam ao padrão de potabilidade e que não ofereça riscos à saúde. Além disso, o Anexo XX da portaria em questão decorre sobre o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, referente às águas a serem distribuídas à população, as quais devem estar, dentre outros fatores, em conformidade com os padrões microbiológicos e atender aos padrões de potabilidade para substâncias químicas que representam risco à saúde. Já em nível estadual, a Portaria nº 320/2014, da Secretaria de Estado da Saúde do Rio Grande do Sul (SES, 2014), estabelece parâmetros adicionais de agrotóxicos ao padrão de potabilidade para substâncias químicas, no controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no estado. Essa portaria determina que os serviços de abastecimento de água passem a analisar a presença dos agrotóxicos mais usados nas lavouras gaúchas, além dos que já constam na Portaria nº 5, do Ministério da Saúde.

Normalmente a população não tem acesso a dados simplificados e de fácil entendimento sobre a qualidade dos rios onde se banham, pescam e principalmente a água que ingerem e, na maioria das vezes, não se tem conhecimento da causa do problema quando ocorre uma grande mortandade de peixes ou quando o rio cheira mal (DIEMER, 2008).

Diante disso, o presente trabalho traz como solução a criação de um sítio eletrônico (website) exclusivo e de fácil acesso e que divulgue de forma clara, dados de qualidade das águas superficiais, subterrâneas e de abastecimento simultaneamente, permitindo o avanço das pesquisas sobre qualidade das águas, o desenvolvimento de tecnologias de tratamento da água, o fomento à informação dos cidadãos e o aprimoramento da gestão dos recursos hídricos. Além disso, o sistema trará informações sobre os riscos à saúde e ao meio ambiente sobre os parâmetros analisados em corpos hídricos. O sistema contará com informações obtidas de plataformas como a disponibilizada pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM/RS) que realiza o monitoramento da qualidade das águas superficiais do RS através de coletas e análises de águas e divulgando-os em forma de relatórios disponibilizados na sua página da Internet (Sistema RS ÁGUA); Sistema de Informações de Águas Subterrâneas (SIAGAS) onde é possível acessar dados de qualidade de águas subterrâneas para os poços cadastrados, além das constantes atualizações na base de dados do Access; A Companhia Riograndense de Saneamento (CORSAN) onde pode-se obter as informações

sobre os parâmetros analisados nas águas de abastecimento que disponibiliza em seu website os valores dos parâmetros: pH, turbidez, cor, cloro livre residual, fluoretos, coliformes totais e *Escherichia coli*; a Agência Nacional das Águas (ANA), que está vinculada ao Ministério do Meio Ambiente e que divulga dados do Índice de Qualidade da água (IQA) das águas superficiais; e o Centro Estadual de Vigilância em Saúde (CEVS), vinculado à Secretaria da Saúde do Estado do Rio Grande do Sul (RS), também faz parte do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano (SISAGUA). Além dessas ferramentas o projeto conta com apoio de instituições externas e profissionais capacitados, na obtenção de dados e constante atualização para que seja divulgado somente dados confiáveis ao público em geral.

### **Materiais e Métodos**

Para atingir os objetivos do sítio eletrônico realizou-se uma pesquisa em diversos trabalhos acadêmicos publicados, para a compilação de inúmeros dados de qualidade das águas, pesquisa esta que deverá ser realizada continuamente, para que o sistema cada vez mais divulgue dados em tempo real. Para cada legislação foram criadas Planilhas Google, sendo elas: parâmetros de abastecimento segundo o Anexo XX da Portaria da Consolidação nº 5 de 2017, parâmetros de águas subterrâneas segundo a Resolução CONAMA 396/2008 e parâmetros para as águas superficiais segundo Resolução CONAMA 357/2005. Todas essas inserções foram organizadas em forma de colunas com seus respectivos nomes e valores permitidos juntamente com as unidades de concentração.

Desta forma, os dados divulgados poderão comparados com os valores definidos nas legislações vigentes estaduais e federais relacionadas com os parâmetros encontrados. As informações inseridas foram dispostas em colunas separadas, especificando a identificação do corpo hídrico, bacia hidrográfica, município, ponto de referência, data da coleta, link que direciona à fonte do dado, parâmetro analisado, valor, unidade, responsável pela coleta, entre outros dados. Infelizmente, muitos desses dados se encontram em formato PDF o que impossibilita um copiar e colar para as Planilhas Google, uma solução encontrada foi a ferramenta online e gratuita de “PDF converter” que possibilita a conversão do PDF para o formato XLS de planilhas.

Outra forma de obtenção dos dados de qualidade das águas de águas subterrâneas foi a parceria com o Serviço Geológico do Brasil (CPRM) que disponibiliza a cada três meses dados atualizados sobre os poços cadastrados no SIAGAS, para isso se tornou imprescindível o conhecimento do pacote office, especialmente o Microsoft Access e Excel, onde as relações desses poços são fornecidas pelo Access que posteriormente são melhorados no Excel para então serem transferidos para as Planilhas Google. A obtenção do enquadramento das águas subterrâneas foi obtida diretamente da plataforma de dados do SIAGAS, onde os dados estão classificados de acordo

com o uso preponderante de cada poço (em conformidade com a Resolução CONAMA 396/2008) e incluem também os dados de coordenadas e localidade.

Além dos dados das legislações e dos parâmetros obtidos nos trabalhos científicos, foi necessário realizar a pesquisa pela classificação das águas superficiais do RS. A classificação e o enquadramento dos corpos de água do RS é realizado pelos Comitês das Bacias Hidrográficas do estado, que publicam os seus resultados em forma de resoluções, no website da Secretaria do Meio Ambiente e Infraestrutura do Rio Grande do Sul (SEMA/RS). Cada uma das 25 bacias hidrográficas do Estado do RS é administrada pelo seu respectivo comitê, que é responsável por definir e aprovar a classificação das águas superficiais de acordo com critérios técnicos estabelecidos na Resolução CONAMA 357/2005. Os dados de classificação disponibilizados pelos comitês não são padronizados, ou seja, cada comitê realiza o estudo e a publicação de suas resoluções de uma forma específica, o que dificulta consideravelmente o tratamento dos dados. Algumas resoluções estão na forma de PDF, o que facilitou a cópia dos textos, porém a grande maioria encontra-se no formato de imagem escaneada, impossibilitando a cópia ou a conversão dos arquivos para o formato de textos ou planilhas. Por este motivo, as classificações dos corpos de água do RS tiveram que ser digitados manualmente na planilha, um a um, atentando-se para que não ocorressem erros de digitação. Da totalidade de 25 bacias do estado, 16 possuem resolução de classificação e enquadramento, sendo que as 16 encontram-se inseridas em uma Planilha Google. As informações extraídas de cada resolução e transpostas à planilha foram: nome da bacia, nome do corpo hídrico, trecho do corpo hídrico, coordenadas e por fim, a classificação do mesmo. Além disso, estão sendo realizadas reuniões com os respectivos representantes dos comitês a fim de formalizar uma parceria para um melhor tratamento dos dados e atualizações de antemão.

O sítio de consulta dos dados de qualidade das águas foi idealizado de forma a apresentar as seguintes informações aos usuários: pessoa responsável pela inserção e divulgação da informação; fonte do dado (incluindo link para acesso da fonte, quando houver); autor da publicação (ou o responsável pela coleta e análise da água); data da coleta e análise da água; informação sobre a certificação do laboratório (se houver); parâmetro analisado; metodologia utilizada para a análise; localização da coleta (incluindo município, coordenadas geográficas, altitude, ponto de referência e fotografia do local); informação se a água é superficial, subterrânea ou de abastecimento; identificação do corpo hídrico; identificação da bacia a que pertence e a informação se a água está ou não dentro dos padrões para sua classe e para o parâmetro em questão.

Além disso, o sítio possui uma interface simples, contendo uma barra de procura e o mínimo possível de links. Assim, na barra de procura, o usuário deverá digitar um termo, como por exemplo “coliformes” ou “Santa Maria” ou “Rio Uruguai”, dependendo se busca de interesse é em relação a um

parâmetro, um município ou um corpo de água específico. Após a digitação do termo, a plataforma deverá mostrar todas as informações correlacionadas com o mesmo, que deverão ser previamente inseridas em uma base de dados.

Tendo em vista o interesse no apoio de instituições públicas e privadas no projeto, o sistema de informação proposto segue a estratégia de desenvolvimento em código aberto (open source). Nessa modalidade, o conhecimento é compartilhado para que os recursos tecnológicos sejam aprimorados. O movimento open source, em particular o Movimento Software Livre, é um esforço que contribui à inclusão digital por importantes razões, como a econômica, visto que viabiliza ao usuário o acesso a conteúdo que não teriam possibilidades de comprar, e a atualização constante, na qual os aplicativos aumentam a eficiência em uma diversidade de atividades (SANTOS, 2005). Isso se aplica e impacta diretamente os órgãos governamentais e os cidadãos que poderão usufruir do website e de sua base de dados, visto que esses podem se beneficiar significativamente da economia e inovação trazida por essa ferramenta.

## Resultados e Discussão

Em relação aos dados encontrados de parâmetros segundo as legislações vigentes no RS, conforme os documentos encontrados das Resoluções CONAMA 396/2008 e 357/2005, ANEXO XX da Portaria da Consolidação nº 5/2017 e nº 320/2014, os mesmos foram transcritos nas planilhas. A Figura 1 apresenta os dados inseridos dos parâmetros descritos no ANEXO XX da Portaria da Consolidação Nº 5/2017, exemplificando a forma como todas as 4 legislações foram inseridas nas Planilhas Google, seguindo o mesmo padrão, a fim de otimizar o tratamento dos dados.

PLANILHA COM PARÂMETROS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS DE ABASTECIMENTO - FONTE: ANEXO XX DA PORTARIA DA CONSOLIDAÇÃO Nº5				
Uso da água	Parâmetro	Valor máximo permitido	Unidade	Notas da portaria
Consumo humano	Escherichia coli	Ausente	em 100 mL	(2) Escherichia coli = Indicação de contaminação fecal
Consumo humano	Antimônio	0,005	mg/L	
Consumo humano	Arsênio	0,01	mg/L	
Consumo humano	Bário	0,7	mg/L	
Consumo humano	Cádmio	0,005	mg/L	
Consumo humano	Chumbo	0,01	mg/L	
Consumo humano	Cianeto	0,07	mg/L	
Consumo humano	Cobre	2	mg/L	
Consumo humano	Cromo	0,05	mg/L	
Consumo humano	Fluoreto	1,5	mg/L	
Consumo humano	Mercúrio	0,001	mg/L	
Consumo humano	Níquel	0,07	mg/L	
Consumo humano	Nitrato (expresso em N)	10	mg/L	
Consumo humano	Nitrito (expresso em N)	1	mg/L	
Consumo humano	Selênio	0,01	mg/L	

**Figura 1: Recorte da planilha dos parâmetros das águas de abastecimento conforme Anexo XX da Portaria da Consolidação nº5.**



Em um período de um ano foram encontrados e transcritos aproximadamente três mil e seiscentos dados de parâmetros de água em trabalhos publicados e plataformas de órgãos públicos, sendo eles dados distribuídos nos três tipos de água: superficiais, subterrâneas e de abastecimento. Na Figura 2 é apresentado o recorte da planilha criada com os dados e informações que serão disponibilizados ao público geral, onde mostra a identificação, bacia, município, latitude, altitude, coordenadas, parâmetros, pessoa responsável pela inserção das informações, data da coleta e análise, certificação em laboratório, padrões para as suas classes. Essas informações fornecidas foram definidas a partir de dados em comum dos diversos trabalhos científicos encontrados, e somente são fornecidos ao sítio eletrônico trabalhos de relevância, priorizando todas as informações perante as análises e certificações laboratoriais.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11		
Identificação do corpo hídrico. Para poços, a identificação é o registro segundo SIAGAS.	Bacia	Município	Latitude (S)	Longitude (O)	Coordenadas UTM (E)	Coordenadas UTM (N)	Altitude (m)	Ponto de referência	Parâmetro conforme artigo	Parâmetro semelhante conforme legislação (ou outro padrão)		
Arroio Estância Velha/Portão	Bacia Hidrográfica	Estância Velha/Portão	29°38'17.06"	51°9'17.09"			67	Nascente	DQO			
Arroio Estância Velha/Portão	Bacia Hidrográfica	Estância Velha/Portão	29°38'17.06"	51°9'17.09"			67	Nascente	Dureza			
Arroio Estância Velha/Portão	Bacia Hidrográfica	Estância Velha/Portão	29°38'17.06"	51°9'17.09"			67	Nascente	Fósforo total			
Arroio Estância Velha/Portão	Bacia Hidrográfica	Estância Velha/Portão	29°38'17.06"	51°9'17.09"			67	Nascente	Nitrato	I		
Arroio Estância Velha/Portão	Bacia Hidrográfica	Estância Velha/Portão	29°38'17.06"	51°9'17.09"			67	Nascente	Nitrito	I		
Arroio Estância Velha/Portão	Bacia Hidrográfica	Estância Velha/Portão	29°38'17.06"	51°9'17.09"			67	Nascente	Nitrogênio Amoniacal			
Arroio Estância Velha/Portão	Bacia Hidrográfica	Estância Velha/Portão	29°38'17.06"	51°9'17.09"			67	Nascente	Nitrogênio total Kjeldahl	Nitrogênio total		
Arroio Estância Velha/Portão	Bacia Hidrográfica	Estância Velha/Portão	29°38'17.06"	51°9'17.09"			67	Nascente	Óleos e gorduras	I		
12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
Valor	Erro ou Desvio Padrão	Unidade	Método analítico	Data da publicação	Data da coleta	Fonte do dado	Fonte ativa ou não	Responsável pela divulgação	Responsável pela coleta e análise / autor	Certificação do laboratório (sim ou não)	Tipo de água ("superficial", "subterrânea" ou "consumo humano")	Classificação da subterrânea ("irrigação", "dessedentação animal" ou "consumo humano")
20,20		mg/L	Standard Methods for the	Maio/2015	Julho/2012	v75n2s0/151	sim	Mateus Martelli	Killing-Rubio et al		Superficial	
63,00		mg/L de CaCO3	Standard Methods for the	Maio/2015	Julho/2012	v75n2s0/151	sim	Mateus Martelli	Killing-Rubio et al		Superficial	
0,080		mg/L	Standard Methods for the	Maio/2015	Julho/2012	v75n2s0/151	sim	Mateus Martelli	Killing-Rubio et al		Superficial	
Não avaliado		mg/L	Standard Methods for the	Maio/2015	Julho/2012	v75n2s0/151	sim	Mateus Martelli	Killing-Rubio et al		Superficial	
Não avaliado		mg/L	Standard Methods for the	Maio/2015	Julho/2012	v75n2s0/151	sim	Mateus Martelli	Killing-Rubio et al		Superficial	
nd		mg/L	Standard Methods for the	Maio/2015	Julho/2012	v75n2s0/151	sim	Mateus Martelli	Killing-Rubio et al		Superficial	
0,55		mg/L	Standard Methods for the	Maio/2015	Julho/2012	v75n2s0/151	sim	Mateus Martelli	Killing-Rubio et al		Superficial	
Não avaliado		mg/L	Standard Methods for the	Maio/2015	Julho/2012	v75n2s0/151	sim	Mateus Martelli	Killing-Rubio et al		Superficial	

**Figura 2: Recorte da planilha criada com os dados coletados das águas subterrâneas, superficiais e de abastecimento do estado do RS.**

A inserção dos dados do classificação das águas superficiais resultou em uma planilha contendo 360 linhas, onde foram reescritos os dados de classificação das águas superficiais do RS, elaborados pelos Comitês das Bacias Hidrográficas de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005.

Na Figura 3 é apresentado um recorte da planilha elaborada com as informações contidas nas Resoluções publicadas pelos Comitês, as quais foram obtidas da página da SEMA.

PLANILHA COM A CLASSIFICAÇÃO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DO RS - FONTE: PUBLICAÇÕES DOS COMITÊS NA PÁGINA DA SEMA											
Nome da Bacia	Sigla da Bacia	Nome do Corpo Hídrico	Trecho	Coordenadas Geográficas (Datum SIRGAS 2000)				Classe	Classificação da Salinidade	Observação	Endereço Eletrônico (Página da SEMA)
				Latitude (S) Início do Segmento	Longitude (O) Início do Segmento	Latitude (S) Fim do Segmento	Longitude (O) Fim do Segmento				
Bacia Rio Gravataí	G010	Rio Gravataí	Trecho Alto - Nascentes					Classe 1			<a href="https://www.sema.rs.gov.br/">https://www.sema.rs.gov.br/</a>
Bacia Rio Gravataí	G010	Rio Gravataí	Área núcleo da Área de Proteção Ambiental - APA - do Banhado Grande					Classe Especial			<a href="https://www.sema.rs.gov.br/">https://www.sema.rs.gov.br/</a>
Bacia Rio Gravataí	G010	Rio Gravataí	Das nascentes do rio Gravataí até a foz do arroio Demétrio, à exceção da área núcleo do Banhado Grande					Classe 1			<a href="https://www.sema.rs.gov.br/">https://www.sema.rs.gov.br/</a>
Bacia Rio Gravataí	G010	Rio Gravataí	Da foz do arroio Demétrio até a foz do rio Gravataí					Classe 2			<a href="https://www.sema.rs.gov.br/">https://www.sema.rs.gov.br/</a>
Bacia do Rio dos Sinos	G020	Rios dos Sinos	Trecho da nascente até a confluência do Arroio Carraá			29,785415°	50,463261°	Classe 2			<a href="https://www.sema.rs.gov.br/">https://www.sema.rs.gov.br/</a>
Bacia do Rio dos Sinos	G020	Rios dos Sinos	Trecho entre a confluência do Arroio Carraá e a confluência do rio Paranhana	29,785415°	50,463261°	29,686063°	50,810804°	Classe 3			<a href="https://www.sema.rs.gov.br/">https://www.sema.rs.gov.br/</a>
Bacia do Rio dos Sinos	G020	Rios dos Sinos	Trecho entre a confluência do Rio Paranhana e sua foz	29,686063°	50,810804°	29,933852°	51,235289°	Classe 4			<a href="https://www.sema.rs.gov.br/">https://www.sema.rs.gov.br/</a>
Bacia do Rio dos Sinos	G020	Rio Paranhana	Trecho da nascente até início da zona urbana do município de Três Coroas e sua foz	29,500973°	50,778476°	29,686063°	50,810804°	Classe 4			<a href="https://www.sema.rs.gov.br/">https://www.sema.rs.gov.br/</a>
Bacia do Rio dos Sinos	G020	Rio Paranhana	Trecho entre o início da zona urbana do município de Três Coroas e sua foz	29,500973°	50,778476°	29,686063°	50,810804°	Classe 4			<a href="https://www.sema.rs.gov.br/">https://www.sema.rs.gov.br/</a>
Bacia do Rio dos Sinos	G020	Rio Rolante	Trecho da nascente até a confluência do Arroio Riозinho			29,639338°	50,507036°	Classe 2			<a href="https://www.sema.rs.gov.br/">https://www.sema.rs.gov.br/</a>

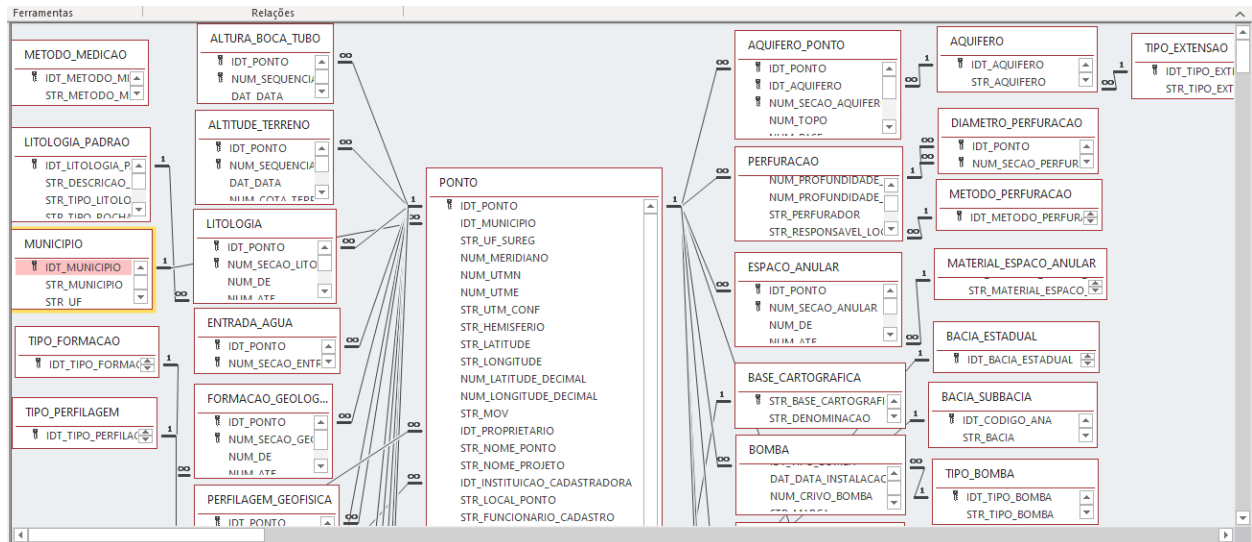
**Figura 3: Recorte da planilha com a classificação das águas superficiais do RS.**

Em relação à inserção dos dados das águas subterrâneas do RS, uma intensa relação de dados precisou ser elaborada a partir do compartilhamento do SIAGAS, onde na prática o conhecimento do Microsoft Access se tornou imprescindível para a organização dos dados necessários para o website. O resultado obtido por meio da busca realizada no banco de dados do SIAGAS, retornou em mais de dezenove mil registros de poços no Estado do RS, distribuídos nos seguintes usos: abastecimento doméstico, abastecimento doméstico/animal, abastecimento doméstico/irrigação, abastecimento industrial, abastecimento múltiplo, abastecimento urbano, abastecimento doméstico/irrigação/animal, irrigação, outros (lazer, etc.), pecuária e poços sem uso. Destaca-se que para a utilização desses dados os usos de água foram todos transcritos segundo a resolução nº 396/08, conforme apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1: Substituição para os usos de água conforme a resolução.**

Uso da água segundo SIAGAS	Uso da água segundo CONAMA 396/08
Abastecimento doméstico	Consumo humano
Abastecimento doméstico/animal	Consumo humano
Abastecimento doméstico/irrigação	Consumo humano
Abastecimento urbano	Consumo humano
Doméstico/irrigação/animal	Consumo humano
Outros (lazer, etc)	Recreação
Pecuária	Dessedentação animal

Na Figura 4, constam as relações feitas dentro do banco de dados do SIAGAS, com a tabela PONTO sendo a referência para a criação de todos os trabalhos de consultas feitas no sistema, a qual traz informações de coordenadas, uso da água, parâmetros, situação do ponto dos poços cadastrados, proprietários, entre outros inúmeros dados de pesquisa, dos estados do RS e SC.



**Figura 4: Recorte das relações do SIAGAS no Microsoft Access.**

O viés do sítio eletrônico é somente informar dados do estado do RS, então para isso precisou ser filtrado os dados do banco de dados do SIAGAS com a criação de critérios dentro do Access e as relações para que fosse somente fornecido os dados que precisava para a criação das Planilhas Google: a identificação do poço, o município, as coordenadas, data de atualização e de cadastro e o uso da água conforme a Resolução CONAMA 396/2008. A Figura 5 apresenta as relações criadas dentro do banco de dados do SIAGAS no Access, com o critério somente RS já ativo e a tabela PONTO sendo a principal referência para as relações das demais tabelas.

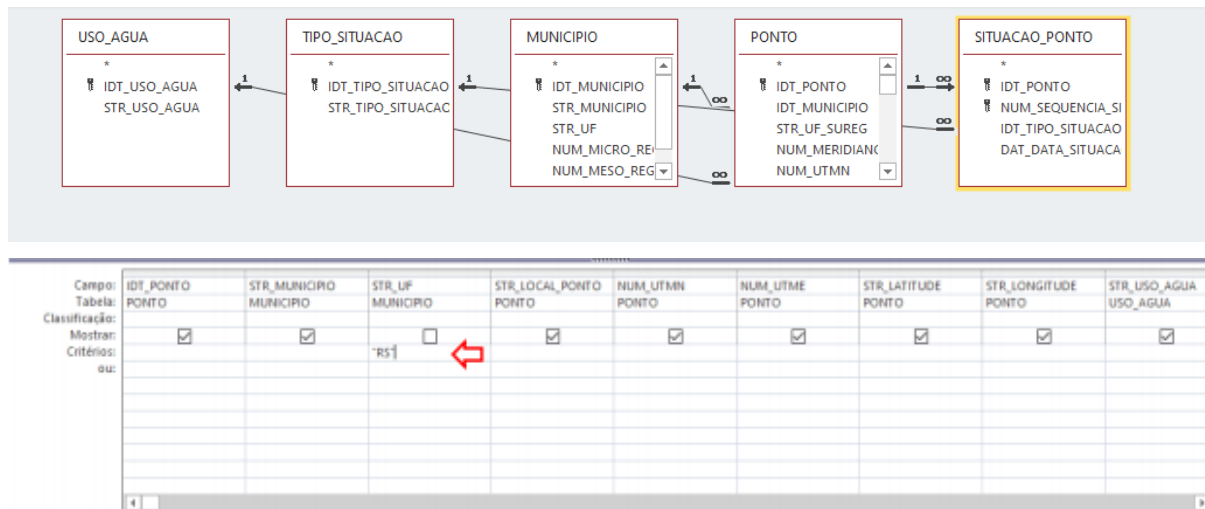


Figura 5: Relações criadas pela autora dentro do banco de dados do SIAGAS no Access.

Através dessas relações criadas resultou na tabela da Figura 6 que apresenta todos os dados já transformados em formato “xls” de planilhas do Excel, esse recurso foi utilizado para fazer correções dos nomes de municípios e os usos da água com a ferramenta de “localizar e substituir”. Posteriormente foi utilizada a ferramenta de “copiar e colar” para as Planilhas Google.

	STR_MUNICIPIO	STR_LOCAL_PONTO	NUM_UTMN	NUM_UTME	STR_LATITUDE	STR_LONGITUDE	STR_USO_AGUA	TIPO_SITUACAO
2	Nova Hartz	SEDE MUNICIPAL	6727306	509739	293502	505358	Consumo humano	Não
3	Nova Hartz	R. ALBINO MULER PX. R. ARAPONG	6726750	509390	293520	505411		Abandonado
4	Nova Hartz	R. HENRIQUE HOFFMANN	6727210	510860	293505	505316	Consumo humano	Equipado
5	Nova Hartz	RUA H. HOFFMANN ESQ. IGREJA	6727660	511690	293450	505245		
6	Nova Hartz	R. CARLOS NOBRE ESQUINA VEN.	6727680	508620	293450	505440		
7	Nova Hartz	ZONA RURAL DA BICA	6727680	508540	293450	505443	Consumo humano	
8	Nova Hartz	Nova Hartz	6727500	506040	293456	505615		
9	Nova Hartz	RUA RODOLFO SCHOERNADIER,ESCOLA	6727400	509180	293459	505419		Equipado
10	Nova Hartz	Nova Hartz	6729200	511670	293400	505246		Equipado
11	Nova Hartz	Nova Hartz	6726750	509200	293520	505418		Equipado
12	Nova Hartz	Nova Hartz	6726870	509300	293516	505414		Equipado
13	Nova Hartz	Nova Hartz	6727240	507020	293504	505539		
14	Nova Hartz	Nova Hartz	6726200	509030	293538	505424		
15	Nova Hartz	Nova Hartz	6725620	508740	293557	505435		
16	Nova Hartz	Nova Hartz	6725620	508700	293557	505437		Equipado
17	Nova Hartz	Nova Hartz	6724360	508580	293638	505441		Equipado
18	Nova Hartz	Nova Hartz	6724060	511600	293647	505249		Equipado
19	Nova Hartz	Nova Hartz	6724000	512450	293649	505217		Equipado
20	Nova Hartz	Nova Hartz	6724280	512000	293640	505234		Equipado
21	Nova Hartz	Nova Hartz	6727320	509400	293502	505411		Equipado
22	Nova Hartz	Nova Hartz	6726300	511330	293535	505259		Equipado
23	Nova Hartz	Nova Hartz	6726880	510850	293516	505313		Equipado
24	Nova Hartz	Nova Hartz	6724100	509840	293646	505350		Equipado
25	Nova Hartz	Nova Hartz	6726800	509480	293518	505408		Equipado
26	Nova Hartz	Nova Hartz	6725500	509840	293601	505354		Equipado
27	Nova Hartz	Nova Hartz	6723750	510210	293658	505340		Equipado

Figura 6: Recorte da tabela do Excel com as modificações necessárias para transcrição para as Planilhas Google.

De forma a divulgar aos usuários uma informação completa sobre os parâmetros analisados, foi criada uma planilha contendo os seguintes itens: definição dos parâmetros, efeito ao meio ambiente e efeito à saúde em caso de ingestão. Estas informações estão sendo compiladas e serão divulgadas juntamente com os demais dados.

PLANILHA DE INFORMAÇÕES SOBRE OS PARÂMETROS DE QUALIDADE DAS ÁGUAS									
PARÂMETRO	Definição	Fonte	Link para fonte	Efeito ao meio ambiente	Fonte	Link para fonte	Efeito à saúde (em caso de ingestão com valor acima do permitido)	Fonte	Link para fonte
Matéria orgânica	Mistura heterogênea de diversos compostos orgânicos. Seus principais elementos são o carbono, hidrogênio e oxigênio, dependendo da origem é possível encontrar também nitrogênio, fósforo, enxofre	Von Sperling - Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos - 2ª edição. / Alves. J. N. - Tratamento Físico - Químico de Águas		Principal problema de poluição das águas, além de causar o consumo de oxigênio dissolvido através de microorganismos que utilizam a matéria orgânica nas suas atividades metabólicas.	Von Sperling - Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos - 2ª edição. / Alves. J. N. - Tratamento Físico - Químico de Águas				
Nitrato	O nitrato tem sido usado como um indicador da presença de orgânicos. É o produto final da oxidação da amônia.	E. Roberts Alley - Water Quality Control Handbook. 2ª edição. / Von Sperling - Introdução à qualidade das águas		É um nutriente essencial para muitos autótrofos fotossintéticos e em alguns casos, foi identificado como o nutriente limitador do	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 23ª edição.		Em concentrações elevadas, está associado à doença da metahemoglobinemia, que dificulta o transporte	FUNASA - Manual de controle da qualidade da água para técnicos que	
Nitrito	O nitrito é um estado de oxidação intermediário do nitrogênio, tanto na oxidação da amônia a nitrato quanto na redução do nitrato	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 23ª edição.		Provoca nitrificação in vivo e no ambiente natural.	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 23ª edição.		O nitrito é o verdadeiro agente etiológico da metemoglobinemia. O ácido nitroso, que é formado a partir do nitrito em solução ácida, pode	Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - 23ª edição.	

**Figura 7: Recorte da tabela criada no Excel com as informações gerais sobre os parâmetros.**

Após a elaboração do conjunto de planilhas contendo dados da qualidade das águas, legislações, resoluções de classificação, informação de uso de poço subterrâneo, e informações gerais sobre os parâmetros, concluiu-se a base de dados do sítio eletrônico. Na Figura 8 é apresentado um recorte da interface inicial do website, que se encontra em fase de teste, possuindo na sua base de dados todas as informações contidas nas planilhas. É possível observar a barra de pesquisa para que o usuário filtre sua busca, e também o mapa, onde pode-se clicar em um ponto para obter as informações que constam na planilha de dados.



**Figura 8: Interface do sítio eletrônico desenvolvido para a consulta dos dados da qualidade das águas do RS.**

Baseando-se nos melhores preceitos da área de Interação Humano-Computador, o sistema foi planejado para que seus usuários não apenas acessem os dados, mas interajam de forma rica com esses, o que torna o sistema uma poderosa ferramenta de interesse e estratégia pública.

No presente trabalho, o sistema segue uma estrutura de Content Management System, no qual um grupo reduzido de usuários, chamados administradores, têm permissão de acesso para efetuar alterações no seu conteúdo.

### Comentários finais

A existência de uma plataforma como a desenvolvida no presente trabalho contribui com a difusão da informação, que por vezes permanece inacessível à população, seja em relação à forma de acesso ou quanto à linguagem que possui. Assim, ao possuir o acesso à informação em uma plataforma exclusiva, de interface simples e de livre acesso, a população detém o conhecimento e o poder necessários para exigir providências dos responsáveis pela gestão das águas, com o objetivo de melhorar sua qualidade de vida.

Devido a forma de que foi organizada a base de dados, as informações podem ser compartilhadas com os diversos colaboradores e profissionais da área tornando o sistema válido

para constantes atualizações. Com isso, as eventuais atualizações nas legislações (Portarias e Resoluções) poderão ser facilmente alteradas no sítio eletrônico.

### **Agradecimentos**

Os autores agradecem a Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Cerro Largo, por viabilizar a execução do trabalho por meio da infraestrutura disponibilizada e pelo apoio financeiro ao projeto de registro PES-2019-0651, aprovado no EDITAL N° 270/GR/UFFS/2020.

### **Referências Bibliográficas**

CONAMA. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA n° 357, de 18 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

CONAMA. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA n° 396, de 13 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências.

CORNATIONI, Miguel B. Análises Físico-Químicas da Água de Abastecimento do Município de Colina-SP. Faculdades Integradas FAFIBE, Bebedouro, 2010.

DIEMER, Andréa Wolf. Índice de Qualidade da Água do Rio Caí na zona urbana do município de Montenegro-RS. Monografia – Curso de Química Industrial – UNIVATES, 2008.

Ministério da Saúde - Fundação Nacional de Saúde – FUNASA. Manual Prático de Análise de Água. 4 ed. Brasília, 2013. Disponível em: Acesso em: junho de 2021.

Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação n° 5 de 2017. Procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

PRADO, Rachel Bardy. Geotecnologias aplicadas à análise espaço temporal do uso e cobertura da terra e qualidade da água do reservatório de Barra Bonita, SP, como suporte à gestão de recursos hídricos. 2004. 197 f. Tese (Doutorado em Engenharia, Área de concentração Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 2004.

SANTOS, N. B. Estratégias de inclusão digital: a batalha das práticas culturais. 2005. Disponível em: <http://www.gepicc.ufba.br/enlepicc/pdf/NiltonBahlisDosSantos.pdf>. Acesso em: 29 de fevereiro de 2007.

SANTOS, Rozely Ferreira dos. Planejamento ambiental: teoria e prática. São Paulo: Oficina de Textos, 2004.

SCURACCHIO, Paola A. Qualidade da água utilizada para consumo em escolas no município de São Carlos - SP. UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”, Araraquara, 2010.

SES. Portaria RS/SES n° 320, de 24 de abril de 2014. Estabelece parâmetros adicionais de agrotóxicos ao padrão de potabilidade para substâncias químicas, no controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano no RS.

# AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUPERFICIAL NOS RIOS ROCINHA, BONITO E TUBARÃO, NA SUB- BACIA DOS FORMADORES DO TUBARÃO.

| ID 19395 |

**1Bruna Borsatto Lima, 2Mariluci Pereira, 3Ives Fiengenbaum, 4Sérgio Luciano Galatto**

*1Universidade do Extremo Sul Catarinense, e-mail: brunabl@unesc.net; 2Universidade do Extremo Sul Catarinense, e-mail:marilucipereira@unesc.net;3Universidade do Extremo Sul Catarinense, ives@unesc.net; 4Universidade do Extremo Sul Catarinense, sga@unesc.net*

**Palavras-chave:** Índice de Qualidade de Água, Índice de Biological Monitoring Working Party System, Recursos Hídricos, Macrobentônicos.

## Resumo

Os recursos hídricos são importantes para a humanidade desde o início das civilizações, pois foi ao entorno de rios que se iniciaram as primeiras cidades. A partir do surgimento da demanda pela água, observa-se que além da necessidade quantitativa de água, a qualidade desses recursos é fundamental para os diferentes tipos usos. Entretanto, muitas vezes o crescimento urbano e as atividades antrópicas se tornam fontes de poluição pontual e/ou difusa dos corpos hídricos, comprometendo assim a disponibilidade qualitativa desses recursos. Diante do crescimento das atividades antrópicas e a expansão urbana no entorno da área de estudo, este trabalho teve como objetivo analisar a qualidade da água nos rios Bonito, Rocinha e Tubarão. Com os resultados das amostras aplicou-se o Índice de Qualidade Ambiental (IQA) e Índice de Biological Monitoring Working Party System (BMWP).

## Introdução

De acordo com Sperling (2007), a qualidade dos recursos hídricos é resultado de fenômenos naturais, onde o impacto é dependente do contato da água (precipitação atmosférica) em escoamento ou infiltração com as partículas, substâncias e impurezas no solo, ou por interferência dos seres humanos, a qual pode ocorrer de forma concentrada ou dispersa, essas ligadas diretamente com o uso e ocupação do solo.



Quanto a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, o artigo 42 da Resolução Conama 357/2005, determina que “enquanto os estados não efetivarem o enquadramento, as águas doces serão consideradas como de Classe 2”. Desta forma, enquanto o estado de Santa Catarina não efetivar o enquadramento de suas águas como determina o Conama, as águas interiores, com salinidade inferior a 0,5 partes por mil, ou águas doces, serão consideradas como águas de Classe 2.

O artigo 4, inciso III define que as Águas de classe 2 são destinadas:

- a) Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;*
- b) à proteção das comunidades aquáticas;*
- c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução Conama nº 274, de 2000;*
- d) irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e*
- e) aquicultura e à atividade de pesca”*

Conhecida a classificação dos corpos hídricos da área de estudo, o trabalho desenvolvido teve por finalidade avaliar a qualidade atual dos rios e compreender a dinâmica da qualidade das águas superficiais frente as contribuições de atividades antrópicas nos recursos hídricos. Deve-se destacar que a região em questão se configura como um ponto crítico no estado de Santa Catarina em disponibilidade hídrica assim como qualidade.

## **Materiais e Métodos**

### **Área de estudo**

A Bacia do Rio Tubarão e Complexo Lagunar, pertencente à Região Hidrográfica 9 (RH 9) - Sul Catarinense (Bacias: Tubarão e D' Una), ocupa superficialmente uma área de 5.959,97 km<sup>2</sup>. O rio Tubarão nasce junto à encosta da Serra Geral e tem como seus principais afluentes os rios Braço do Norte e Capivari. A área de drenagem do rio Tubarão, é de 4.728 km<sup>2</sup>, sendo que percorre 120 km da sua nascentes até desembocar na Lagoa de Santo Antônio (SANTA CATARINA, 2002). Os subsistemas dos rios principais que comportam a área da bacia do rio Tubarão são compreendidos pelas sub-bacias: rio Capivari, rio Braço do Norte, formadores do Tubarão e Tubarão baixo.

A região hidrográfica de estudo (Figura 1), inserida na sub-bacia dos Formadores do Rio Tubarão, apresenta uma área de drenagem de 90,91 km<sup>2</sup>, tendo como comprimento do rio principal, o rio Rocinha, 29,49 km, comprimento axial do maior curso d'água de 22,42 km e comprimento da região hidrográfica de 23,02 km.

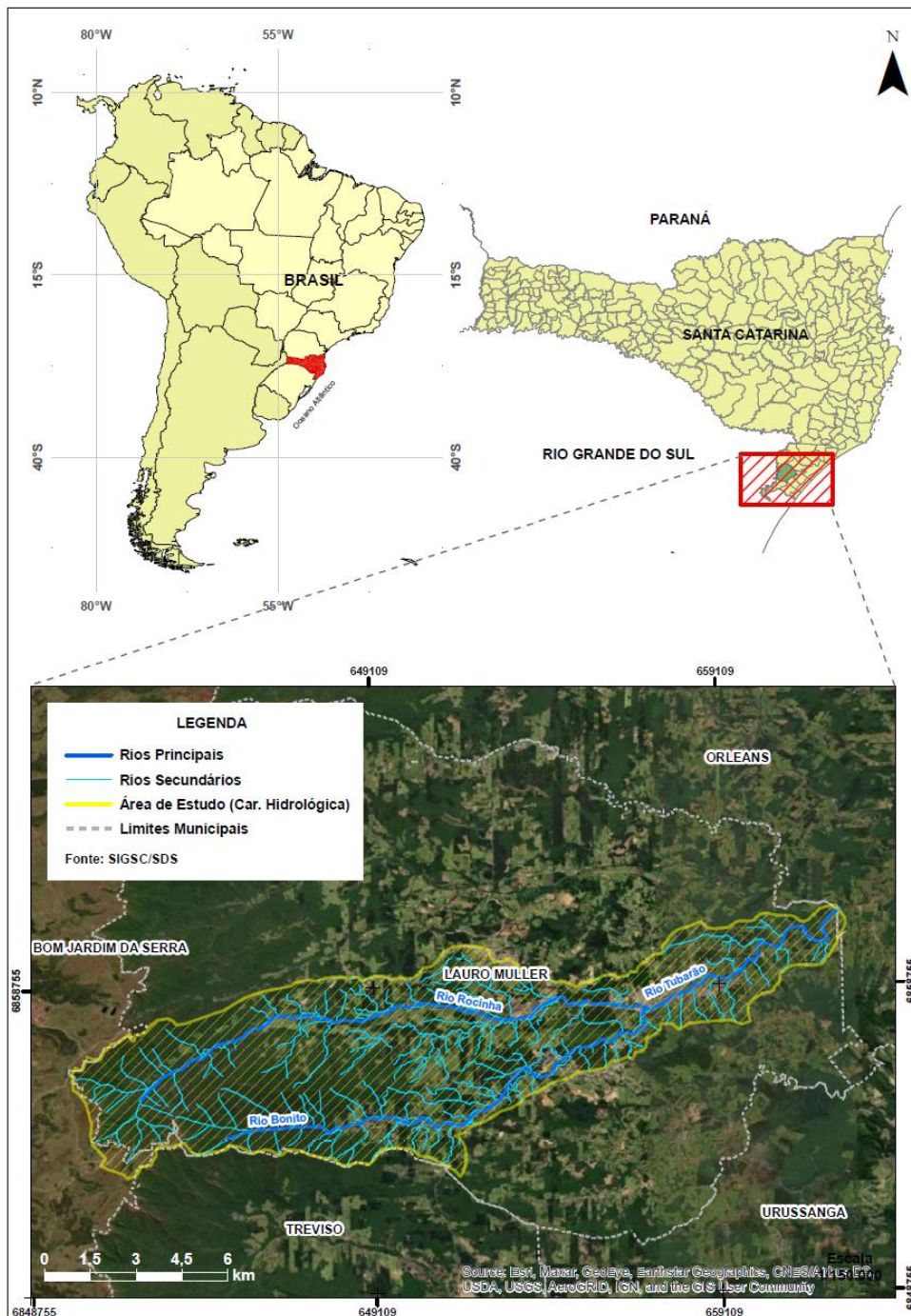


Figura 1 - Localização da área de estudo.

### Qualidade de Água Superficiais

A distribuição das estações amostrais (Figura 2) tencionou analisar a qualidade da água na cabeceira e na foz dos principais rios (Rocinha e Bonito) formadores do rio Tubarão, bem como no início da formação deste e no percurso final dentro da área de estudo. Ressalta-se que, por definição,

a amostra deve representar a síntese do comportamento do universo estudado e, assim, a sua coleta exige o mesmo rigor científico que as demais etapas de um programa de amostragem. Os dados apresentados nesse artigo são provenientes de uma coleta pontual, a qual permitiu realizar um comparativo das concentrações dos parâmetros ambientais nas áreas com e sem influência das atividades antrópicas. Para avaliar a qualidade da água foi realizada a análise de pH, condutividade elétrica, acidez total, alcalinidade total, oxigênio dissolvido, cádmio, chumbo, cobre dissolvido, cromo total, fósforo total, fenóis totais, ferro dissolvido, ferro total, manganês, mercúrio, níquel, coliformes termotolerantes, DBO, DQO, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, óleos e graxas, sólidos dissolvidos e sólidos suspensos. Os resultados foram comparados com a Resolução Conama 357/2005.

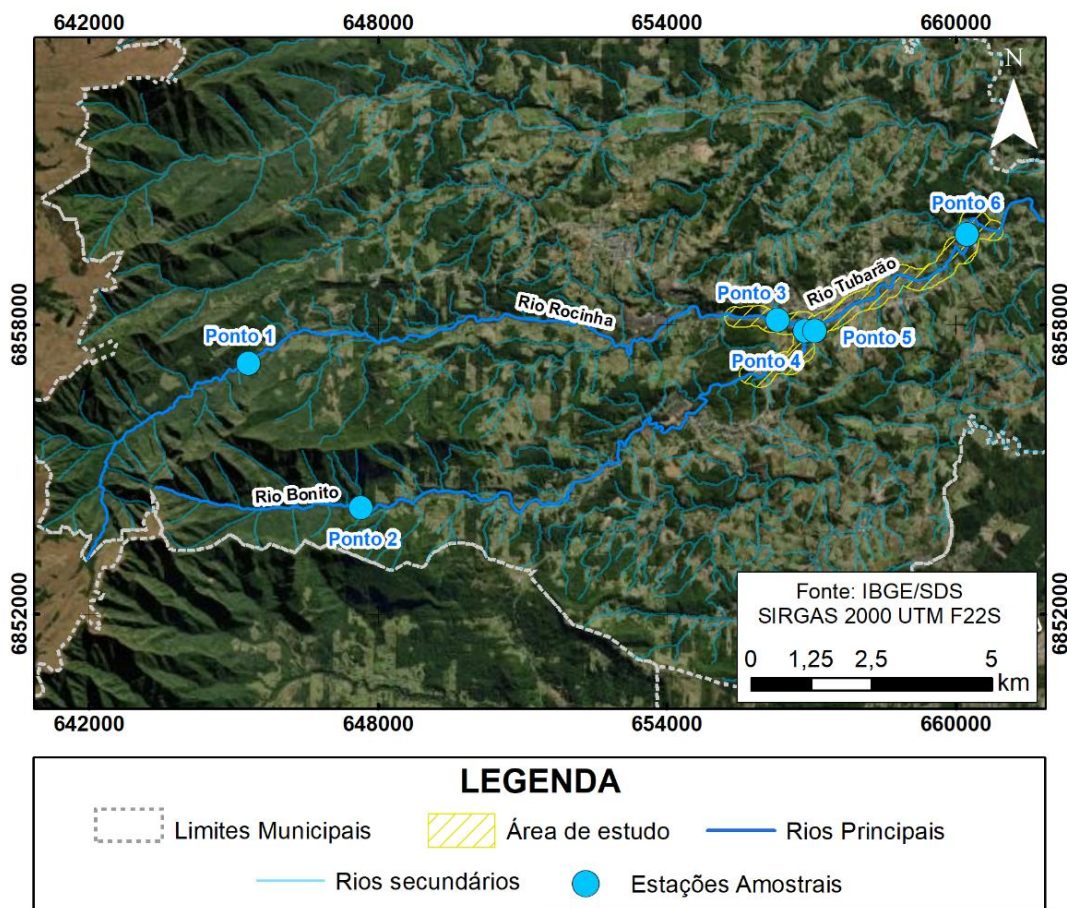


Figura 02 - Estações amostrais de qualidade das águas superficiais.

### Índice de Qualidade de Água

As informações sobre as concentrações dos poluentes nos corpos hídricos, devido as técnicas envolvidas na interpretação dos resultados, pode se tornar de difícil entendimento à população, assim o Índice de Qualidade de Água – IQA, traduz em um índice único global, a qualidade das águas em um determinado ponto de monitoramento (SPERLING, 2007). O IQA não é um instrumento para avaliação de atendimento a legislação ambiental, mas sim de comunicação para o público das condições ambientais dos corpos da água (SPERLING, 2007). Este índice foi desenvolvido em um estudo realizado pela "National Sanitation Foundation" dos Estados Unidos em 1970. As variáveis utilizadas no IQA objetivam a determinação da contribuição de esgotos domésticos para os recursos hídricos, sendo esse índice desenvolvido para avaliação de águas para abastecimento público, levando em consideração os processos de tratamento com vistas ao abastecimento doméstico. Esse índice é determinado pelo produto ponderado dos seguintes parâmetros: temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido, DBO, coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais e turbidez. A classificação da qualidade da água dos pontos amostrais avaliados seguiu os valores estabelecidos na Tabela 1.

**Tabela 01 – Tabela de classes, valores de IQA e cores representativas da qualidade água.**

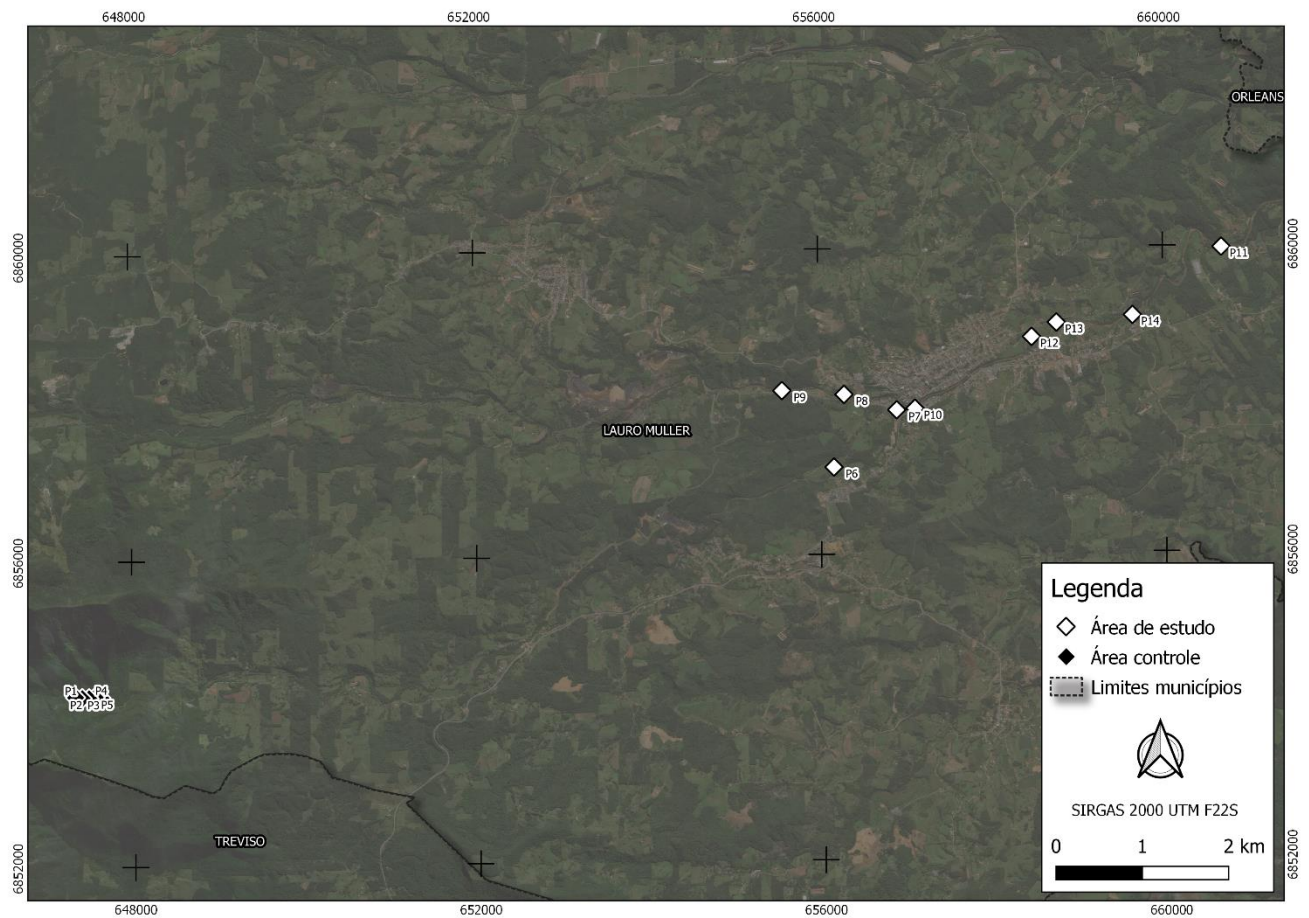
Qualidade	Valor significativo	Cor
Ótima	$80 < IQA \leq 100$	<b>Azul Claro</b>
Boa	$52 < IQA \leq 80$	<b>Verde</b>
Aceitável	$37 < IQA \leq 52$	<b>Amarelo</b>
Ruim	$20 < IQA \leq 37$	<b>Vermelho</b>
Péssima	$IQA \leq 20$	<b>Preto</b>

Fonte: CETESB (2003)

### Seres Bentônicos

Os levantamentos de macroinvertebrados bentônicos foram realizados por meio da amostragem em cinco pontos conservados, comparados aos dados dos nove pontos da área de estudo (Figura 3). A área conservada utilizada como parâmetro de referência corresponde a porção do rio Pio localizada nas escarpas da serra. Para as coletas utilizou-se de rede tipo puçá retangular 60x40cm (malha de 500 µm). O puçá foi fixado contra a correnteza, sendo realizado o rolamento do substrato

durante três minutos para desprendimento dos organismos do fundo do rio. Em cada ponto, foram realizadas três repetições de três minutos cada, totalizando nove minutos em cada ponto. Após coleta, os macroinvertebrados bentônicos foram alocados em potes contendo álcool 70%, levados ao laboratório, triados e identificados.



**Figura 03 - Estações amostrais de seres bentônicos.**

### Índice BMWP

Para análise de qualidade ambiental, foi utilizado o índice Biological Monitoring Working Party System (BMWP). Esse índice ordena as famílias de macroinvertebrados em diferentes grupos, com *score* específicos, variando de 1 a 10 (Tabela 2). Com isso, as famílias com maiores pontuações se caracterizam por apresentar maior sensibilidade às alterações ambientais, sendo encontradas principalmente em ambientes saudáveis. Para determinação do índice foi calculada a somatória das pontuações para cada ponto amostrado e, assim, diagnosticado a qualidade ambiental local.

**Tabela 02 - Pontuações das famílias de macroinvertebrados aquáticos para obtenção do Índice BMWP para análise de qualidade na área de estudo.**

Famílias	Score
Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae, Potamanthidae, Ephemeridae, Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae, Aphelocheiridae, Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae, Calamoceratidae, Helicopsychoidea, Megapodagrionidae, Athericidae e Blephariceridae	10
Astacidae, Lestidae, Calopterygidae, Gomphidae, Cordulegastridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae, Psychomyiidae, Philopotamidae e Glossosomatidae	8
Ephemerellidae, Prosopistomatidae, Nemouridae e Gripopterygidae, Rhyacophilidae, Polycentropodidae, Limnephelidae, Ecnomidae, Hydrobiosidae, Pyralidae, Psephenidae, Neritidae, Viviparidae, Ancylidae, Thiaridae e Hydroptilidae	7
Unionidae, Mycetopodidae, Hyriidae, Corophiidae, Gammaridae, Hyalellidae, Atyidae, Palaemonidae, Trichodactylidae, Platycnemididae, Coenagrionidae, Leptoheptageniidae, Oligoneuridae, Polymitarcyidae, Dryopidae, Elmidae, Helophoridae, Hydrochidae, Hydraenidae, Clambidae	6
Hydropsychidae, Tipulidae, Simuliidae, Planariidae, Dendrocoelidae, Dugesiidae, Aeglidae, Baetidae, Caenidae, Haliplidae, Curculionidae, Chrysomelidae	5
Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae, Dolichopodidae, Dixidae, Ceratopogonidae, Anthomyiidae, Limoniidae, Psychodidae, Sciomyzidae, Rhagionidae, Sialidae, Corydalidae, Piscicolidae e Hydracarina	4
Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae (Limnocoeridae), Pleidae, Notonectidae, Corixidae, Veliidae, Helodidae, Hydrophilidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae, Bithyniidae, Bythinellidae, Sphaeriidae, Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae, Asellidae e Ostracoda	3
Chironomidae, Culicidae, Ephydriidae, Thaumaleidae	2
Oligochaeta (toda a classe), Syrphidae	1

Fonte: IAP (2002).

**Tabela 03 - Classes de qualidade, significado dos valores do BMWP e cores representativas da qualidade ambiental.**

Classe	Qualidade	Valor significativo	Significado	Cor
I	Ótima	>150	Águas muito limpas (águas pristinas)	Lilás
II	Boa	100-149	Águas limpas, não poluídas ou sistema perceptivelmente não alterado	Azul Escuro
III	Duvidosa	61-100	São evidentes efeitos moderados de poluição	Verde
VI	Poluída	36-60	Águas contaminadas ou poluídas (sistema alterado)	Amarelo
V	Muito poluída	16-35	Águas muito poluídas (sistema muito alterado)	Laranja
VI	Fortemente poluída	<16	Águas fortemente poluídas (sistema fortemente alterado)	Vermelho

Fonte: IAP (2002)

## Resultados e Discussão

### Regime Fluviométrico

A região hidrográfica avaliada apresenta vazão média de longo termo de  $1,83 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  e vazão específica de  $20,17 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$ , sendo a vazão média mensal com 95% de frequência de  $0,55 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , enquanto que a vazão média mensal mínima observada (frequência 100%) é de  $0,26 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

A vazão média com um mês ( $t = 1$ ) é de  $1,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ , e para doze meses consecutivos atinge  $2,54 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ . Quando considerado a vazão mínima com um (1) mês de duração e período de retorno de 10 e 100 anos, correspondem a  $0,53 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  e  $0,71 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

Para a vazão mínima com 7 dias de duração e período de retorno de 10 anos (Q7;10) estimou-se para a região hidrográfica da área de estudo  $0,29 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$  e a vazão mínima anual de 7 dias de duração de  $0,55 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ .

### Qualidade de Água Superficial

De acordo com os resultados (Tabela 04), no rio Rocinha a estação amostral Ponto 1 (ponto branco) apresentou concentrações dos parâmetros avaliados dentro dos limites estabelecidos pela Resolução do Conama 357/2005.

**Tabela 04 – Resultados dos indicadores ambientais nas estações amostrais localizadas no rio Rocinha, Bonito e Tubarão.**

Parâmetros	Limite de quantificação	Resolução 357/2005 Classe 2	Rio Rocinha		Rio Bonito		Rio Tubarão	
			Ponto 1	Ponto 3	Ponto 2	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6
Data de amostragem	-	-	16/03	11/03	12/03	11/03	11/03	12/03
Acidez Total (mg/L)	4,47	-	<4,47	275,2	<4,47	84,35	188,61	136,1
Alcalinidade Total (mg/L)	0,5	-	23,4	<0,5	26	<0,5	<0,5	<0,5
Cádmio (mg/L)	0,001	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Chumbo (mg/L)	0,01	0,01	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Cobre Dissolvido (mg/L)	0,005	0,009	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
Condutividade (uS/cm)	3,4	-	61	1.642,00	48	458	1.179,00	948
Cromo Total (mg/L)	0,01	0,05	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
DBO (mg/L)	1	Até 5	<1	3	<1	<1	<1	<1
DQO (mg/L)	20	-	26	<20	26	<20	22	<20
Fósforo Total (mg/L)	0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenóis Totais (mg/L)	0,002	0,003	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002
Ferro Dissolvido (mg/L)	0,05	0,3	<0,05	55,31	<0,05	1,14	30,9	6,51
Ferro Total (mg/L)	0,05	-	0,07	77,78	<0,05	1,14	34,25	7,69
Manganês (mg/L)	0,01	0,1	<0,01	3,64	<0,01	0,76	2,24	1,81
Mercúrio (mg/L)	0,001	0,0002	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
NMP de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL)	1,8x10 <sup>6</sup>	-	110	<1,8	40	23	34	<1,8
NMP de Escherichia coli (NMP/100 mL)	1,8x10 <sup>6</sup>	-	110	<1,8	40	23	34	<1,8
Níquel (mg/L)	0,01	0,025	<0,01	0,18	<0,01	0,02	0,08	0,06
Nitrogênio total (mg/L)	0,1	-	1,5	2,4	0,9	2,4	1,8	2,1
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	0,1	*	0,1	1,4	<0,1	0,3	1,7	0,8
Nitrogênio Nitrato (mg/L)	0,1	10	<0,1	0,1	<0,1	0,2	1,6	0,2
Nitrogênio Nitrito (mg/L)	0,1	1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Óleos e graxas (mg/L)	1	Ausentes	6	5	6	9	7	7
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	0,1	<5	7,6	6,7	8,2	8,6	8,3	7
pH	Faixa (0,1 a 12,0)	6 a 9	7,4	4,3	6,7	3,6	3,8	3,1
Sólidos Dissolvidos Totais (mg/L)	18,1	500	56	1.467,00	34	304	935	535
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	18,1	-	<18,1	37	19	<18,1	42	<18,1



Já na estação a jusante (Ponto 3) ocorre um incremento das concentrações dos metais, do nitrogênio, do sulfato, bem como o aumento da acidez. No rio Bonito, a estação amostral Ponto 2 (ponto branco) e a estação Ponto 4 apresentaram similaridade com as interfaces ocorridas no rio Rocinha. O Ponto a montante, apresentou concentrações dentro dos limites permitidos pela resolução, tendo a jusante um incremento das concentrações analisadas.

A confluência dos rios Bonito e Rocinha, dão origem ao rio Tubarão. A avaliação da qualidade da água, evidenciou que o percurso analisado, semelhante as estações Ponto 3 e Ponto 4, apresentam parâmetros que ultrapassam os limites legisláveis para uso de água Classe 2.

### Índice de Qualidade de Água

A aplicação do método do IQA permitiu verificar que a qualidade da água em todas as estações amostrais, com exceção do Ponto 3, são de qualidade boa, sendo que entre os parâmetros que compõem este indicador, apenas o pH nos Ponto 4, 5 e 6 estavam em desacordo com a resolução 357/2005. Já na estação amostral Ponto 3, com qualidade aceitável, além do pH, a turbidez ficou acima do limite legislável.

Nesse caso, ressalta-se que a metodologia de avaliação da água (IQA), que leva em consideração parâmetros indicadores de poluição orgânica, mais especificamente, poluição por esgoto doméstico, indicam que as águas possuem qualidade boa ou aceitável dentro da área de estudo (Figura 04).

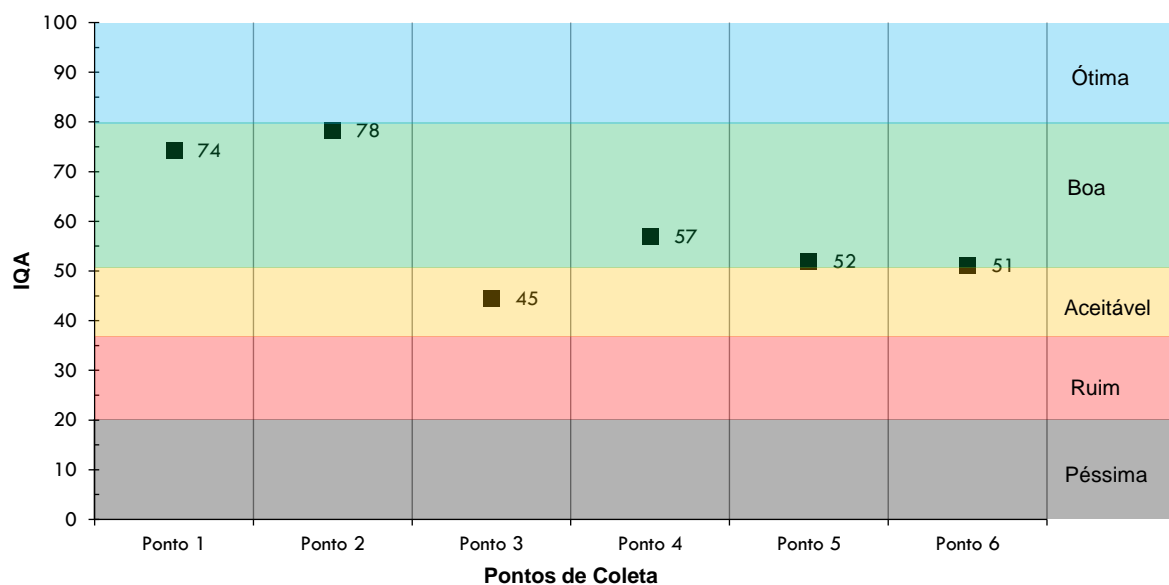


Figura 04 – Resultados do IQA nos rios Rocinha, Bonito e Tubarão.

### Seres Bentônicos

Foram coletados e identificados 1.443 indivíduos de macroinvertebrados bentônicos distribuídos em 11 famílias e 6 ordens. *Chironomidae* foi a família com maior abundância (n= 1.397) equivalendo 96,8% do total de indivíduos da amostra. Os pontos com maior abundância e riqueza foram nos pontos 11 e 14. Os pontos 6 e 7 foram os pontos que apresentaram uma menor riqueza de espécies que os pontos citados antes, porém mais elevada em relação aos demais pontos. Quanto aos táxons, *Chironomidae* foi a mais abundante e frequente, ocorrendo em 8 dos 9 pontos. A grande abundância e dominância de *Chironomidae* em relação a outros táxons deve-se a alta plasticidade, eficiência na colonização de ambientes, além de maior tolerância as alterações das variáveis físico-químicas e biológicas do ambiente (LENAT; BARBOUR, 1994; GONÇALVES; ARANHA, 2004; CARVALHO; UIEDA, 2006) o que favorece sua proliferação em ambientes com baixa diversidade biológica. Quanto à qualidade de água, os pontos 7, 8, 9, 10, 11, 12, 13, se encontram na categoria “VI - Fortemente poluída”, pois estão dentro da matriz urbana, com maior grau de perturbação e adensamento populacional, sofrendo maior pressão antrópica. Os pontos 6 e 14 estão na categoria “V - muito poluída” tais pontos, ainda que se encontrem na categoria de poluída, possuem entorno com mais vegetação e maior diversidade de habitats, além de encontrar-se mais distantes do centro da matriz antrópica. Todos os pontos desse trecho apresentam um ambiente insalubre e com baixa capacidade de suporte à biodiversidade, sendo predominantemente colonizado por organismos com alta tolerância a perturbações ambientais e contaminantes.

**Tabela 05 - Resultados do score do índice BMWP, qualidade ambiental e abundância por pontos de amostragem.**

Índices	Pontos								
	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14
Categoria	V	VI	VI	VI	VI	VI	VI	VI	V
BMWP	18	15	0	2	2	15	12	2	27

Na área controle foram amostrados 1.526 indivíduos, distribuídos em 28 famílias e 9 Ordens. *Chironomidae* (N=686) foi a família mais abundante, representando 45% de todos os indivíduos amostrados, seguida por *Perlidae* (N=217), *Tipulidae* (N=150) e *Elmidae* (N=146). O ponto com maior abundância foi o 2 (n= 400) enquanto o 4 (n= 348) e o 5 (N=390) apresentaram a maior riqueza. Quanto à qualidade de água, os pontos 1, 2, 3, 4, 5 se encontram na categoria “II - Boa” pois estes pontos possuem entorno com vegetação e maior diversidade de habitats, além de encontra-se

distante do centro urbano, portanto, distante da pressão e demanda da cidade. Todos os pontos desta área possuem águas de qualidade, sendo capaz de dar suporte à biodiversidade.

**Tabela 06 - Resultados do Score do índice BMWP, qualidade ambiental e abundância por pontos de amostragem na área controle.**

Pontos					
Índices	P1	P2	P3	P4	P5
Categoria	II	II	II	II	II
BMWP	149	138	145	130	138

### Considerações Finais

A sistematização dos dados das análises de água superficial realizadas nas estações amostrais a jusante dos rios Rocinha e Bonito (Ponto 2 e Ponto 4), bem como as duas estações do rio Tubarão (Ponto 5 e Ponto 6), indicam que os corpos hídricos não são compatíveis com os usos correspondente ao seu enquadramento, rio classe 2, nem com o uso menos exigentes, como é o caso das águas de classe 4, destinadas à navegação e harmonia paisagística.

Já na metodologia do IQA, que leva em consideração parâmetros indicadores de poluição orgânica, mais especificamente, poluição por esgoto doméstico, os resultados indicaram que as águas possuem qualidade boa ou aceitável.

Quanto ao estudo dos seres Bentônicos, os resultados alcançados indicam que nos pontos amostrados na área de estudo há uma baixa capacidade de suporte da biodiversidade visto que os ambientes foram caracterizados como insalubres. Essa situação se difere dos pontos amostrados na área controle, o qual apresentaram boa qualidade da água, garantindo assim o suporte à biodiversidade.

### Agradecimentos

Agradecemos a Universidade do Extremo Sul Catarinense (UNESC) por dar todos os subsídios para a realização do estudo.

### Referências Bibliográficas

BACK, Á. J. **Bacias Hidrográficas: Classificação e caracterização física**. Florianópolis: Epagri, 2014.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfología**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 357/05**. Estabelece a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional. Brasília, SEMA, 2005.

GONÇALVES, F. B.; ARANHA, J. M. R. Ocupação espaço-temporal pelos macroinvertebrados bentônicos na bacia do rio Ribeirão, Paranaguá, PR (Brasil). **Acta Biológica Paranaense**, v. 33, p. 181–191, 2004.

LENAT, D. R.; BARBOUR, M. T. Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. **Biological Monitoring of Aquatic Systems**, n. January 1994, p. 187–215, 1994.

LISBOA, L. et al. Estimativa e regionalização das vazões mínimas anuais e quadrimestrais na bacia do Piracicaba-MG. **Enc. Biosfera**, v. 10, n. 18, p. 1580–1592, 2014.

OLIVEIRA, F. A. **Procedimentos para aprimorar a regionalização de vazões: estudo de caso da Bacia do Rio Grande**. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008. 106 f.

REGO, F. **Regionalização de vazões considerando a evapotranspiração real em seu processo de formação**. Universidade Federal de Viçosa, 2013. 62 f.

SANTA CATARINA. Lei nº 10.949 de 1998. **Dispõe sobre a caracterização do estado em dez regiões hidrográficas**.

SANTA CATARINA. **Plano de Uso Integrado dos Recursos Hídricos**. Florianópolis: SDS, 2002.

SPERLING, M. Von. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais, 2007.

# QUALIDADE DAS ÁGUAS DA REGIÃO HIDROGRÁFICA DO PARAGUAI NO ESTADO DE MATO GROSSO

| ID 19399 |

**Lurdemilla Sara dos Santos Borges e Silva<sup>1</sup>, Leticia de Campos Ferreira<sup>2</sup>, Sérgio Batista de Figueiredo<sup>3</sup>, Alisson André Ribeiro<sup>4</sup>, Jhonatan Barbosa da Silva<sup>5</sup>**

*1Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: lurdemillasara@gmail.com;*

*2Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: l.campos.ferreira1801@gmail.com;*

*3Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA), e-mail: sergiofigueiredo@sema.mt.gov.br;*

*4Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), e-mail: geotec.ribeiro@gmail.com;*

*5Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), e-mail: mail.jhonatan@gmail.com*

**Palavras-chave:** Monitoramento; Bacias Hidrográficas; Índice de Qualidade das Águas.

## Resumo

O monitoramento da qualidade das águas é uma ferramenta essencial para a obtenção de dados para diagnóstico, acompanhamento de medidas mitigadoras e compensatórias de programas ambientais, calibração de modelos de qualidade das águas em estudos prognósticos, sendo uma ferramenta auxiliar na gestão dos recursos hídricos de agências reguladoras e comitês de bacia hidrográfica para disciplinamento dos setores usuários e controle da poluição. Este trabalho apresenta a evolução da rede de monitoramento e a qualidade das águas da Região Hidrográfica do Paraguai, no estado de Mato Grosso ao longo dos anos de 2015 a 2019. A fim de observar as variações na qualidade das águas, foram realizadas amostragens trimestrais e semestrais, sendo os resultados avaliados por meio do Índice de Qualidade da Água (IQA/NSF) e da Resolução CONAMA Nº 357/2005. Os resultados do IQA mostraram que os rios da Região Hidrográfica do Paraguai apresentaram uma tendência de piora de qualidade no período de 2015 a 2017 e de melhora nos anos de 2018 e 2019. Os rios no entorno do perímetro urbano das cidades apresentaram comprometimento da qualidade das águas, na maior parte dos períodos monitorados. Alguns rios apresentaram variações na qualidade de suas águas devido à processos naturais, uma vez que Mato Grosso possui um ciclo hidrológico sazonalmente bem demarcado, com meses chuvosos e secos, o que determina mudanças na dinâmica dos ecossistemas. Conclui-se que a maioria dos parâmetros analisados nas estações de monitoramento apresentaram valores dentro dos limites de corpos

d'água de classe II, demonstrando que as águas dos rios desta região em Mato Grosso podem ser destinadas para os usos previstos legalmente.

### **Introdução**

O homem está ligado à água desde os primórdios da história da civilização, pois as primeiras ocupações geográficas ocorreram ao longo de rios e vales e só foram se distanciando destes, à medida que novos métodos de captar água à distância foram empregados (ZANINI, 2000). A perspectiva das primeiras civilizações era que os recursos hídricos eram inesgotáveis e que não haveria necessidade de um uso racional. Em função desse pensamento imediatista de uso irrestrito, do aumento expressivo da população global e do intenso desenvolvimento industrial e tecnológico, começaram a surgir diversos problemas ambientais, tais como: poluição dos mananciais, desmatamento, assoreamento dos rios, eutrofização, contaminação e a impermeabilização do solo, entre tantas outras ações do homem moderno, que têm afetado os corpos d'água. Atualmente, o principal setor usuário de água no país, em termos de quantidade utilizada, é a irrigação, no entanto, a água também é usada para abastecimento humano e animal, industrial, geração de energia, mineração, aquicultura, navegação, turismo e lazer (ANA, 2017).

Os primeiros esforços para a legalização da gestão dos recursos hídricos no estado de Mato Grosso surgiram em novembro de 1997, com a publicação da Lei Nº 6.945 que estabeleceu a Política Estadual de Recursos Hídricos e instituiu o Sistema Estadual de Recursos Hídricos. Por conseguinte, outros órgãos e leis ambientais foram se desenvolvendo, como, o Conselho Estadual de Recursos Hídricos - CEHIDRO/MT, em atividade desde o ano de 2003, sendo composto por órgãos governamentais, sociedade civil organizada e usuários, com atribuição de discutir a gestão dos recursos hídricos no estado de Mato Grosso, para otimizar a sua utilização e também evitar o surgimento de conflitos futuros. Com o avanço da Política Estadual de Recursos Hídricos foi publicado o Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH, através do Decreto Nº 2.154, de 28 de setembro de 2009, onde Mato Grosso teve um novo avanço na gestão dos recursos hídricos. Recentemente, esse marco legal foi aperfeiçoado e atualizado, através da Lei Nº 11.088 de março de 2020.

Dessa maneira, por meio dos instrumentos previstos nos marcos legais, foi possível implementar outras iniciativas institucionais em prol dos recursos hídricos, destacando-se o PROGESTÃO, que é um programa de incentivo financeiro aos sistemas estaduais para aplicação exclusiva em ações de fortalecimento institucional e de gerenciamento de recursos hídricos. Cabe destacar também, o QUALIÁGUA, que é um programa de estímulo à divulgação de dados de qualidade

das águas. Ambos, são parcerias entre a Agência Nacional das Águas e Saneamento Básico – ANA e os Estados através de suas Secretarias de Estado do Meio Ambiente.

O órgão executor do QUALIÁGUA em Mato Grosso é a Secretaria de Estado de Meio Ambiente - SEMA/MT. Em 2017, a secretaria operava com uma rede de monitoramento composta por 81 pontos de amostragem em todo o estado, sendo expandida para 97 e 107 pontos em 2018 e 2019, respectivamente. A expansão da rede fez-se necessário, devido as dimensões continentais do estado, que possui uma área física de 903.202,446 km<sup>2</sup>, abriga cerca de 3.344.544 habitantes (IBGE, 2018), sendo um dos maiores produtores de grãos e agronegócio.

Cabe ressaltar que o estado de Mato Grosso abriga três regiões hidrográficas: Amazônica, Tocantins-Araguaia e Paraguai. A Região Hidrográfica do Paraguai nasce na província serrana, no estado do Mato Grosso, seguindo na direção norte-sul até a confluência com o Rio Apa, onde desempenha o papel de receptor de toda a drenagem de seu alto curso. Em Mato Grosso, essa região abriga 25 municípios e pelo menos 390 mil moradores da região do Pantanal distribuídos em uma área de 188.374,68 km<sup>2</sup>. Ela ainda se estende em territórios paraguaio e boliviano. Essa Região Hidrográfica é de grande relevância pois comporta uma das maiores extensões úmidas contínuas do Planeta, o Pantanal, que é considerado Patrimônio Nacional pela Constituição Federal de 1988 e Reserva da Biosfera pela UNESCO em 2000.

Este estudo, busca avaliar a qualidade das águas superficiais da Região Hidrográfica do Paraguai no estado de Mato Grosso, através do monitoramento de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e Índice de Qualidade das Águas (IQA).

## **Material e Métodos**

### **Área de Estudo**

A Região Hidrográfica do Paraguai está localizada na porção oeste do país, compreendendo uma área de 362.259 km<sup>2</sup> que corresponde à 4,3% do território nacional. Deste total, 188.374,68 km<sup>2</sup> estão situados no território de Mato Grosso e 173.874,32 km<sup>2</sup> no território do Mato Grosso do Sul, 52% e 48%, respectivamente (MMA, 2006).

O Rio Paraguai é o principal curso d'água desta região, nasce em território brasileiro, na Chapada dos Parecis, no estado de Mato Grosso, com o nome de "Paraguaizinho", atualmente é muito usado para turismo, principalmente na região do pantanal mato-grossense que recebe como afluentes os Rios Queimado, Jauru, Sepotuba, Juba, Bento Gomes, Cabaçal e Cuiabá (MORENO; HIGA, 2005). Dentre esses, o mais importante é o Rio Cuiabá, que banha a capital do estado e outras cidades, e possui os seguintes tributários: Água Fina, São José, Marzagão, Quebó, Saloba, Vermelho, Itiquira,

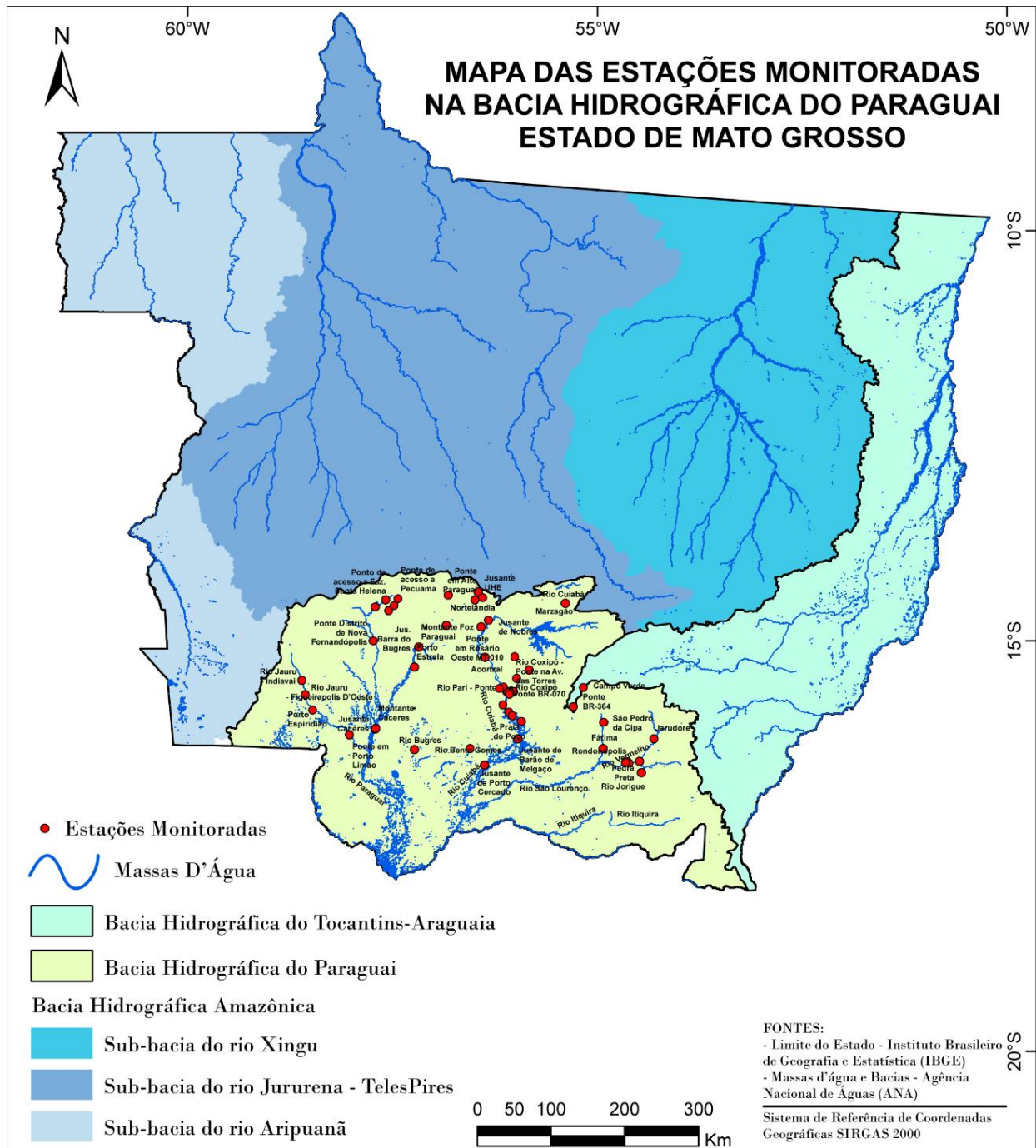
Manso, Pari, Acorizal, Coxipó-Açu, Aricá-Mirim, Mutum, São Lourenço, Correntes ou Piquiri (LIMA, 2001).

### **Rede amostragem**

A Secretaria de Estado de Meio Ambiente de Mato Grosso-SEMA/MT atualmente opera uma rede de monitoramento composta por 52 pontos de amostragem localizados na Região Hidrográfica do Paraguai. As estações de coleta estão cadastradas no banco de dados da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – HIDRO. Para a instalação das estações de monitoramento dois critérios foram considerados: representatividade da estação quanto ao uso e ocupação do solo e a acessibilidade.

O monitoramento da qualidade da água nesta Região Hidrográfica, teve início em 1995, com a instalação de estações de coleta nos rios Paraguai e São Lourenço, dando-se continuidade em 2000, com o projeto de estudo “Monitoramento da Qualidade da Água do Rio Cuiabá com ênfase na sub-bacia do Rio Jangada” realizado pela FEMA/EMPAER. Em 2017 a rede hidrológica básica na Região Hidrográfica do Paraguai era composta por 36 pontos de amostragem, onde em 2018 esse número saltou para 42 pontos. Em 2019, foram inseridos 10 novos pontos de coleta e hoje conta com 52 estações localizadas nesta Região Hidrográfica. Assim, o total de estações de coleta presentes no monitoramento abrange os principais rios da bacia do Paraguai, sendo estes: Paraguai, Santana, Cuiabá, Coxipó, Jauru, Bugres, Sepotuba, Bento Gomes, Jorigue, São Lourenço e Vermelho (Figura 1).





**Figura 1: Mapa de localização das estações monitoradas na Região Hidrográfica do Paraguai em Mato Grosso.**

### Coleta de amostras e análise laboratorial

A metodologia de coleta das amostras seguiu os procedimentos técnicos do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas da

CETESB (2011). As análises foram realizadas em conformidade com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23<sup>a</sup> edição (APHA, 2017).

As coletas de amostras foram realizadas à cerca de 20 cm de profundidade na coluna d'água, utilizando frascos de polietileno de 1 litro (amostra preservada com solução de ácido sulfúrico a 50%) e de 2 litros (amostra não preservada). As amostras para análises microbiológicas (coliforme total e *Escherichia coli*) foram coletadas utilizando bolsas plásticas esterilizadas de 100 mL. As amostras foram acondicionadas em caixas de isopor, sob refrigeração, e encaminhadas até o laboratório para serem analisadas.

Neste estudo, foram analisados 27 parâmetros físico-químicos e 2 microbiológicos, sendo eles: temperatura da água, temperatura do ar, pH, oxigênio dissolvido, cor, condutividade elétrica, alcalinidade total, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, turbidez, dureza total, nitrogênio amoniacal, ortofosfato, fosfato total, nitrato, nitrito, nitrogênio total, sólidos totais, sólidos suspensos, sólidos dissolvidos, cloreto, sulfato, sódio, lítio, potássio, cálcio, magnésio, coliformes totais e *Escherichia coli*. Cabe ressaltar que os parâmetros pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura do ar e da água foram determinados ainda em campo com auxílio de sondas multiparamétricas portáteis.

A sub-bacia do Cuiabá foi amostrada trimestralmente nos anos de 2016 a 2019, as demais sub-bacias foram amostradas semestralmente em todos os anos estudados. Para fins de classificação climática, foi considerado neste monitoramento que o período chuvoso se estendeu de outubro a março e o período de estiagem estendeu-se de abril a setembro.

### **Análise dos resultados**

Os resultados do monitoramento foram reunidos em banco de dados e avaliados conforme os padrões máximos e mínimos da Resolução do CONAMA N° 357/2005. Ainda, foi determinado o IQA/Nsf para todos os pontos monitorados.

O IQA é calculado pelo produtório, que pondera de acordo com os seus pesos, a qualidade da água correspondente a nove parâmetros, sendo eles: oxigênio dissolvido ( $w_i=0,17$ ), coliformes termotolerantes ( $w_i=0,15$ ), pH ( $w_i=0,12$ ), demanda bioquímica de oxigênio ( $w_i=0,10$ ), nitrogênio nitrato ( $w_i=0,10$ ), fósforo total ( $w_i=0,10$ ), temperatura da água ( $w_i=0,10$ ), turbidez ( $w_i=0,08$ ) e sólidos totais ( $w_i=0,08$ ), através da seguinte fórmula:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{w_i}$$

Onde:

IQA - Índice de Qualidade da Água, um número entre 0 e 100;

$q_i$  - qualidade do  $i$ -ésimo parâmetro, um entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida;

$w_i$  - peso correspondente do  $i$ -ésimo parâmetro, um  $n^o$  entre 0 e 1, atribuído em função de sua importância para a conformação global da qualidade, portanto:

$$\sum_{i=1}^n w_i = 1$$

Onde:

$n$  = número de parâmetros que entram no cálculo.

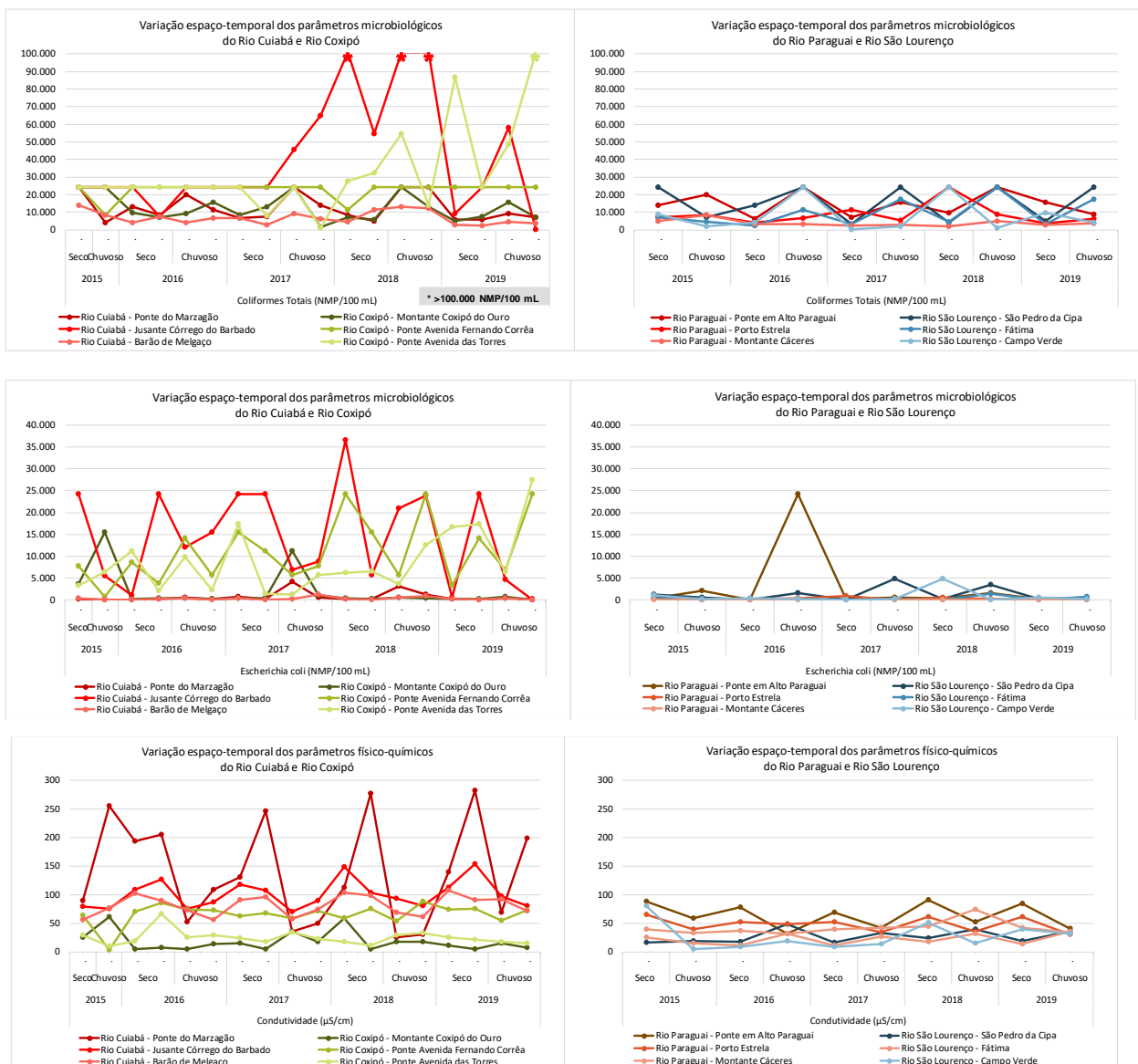
A qualidade de águas brutas, indicada pelo IQA, numa escala de 0 a 100, pode ser classificada segundo a graduação apresentada na Figura 2.

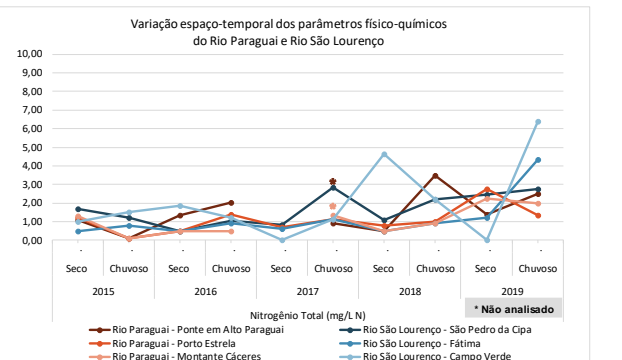
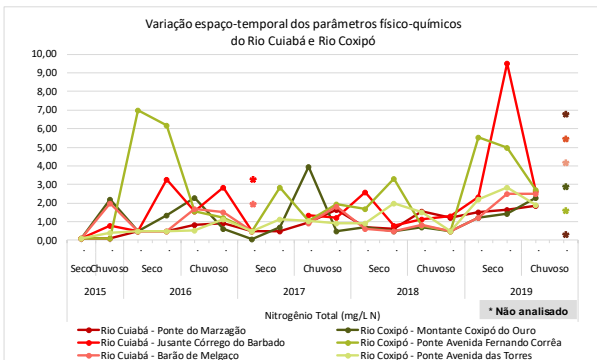
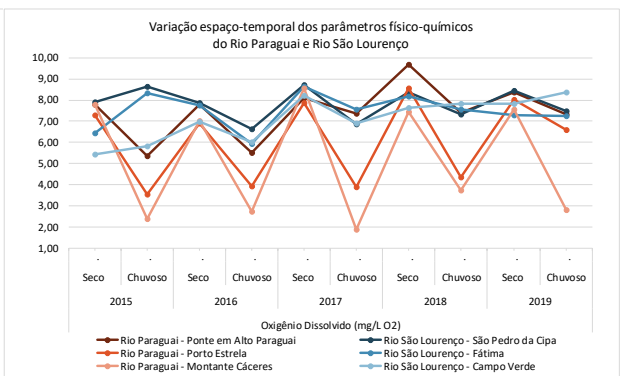
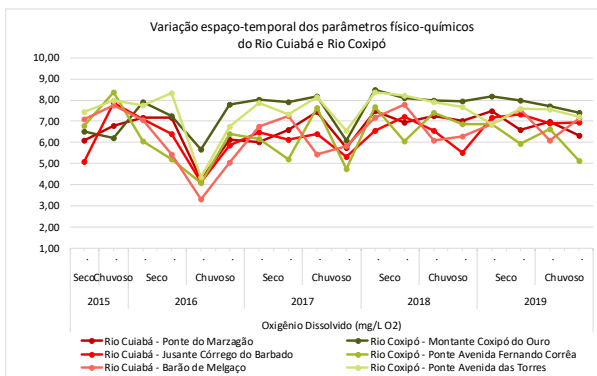
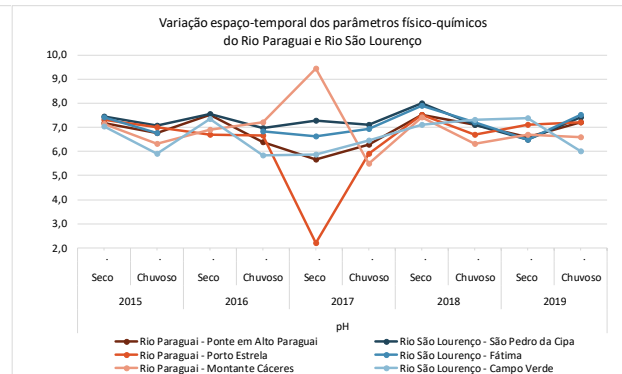
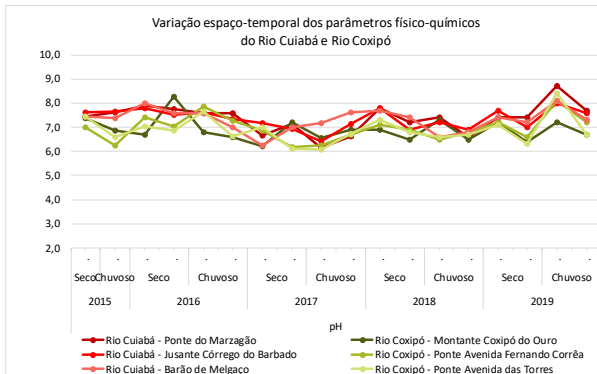
Classificação	Faixa de Variação
<b>ÓTIMA</b>	<b>91 &lt; IQA ≤ 100</b>
<b>BOA</b>	<b>71 &lt; IQA ≤ 90</b>
<b>REGULAR</b>	<b>51 &lt; IQA ≤ 70</b>
<b>RUIM</b>	<b>26 &lt; IQA ≤ 50</b>
<b>PÉSSIMA</b>	<b>00 &lt; IQA ≤ 25</b>

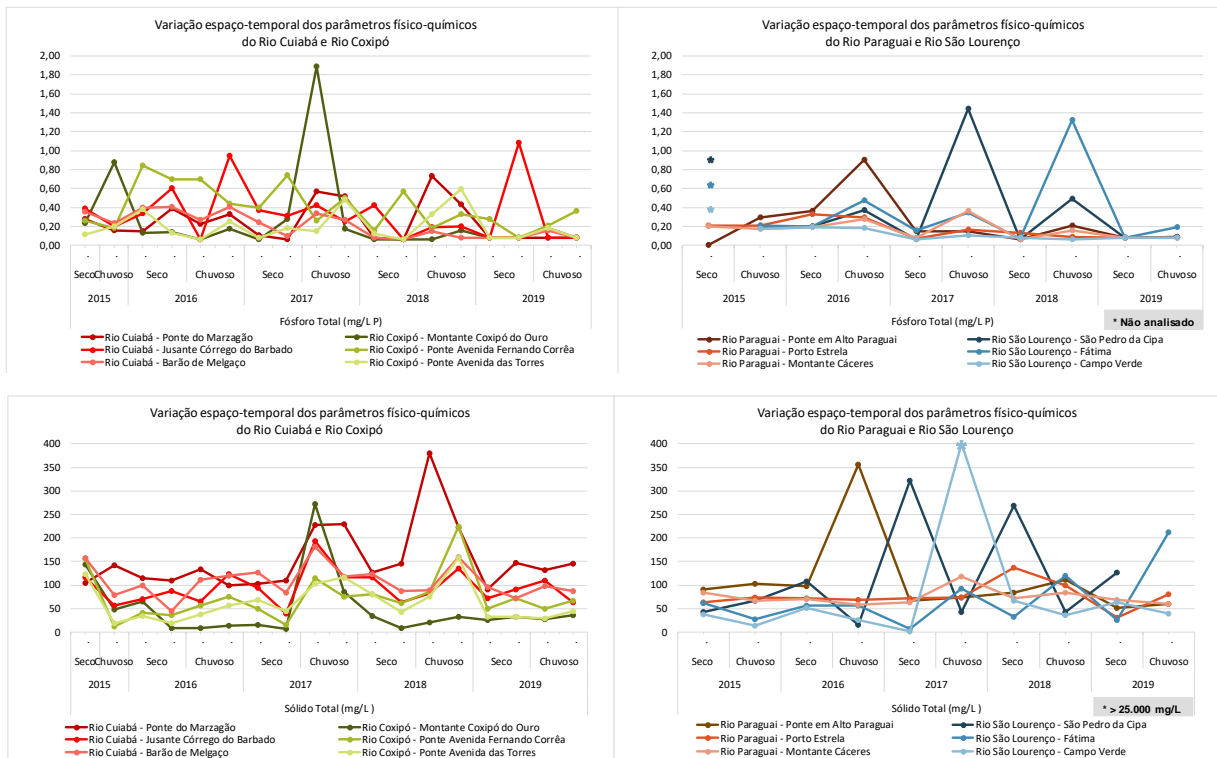
Figura 2: Faixa de variação para avaliação do IQA. Fonte: CETESB, adaptado, 2021.

## Resultados e Discussões

Para ilustrar a dinâmica espacial e temporal dos principais rios da Região Hidrográfica do Paraguai, foram elaborados gráficos de tendência de oito parâmetros de qualidade das águas, representados por: sólidos totais, coliformes totais, E. coli, fósforo total, nitrogênio total, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido (Figura 3).







**Figura 3: Variação espaço-temporal de oito parâmetros físicos, químicos e microbiológicos (sólidos totais, coliformes totais, E. coli, fósforo total, nitrogênio total, condutividade elétrica, pH e oxigênio dissolvido) dos Rios Cuiabá, Coxipó, Paraguai e São Lourenço entre os anos de 2015 e 2019.**

Com relação aos parâmetros físico-químicos e microbiológicos monitorados, os rios da Região Hidrográfica do Paraguai nas estações amostradas, apresentaram águas com disponibilidade de oxigênio dissolvido adequada na maioria das campanhas, pH oscilando entre 5 e 7 e baixa DBO. Porém, alguns períodos apresentaram turbidez acentuada, altas concentrações de E. coli e coliformes totais, especialmente nos meses chuvosos, em geral, há boa qualidade físico-química nos rios da bacia, não verificando-se alterações significativas entre as estações.

Comparando os resultados dos parâmetros analisados com os padrões de qualidade para corpos d'água de Classe II estabelecidos pela Resolução N<sup>o</sup> 357/2005 do CONAMA, observou-se que a maioria apresentaram valores dentro dos limites desta resolução, o que indica que os corpos d'água podem ser destinados aos usos previstos legalmente, tais como, abastecimento público após tratamento convencional, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário (conforme Resolução CONAMA 274/2000), irrigação de hortaliças, aquicultura e atividades de pesca.

No entanto, no decorrer do monitoramento entre os anos de 2015 a 2019, a Região Hidrográfica do Paraguai apresentou alguns parâmetros que extrapolaram os limites legais desta resolução, sendo eles: fósforo total (329 ocorrências), E. coli (161 ocorrências), oxigênio dissolvido

(62 ocorrências), cor (50 ocorrências), turbidez (45 ocorrências), pH (29 ocorrências), DBO (7 ocorrências) e nitrogênio amoniacal (6 ocorrências). Esse resultado demonstra que processos importantes de poluição orgânica estão ocorrendo em várias estações dos rios desta região, sobretudo nos Rios Cuiabá e Coxipó dentro do perímetro urbano dos municípios de Cuiabá e Várzea Grande.

A sub-bacia do Rio Cuiabá caracteriza-se pela baixa concentração de sólidos suspensos, dissolvidos e totais indicando águas pouco salinizadas e número reduzido de erosões, rios com valores de oxigênio dissolvido abaixo do estabelecido pela Resolução Nº 357/2005 do CONAMA ao longo dos cinco anos analisados, especialmente em períodos chuvosos. As estações de monitoramento no entorno do perímetro urbano de Cuiabá e região metropolitana apresentaram turbidez alta, a exemplo da estação Rio Cuiabá - Ponte do Marzagão que registrou 298 NTU em novembro de 2018, umas das maiores concentrações desta sub-bacia, seguidos pelos pontos Rio Cuiabá - Jusante Córrego do Barbado e Rio Pari - Ponte, com 268 NTU e 245 NTU, respectivamente, indicando que as águas destes rios são turvas e ricas de material particulado em suspensão, ou seja, maior resistência para os raios solares penetrar a coluna d'água.

Os resultados da demanda química de oxigênio são considerados baixos. Os altos valores de nitrogênio, fósforo total indicam abundância de nutrientes, corroborando com as elevadas cargas de E. coli e coliformes totais. Os demais parâmetros da sub-bacia do Rio Cuiabá apresentam-se dentro do esperado para águas superficiais.

O monitoramento da sub-bacia do rio São Lourenço demonstrou comportamento semelhante ao da sub-bacia do rio Cuiabá, águas com elevados valores de nitrogênio total, fósforo total, altas concentrações de coliformes totais, E. coli e sólidos totais, especificamente em Campo Verde (Estação Rio São Lourenço - Campo Verde) onde observa-se uma grande concentração na campanha de 2017, período chuvoso. Os resultados ainda apontam que em relação a Região Hidrográfica do Paraguai a sub-bacia do São Lourenço foi a que registrou as maiores concentrações de turbidez, chegando a 751 NTU em Rondonópolis, na estação Rio Vermelho - Ponte MT 270. Cabe ressaltar, que os rios desta região têm por características próprias grande carreamento de sedimentos, devido particularidades dos solos locais. O Rio São Lourenço ao longo do período estudado apresentou altos valores de sólidos totais, nitrogênio total e fósforo total (Figura 3).

A sub-bacia do Rio Paraguai atingiu os melhores resultados nas análises dos parâmetros de qualidade das águas. Ressalta-se que algumas estações monitoradas apresentaram valores de oxigênio dissolvido abaixo do padrão estabelecido pela legislação vigente, especialmente em períodos chuvosos. Tal como, o pH do rio Paraguai que na campanha de maio de 2017, apresentou resultado de 2,2 na estação Rio Paraguai - Porto Estrela, enquanto mais a jusante ocorreu um pico

de 9,4 na estação Rio Paraguai – Montante Cáceres (Figura 3). É importante destacar, que no Rio Paraguai vários parâmetros de qualidade da água têm influência da sazonalidade do ciclo hidrológico, especialmente o parâmetro de oxigênio dissolvido, que apresentou padrão de flutuação característico de rios de planície, com baixos valores em meses chuvosos e valores maiores em meses de estiagem.

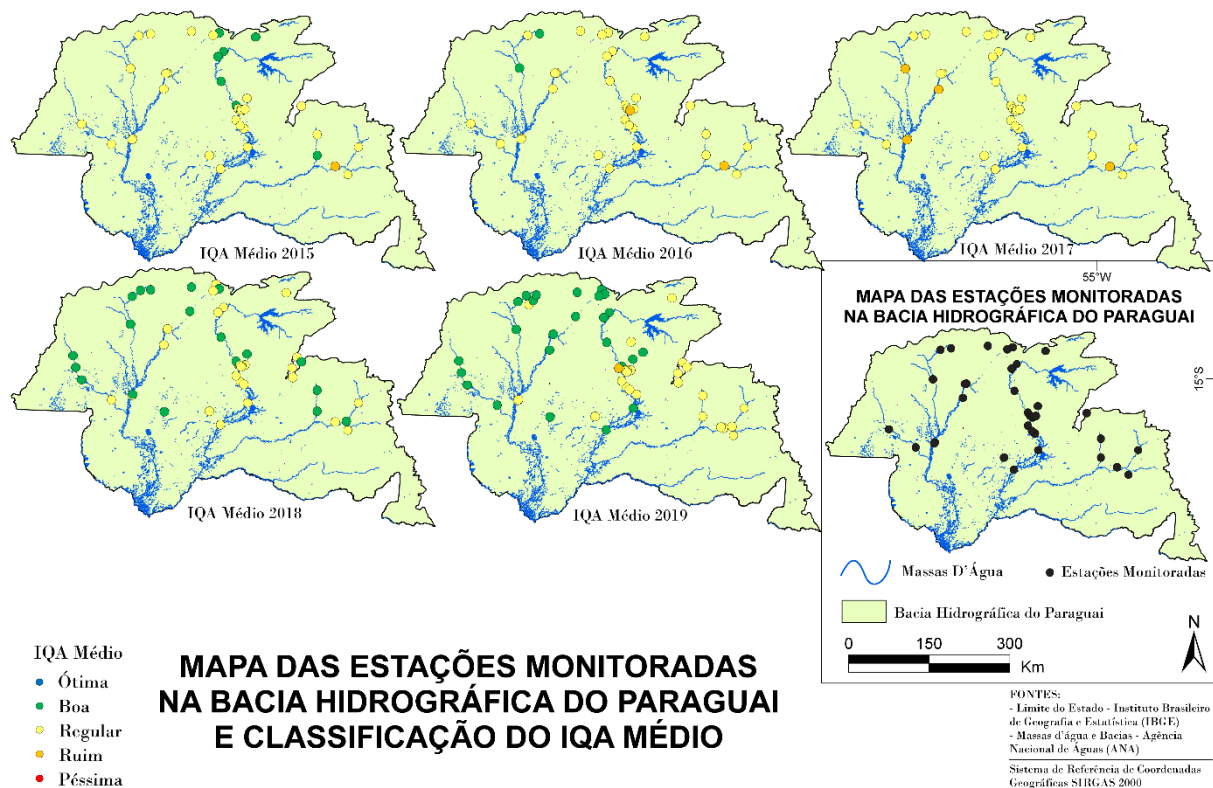
De modo geral a sub-bacia que apresentou melhor classificação de qualidade para corpos d'água de Classe II determinado pela Resolução Nº 357/2005 do CONAMA foi a sub-bacia do Rio Paraguai, seguida da sub-bacia do Rio São Lourenço e sub-bacia do Rio Cuiabá. É importante destacar que os parâmetros que influenciaram negativamente a qualidade das águas das sub-bacias da Região Hidrográfica do Paraguai foram alta concentração de turbidez, fósforo total e especialmente alta densidade de E. coli, devido fortes influências das ações antrópicas, poluição dos rios e do descarregamento inadequado do esgotamento sanitário da região.

### **Evolução do IQA**

O monitoramento apontou uma melhora nos padrões de qualidade das águas em alguns rios da Região Hidrográfica do Paraguai, especialmente no Rio Cuiabá e no Rio Vermelho. No entanto, em alguns trechos, principalmente próximos a áreas urbanas, os resultados apontam importantes processos de poluição orgânica.

Em síntese, os pontos considerados RUIM no IQA, há registro de 01 ocorrência na sub-bacia do Rio Cuiabá em 2016, passando a 02 ocorrências em 2019. Porém, nota-se uma evolução na classificação do IQA, com um progresso gradativo de 05 ocorrências BOA em 2015, para 18 ocorrências até 2019. A sub-bacia do Rio São Lourenço no período de 2015 a 2017, também revelou 03 ocorrências RUIM, com melhora em 2018 e 2019, já que não houve repetição do resultado negativo, muito pelo contrário, ocorreu aumento de classificações BOA. A sub-bacia do Rio Paraguai em 2017 apresentou 03 ocorrências RUIM, entre 2018 e 2019 houve uma melhora na qualidade da água desta sub-bacia, pois nenhuma estação obteve classificação negativa (Figura 4). Na maior parte dos casos os parâmetros que influenciaram a qualidade da água das estações consideradas RUIM foram alta densidade de E. coli, altas concentrações de fósforo total, valores elevados de turbidez, baixos valores de pH e baixas concentrações de oxigênio dissolvido.





**Figura 4: Mapa das estações monitoradas na Região Hidrográfica do Paraguai e classificação do IQA médio ao longo dos anos de 2015 e 2019.**

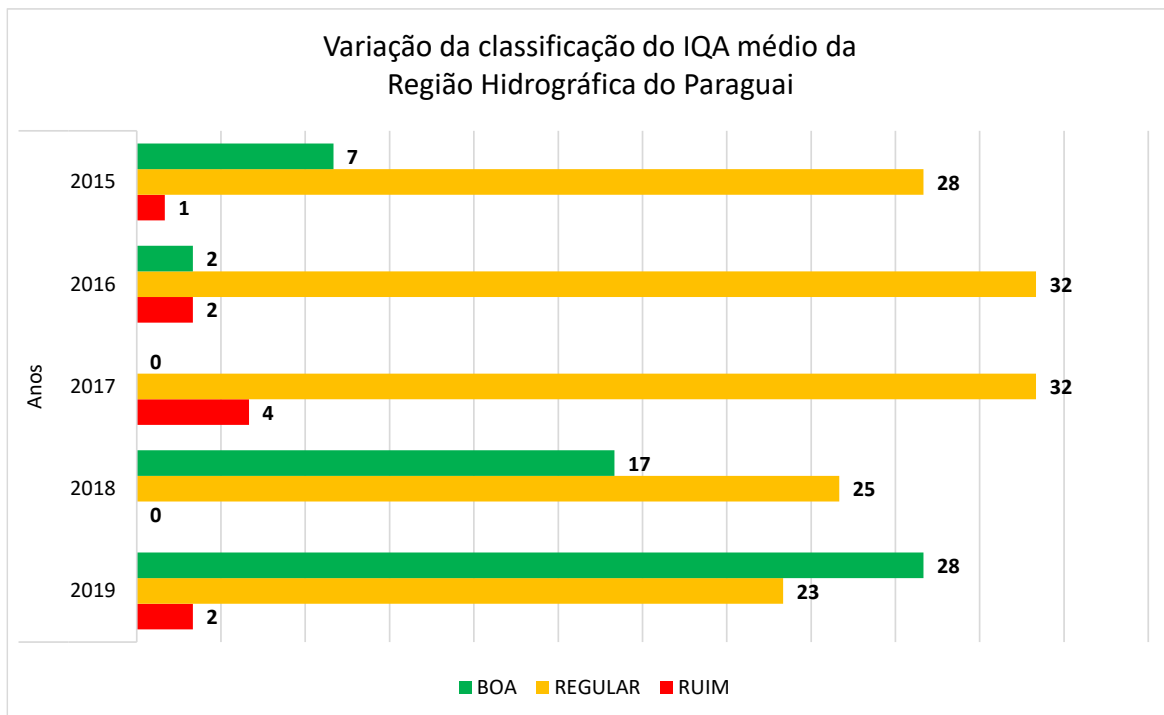
A sub-bacia do Rio Cuiabá apresentou variação dos resultados no decorrer dos cinco anos de estudo, revelando um agravamento da qualidade das águas onde o número de estações classificadas como BOA (em 2015) decaem de cinco para nenhuma em 2016 e 2017, ocorrendo ainda o surgimento de uma estação qualificada como RUIM. Nos anos seguintes a classificação do IQA desta sub-bacia tem importante evolução, passando em 2018 de três estações com classificação BOA para onze em 2019. Em 2016, a estação Rio Cuiabá - Jusante do Córrego São Gonçalo, Córrego do Moinho - Ponte sobre a Av. Arquimedes e o Rio Pari - Ponte, ambas em 2019 apresentaram IQA Médio RUIM.

O monitoramento de qualidade do Rio Cuiabá revela que as estações dentro do perímetro urbano da capital e região metropolitana, especialmente as estações Rio Cuiabá - Jusante Córrego do Barbado e Rio Coxipó - Ponte Avenida das Torres, estão sob forte influência da mancha urbana, e por isso, tem apresentado concentrações elevadas de poluentes, evidenciados tanto pelos gráficos (Figura 3), quanto pelos valores de IQA em diversas campanhas entre os anos amostrados (Figura 4). Apesar disso, os resultados de IQA demonstraram uma melhora na qualidade da água do Rio Cuiabá no período de 2018 a 2019, comparado ao período de 2015 a 2017.

A Sub-bacia do Rio São Lourenço apresentou um predomínio de estações com classificação REGULAR, verificando-se que no período de 2015 a 2017 apenas uma estação (Rio São Lourenço – Fátima) obteve classificação BOA. Em 2018 o mesmo resultado unitário de estações com IQA médio BOA ocorre no ponto monitorado da Ponte MT 270 (Rio Vermelho) e Campo Verde (Rio São Lourenço), no ano subsequente observa-se uma degradação na qualidade das águas, onde todas estações foram classificadas como REGULAR (Figura 4). Com esses resultados, constata-se claramente o efeito das pressões antrópicas demonstrando a influência do processo de urbanização sobre a qualidade da água, evidenciada na estação Rondonópolis – Rio Vermelho localizada dentro do município de mesmo nome da estação, que apresentou IQA médio com classificação RUIM no período de 2015 a 2017.

Na sub-bacia do Rio Paraguai nota-se melhora progressiva da qualidade das águas em 2018 e 2019 em relação aos anos anteriores, havendo aumento do número de pontos com IQA médio com classificação BOA (Figura 3). Embora em 2017 três estações, sendo elas Ponte Distrito de Nova Fernandópolis no Rio Sepotuba, estação Porto Estrela e Jusante Cáceres ambas localizadas no Rio Paraguai apresentarem IQA médio RUIM, no geral os rios desta sub-bacia obtiveram melhores resultados nas análises físico-químicas, mesmo com valores de oxigênio dissolvido abaixo do estabelecido pela legislação vigente, especialmente em períodos chuvosos. Cabe ressaltar, que no Rio Paraguai vários parâmetros têm influência da sazonalidade do ciclo hidrológico.

De modo geral, na Região Hidrográfica do Paraguai há uma prevalência de estações com classificação de IQA médio REGULAR no período de 2015 a 2017, uma piora da qualidade da água pode ser observada no ano de 2017, que deixou de apresentar estações com classificação BOA e passou a apresentar um aumento no número de estações com classificação RUIM (Figura 5). De 2018 a 2019 o IQA da Região Hidrográfica do Paraguai apresentou um avanço na qualidade das águas, com crescimento de estações classificadas como BOA, porém duas estações apresentaram IQA médio RUIM (em 2019) no rio Pari e Córrego do Moinho na sub-bacia do rio Cuiabá. Recomenda-se que ações de intervenção sejam planejadas e executadas para atacar esse problema emergente, que pode comprometer os usos múltiplos da água nessas estações, principalmente a pesca, o lazer e o abastecimento público, que são os usos mais comuns nesses rios.



**Figura 5: Variação da classificação do IQA médio localizados na Região Hidrográfica do Paraguai no Mato Grosso, entre os anos de 2015 a 2019.**

### Considerações Finais

Os resultados do IQA indicaram que os rios da Região Hidrográfica do Paraguai têm apresentado uma tendência de melhora gradativa de qualidade no período de 2018 a 2019, em contraponto a tendência de piora observada nos anos de 2015 a 2017. No entanto, o Rio Cuiabá e Coxipó dentro do perímetro urbano da capital e região metropolitana em Várzea Grande, o Rio Vermelho dentro do perímetro urbano de Rondonópolis e o Rio Paraguai no município de Cáceres em todo o período monitorado apresentou comprometimento da qualidade das suas águas.

É importante ressaltar ainda que nem todas as alterações na qualidade da água dos rios de Mato Grosso tiveram causas antrópicas. Alguns rios apresentaram alterações na qualidade de suas águas devido à processos naturais promovidos pela sazonalidade do ciclo hidrológico, uma vez que Mato Grosso possui um ciclo hidrológico sazonalmente bem demarcado, com meses chuvosos e com meses secos, o que determina mudanças na estrutura e dinâmica dos ecossistemas.

Conclui-se que a maioria dos parâmetros analisados nas estações de monitoramento apresentaram valores dentro dos limites da Resolução Nº 357/2005 do CONAMA para corpos d'água de Classe II, demonstrando que as águas dos rios da Região Hidrográfica do Paraguai em Mato

Grosso, podem ser destinadas para os usos previstos legalmente, tais como: abastecimento público após tratamento convencional, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário (conforme Resolução CONAMA 274/2000), irrigação de hortaliças, aquicultura, atividades de pesca, etc.

Porém, recomenda-se que ações de intervenção integradas entre o poder público municipal, estadual e federal sejam planejadas e executadas para minimizar os impactos antrópicos constatados em alguns rios desta Região Hidrográfica, principalmente dentro de perímetros urbanos de municípios de Mato Grosso com maior densidade populacional. A proteção dos recursos hídricos é essencial para assegurar a qualidade da água para consumo humano, o equilíbrio ecológico do ecossistema aquático e a manutenção da vida nestes ambientes.

### Referências Bibliográficas

ANA, Agência Nacional de Águas; 2017. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: relatório pleno. Brasília, DF: ANA, 169p.

APHA, American Public Health Association; 2017. Standard Methods for the Examination of Water, 23 th edition.

BRASIL, Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 05, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. Diário Oficial da União, Brasília, nº 190, Seção 1, p. 360, 03 out. 2017.

CETESB, Companhia Ambiental do Estado de São Paulo; 2011. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidas. São Paulo: CETESB, Brasília: ANA, 326p.

CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, nº 53, p. 58-63, 18 mar. 2005.

CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. Diário Oficial da União, Brasília, nº 018, p. 70-71, 08 jan. 2001.

CONAMA, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução 454, de 1º de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Diário Oficial da União, Brasília, nº 216, seção 01, p. 66, 08 nov. 2012.

FEMA/MT, Fundação Estadual do Meio Ambiente de Mato Grosso. Relatório da Qualidade da Água dos Principais Rios da Bacia do Alto Paraguai: Resultados Preliminares 1º Semestre/95. Cuiabá, 1995.

IBGE, Instituto de Geografia e Estatística; 2016. Cidades. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/panorama>>. Acesso em: 27 de março de 2019.

Lima, E. B. N. R. Modelagem Integrada para Gestão da Qualidade da Água na Bacia do Rio Cuiabá. 2001. 184 f. Tese de Doutorado - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

Mato Grosso. Lei nº 11.088, de 09 de março de 2020. Dispõe sobre a Lei de Política Estadual de Recursos Hídricos, institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos e dá outras providências. Diário Oficial de Mato Grosso, Cuiabá, 2020.

Ministério do Meio Ambiente. Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai. Brasília: MMA, 2006.

Moreno, G.; Higa, T. C. S; 2005. Geografia de Mato Grosso – Território, Sociedade, Meio ambiente. 1 ed. Cuiabá: Entrelinhas, 296p.

Musis, C. R.; 1997. Caracterização Climatológica da Bacia do Alto Paraguai. Dissertação de Mestrado - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 1997.

Zanini, L. S. G.; 2000. Impactos nos recursos hídricos causados por práticas agropecuárias. Boletim Gaúcho de Geografia, n. 26, p. 216-225.

# 6<sup>o</sup> SSS

Simpósio sobre Sistemas Sustentáveis

- PARTE IV -

**Poluição Atmosférica, Aquecimento Global e  
Mudanças Climáticas**

---

# ESTUDO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS DO MUNICÍPIO DE MONTEIRO-PB, BRASIL

| ID 18697 |

**1Salatiel Ewen Braga, 2Raimundo Mainar de Medeiros, 3Manoel Vieira de França, 4Fernando Cartaxo Rolim Neto, 5Wagner Rodolfo de Araújo, 6Romildo Morant De Holanda, 7Luciano Marcelo Fallé Saboya, 8Márcia Liana Freire Pereira**

*1Universidade Federal Rural de Pernambuco, salatiel\_braga@hotmail.com; 2Universidade Federal Rural de Pernambuco, mainarmedeiros@gmail.com; 3Universidade Federal Rural de Pernambuco, manovieiraufupe@gmail.com; 4Universidade Federal Rural de Pernambuco, fernandocartaxo@yahoo.com.br; 5Universidade Estácio de Sá, wagneraraujops@gmail.com; 6Universidade Federal Rural de Pernambuco, romildomorantpesquisador@gmail.com, 7Universidade Federal de Campina Grande, lsaboya@hotmail.com, 8Universidade Federal de Campina Grande, liana.freire@gmail.com*

**Palavras-chave:** Variabilidade Climática; Irregularidade Pluvial; Madrugadas Quentes.

## Resumo

Nos debates atuais muito se é discutido sobre as alterações no clima, essa temática é debatida em diversas esferas buscando um ponto comum, a geração de políticas públicas para as comunidades mais afetadas por essas mudanças. Essas mudanças além de afetar a vida dos seres humanos, interferem também na biodiversidade, principalmente em áreas que já estão em processo de degradação ambiental, essas áreas podem ter uma aceleração nos processos de desertificação ocasionada pela redução na evapotranspiração, que implica em reduções pluviométricas. Nas últimas décadas, vem se observando uma crescente preocupação com as oscilações climáticas, seus ciclos e as várias consequências que o clima pode estar acarretando a sociedade. Outra questão discutida na mídia são os impactos provocados pelo homem ao meio ambiente, o qual tem exercido uma considerável influência na variabilidade climática, a atividade humana é um fator determinante no aquecimento terrestre. Em decorrência disso são levantadas questões que tentam explicar a relação do clima nas mais diversas esferas globais onde a sociedade está incluída como na cultura, na economia, na saúde, dentre outros, possibilitando melhor compreensão de como algum tipo de alteração climática pode influenciar no cotidiano da humanidade. A variabilidade climática de uma região exerce importante influência nas diversas atividades socioeconômicas, especialmente na produção agrícola. Sendo o clima constituído de um conjunto de elementos integrados, determinante

para a vida, este adquire relevância, visto que sua configuração pode facilitar ou dificultar a fixação do homem e o desenvolvimento de suas atividades nas diversas regiões do planeta. Dentre os elementos climáticos, a precipitação tem papel preponderante no desenvolvimento das atividades humanas, produzindo resultados na economia. A maioria dos estudos sobre precipitação pluviométrica utiliza como método geral a definição de tendências pluviométricas em longos períodos de tempo, para que se possa analisar a variabilidade real dos valores médios, os totais de precipitação são normalmente distribuídos, o que permite uma análise mais confiável, exceto em áreas onde a precipitação anual seja inferior a 750 mm. Nesse sentido, a grande dificuldade de proceder a tal análise residiria na escassez de dados climáticos confiáveis, principalmente para longo período de tempo. As variações dos elementos meteorológicos como a umidade relativa, temperatura do ar e da precipitação contribuem de forma significativa para o bem estar do ser humano, animal e vegetal, com esta visão, objetiva-se analisar as oscilações da umidade relativa do ar, temperatura mínima do ar e da precipitação, enfocando tais variações como um meio para compreender futuras mudanças. Para a realização do estudo foram utilizados dados de precipitação, temperatura mínima do ar e umidade relativa do ar mensal e anual no período de 1962 a 2019. A elevação e a latitude são as variáveis fisiográficas que melhor explicam a variação da temperatura mínima do ar na área de estudo, essa variação ocorreu de forma mais intensa no período das madrugadas deixando o tempo mais instável e aquecido pela madrugada na última década. As precipitações com intensidade irregular podem causar ocorrência de veranicos, ou seja, chuvas com distribuição espacial e temporal irregulares, provocando déficits hídricos no solo, tendo efeito direto nos cultivos agrícolas, como redução no desenvolvimento da planta, abortamento e queda das flores, enchimento dos grãos ou até mesmo a perda total da plantação. Os resultados apresentados indicam possíveis variações climáticas na temperatura mínima do ar e na umidade relativa do ar, apontando para tendência de condições mais quentes e chuvosas.

### **Introdução**

Para Braganza et al (2003) estudos devem usar a temperatura média global da superfície para estabelecer o grau e o significado das mudanças do clima durante o último século. A razão disso é a esperança de que a temperatura média global responda a mudança nessa forçante radiativa associada com os gases do efeito estufa e aerossóis da atmosfera. As mudanças climáticas se refletem nas alterações das variáveis meteorológicas: precipitação pluvial, temperatura do ar, vento, radiação solar e umidade relativa do ar, ou seja, nas variáveis representativas do clima que ao longo do tempo gera modificação climática. A temperatura média global também é um indicador simples da



variabilidade interna do clima em simulações com modelos e em observações. Também, ela geralmente é usada como o índice mais simples de variabilidade e de mudança do clima global.

Braga et al., (2020, 2021) e Caldas et al., (2021) destacam que estudos de em regiões municipais e em bacias hidrográficas são um grande norteador para a geração de políticas públicas voltadas a remediação da degradação ambiental que podem afetar os ciclos hidrológicos.

O conhecimento histórico das condições climáticas é importante para efetuar o planejamento dos cultivos e o manejo a ser realizado durante o ciclo das culturas, observando-se cuidadosamente a variabilidade da precipitação e a intensidade da evapotranspiração, o que pode ser evitado, ou, reduzindo ao máximo, a ocorrência de déficit hídrico em conformidade com Marengo et al (2004).

A precipitação é uma variável climática com a maior variabilidade no tempo e no espaço, razão por que o estudo de eventos extremos de precipitação diária máxima anual está relacionado, com danos severos, às atividades humanas em quase todas as regiões do mundo devido ao seu potencial em causar saturação hídrica do solo, escoamento superficial e erosão (IPCC, 2007; TAMMETS e JAAGUS, 2013).

Segundo Silva et al., (2008) outra característica dos regimes de chuva na região Nordeste, é a grande variação que se manifesta tanto na distribuição das precipitações ao longo do período chuvoso quanto nos totais anuais, em uma mesma localidade e ao longo dos anos.

A temperatura é um dos mais importantes elementos meteorológicos, pois traduz os estados energéticos e dinâmicos da atmosfera e conseqüentemente revela a circulação atmosférica, sendo capaz de facilitar e/ou bloquear os fenômenos atmosféricos de acordo com Dantas et al., (2000). Os seres vivos que povoam o planeta vivem adaptados à energia do ambiente. Além da variação diária, a temperatura varia também ao longo do ano, conforme a disposição da terra e da radiação solar. Assim, verifica-se que a temperatura do ar tem um efeito claro no desenvolvimento dos seres vivos, animal e vegetal, sendo necessária a utilização de métodos de estimativas de temperatura confiáveis e seguros para que se possa trabalhar com informações precisas.

Extremos de temperatura e precipitação têm sido estudados em escala global, nacional e regional. Em escala global, análises mais compreensivas dos extremos climáticos são discutidas no Quarto Relatório de Avaliação do IPCC (IPCC, 2007); nas escalas nacional e regional, têm sido desenvolvidos estudos das mudanças e seus impactos na Ásia, Pacífico Sul, Caribe, África, América do Sul e América do Norte, entre outros. Existem, porém consistências marcantes entre os resultados obtidos por esses estudos, em termos de temperatura, menos coerência espacial nos extremos de precipitação. (SANTOS et al., 2011) e YOU et al., 2010).

A temperatura do ar exerce influência sobre diversos processos vitais das plantas, como a fotossíntese, respiração e transpiração, refletindo no crescimento vegetal e, sobre os estádios de

desenvolvimento das culturas de acordo com Lucchesi (2011). Os valores das temperaturas do ar máximas e mínimas estão associados à disponibilidade de energia solar, nebulosidade, umidade do ar e do solo, vento (direção e intensidade) e a parâmetros geográficos como topografia, altitude e latitude do local, além da cobertura e tipo de solo segundo os autores Ometto (1981) e Pereira et al., (2002).

Medeiros et al., (2013) analisaram a variabilidade climática da umidade relativa do ar e da temperatura máxima do ar na bacia hidrográfica do Rio Uruçuí Preto – PI, Como resultado afirmam que as temperaturas máximas anuais aumentaram durante o período analisado, podendo acarretar vários problemas socioeconômicos, bem como, para a saúde humana. A partir dos dados, verificam que a umidade relativa do ar está diminuindo ao longo da série estudada, fato que pode estar relacionado com o aumento da temperatura e conseqüentemente com uma maior evaporação das águas. Sobre os totais pluviométricos anuais, nota-se que os valores estão aumentando gradativamente, sendo que esse aumento pode estar relacionado com o aumento da temperatura, que faz com que se tenha uma maior evaporação e conseqüentemente uma maior precipitação.

Um importante instrumento para a regulação do clima urbano, principalmente no controle da poluição atmosférica, na amenização da temperatura, no aumento da umidade, são as áreas verdes que proporcionam uma melhoria da qualidade de vida vegetal e animal segundo os autores Souch e Grimmond (2006); Zoulia (2009) e Shashua-Bar et al., (2010).

O conhecimento da quantidade de vapor da água existente no ar é essencial em vários outros ramos da atividade humana. Sabe-se, por exemplo, que a umidade ambiente é dos fatores que condicionam o desenvolvimento de muitos micros organismos patógenos que atacam as plantas cultivadas e a própria transpiração vegetal está intimamente relacionada com o teor de umidade do ar adjacente. É conhecida a influência da umidade do ar na longevidade, na fecundidade e na taxa de desenvolvimento de muitas espécies de insetos segundo Neto et al., (1976). A umidade atmosférica é um dos parâmetros utilizados para definir o grau de conforto ambiental para pessoas e animais e para um local em questão, ressalta-se que a manutenção da faixa ótima de umidade do ar constitui objeto de constante controle durante a armazenagem de inúmeros produtos.

Segundo Melo et al., (2011) a partir das séries climatológicas normais de temperaturas máxima, mínima e média, precipitação e umidade relativa do ar do INMET, fizeram-se os cálculos do balanço hídrico climatológicos para dois períodos: de 1931-1960 e 1961-1990 que foram utilizados na classificação climática e nas análises das indicações de mudanças climáticas no município de Teresina no estado do Piauí. Para isto, as metodologias de cálculo do saldo do Balanço Hídrico Climático foram utilizadas de acordo com Thornthwaite e Mather (1957) tal como as abordagens das mudanças climáticas e a classificação de Thornthwaite (1948).

Objetiva-se a entender as oscilações e a variabilidade temporal da umidade relativa do ar, da temperatura mínima do ar e da precipitação pluvial no município de Monteiro no período de 1962 a 2019. Visando a delimitação de regime que caracterize o trimestre úmido e quente para a área em estudo, assim como demonstrar a variabilidade da umidade relativa do ar, temperatura mínima do ar e da precipitação, mês a mês e anual.

### Material e Métodos

O município de Monteiro localizado no estado da Paraíba e na mesorregião da Borborema e microrregião do Cariri Ocidental, cujas coordenadas geográficas são: Latitude 07° 88' 50" Sul, longitude 37° 12' 69" Oeste e altitude de 604 metros (Figura 1).

O município de Monteiro encontra-se inserido nos domínios da bacia hidrográfica do Rio Paraíba, região do Alto Paraíba, onde se localiza sua nascente, na Serra de Jabitacá. Os principais tributários são: Rio Monteiro e os riachos secundários. Os principais corpos de acumulação são: açude Poções (29.861.560m<sup>3</sup>), Angiquinho, Pau D'Arco, Público do Estado, dentre outros. Todos os cursos d'água têm regime intermitente e o padrão da drenagem é do tipo dendrítico (CPRM, 2005).

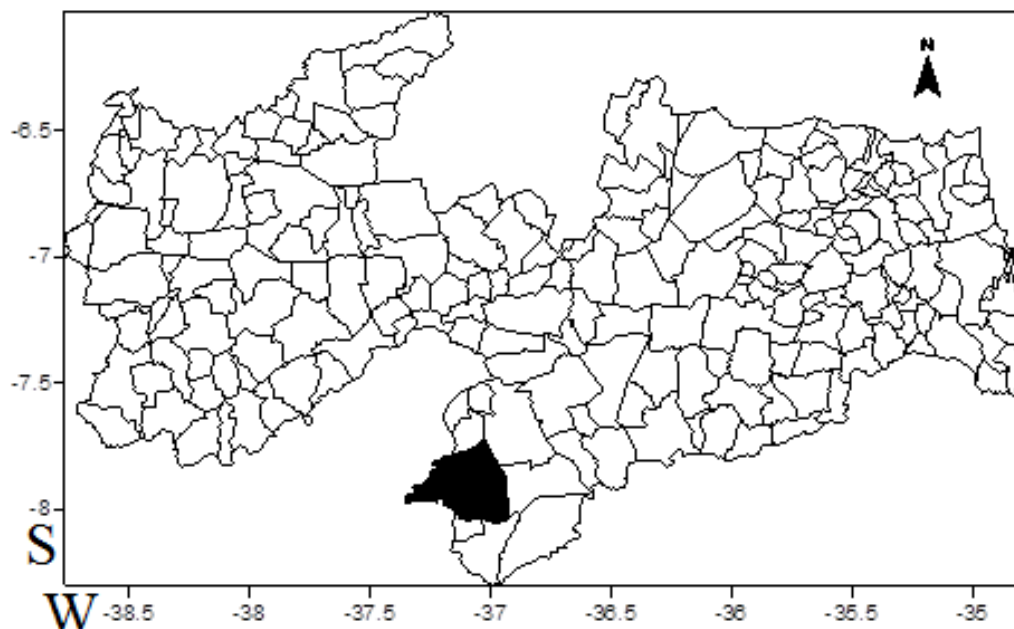


Figura 1. Localização do município de Monteiro no estado da Paraíba.

Fonte: Autores.

De acordo com a classificação de Köppen o clima da área de estudo é considerado do tipo BSh. Segundo a classificação de Thorntwaite para os cenários norma o clima é do tipo DA'S<sub>2</sub>Da', no cenário

chuvoso o clima é C<sub>2</sub>D'a, para o cenário regular tem-se um clima do tipo C<sub>2</sub>B'2a', para o cenário seco o clima é C<sub>2</sub>E'Ra. Em conformidade com INMET (2016) a temperatura média anual de 23,5°C, oscilando de 21,1 °C a 25,3 °C. A temperatura máxima anual é de 30,8 °C, sua amplitude térmica anual (diferença entre a temperatura máxima e mínima) é de 12,2 °C. A insolação total anual é de 2.729,8 horas e décimos, a cobertura de nuvem total anual é de 0,45 décimos, a intensidade do vento anual é de 2,7 ms<sup>-1</sup>. A umidade relativa do ar anual é 68,2%. A evapotranspiração anual é de 1.204,6 mm. A evaporação real 557,2 mm.

Utilizou-se dados de umidade relativa do ar, de temperatura mínima do ar precipitação pluvial da estação meteorológica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) do período de 1962 a 2019, os dados foram trabalhados e geraram-se os valores mensais e anuais. Após as etapas acima citadas foram feitos testes de consistência para ver-se a confiabilidade dos dados gerados e das informações que seriam passadas ou utilizadas para diversas finalidades, principalmente no setor agropecuário, irrigação, armazenamento e abastecimento de água, lazer e da saúde. Para o município de Monteiro - PB a confiabilidade dos dados é de 99%, com isto podemos trabalhar os dados mensais e anuais do referido município e ter-se a delimitação do seu trimestre mais úmido. Em relação ao trimestre mais úmido de umidade relativa do ar, tal trimestre é também representativo para o período chuvoso que são os meses de março, abril e maio.

Os dados trabalhados estatisticamente foram gerados por Medeiros (2016) onde se calculou as médias, os máximos e mínimos valores absolutos, desvio padrão em relação à média e seu coeficiente de variância.

### **Resultados e Discussão**

Na Tabela 1 tem-se a representação dos valores das umidades relativa do ar média, máxima e mínima absolutas para o município de Monteiro. Os valores médios têm sua flutuação mínima nos meses de outubro, novembro e dezembro oscilando entre 59 e 60,5%. Os meses de março a julho correspondem aos meses mais úmidos e sua oscilação vai de 71,2 a 77,2%. A média anual da umidade relativa do ar é de 68,2%. A umidade relativa máxima flui entre 76,2 a 93,3%, estas flutuações ocorrem devidas às atividades de eventos isolados seguidos de chuvas. A variabilidade da umidade relativa do ar mínima flui entre 47,7 a 64%, estas flutuações de mínimos valores são provocadas pela inibição ou falha nos transportes de umidade e vapor e conseqüentemente a ausência de chuvas.

**Tabela 1. Representação dos valores das umidades relativa do ar média, máxima e mínima absolutas para o município de Monteiro – PB.**

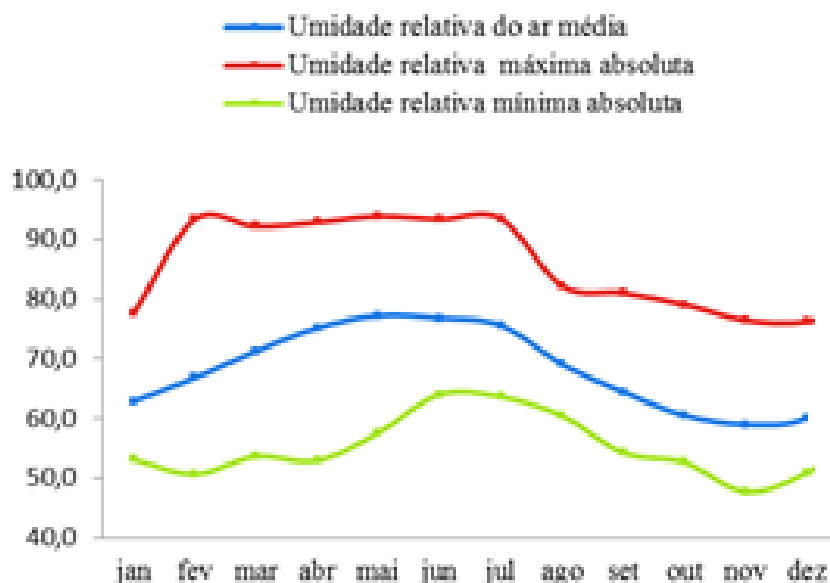
Meses/Parâmetros	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	anual
UR média	62,8	66,8	71,2	75,1	77,2	76,8	75,6	69,1	64,4	60,5	59,0	60,1	68,2
UR máxima absoluta	77,5	93,3	92,1	92,8	93,9	93,3	93,5	82,2	81,0	79,1	76,4	76,2	79,1
UR mínima absoluta	53,1	50,7	53,6	52,9	57,6	64,0	63,6	60,4	54,2	52,6	47,7	50,9	58,2

UR = Umidade relativa do ar

**Fonte: Autores.**

Na Figura 2 tem-se a representação da umidade relativa do ar climatológica, máxima e mínima absoluta para o município de Monteiro - PB.

Observam-se as oscilações da umidade relativa do ar média durante os meses onde seu quadrimestre úmido centra entre fevereiro e maio e o seu quadrimestre seco ocorrem entre os meses de agosto a novembro. As oscilações da umidade relativa do ar máxima absoluta ocorrem entre os meses de dezembro a maio e entre os meses de junho a novembro verificar-se as menores oscilações da umidade relativa do ar máxima absoluta fator este que coincidem com o período menos chuvoso. As variabilidades das oscilações mínimas absoluta da umidade relativa do ar ocorrem entre os meses de setembro a novembro, sendo seu mês crítico de novembro, vale salientar que os meses de maio e junho são os que apresentam os valores máximos dos mínimos absolutos.



**Figura 2. Umidade relativa do ar climatológica, máxima e mínima absoluta para o município de Monteiro - PB.**

**Fonte: Autores.**

Da análise dos dados de umidade relativa do ar representativos da área em estudo na distribuição média mensal e anual, foi possível estabelecer o quadrimestre úmido que ocorre nos meses de fevereiro a maio; A delimitação do quadrimestre úmido para a área estudada assemelha-se aos regimes observados por Strang (1972) para a precipitação. Tal delimitação caracteriza a ação predominante dos sistemas principais que atuam na geração da estação chuvosa.

Na Tabela 2 têm-se os valores das temperaturas do ar mínima média, máxima e mínima absoluta para o município de Monteiro - PB.

A temperatura média mínima do ar oscila entre 16 °C (agosto) a 20,3 °C (março) com temperatura mínima anual de 18,7 °C, seu trimestre frio são os meses: julho, agosto e setembro com oscilações entre 16 °C a 17,1 °C, os meses de novembro, dezembro a março registram-se as mínimas elevadas com flutuações entre 20,1 a 20,3 °C. A variabilidade da temperatura máxima da mínima absoluta oscila entre 21,8 °C (julho) a 26,6 °C (fevereiro), as oscilações das temperaturas mínimas absolutas ocorrem entre 13,3 no mês de julho a 18,4 °C nos meses de novembro e dezembro.

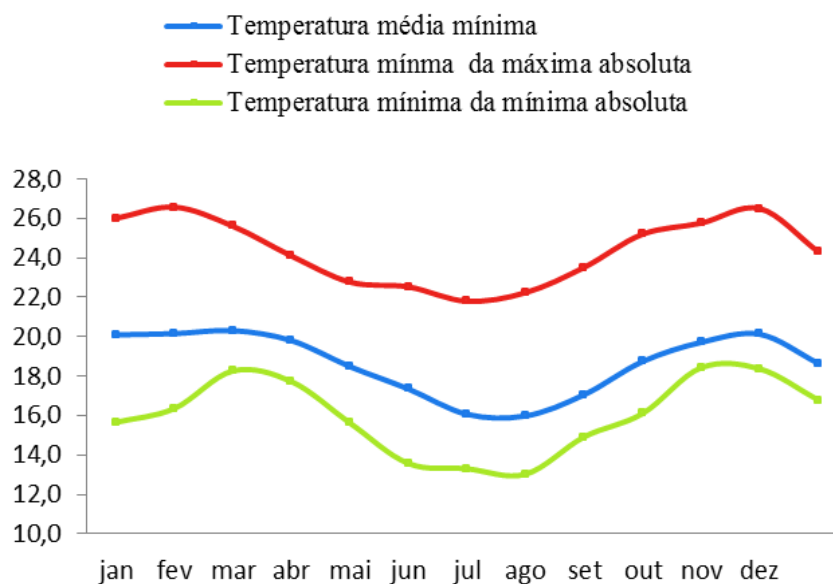
**Tabela 2. Temperatura do ar mínima média, máxima e mínima absoluta para o município de Monteiro - PB.**

	jan	fev	mar	abr	mai	Jun	jul	ago	set	out	nov	dez	anual
Temp. média	20,1	20,2	20,3	19,8	18,5	17,3	16,1	16,0	17,1	18,7	19,7	20,1	18,7
Temp. máxima absoluta	26,0	26,6	25,6	24,1	22,8	22,5	21,8	22,2	23,5	25,2	25,8	26,5	24,3
Temp.mínima absoluta	15,7	16,4	18,3	17,7	15,6	13,6	13,3	13,0	14,9	16,1	18,4	18,4	16,8

**Fonte: Autores.**

Na figura 3 tem-se a representação da temperatura mínima média do ar histórica, máxima e mínima absoluta para o município de Monteiro - PB.

A temperatura média mínima mais elevada ocorre entre os meses de outubro a março e suas médias mínimas menos elevadas fluem nos meses de julho a setembro. Por analogia ver-se o mesmo comportamento para as ocorrências das temperaturas máxima e mínima absoluta da área em estudo.



**Figura 3. Variabilidade da temperatura mínima média do ar histórica, máxima e mínima absoluta para o município de Monteiro - PB.**

**Fonte: Autores.**

A tabela 3 tem-se a variabilidade das oscilações das precipitações médias, máxima e mínimas absolutas para o município de Monteiro. A precipitação anual climatológica é de 627,7 mm do

período de 1962 a 2015, a precipitação máxima e mínima absoluta registrada foi de 1.083,1 e 104,9 mm respectivamente. O quadrimestre chuvoso centra-se entre os meses de janeiro a abril com oscilações de 68,1 a 125,1 mm. O quadrimestre seco esta contido entre os meses de agosto a novembro com oscilações entre 8,1 a 15,3 mm. Nos meses de maiores índices pluviométricos (dezembro a maio) chove 79,32% da precipitação histórica e nos meses de junho a novembro onde ocorrem os menores índices pluviométricos e chove 20,68% da precipitação histórica.

As precipitações máximas e mínimas absolutas registradas foram de 1.083,1 e 104,9 mm respectivamente, as maiores intensidade de chuvas máximas mensais ocorrem nos meses de janeiro, fevereiro, março, abril e maior conforme tabela 3. Os menores índices de precipitação mínima absoluta registrada ocorreram no mês de abril com oscilações com 5 mm.

Na Figura 4 tem-se a representação da precipitação climatológica, máxima e mínima absoluta para o município de Monteiro - PB.

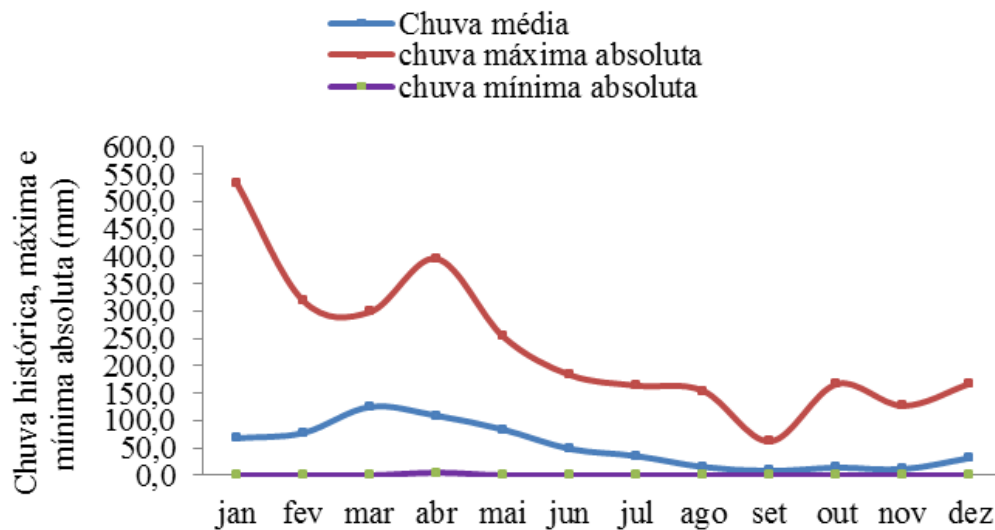
**Tabela 3. Precipitação média, máxima e mínima absolutas para o município de Monteiro - PB.**

	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	anual
Prec. média	68,1	77,6	125,1	109,0	83,6	48,3	35,3	15,3	8,1	14,0	11,4	31,8	627,7
Prec. máx. abs.	534,2	318,9	298,4	395,9	253,3	183,4	164,0	154,4	62,2	166,7	127,0	167,6	1083,1
Prec. mín. abs.	0,0	0,0	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	104,9

**Fonte: Autores.**

Observam-se as oscilações da precipitação média durante os meses onde seu trimestre chuvoso centra entre fevereiro e abril e o seu trimestre seco ocorrem entre os meses de agosto a outubro. As oscilações da precipitação máxima absoluta ocorrem entre os meses de dezembro a abril, entre os meses de maio a novembro registraram-se menores oscilações da precipitação máxima absoluta, fator que coincidem com o período menos chuvoso. As variabilidades das oscilações mínimas absoluta da precipitação ocorrem entre os meses de junho a dezembro, sendo os seus meses críticos, vale salientar que os meses de janeiro a abril são os que apresentam os máximos dos mínimos absolutos.





**Figura 4. Precipitação climatológica, máxima e mínima absoluta para o município de Monteiro - PB.**

**Fonte: Autores.**

### Considerações Finais

A elevação e a latitude são as variáveis fisiográficas que melhor explicam a variação da temperatura mínima do ar na área de estudo, demonstram mudanças nas suas oscilações no período das madrugadas deixando o tempo mais instável e aquecido na última década.

Precipitações pluviométricas irregulares podem causar ocorrência de veranicos, ou seja, chuvas com distribuição espacial e temporal irregulares, provocando déficit na recarga hídrica dos aquíferos, formação de voçorocas, déficits hídricos no solo, tendo efeito direto nos cultivos agrícolas, como redução no desenvolvimento da planta, abortamento e queda das flores, enchimento dos grãos ou até mesmo a perda total da plantação.

Os resultados apresentados indicam possíveis variações climáticas na temperatura mínima do ar e na umidade relativa do ar, apontando para tendência de condições mais quentes e chuvosas;

As flutuações da temperatura mínima do ar decorrem dos sistemas sinóticos atuantes na época do período chuvoso e do período seco tal como dos impactos no meio ambiente e estas flutuações podem estarem relacionadas com os fatores provocadores e/ou inibidores dos índices pluviométricos interregionais;

Destaca-se a importância desse estudo pela possibilidade de gerar subsídios para criação de medidas mitigadoras para a área de estudo.

## Agradecimentos

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão de bolsa de Pós-doc, ao grupo Polus e ao GeoLab-UFRPE.

## Referências Bibliográficas

- Braga, S. E.; Caldas, A. M.; Rizzi Neto, E.; Silva, L. J. De S.; Perônico, A. M. B. L.; Wanderley, R. A., Freitas, P. M. L. De; Lima, J. R. De; Cunha, C. R. R. O. Da; Abreu, B. S. (2021). Environmental conflict of land use in Tapacurá-PE hydrographic basin. *Research, Society and Development*, 10(2), e52310212833. <https://doi.org/10.33448/rsd-v10i2.12833>
- Braga, S.E., Wanderley, R.A., Holanda, T.F., Caldas, A.M. (2020). Aplicação da Análise Hierárquica para mapeamento de risco de inundação: O caso no município de Limoeiro (Pernambuco - Brasil). *Meio Ambiente (Brasil)*, v.2, n.1, p.57-66. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3969577>
- Braganza, K.; Karoly, D. J.; Hirst, A. C.; Mann, M. E.; Stott, P.; Stouffer, R. J.; Tett, S. F. B.; 2003. Simple indices of global climate variability and change: Part I - variability and correlation structure, *Climate Dynamics*, v.20, n.5, p.491-502.
- Caldas, A. M.; Rolim Neto, F. C.; Rodrigues, A. De C. F.; Moura, A. E. S. S. De .; Silva, E. R. Da .; Possas, J. M. C.; Sena, J. R.; Braga, S. E.; Silva, L. J. De S. .; Rizzi Neto, E.; Perônico, A. M. B. L. .; Feitosa, T. H. S.; Santos, A. H. De O.; Souza, I. A. De; Corrêa, M. M. . Morphometry, physical-chemical and microbiological water quality aspects and anthropic actions in a watershed in the Atlantic Forest region, Brazil . *Research, Society and Development*, [S. l.], v. 10, n. 5, p. e12210514656, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i5.14656.
- CPRM, Serviço Geológico do Brasil; 2005. – *Projeto Cadastro de Fontes de abastecimento por água subterrânea – Diagnóstico de Fontes do município de Monteiro/PB*. Recife: CPRM/ PRODEEM, p19.
- Dantas, R. T.; Nóbrega, R. S.; Correia, A. M.; Rao, T. V. R.; 2000. Estimativas das temperaturas máximas e mínimas do ar em Campina Grande - PB. *Congresso Brasileiro de Meteorologia*, Rio de Janeiro, 11. Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro. SBMET, p. 534-537.
- IPCC. Intergovernmental Panel On Climate Change.; 2007. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: University Press, Cambridge: United Kingdom, 976p.
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia; 2016. *Normais climatológicas Instituto Nacional de Meteorologia*. Brasília – DF.
- Köppen, W.; Geiger, R.; 1928. “Klimate der Erde. Gotha: Verlag Justus Perthes”. Wall-map 150cmx200cm.
- Lucchesi, A. A.; 2011. *Fatores da produção vegetal*. In: CASTRO, P. R. Ecofisiologia da produção agrícola. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, p. 12-22. 2011.
- Magalhães, A. O. *Análise ambiental do alto curso da microbacia do rio da Batateira no município do Crato/Ce: subsídios ao zoneamento ecológico-econômico*. Dissertação (Mestrado) –Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.
- Marengo, J. A. Climatology of the low-level Jet East of the Andes as Derived from NCEPNCAR Reanalyses: Characteristics and Temporal Variability. *Journal of Climate*, v.17, n.12, p.2261-2280, 2004.

- Medeiros, R. M. Banco de dados hidrometeorológicos e suas análises para municípios do Nordeste do Brasil. p.225. 2015.
- Medeiros, R. M.; Sousa, F. A. S.; Gomes Filho, M. F.; Francisco, P. R. M. Variabilidade da umidade relativa do ar e da temperatura máxima na bacia hidrográfica do rio Uruçuí Preto. *Revista Educação Agrícola Superior*. v.28, n.2, p.136-141, 2013.
- Mélo, A. S.; Medeiros, R. M.; Melo, E. C. S.; Patricio, M. C. M.; Tavares A. L.; Azevedo, P. V. *Avaliação de mudanças climáticas a partir da classificação climática em Teresina (PI)* In: IV SIC - SIMPÓSIO Internacional de Climatologia, João Pessoa/PB. IV SIC - SIMPÓSIO Internacional de Climatologia. 2011.
- Neto, S. S.; Nakano, O.; Barbin, D.; Vila Nova, N. A. Manual de Ecologia dos Insetos. *Ceres*, São Paulo, 1976.
- Ometto, J. C. Bioclimatologia vegetal, *São Paulo: Ceres*, 440p. 1981.
- Pereira, A. R.; Angelocci, L. R.; Sentelhas, P. C. Agrometeorologia: fundamentos e aplicações práticas. Guaíba: Agropecuária, 2002. 478p.
- Santos, C. A. C.; Manzi, A. O. Eventos extremos de precipitação no estado do Ceará e suas relações com a temperatura dos oceanos tropicais. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.26, p.157-165, 2011.
- Silva, A. M.; Costa; D. L. C. R.; Lins, C. J. C. *Precipitações no Nordeste Brasileiro: tendências de variação e possíveis implicações na agricultura*. Anais...: V Semana do Meio Ambiente. 3 a 5 de junho de 2008 - Recife, PE.
- Strang, D. M. G. - *Análise climatológica das normas pluviométricas do Nordeste do Brasil*. São José dos Campos - CTA/IAE, p.70. 1972
- Shashua-Bar, L.; Potchter, O.; Bitan, A.; Boltansky D.; Yaakov, Y. Microclimate modelling of street tree species effects within the varied urban morphology in the Mediterranean city of Tel Aviv, Israel. *International Journal of Climatology*, v. 30, n. 1, p. 44-57, 2010.
- Souch, C.; Grimmond, S. Applied climatology: urban climate. *Progress in Physical Geography*, v. 30, n. 2, p. 270-279, 2006.
- Tammets, T.; Jaagus, J. Climatology of precipitation extremes in Estonia using the method of moving precipitation totals. *Theoretical and Applied Climatology* v.111, n.3-4, p.623-639, 2013.
- Thornthwaite, C.W. *An approach towards a rational classification of climate*. Geographical Review, London, v. 38, p. 55 - 94, 1948.
- Thornthwaite, C.W.; Mather, J.R. *The water balance*. Publication in Climatology N° 8, Laboratory of Climatology, Centerton, N. J. 1955.
- You, Q.; Kang, S.; Aguilar, E.; Pepin, N.; Flugel, W.; Yan, Y.; Xu, Y.; Zhang, Y.; Huang, J. Changer in daily climate extremes in China and their connection to the large scale atmospheric circulation during 1961-2003. *Climate Dynamics*, 2010.
- Zoulia, I.; Santamouris, M.; Dimoudi, A. Monitoring the effect of urban green areas on the heat island in Athens. *Environ. Monit. Assess*, n.

# ANÁLISE DOS OBJETIVOS DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL RELACIONADOS À MITIGAÇÃO DOS EFEITOS DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

| ID 18805 |

**1Angela Maria de Arruda, 2Bernardo Arantes do Nascimento Teixeira**

*1Universidade Federal de São Carlos, e-mail: angelaarruda@estudante.ufscar.br; 2Universidade Federal de São Carlos, e-mail: bernardo@ufscar.br*

**Palavras-chave:** Mudanças climáticas; ODS; Ondas de calor.

## Resumo

Os efeitos das mudanças climáticas têm sido recorrentes e têm impacto imediato sobre a vida dos indivíduos que moram principalmente em áreas urbanas densamente populosas, com infraestrutura deficitária e construções inadequadas às condições de conforto térmico e bem-estar dos moradores. A Agenda 2030 para Desenvolvimento Sustentável, aprovada em 2015 apresentou um conjunto de Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) voltados para a erradicação da pobreza, promoção da prosperidade compartilhada e promoção de gestão integrada e sustentável de ecossistemas e recursos naturais. Nesse sentido, pretende-se analisar como tais metas e indicadores abordam questões climáticas, no âmbito da mitigação de efeitos causados pelo aquecimento global, poluição térmica e o impacto na saúde dos indivíduos. Percebe-se que há vários estudos nacionais e internacionais que abordam o tema da mudança climática com foco nas doenças disseminadas por vetores, utilização de energia limpa e sustentável e metas para tornar as cidades mais resilientes e adaptáveis à nova situação climática. Esse trabalho discute particularmente, as propostas dos ODS 3, 7 e 13, a saber: saúde e bem-estar, energia limpa e acessível, ação contra a mudança global do clima, respectivamente, e apresenta as principais medidas e propostas que estão sendo adotadas para atingi-los, bem como sugestões para viabilizá-los.

## Introdução

Segundo Coll (2020), a maior frequência de eventos severos e catastróficos tais como enchentes, incêndios, ondas de calor, recordes de temperatura e aumento de eventos extremos, está relacionada com a interferência humana e evidencia a necessidade de rever modelos de

desenvolvimento. Para professora Ana Maria Heuminski de Ávila, do Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura (Cepagri) da Unicamp, as mudanças climáticas são esses eventos que estamos presenciando nos dias atuais e têm se repetido em curtos espaços de tempo, ultrapassando nosso senso de normalidade. Esses eventos intensos têm se manifestado com maior incidência e intensidade a partir dos anos 2000. O aquecimento exacerbado da atmosfera facilita a formação de nuvens mais intensas e retenção de umidade culminando em chuvas torrenciais.

No último semestre de 2019, várias inundações foram registradas nos estados de Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo com cerca de 70 pessoas mortas e dezenas de milhares de desalojados ou desabrigados. Eventos semelhantes foram relatados em países como Moçambique, Reino Unido, Estados Unidos, Indonésia e Índia corroborando a incidência global das mudanças climáticas, em especial as altas temperaturas, que no referido ano, bateram recorde incluindo a Antártica (COLL, 2020).

A ocorrência de tais eventos em todo mundo e sua intensidade faz repensar o impacto da ação humana e suas consequências no meio ambiente quanto às mudanças climáticas, aquecimento global e aos desastres.

Surgem daí iniciativas para conscientização das nações em torno do bem comum e desenvolvimento sustentável em regime de cooperação e parceira, entre elas a Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável, aprovada em 2015 pela ONU. Tal documento apresentou objetivos, metas e indicadores visando o desenvolvimento conjunto, integrado e participativo das nações para melhoria de três tópicos: erradicação da pobreza, promoção da prosperidade compartilhada e gestão sustentável e integrada de recursos naturais e ecossistemas (SILVA, 2015).

Neste trabalho, será abordado o eixo da gestão sustentável voltada à mitigação dos efeitos das mudanças climáticas sobre os recursos naturais, ecossistemas e seres humanos. Sob essa ótica serão apresentados os ODS 3, 7 e 13, a saber: saúde e bem-estar, energia limpa e acessível, ação contra a mudança global do clima, respectivamente, e apresentadas as principais medidas e propostas que estão sendo adotadas para atingi-los, bem como sugestões para viabilizá-los.

A gestão sustentável e integrada dos recursos naturais e dos ecossistemas remete à preocupação de implementar medidas imediatas e substanciais para viabilizar o desenvolvimento solidário e sustentável. Nesse cenário a tecnologia é vista como parceira para mitigar os efeitos das mudanças climáticas, respeitando o meio ambiente e tornando as cidades mais resilientes (SILVA, 2015).

O crescimento desenfreado das cidades e a exploração desmedida dos recursos naturais culminou em episódios de desequilíbrio ambiental e escassez de recursos naturais, vistos por muitos

como infinitos. Tal exploração inescrupulosa surtiu efeito no clima mundial, com ocorrência de eventos catastróficos tais como inundações, secas, regime de chuvas instável, que impactam de forma direta na vida cotidiana das pessoas, ceifando muitas vezes suas vidas.

A conscientização por parte dos governos é crucial para incutir na população o senso de responsabilidade por suas atitudes e atividades econômicas. O consumo racional, evitando o desperdício, a colaboração mútua entre nações para produção de alimentos com mínimo impacto ambiental e a preservação das matas e recursos naturais são tópicos cruciais para alcançar o desenvolvimento sustentável.

### **Método**

Para este artigo, foi realizada a revisão dos 3 objetivos principais relacionados à questão ambiental (ODS 3, 7 e 11), às mudanças climáticas e às propostas de melhorias para atingir as metas no mundo e no Brasil. Ainda foi discutido o nível de envolvimento do Brasil de acordo com o IV Relatório Luz da Sociedade Civil da Agenda 2030 de Desenvolvimento Sustentável (2020).

### **ODS e questões climáticas: situação global**

O ODS 3 trata da saúde e bem-estar de todos em todas as idades. É notável a influência das mudanças climáticas no regime de chuva/secas e disseminação de doenças vinculadas a vetores, como dengue, Leptospirose, malária, Chikungunya. As doenças transmitidas por vetores são responsáveis por mais de 17% de todas as doenças infecciosas, causando mais de um milhão de mortes anualmente (RETS, 2016).

Estudo realizado por Coelho-Zanotti e Massad (2012) concluiu que a cada 20 mm excedente da precipitação mensal tende a aumentar 31,5 % as internações por Leptospirose em São Paulo. Os fatores climáticos, temperatura, precipitação e umidade afetam a reprodução de ratos e transmissão da doença em cidades chinesas (HANSEN et al., 2015). O adoecimento de crianças foi verificado na Nigéria atingindo 49% das crianças que adoeciam uma vez a cada quatro meses e 31,8% a cada três meses. As principais ocorrências incluem infecções de pele no período seco e problemas pulmonares na estação chuvosa e úmida (OYEKALE, ADESANYA, 2012).

O grande desafio dos países em desenvolvimento é controlar o aumento desses vetores através de campanhas de educação da comunidade e conservação da limpeza dos espaços, tornando-os isentos de lixo e dejetos possíveis criadores de vetores. Segundo IPEA (2019), os fatores ambientais são responsáveis por elevada carga de doença nesses países. Cerca de 25% das mortes e doenças globais estão relacionadas a riscos ambientais: água poluída, saneamento e higiene inadequados; poluição do ambiente doméstico por combustíveis sólidos (madeira e carvão), com estimativa de 1,6

milhão de pessoas mortas ao ano por doenças respiratórias; poluição urbana gerada por veículos, indústrias e produção de energia, causa morte de 800 mil pessoas anualmente; e intoxicação por exposição excessiva e uso inapropriados de produtos químicos e agrotóxicos.

Além disso, as altas temperaturas causadoras das ondas de calor e estresse térmico também estão associadas a mortes por problemas cardiovasculares e desidratação principalmente em idosos. Segundo Scherer et al. (2013), aproximadamente 5% das mortes de maiores de 65 anos estavam associadas a altas temperaturas em Berlim, sendo menos relevante para mortalidade de pessoas com idade inferior.

A população marginalizada geralmente ocupa áreas informais, com vegetação escassa ou inexistente potencializando os efeitos das ilhas de calor e diminuindo o conforto e qualidade de vida. Munslow e O'Dempsey (2010) ressaltam que problemas de poluição e resíduos podem ter soluções tecnológicas, no entanto inundações e secas causam efeitos devastadores e crises humanitárias graves e merecem mais atenção.

O ODS 7 surge da necessidade de adotar energias alternativas e renováveis em detrimento da matriz de combustíveis fósseis amplamente utilizada ao redor do mundo. Goldemberg e Luncon (2007) apresentam um gráfico para elucidar o aumento da necessidade humana por energia de acordo com o nível de desenvolvimento (figura 1):

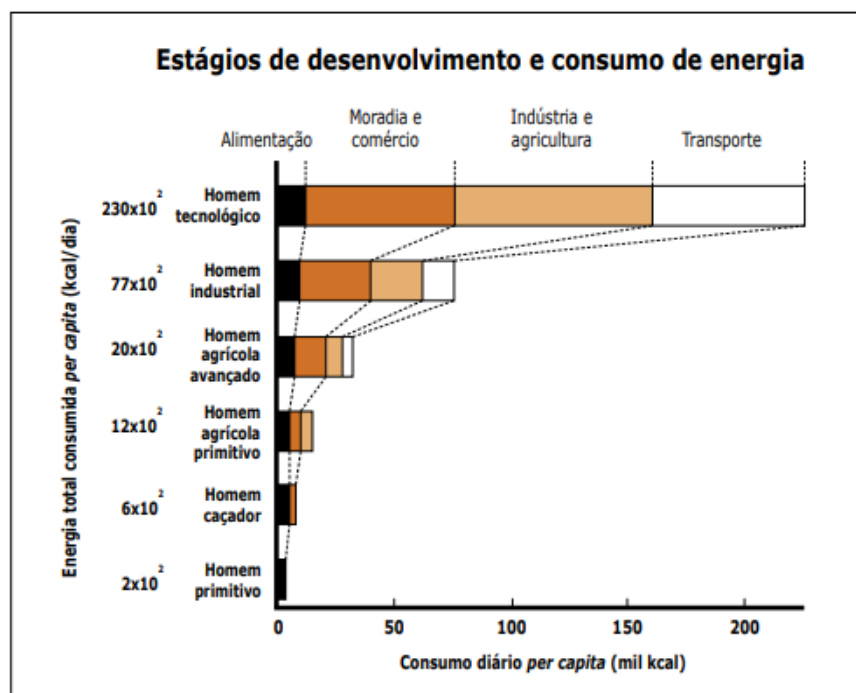


Figura 1: Estágios de desenvolvimento e consumo de energia.

Fonte: GOLDEMBERG, LUNCON (2007)

Percebe-se que a demanda por energia nas diversas esferas da vida humana aumentou expressivamente e a matriz essencialmente focada em combustíveis fósseis não é capaz de suprir as necessidades pelos seguintes motivos: limitação nas reservas disponíveis; impactos ambientais dos GEE; conflitos regionais que envolvem disputas por exploração do petróleo e pressões na dívida externa de países em desenvolvimento, dependentes da importação dos derivados do petróleo (GOLDEMBERG, LUNCON, 2007)

Para o ODS 7 espera-se que os governos adotem medidas para estimular a utilização de energia limpa e renovável. Salgado Junior et al. (2017) avaliaram o impacto da variação da matriz energética e da área das mudanças no uso da terra e na emissão de gases do efeito estufa entre os membros do G20, entre 1990 e 2010. A partir dos resultados, constatou-se que a maioria dos países reduziu o consumo de petróleo e de carvão. Na contramão, encontram-se países como África do Sul, Canadá e China que aumentaram o consumo de petróleo; já o aumento do consumo de carvão foi registrado na Austrália, Coreia do Sul, Indonésia, Japão e México.

Com relação às mudanças no uso da terra, Argentina, Austrália, Brasil, Coreia do Sul, Indonésia e México reduziram a área de floresta, potencializando a emissão de gases poluentes através das queimadas e da liberação direta de CO<sub>2</sub> pela ausência de vegetação, responsável pela captura de gases poluentes. Dos países analisados, somente Austrália e México melhoraram o desempenho ao longo dos anos. O Brasil e a Coreia do Sul diminuíram a participação das hidrelétricas (SALGADO JUNIOR et al., 2017). A queda na participação da matriz hidrelétrica pode ser justificada em razão da queda pluviométrica entre 2013-2017 (IPEA, 2019).

Em 2017, a geração de energia elétrica por fontes renováveis (hidráulica, eólica, biomassa, solar e outras), no Brasil, atingiu 80,4%. O país tem como vantagem riqueza em recursos naturais, tornando-o líder mundial em hidroeletricidade e em bioenergia, fontes que contribuem para diversos benefícios ambientais, reduções da emissão de GEE e a mitigação da elevação da temperatura global.

As fontes renováveis que incluem a bioenergia (derivados de cana-de-açúcar, madeira e outras matérias-primas), a eólica e a solar aumentaram sua participação de 28,6% em 2012 e 31,2% em 2017 (IPEA, 2019). De 2012-2017 a participação das energias não renováveis diminuiu de 57,6 % para 56,8%, com diminuição do uso do petróleo e aumento do uso de gás natural de 11,5% a 12,9% em virtude dos avanços tecnológicos e por ser uma fonte de energia mais limpa comparado aos derivados do petróleo (IPEA, 2019).

Em suma, as mudanças na matriz energética, especialmente a redução do consumo de combustíveis fósseis carvão e petróleo ou a substituição por gás natural, considerado menos poluente, tem efeitos benéficos na emissão de gases do efeito estufa. Quando as alterações na matriz



energética ocorrem em outras fontes renováveis, energia nuclear, hidrelétrica, tem-se melhorias na eficiência do sistema (SALGADO JUNIOR et al., 2017).

As metas apresentadas para o Brasil no campo da energia são apresentadas na tabela 1 proposta pelo Ministério de Minas e Energia através da NDC- Contribuição Nacionalmente Determinada.

**Tabela 1: Medidas indicativas para o setor de energia para 2030, conforme NDC brasileira**

Medida/Indicador	Contribuição indicativa para 2030
Bioenergia (etanol, biomassa de cana, biodiesel, outras biomassas)	Aumentar a participação para 18% da matriz energética
Matriz de energia elétrica	Alcançar 23% da geração a partir da eólica, solar e biomassa, incluindo geração distribuída e autoprodução; Atingir 66% de geração hidrelétrica
Participação de renováveis na matriz energética	Expandir participação de fontes renováveis na matriz energética para um patamar entre 28 e 33% (exceto hidrelétricas)
Eficiência energética	Alcançar 10% de ganhos de eficiência no setor elétrico
Matriz energética	Alcançar a participação estimada de 45% de energias renováveis na composição da matriz energética nacional

**Fonte: MME (2017)**

Percebe-se que as metas são interessantes no que tange os indicadores da Agenda 2030, porém a falta de empenho e financiamento por parte do governo federal tende a comprometer os objetivos propostos.

A mudança global do clima é preconizada nas ações do ODS 13. Segundo IPEA (2019), no Brasil, as metas são: ampliar a resiliência e a capacidade adaptativa a riscos e impactos resultantes da mudança do clima e a desastres naturais; integrar a Política Nacional sobre a Mudança do Clima (PNMC) às políticas, estratégias e planejamento nacionais; melhorar a educação, aumentar a conscientização e a capacidade humana e institucional sobre mudança do clima, seus riscos, mitigação, adaptação, impactos e alerta precoce; estimular a ampliação da cooperação internacional em suas dimensões tecnológica e educacional objetivando fortalecer capacidades para o planejamento relacionado à mudança do clima e à gestão eficaz, nos países menos desenvolvidos.

Mulvaney (2019) realizou um levantamento das nações que estão se esforçando para atingir as metas relativas às alterações climáticas. Os melhores classificados são: Marrocos, cuja Estratégia Nacional de Energia tem investido em usinas de energia solar e pretende produzir 52% da

eletricidade a partir de fontes renováveis até 2030; Gâmbia, através de programas para aumentar a geração de 80% da energia através de estações fotovoltaicas e restauração de 10.000 hectares de florestas, zonas úmidas e savanas e a Costa Rica que almeja produzir 100% da eletricidade de maneira renovável em 2021 e estimular o uso de automóveis elétricos e ampliou a taxa sobre a extração e exploração de petróleo até 2050.

### Resultados e Discussão

O GTSC A2030 (Grupo de Trabalho da Sociedade Civil para Agenda 2030) responsável pela edição do IV Relatório Luz da Sociedade Civil da Agenda 2030 de Desenvolvimento Sustentável (2020) avaliou as metas nas seguintes categorias:

- Retrocesso: quando as políticas ou ações pertinentes à meta foi descontinuada, mudada ou sofreu esvaziamento no orçamento;
- Meta ameaçada: ações ou inações repercutirão no alcance da meta;
- Meta estagnada: quando não houve avanço ou estagnação;
- Progresso insuficiente: desenvolvimento lento;
- Progresso satisfatório: meta em implementação com chances de ser atingida no prazo da Agenda 2030.

Tal relatório reflete a contribuição de 51 organizações e redes da sociedade civil. Os integrantes encontraram dificuldades para acessar às informações no levantamento do ano de 2020, sendo impossível encontrar dados públicos para avaliar as 18 metas (ECODEBATE, 2020).

No Brasil, um dos países protagonistas para sua aprovação no passado, o atual governo vetou a persecução das metas dos ODS no Plano Plurianual 2020-2023 (Lei nº 13.971, de 27 de dezembro de 2019) e extinguiu por meio do Decreto nº 9.759, de 11 de abril de 2019, a instância de governança dela no Brasil: a Comissão Nacional para os ODS (CNODS), que estava em pleno funcionamento (ECODEBATE, 2020).

O ODS 3 referente à saúde não apresentou resultados promissores com investimentos aquém do esperado principalmente em campanhas de conscientização para os riscos da hipertensão, sobrepeso e obesidade, que atingem 24,7 %, 55,4 % e 20,3 % da população e quando associados a ondas de calor podem causar mortes (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2018/2019). Quanto ao enfrentamento das doenças tropicais como a malária o país apresentou progresso satisfatório.

Com referência ao ODS 7 que preconiza o acesso confiável, sustentável, moderno e a preço acessível à energia limpa tem-se que a maior matriz energética do país, 54,7 % ainda é não renovável,

principalmente gás natural. A energia renovável mais utilizada (17,4 %) é obtida através da biomassa de cana (BALANÇO ENERGÉTICO NACIONAL, 2019).

Especificamente, o status das metas propostas até 2030 são os seguintes: o acesso universal, confiável, moderno e a preços acessíveis a serviços de energia (meta 7.1) está ameaçado; aumento substancial da participação de energias renováveis na matriz energética global) (meta 7.2) se encontra estagnada enquanto para a meta 7.3 (dobrar a taxa global de melhoria da eficiência energética) houve um retrocesso (GTSC A2030, 2020).

Quanto às metas de cooperação internacional para facilitar o acesso a pesquisa e tecnologias de energias limpas e expansão da infraestrutura e modernização da tecnologia para fornecimento de serviços de energia modernos e sustentáveis o grupo de estudos não obteve dados.

O relatório evidencia que as quatro metas do ODS 13 tiveram retrocesso e praticamente as políticas de mitigação das alterações climáticas inexistem no Brasil. As emissões de GEE mantiveram o patamar de 2010; as queimadas e desmatamento no Cerrado e Amazônia devastaram entre 2018 e 2019, 9762 km<sup>2</sup>, valor muito acima do proposto para 2020 de no máximo 3925 km<sup>2</sup> culminando no improvável cumprimento das metas propostas até 2025.

Comparando os registros de desastres naturais registrados no país de 2003 a 2018, foi registrado o maior número da história com diminuições pontuais nos anos de 2006 e 2009 (IPEA, 2019). Os mais recorrentes são a estiagem/seca, seguida de eventos ligados à movimentação de massa como deslizamento, inundações e enxurradas que aumentaram 48,5 %, 44,4% e 150% respectivamente.

Quanto às moradias em áreas de risco, em 2010, os municípios que lideraram em porcentagem de moradores em tais áreas, foram Salvador/ BA (45,5%), São Paulo/SP (6%) e Rio de Janeiro/RJ (7,0%). A prefeitura da capital do estado baiano propôs um plano com enfoque nas mudanças climáticas, redigido em parceria com a instituição alemã Consórcio WayCarbon- ICLEI, que dividiu o plano de ações em atividades de curto, médio e longo prazo. As metas de curto prazo (até 2024) estão em fase de execução. Foram realizados estudos das medidas que podem ser adotadas, elaborado o Plano de Mitigação e Adaptação de Salvador (2020) cujos objetivos incluem: neutralização das emissões de gases do efeito estufa até 2029, diminuir impactos das mudanças do clima em Salvador, compartilhamento de tecnologia e informação, encorajamento de práticas sustentáveis nos setores público e privado, monitoramento e aceleração de ações climáticas locais e promoção da resiliência, iniciativas e programas na área climática e em discussão com a comunidade e órgãos competentes.

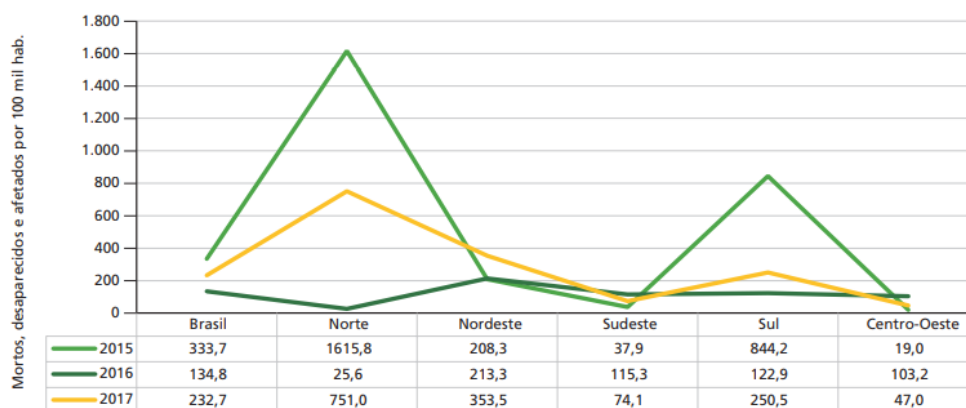
Travassos et al. (2020) analisaram o impacto de eventos climáticos sobre a vulnerabilidade das populações que moram em áreas de risco, especialmente em São Paulo. Foi relatado que a maioria dos eventos ambientais extremos no Brasil está associada à chuva, tais como inundações,

deslizamento de encostas ou secas prolongadas (PIVETTA, 2016). Em Salvador foram realizados estudos com previsão até 2100, com os principais bairros que serão afetados pelas inundações e deslizamentos e que merecem atenção especial, entre as propostas de mitigação encontram-se a implementação da solução verde, com plantio de árvores e manutenção da vegetação pré-existente e proibição de construção em áreas com declividade acima de 30%, principalmente nas periferias das cidades (PMAMC, 2020; MACHADO et al., 2019).

Independente do país, as construções de alto risco são aquelas realizadas em subúrbios pela população de baixa renda. Estas construções refletem o descaso das políticas públicas e de práticas governamentais ineficientes que não priorizam o bem estar dessa parcela da população. Conseqüentemente, eventos como chuvas fortes podem representar risco de morte a uma parcela significativa da população (TRAVASSOS et al, 2020).

No Brasil, as conseqüências e impactos das mudanças climáticas são sentidas com maior intensidade por populações mais pobres e não são capazes de mobilizar esforços para o cumprimento dos direitos humanos e civis e/ou interesse no campo da pesquisa (TORRES et al., 2020).

A taxa de mortalidade vinculada às catástrofes naturais é apresentada na figura 2. Nos anos de 2015 e 2017 a região Norte foi a mais afetada atingindo 1615,8 e 751 por 100 mil habitantes, respectivamente.



**Figura 2: Número de mortes, pessoas desaparecidas e pessoas diretamente afetadas atribuído a desastres por 100 mil habitantes- Brasil e Grandes Regiões (2015 – 2017).**

**Fonte: IPEA (2019)**

O investimento na prevenção de desastres foi menor em 11 anos, passou de 4,2 bilhões de reais em 2012 para 306,2 milhões em 2019. Isso desestimula os investimentos externos de países como

Alemanha e Noruega que no referido ano suspenderam sua colaboração ao Fundo da Amazônia. Diante da falta de protagonismo do governo federal, municípios e estados estão se mobilizando para atuarem frente aos desafios da mudança climática.

### **Recomendações e propostas de melhoria**

Quanto ao bem estar, saúde dos cidadãos e mitigação dos efeitos das mudanças climáticas, em especial as ondas de calor, iniciativas para tornar as cidades mais verdes e capazes de promover o resfriamento passivo tem ocupado espaço nas discussões sobre o conforto térmico dos usuários com mínimo impacto ambiental e gasto energético, visto que conforme a secretaria do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente, Martina Otto, até 40% da energia consumida por edifícios em todo mundo é destinada para resfriar ou aquecer os ambientes (UNEP, 2019).

São citados exemplos de sucesso como planos de telhados frios, programas de conscientização e estações de refrigeração em Ahmedabad na Índia, que desde 2013 evitou cerca de 1100 mortes por ano em decorrência das ondas de calor. A proposta de Melbourne, Austrália é plantar 3000 árvores e se beneficiar das suas vantagens como sombra, reflexão dos raios solares e liberação de umidade no ar com redução prevista de 4°C na temperatura anual (UNEP, 2019). Já Copenhague, na Dinamarca, usa água do mar para refrigeração distrital conseguindo reduzir emissão de CO<sub>2</sub> em até 30000 ton/ano.

No que se refere à implantação de energias limpas e renováveis, o referido relatório sugere a ampliação da governança da eficiência energética do país, garantia de recursos para realizar ações estruturantes na área, canalização dos recursos condizentes com a recuperação socioeconômicas, ampliação do uso de fontes renováveis oferecendo oportunidades de acesso para diferentes públicos e finalmente eliminar incentivos para a propagação da exploração e uso de combustíveis fósseis redirecionando tais investimentos para a matriz de recursos energéticos renováveis (GTSC A2030, 2020).

Dados do IEA (2019) mostram que, no Brasil, os setores industrial e de transportes são aqueles que mais consomem energia. O país tornou-se o pioneiro em 1975 a exigir a adição de etanol à gasolina. Com o avanço de tecnologia e produção, alcançou-se a produção dos veículos *flex* menos poluentes. A exemplo desse passo importante é interessante investir em energias renováveis e novas tecnologias ao invés de combustíveis fósseis (GOTEMBERG, LUCON, 2007).

Espera-se que até 2027, no setor de transportes haja melhoria na eficiência energética do sistema através dos avanços tecnológicos dos motores (motores híbridos); mudanças culturais no transporte individual; aumento da importância do modo rodoviário coletivo e priorização do transporte coletivo em vias preferenciais com economia de até 6% (IPEA, 2019).

Segundo o Ministério de Minas e Energia (2018), as tecnologias são aliadas na mitigação dos efeitos dos gases geradores do efeito estufa (GEE) e na busca por fontes de energia renováveis, reduzindo o ritmo das mudanças climáticas e impactos sobre a natureza e a sociedade.

É interessante verificar iniciativas na área de energia solar: Parque Solar do Deserto de Tengger na China, maior projeto solar do mundo, com área de 43 km<sup>2</sup>, composta por 25 usinas de energia solar individuais e capacidade de geração de 1,5 GW que ajudou o país a tomar a dianteira na produção de energia solar, à frente dos Estados Unidos e Alemanha (figura 3a). Outra iniciativa chinesa é a rodovia solar composta de painéis solares ao longo de 1 km. As placas são compostas por polímeros complexos, cobertas por concreto transparente, mais resistente que o asfalto (figura 3b). A estimativa de geração de energia é de até 1GW/h em 1 ano. Tal produção é capaz de abastecer as casas na vizinhança e equipamentos elétricos nas estradas. (ELYSIA, 2021)



(a)

(b)

**Figura 3: (a) Parque Solar do deserto de Tengger; (b) Rodovia solar Fonte: Elysia (2021)**

Quanto à implementação de sistemas para geração de energia solar no Brasil, vale ressaltar a preocupação com a região a qual se pretende instalar as usinas solares concentradas (CSP) e os painéis fotovoltaicos. A eficiência de tais sistemas é determinada de acordo com a temperatura e umidade do local: painéis fotovoltaicos funcionam melhor a baixas temperaturas enquanto o CSP opera melhor a altas temperaturas. Contudo para climas quentes e secos a demanda para refrigeração do sistema será maior. Em suma, o desafio é investir em pesquisas para aumentar a eficiência da energia solar (MINISTERIO DE MINAS E ENERGIA, 2018).

Na Califórnia, Estados Unidos tem-se o sistema de geração elétrico solar Ivanpah, apresentado na figura 4, maior usina solar térmica do mundo, com capacidade de geração de 392 MW, composta por três plantas diferentes com uma torre cercada por painéis. Tal tecnologia faz com que os painéis

concentrem energia do sol e direcionem para a torre que por sua vez aquece a água dentro das torres e transformam em vapor que acionam as turbinas ligadas aos geradores (ELYSIA, 2021).



**Figura 4: Sistema de geração elétrica solar Ivanpah.**

**Fonte: Elysia (2021)**

### **Considerações Finais**

A partir do apresentado, torna-se evidente a importância não só de discutir medidas para mitigação dos efeitos das mudanças climáticas, mas também de investir na implementação e na cooperação para difusão de tecnologias e iniciativas assertivas sobre o tema.

São inúmeros os casos de sucesso ao redor do mundo e também no Brasil, contudo nos últimos anos nosso país passou de vanguarda às últimas posições no combate ao desmatamento e às queimadas. A adoção de políticas negacionistas, leis dúbias e antiquadas desestimulam investimentos externos em ações de preservação, agricultura e pecuária sustentáveis, agravando mais a situação instaurada.

A visão equívoca e retrógrada da infinitude dos recursos naturais, em especial de combustíveis fósseis, que alavancaram o crescimento industrial, precisa cada vez mais perder espaço no discurso e nos incentivos fiscais dos governos federais e na vida das pessoas, a partir da adoção de energias renováveis e menos poluentes.

Espera-se com certo otimismo que as pressões externas pela retomada de investimentos nas áreas de prevenção a queimadas e desmatamento tenham efeito positivo sobre o planejamento do governo vigente e sejam alcançadas as metas dos objetivos de desenvolvimento sustentável discutidas nesse artigo.

## Referências Bibliográficas

Coelho-Zanotti, M. S. S.; Massad, E. 2012. The impact of climate on Leptospirosis in São Paulo, Brazil. *International Journal of Biometeorology*, v.56, p.233-41.

Coll, L. 2020. A estreita relação entre mudanças climáticas e o aumento de eventos extremos. Disponível em: <https://www.unicamp.br/unicamp/index.php/ju/noticias/2020/02/27/estreita-relacao-entre-mudancas-climaticas-e-o-aumento-de-eventos-extremos>. Acesso em: abril 2021.

Ecodebate, 2020. Relatório mostra Brasil mais longe do desenvolvimento sustentável. Disponível em: <https://www.ecodebate.com.br/2020/08/04/relatorio-mostra-brasil-mais-longe-do-desenvolvimento-sustentavel/>. Acesso em: abril 2021.

Elysia, 2021. Projetos de energia renovável no mundo. Disponível em: <https://elysia.com.br/projetos-de-energia-renovavel-mundo/>. Acesso em: abril 2021

Gottemberg, J.; Lucon, O. 2007. Energias renováveis: um futuro sustentável. *Revista USP*.

GTSC A2030 - Grupo de Trabalho da Sociedade Civil para Agenda 2030. 2020. IV Relatório Luz da Sociedade Civil da Agenda 2030 de Desenvolvimento Sustentável Brasil. Disponível em: [https://artigo19.org/wp-content/blogs.dir/24/files/2020/07/POR\\_RL\\_2020\\_Vs\\_4\\_MARI\\_SINGLEPAGE-compactado.pdf](https://artigo19.org/wp-content/blogs.dir/24/files/2020/07/POR_RL_2020_Vs_4_MARI_SINGLEPAGE-compactado.pdf). Acesso em: abril 2021.

Hansen, A. et al. 2015. Transmission of haemorrhagic fever with renal syndrome in China and the role of climate factors: a review. *Int. Journal of Infectious Diseases*, v.33, p. 212-18.

IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. 2019 Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/ods/ods13.html>. Acesso em: abril 2021.

\_\_\_\_\_. 2019. Cadernos ODS - Objetivo 13. Disponível em: [https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/livros/livros/191014\\_cadernos\\_ODS\\_objetivo\\_13.pdf](https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/livros/livros/191014_cadernos_ODS_objetivo_13.pdf). Acesso em: abril 2021.

Machado Junior, C.; Mantovani, D.; Pereira, R.; Bazanni, R. 2018. Do Brazilian cities want to become smart or sustainable? *Journal of Cleaner Production*. 199. 10.1016/j.jclepro.2018.07.072.

MNE - MINISTERIO DE MINAS E ENERGIA, 2018. Mudanças Climáticas e Desdobramentos sobre os Estudos de Planejamento Energético: Considerações Iniciais. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-227/topico-457/Mudancas%20Climaticas%20e%20Planejamento%20Energetico.pdf>. Acesso em: abril 2021.

Mulvaney, K. 2019. Alterações Climáticas: Países que Estão a Atingir as Metas. Disponível em: <https://www.natgeo.pt/meio-ambiente/2019/10/alteracoes-climaticas-paises-que-estao-atingir-metas>. Acesso em: abril 2021.

Munslow, B.; O'Dempsey, T. Globalization and Climate change in Asia: the urban health impact. *Third World Quarterly*, v.31, n.8, p.1339-56, 2010

ONU – Organização das Nações Unidas. 1945. Carta das Nações Unidas e Estatuto da Corte Internacional da Justiça. In: Conferência das Nações Unidas sobre Organização Internacional. São Francisco. Disponível em: <<https://goo.gl/fwdjYx>>.

\_\_\_\_\_. 1987. Nosso Futuro Comum – Relatório Brundtland.

\_\_\_\_\_. 2000. Declaração do milênio das Nações Unidas. In: CÚPULA DO MILÊNIO DAS NAÇÕES UNIDAS. Nova Iorque: ONU. Disponível em: <<https://goo.gl/puMGzg>>.



\_\_\_\_\_. 2015. Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável. [s.l.]: ONU. Disponível em: <<https://goo.gl/jcFMVC>>.

OYEKALE, A. S.; ADESANYA, Y. A. Climate change and urban children's health: a case study of Ibadan South West local government, Nigeria. Life Science Journal-Acta Zhengzhou University Overseas Edition, v.9, n.3, p.894-9, 2012.

Pivetta, M. 2016 A more vulnerable Brazil in the 21st century. Revista FAPESP. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br/en/a-more-vulnerable-brazil-in-the-21st-century/>

Prefeitura Municipal de Salvador. Plano de Mitigação e Adaptação às mudanças do clima em Salvador. Versão preliminar. 2020.

RETS Rede Internacional de Educação de Técnicos de Saúde. 2016. Doenças transmitidas por vetores. Disponível em: <http://www.rets.epsjv.fiocruz.br/doencas-transmitidas-por-vetores>. Acesso em: abril 2021.

Salgado Junior, A.P.; Pimentel, L.A.S.; Oliveira, M.M.B.; Novi, J.C. 2017. O impacto nas variações das matrizes energéticas e uso da terra: estudo sobre a eficiência ambiental do G20. In: REAd. Rev. eletrôn. adm. (Porto Alegre) vol.23 no.2 Porto Alegre May/Aug. 2017. <https://doi.org/10.1590/1413.2311.013.62781>.

Scherer, D. et al. 2013. Quantification of heat-stress related mortality hazard, vulnerability and risk in Berlin, Germany. ERDE, v.144, n.3-4, p.2.

Silva, E. N.; Ribeiro, H.; Santana, P. 2015. Clima e saúde em contextos urbanos: uma revisão da literatura. Biblio 3w, v.XIX. Disponível em : <http://www.ub.edu/geocrit/b3w-1092.htm>

Travassos, L.; Torres, P. H. C., Di Giulio, G., Jacobi, P. R., Días de Freitas, E., Siqueira, I. C., Ambrizzi, T. 2020. Why do extreme events still kill in the São Paulo Macro Metropolis Region? Chronicle of a death foretold in the global south. International Journal of Urban Sustainable Development, p. 1-16, 27 maio 2020.

Torres, P. H. C.; Jacobi, P. R.; Leonel, A. L. Nem leigos nem peritos: o sementeiro e as mudanças climáticas no Brasil. Política & Sociedade, v. 19, n. 44, p. 17-38, 30 abr. 2020.

UNEP. Cidades podem ajuda a combater mudanças climáticas e melhorar vidas. 2019. Disponível em: <https://www.unep.org/pt-br/noticias-e-reportagens/story/cidades-podem-ajudar-combater-mudancas-climaticas-e-melhorar-vidas>

# ESTUDO DA DISPERSÃO ATMOSFÉRICA DE GÁS CLORO EM CASO DE ACIDENTE EM UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA NA REGIÃO METROPOLITANA DE PORTO ALEGRE UTILIZANDO O SOFTWARE ALOHA

| ID 19019 |

1 Oziel da Silva Soares, 2 Marlene Guevara dos Santos, 3 Daiana Maffessoni, 4 Christa Korzenowski

1 Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), e-mail: oziel.rcf@gmail.com;

2 Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), e-mail: marlene-santos@uergs.edu.br;

3 Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), e-mail: daiana-maffessoni@uergs.edu.br;

4 Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS), e-mail: christa-korzenowski@uergs.edu.br

**Palavras-chaves:** Dispersão atmosférica; Cloro; ALOHA

## Resumo

Este estudo teve por objetivo analisar a dispersão atmosférica de gás cloro originada através de um vazamento hipotético em um cilindro de aço carbono, utilizado na estação de tratamento de água (ETA) do município de Cachoeirinha/RS. A fim de simular os cenários das dispersões, utilizou-se informações de domínio público, o software ALOHA e o Google Maps 2021. Entre os cenários analisados, os resultados demonstraram que as plumas predominantes de nuvem tóxica, ocorreram na direção noroeste. A pluma de menor alcance foi 771 m (zona amarela; AEGL - 1 = 0,5 ppm), em contrapartida a maior, 8200 m (zona amarela; AEGL-1=0,5 ppm). Entre os cenários analisados, observou-se que as áreas afetadas e vulneráveis variaram conforme a classe de estabilidade atmosférica. As classes de estabilidade mais instáveis como A e B (cenários 1, 2, 3 e 4), tiveram o comprimento da pluma menor se comparada a classe F (cenários 5 e 6), classe mais estável, cujo comprimento foi maior. As vazões mássicas oriundas das liberações do cilindro, no estado bifásico (gás e aerossol) e gasoso (cenários 1, 2, 3, 4, 5 e 6) não sofreram alterações conforme a mudança das classes de estabilidade atmosférica. As liberações no estado bifásico (gás e aerossol), (cenários 1, 3 e 5) geraram plumas tóxicas que alcançaram distâncias maiores se comparadas as liberações no estado gasoso (cenários 2, 4 e 6). Em todos os cenários analisados, os resultados demonstram que as dispersões alcançariam áreas residências e industriais de Cachoeirinha e municípios circunvizinhos. As zonas AEGL- 3 e AEGL - 2 previstos nos cenários analisados, são os locais mais críticos a

manutenção da saúde e a vida. No entanto, apesar das zonas AEGL - 3 e 2, projetarem os piores cenários de riscos à saúde, não se deve descartar os cenários estimados no AEGL - 1, pois apesar das concentrações do gás cloro estarem entre 0,5 e 2 ppm, deve ser levado em consideração a suscetibilidade individual de cada pessoa. É sugerido que a população próxima a ETA Cachoeirinha, localizados na área vulnerável AEGL - 3, deveria ser informada quanto ao risco oferecido pela instalação e capacitados na identificação e evacuação de uma possível situação emergencial, logo estabelecer um plano de emergência com a população dessa zona seria uma medida útil de prevenção. Entretanto, os resultados devem ser analisados de forma criteriosa e conservadora, pois o programa possui limitações na consideração da influência do tipo de terreno e possíveis edificações, limitações estas que podem mudar a direção e a velocidade do vento, alterando o formato da pluma. Em virtude da limitação em considerar o tipo de terreno, é possível que as áreas não urbanizadas entre Cachoeirinha e os municípios vizinhos, além do Rio Gravataí, sirvam como barreira natural na dispersão do gás cloro, limitando o alcance da nuvem tóxica aos municípios vizinhos. Além disso, deve ser levado em consideração a limitação do modelo matemático utilizado, pois é uma simplificação dos fenômenos naturais complexos e processos reais ocorridos. Em virtude disso, o programa ALOHA, deverá ser utilizado somente em função de sua finalidade principal, a de respostas rápidas a emergência, logo o mesmo não é indicado para uma análise mais complexa em que seja necessária uma modelagem com melhor representação do fenômeno físico e considerações de possíveis obstáculos. Assim, para uma análise mais complexa é recomendável o uso de outras ferramentas. No entanto, apesar dos resultados obtidos serem conservadores, são úteis, pois permitem serem estimadas as possíveis zonas de riscos geradas através das dispersões do gás cloro.

### **Introdução**

Entre as substâncias tóxicas, o cloro é uma das mais utilizadas na indústria química (COSTA, 2018). Os principais usos do cloro no consumo nacional são para a produção de dicloroetano (DCE), ácido clorídrico (HCl), hipoclorito de sódio (NaClO) e como agente desinfetante no tratamento de água (ABICLOR, 2020).

O gás cloro nas condições normais de pressão e temperatura (CNTP) possui densidade igual a  $3,213 \text{ kg/m}^3$ . Em virtude disso, por ser mais pesado que o ar, cuja densidade é  $1,21 \text{ kg/m}^3$  ao nível do mar a  $21^\circ\text{C}$  e pressão de  $101,325 \text{ kPa}$ , terá a tendência natural de permanecer e se acumular ao nível do solo, formando uma nuvem de gás visível. Além disso, não é explosivo, nem inflamável, no entanto, ele poderá ser tóxico e irritante aos seres vivos, causando danos na pele, olhos e vias

respiratórias. As consequências para saúde humana dependerão da concentração (ver tabela 1), tempo de exposição e suscetibilidade individual.

**Tabela 4 - Efeitos à Saúde Humana**

Concentração	Efeitos à saúde
0,2 a 0,5	Nenhum efeito agudo ou crônico (limite olfativo)
1 a 3	Irritação branda da membrana mucosa, tolerada por até 1
5 a 15	Irritação moderada do trato respiratório
30	Tosse intensa, imediata dor no peito, vômito, dispneia
34 a 51	Pode ser letal após 1,5 h de exposição
40 a 60	Pneumonite tóxica e edema pulmonar
100	Exposição letal após 50 min.
430	Exposição letal após 30 min.
1000	Fatal em alguns minutos

**Fonte - Fontanive (2005); Chlorine Institute (2014)**

No âmbito nacional o limite de exposição ocupacional ao gás cloro é definido pela Norma Regulamentadora 15 (NR 15), que em seu anexo 11, estabelece a concentração de 0,8 ppm como limite para uma jornada de trabalho de até 48 horas semanal.

Outros limites importantes a exposição ao gás cloro são o IDLH (*Immediately Dangerous to Health and Life*) e o AEGL (*Acute Exposure Guideline Levels*) (ver tabela 2), ambos limites podem ser expressos em ppm ou mg/m<sup>3</sup>.

**Tabela 2 - Concentração limite IDLH e AEGL para gás cloro (ppm)**

Tempo de Exposição	IDLH		
	AEGL 1	AEGL 2	AEGL3
-		10	
10 minutos	0,5	2,8	50
30 minutos	0,5	2,8	28
60 minutos	0,5	2	20
4 horas	0,5	1	10
8 horas	0,5	0,71	7,1

**Fonte - NRC (2004); Paul et al.(2014); NIOSH (2021)**

O IDLH é o parâmetro para a toxicidade aguda mais importante em saúde ocupacional, foi estabelecido pela OSHA (*Occupational Safety and Health Administration*) e o NIOSH (*National*

*Institute for Occupational Safety and Health*) dos Estados Unidos em meados da década de 1970 (BUSCHINELLI; KATO,2012). O IDLH, representa a concentração da substância no ar ambiente a partir do qual há risco evidente de morte ou danos irreversíveis à saúde.

O AEGL foi desenvolvido em 1993 em ação conjunta de vários órgãos governamentais e não governamentais dos Estados Unidos, como a EPA (*Environmental Protection Agency*), o DOD (*Department of Defense*), o DOE (*Department of Energy*), o DOT (*Departament of Transportation*) entre outros. O AEGL é indicado a população civil, ou seja, as comunidades que estão próximas a instalações que armazenam, utilizam e produzem substâncias extremamente perigosas em que há o risco de uma liberação acidental. O AEGL é composto de três níveis de concentração; AEGL-1, AEGL-2, e AEGL-3, nos tempos de exposições 10 min, 30 min, 1 h, 4 h, e 8 h. O AEGL indica as concentrações de uma substância no ar ambiente, que podem causar diferentes tipos de danos à saúde em seres humanos desprovidos de qualquer tipo de proteção (NRC, 2004).

De acordo com Fontanive (2005), apesar de todos os cuidados possíveis, não é incomum ocorrerem acidentes e falhas mecânicas na utilização do gás cloro. Em virtude dos riscos oferecidos pelo uso do gás cloro, têm havido um aumento no interesse de empresas de saneamento e outros segmentos industriais por alternativas mais seguras (GARCIA, 2018). No entanto, a aprendizagem dos acidentes e a avaliação adequada do risco têm sido a solução proposta para que as indústrias e instalações químicas continuem com a utilização de substâncias químicas perigosas de forma mais prudente. Nesse sentido, a quantificação e a avaliação das consequências dos acidentes é importante para prever e prevenir os efeitos danosos desses eventos (SETARESHENAS et al., 2013).

Logo, estimar e analisar as áreas vulneráveis e afetadas de um possível acidente, é necessário para uma adequada avaliação de risco. Em geral, a extensão da região vulnerável dependerá do tipo de substância, da quantidade de material liberado, da densidade, da volatilidade e das condições atmosféricas como a direção e velocidade do vento, umidade do ar, temperatura ambiente, entre outros (LOPES et al., 2016).

Na atualidade, alguns softwares por meio de simulações numéricas computacionais, utilizando parâmetros como: a direção e velocidade dos ventos, temperatura do ar atmosférico, índice de nebulosidade, umidade relativa do ar, topografia entre outros, têm facilitado a análise das áreas vulneráveis e afetadas, geradas nas dispersões acidentais de gases tóxicos. Entre eles, o ALOHA (*Areal Locations of Hazardous Atmospheres*) um software de domínio público, que foi desenvolvido pelo NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) e a EPA, cujo objetivo é modelar nuvens de gases tóxicos, incêndios e explosões a fim de prever as áreas de riscos originadas (JONES et al., 2013).

Devido ao crescente número de estações de tratamento de água (ETA) que têm buscado outras tecnologias de desinfecção, com maior segurança operacional e ambiental, tendo em vista, a proximidade de residências, comércios, escolas, igrejas, empresas e pedestres (GARCIA, 2018), objetivou-se nesse estudo analisar quais seriam as áreas vulneráveis e afetadas, obtidas na dispersão de um vazamento hipotético de cloro, em uma ETA que continua utilizando o cloro gasoso em seu processo.

Para tanto foram considerados seis cenários distintos de vazamentos, em que o gás cloro, está sob estado liquefeito em um cilindro de capacidade 900 kg. O vazamento ocorrerá em um único cilindro e a dispersão gerada será modelada através do software ALOHA versão 5.4.7.

### **Materiais e Métodos**

Este artigo teve por objetivo analisar a dispersão atmosférica hipotética de gás cloro armazenado em um cilindro de aço carbono, que é utilizado na etapa de desinfecção da estação de tratamento de água (ETA) da cidade de Cachoeirinha/RS. Para tanto, utilizou-se de informações de domínio público, como publicações acadêmicas e oficiais além de manuais técnicos, afim de caracterizar o local da dispersão, definir as características físico químicas do gás cloro, definir as variáveis meteorológicas e especificar as dimensões técnicas do cilindro.

O vazamento e a dispersão foram modelados utilizando o software ALOHA 5.4.7, tendo a projeção das zonas de riscos geradas através do *Google Maps*, 2021. A simulação do vazamento ocorrerá em apenas um cilindro, que se encontra ao nível do solo na posição horizontal. Além disso, para essa análise não foi considerado a atuação ou o funcionamento de quaisquer meios mitigadores de possíveis vazamentos e a influência de inversões térmicas. As inversões térmicas não foram consideradas em virtude de que as dispersões gás cloro tendem a permanecer próximo ao solo.

#### ***Localização e características técnicas da ETA Cachoeirinha***

A ETA Cachoeirinha R/S, está localizada no centro do município. A cidade de Cachoeirinha fica a 11 km da capital do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, e a sua população estimada é de 131.240 habitantes (IBGE, 2020). A ETA, é do tipo convencional e foi projetada para trabalhar com uma vazão mínima de 550 L/s e máxima de 1000 L/s (FREITAS, 2011). A ETA está localizada a uma latitude de 29°57'16" sul e longitude de 51°05'35" oeste, a mesma é envolta por um misto de estabelecimento comerciais, edificações residenciais e uma escola de ensino médio.

A ETA Cachoeirinha realiza as seguintes etapas no tratamento da água bruta: pré-desinfecção, coagulação, floculação, decantação, filtração, fluoretação e pós-desinfecção (FREITAS, 2011). Para a

fase de clarificação da água bruta é utilizado sulfato de alumínio, ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ) como agente coagulante e hidróxido de cálcio ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ) como neutralizante. A fluoretação é realizada com adição de ácido fluossilícico ( $\text{H}_2\text{SiF}_6$ ). Na fase de desinfecção é utilizado o cloro ( $\text{Cl}_2$ ) (FREITAS, 2011). A aplicação de cloro, é realizada através de um sistema fechado de cloração, composto de evaporador, clorador, injetores e 4 cilindros com capacidade de 900 Kg de cloro, sendo 2 usados no processo e 2 reservas (FREITAS, 2011).

### ***Dados químicos, Limites de exposição e dados Dimensionais***

As principais propriedades do cloro, limites de exposição e dados dimensionais utilizados nesse estudo estão apresentados na tabela 3.

**Tabela 3 - Dados químicos**

Número CAS (Chemical Abstracts Service)	7782-50-5
Peso molecular	70,91 g/mol
IDLH	10 ppm
AEGL-1; 2; 3 (1h)	0,5 ppm; 2 ppm; 20 ppm
Diâmetro interno do cilindro	0,743 m
Volume interno do cilindro	0,728 m <sup>3</sup>
Massa de cloro	900 Kg
Temperatura do cloro	-12 °C

**Fonte - ALOHA 5.4.7 (2021); Fontanive (2005); NIOSH (2021); NRC (2004)**

### ***Dados Meteorológicos***

As condições atmosféricas (ver tabela 4), foram obtidas através do site do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia), referente ao ano de 2020. Sendo utilizados os dados climáticos da estação meteorológica de Porto Alegre. Utilizou-se as condições atmosféricas de Porto Alegre, por ser um município limítrofe a Cachoeirinha e devido à dificuldade de obter dados oficiais e atualizados do município em estudo.

**Tabela 4 - Dados Climáticos**

Temperatura média do ar	19,98 °C
Umidade média relativa do ar	74,34 %
Velocidade média do vento	1,55 m/s
Orientação média do Vento	161,95 ° (su-sudeste /SSE)

**Fonte - INMET (2020)**

Na caracterização da classe de estabilidade atmosférica baseado no método Pasquill (1961), adotou-se as classes A, B e F, por serem as condições climáticas predominantes de Porto Alegre (NÉRIS et al., 2016).

### **Programa ALOHA**

A fim de simular o vazamento e a dispersão de gás cloro, foi utilizado o programa de domínio público ALOHA, versão 5.4.7. Esse programa é apropriado para ser utilizado em simulações de resposta rápidas a emergência, devido a isso requer poucos dados de entrada e apresenta os resultados rapidamente. O ALOHA é capaz de simular dispersões, incêndios e explosões em aproximadamente 900 tipos de substâncias, porém limitado a simulações cuja duração da fonte seja superior a 1 min e inferior a 60 min.

Em relação a vazamentos, o ALOHA pode simular até quatro tipos de fontes: fonte direta (*source direct*), poças (*puddle*), vasos de pressão (*tanks*) e gasodutos (*gas pipeline*) (JONES et al., 2013). Já para as dispersões, o ALOHA é capaz de simular tanto gases leves como pesados. As simulações são baseadas em dois modelos matemáticos. O modelo Gaussiano desenvolvido por Palazzi (PALAZZI et al., 1982), usado para simulação de gases leves e o modelo *Heavy Gas*, baseado no modelo DEGADIS (*Dense Gas Dispersion*) de Spicer and Havens (SPICER; HAVENS, 1989), para gases pesados (JONES et al., 2013).

O alcance das dispersões de gases tóxicos é representado através de duas áreas. A área vulnerável e a afetada. O ALOHA classifica as áreas vulneráveis e afetadas em três zonas de perigo (vermelha, laranja e amarela), sendo que a zona vermelha é o pior caso e representa a região mais crítica a saúde humana, nela poderá haver mortes e efeitos irreversíveis a saúde. A zona laranja indica consequências graves, de efeitos agudos e crônicos, porém reversíveis e a zona amarela, a possibilidade de efeitos leves como, tosse e algum desconforto que cessam após o fim da exposição (NRC, 2004). Por padrão, o ALOHA para gases tóxicos, representa as zonas de perigo (vermelha, laranja e amarela), conforme a intensidade das concentrações estabelecidas no AEGL para o período de 60 minutos.

### **Dados de entrada no programa ALOHA**

Na tabela 5 estão sistematizadas as informações, acerca da localização geográfica da ETA Cachoeirinha, condições meteorológicas, número CAS da substância e características técnicas da fonte, necessárias para execução das simulações.



**Tabela 5 - Sistematização dos dados de entrada**

Localização geográfica (Latitude)	29°57'15,85"
Localização geográfica (Longitude)	51°05'35"
Substância	Cloro – CAS 7782-50-5
Classe de estabilidade atmosférica	A – B - F
Temperatura média do ar	19,98 °C
Umidade média relativa do ar	74,34 %
Velocidade média do vento	1,55 m/s
Orientação média do Vento	161,95 ° (su-sudeste /SSE)
Rugosidade do terreno	ALOHA - Urbana ( <i>urban or forest</i> )
Diâmetro interno do cilindro	0,743 m
Volume interno do cilindro	0,728 m <sup>3</sup>
Massa de cloro	900 Kg
Temperatura do cloro	-12 °C
Diâmetro do orifício	0,008 m
Altura do orifício de vazamento	0 m
Altura do orifício vazamento (gás)	0,743 m
Modelo matemático de vazamento	ALOHA - Tanks
Modelo matemático de dispersão	ALOHA - Gás pesado ( <i>Heavy gás</i> )

**Fonte - Google Maps (2021); Nérís *et al.* (2016); INMET (2020); Fontanive (2005); Hidromar (2015)**

#### ***Cenários hipotéticos analisados***

Foram considerados seis cenários hipotéticos (ver tabela 6), sendo utilizadas duas variáveis: classe de estabilidade atmosférica e altura do orifício de vazamento. No cenário 1, foi considerado a classe de estabilidade atmosférica A e altura do vazamento a 0 m, na válvula de estado líquido. No cenário 2, foi considerado a classe de estabilidade A, porém com a altura do vazamento a 0,743 m, na válvula do estado gasoso.

No cenário 3, foi considerado a classe de estabilidade atmosférica B, com a altura de vazamento do cloro a 0 m. No cenário 4, a altura do vazamento ocorreu a 0,743 m com a mesma classe de estabilidade do cenário anterior. Nos cenários 5 e 6, foram utilizados a classe de estabilidade atmosférica F, com os vazamentos ocorrendo a 0 m e 0,743 m.

**Tabela 6 - Parâmetros e cenários analisados**

Variável	Cenários de simulação hipotéticos					
	1	2	3	4	5	6
Classe de estabilidade	A	A	B	B	F	F
Altura do orifício de vazamento	0	0,743	0	0,743	0	0,743

**Fonte - Autores (2021)**

### Resultados e Discussões

No cenário 1 (ver figura 1), a liberação do cloro, ocorre em estado bifásico (gás e aerossol), com duração total de 24 min e vazão média de 38,9 Kg/min. A liberação gera a favor do vento as seguintes áreas afetadas: zona vermelha de 576 m de comprimento e 231,6 m de largura (concentração  $\geq 20$  ppm), zona laranja de 1900 m de comprimento e 583 m de largura (concentração  $\geq 2$  ppm) e zona amarela de 3700 m de comprimento e 1050,2 m de largura (Concentração  $\geq 0,5$  ppm).

As áreas vulneráveis, geradas a partir da fonte no cenário 1, são: círculo vermelho (diâmetro 1152 m) (concentração  $\geq 20$  ppm), círculo laranja (diâmetro 3800 m) (concentração  $\geq 2$  ppm) e círculo amarelo (diâmetro 7400 m) (concentração  $\geq 0,5$  ppm).

No cenário 2 (ver figura 2), a liberação do cloro ocorre em estado gasoso, excedendo a 60 min, com vazão de 1,69 Kg/min. A liberação gera a favor do vento as seguintes áreas afetadas: zona vermelha de 112 m de comprimento e 47,1 m de largura (concentração  $\geq 20$  ppm), zona laranja de 373 m de comprimento e 127,6 m de largura (concentração  $\geq 2$  ppm) e zona amarela de 771 m de comprimento e 240,5 m de largura (Concentração  $\geq 0,5$  ppm). As áreas vulneráveis geradas a partir da fonte, são: círculo vermelho (diâmetro 224 m) (concentração  $\geq 20$  ppm), círculo laranja (diâmetro 746 m) (concentração  $\geq 2$  ppm) e círculo amarelo (diâmetro 1542 m) (concentração  $\geq 0,5$  ppm).

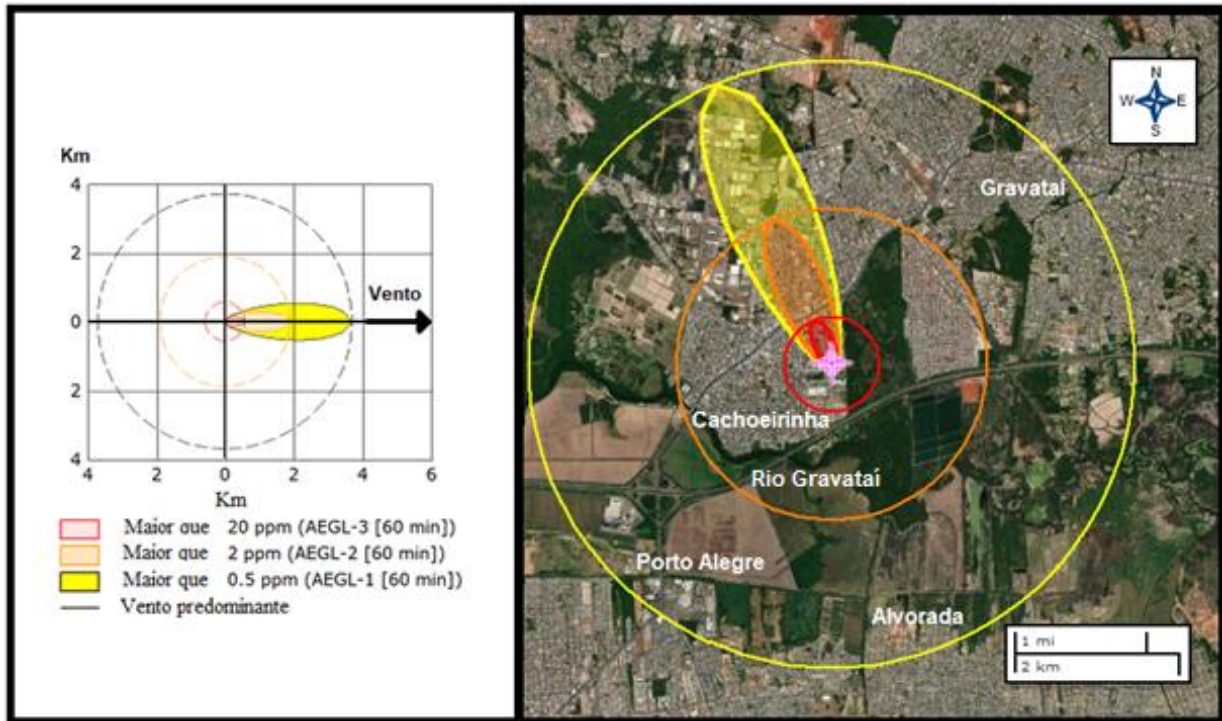


Figura 1 - Cenário 1

Fonte - Autores (2021); ALOHA 5.4.7 (2021); Google Maps (2021)

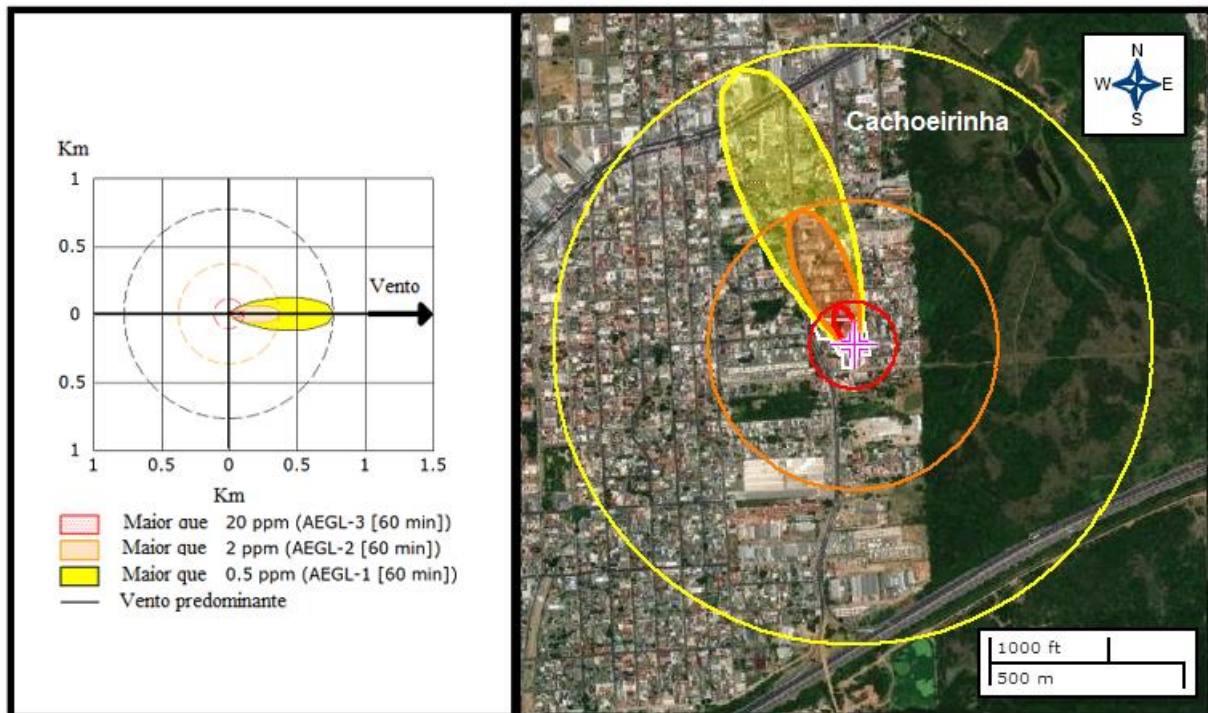
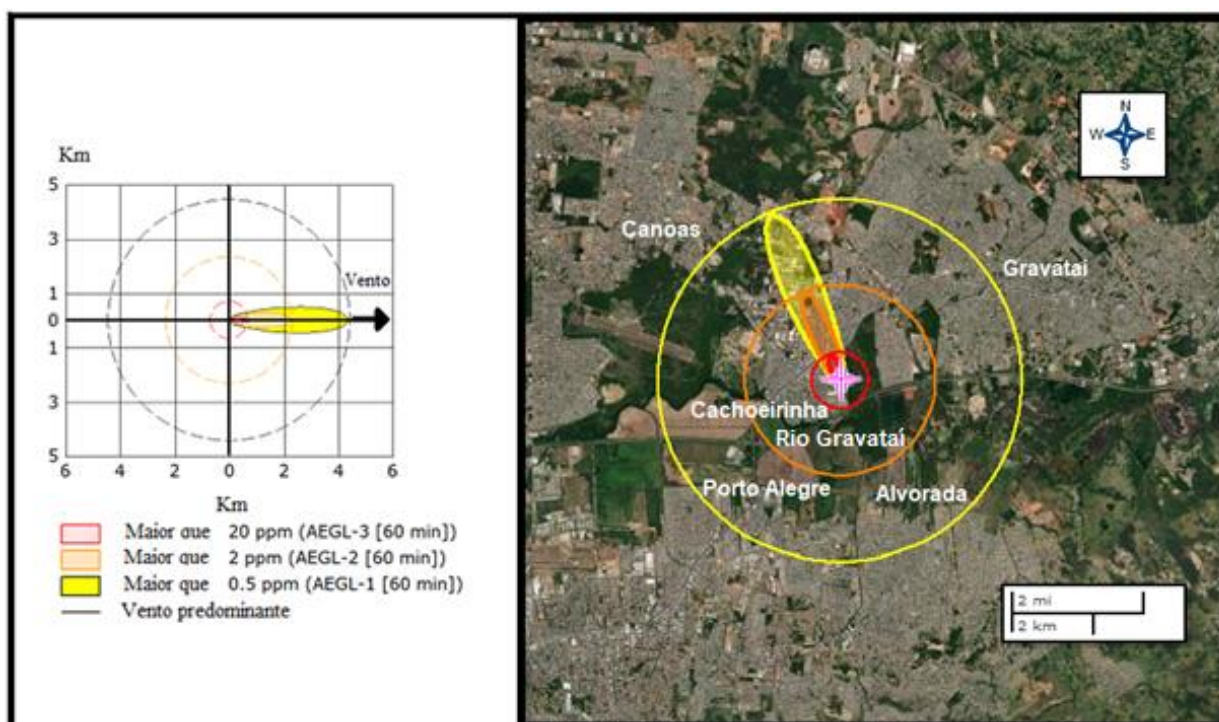


Figura 2 - Cenário 2

Fonte - Autores (2021); ALOHA 5.4.7 (2021); Google Maps (2021)

No cenário 3 (ver figura 3), a liberação do cloro, ocorre em estado bifásico (gás e aerossol), com duração total de 24 min e vazão de 38,9 Kg/min. A liberação gera a favor do vento as seguintes áreas afetadas: zona vermelha de 690 m de comprimento e 225,4 m de largura (concentração  $\geq 20$  ppm), zona laranja de 2300 m de comprimento e 532 m de largura (concentração  $\geq 2$  ppm) e zona amarela de 4400 m de comprimento e 934 m de largura (Concentração  $\geq 0,5$  ppm). As áreas vulneráveis no cenário 3, são: círculo vermelho (diâmetro 1380 m) (concentração  $\geq 20$  ppm), círculo laranja (diâmetro 4600 m) (concentração  $\geq 2$  ppm) e círculo amarelo (diâmetro 8800 m) (concentração  $\geq 0,5$  ppm).

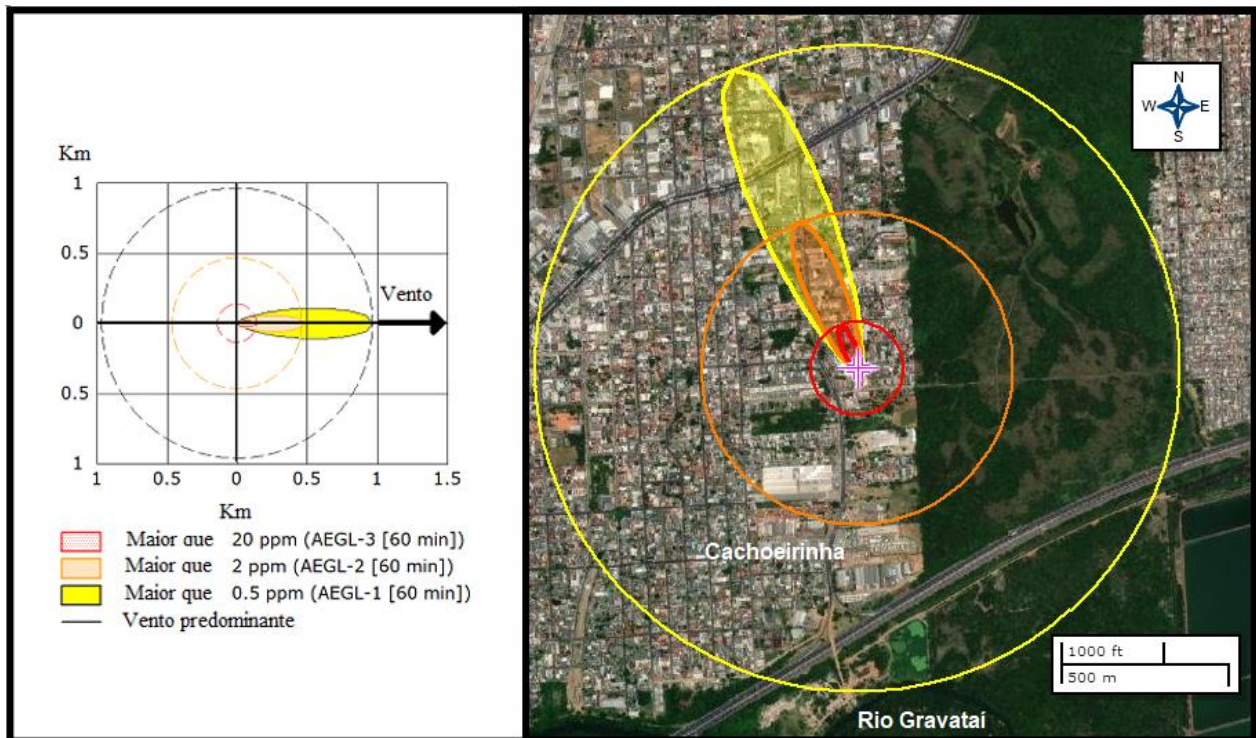


**Figura 3 - Cenário 3**

**Fonte - Autores (2021); ALOHA 5.4.7 (2021); Google Maps (2021)**

No cenário 4 (ver figura 4), a liberação do cloro ocorre em estado gasoso, com duração superior a 60 min e vazão mássica média de 1,69 Kg/min. A liberação gera a favor do vento as seguintes áreas afetadas: zona vermelha de 139 m de comprimento e 41,8 m de largura (concentração  $\geq 20$  ppm), zona laranja de 467 m de comprimento e 113 m de largura (concentração  $\geq 2$  ppm) e zona amarela de 965 m de comprimento e 212,4 m de largura (Concentração  $\geq 0,5$  ppm).

As áreas vulneráveis geradas a partir da fonte são: círculo vermelho (diâmetro 278 m) (concentração  $\geq 20$  ppm), círculo laranja (diâmetro 934 m) (concentração  $\geq 2$  ppm) e círculo amarelo (diâmetro 1930 m) (concentração  $\geq 0,5$  ppm).



**Figura 4 - Cenário 4**

**Fonte - Autores (2021); ALOHA 5.4.7 (2021); Google Maps (2021)**

No cenário 5 (ver figura 5), a liberação do cloro, ocorre em estado bifásico (gás e aerossol), com duração total de 24 min e vazão média de 38,9 Kg/min. A liberação gera a favor do vento as seguintes áreas afetadas: zona vermelha de 1200 m de comprimento e 302,4 m de largura (concentração  $\geq 20$  ppm), zona laranja de 4200 m de comprimento e 535,2 m de largura (concentração  $\geq 2$  ppm) e zona amarela de 8200 m de comprimento e 760 m de largura (Concentração  $\geq 0,5$  ppm).

As áreas vulneráveis no cenário 3, são: círculo vermelho (diâmetro 2400 m) (concentração  $\geq 20$  ppm), círculo laranja (diâmetro 8400 m) (concentração  $\geq 2$  ppm) e círculo amarelo (diâmetro 16400 m) (concentração  $\geq 0,5$  ppm).

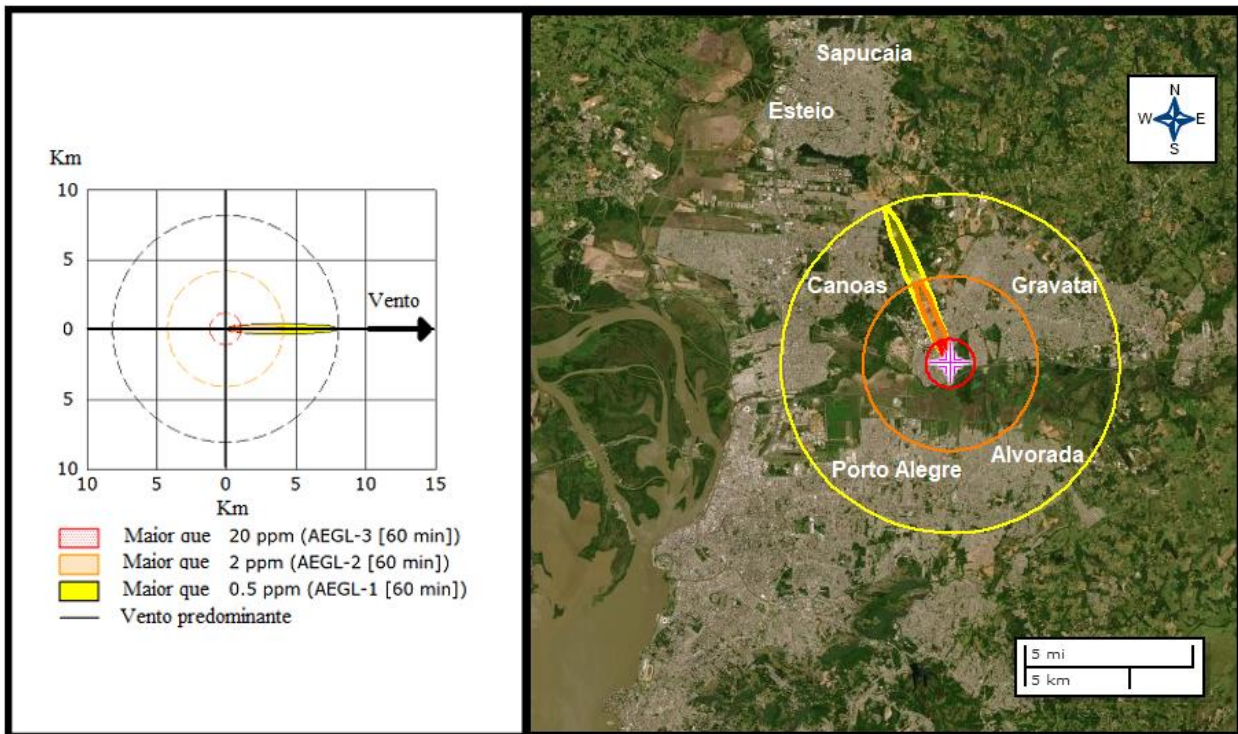
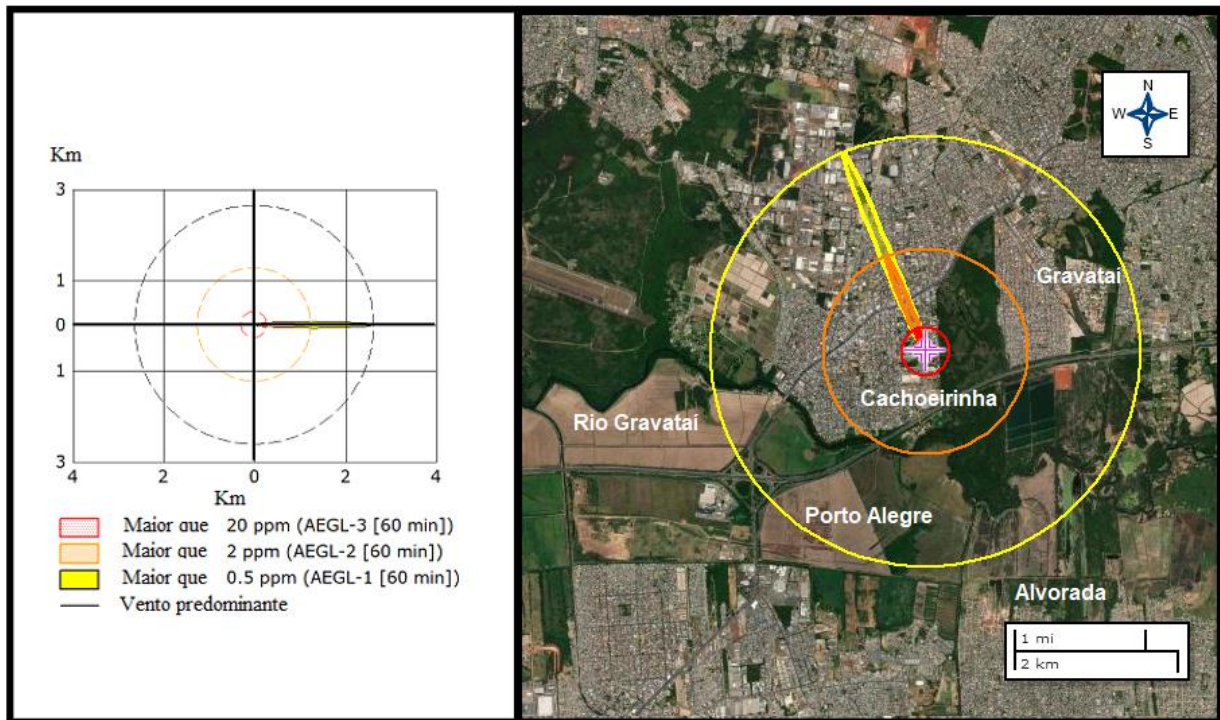


Figura 5 - Cenário 5

Fonte - Autores (2021); ALOHA 5.4.7 (2021); Google Maps (2021)

No cenário 6 (ver figura 6), a liberação do cloro ocorre em estado gasoso e vazão média de 1,69 Kg/min. A liberação gera a favor do vento as seguintes áreas afetadas: zona vermelha de 291 m de comprimento e 42,8 m de largura (concentração  $\geq 20$  ppm), zona laranja de 1300 m de comprimento e 87,2 m de largura (concentração  $\geq 2$  ppm) e zona amarela de 2600 m de comprimento e 142,38 m de largura (Concentração  $\geq 0,5$  ppm).

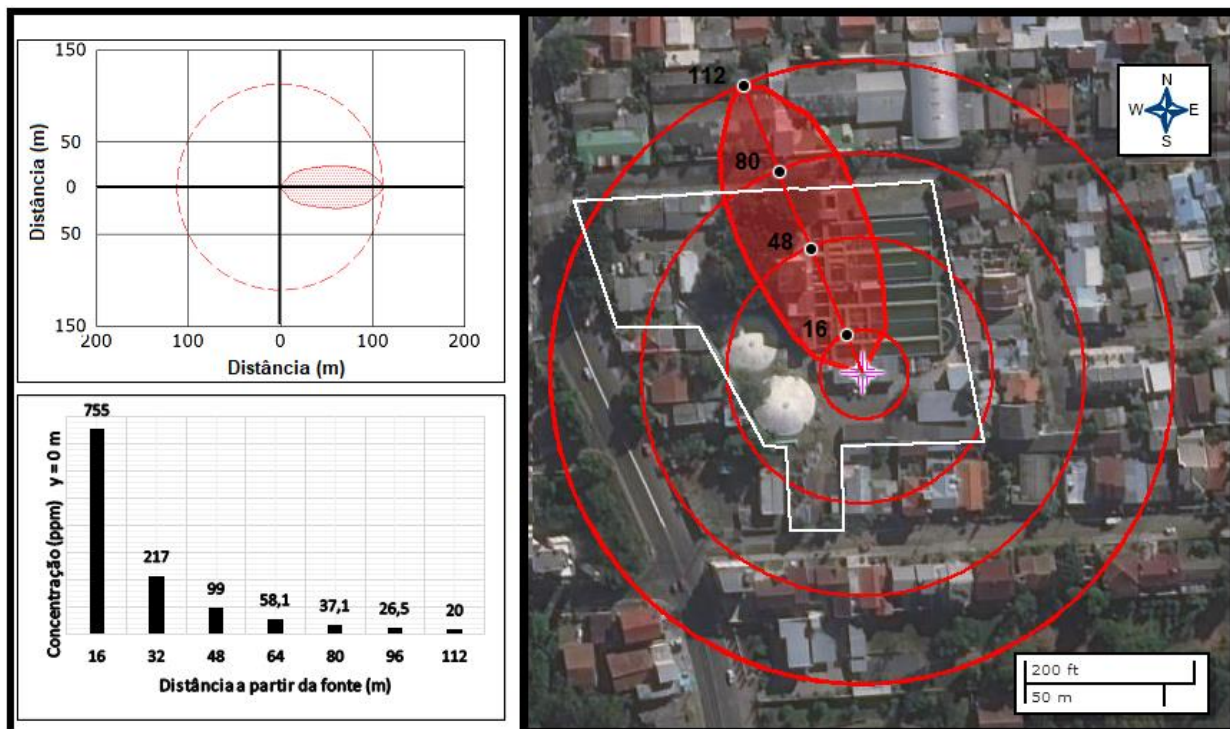
As áreas vulneráveis geradas a partir da fonte são: círculo vermelho (diâmetro 582 m) (concentração  $\geq 20$  ppm), círculo laranja (diâmetro 2600 m) (concentração  $\geq 2$  ppm) e círculo amarelo (diâmetro 5200 m) (concentração  $\geq 0,5$  ppm).



**Figura 6 - Cenário 6**

**Fonte - Autores (2021); ALOHA 5.4.7 (2021); Google Maps (2021)**

Na figura 7, é apresentado a menor área afetada e vulnerável (AEGL - 3 = 60 min), em relação aos cenários analisados. A partir da fonte, a pluma gerada percorre uma distância máxima de 112 m, com concentrações de cloro superior a 20 ppm. As maiores concentrações encontram-se próxima a fonte e no eixo central a favor do vento predominante. Em consequência disso, os trabalhadores da ETA, a população circunvizinha e os pedestres, seriam os mais vulneráveis ao risco à vida e efeitos irreversíveis a saúde.



**Figura 7 - Área afetada cenário 2 ( $\geq 20$  ppm) (AEGL - 3 = 60 min)  
Fonte - Autores (2021); ALOHA 5.4.7 (2021); Google Maps (2021)**

Entre os cenários analisados, observou-se que as áreas afetadas e vulneráveis variaram conforme a classe de estabilidade atmosférica. As classes de estabilidade mais instáveis como A e B (cenários 1, 2, 3 e 4), tiveram o comprimento da pluma menor se comparada a classe F (cenários 5 e 6), classe mais estável, cujo comprimento foi maior. De acordo com Fontanive (2005), isso é justificado pelo fato de que quanto mais instável for a condição atmosférica, maiores serão as turbulências atmosféricas, logo mais diluída será a nuvem de gás tóxico.

O cenário 2, apresentou a menor distância de dispersão a partir da fonte (771 m) (concentração  $\geq 0,5$  ppm), em contrapartida ao cenário 5, com a maior (8200 m) (concentração  $\geq 0,5$  ppm). Nos cenários 1, 3 e 5, observou-se que conforme a orientação do vento predominante, além de Cachoeirinha outros municípios como Alvorada, Canoas, Gravataí e Porto Alegre, poderiam ter regiões afetadas pelas dispersões do gás cloro.

As vazões mássicas oriundas das liberações do cilindro (cenários 1, 2, 3, 4, 5 e 6), no estado bifásico (gás e aerossol) e gasoso não sofreram alterações conforme a mudança das classes de estabilidade atmosférica, corroborando com estudo similar de Lopes et al. (2016) que apontou somente três variáveis significativas na variação da vazão de saída: volume da substância no interior do cilindro, altura e diâmetro do orifício de vazamento.



As liberações no estado bifásico (gás e aerossol), (cenários 1, 3 e 5) geraram plumas tóxicas que alcançaram distâncias maiores se comparadas as liberações no estado gasoso (cenários 2, 4 e 6). Resultado esperado em virtude das vazões de saída, pois no estado bifásico (cenários 1, 3 e 5) as vazões médias (38,9 kg/min) foram superiores as vazões médias (1,64 kg/min) do estado gasoso (cenários 2, 4, e 6).

Em todos os cenários analisados, os resultados demonstram que as dispersões alcançariam áreas residências e industriais de Cachoerinha e municípios circunvizinhos. Nesses cenários, residências, escolas, igrejas, empresas, trabalhadores e pedestres estariam expostos a concentrações de gás cloro, prejudiciais à saúde e a vida.

### **Considerações Finais**

O cloro é uma substância química muito utilizado nos dias atuais, de agente de desinfecção a produção de inúmeros compostos plásticos, tem aplicações muito diversificadas na sociedade atual, porém devido a sua toxicidade, deverá ser produzido e manipulado atendendo aos critérios de segurança estabelecidos em legislação local.

Com a utilização do programa ALOHA, foi possível estimar zonas de perigo de acordo com a classificação AEGL (60 min). Em virtude disso, a análise e avaliação dos resultados propostos é relevante, pois poderá contribuir na fomentação da análise dos riscos inerente a atividade e na tomada de decisão da companhia de abastecimento em relação a segurança da instalação e população circunvizinha.

Na análise dos cenários, observou-se que conforme os parâmetros estabelecidos, o alcance máximo das nuvens de gás cloro foi de 8200 m, representado através do cenário 6. Nesse cenário certas regiões dos municípios de Alvorada, Canoas, Gravataí e Porto Alegre, além de Cachoeirinha estariam na área vulnerável de risco. O alcance mínimo foi de 771 m, representado através do cenário 2. Nesse cenário, somente o município de Cachoerinha estaria na área vulnerável de risco.

As zonas AEGL- 3 e AEGL - 2 previstos nos cenários analisados, são os locais mais críticos a manutenção da saúde e a vida, logo os resultados apresentados poderão contribuir tanto à empresa, na eficácia de seus programas de prevenção como a comunidade local, na compreensão do risco e na criação de um diálogo com as partes interessadas.

No entanto, apesar das zonas AEGL - 3 e 2, projetarem os piores cenários de riscos à saúde, não se deve descartar os cenários estimados no AEGL - 1, pois apesar das concentrações do gás cloro estarem entre 0,5 e 2 ppm, deve ser levado em consideração a suscetibilidade individual de cada pessoa.

É sugerido que a população próxima a ETA Cachoeirinha, localizados na área vulnerável A EGL - 3, deveria ser informada quanto ao risco oferecido pela instalação e capacitados na identificação e evacuação de uma possível situação emergencial, logo estabelecer um plano de emergência com a população dessa zona seria uma medida útil de prevenção.

Entretanto, os resultados devem ser analisados de forma criteriosa e conservadora, pois o programa possui limitações em levar em consideração a influência do tipo de terreno e possíveis edificações que podem mudar a direção e a velocidade do vento, alterando o formato final da pluma. Em virtude da limitação em considerar o tipo de terreno, é possível que as áreas não urbanizadas entre Cachoeirinha e os municípios vizinhos, além do Rio Gravataí, sirvam como barreira natural na dispersão do gás cloro, limitando o alcance da nuvem tóxica aos municípios vizinhos.

Além disso, deve ser levado em consideração a limitação do modelo matemático utilizado, pois é uma simplificação dos fenômenos naturais complexos e processos reais ocorridos. Em virtude disso, o programa ALOHA, deverá ser utilizado somente em função de sua finalidade principal, a de respostas rápidas a emergência, logo o mesmo não é indicado para uma análise mais complexa em que seja necessária uma modelagem com melhor representação do fenômeno físico e considerações de possíveis obstáculos. Assim, para uma análise mais complexa é recomendável o uso de outras ferramentas. No entanto, apesar dos resultados obtidos serem conservadores, são úteis, pois permitem serem estimadas as possíveis zonas de riscos geradas através das dispersões do gás cloro.

## Referências

ABICLOR. **Relatório estatístico janeiro/dezembro 2019**. Disponível em: <<http://www.abiclor.com.br/novo/wp-content/uploads/2020/06/Abiclor-Relatorio-Estatistico-2019b.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2021.

BUSCHINELLI, José Tarcísio; KATO, Mina. **Manual para Interpretação de Informações sobre substância químicas**. São Paulo: Fundacentro, 2011, 62p.

CHLORINE INSTITUTE. **Panfleto 1: Cloro básico**. Tradução e adaptação clorosur. 8 ed. 2014. Disponível em: <<http://clorosur.org/wp-content/uploads/2015/04/Panfleto01-port.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2021.

COSTA, Airton Miguel Comassetto. **Avaliação de risco do gás cloro na estação de tratamento de água de Caçapava do Sul - RS**. 2018. 62 f. Trabalho de Conclusão de Curso – Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal do Pampa, Caçapava do Sul, 2018. Disponível em: <<http://dspace.unipampa.edu.br:8080/jspui/handle/riu/3472>>. Acesso em: 10 mar. 2021.

FONTANIVE, Sílvia. **Estudo de análise de risco do cloro em estações de tratamento de água**. 2005, 182p. Dissertação - Mestrado em Engenharia de Processos Químicos - Universidade federal do Paraná, Curitiba, 2005. Disponível em: <<https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/10309>>. Acesso em: 10 mar. 2021.

FREITAS, Daniela de Bacco. **Estudos de melhorias dos sistemas de cloração da água de abastecimento na Corsan pela instalação de evaporadores de cloro e lavadores de gases**. 51 f. Trabalho de conclusão de

curso – Curso de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2011. Disponível em: <<https://lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/36913/000793019.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 10 mar. 2021.

GARCIA, Regilaine Cunha Duarte. **Avaliação da substituição do cloro gás pela produção eletrolítica de hipoclorito de sódio *in loco* em estação de tratamento de água de grande porte.** 2018, 86p. Dissertação - Mestrado em Qualidade Ambiental - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2018. Disponível em: <<https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/21336?mode=full>>. Acesso em: 28 abr. 2021

GOOGLE. **Programa do Google Maps - 2021.** Disponível em: <<https://www.google.com.br/maps/preview>>. Acesso em: 10 mar. 2021

HIDROMAR. **Apostila manuseio de cilindros de cloro - 2015.** Disponível em: <<http://www.grupohidromar.com.br/wpcontent/themes/hidromar/download/Apostila-Manuseio-de-cilindros-de-cloro.pdf>>. Acesso em: 10 mar. 2021.

IBGE. **População estimada de Cachoeirinha/RS - 2020.** Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rs/cachoeirinha/panorama>>. Acesso em: 25 mar. 2021.

INMET. **Dados meteorológicos - 2020.** Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>>. Acesso em: 25 mar. 2021.

JONES, R.; LEHR, W.; SIMECEK-BEATTY, D.; REYNOLDS, M. **ALOHA® (Areal Locations of Hazardous Atmospheres) 5.4.4: Technical Documentation.** U. S. Dept. of Commerce, NOAA Technical Memorandum NOS OR&R 43. Seattle: Emergency Response Division (NOAA), 2013. 96 p. Disponível em: <[https://response.restoration.noaa.gov/sites/default/files/ALOHA\\_Tech\\_Doc.pdf](https://response.restoration.noaa.gov/sites/default/files/ALOHA_Tech_Doc.pdf)>. Acesso em: 30 mar. 2021.

LOPES, T. J.; SCOTT, P.; SANTOS, N. L.; JUNIOR, A. H. S.; CORREIO, A. S. Análise estatística de consequência de cenários hipotéticos de acidentes com vazamentos de gás cloro obtidos por simulação utilizando o software ALOHA. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, vol. 18, n. 2, p. 296-308, jul/dez. 2016. Disponível em: <<https://revistas.unicentro.br/index.php/RECEN/article/view/4137>>. Acesso em: 10 mar. 2021.

NRC (National Research Council). **Acute Exposure Guideline Levels for Selected Airborne Chemicals.** Washington DC: National Academy Press, 2004. v.4. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/tsd56.pdf>>. Acesso em: 17 abr. 2021.

NÉRIS, José Leandro Melgar; DAMBROZ, Pedro Nardi; WAYERBACHER, Walter Teles; SALDANHA, Claudinéia Brazil; SALVI, Luciane Teresa. Avaliação da estabilidade atmosférica como instrumento para a gestão da qualidade do ar. In: **Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental**, 10. ,2016, Porto Alegre. Disponível em: <[http://www.abes-rs.uni5.net/centraldeeventos/\\_arqTrabalhos/trab\\_20160829114340000000655.pdf](http://www.abes-rs.uni5.net/centraldeeventos/_arqTrabalhos/trab_20160829114340000000655.pdf)>. Acesso em: 25 mar. 2021.

NIOSH (National Institute for Occupational Safety and Health). **Chlorine - Immediately dangerous to life or health concentrations (IDLH) 2021.** Disponível em: <<https://www.cdc.gov/niosh/idlh/pdfs/1994-IDLH-ValuesBackgroundDocs.pdf>>. Acesso em: 12 abr. 2021.

PALAZZI, E.; DE FAVERI, Dante; FUMAROLA, Giuseppe; FERRAILOLO, G. Diffusion from a Steady Source of Short Duration. **Journal Atmospheric Environment**, vol. 16, p 2785- 2790, feb. 1982. Disponível em: <[https://www.researchgate.net/publication/328744668\\_DIFFUSION\\_FROM\\_A\\_STEADY\\_SOURCE\\_OF\\_SHORT\\_DURATION](https://www.researchgate.net/publication/328744668_DIFFUSION_FROM_A_STEADY_SOURCE_OF_SHORT_DURATION)>. Acesso em: 30 mar. 2021.

PASQUILL, F. The Estimation of the Dispersion of Windborne Material. **Meteorological Magazine**, v.90, p. 33-49, 1961.

SETARESHENAS, N.; MOHAMMAD KHALILIPOUR, M.; SHAHRAKI, F.; MANSOURI, M. Consequence Modeling of Chlorine Release from Water Treatment Plant. **Chemical Science International Journal**, v. 4, n. 1, p. 97-104, out. 2013. Disponível em: < <https://www.journalcsij.com/index.php/CSIJ/article/view/6847>>. Acesso em: 10 mar. 2021.

SPICER, Tom; HAVENS, Jery. **User's guide for the degadis 2.1 - Dense Gas Dispersion Model**. 1989, 419p. Disponível em: < <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/2000J5GU.PDF?Dockey=2000J5GU.PDF>>. Acesso em: 30 mar. 2021.

# ANÁLISE TEMPORAL DOS FOCOS DE INCÊNDIO, NO PERÍMETRO URBANO DO MUNICÍPIO DE UBERLÂNDIA

| ID 19373 |

**1 Vinícius Fernandes Alves**

*1 Universidade Federal de Uberlândia, feralvesvini@gmail.com*

**Palavras-chave:** Queimadas; Perímetro Urbano; Problemas Respiratórios.

## Resumo

O Cerrado é o segundo maior bioma da América do Sul, e, segundo o Ministério do Meio Ambiente ocupa cerca de 22% do território nacional. É uma área com grande biodiversidade, o bioma é reconhecido como a savana mais rica do mundo. Além dos aspectos ambientais, o mesmo tem grande importância social. O município de Uberlândia está localizado dentro de uma faixa de cerrado no Estado de Minas Gerais, sendo ele de maior parte rural e ocupada pela agricultura extensiva, liderados pelos cultivos da soja e do milho.

Para a manutenção da vida no bioma, principalmente no que se relaciona a flora, porém com o elevado número de focos de incêndios e queimadas, o fogo passou a ser um problema para a região acarretando em sérios problemas socioambientais como: aumento da emissão de gás carbônico na atmosfera; perda de nutrientes e compactação dos solos contribuindo para a intensificação dos processos erosivos; destruição da flora e da fauna, que de acordo com (Frizzo et al. 2011), a queima prejudica alguns dos animais presentes no bioma e até levando a morte dos mesmos. Além disso, as queimadas nas adjacências da área urbana aumentam o risco de incêndios e da presença de animais vetores em áreas residenciais e, ainda, agravam os problemas respiratórios da população, principalmente, nos meses mais secos. Outro fator importante no estudo das queimadas é o efeito delas no âmbito socioeconômico, os incêndios podem ser considerados um risco para a população, desde sua fumaça, causando problemas respiratórios, até as próprias chamas.

Vendo essas situações destaca-se a importância dos estudos nessa área tão abrangente em seus efeitos. Deste modo sendo alarmante e necessário o estudo sobre esse acontecimento.

A partir disso o objetivo principal desse trabalho é analisar a ocorrência dos focos de incêndio em áreas de cerrado e adjacências da área urbana do município de Uberlândia ao longo de três cenários temporais; 1998-99; 2008-09; 2018-19, a fim de verificar seus impactos tanto no âmbito social como ambiental. Para isso foi realizado um Buffer de 20 Km a partir do centro do município,

afim de selecionar também seus distritos. Todos os procedimentos técnicos de coleta de informações, análise e a elaboração dos mapas foram conduzidos por meio do software QGIS 3.4. Para o mapeamento das áreas de cerrado foram utilizadas imagens do Google Earth e imagens orbitais do Landsat, bem como os arquivos em formato .shp (shapes) do programa “TerraClass Cerrado” produzido pelo Ministério do Meio Ambiente juntamente com a EMBRAPA e o INPE em 2012, como parâmetro para adaptações e possíveis correções na área de cerrado tanto para o cenário atual quanto para os anteriores. Os dados dos focos de incêndio deram-se a partir do banco de dados de queimadas do Programa de queimadas do INPE.

Com a realização desse estudo, obteve-se a alarmante análise, do avanço dos dados de focos de incêndio nas proximidades da área urbana de Uberlândia. A figura 5, vem apresentar a relação desses focos em áreas de cerrado, tanto nativas, quanto reflorestadas, desta forma deixando um alerta quanto a preservação da vegetação nativa do município, perante ao avanço do agronegócio na região. Também nota-se com a presença dos mapas de direção dos ventos para a região, figuras 6,7 e 8 o agravamento da questão social, na qual as consequências das queimadas infere diretamente a população. Deste modo mostra-se importante o monitoramento da situação, além de medidas mais severas para tais crimes ambientais.

### **Introdução**

A poluição se tornou um dos grandes problemas ambientais da humanidade, principalmente em centros urbanos (BUENO et, al 2010), a indústria tem grande parte de culpa nisso, juntamente com a utilização de combustíveis fósseis no cotidiano. As queimadas em áreas de vegetação ou em áreas urbanas, de acordo com CARMO et. al (2009) apresentam consequências diretas para o sistema respiratório. Não sendo diferente para o caso do Cerrado.

O fogo é visto como necessário para a manutenção da vida no cerrado, e, desta forma, incêndios naturais são importantes para o bioma, principalmente quando relacionado a sua flora, como apresentado por PIVELLO (2006), no qual, para a autora, o fogo facilita, para as diversas espécies de plantas, as etapas do seu ciclo de desenvolvimento, como exemplo a reciclagem da matéria orgânica do ambiente.

Porém com o passar do tempo os incêndios tornaram a ser um problema para a região, com o aumento no número de queimadas ao longo dos últimos anos, devido ao aumento da atividade agropecuária na região, juntamente com a expansão da fronteira agrícola (REDIN et al., 2011), de acordo com o Banco de Dados de Queimadas do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

Desta forma apontando informações alarmantes quanto ao desmatamento, como uma maior emissão de gases de efeito estufa no ambiente entre outros problemas para o ambiente.

Com o avanço tecnológico ao longo dos anos a detecção dos focos de incêndio, e consequentemente das queimadas, foram facilitados, entre eles a utilização de imagens de satélite que transmitem em tempo real as queimadas e os focos de incêndio no território (GRANEMANN; CARNEIRO, 2009). A partir disso pode-se notar a agravante situação das queimadas no país e a importância da utilização dessas imagens para tal denúncia.

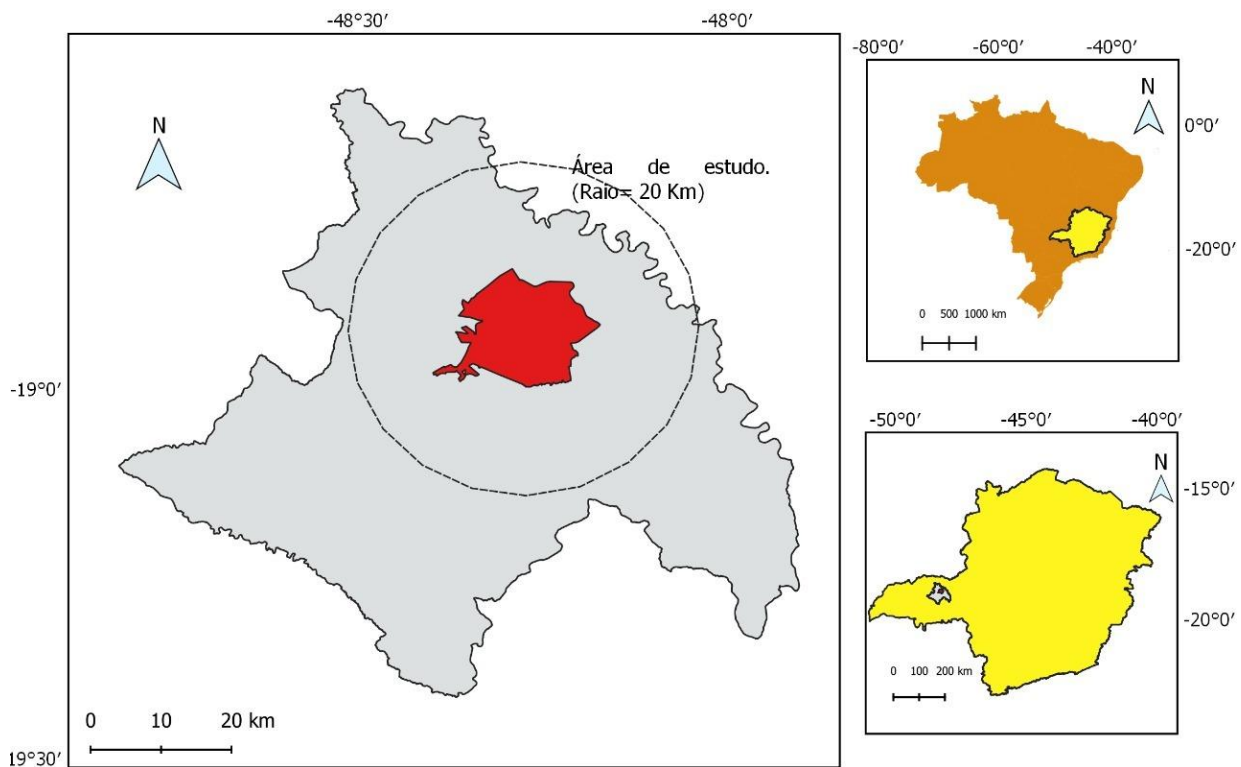
Com isso, segundo BRITO e PRUDENTE (2005), o uso do sensoriamento remoto se torna importante a partir do momento em que as imagens podem ser atualizadas, proporcionada pela quantidade de fotos do mesmo local em períodos diferentes, assim demonstrando sua análise temporal.

Além dos problemas ambientais, a partir desse momento em que os incêndios ocorrem em áreas mais próximas de centros urbanos, as queimadas também agravam problemas sociais, desde financeiros, estruturais e problemas para a saúde da população (TORRES et al., 2016). Nesse quesito deve ser levado em consideração o problema de gestão em saúde pública causadas.

Fundamentado nisso, esse trabalho tem o objetivo de apresentar a análise temporal dos focos de incêndio na área urbana no município de Uberlândia-MG, em três cenários diferentes, sendo eles: 1998-99; 2008-09; 2018-19, a partir da utilização de imagens de satélite, conjuntamente com dados do INPE, o estudo pretende analisar a evolução desses focos, e colocar em discussão as consequências desses fatos.

### **Metodologia**

O município de Uberlândia está localizado na Mesorregião do Triângulo Mineiro/ Alto do Paranaíba dentro do Estado de Minas Gerais (Figura 1). De acordo com o IBGE (2019) o território uberlandense tem 4.115,206 km<sup>2</sup> de área, sendo a 10º no Estado. Ainda de acordo com o Instituto o bioma predominante na cidade é a Cerrado, com alguns pedaços de Mata Atlântica.



**Figura 1: Mapa de localização Uberlândia (MG). Fonte IBGE (2020)**

**Elaborado por ALVES, Vinícius. (2020)**

Segundo OLIVEIRA (2019), o uso e ocupação do solo foi se modificando com o passar dos anos no município, ocorrendo uma expansão das atividades agropecuárias e agroindustrial, que favoreceu, a partir do início do século XXI, a inserção do local na lógica de exportação de commodities do capital.

Para o trabalho foi selecionada uma área de raio de 20 Km de distância, a partir do centro da cidade de Uberlândia. Para a demarcação da área de estudo, foi produzido um Buffer dentro do projeto, o buffer consistia na inserção de um ponto no centro de Uberlândia, e a partir dele marcar uma área circular com raio de 25Km. Essa distância foi escolhida pois engloba o perímetro urbano, áreas de cerrado nativo, área de lavouras e também o distrito de Cruzeiro dos Peixotos.

Nesse estudo analisou as informações do Banco de Dados de Queimadas do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). As séries dos focos de incêndio foram filtrados para a região de Uberlândia e escolhidos em três períodos diferentes, para que pudesse produzir uma análise temporal deles. Fora selecionado o intervalo entre o equinócio de outono e o de primavera dos anos de 1999; 2009; 2019.

A partir da obtenção dos dados do programa do instituto, foi utilizado do software QGIS 3.4 para a elaboração dos mapas temáticos. Foi usado como base uma imagem do LANDSAT-8 obtido



por meio do Google Earth. Foi utilizado o Shapefile do município de Uberlândia para o perímetro do município, além do limite de bairros para que fosse delimitada a área urbana da cidade.

A partir disso foi utilizado a opção de construção de mapa de calor do QGIS. O mapa tem as especificidades de 2Km de distância entre os focos, com tamanho do pixel de 10, tanto para X quanto Y. Para a renderização, foi escolhido a banda simples falsa-cor. O gradiente de cores escolhidos foi o German Flag, e fazendo a inversão do mesmo, pois ele apresenta a evolução crescente das cores quentes, se iniciando no amarelo e encerrando em preto. Foram utilizadas 6 classes para a divisão do gradiente. Os três mapas foram elaborados no sistema de coordenadas WGS 84.

Para o trabalho também foi utilizado um mapa direcional dos ventos, obtido na plataforma Windfinder, na qual fora retirado imagens da direção dos ventos no município de Uberlândia em três períodos distintos do dia, manhã, tarde e noite, para que o panorama de estudo fosse maior.

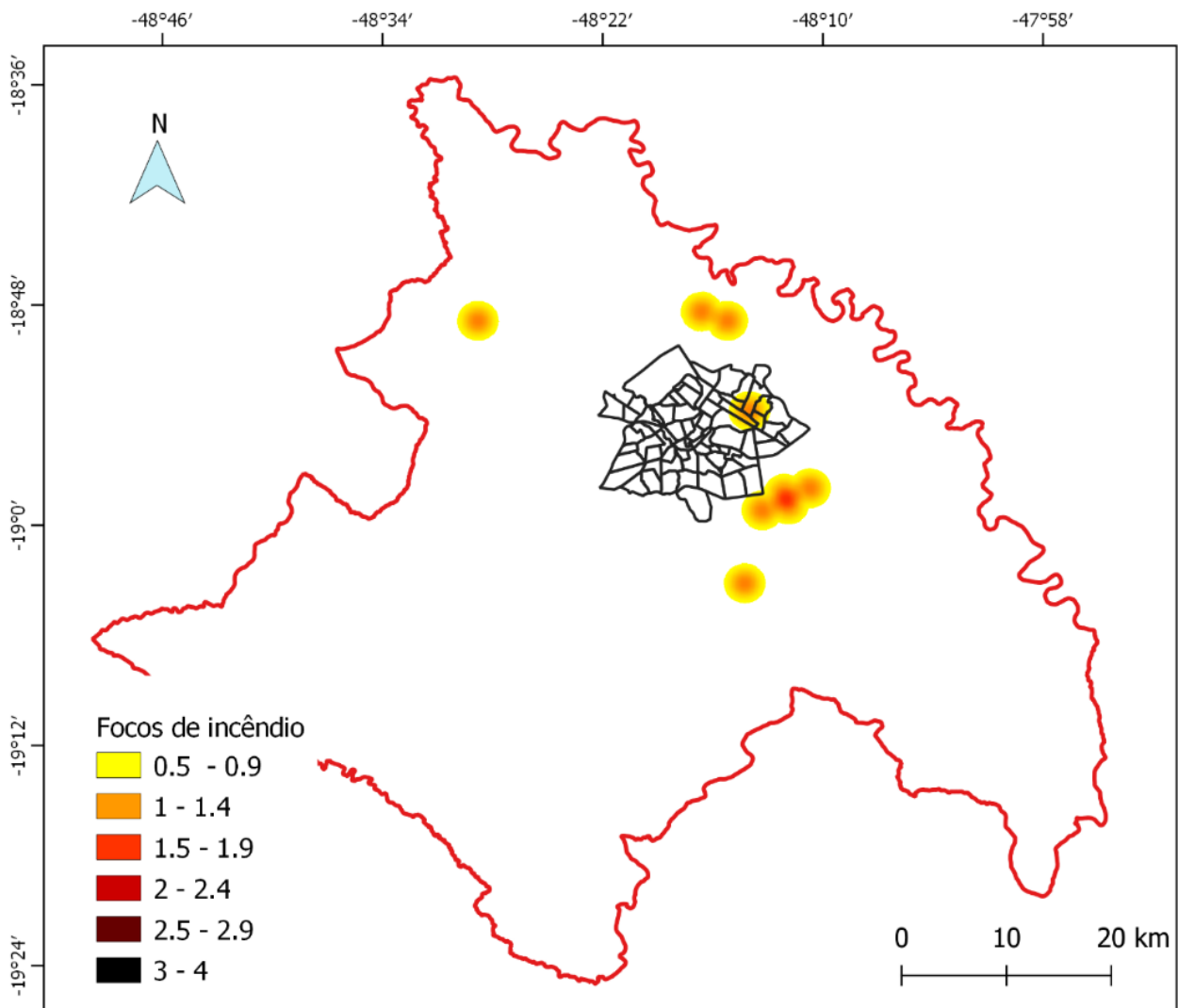
Por meio de uma captura de tela, a imagem foi salva no formato PNG e levada ao Qgis, dentro do Software foi utilizada a aplicação Georreferenciador para que a imagem pudesse ser georreferenciada para a camada do Google Road e assim utilizada. Para a criação dos indicadores em seta para representar os ventos foi necessário criar uma camada SHP e manualmente ir construindo as setas.

O mapa que mostra a relação entre as áreas de cerrado e os focos de queimadas foi produzido a partir de um mapeamento pré-existente feito pelo ministério do meio ambiente e o programa TerraClass Cerrado, no qual no ano de 2012, mapeou a área do bioma no território nacional.

Para esse trabalho fez se necessário a atualização do bioma dentro do raio de 25 km estabelecido. Foi utilizado uma imagem de satélite obtida no Google Earth, de dezembro de 2019, transferida para o Qgis 3.4 e recortada para o município de Uberlândia. Dentro do software o shape do bioma foi sobreposto com a imagem de satélite, de forma que as atualizações do cerrado pudessem ser realizadas. Para os ajustes foram utilizadas as ferramentas de ajuste, criação e exclusão de polígonos. As principais mudanças deram-se na exclusão de novas áreas de pastagens e de silvicultura, além da adição de regiões de mata ciliares e demais áreas de vegetação nativas alteradas nesse período.

## **Resultados e discussões**

A partir do trabalho produzido, pode se produzir os mapas de calor, dos focos de incêndio, no entorno urbano do município de Uberlândia em 3 cenários para que fosse possível a comparação ao longo dos anos. As figuras 2,3 e 4 vêm representar esses cenários:



**Figura 2: Concentração focos de incêndio Março - Setembro 1999.**

**Fonte INPE, 2020. Elaborado por ALVES, Vinícius (2020)**

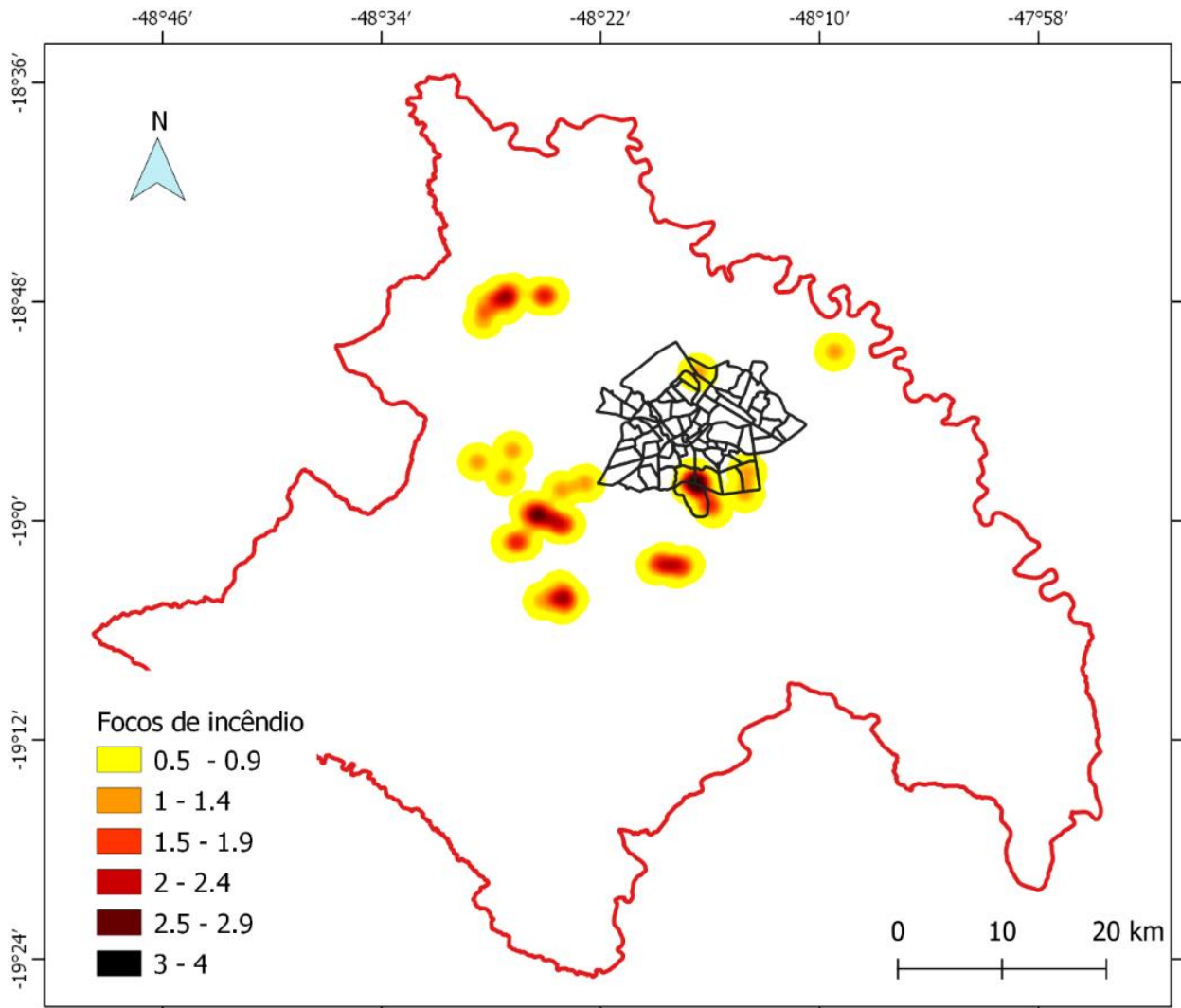
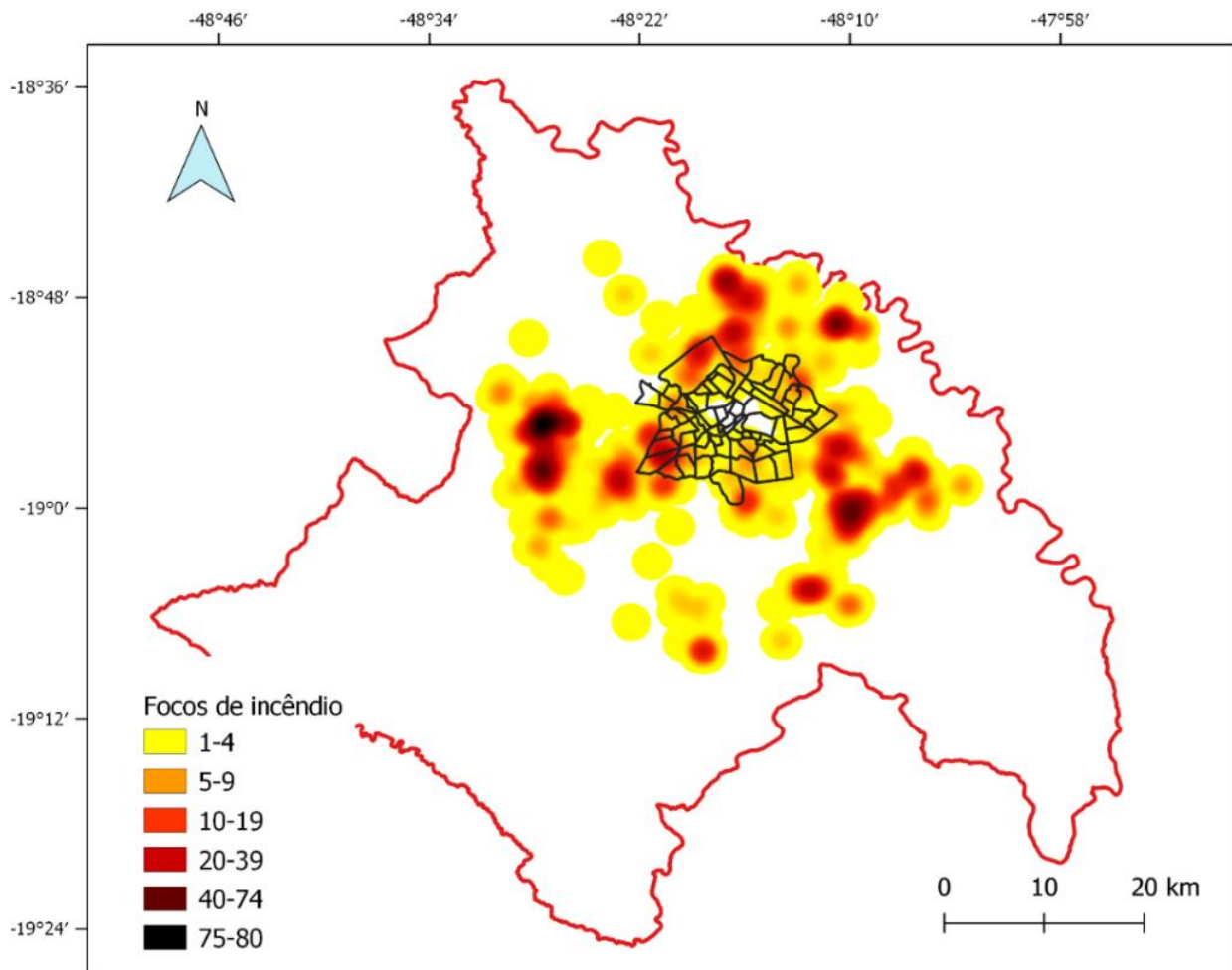


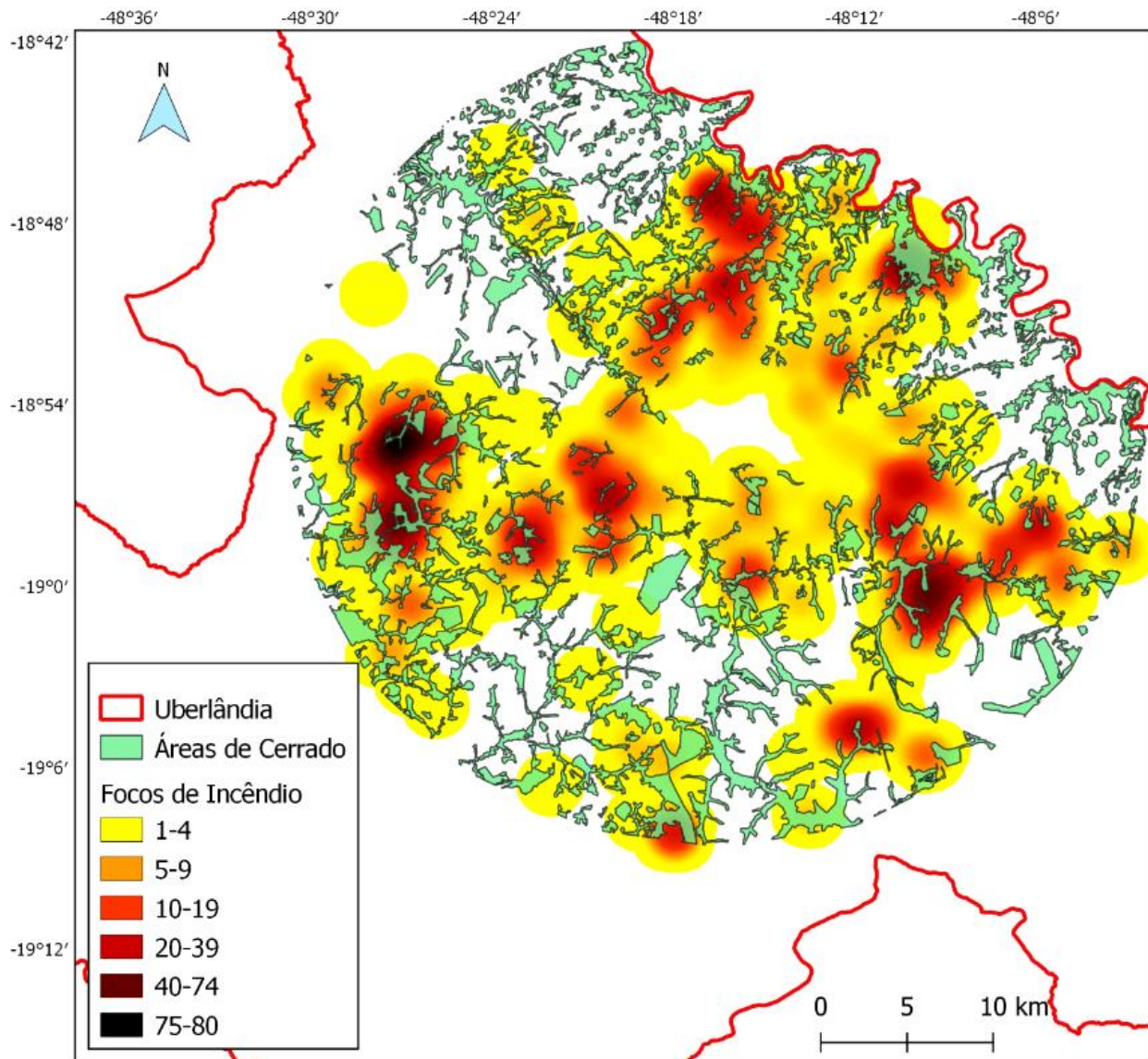
Figura 3: Concentração focos de incêndio Março - Setembro 2009.  
Fonte: INPE, 2020. Elaborado por ALVES, Vinícius (2020)



**Figura 4: Concentração dos focos de incêndio Março - Setembro 2019.**  
**Fonte: INPE 2020. Elaborado por Alves, Vinícius (2020)**

A partir dos mapas apresentados, nota-se o aumento nos focos de incêndio na área urbana de Uberlândia. Esse aumento gradual acompanha o avanço do desmatamento no país. O cerrado, como apontado por relatório produzido pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, (IBICT), na área de Conservação Internacional, apresentando que a situação do cerrado é bem crítica.

Em 2012 o TerraClass Cerrado em conjunto com o Ministério do Meio Ambiente realizou um estudo que mapeou as áreas de cerrado restantes no Brasil, para a realização desse estudo, foi empregado essa base, porém foi necessária a adaptação para o ano de 2019, para tal foi utilizado uma imagem de satélite obtida por meio do Google Earth do mesmo ano de forma que as possíveis alterações pudessem ser produzidas. A figura 5 é o resultado deste mapa e deste modo alarmante, visto que às poucas áreas restantes de cerrado no município de Uberlândia ainda sofrem com a ocorrência de incêndios.



**Figura 5: Focos de incêndio nas áreas de cerrado de Uberlândia, Março – Setembro 2019.**

**Elaborado por: ALVES, Vinícius (2020)**

Além disso, o aumento das queimadas, agrava os problemas na sociedade como apresentado anteriormente, o maior número de focos de incêndio em um período curto de tempo, março a setembro de um ano, causa maiores complicações em problemas na saúde da população, se tornando assim problemas de saúde pública.

As figuras 6, 7 e 8 apresentam a direção dos ventos no município de Uberlândia, nos diferentes períodos do dia, separados em diurno (às 09:00 horas), vespertino (às 15:00 horas) e noturno (às 21:00 horas) respectivamente. Deste modo mostrando o quão agravado o problema pode ser.

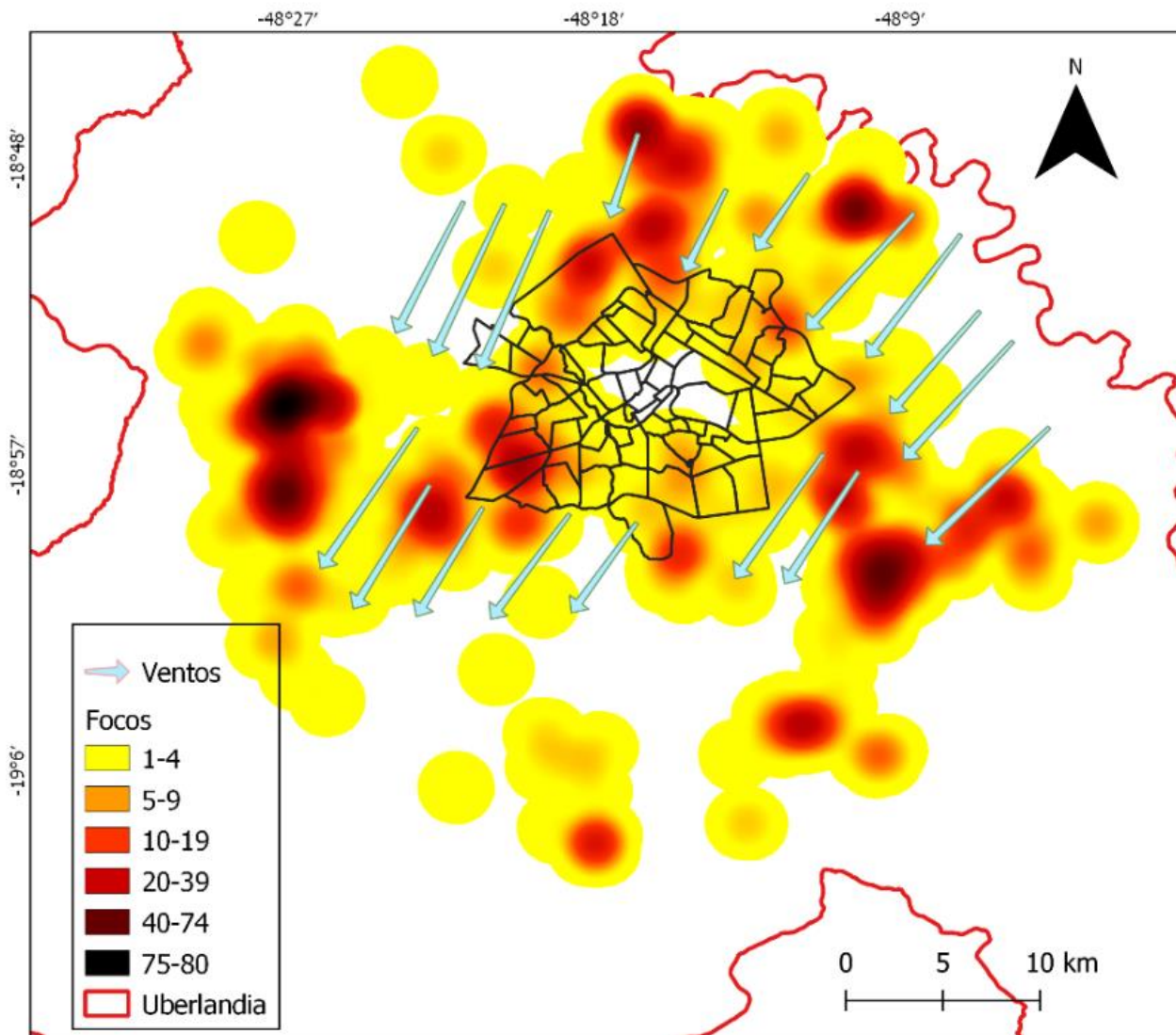


Figura 6: Mapa direcional dos Ventos Uberlândia- MG (Diurno).

Fonte: Windfinder, 2020. Elaborado por: ALVES, Vinícius (2020)

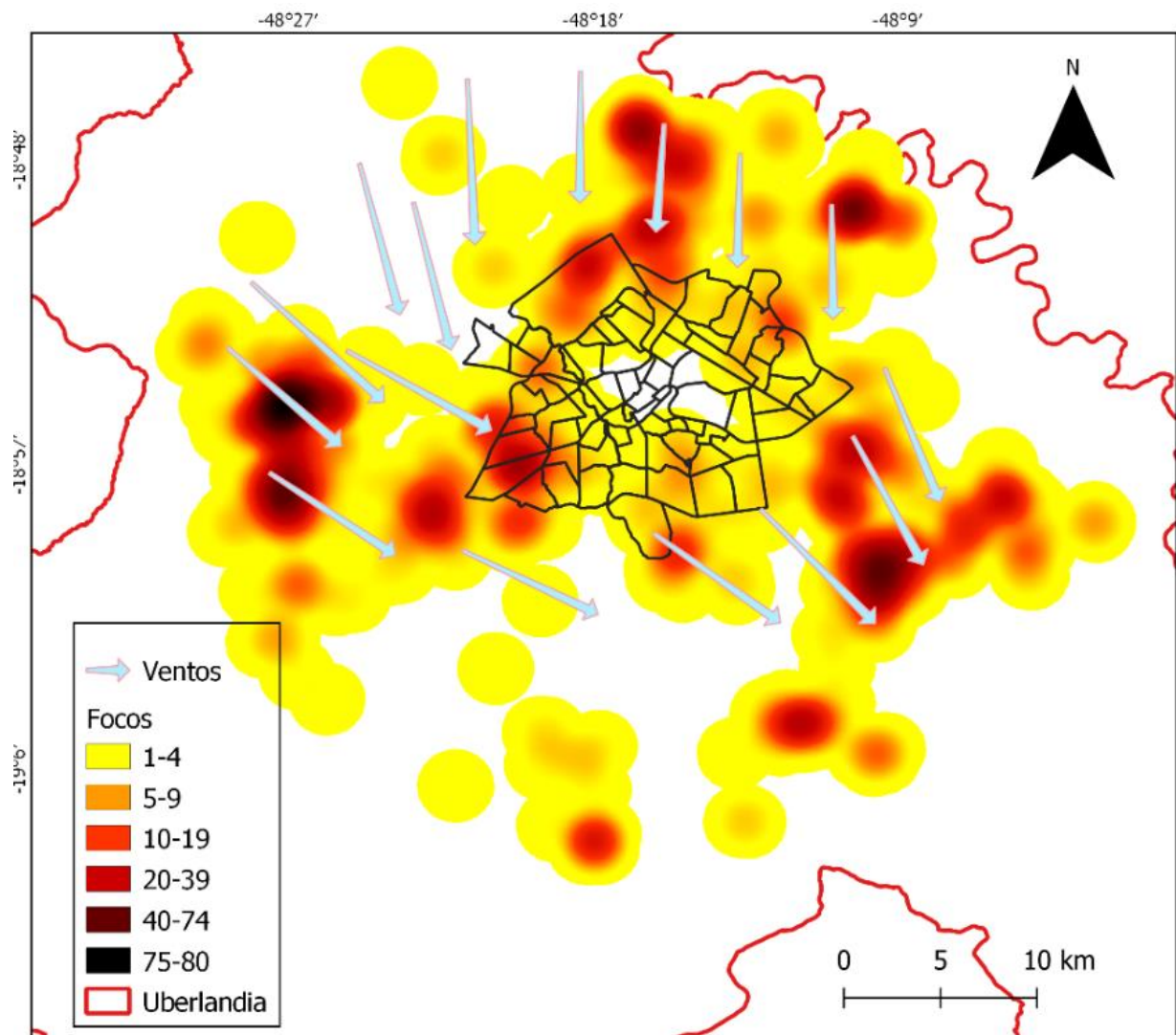
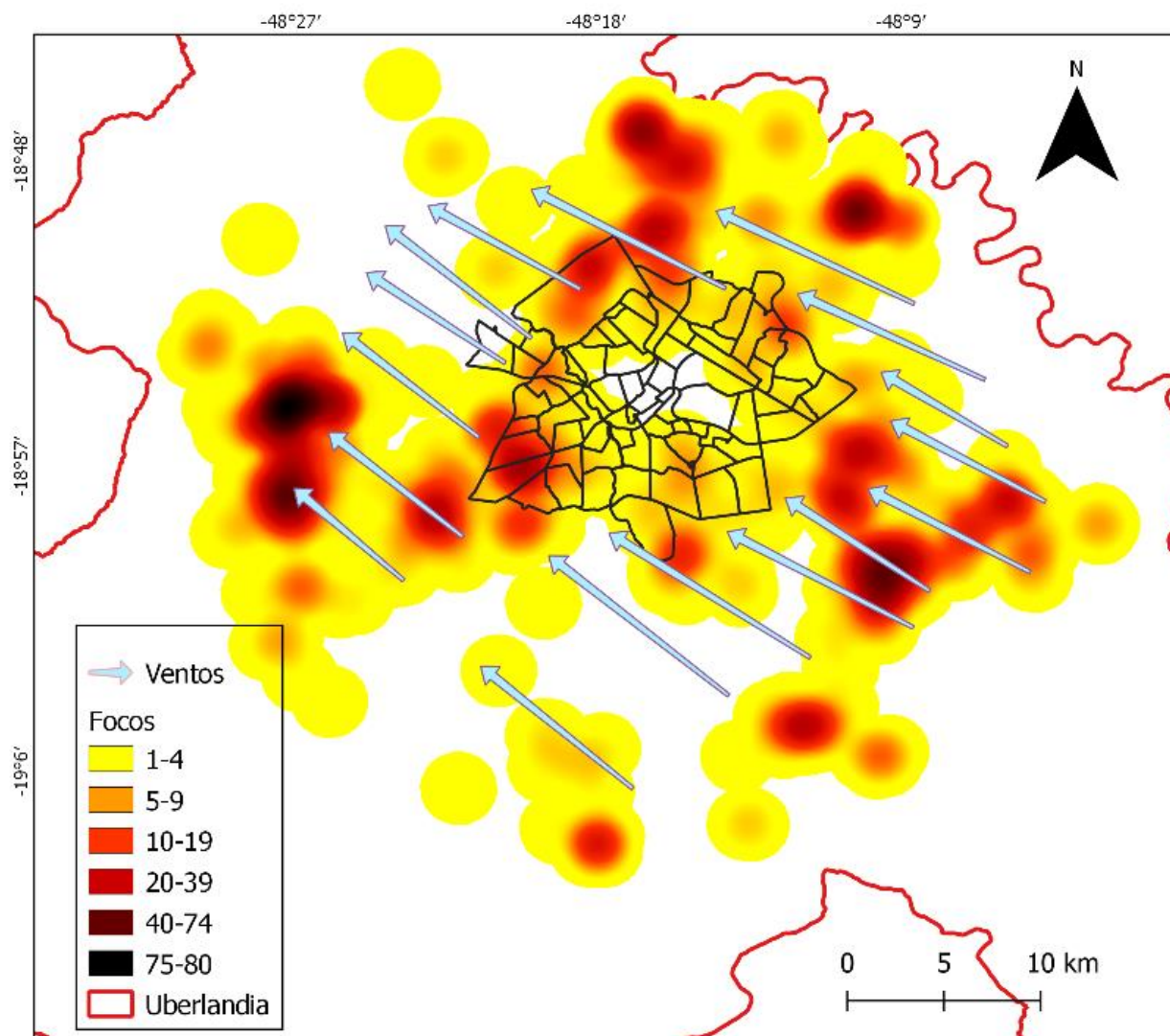


Figura 7: Mapa direcional dos Ventos Uberlândia- MG (Vespertino).

Fonte: Windfinder, 2020. Elaborado por: ALVES, Vinícius (2020)



**Figura 8: Mapa direcional dos Ventos Uberlândia- MG (Noturno).**

**Fonte: Windfinder, 2020. Elaborado por: ALVES, Vinícius (2020)**

De acordo com o mapa dos ventos anteriormente apresentados, nota-se que sua direção varia ao longo do dia, sendo assim um fator agravante para a saúde pública quanto em relação as queimadas, visto que a fumaça pode vir a ser carregada até o centro urbano de Uberlândia.

### **Considerações Finais**

A partir do estudo apresentado, nota-se o aumento preocupante do número de focos de incêndio na área urbana do município de Uberlândia, sendo isso um agravante para problemas de saúde, principalmente os respiratórios, além do crescimento, também há a concentração dele em um



curto período intensificando ainda mais essa situação negativa. Nota-se que a relação dos ventos com a situação das queimadas agrava e alarma as autoridades, quanto a questão da baixa umidade e fácil propagação das chamas.

É necessária uma maior fiscalização contra o ato das queimadas, além também da conscientização dos praticantes sobre os possíveis problemas que isso acarreta para a população. O monitoramento é importante e deve ser mantido, se possível ainda mais aprimorado, visto que esta é uma forma de controle sobre isso, além disso, a ciência deve ser levada mais a sério por instituições e a população em geral, pois ela trabalha em favor do bem da sociedade.

### **Agradecimentos**

Agradeço o Programa de Educação Tutorial (PET Geografia UFU) da Secretaria de Ensino Superior (SESu) do Ministério da Educação (MEC), por todo incentivo e apoio apresentados.

### **Referências Bibliográficas:**

BRITO, Jorge Luís Silva; PRUDENTE, Tatiana Diniz. Análise temporal do uso do solo e cobertura vegetal do município de Uberlândia-MG, utilizando imagens ETM+/Landsat 7. *Sociedade & Natureza*, v. 17, n. 32, p. 37-46, 2005.

Bueno, F. F., Fonseca, A. R., Braga, F. A., & Miranda, P. S. C. (2010). <b>Qualidade do ar e internações por doenças respiratórias em crianças no município de Divinópolis, Estado de Minas Gerais</b>; - doi: 10.4025/actascihealthsci.v32i2.7344. *Acta Scientiarum. Health Sciences*, 32(2), 185-189. <https://doi.org/10.4025/actascihealthsci.v32i2.7344>

Carmo CN, Hacon S, Longo KM, Freitas S, Ignotti E, Ponce de Leon A, et al. Associação entre material particulado de queimadas e doenças respiratórias na região sul da Amazônia brasileira. *Rev Panam Salud Publica*. 2010;27(1):10-6

CIDADES, I. B. G. E. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mg/uberlandia/panorama> Acesso em: 25 de agosto de 2020.

GRANEMANN, Daniel Carvalho; CARNEIRO, Gerson Luiz. Monitoramento De Focos De Incêndio E Áreas Queimadas Com A Utilização De Imagens De Sensoriamento Remoto. *Revista de Engenharia e Tecnologia*, Ponta Grossa, v. 1, n. 1, p.55-62, dez. 2009

Machado, R.B., M.B. Ramos Neto, P.G.P. Pereira, E.F. Caldas, D.A. Gonçalves, N.S. Santos, K. Tabor e M. Steininger. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília, DF.  
Ministério do Meio Ambiente. O Bioma Cerrado. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>. Acesso em: 25 ago. 2020.

OLIVEIRA, Denise Leonardo Custodio Machado de. A Participação Do Município De Uberlândia (Mg) Na Divisão Territorial Do Trabalho No Contexto Do Agronegócio. *Revista Formação (ONLINE)*, v. 26, n. 47, jan-abr/2019, p. 121-140.

PIVELLO, Vânia Regina. Fire management for biological conservation in the brazilian cerrado. In: *Savannas and dry forests: linking people with nature*[S.l.: s.n.], 2006.

REDIN, Marciel *et al.* Impactos Da Queima Sobre Atributos Químicos, Físicos E Biológicos Do Solo. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 21, n. 2, p. 381-392, abr. 2011.

RIBEIRO, José Felipe *et al.* Fitofisionomias Do Bioma Cerrado. In: SANO, Sueli Matiko. *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 1998. p. 87-166.

RIBEIRO, José Felipe; WALTER, Bruno Machado Teles. Fitofisionomias do bioma Cerrado. Embrapa Cerrados- Capítulo em livro científico (ALICE), 1998.

TORRES, F. T.; ROQUE, M. P. B.; LIMA, G. S.; COSTA, A. G.; FÉLIX, G. A.; JÚNIOR, M. R. S.. Perfil dos incêndios florestais em unidades de conservação brasileiras no período de 2008 a 2012. *Floresta*, Curitiba, v.46, n.4, p.532, 2016. DOI:<http://dx.doi.org/10.5380/ufv.v46i4.44199>

Windfinder. Página inicial. Disponível em: <https://pt.windfinder.com/#9/-23.2199/-44.9231/2020-10-22T00:00Z>. Acesso em: 02 de out. de 2020.

# A ANÁLISE DA PAISAGEM DE ENCLAVE DO MORRO TRÊS IRMÃOS, TERRA RICA-PR: ELEMENTOS FITOGEOGRÁFICOS PRELIMINARES

| ID 19420 |

1Elissandro Voigt Beier, 2Maria Eugênia Moreira Costa Ferreira

1Universidade Estadual de Maringá, e-mail: [elissandrovoigt@hotmail.com](mailto:elissandrovoigt@hotmail.com); 2Universidade Estadual de Maringá, e-mail: [eugeniaguart@gmail.com](mailto:eugeniaguart@gmail.com)

**Palavras-chave:** Teoria dos Refúgios Florestais; Paleoclima; Caracterização fitogeográfica; Morro Três Irmãos-Terra Rica/PR.

## Resumo

O presente trabalho visa esclarecer as diferentes formações vegetais que ocorrem no Morro Três Irmãos e áreas próximas, correlacionando a composição atual com a pressupostos formulados e consolidados pela Teoria dos Refúgios Florestais com elementos paleobioindicadores como “stone lines”, campos de matações e a vegetação de famílias vegetais de cactáceas e bromeliáceas terrícolas, que remetem a climas semiáridos e semiúmidos remanescentes atuais de uma variação climática ocorrida no Pleistoceno tardio. Neste estudo pretende-se efetuar o levantamento destas diferentes formações fitogeográficas xerófitas de Savana e Savana-Estépica inseridas na formação fitogeográfica Floresta Estacional Semidecidual contidas no Morro Três Irmãos, no Noroeste do estado do Paraná. Discute-se a ocorrência de indicadores relictuais, direcionando a discussão para a Teoria dos Refúgios Florestais na região do Morro dos Três Irmãos, em Terra Rica no noroeste do estado do Paraná. Foram efetuadas incursões na região noroeste do estado do Paraná em regiões próximas e circunjacentes ao Morro dos Três Irmãos, buscando elementos de embasamento para uma abordagem que abarcasse o diálogo com as ideias da Teoria dos Refúgios Florestais. Teoria esta consolidada como uma teoria madura, com o corpo de ideias aceito para explicar as ideias referentes aos mecanismos e padrões de distribuição de floras e faunas da América Tropical, tanto que esta envolve uma significância ecológica e biogeográfica, quanto pela sua experiência multidisciplinar na interface das geociência e biociências. Para a análise da vegetação será implantada a metodologia de transecção e caminhamento, consistindo na observação das informações sobre os vegetais sobrepostos na linha do transecto, coletas de espécies para posterior identificação, complementando as coletas deverão ser analisadas as características ecológicas e ambientais dos locais de implantação

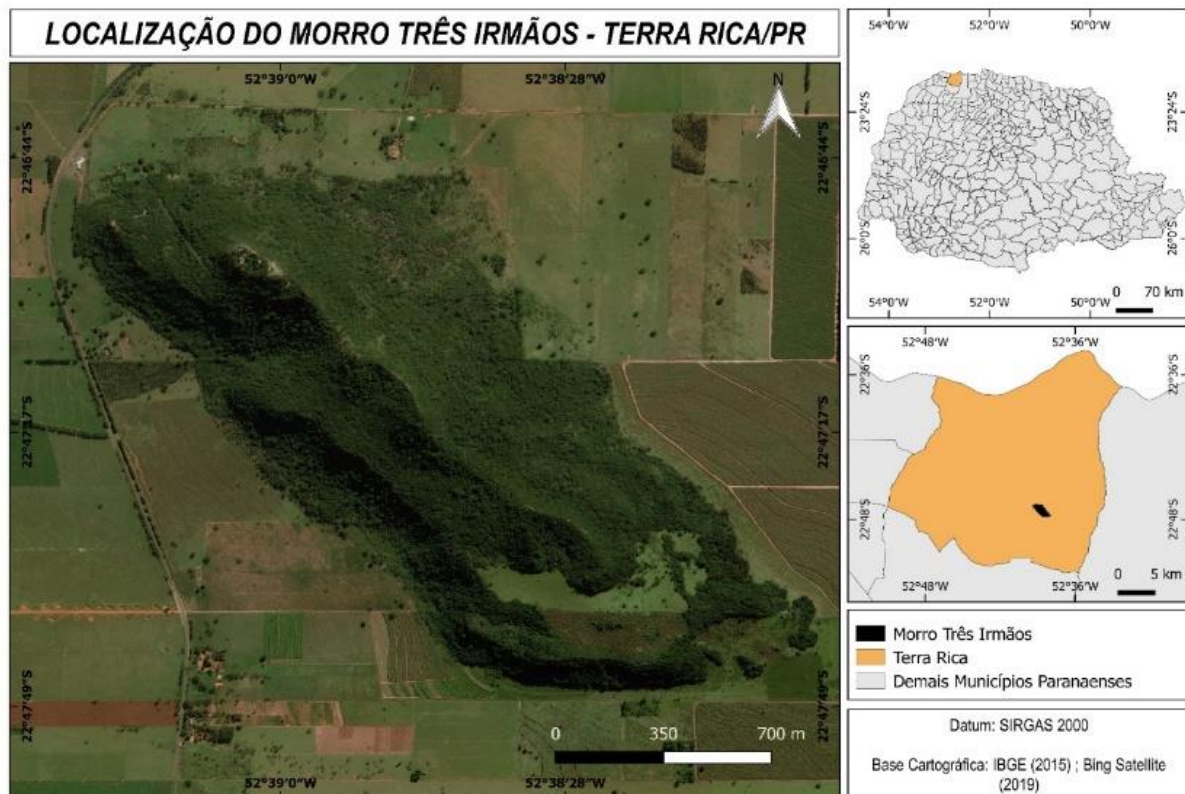
por meio do preenchimento das fichas de Bertrand e Kuchler. Quanto da coleta individual, adotando-se o caminhamento pelos diferentes setores do Morro, plotagem por GPS para identificação no local de ocorrência, coletas de espécimes e posterior identificação dos indivíduos que contará com o apoio do Laboratório de Biogeodinâmica da Paisagem e do Herbário da Universidade Estadual de Maringá – HUEM. A pesquisa tem por objetivo caracterizar a vegetação de savana e savana estépica do local, mapear as áreas com ocorrência de espécies da formação Cerrado e outras áreas com vegetação de caráter árido e semiaridez inseridos na formação fitogeográfica Floresta Estacional Semidecidual que apresenta índices de pluviosidade e características diferenciados dos que propiciaram a formação desta vegetação semiúmida e semiárida, delimitando-se como relictuais pretéritos Vegetacionais. Tendo como principais observações a ocorrência de uma diversificação na disposição da vegetação em virtude da orientação das vertentes, com elementos de Savana dispostas no divisor de águas de dois dos morros, abrigando nas faces leste e norte (vertentes quente), espécies de cactáceas específicas, divergindo quanto as faces inclinadas para sul e oeste (frias), com ocorrência exclusiva de pteridófitas, maior concentração e estrutura da Floresta estacional Semidecidual e de bromeliáceas sombreadas. Nas faces dos Três morrinhos fluxos de sedimentação com formações de blocos e seixos de arenito angulares e subangulares formam campos de matações em diferentes porções da base dos morros, perfeitamente organizados como campos de dejeção. Os elementos biogeográficos, como a existência de quatro espécies de cactáceas terrícolas que são observadas ao longo de toda a formação geológica, duas espécies de bromeliáceas terrícolas e espécimes fitogeográficas do domínio do Cerrado, embasando a teoria de que o Morro tenha sido ocupado no final do Pleistoceno por densa flora xerófila migrante do nordeste brasileiro pelos interflúvios dos principais rios até o território do noroeste do Paraná, considerando que toda a região deveria fazer parte de um grande campo de caatinga, que atingiu a região pelos principais divisores de águas atingindo o sudoeste do estado de São Paulo e pontal do Paranapanema, onde atualmente encontra-se o Morro do Diabo (margem oposta).

## **Introdução**

A monotonia paisagística do noroeste do Paraná é quebrada pelo avistamento de um morro, especificamente, os Três Morrinhos são elevações anômalas, alongadas e solitárias, que se destacam na paisagem de colinas amplas do Noroeste do Paraná (FERNANDES; COUTO; SANTOS, 2012).

Sobressalientes na paisagem e na topografia denominados popularmente de Três morrinhos ou Três Irmãos.

A formação geomorfológica denominada Morro Três Irmãos está localizada no município de Terra Rica (figura 01), situado na porção noroeste do estado do Paraná, geomorfológicamente encontra-se sobre o Planalto de Paranavaí (MINEROPAR, 2006).



**Figura 1: Localização da área de estudo.**

A geologia da área corresponde a deposições de arenitos da paleobacia Bauru, com arenitos da Formação Rio Paraná, do Grupo Caiuá. Apresentam granulação areia muito fina a média, com predomínio de grãos de quartzo monocristalino com elevado grau de esfericidade e arredondamento (FERNANDES; COUTO; SANTOS, 2012).

Pela configuração de morro testemunho, revelando um período importante da geologia da Paleobacia Bauru e pelo seu caráter cênico e representativo na paisagem a área está classificada como Sítio Geológico no Comissão Brasileira de Sítios Geológicos e Paleobiológicos – SIGEP, tendo sido classificado como Sítio Geológico - Três morrinhos, SIGEP sítio 058.

O local foi transformado no Parque Municipal Três Morrinhos em (2003), administrado pela prefeitura Municipal de Terra Rica. Conta com um portal de entrada, com edificação denominado

centro de Educação Ambiental desde 2008, embora sem funcionamento e sem a presença regular de pessoal especializado ou responsável (FERNANDES; COUTO; SANTOS, 2012).

Atualmente a área do entorno do Parque municipal e mesmo os dois morros que se situam a sudeste, são ainda propriedades particulares das fazendas do entorno, não havendo nenhuma forma de proteção ou gestão pública para conscientização ou mecanismos de conservação do patrimônio biogeográfico e da geodiversidade.

Considerando as atuais características da paisagem do morro e seu entrono, que apresenta uma flora com elementos de “enclaves”, surgiu a possibilidade de implantar os pressupostos da teoria dos refúgios e redutos florestais, que como Ab’Sáber (2017) coloca como, foi um dos mais importantes corpos de ideias referentes aos mecanismos padrões de distribuição de floras e faunas da América Tropical. O referido autor reforça que esta teoria, nascida de considerações sobre as flutuações climáticas do Quaternário na América do sul e central, constitui-se numa das mais sérias tentativas de integração das ciências fisiográficas com as ciências biológicas, ocorridas depois do darwinismo (AB’SÁBER, 2017).

Originalmente a região era coberta pela Floresta Estacional Semidecidual, característica pelas Perobas de grande porte, porém na atualidade resistem apenas fragmentos desta formação fitogeográfica em sua maioria isolados e sem conectividade gênica. O Morro e sua biodiversidade com sua Floresta e seus elementos xerofíticos despontam como uma ilha vegetada em meio a monocultura exótica de cana-de-açúcar.

Relicto na concepção de Kuhlmann, (1977), é uma espécie que permaneceu isolada, distante de sua área de dispersão normal, constituindo um testemunho de mudança climática, como é o caso da área de estudo que sofreu isolamento após a retomada da tropicalidade permanecendo inserida na Floresta Estacional Semidecidual.

A complexidade dos Geossistemas tropicais sul-americanos tem sido explicada por um corpo de ideias referente aos mecanismos de desintegração das paisagens, das distribuições de flora e fauna da América Neotropical, denominada Teoria dos Refúgios Florestais, que pelas suas relações aborda a significância biogeográfica e ecológica e pela sua experiência de caráter multidisciplinar relaciona as geociências e as biociências (AB’SÁBER, 1992).

Conforme Viadana (2002, p. 20-21), pode-se entender que a Teoria dos Refúgios Florestais alega em síntese a ideia relacionada às flutuações climáticas da passagem para uma fase mais seca e fria durante o Pleistoceno terminal.

Um complemento no entendimento desta discussão é postulado por Viadana (2006/2007) que esta teoria é um importante corpo de conhecimento sobre flutuações climáticas pleistocênicas e as informações a respeito da aridificação do clima no continente sul-americano, entre 13.000 e 18.000 anos

antes do presente, com refrigério nas temperaturas e mudanças nas configuração espacial dos mosaicos vegetacionais, evidenciados principalmente pela retração de áreas florestas e de maior biomassa e expansão das fitofisionomias abertas (cerras e caatingas), compõem nas suas linhas mais abrangentes o que se convencionou de Teoria dos Refúgios Florestais.

### **Material e Métodos**

Foi aplicada a metodologia de transecção para delimitação da disposição da composição florística nativa na área do Morro Três Irmãos, buscando-se levantar sua estrutura arbórea, avaliação da sociabilidade das espécies nativas, avaliação da vitalidade geral dos estratos arbóreos e levantamento dos problemas ambientais como o impacto de visitantes e efeito de borda no parque identificados na área proposta para a pesquisa (FERREIRA, 2011); (IBGE, 2012).

O procedimento de transecção consiste em estender uma trena de tamanho variável, identificando e descrevendo as características das espécies contidas dentro do percurso retilíneo do trajeto, podendo ser ampliado em largura, formando um retângulo, juntamente com as informações da vegetação são observadas variáveis da paisagem, tomadas e descritas nas fichas de Bertrand e Kùchler.

Para avaliar o grau de densidade da cobertura vegetal de cada disposição vertical das plantas de uma associação, avaliada em metros nos locais de transecção – rasteira, arbustiva, arbórea inferior, arbórea superior e emergente – proceder-se-á à análise biogeográfica mediante o preenchimento das fichas de Bertrand e Kùchler (BELTRAME, 1998). Realizada a coleta de dados do transecto, repassam-se estas informações para um papel quadriculado 1cm x1cm obedecendo a escala de representação, e atendo-se para a máxima representação de detalhes observados em campo.

Para a delimitação estrutural da vegetação na totalidade do Morro Três Irmãos efetua-se o caminhamento por toda a área, para o reconhecimento e identificação das condições estruturais e de dossel das áreas com formação densa e com cobertura vegetal aberta, com maior possibilidade de identificação de espécies ou agrupamento relictuais. Com o percurso e os locais de identificação das espécies efetua-se a fragmentação da área em setores e sua devida quantificação quanto à diferenciação na cobertura baseado na estrutura.

Identificação das espécies de formação aberta, seja de Cerrado ou Xerófita será realizada por meio do caminhamento pelas diferentes áreas do Morro, identificando as espécies e plotando-as por meio de GPS. Tomando como necessária a análise pedológica para as áreas de ocorrência destas

espécies e expondo as configurações observadas em superfície, desenvolvendo uma relação da ocorrência destas espécies com o substrato e as condições pedológicas e geológicas para as áreas.

Será desenvolvida análise de imagem de satélite LANDSAT TM 5 @, para levantando dos índices de inclinação das vertentes e tratamento por meio da ferramenta ArcGis, resultando em uma carta desta natureza, para relacionar a disposição da vegetação do Morro Três Irmãos.

Serão realizadas coletas de espécies vegetais, tratamento por meio da exsicata e posterior identificação em laboratório das famílias, gêneros e/ou espécies por meio de comparação com espécies do herbário, auxílio de especialistas e consultas e auxílio comparativos dos guias de identificação de espécies vegetais das referidas formações (FERRI, 1969; LORENZI, 1998; LORENZI, 2003; RAMOS et al, 2008).

Para o levantamento de índices de cobertura de vegetação nas áreas abordadas será aplicada a análise de vegetação por sensoriamento remoto, quando da análise das áreas por imagem de satélite Landsat TM 5@, para delimitação de índices de vegetação comparando com a informação adquirida em campo para os locais visitados, e conseqüente tratamento das imagens pela ferramenta de domínio público SPRING@, (versão 5.5.3) obtendo os índices de cobertura vegetal para área do Morro Três Irmãos.

Para coleta de dados e informações sobre o perfil da vegetação devem ser considerados instrumentos de campo obrigatórios para o desenvolvimento de um trabalho qualitativo, trena de 5 metros (rígida), trenas de 10/20/50 metros (flexíveis) e balizas de fixação, canivetes, tesoura de poda, paquímetros de diferentes dimensões, altímetro, anemômetro, higrômetro ou termômetro de bulbo seco/úmido, bússola simples (para medir a orientação do perfil e vertente), sacos plásticos estéreis (para coleta de amostras, evitando a entrada de ar e conseqüente apodrecimento das mesmas), etiquetas autoadesivas para identificação das espécies, gêneros e/ou famílias de plantas, pá para coleta de solo e sacos plásticos estéreis para acondicionamento e posterior análise (FERREIRA, 2011).

### **Resultados e Discussão**

Relacionando os elementos identificados, como diferentes espécies de cactáceas rupícolas, diferentes espécies de bromeliáceas, campos de matacão e cones de dejeção, com a Teoria dos Refúgios Florestais, inferindo a localização destes elementos com a disposição das vertentes pode-se organiza-los em um padrão de distribuição.

As primeiras aproximações elaboradas acerca da investigação da configuração geomorfológica apontam para um processo de denudação semelhante como ocorreu no litoral durante a fase mais



seca e com temperaturas mais amenas, as bases dos morros devem ter sido palco de recebimento vigoroso de material detrítico com fonte nas encostas, onde o regime de torrentes do escoamento superficial desnudou, intensamente as paredes dos morros desprotegidos pela ausência da cobertura vegetal da floresta que se instalaria no pós glacial, estes residuais são observados em diferentes pontos das bases dos morros quando da formação de leque de sedimentação e pediplanação.

Esta denudação e ruptura da paisagem, com campos de matacão e cones de dejeção são resultantes da existência de um clima mais seco e frio no Pleistoceno terminal está relacionado com a glaciação de Wurm-Wisconsin. Durante este período, houve uma redução da temperatura média do planeta, como resultado, os polos confinaram muito mais água sob a forma de gelo resultando na redução do nível médio dos mares, deixando expostas grandes faixas de terras da plataforma marinha antes ocupadas pela água do mar (HAUCK, 2008a).

A corrente fria das Maldivas ficou mais intensa chegando até o litoral do nordeste, sul do atual estado da Bahia. Toda a faixa litorânea no Brasil sul e sudeste passou a ter influência direta desta corrente fria de maneira semelhante como ocorre hoje nos litorais do Pacífico da América do Sul, pela influência da corrente de Humboldt. Estas faixas de terra, dentre as quais a atual plataforma continental que então aflorava, eram espaços secos com condições para a caatingas do nordeste se expandissem para as regiões mais sulinas do Brasil (HAUCK, 2008a).

As glaciações quaternárias têm grande importância para a Biogeografia. Elas se caracterizam por uma instabilidade climática em que períodos frios alternam com períodos temperados nas latitudes médias e altas e períodos chuvosos se alternaram com períodos secos nas baixas latitudes Kuhlmann, (1977).

Com estas sensíveis transformações climáticas epicontinental os quadros da vegetação da América do Sul sofrem uma reconfiguração.

Segundo Ab'Sáber (1977b), as florestas úmidas do litoral Atlântico ficaram refugiadas, permanecendo em escarpas mais úmidas de maneira descontínua na Serra do Mar. Os Cerrados resistiram parcialmente ao avanço das caatingas, existindo muitos indícios de sua presença nas depressões interplanálticas do Brasil central (AB'SÁBER, 2003, p.41-42).

As caatingas, por sua vez, se expandiram pelos novos espaços de terra que afloravam no litoral recuado, avançando sobre depressões e os locais mais áridos do sul e sudeste (HAUCK, 2008a).

Bigarella (2016) menciona que “nas épocas semiáridas as florestas deixaram de existir, na maior parte do território sul americano, restringindo-se a áreas de refúgio onde as condições climáticas locais permitiram sua sobrevivência”. Estes refúgios serviram como banco genético para a posterior reexpansão desta biota e reocupação dos espaços ocupados pela flora xerofítica. As

oscilações climáticas em época de maior ressecamento e com estiagem prolongada, teriam revestido o então quadro paisagístico de florestas, que haviam se reduzido para a expansão e imposição vegetacionais com fisionomias de campos, campo cerrado (savana) e caatinga (savana-estépica).

Com a retomada do clima mais quente, no Holoceno, os processos se inverteram, quando a umidade passou a favorecer ecologicamente o quadro fitogeográfico então refugiado nas porções mais úmidas de outrora, numa eventual competição ecológica, e a sua expansão para os espaços então ocupados pela vegetação xerofítica (HAUCK, 2008a).

Em torno de 5.000 anos, durante o Optimum climaticum, houve um aumento da taxa geral de calor global, com conseqüente aumento dos níveis médios dos mares, porém com diminuição efetiva das precipitações em alguns compartimentos de relevo, sentidos, sobretudo nas depressões interplanálticas do Brasil tropical Ab'Sáber (1980).

Braga (1962) apud Viadana (2002), em levantamento fisiográfico elaborado na Serra dos Dourados no município de Cruzeiro d'Oeste (PR), registrou, para uma das associações vegetais observadas em campo, a ocorrência de cactáceas em três distintos locais próximos a extensão enxuta do rio Ivaí, os quais foram denominados pelo supracitado autor como "ilhas de campo", sem, todavia, fazer referência as condições paleoclimáticas.

Com a penetração das caatingas, o ambiente evoluído pode, na concepção de Tricart (1977), ter características de instabilidade. Ainda segundo o referido autor a noção de componente mais importante na dinâmica da superfície terrestre é o morfogênico. Os processos morfogênicos produzem instabilidade da superfície, que é um fator limitante muito importante do desenvolvimento dos seres vivos. Do ponto de vista ecológico, a morfodinâmica é uma limitação, sendo ela intensamente sentida refletirá em uma vegetação pobre e muita aberta, com biomassa reduzida e pouca variedade da biodiversidade.

Utilizando-se deste corpo de ideias, implantou-se a discussão sobre a área de pesquisa, elencando elementos de formações vegetacionais abertas (Cerrados e Caatingas) para o sudoeste do estado de São Paulo, com reflexos no norte do estado do Paraná, entre 13.000-18.000 anos antes do presente, juntamente com elementos geomorfológicos e residuais pertencentes a paisagem como leques coluviais e blocos de arenitos fragmentadas de dimensões diferenciadas, depositadas nas baixas vertentes, acumuladas e roladas distante das bases dos morros, conforme observado no Morro Três Irmãos e no seu entorno.

Viadana (2002) interpreta os testemunhos da vegetação relictual e das linhas-de-pedra no Iapó-Tibagi, subsidiam a interpretação de que, no Pleistoceno terminal, a caatinga transgrediu no alongamento do referido vale, desembocando no rio Paranapanema, transpondo o mesmo e ingressando então no sudoeste do estado de São Paulo. Rio este que deveria ter um volume caudal

muito inferior ao que apresenta atualmente em condições de tropicalidade, porém devendo ter mantido seu comportamento perene mesmo na fase de menor tropicalidade.

Esta abordagem vem de encontro com a área de discussão que se encontra na trajetória da rota de expansão das caatingas que adentram o território paranaense e paulista e se expandem, sendo visíveis nos relíctuos xerofíticos em diversos locais do interflúvio do Pirapó/Bandeirantes (PAULA, 2008); no interflúvio do rio Tibagi/Cinzas (PAULA-SHINOBU, 2014).

Nas observações de (Viadana, 2002) o atual pontal do Paranapanema se encontraria em condições semelhantes para esta mesma interpretação, com vegetação xerofítica e elementos geomorfológicos residuais.

Assim, até o presente estágio da pesquisa, foram identificados elementos fitogeográficos, conforme tabela 1, da savana-estépica, da família das cactáceas, como *cereus hildmannianus* (Mandacaru) e o *Praecereus euchlorus* (F.A.C.Weber) N.P.Taylor (espécie descrita como xique-xique), em maiores concentrações e densidades de indivíduos. Outras duas espécies de cactáceas terrícolas são observadas, *Pereskia aculeata* Mill. e *Brasiliopuntia brasiliensis* (Willd.) A.Berger, são observadas na face menos exposta a luminosidade solar.

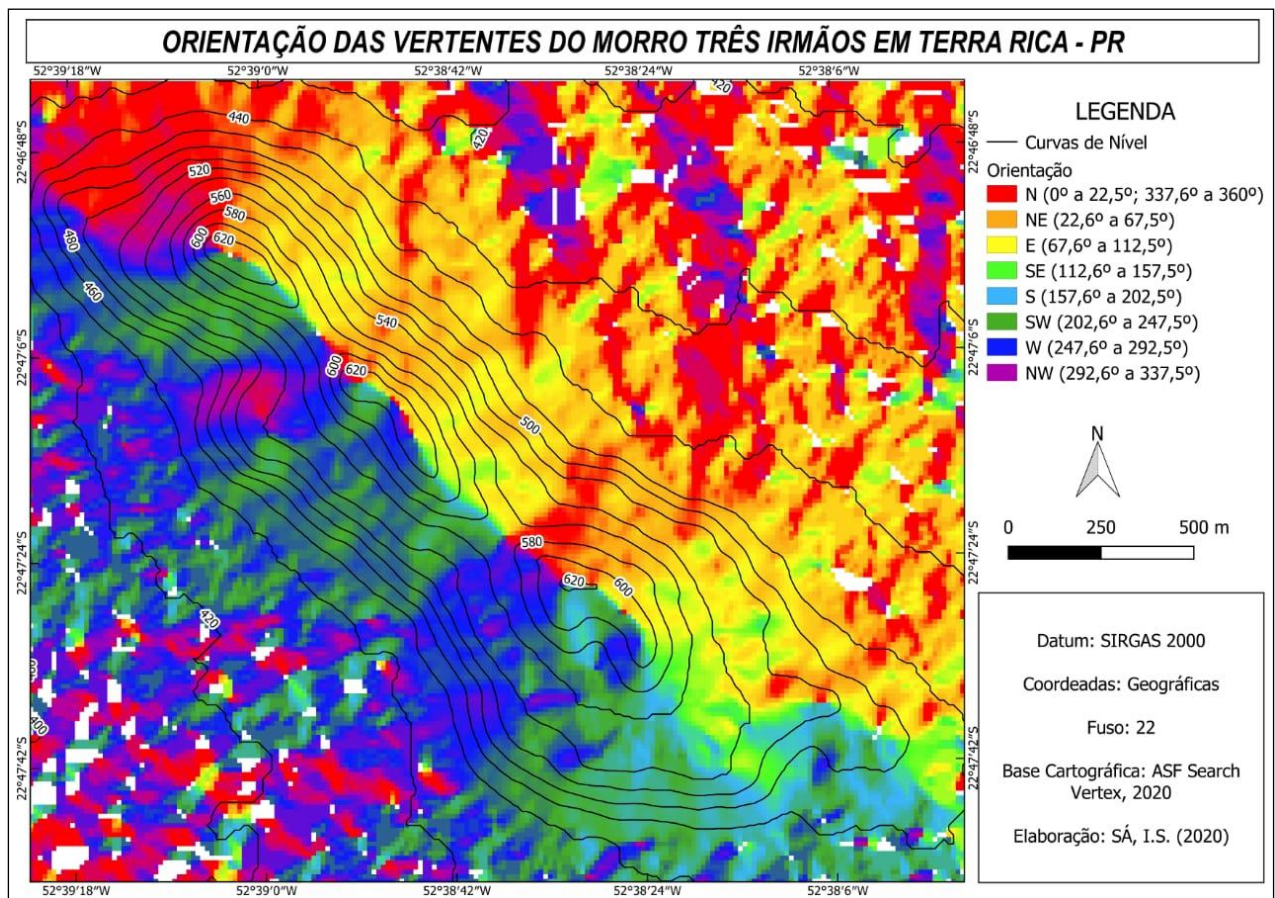
São identificadas duas espécies de bromélias terrícolas como a *Bromelia antiacantha* Bertol., popularmente conhecida como bananinha do mato e a *Pseudananas sagenarius* (Arruda) Camargo, esta última espécie encontra-se preferencialmente abrigada na sombra dos estratos arbóreos.

São identificadas espécies fitogeográficas do cerrado (savana) para a área do parque municipal dos Três morrinhos identificadas em diferentes faces dos morros, sendo as espécies até o momento identificadas, *Anadenanthera peregrina* (angico-do-cerrado,) *Terminalia brasiliensis* Camb. (Capitão-do-campo), *Vochysia tucanorum* Mart. (pau-de-tucano), *Qualea dichotoma* (Mart.) Warm. var. *dichotoma* (pau-terra-de-flor-branca), *Acosmium subelegans* (Mohlenbr.) Yakovlev (Chapadinha), *Moquiniastrum polymorphum* subsp. *floccosum* (Cabrera) G.Sancho (Cambará).

Estão sendo mapeadas e delimitados diferentes elementos, que somados aos argumentos por hora identificados na paisagem do Morro e do entorno, propiciando assim uma ampliação dos conhecimentos que atuaram, evoluíram e ficaram expressos na componente vegetal e geomorfológica do Morro Três Irmãos e seu entorno.

**Tabela 01- Espécimes florísticos identificados para o Morro Três Irmãos (01), Canyon Itapuã (02) e Paleovoçoroca da bacia do Corvo (03)**

Família	Domínio Fitogeográfico	Local de ocor.	Hábito	Ambiente de ocor.	Espécie
Anacardiaceae	Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica	01	Terrícola	Cerradão	<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil.
Apocynaceae	Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pantanal	02	Terrícola	FES	<i>Aspidosperma polyneuron</i>
Arecaceae	Cerrado, Mata Atlântica, Pampa	01	Terrícola	FES	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman
Asteraceae	Cerrado, Mata Atlântica, Pampa	01, 02	Terrícola	FES, Cerradão	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) D.C.
Bignoniaceae	Mata Atlântica	01	Liana	Cerradão	<i>Amphilophium crucigerum</i> (L.) L.G.Lohmann
Bignoniaceae	Mata Atlântica	01, 02	Liana	Cerradão	<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers
Bromeliaceae	Cerrado, Mata Atlântica	02	Epífítico	FES	<i>Acanthostachys strobilacea</i> (Schult. Klotzsch)
Bromeliaceae	Cerrado, Mata Atlântica	01	Terrícola	Cerrado	<i>Bromelia antiacantha</i> Bertol.
Bromeliaceae	Cerrado, Mata Atlântica	01, 02, 03	Terrícola	FES	<i>Pseudananas sagenarius</i> (Arruda) C
Bromeliaceae	Cerrado, Mata Atlântica	01	Epífítico	Cerrado	<i>Tillandsia bandensis</i> Baker
Cactaceae	Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pantanal	02	Terrícola	FES	<i>Cereus hildmannianus</i> K.Schum. sub. <i>hildmannianus</i>
Cactaceae	Cerrado, Mata Atlântica, Pantanal	01	Rupícola	Cerrado, Cerradão	<i>Praecereus euchlorus</i> (F.A.C.Weber) N.P.Taylor
Cactaceae	Mata Atlântica	02	Epífítico	FES	<i>Lepismium lumbricoides</i> (Lem.) Barthlott
Cactaceae	Mata Atlântica	02	Epífítico	FES	<i>Rhipsalis burchellii</i> Britton & Rose
Cactaceae	Mata Atlântica	01, 02	Epífítico	FES	<i>Epiphyllum phyllanthus</i> L. Haw.
Cactaceae	Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pantanal	01	Terrícola	Cerradão	<i>Brasiliopuntia brasiliensis</i> (Willd.) A.Berger
Cactaceae	Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica	01	Terrícola	Cerradão	<i>Pereskia aculeata</i> Mill.
Combretaceae	Cerrado, Mata Atlântica	01	Terrícola	Cerradão	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.
Fabaceae	Cerrado	01	Terrícola	Cerrado	<i>Acosmium subelegans</i> (Mohlenbr.) Y
Fabaceae	Cerrado	01	Terrícola	Cerrado	<i>Moquiniastrium polymorphum</i> subsp. (Cabrera) G.Sancho
Fabaceae	Cerrado, Mata Atlântica	01	Terrícola	Cerradão	<i>Anadenanthera peregrina</i> (L.) Speg.
Malpighiaceae	Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, Pantanal	01	Terrícola	Cerrado	<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.
Malvaceae	Cerrado	01, 02	Terrícola	Cerrado	<i>Luehea divaricate</i> Mart. E Zucc.
Melastomataceae	Cerrado, Mata Atlântica	01	Terrícola	Cerrado	<i>Miconia</i> sp.
Piperaceae	Amazônia, Mata Atlântica	01	Terrícola	FES	<i>Peperomia rotundifolia</i> (L.) Kunth
Vochysiaceae	Cerrado, Mata Atlântica	01	Terrícola	FES	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.
Vochysiaceae	Cerrado, Mata Atlântica	01	Terrícola	FES	<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm. var. <i>dichotoma</i>



**Figura 2: Carta de orientação de vertente para o Morro Três Irmãos.**

**Fonte: BEIER, 2020.**

Identificou-se que a vegetação do parque apresenta diferentes distribuições fitogeográficas relacionadas a disposição das vertentes e do alinhamento do Morro Três Irmãos, estando o mesmo alinhado de NW-SE e desta forma apresenta maior incidência solar na face leste-norte, conforme figura 2.

A carta de declividade apresentada acima, evidencia nas cores quentes a incidência solar nas faces mais “quentes”, estando resguardadas a cores frias para as faces de menor incidência solar e menor calor sobre as vertentes.

A face mais sombreada e consequentemente mais fria, representada pelas cores frias na carta de orientação de vertentes, apresenta diferentes espécies de pteridófitas ainda não identificadas que não são observadas na face quente, inseridas no estrato herbáceo da vegetação da Floresta Estacional Semidecidual.

Com espécimes de médio e grande porte contidas na média vertente, ocupando a face com as vertentes inclinadas para oeste e sudoeste, esta porção apresenta espécimes com características

bastante afetadas pelo efeito do fogo, com troncos queimados e caídos de espécimes identificados como a Peroba rosa *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg. e Figueira Branca *Ficus cestriifolia* Schott ex Spreng.

Este panorama é bastante atual para a área do Parque, que abriga um fragmento ainda preservado de Mata Atlântica, mas que teve como ameaça no passado o desmatamento para cultivo de café e atualmente os incêndios na época de estiagem, espécies invasoras ao sul da área, corresponde a área com maior incidência de espécimes exóticas e invasoras (leucena) para o parque e efeito de borda correspondem importantes efeitos prejudiciais observados no parque.

Atualmente é cercada pelos “desertos verdes”, da silvicultura de *Eucalyptus*, por pastagens de *Brachiarias* e cana-de-açúcar ao seu redor, transformando o morro em uma ilha, que embora apresente uma vegetação nativa e de composição bastante biodiversa, fica restrita a um fragmento isolado, onde o próximo fragmento com caráter de conservação dista aproximadamente 3 quilômetros de distância, impossibilitando a troca gênica e o contato com grupos de fauna que necessitam de um corredor para sua dispersão, como forma de abrigo e de alimento, ficando a população restrita a este fragmento.

Ainda sobre esta concepção de refúgio, que não apresenta mais a condição de refúgio, considerando seu isolamento e sua condenação ao desaparecimento, ressalta-se aqui a necessidade de manejo para conexão desta área com áreas do entorno, propiciando desta forma a possibilidade de uma permanência da flora e por conseguinte da fauna em termos de densidade de indivíduos e diversidade de espécies.

### **Considerações Finais**

Os resultados preliminares identificados para a região de Terra Rica referente a Teoria dos Refúgios Florestais apontam para uma diversificação vegetal bastante clara, com elementos fitogeográficos de ao menos três distintos domínios fitogeográficos (Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica).

As espécies identificadas até o presente momento referente a fitogeografia de savana-estépica têm seu ponto de origem majoritariamente no nordeste brasileiro, endossando a teoria de migração proposta por Viadana sobre as flutuações climáticas para o estado de São Paulo. Quanto a formação fitogeográfica de Savana, as espécies identificadas nesta fase preliminar direcionam a flora originária do Brasil central onde está delimitada a área *core* desta formação fitogeográfica.

De maneira geral foi identificada até o presente momento uma diferenciação fitogeográfica bastante clara e visível entre a face NE e SW, respectivamente coberta com uma floresta menos densa

e menos estruturada nos seus diferentes estratos e com exclusividade para a espécie *Praecereus euchlorus* (F.A.C.Weber) N.P.Taylor, ao contrário que na face SW, de menor exposição a luz solar diretamente incidente, menor densidade de espécies xerofíticas, ocorrendo isoladamente indivíduos do gênero *cereus*, *Bromelia antiacantha* Bertol. ocorrem no estrato protegido da luz solar, em espaços bastante sombreados e *Pseudananas sagenarius* (Arruda) Camargo ocorrem na face sul, com cobertura vegetal aberta. Nesta face observa-se ainda uma maior predominância de espécies da Floresta Estacional Semidecidual, uma composição de estratos mais saudável e com maior recobrimento do Morro, podendo estar esta condição ligada a condições pedológicas, de insolação e microclimáticas.

Foram identificados ainda elementos paleobioindicadores nos três locais onde ocorrem espécies vegetais xerofíticas, reforçando a proposta de que climas menos úmidos atuaram na região em relação direta com a vegetação.

A situação ecológica do Morro é uma das maiores preocupações e questão de discussão, quando da situação de isolamento da área, considerando sua elevada biodiversidade e sua restrita exploração quanto ao conhecimento das espécies encontradas e das relações ecológicas atuantes entre fauna e flora isolados.

### **Agradecimentos**

Os agradecimentos são direcionados a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pelo incentivo a pesquisa por meio da Bolsa que financia toda a etapa de logística e operação de campo. Agradecimentos direcionados também ao laboratório de Biogeodinâmica da Paisagem coordenado pela orientadora Dr<sup>a</sup> Maria Eugênia Moreira Costa Ferreira. Ao herbário da UEM-HUEM, sob a coordenação da Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Maria Auxiliadora Milaneze Gutierre.

### **Referências Bibliográficas**

Ab'sáber, A. N; 1977b. Espaços ocupados pela expansão dos climas secos na América do Sul, por ocasião dos períodos glaciais quaternários. **Paleoclimas** (3). São Paulo.

Ab'sáber A. N; 1980. Razões da retomada parcial de semiaridez holocênica, por ocasião do "Otimium Climaticum". **InterFácies** (8), IBILCE, São José do Rio Preto.

Ab'sáber, A. N; **A teoria dos refúgios**: Origem e significado. Revista do Instituto florestal, Edição especial, São Paulo, março de 1992.

Ab'sáber, A. N; 2003. **Os Domínios de Natureza no Brasil**: Potencialidade paisagísticas. Ateliê editorial. São Paulo.

- Ab'Saber, A. N.; 2017. **Brasil: paisagens de exceção: o litoral e o Pantanal Mato-Grossense: patrimônios básicos.** [S.l: s.n.], 4ª Edição, Ateliê Editorial.
- Beltrame, A. V. Roteiro para orientação de trabalhos de campo na disciplina de biogeografia. Anais da I Jornada de Biogeografia. Presidente Prudente, São Paulo: FAPESP-FCT-UNESP, 1998.
- Bigarella, J. J.; Mousinho, M. R.; Silva, J. X. da. **Pediplanos, Pedimentos e seus Depósitos Correlativos no Brasil.** ISSN 2237-3071. Espaço Aberto, PPGG - UFRJ, V. 6, N.2, p. 165-196, 2016.
- Ferreira, M.E.M.C. Técnicas de levantamento biogeográfico da vegetação. In: Ferreira, M.E.M.C.; Endlich, A.M.; Rocha, M.M. (Org.). Apontamentos Geográficos I. 1ed. Maringá: PGE Editora, v.1, p. 94-118, 2011.
- Fernandes, L. A.; Couto, E. V.; Santos, L. J C.; 2012. Três Morrinhos, Terra Rica, PR. Arenitos silicificados de dunas do Deserto Caiuá testemunham nível de superfície de aplainamento K-T. **Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil – SIGEP.**
- Ferri, M.G. 1969. Plantas do Brasil: espécies do cerrado. Edgard Blücher, São Paulo.
- Hauck, P. A. 2008a. **Teoria dos Refúgios Florestais e sua relação com a extinção da megafauna Pleistocênica: Um estudo de caso. Estudos Geográficos (UNESP), v. 5, p. 121-134.**
- IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos.** 2a ed. IBGE-Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 2012, 275p.
- Kuhlmann, E. Noções de Biogeografia. **Boletim geográfico.** Rio de Janeiro, IBGE, v. 254, p. 48-111, 1977.
- Lorenzi, H.; 1998. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Plantarum. v.2, 352p.
- Lorenzi, H.; 2002. Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa: Plantarum. v.2, 368p.
- Mineropar. **Minerais do Paraná: Atlas Geomorfológico,** 2006.
- Paula, P. F. **Caracterização da vegetação de Savana-cerrado em Sabáudia – PR.** Dissertação de Mestrado: Departamento de Geografia, Universidade Estadual de Maringá, 2008.
- Paula-Shinobu, P. F. **Vegetação relictual de savana e savana-estépica no médio vale do rio Paranapanema, no estado do Paraná.** Tese de Doutorado: Departamento de Geografia, Universidade Estadual de Maringá, 2014.
- Ramos, V. S.; Durigan, G.; Franco, G. A. D. C.; Siqueira, M. F. De; Rodrigues, R. R. Árvores da Floresta Estacional Semidecidual: guia de identificação de espécies. São Paulo: Edusp: Biota/Fapesp, 2008. 320 p.
- Tricart, J. 1977. **Ecodinâmica.** Rio de Janeiro: SUPREN.
- Viadana, A. G. 2002. **A Teoria dos Refúgios Florestais Aplicada ao Estado de São Paulo.** Rio Claro: Instituto de Geociências e Ciências Exatas, UNESP, 165p. (Tese de Livre docência em Geografia).
- Viadana, A. G. A Teoria dos Refúgios Florestais Aplicada ao Estado de São Paulo. In: **Revista da Casa da Geografia de Sobral,** Sobral, V. 8/9 no. 1 2006/2007.