



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

LUIZ GUSTAVO ECKHARDT VALLE

**QUALIDADE DA ÁGUA EM OITO BACIAS HIDROGRÁFICAS  
NO OESTE DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL**

---

Londrina  
2021

LUIZ GUSTAVO ECKHARDT VALLE

**QUALIDADE DA ÁGUA EM OITO BACIAS HIDROGRÁFICAS  
NO OESTE DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL**

Tese/Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor/Mestre.

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domigues Torezan

Co – orientadora: Dra. Ana Tereza Guimarães Bittencourt

Londrina  
2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

V181q Valle, Luiz Gustavo Eckhardt Valle.  
QUALIDADE DA ÁGUA EM OITO BACIAS HIDROGRÁFICAS NO OESTE DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL / Luiz Gustavo Eckhardt Valle Valle. - Londrina, 2021.  
140 f. : il.

Orientador: José Marcelo Domigues Torezan Torezan.

Coorientador: Ana Tereza Guimarães Bittencourt Bittencourt.

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2021.

Inclui bibliografia.

1. Declividade - Tese. 2. Modelos lineares de efeito misto - Tese. 3. Variáveis de qualidade da água - Tese. 4. Resolução Conama 357/2005 - Tese. I. Torezan, José Marcelo Domigues Torezan. II. Bittencourt, Ana Tereza Guimarães Bittencourt. III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU 574

LUIZ GUSTAVO ECKHARDT VALLE

**QUALIDADE DA ÁGUA EM OITO BACIAS HIDROGRÁFICAS  
NO OESTE DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL**

Tese/Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor/Mestre.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Orientador: Prof. Dr. José Marcelo Domingues  
Torezan  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Dr. José Luís Olivan Birindelli  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Dr. Weliton da Silva  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Dr. Ricardo Hideo Taniwaki  
Universidade Federal do ABC - UFABC

---

Dra. Marcela Bianchessi da Cunha Santino  
Universidade Federal de São Carlos - UFSCAR

Londrina, 04 de maio de 2021.

Dedico este trabalho a Elisa Maria de  
Souza Valle

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço ao meu orientador por aceitar me orientar e a minha co – orientadora por ter sugerido o tema, assim como pelo suporte inestimável tanto da escrita e principalmente da estatística.

Ao grupo do Laboratório de Investigações Biológicas - LinBio da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste) e o Laboratório de Qualidade de Água e Limnologia - LaQal da Universidade Federal do Paraná – Campus Palotina (UFPR-Palotina) pelo acesso aos dados.

Agradeço ao fundamental apoio da Chirley.

Especial agradecimento a Newmar Wegner e Jorge Campelo por todos os socorros e aprendizados junto ao Qgis.

Por fim, agradeço a minha família: meu pai Pedro, minha mãe Adelaide e meu irmãos Lipe e Fer que sempre acreditaram e apoiaram minha vida acadêmica.

A todos: obrigado.

VALLE, Luiz Gustavo Eckhardt. **Qualidade da água em oito bacias hidrográficas no Oeste do estado do Paraná, Brasil**. 2021. 149 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2021.

## RESUMO

A qualidade da água é afetada por uma combinação de fatores naturais e antropogênicos, que atingem direta e indiretamente uma bacia hidrográfica. No oeste do estado do Paraná, os fatores antropogênicos, como a remoção da vegetação e a intensificação da atividade agrícola, tornam estas bacias mais vulneráveis em relação à qualidade da água. Desta forma este trabalho verificou se a cobertura vegetal afeta a qualidade da água de em oito bacias hidrográficas de rios de 2ª e 3ª ordem pertencentes à sub-bacia do Baixo Iguaçu, em pelo menos uma variável num rol de nove (temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, turbidez, sólidos totais, amônia, nitrito e ortofosfato), tomando como base rios de classe II na resolução Conama nº 357/2005 e suas alterações verificando a aplicabilidade deste aparato legal sob a ótica de variáveis independentes a saber: cobertura vegetal, NDVI e declividade. Para o primeiro capítulo uma análise de agrupamento (UPGMA) foi realizada para 9 variáveis de qualidade da água e os resultados obtidos foram confrontados com os valores de referência legislativo. A legislação acusou que todas as variáveis em todas as bacias estavam em conformidade com a legislação, no entanto, a análise de agrupamento apontou diversas situações entre as bacias e entre as estações, no período estudado. Desta maneira, a análise baseada apenas na comparação direta dos dados com os valores de referência oficiais pode não refletir a real situação das bacias, uma vez que os padrões previstos em lei são bastante generalistas. No segundo capítulo foi testado o efeito da área total de floresta, NDVI e declividade das bacias sobre a qualidade da água, por meio de uma análise de componentes principais (PCA) seguida do teste de Tukey-HSD e validada por uma análise de variância fator duplo. As cargas fatoriais das três primeiras dimensões da PCA foram submetidas a modelos lineares generalizados de efeitos mistos em função da área de floresta estimada, NDVI, declividade e estações de coleta definidas como de menor (<140 mm) e maior (>140 mm) precipitação média, e então os melhores modelos ajustados foram vetorizados e espacializados. A declividade surgiu como efeito fixo para todas as dimensões analisadas da PCA, com contribuição da cobertura florestal, que isoladamente não foi fator chave para manutenção da qualidade da água. As bacias mostraram-se influenciadas por diversas variáveis, em um cenário heterogêneo. As variáveis indicadoras de qualidade da água devem ser analisadas de maneira conjunta com as variáveis independentes de paisagem para uma caracterização mais precisa e robusta das bacias, de maneira a subsidiar a gestão e parametrização da qualidade da água de forma regionalizada.

**Palavras-chave:** declividade; modelos lineares de efeito misto; variáveis de qualidade da água; planalto de Cascavel; resolução Conama 357/2005.

VALLE, Luiz Gustavo Eckhardt. **Water quality in eight watersheds in western Paraná State, Brazil**. 2021. 149 p. Thesis (Doctorate degree in Biological Science) – State University of Londrina, Londrina, 2021.

## GENERAL

Water quality is affected by a combination of natural and anthropogenic factors, which directly and indirectly affect a watershed. In western Paraná state, anthropogenic factors, such as the removal of vegetation and the intensification of agricultural activity, make these watersheds more vulnerable in terms of water quality. Thus, this work verified whether vegetation cover affects water quality in eight watersheds of 2<sup>nd</sup> and 3<sup>rd</sup> order rivers belonging to the Baixo Iguaçu sub-basin, in at least one variable in a list of nine (temperature, dissolved oxygen, pH, conductivity, turbidity, total solids, ammonia, nitrite and orthophosphate), based on class II rivers in Conama resolution 357/2005 and its amendments, verifying the applicability of this legal apparatus from the perspective of independent variables, namely: vegetation cover, NDVI and slope. For the first chapter a cluster analysis (UPGMA) was performed for 9 water quality variables and the results were compared with the legislative reference values. The legislation claimed that all variables in all basins were in compliance with the legislation, however, the cluster analysis pointed out different situations between watersheds and between stations, in the period studied. Thus, the analysis based only on direct comparison of data with official reference values may not reflect the real situation of the basins, since the standards provided by law are quite general. In the second chapter, the effect of the total forest area, NDVI and slope of the basins on water quality was tested, through a principal component analysis (PCA) followed by the Tukey-HSD test and validated by a factor variance analysis double. The factor loadings of the first three dimensions of the PCA were subjected to generalized linear mixed effects models as a function of the estimated forest area, NDVI, slope and collection stations defined as lower (<140 mm) and higher (>140 mm) precipitation average, and then the best fitted models were vectorized and spatialized. The slope appeared as a fixed effect for all analyzed dimensions of the PCA, with the contribution of the forest cover, which alone was not a key factor for the maintenance of water quality. The watersheds were influenced by several variables, in a heterogeneous scenario. The water quality indicator variables must be analyzed together with the landscape independent variables for a more precise and robust characterization of the basins, in order to support the management and parameterization of water quality in a regionalized manner.

**Keywords:** slope; linear mixed effect models; water quality parameters; Cascavel plateau; Brazil Conama resolution 357/2005.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Localização de oito bacias hidrográficas pertencentes a margem direita do Rio Iguaçu (baixo Iguaçu), utilizadas para análise de qualidade da água neste trabalho. ....39
- Figura 2** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade no Rio Manoel Gomes (UTM 22 J 214782.18 x, 7214123y.).....43
- Figura 3** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade no Rio Jumelo (UTM 22 J 235323.56 x, 7223666y.) .....44
- Figura 4** - Detalhe do ambiente ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade no Rio Pedregulho (UTM 22 J 266830.12 x, 7221823y.) .....45
- Figura 5** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade no Rio Arquimedes (UTM 22 J 270423.16 x, 7216193y.).....46
- Figura 6** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade no Rio da Paz (UTM 22 J 242104.14 x, 7222201y.) .....47
- Figura 7** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade do Rio Nene (UTM 22 J 243630.90 x, 7226363y.) .....48
- Figura 8** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade do Rio Bom Retiro (UTM 22 J 257868.97 x, 7224072y.).....49
- Figura 9** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade do Rio Tormenta (UTM 22 J 281126.63 x, 7221885y.).....50
- Figura 10** - Chuva provável para o município de Cascavel, para o período de 30 dias, durante todo o ano (níveis de probabilidade de 20%, 50%, 75% e 90%). Dados de 24 anos de monitoramento.....52
- Figura 11** - Precipitação ao longo do ano de 2016 para a estação de Céu Azul – PR, considerada para análises deste trabalho. ....52

- Figura 12** - Dendrograma de similaridade (UPGM, distância binária) de nove variáveis de qualidade de água em oito bacias hidrográficas da margem direita do rio Iguaçu (Baixo Iguaçu) entre estações no ano de 2016. Estações de baixa precipitação média (<140 mm); Bacias - Rio Arquimedes, Rio Bom Retiro, Rio Jumelo; Rio Manoel Gomes; Rio Nene; Rio da Paz; Rio Pedregulho e Rio Tormenta.....70
- Figura 13** - Dendrograma de similaridade (UPGM, distância binária) de nove variáveis de qualidade de água em oito bacias hidrográficas da margem direita do rio Iguaçu (Baixo Iguaçu) entre estações no ano de 2016. Estações de alta precipitação média (<140 mm); Bacias - Rio Arquimedes, Rio Bom Retiro, Rio Jumelo; Rio Manoel Gomes; Rio Nene; Rio da Paz; Rio Pedregulho e Rio Tormenta. ....71
- Figura 14** - Dendrograma de similaridade (UPGM, distância de Manhattan) de nove variáveis de qualidade de água em oito bacias hidrográficas da margem direita do rio Iguaçu (Baixo Iguaçu) entre estações no ano de 2016. Estações de baixa precipitação média (<140 mm) Bacias - Rio Arquimedes, Rio Bom Retiro, Rio Jumelo; Rio Manoel Gomes; Rio Nene; Rio da Paz; Rio Pedregulho e Rio Tormenta. ....72
- Figura 15** - Dendrograma de similaridade (UPGM, distância de Manhattan) de nove variáveis de qualidade de água em oito bacias hidrográficas da margem direita do rio Iguaçu (Baixo Iguaçu) entre estações no ano de 2016. Estações de alta precipitação média (<140 mm). Bacias - Rio Arquimedes, Rio Bom Retiro, Rio Jumelo; Rio Manoel Gomes; Rio Nene; Rio da Paz; Rio Pedregulho e Rio Tormenta. ....73
- Figura 16** - Diagrama de ordenação da análise de componentes principais das variáveis de qualidade de água em relação a: A) bacias e B) estações de coleta de oito bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. Temp: temperatura; cond: condutividade; od: oxigênio dissolvido; NH3: amônia; st: sólidos totais; no2: nitrito; op: ortofosfato; turb:

	turbidez; Dim: dimensão e Groups: grupos. A) bacias e B) estações de coleta. ....	88
<b>Figura 17</b>	- Médias e erros padrão das cargas fatoriais da dimensão 1 da análise de componentes principais (PCA) obtidas para os fatores fixos bacias e estações de coletas de oito bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. Dim: dimensão; col: coleta. Bacias dos rios - ARQ: Arquimedes; BR: Bom Retiro; JUM: Jumelo; MG: Manoel Gomes; NE: Nene; PAZ: da Paz; PED: Pedregulho e TOR: Tormenta.....	89
<b>Figura 18</b>	- Médias e erros padrão das cargas fatoriais da dimensão 2 da análise de componentes principais (PCA) obtidas para obtidas para os fatores fixos bacias e estações de coletas (1a col: outono; 2a col: inverno, 3a col: primavera e 4a col: verão) de oito bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. Dim: dimensão; col: coleta. Bacias dos rios - ARQ: Arquimedes; BR: Bom Retiro; JUM: Jumelo; MG: Manoel Gomes; NE: Nene; PAZ: da Paz; PED: Pedregulho e TOR: Tormenta. ....	90
<b>Figura 19</b>	- Médias e erros padrão das cargas fatoriais da dimensão 3 da análise de componentes principais (PCA) obtidas para os fatores fixos bacias e estações de coletas (1a col: outono; 2a col: inverno, 3a col: primavera e 4a col: verão) de oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. Dim: dimensão; col: coleta. Bacias dos rios - ARQ: Arquimedes; BR: Bom Retiro; JUM: Jumelo; MG: Manoel Gomes; NE: Nene; PAZ: da Paz; PED: Pedregulho e TOR: Tormenta.....	91
<b>Figura 20</b>	- Análise de regressão linear das cargas fatoriais da dimensão 1 – Matéria Orgânica – obtidas de uma PCA de oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná e seus efeitos fixos de declividade e estação de coleta (<140 mm e >140mm). ....	94
<b>Figura 21</b>	- Análise de regressão linear das cargas fatoriais da dimensão 2	

– Arraste de Fosfatos – obtidas de uma PCA de oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná e seus efeitos fixos de A) DecliAnálise de regressão linear das cargas fatoriais da dimensão 2 – Arraste de Fosfatos – obtidas de uma PCA de oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná e seus efeitos fixos de A) Declividade e estação de coleta (<140 mm e >140mm) e B) % Floresta e estação de coleta (<140 mm e >140 mm). .....95

**Figura 22** - Análise de regressão linear das cargas fatoriais da dimensão 3 – Fotossíntese – obtidas de uma PCA de oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná e seus efeitos fixos de A) Declividade e estação de coleta (<140 mm e > 140mm); B) % Floresta, declividade e estação de coleta (<140 mm e >140 mm) e C) NDVI e estação de coleta (<140 mm e > 140mm). .....96

**Figura 23** - Espacialização de um modelo linear de efeitos mistos da primeira dimensão (matéria orgânica -sólidos totais, nitrito e condutividade) de uma análise de componentes principais (PCA) e 9 variáveis de qualidade da água temperatura (oC), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade ( $\square$ S/m), turbidez (NTU), sólidos totais (mg/L), amônia (mg/L), nitrito (mg/L) e ortofosfato (mg/L) e os efeitos fixos área de floresta e declividade estandardizados (%) considerando os períodos de menor (<140 mm) e maior precipitação (>140 mm) do ano de 2016 em oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. (Dividido em duas imagens para melhor visualização) .....97

**Figura 24** - Espacialização de um modelo linear de efeitos mistos da segunda dimensão (transporte de fosfatos - temperatura, turbidez e ortofosfato) de uma análise de componentes principais (PCA) e 9 variáveis de qualidade da água temperatura (oC), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade ( $\square$ S/m), turbidez (NTU), sólidos totais (mg/L), amônia (mg/L), nitrito

(mg/L) e ortofosfato (mg/L) e os efeitos fixos área de floresta e declividade estandarizados (%) considerando os períodos de menor (<140 mm) e maior precipitação (>140 mm) do ano de 2016 em oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. (Dividido em duas imagens para melhor visualização) .....99

**Figura 25 -** Espacialização de um modelo linear de efeitos mistos da terceira dimensão (fotossíntese - oxigênio dissolvido e pH) de uma análise de componentes principais (PCA) e 9 variáveis de qualidade da água temperatura (oC), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade ( $\mu$ S/m), turbidez (NTU), sólidos totais (mg/L), amônia (mg/L), nitrito (mg/L) e ortofosfato (mg/L) e os efeitos fixos área de floresta e declividade estandarizados (%) considerando os períodos de menor (<140 mm) e maior precipitação (>140 mm) do ano de 2016 em oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. (Dividido em duas imagens para melhor visualização) .....101

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Características gerais e localização de oito bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. PNI: Parque Nacional do Iguaçu, UC: Unidade de Conservação, PR: Paraná, MG: Manoel Gomes, JU: Jumelo, PE: Pedregulho, AR: Arquimedes, NE: Nene, PA: da Paz, TO: Tormenta e BR: Bom Retiro. ....40
- Tabela 2** - Variáveis explicativas, respectivas metodologias e unidades utilizadas no estudo de oito bacias da margem direita da bacia do Baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. 1 Método desenvolvido em campo através de equipamento multiparâmetro (HORIBA®).....54
- Tabela 3** - Média ( $\bar{x}$ ) e desvio padrão ( $s$ ) de nove variáveis dependentes de qualidade da água em oito bacias hidrográficas pertencentes a margem esquerda do baixo Iguaçu, nos períodos seco (<140 mm) e chuvoso (> 140 mm). ....67
- Tabela 4** - Relação de valores médios das variáveis de qualidade da água e valores de referência da legislação brasileira conforme Resolução Conama no 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama no 410/2009 e 430/2011) de oito sub-bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. ....68
- Tabela 5** - Contribuições das variáveis de qualidade da água conforme Resolução Conama no 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama no 410/2009 e 430/2011) com maiores cargas fatoriais de contribuição das três primeiras dimensões de uma análise de componentes principais de oito bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. ....86
- Tabela 6** - Modelos lineares de efeitos mistos melhores ajustados para as três primeiras dimensões de uma análise de componentes principais (PCA) entre nove variáveis de qualidade da água: temperatura (oC), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade

( $\sigma$ S/m), turbidez (NTU), sólidos totais (mg/L), amônia (mg/L), nitrito (mg/L) e ortofosfato (mg/L) e três variáveis de efeitos fixos: área de floresta, índice de vegetação da diferença normalizada (NDVI) e declividade de oito bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. ....92

## LISTA DE QUADROS

**Quadro 1** - Trabalhos envolvendo qualidade da água desenvolvidos na região de Cascavel – PR e adjacências em corpos hídricos pertencentes a bacia do Baixo Iguaçu (Paraná). Valores apresentados são médias ( $\bar{x}$ ) de séries de coletas temporais dos trabalhos. D: dissertação; A: artigo científico; Temp: temperatura; OD: oxigênio dissolvido; Cond: condutividade; ST: sólidos totais; NH<sub>4</sub>: amônia; NO<sub>2</sub>: nitrito; OP: ortofosfato; Res: resolução; Conama: Conselho Nacional do Meio Ambiente; N.M: não mensurado, N.I.: não informado; M.N.I.: mensurado, mas não informado .....28

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

%	Porcentagem
≥	Igual ou maior
<	Menor
±	Para mais ou para menos
μS	Microsimens
2 <sup>a</sup>	Segunda
3 <sup>a</sup>	Terceira
AIC	Akaike information criterion
ANA	Agência Nacional de Águas
ANOVA	Análise de variância
APP	Área de preservação permanente
API	Application program interface
AR	Arquimedes
arto	Artigo
BR	Bom retiro
C	Carbono orgânico
Cfa	Clima subtropical úmido
Conama	Conselho Nacional de Meio Ambiente
cond	Condutividade
Dr.	Doutor
Dra.	Doutora
EEA	European Environment Agency
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
et al	Et alli
Funasa	Fundação Nacional de Saúde
H0	Hipótese nula
ha	Hectares
Ha	Hipótese alternativa
Iapar	Instituto Agronômico do Paraná
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Icmbio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
Inv	Inverno

IPARDES	Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social
IUCN	International Union for Conservation of Nature
JU	Jumelo
L	Litro
LaQal	Laboratório de Qualidade de Água e Limnologia
LinBio	Laboratório de Investigações Biológicas
m	Metros
mm	Milimetro
m <sup>3</sup> /s	Metros cúbicos por segundo
MG	Manoel Gomes
mg/L	Miligramas por litro
MLEM	Modelos lineares generalizados de efeitos mistos
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NDVI	Índice de Vegetação da Diferença Normalizada
NE	Nene
NH <sub>4</sub>	Amônio
no	Número
NO <sub>2</sub>	Nitrito
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez
oC	Grau celsius
od	Oxigênio dissolvido
op	Ortofosfato
Out	Outono
PA	Da paz
PNI	Parque Nacional do Iguaçu
PCA	Análise de componentes principais
PE	Pedregulho
pH	Potencial hidrogeniônico
PR	Paraná
Pri	Primavera
QGis	Quantum gis
REML	Máxima verossimilhança ou máxima verossimilhança restrita
RL	Reserva Legal
SATVEG	Sistema de Análise Temporal da Vegetação

Sanepar	Companhia de Saneamento do Paraná
SRTM	Shuttle radar topography mission
st	Sólidos totais
temp	Temperatura
TO	Tormenta
turb	Turbidez
UC's	Unidades de Conservação
UEL	Universidade Estadual de Londrina
UFPR	Universidade Federal do Paraná
UNEP	United nations environment programme
Unesco	Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura
Unioeste	Universidade Estadual do Oeste do Paraná
UPGMA	Unweighted Pair Group Method using Arithmetic averages
Usepa	United States Environmental Protection Agency
USGS	United states geological survey
UNT	Unidades Nefelométricas de Turbidez
UTM	Universal Transversa de Mercator
Ver	Verão
WCMC	World conservation monitoring center
WGS	World geodetic system
WWAP	World water assessment programme

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>APRESENTAÇÃO.....</b>	<b>20</b>
<b>2</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>21</b>
2.1	OBJETIVOS .....	29
2.2	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	30
<b>3</b>	<b>MATERIAL E MÉTODO GERAL.....</b>	<b>38</b>
3.1	ÁREA DE ESTUDO.....	38
3.2	COLETA DE DADOS.....	53
3.3	COBERTURA VEGETAL E DECLIVIDADE DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS .....	54
3.4	ANÁLISE DE DADOS .....	56
3.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	59
<b>4</b>	<b>CAPÍTULO 1 ANÁLISE DE AGRUPAMENTO COMO FERRAMENTA ALTERNATIVA PARA A AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA EM PEQUENAS BACIAS HIDROGRÁFICAS NO OESTE DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL.....</b>	<b>62</b>
4.1	INTRODUÇÃO .....	62
4.2	OBJETIVOS .....	64
4.3	MATERIAL E MÉTODO .....	65
4.4	RESULTADOS.....	65
4.5	DISCUSSÃO .....	74
4.6	CONCLUSÃO .....	77
4.7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	79
<b>5</b>	<b>CAPÍTULO 2 COBERTURA VEGETAL E QUALIDADE DA ÁGUA EM OITO BACIAS HIDROGRÁFICAS NO OESTE DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL.....</b>	<b>83</b>
5.1	INTRODUÇÃO .....	83
5.2	OBJETIVOS .....	85
5.3	MATERIAL E MÉTODO .....	85
5.4	RESULTADOS.....	86

5.4.1	Aspectos Físicos e Químicos da Qualidade das Águas das Bacias .....	86
5.4.2	Influência Sazonal dos Aspectos Fisiográficos sobre a Qualidade da Água das Bacias.....	92
5.5	DISCUSSÃO .....	103
5.5.1	Aspectos Físicos e Químicos da Qualidade das Águas das Bacias .....	103
5.5.2	Modelos Lineares de Efeitos Mistos (MLEM) .....	109
5.6	CONCLUSÃO .....	113
5.7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	115
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO GERAL .....</b>	<b>125</b>
	<b>APÊNDICES.....</b>	<b>126</b>
	APÊNDICE A – Médias ( $\bar{x}$ ) e desvios padrões ( $s$ ) por estação.....	126
	APÊNDICE B – Guia passo a passo dos produtos geográficos .....	129
	APÊNDICE C – Mapas de uso do solo das bacias estudadas .....	134
	APÊNDICE D – Mapas de declividade das bacias estudadas.....	142

## 1. APRESENTAÇÃO

O presente trabalho intitulado "Cobertura vegetal e qualidade da água em oito bacias hidrográficas no oeste do estado do Paraná, Brasil" trata-se da versão final e completa de tese de doutorado, dividida em dois capítulos e foi desenvolvida em modelo tradicional conforme normas do regimento do programa.

O capítulo 1 nomeado "Análise de agrupamento como ferramenta alternativa para a avaliação de qualidade da água em pequenas bacias hidrográficas no oeste do estado do Paraná, Brasil" apresenta o uso de análise de agrupamento para avaliação de bacias hidrográficas de 2ª ordem com o uso de nove variáveis de qualidade da água. Foi verificado que os valores mensurados para as variáveis convergem, dentro da legislação vigente, como enquadrados dentro de rios de classe II, no entanto, a análise de agrupamento não demonstrou homogeneidade, nem entre as bacias e tão pouco entre as estações, evidenciando desta maneira que os valores de referências legislativos são pretensamente muito genéricos, podendo considerar corpos hídricos poluídos como passíveis de utilização dentre os usos permitidos para classe II.

O capítulo 2 "Cobertura vegetal e qualidade da água em oito bacias hidrográficas no oeste do estado do Paraná, Brasil" utilizou-se das mesmas nove variáveis do capítulo 1 que foram submetidas a uma análise de PCA. As duas primeiras cargas fatoriais das três primeiras dimensões da PCA foram utilizadas para geração de modelos lineares de efeito misto, onde foram cruzadas com variáveis de efeito fixo: declividade, cobertura vegetal e NDVI. A declividade surgiu como efeito para todas as dimensões da PCA, e a cobertura florestal isoladamente não foi fator chave para manutenção da qualidade da água.

Os capítulos demonstraram que as variáveis indicadoras de qualidade da água devem ser analisadas de maneira conjunta com as variáveis independentes da paisagem, de forma a subsidiar a gestão e parametrização da qualidade da água de forma regionalizada, gerando insumos para uma legislação em escala mais adequada e não generalizada a todo país.

## 2. INTRODUÇÃO GERAL

Globalmente a demanda de água vem aumentando a uma taxa de aproximadamente 1% ao ano desde a década de 1990 (WWAP, 2018) e deverá continuar subindo a uma taxa similar até 2050, o que corresponde a um incremento entre 20% e 30% em relação ao nível atual de uso deste recurso (Burek *et al.*, 2016). Além disso, há uma previsão de rápido declínio na disponibilidade de água doce em termos de qualidade e quantidade devido a insustentáveis práticas de uso da terra (Ngoye e Machiwa, 2004) principalmente ligadas a agricultura (incluindo irrigação, pecuária e aquicultura) e a indústria (incluindo a geração de energia) (Unesco, 2019).

Em relação a dados mundiais, estima-se que o Brasil possua cerca de 12% da disponibilidade de água doce do planeta (ANA, 2019). Desse percentual, em torno de 78.600 m<sup>3</sup>/s ou 30% da vazão média corresponde a águas superficiais, sendo estas consideradas como uma das principais fontes de abastecimento de água potável do planeta (ANA, 2018). No ano de 2018, a Agência Nacional das Águas (ANA) contabilizou a outorga de uso de recursos hídricos em 396,6 mil m<sup>3</sup>/s para usos diversos no Brasil, sendo destes 11,1 mil m<sup>3</sup>/s para abastecimento humano (ANA, 2018), somente em rios de gestão federal.

Apesar do Brasil possuir esta alta reserva de águas superficiais, em contraste, o país possui 38,6% de todo o seu esgoto não coletado e nem tratado e, portanto, todo esse efluente é diretamente lançado sobre corpos hídricos superficiais (ANA, 2017). Ainda, o manejo inadequado dos recursos hídricos, a distribuição heterogênea da disponibilidade hídrica nas regiões do país, e a demanda maior que a oferta deste recurso, principalmente nas grandes metrópoles, provoca incertezas e condições de riscos ao futuro desse recurso em território brasileiro (Pereira, 2019), principalmente quanto segurança hídrica, escassez e estresse hídrico (ANA, 2009). Diante deste cenário, os gestores dos recursos hídricos devem revisar de maneira radical suas medidas para que possam tomar decisões sustentáveis para os múltiplos usos da água (Pereira, 2019).

Uma estratégia territorial que ganhou maior visibilidade no início dos anos 1990, quando os Princípios de Dublin foram acordados na reunião preparatória à Rio-92 (Lima e Nery, 2017) e que avança sobre a legislação hídrica brasileira, é a utilização das bacias hidrográficas como unidade de planejamento (ANA, 2011), o que permite desta maneira que bacias que ultrapassam limites geopolíticos possam ser

geridas de maneira uniforme (Nascimento e Vilaça, 2008), através de comitês de bacias descentralizados (ANA, 2011), atendendo a própria Política Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 1997).

Esse conceito corrobora a literatura especializada, que sugere que a abordagem para análise de uma bacia hidrográfica deve ser sistêmica e a unidade amostral deve ser a própria bacia (Tundisi e Tundisi, 2008; Siqueira e Henry - Silva, 2011 e Feio *et al.*, 2021). Contudo, em uma grande bacia, poderão ocorrer diversas sub-bacias e do ponto de vista da gestão, possivelmente, será menos complexo gerenciar quando uma grande bacia é dividida em várias sub-bacias (Lima e Nery, 2017).

Neste contexto, a gestão através de bacias é uma alternativa viável para a manutenção dos recursos hídricos (Lima, 1999), pois a eficácia do manejo da qualidade da água será maior à medida que o enfoque se concentre em bacias de escalas menores (Calijuri e Bubel, 2006 e Feio *et al.*, 2021). As bacias hidrográficas menores, ou sub-bacias (considerando a definição de Jenkins *et al.*, 1994 para este termo) possuem uma sensibilidade mais alta a variações pluviométricas da região em que se inserem, como também ao uso do solo em toda a sua área do que grandes bacias (Allan e Castillo, 2007 e Teodoro *et al.*, 2007) e portanto o desenvolvimento de alternativas sustentáveis para bacias menores demanda capacidade de análise holística, principalmente em locais cujo equilíbrio ambiental é considerado instável (Marques *et al.*, 2004).

De maneira geral, em quase todo o território brasileiro, as bacias continentais estão submetidas a impactos resultantes de múltiplas atividades humanas (Callisto *et al.*, 2002; Lima e Zakia, 2006 e Lima e Zakia, 2009) dependentes dos recursos tanto do solo quanto da própria água destes ecossistemas (Tucci e Mendes, 2006). Um dos resultados imediatos da ocupação humana nas bacias é a perda de cobertura vegetal (Vieira, 2000 e Unesco, 2019), sendo este recurso um mecanismo de relação íntima existente entre a qualidade e a quantidade de água em bacias (Lima e Zakia, 2006). Essas alterações no uso do solo e a perda de vegetação influem na qualidade da água e na dinâmica hidrológica, atingindo diretamente as bacias, uma vez que são ambientes de alta sensibilidade a eventos estocásticos provocados pela ausência destes elementos de paisagem (Leonardo, 2003; Fernandes *et al.*, 2011 e Gardiman-Junior e Simoura, 2016).

Desta forma, os recursos hídricos de bacias localizadas em áreas rurais

geralmente são mais propensas a terem a qualidade da água modificada (Gardiner *et al.*, 2009), enquanto riachos localizados em áreas florestadas não perturbadas e/ou protegidas encontram-se em um melhor cenário do ponto de vista da proteção dos recursos hídricos (Arcova e Cicco, 1999), uma vez que a vegetação, principalmente nas margens de rios, atua como elemento eficaz de filtragem superficial de sedimentos (Allan e Castillo, 2007; Dosskey *et al.*, 2010; Zhang *et al.*, 2010 e Chang, 2013).

Assim, a manutenção da vegetação em áreas de bacias hidrográficas é importante, por trazer inúmeros benefícios, tais como a manutenção da biodiversidade local (Turner *et al.* 2001; Agostinho *et al.*, 2005 e Tundisi e Tundisi, 2010), o estabelecimento de corredores de dispersão de animais (Neiff *et al.*, 2005 e Loch *et al.*, 2012), deposição de matéria orgânica particulada e dissolvida (Naiman e Decamps, 1997; Allan, 2004 e Moss, 2010) e principalmente por agregar qualidade de vida a populações humanas, mantendo qualidade e volume de água disponível para abastecimento e consumo (Agard *et al.*, 2007; Lima e Zakia, 2009; Neary *et al.*, 2009 e Tundisi e Tundisi, 2010). Portanto, o monitoramento da água de bacias com floresta nativa, que esteja inserida no mesmo bioma ou região com características ambientais similares a bacia que esteja sendo pesquisada, serve como referência para comparação com outras bacias impactadas, quando simultaneamente monitoradas (Gardiman-Junior e Simoura, 2016).

De forma a assegurar a manutenção da vegetação nas bacias hidrográficas brasileiras, porções de floresta são protegidas por lei através da Lei de Proteção da Vegetação Nativa, também conhecida como “Código Florestal” (Brasil, 2012), que prevê a manutenção de 20% de área de floresta em propriedades rurais dentro do bioma Mata Atlântica a título de Reserva Legal e ainda diferentes faixas de vegetação ciliar em margens de rios (a depender da largura do rio) devem também ser mantidas.

Essa proteção é enfatizada na Mata Atlântica devido Lei Federal nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006 (Brasil, 2006). Estes dispositivos legais são importantes para as bacias hidrográficas, minimizando os impactos causados por outros usos do solo que afetam diretamente a vegetação, auxiliando assim na manutenção da qualidade e do volume de águas superficiais (Sparovek *et al.*, 2011).

No entanto, apesar do cenário legislativo acima, em senso comum, ser benéfico para manutenção da vegetação em bacias hidrográficas brasileiras na área da Mata Atlântica, quando a redação legislativa é testada em diferentes cenários, não se

demonstra eficaz, conforme sugerido por Rodrigues *et al.*, (2018), podendo mesmo ser ineficiente para manutenção da qualidade da água (Tundisi e Tundisi, 2010) principalmente em bacias menores (Taniwaki *et al.*, 2018).

Soma-se ao descrito acima ainda que a porção brasileira do bioma Mata Atlântica possui alto grau de desmatamento, com 12.562 hectares desmatados somente no período de 2016 a 2017 (SOS Mata Atlântica, 2018) e este cenário não é diferente para a bacia do rio Paraná, que possui evidente interferência antrópica na qualidade da água de seus corpos hídricos, ligada à perda de vegetação (MMA, 2006).

No estado do Paraná existem 15 formações vegetacionais (Mikich e Bérnils, 2004), das quais, 13 estão associadas à Mata Atlântica (Maack 2002 e Mikich e Bérnils, 2004). Uma destas, a Mata Atlântica de Interior ou Mata Atlântica do Alto Paraná (Leal e Câmara, 2005), já foi a mais extensa entre as 13 eco-regiões desta fitofisionomia no estado (Angelo, 2009) e, atualmente, encontra-se restrita a poucos fragmentos concentrados principalmente ao longo das calhas do rio Iguaçu e Paraná (Di Bitetti *et al.*, 2003).

Em específico para a região oeste do Estado do Paraná, Reinhard Maack já qualificava a região em 1961 como “Zona de mata pluvial sub-tropical devastada entremeada de terra cultivada” (Maack, 2002). Portanto, o processo de supressão vegetal nesta região é antigo e ocorreu principalmente devido aos sucessivos ciclos econômicos que a região sofreu ligados principalmente a extração madeireira e conversão de áreas de floresta em agricultura, à forte urbanização no início do século XX, assim como, a outros diferentes interesses econômicos ligados aos recursos naturais, como irrigação agrícola, obras em geral, etc (Filho, 1980 e Krüger, 2004).

Para esta região, trabalhos visando investigar a qualidade da água de corpos hídricos superficiais tiveram maior força principalmente com o enchimento do reservatório da hidrelétrica de Itaipu, em 1982, que possuía um programa, mesmo incipiente, de monitoramento de qualidade da água e reflorestamento das margens do reservatório inserido em seu plano básico de conservação do meio ambiente (Ziober, 2009).

Nos anos seguintes, outras iniciativas de investigação e monitoramento da qualidade da água partiram principalmente das obrigações legais de cumprimento legislativo quanto a gestão de qualidade dos recursos hídricos através da Política Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 1997), havendo a divulgação de dados hídricos, principalmente de corpos hídricos de gestão pública, através do Portal

HidroWeb (Hidroweb, 2021).

Desta forma, a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) disponibiliza os dados de qualidade da água referentes aos pontos de captação para abastecimento público em seu endereço eletrônico (Sanepar, 2019) desde 2008, bem como o Instituto das Águas do Paraná, presta serviço semelhante através da divulgação de dados das estações de monitoramento de rios em território paranaense (Instituto das Águas do Paraná, 2019).

Dentro da linha da relação de obrigações legais e qualidade da água uma série de estudos ambientais foram desenvolvidos para processos de licenciamento ambiental no estado do Paraná, principalmente hidrelétricas, contemplando análises de qualidade da água, baseados nas Resoluções Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011) contribuindo, mesmo brandamente, a geração de dados de qualidade da água para diversos rios do estado.

Neste sentido, para região oeste do estado do Paraná, foram realizados estudos de qualidade da água principalmente nas bacias dos rios Paraná, sub bacia do Paraná III no rio Guaçu (Gerpel, 2012), sub – bacia do rio Piquiri (tributário do Paraná) Rio Piquirizinho (JCS Engenharia, 2015a e 2015b), rio Melissa (Construnível, 2016a, 2016b) e no próprio rio Piquiri (Ambiotech, 2012). Para bacia do baixo Iguaçu foram realizados estudos ambientais contemplando análises de água na área do rio Rio Tormenta (Chamon Energia, 2015) e no rio Andrada (Impacto Assessoria Ambiental, 2017).

Em contrapartida, trabalhos independentes de obrigações legais e com viés científico-acadêmico com inclusão de análises de qualidade da água baseadas nas Resoluções Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011) também foram desenvolvidos na região oeste em diversas bacias, contribuindo assim a um melhor entendimento das características de qualidade hídrica em todo o oeste do Paraná, em concepção mais geral. Um panorama geral destes trabalhos é apresentado abaixo e encontra-se sintetizado no **Erro! Fonte de referência não encontrada..**

Desta forma, foi realizada a pesquisa da dinâmica da comunidade de cianobactérias na praia artificial do reservatório de Itaipu no município de Entre Rios do Oeste - PR (Wosiak, 2005); Nieweglowski, (2006) analisou a qualidade da água da bacia do Rio Toledo em Toledo - PR; Dillenburg, (2007) realizou um trabalho

semelhante na bacia do rio Sanga Mineira em Mercedes – PR porém utilizando macroinvertebrados como bioindicadores e Silva *et al.*, (2010) analisaram a qualidade da água do rio São Francisco Falso, tributário do reservatório de Itaipu em Diamante do Oeste, Santa Helena e Vera Cruz do Oeste, todos estes municípios no oeste do estado do Paraná.

Para o rio Cascavel, em Cascavel – PR, Crepalli, (2007) e Moura *et al.*, (2009) analisaram a qualidade da água deste corpo hídrico, este último monitorando por três anos, porém através de análises de coliformes. Ainda no município de Cascavel – PR, Ruaro *et al.*, (2010) analisaram a qualidade água rio Clarito, tributário do rio Piquiri através de um protocolo de macroinvertebrados; Orssato *et al.*, (2009) no Ribeirão Coati Chico, tributário do Rio Cascavel realizaram medição de alguns parâmetros e Buzanello *et al.*, (2008) realizaram análise de coliformes na área do lago municipal.

Em contexto analítico dos recursos hídricos Campos *et al.*, (2008) realizaram uma caracterização microbiológica de fontes de água para abastecimento de 63 propriedades rurais de 36 municípios da região sudoeste; Muller e Parussolo, (2014) analisaram a qualidade microbiológica da água para consumo em escolas municipais de Mamborê – PR e Schons *et al.*, (2014) realizaram uma análise toxicológica de presença de metais pesados no rio do Ouro, em Ouro verde do Oeste – PR.

Especificamente para a relação de uso do solo e qualidade da água na região, constam os trabalhos de Leonardo, (2003) que avaliou o uso sustentável da bacia do rio Passo Cuê, tributário do reservatório de Itaipu em São Miguel do Iguaçu; Queiroz *et al.*, (2010) na Sanga Mandarin, tributário do rio Cascavel em Cascavel – PR e Filho *et al.*, (2012) no Rio Santa Rosa, tributário do rio Marrecas, pertencente a bacia do baixo Iguaçu em Francisco Beltrão – PR.

Todos estes trabalhos, em cenário genérico, utilizaram-se das variáveis de qualidade da água contidas na Resoluções Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011) como elementos balizadores a suas análises, contudo sem um viés mais crítico a legislação em si e em geral ativeram-se apenas se a legislação da forma que está, foi atendida ou não.

Traçando um paralelo com serviços ecossistêmicos, a água e as próprias bacias hidrográficas funcionam como elementos de estruturas ecossistêmicas (Cunha, 2008) e exercem as funções de regulação do fluxo hidrológico provendo água para diversos usos e ainda retém e armazena este recurso no ambiente, prevenindo a perda de solo por vento, escoamento e outros processos de remoção (Costanza *et*

*al.*, 1997 e De Groot *et al.*, 2002), desta forma a utilização de bacias hidrográficas como escala ecossistêmica permite uma análise mais precisa para tomadas de decisões em função do manejo dos recursos hídricos para várias atividades essenciais para a satisfação das necessidades humanas e melhoria das condições de vida das populações que demandem a utilização de água (Villa *et al.*, 2002)

**Quadro 1** - Trabalhos envolvendo qualidade da água desenvolvidos na região de Cascavel – PR e adjacências em corpos hídricos pertencentes a bacia do Baixo Iguaçu (Paraná). Valores apresentados são médias ( $\bar{x}$ ) de séries de coletas temporais dos trabalhos. D: dissertação; A: artigo científico; Temp: temperatura; OD: oxigênio dissolvido; Cond: condutividade; ST: sólidos totais; NH<sub>4</sub>: amônia; NO<sub>2</sub>: nitrito; OP: ortofosfato; Res: resolução; Conama: Conselho Nacional do Meio Ambiente; N.M: não mensurado, N.I.: não informado; M.N.I.: mensurado, mas não informado

Tipo de trabalho	Autor (es)	Corpo Hídrico	Temp. (°C)	OD (mg/L)	pH	Cond. (μS/m)	Turb. (NTU)	ST (mg/L)	NH <sub>4</sub> (mg/L)	NO <sub>2</sub> (mg/L)	OP (mg/L)	Classe Res. Conama 357/2005
D	Wosiack (2005)	Reservatório de Itaipu	22,4	8,2	7,5	52,7	188,6	9,1	0,003	0,36	N.M.	2
D	Nieweglowski (2006)	Rio Toledo	N.M.	6,3	7,5	56,6	23,66	99,33	1,64	0,182	N.M.	2
A	Dillenburg, (2007)	Rio Sanga Mineira	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.I.
A	Silva <i>et al.</i> , (2010)	Rio São Francisco Falso	N.M.	N.M.	7,0	72,43	25,13	N.M.	N.M.	0,12	N.M.	2
D	Crepalli, (2007)	Rio Cascavel	16,8	3,3	6,3	45,4	22,4	N.M.	N.M.	0,04	N.M.	2
A	Moura <i>et al.</i> , (2009)	Rio Cascavel	N.M.	N.M.	M.N.I.	N.M.	M.N.I.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.I.
A	Ruaro <i>et al.</i> , (2010)	Rio Clarito	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.I.
A	Orssato <i>et al.</i> , (2009)	Ribeirão Coati Chico	24,21	6,08	6,7	96,98	11,69	112,4	N.M.	N.M.	N.M.	1
A	Buzanello <i>et al.</i> , (2008)	Lago municipal de Cascavel - PR	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.I.
A	Campos <i>et al.</i> , (2008)	63 fontes de água rurais no Sudoeste do estado do PR	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.I.
A	Muller e Parussolo, (2014)	Bebedouros de água de sete escolas de Mamborê - PR	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.I.
A	Schons <i>et al.</i> , (2014)	Rio do Ouro	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	N.M.	3
D	Leonardo, (2003)	Rio Passo Cuê	N.M.	8	N.M.	70,3	43,7	100,8	0,5	0,1	N.M.	2
A	Queiroz <i>et al.</i> , (2010)	Sanga Mandarinina	N.M.	7	6,6	22	15	N.M.	N.M.	0,75	N.M.	2
A	Filho <i>et al.</i> , (2012)	Rio Santa Rosa	N.M.	N.M.	6,9	N.M.	5	75	44,3	0,045	N.M.	2

## 2.1. OBJETIVOS

Diante do cenário apresentado para a região na relação qualidade da água, histórico de redução de áreas de vegetação nativa para o oeste do estado do Paraná e a importância que a manutenção destas áreas trazem para a qualidade de vida humana, na forma de quantidade e qualidade da água, este estudo teve por objetivo: verificar se a cobertura vegetal afeta a qualidade da água, em pelo menos uma variável num rol de nove, em oito bacias hidrográficas pertencentes à sub-bacia do Baixo Iguaçu, tomando como base rios de classe II na resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011) verificando a aplicabilidade deste aparato legal sob a ótica de variáveis independentes (cobertura vegetal, NDVI e declividade), desconsideradas na legislação supracitada.

Desta maneira, a seguinte pergunta de trabalho foi elaborada: as variáveis independentes da paisagem selecionadas (cobertura vegetal, NDVI e declividade) das bacias hidrográficas são efetivas para assegurar a qualidade da água de todas as nove variáveis dependentes de qualidade d'água utilizadas que se basearam em rios de classe II das Resoluções Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011)?

Se as variáveis independentes da paisagem asseguram que todas as variáveis selecionadas de qualidade d'água mensuradas *in loco* atenderem aos limites estabelecidos nas Resoluções Conama para rios de classe II então aceita-se  $H_0$ , logo  $H_0$  = variáveis independentes da paisagem atual são suficientes para assegurar a qualidade d'água. ( $H_0$ :  $\Phi_{\text{qualidade de água}} = \Phi_{\text{Resoluções}}$ ), do contrário aceita-se a  $H_a$ , em que  $H_a$  indica informações diferentes dos valores Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011, portanto as variáveis independentes da paisagem atual são ineficazes para assegurar a qualidade d'água ( $H_a$ :  $\Phi_{\text{qualidade de água}} \neq \Phi_{\text{Resoluções}}$ ).

## 2.2. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGARD, J; ALCAMO, J; ASH, N; ARTHURTON, R; BARKER, S; BARR, J. 2007. Water. *In: ONU Global Environment Outlook: Environment for Development*. Nairobi: United Nations Environmental Programme, 2007. p. 115-156.

AGOSTINHO, Â. A; THOMAZ, S. M; GOMES, L. C. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 1, p. 70-78, julho 2005.

ALLAN, J. D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 35, n. 1, p. 257-284, dezembro 2004.

ALLAN, J. D; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology - Structure and Function of Running Waters**. 2ª edição. Dordrecht: Springer, 2007.

AMBIOTECH. **Estudo de Impacto Ambiental - PCH Porto da Bota**. Curitiba: Ambitech, 2012.

ANA - Agência Nacional das Águas. **Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, 2017

ANA - Agência Nacional das Águas. **O comitê de bacia hidrográfica: o que é e o que faz? Cadernos de capacitação em recursos hídricos - volume 1**. Brasília: Superintendência de apoio a gestão de recursos hídricos, 2011

ANA - Agência Nacional de Águas. 2019. **Quantidade de água**. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/panorama-das-aguas/quantidade-da-agua>>. Acesso em: 27. ago. 2019.

ANA - Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil - 2018**. Brasília: Agência Nacional de Águas. Brasília, 2018

ANA - Agência Nacional de Águas. **No rumo da mudança, fatos e mudanças – água**. Brasília: Conselho Empresarial Brasileiro para o Desenvolvimento Sustentável, 2009.

ANGELO, C. D. **El paisaje del Bosque Atlántico del Alto Paraná y sus efectos sobre la distribución y estructura poblacional del jaguar (*Panthera onca*) y el puma (*Puma concolor*)**. 252 f. Tese de doutorado - Universidad de Buenos Aires. Buenos Aires, 2009.

ARCOVA, F. C. S; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 56, p. 125-134, dezembro 1999.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama 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. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 27

ago. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 410, de 04 de maio de 2009.** Prorroga o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44 da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, e no art. 3º da Resolução nº 397, de 3 de abril de 2008. Diário Oficial da União, Brasília, 05 mai. 2009. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=603>>. Acesso em: 27 ago. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 430, de 30 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, 16 mai. 2011. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 27 ago. 2019.

BRASIL. Lei Federal nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 22 dez. 2006. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato20042006/2006/Lei/L11428.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato20042006/2006/Lei/L11428.htm)> Acesso em: 27 ago. 2019.

BRASIL. **Lei Federal 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. Diário Oficial da União, Brasília, 25 mai. 2012. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato20112014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato20112014/2012/Lei/L12651.htm)> Acesso em: 27 ago. 2019.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 08 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. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm)> Acesso em: 27 ago. 2019.

BUREK, P; LANGAN, S; COSGROVE, W; FISCHER, G; KAHIL, T; MAGNUSZEWSKI, P; WIBERG, D. *In: 7th International Conference on Integrated Disaster Risk Management Disasters and Development: Towards a Risk Aware Society The water futures and solutions initiative of IIASA*, 7, 2016. **Anais [...]**. Isfahan: International Institute for Applied Systems Analysis, 2016. p. 23 - 26.

BUZANELLO, E. B; MARTINHAGO, M. W; ALMEIDA, M. M; SILVA PINTO, F. G. Determinação de Coliformes Totais e Termotolerantes na Água do Lago Municipal de Cascavel, Paraná. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 59-60, setembro 2008.

CALIJURI, M. C; BUBEL, A. P. M. Capítulo IV - Conceituação de bacias. *In: LIMA, W. P; ZAKIA, M. J. B. As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da bacia hidrográfica como unidade de planejamento*. São Carlos: Rima, 2006. p. 45-

59.

CALLISTO, M; FERREIRA, W. R; MORENO, P; GOULART, M; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 14, n. 1, p. 91-98. 2002.

CAMPOS, A; GIARETTA, N. L; ROTTA, M; BECEGATO, V; MACHADO, W. C. P; ONOFRE, S. B. Caracterização microbiológica da água do meio rural da região Sudoeste do Paraná. **Geoambiente On-Line**, v. 11, n. 1, p. 206-220, julho/dezembro 2008.

CHAMON ENERGIA. 2015. **Relatório Ambiental Simplificado - CGH Marcão**. Cascavel e Catanduvas: Chamon Energia, 2015.

CHANG, M. **Forest Hydrology - An Introduction to Water and Forests**. 3ª edição. Londres: CRC Press - Taylor & Francis Group, 2013.

COSTANZA, R; D'ARGE, R; DE GROOT, R; FARBER, S; GRASSO, M; HANNON, B; LIMBURG, K; NAEEM, S; O'NEILL, R. V; PARUELO, J; RASKIN, R. G; SUTTON, P; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, Nova Iorque, v. 387, n. 6630, p. 253-260.1997

CONSTRUNÍVEL ENERGIAS RENOVÁVEIS. **Relatório Ambiental Simplificado - CGH Pindorama**. Xanxerê: Construnível Energias Renováveis, 2016a.

CONSTRUNÍVEL ENERGIAS RENOVÁVEIS. **Relatório Ambiental Simplificado - CGH Perbone**. Xanxerê: Construnível Energias Renováveis, 2016b.

CREPALLI, M. S. **Qualidade da água do rio Cascavel**. 77 f. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.

CUNHA, F. L. S. J. D. **Valoração dos serviços ecossistêmicos em bacias hidrográficas**. 127 f. Tese de Doutorado – Universidade de Campinas, Campinas, 2008.

DE GROOT, R; BRANDER, L; VAN DER PLOEG, S; COSTANZA, R; BERNARD, F; BRAAT, L; CHRISTIE, M; CROSSMAN, N; GHERMANDI, A; HEIN, L; HUSSAIN, S; KUMAR, P; MCVITTIE, A; PORTELA, R; RODRIGUEZ, L. C; BRINCK, P; VAN BEUKERING, P. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem services**, Nova Iorque, v. 1, n. 1, p. 50-61. 2012

DI BITETTI, M. S; PLACCI, G; DIETZ, L. A. **Uma visão de biodiversidade para a ecorregião Florestas do Alto Paraná–bioma Mata Atlântica: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação**. Washington: World Wildlife Fund, 2003.

DILLENBURG, A. K. A importância do monitoramento ambiental na avaliação da qualidade de um rio - estudo de caso - Mercedes, PR. **Revista Urutágua**, Marigá, v. 12, n. 1, p. 1-10, abril/maio/junho/julho 2007.

DOSSKEY, M. G; VIDON, P; GURWICK, N. P; ALLAN, C. J; DUVAL, T. P;

LOWRANCE, R. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. **Journal of the American Water Resources Association**, Nova Jersey, v. 46, n.2, p. 261-277, março 2010.

FEIO, M. J; HUGHES, R. M; CALLISTO, M; NICHOLS, S. J; ODUME, O. N; QUINTELLA, B. R; KUEMMERLEN, M; AGUIAR, F. C; ALMEIDA, S. F. P; ALONSO-EGUÍALIS, P; ARIMORO, F. O; DYER, F. J; HARDING, J. S; JANG, S; KAUFMANN, P. R; LEE, S; LI, J; MACEDO, D. R; MENDES, A; MERCADO-SILVA, N; MONK, W; NAKAMURA, K; NDIRITU, G. G; OGDEN, R; PEAT, M; REYNOLDSON, T. B; RIOS-TOUMA, B; SEGURADO, P; YATES, A. G. The Biological Assessment and Rehabilitation of the World's Rivers: An Overview. **Water**, Basel – Suíça, v. 13, n. 371, p. 1 – 45, janeiro 2021.

FERNANDES, M. M; CEDDIA, M. B; RAMOS, G. M; GASPAR, A; MOURA, M. R. Influência do uso do solo na qualidade de água da bacia Glória, Macaé-RJ. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 2, p.105-116, abril/junho 2011.

FILHO, A. S. As principais consequências do desmatamento e uso do solo no estado do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 11, n. 1, p. 12 -16, 1980.

FILHO, P. C; DUTRA, A. M; CERUTI, F. C. Qualidade das Águas Superficiais e o Uso da Terra: Estudo de Caso Pontual em Bacia Hidrográfica do Oeste do Paraná. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 19, n. 1, p. 32-43, janeiro/março 2012.

GARDIMAN - JÚNIOR, B. S; SIMOURA, L. T. Cobertura florestal e qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Jucu, estado do Espírito Santo, Brasil. **Scientia Plena**, Aracaju, v. 12, n.1, p. 01-15, 2016.

GARDINER, E. P; SUTHERLAND, A. B; BIXBY, R. J; SCOTT, M. C; MEYER, J. L; HELFMAN, G. S; PRINGLE, C. M; BOLSTAD, P. V; WEAR, D. N. Linking stream and landscape trajectories in the southern Appalachians. **Environmental Monitoring and Assessment**, Amsterdã, v. 156, n. 1, p. 17-36, 2009.

GERPEL - Grupo de pesquisa em recursos pesqueiros e limnologia. **Serviços de monitoramento imunológicos da PCH Moinho, Relatório Parcial I**. Toledo: Gerpel, 2012.

HIDROWEB. 2021. **Plataforma Hidroweb**. Disponível em: <<https://www.snirh.gov.br/hidroweb/apresentacao>> Acesso em: 20 mai. 2021.

IMPACTO ASSESSORIA AMBIENTAL. **Relatório Ambiental Simplificado - Hidroelétrica Aliança SPE LTDA**. Cascavel: Impacto Assessoria Ambiental, 2017.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ. 2019. **Estações de monitoramento**. Disponível em: <[http://www.geoem.pr.gov.br/geoem/pages/templates/initial\\_public.jsf?winowId=bbc](http://www.geoem.pr.gov.br/geoem/pages/templates/initial_public.jsf?winowId=bbc)> Acesso em: 27. ago. 2019.

JCS ENGENHARIA. **Relatório Ambiental Simplificado - CGH Lira Meirelles**. Jaraguá do Sul: JCS Engenharia, 2015a.

JCS ENGENHARIA. **Relatório Ambiental Simplificado - CGH Bondieira Ronfim**.

Jaraguá do Sul: JCS Engenharia, 2015b.

JENKINS, A; PETERS, N. E; RODHE, A. Hydrology. *In*: MOLDAN, B; CERNY, J. 1994. **Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research**. Nova Jersey: John-Wiley, 1994. p. 51-54.

KRÜGER, N. **Sudoeste do Paraná- História de bravura, trabalho e fé**. Curitiba: Posigraf, 2004.

LEAL, C. G; CÂMARA, I. G. **Mata Atlântica - Biodiversidade, Ameaças e Perspectivas**. Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005.

LEONARDO, H. C. L. **Indicadores de qualidade de solo e água para avaliação do uso sustentável da bacia hidrográfica do rio Passo Cue, Região Oeste do Estado do Paraná**. 121 f. Dissertação de Mestrado - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

LIMA, A. J. R; NERY, J. T. 2017. Revisitando o conceito de bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão e a governança das águas. *In*: Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada, Congresso Nacional de Geografia Física, 17 (1), 2017, Campinas. **Anais** [...]. Campinas: Unicamp, 2017. P. 726-738.

LIMA, W. P. 1999. A microbacia e o desenvolvimento sustentável. **Ação Ambiental**, Viçosa, v. 1, n. 3, p 20-22, 1999.

LIMA, W. P; ZAKIA, M. J. B. Capítulo V - Saúde Ambiental da bacia. *In*: LIMA, W. P; ZAKIA, M. J. B. **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da bacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: Rima, 2006. p. 45-59.

LIMA, W. P; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de Matas Ciliares. *In*: RODRIGUES, R. R; LEITÃO-FILHO, H. F. **Matas ciliares - Conservação e Recuperação**. São Paulo: Edusp, 2009. p. 33 - 44.

LOCH, C; REBOLLAR, P. B. M; ROSENFELDT, Y. A. Z; RAITZ, C. S; OLIVEIRA, M. O. Definição de áreas para formação de corredores ecológicos através da integração de dados em um Sistema de Informação Geográfica. **Revista Brasileira de Cartografia**, Monte Carmelo, v. 65, n. 3, p. 455-465, maio/junho 2012.

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. 3ª edição. Curitiba: Imprensa oficial do Paraná, 2002.

MARQUES, O; TIENNE, L; CORTINES, E; VALCARCEL, R. Atributos ambientais definidores de presença de fragmentos florestais de Mata Atlântica em bacias instáveis. **Revista Universidade Rural - Série ciências da Vida**, Seropédica, v, 24, n. 2, 2004.

MIKICH, S. B; BÉRNILS, R. S. **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2004.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Caderno da Região Hidrográfica do Paraná**. Brasília: MMA, 2006.

MOSS, B. **Ecology of freshwaters: a view for the twenty-first century**. 4ª edição.,

Oxford: John Wiley and Sons Ltd, 2010.

MOURA, A. C; ASSUMPCÃO, R. A. B; BISCHOFF, J. S. Monitoramento físico-químico e microbiológico da água do rio Cascavel durante o período de 2003 a 2006. **Arquivos do Instituto de Biologia**, São Paulo, v. 76, n.1, p. 17 - 22, janeiro/março 2009.

MULLER, L. R; PARUSSOLO, L. Qualidade microbiológica da água utilizada para consumo em escolas municipais de Mamborê, Paraná. **Sabios: revista saúde e biologia**, Campo Mourão, v. 9, n. 1, p. 95 - 99, janeiro/abril 2014.

NAIMAN, R. J; DECAMPS H. The ecology of interfaces: Riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, n. 1, p. 621 - 658, novembro 1997.

NASCIMENTO. W. M; VILAÇA, M. G. 2008. Bacias Hidrográficas: Planejamento e Gerenciamento. **Revista eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros**, Três Lagoas, v.1, n. 7, p. 102 - 120, 2008.

NEARY, D. G; ICE, G. G; JACKSON, C. R. Linkages between forest soils and water quality and quantity. **Forest Ecology and Management**, Amsterdã, v. 258, n. 10, p. 2269 - 2281, outubro 2009.

NEIFF, J. J; NEIFF, A. S. G. P. O. I; CASCO, S. L. Importância Ecológica del Corredor Fluvial Paraguay-Paraná como contexto del manejo sostenible. *In*: JULIETA, P; CAPPATO, J. **Humedales fluviales de América del Sur: hacia un manejo sustentable**. Santa Fe: Fundación Proteger. 2005. p. 193 -210

NGOYE, E; MACHIWA, J. F. The influence of land-use patterns in the Ruvu river watershed on water quality in the river system. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, Amsterdã, v. 29, n. 1, p. 1161 - 1166, 2004.

NIEWEGLOWSKI, A. M. A. **Indicadores de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Toledo – PR**. 218 f. Dissertação de mestrado em Agronomia – Universidade Federal do Paraná, 2006.

ORSSATTO, F; HERMES, E; EVARINI, J. A; MENDONÇA, M. S. S. Avaliação da qualidade da Água do Ribeirão Coati Chico, Cascavel – PR. **Engenharia Ambiental Espírito Santo do Pinhal**, v. 6, n. 3, p. 255-274, setembro - dezembro 2009.

PEREIRA, J. S. Balanço patrimonial dos recursos hídricos: a situação das regiões hidrográficas do Brasil. **Águas Subterrâneas**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 68 -75, janeiro 2019.

QUEIROZ, M. M. F; IOST, C; GOMES, S. D; BOAS, M. A. V. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma bacia hidrográfica rural. **Revista de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável - Grupo Verde de Agricultura Alternativa (GVAA)**. Mossoró, v. 5, n. 4, p. 200 - 210, outubro/dezembro 2010.

RODRIGUES, V; ESTRANY, J; RANZINI, M; CICCIO, V; MARTÍN-BENITO, J. M; HEDO, J; LUCAS-BORJA, M. E. Effects of land use and seasonality on stream water quality in a small tropical catchment: The headwater of Córrego Água Limpa, São Paulo (Brazil). **Science of the Total Environment**, Amsterdã, v. 622, n. 1, p. 1553-1561, maio 2018.

RUARO, R; AGUSTINI, M. A. B; ORSSATO, F. Avaliação da qualidade da água do rio Clarito no município de Cascavel (PR), através do índice BMWP adaptado. **Sabios: revista saúde e biologia**, Campo Mourão, v. 5, n. 1, p. 5 - 12, janeiro/julho 2010.

SANEPAR. 2019. **Leia o relatório anual de qualidade da sua localidade**. Disponível em: <<http://site.sanepar.com.br/agua/leia-o-relatorio-anual-de-sua-localidade>> Acesso em: 27. ago. 2019.

SCHONS, D. C; SCHWANTES, D; ALEIXO, V; SZYMANSKI, N; FERRONATO, M. C; JUNIOR, A. C. G; PERTILE, V. E; MORAES, L. B. Monitoramento da qualidade das águas do rio do Ouro, em Ouro Verde do Oeste - PR: análises toxicológicas. **Revista Agrogeoambiental**, Pouso Alegre, edição especial, n. 2, p. 11 - 18, 2014.

SILVA, G. S. D; MIOLA, S; SILVA, G. S. D; SOUSA, E. R. D. Avaliação da qualidade das águas do rio São Francisco Falso, tributário do reservatório de Itaipu, Paraná. **Eclética Química**, São Paulo, v. 35, n. 3, p. 117 - 122, setembro 2010.

SIQUEIRA, R. M. B; HENRY-SILVA, G. G. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e o funcionamento dos ecossistemas fluviais. **Boletim da Associação Brasileira de Limnologia**, Rio Claro, v. 39, n. 2, p. 1 - 15, julho 2011.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2016-2017**. São Paulo: SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais, 2018.

SPAROVEK, G; BARRETTO, A; KLUG, I; PAPP, L; LINO, J. A revisão do Código Florestal brasileiro. **Novos estudos CEBRAP**, São Paulo, n. 89, p. 111 - 135, março 2011.

TANIWAKI, R. H; FORTE, Y. A; SILVA, G. O; BRANCALION, P. H; COGUETO, C. V; FILOSO, S; FERRAZ, S. F. 2018. The Native Vegetation Protection Law of Brazil and the challenge for first-order stream conservation. **Perspectives in Ecology and Conservation** Amsterdã, v. 16, n. 1, p. 49 - 53, janeiro/março 2018.

TEODORO, V. L. I; TEIXEIRA, D; COSTA, D. J. L; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Brasileira Multidisciplinar**, v.11, n. 1, p. 137-156, janeiro-junho 2007.

TUCCI, C. E. M; MENDES, C. A. **Avaliação Ambiental Integrada de Bacia Hidrográfica**. Brasília: MMA. 2006.

TUNDISI, J. G; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 4, p. 67 - 75, outubro/dezembro 2010.

TUNDISI, J. G; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

TURNER, M. G; GARDNER, R. H; O'NEILL, R. V; O'NEILL, R. V. **Landscape ecology: in theory and practice**. New York: Springer, 2001.

UNESCO. **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2019 - Não deixar ninguém para trás - Fatos e dados**. Perugia:

Programa Mundial da UNESCO para Avaliação dos Recursos Hídricos, 2019.

VIEIRA, C. P. Alterações na cobertura vegetal: interferência nos recursos hídricos. **Silvicultura**, Lages, v. 20, n. 1, p. 26-27, 2000.

VILLA, F; WILSON M. A; DEGROOT, R; FARBER, S; COSTANZA, R; BOUMANS, R. M. J. Designing an integrated knowledge base to support ecosystem services valuation. **Ecological Economics**. Nova Iorque, v. 41, n. 1, p. 445 – 456. 2002.

WOSIAK, A. C. **Dinâmica da comunidade de cianobactérias da praia artificial de Entre Rios do Oeste, reservatório de Itaipu - PR**. 75 f. Dissertação de mestrado - Universidade Federal do Paraná, 2005.

WWAP (Programa Mundial de las Naciones Unidas de Evaluación de los Recursos Hídricos)/ONU-Agua. **Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2018: Soluciones basadas em la naturaleza para la gestión del agua**. París: Unesco, 2018.

ZHANG, X; LIU, X; ZHANG, M; DAHLGREN, R. A; EITZEL, M. A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. **Journal of environmental quality**, Washington, v. 39, n. 1, p. 76 - 84, janeiro 2010.

ZIOBER, B. R. 2009. As políticas de conservação do meio ambiente da usina hidrelétrica Itaipu Binacional no período de sua construção. *In*: ANPUH – XXV Simpósio nacional de história, 25, 2009, Fortaleza. **Anais [...]**. Fortaleza: Associação Nacional de História, 2009. p. 1-11.

### 3. MATERIAL E MÉTODO GERAL

#### 3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo deste trabalho corresponde a oito bacias hidrográficas de 2ª e 3ª ordem de acordo com a classificação de Strahler, (1957). Todas atenderam os pressupostos de serem independentes, sem conexões geográficas/geológicas diretas e pertencentes à sub-bacia do curso inferior do rio Iguaçu (baixo Iguaçu) em sua margem direita (Figura 1), localizadas no sul do Brasil, oeste do estado Paraná, na macrorregião de Cascavel, nos municípios de Cascavel, Catanduvas, Céu Azul e Santa Tereza do Oeste (Ipardes, 2016). Foram selecionadas as bacias dos rios Manoel Gomes (MG), Jumelo (JU), Pedregulho (PE), Arquimedes (AR), Nene (NE), da Paz (PA), Tormenta (TO) e Bom Retiro (BR).

A paisagem atual nas bacias selecionadas é, de maneira geral, fragmentada, com uma matriz de agricultura e silvicultura (Silva *et al.*, 2014) (Tabela 01), sendo o Parque Nacional do Iguaçu (PNI) (UNEP-WCMC-IUCN, 2018) a única unidade de conservação (UC), atingindo duas bacias (MG e JU).

**Figura 1** - Localização de oito bacias hidrográficas pertencentes a margem direita do Rio Iguaçu (baixo Iguaçu), utilizadas para análise de qualidade da água neste trabalho.



Fonte: o próprio autor

**Tabela 1** - Características gerais e localização de oito bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. PNI: Parque Nacional do Iguaçu, UC: Unidade de Conservação, PR: Paraná, MG: Manoel Gomes, JU: Jumelo, PE: Pedregulho, AR: Arquimedes, NE: Nene, PA: da Paz, TO: Tormenta e BR: Bom Retiro.

Bacia	Área (ha)	Floresta (ha)	Outros usos (ha)	Declividade (m) ( $\bar{x}$ )	Ordem (Strahler, 1957)	Ponto	Coordenada (UTM)	Localidade	Descrição	Proteção na forma de UC
MG	412	388	24	612,85	2 <sup>a</sup>	01	22 J 214782.18 x, 7214123.01 y	PNI, Céu Azul – PR	Área de entorno com vegetação densa e extensa.	Sim
JU	634	482	152	705,55	3 <sup>a</sup>	02	22 J 235323.56 x, 7223666.14 y	Margem esquerda PNI, Santa Tereza do Oeste - PR	Margem esquerda possui mata ciliar de 5 a 10 metros de largura e seu entorno é composto por propriedades rurais, com uma residência e criação de suínos e pastagem	Sim
PE	756	571	185	732,85	2 <sup>a</sup>	03	22 J 266830.12 x, 7221823.49 y	Área rural, Cascavel - PR	Margem esquerda com uma faixa estreita de mata ciliar, e uma área residencial com criação de ovinos e açudes de piscicultura. Margem direita apresenta vegetação herbácea abundante.	Não
AR	682	456	226	740	2 <sup>a</sup>	04	22 J 270423.16 x, 7216193.32 y	Área rural, Cascavel - PR	Margem direita do com residências e criação de aves, caprinos e suínos. Margem esquerda com mata ciliar e áreas com erosão.	Não
NE	406	34	372	723,75	2 <sup>a</sup>	05	22 J 243630.90 x, 7226363.17 y	Área rural, Cascavel - PR	Margem direita com vegetação aproximada de 30 metros composta por arbóreas de pequeno e médio porte. Margem esquerda com	Não

PA	940	258	682	712,10	3ª	06	22 J 242104.14 x, 7222201.47 y	Área rural, Cascavel - PR	predominância de herbáceas, arbóreas de pequeno porte e agregados de taquaras. Mata ripária em ambas as margens de aproximadamente 10 metros e composta por arbóreas de pequeno e médio porte e herbáceas.	Não
TO	1810	370	1440	838,88	2ª	07	22 J 281126.63 x, 7221885.67 y	Área rural, divisa de Cascavel – PR e Catanduvas - PR	Mata ripária de aproximadamente 20 metros constituída principalmente por herbáceas e arbóreas de pequeno porte.	Não
BR	906	415	491	690	2ª	08	22 J 257868.97 x, 7224072.52 y	Distrito de São Salvador, Cascavel – PR	Vegetação ripária precária, principalmente na margem direita, composta principalmente por herbáceas e arbóreas de pequeno porte.	Não

---

**Fonte:** o próprio autor

Os pontos de coleta possuem particularidades mensuradas através do protocolo de análise de Radtke, (2015), que são descritas abaixo em detalhes:

a) Rio Manoel Gomes (Figura 2): apresenta vegetação densa e extensa, em ambas as margens, ultrapassando os 15 metros de extensão. Suas margens incluem espécies herbáceas e arbóreas de pequeno porte. Isso permite ao corpo d'água um ambiente com pouco sombreamento em grande parte de sua extensão. Além disso, plantas de pequeno porte existentes na margem, tendem a se pender sobre o leito. Nas porções interiores da mata observa-se maior frequência de taquaras e vegetação arbórea de grande porte, com lianas agregadas.

O substrato apresenta ao longo de sua extensão, grandes quantidades de rochas conglomeradas, onde os sedimentos se depositam de forma escassa. Possui correnteza forte e apresenta remansos e poções entre esses trechos é possível encontrar pequenos pontos com folhiço e areia, principalmente em remansos e próximos à margem do rio. Matacão e seixos são avistados no poção próximo à cachoeira existente no local. Próximo a este ponto, há troncos e galhos relativamente abundantes. À jusante do rio, o substrato tende a diminuir e a ocorrência de remansos é maior. Apresenta largura mínima de 4 e máxima de 7.3 metros.

**Figura 2** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade no Rio Manoel Gomes (UTM 22 J 214782.18 x, 7214123y.)



**Fonte:** Laboratório de Investigações Biológicas - LinBio da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste).

b) Rio Jumelo (Figura 3): É um afluente do rio Gonçalves Dias. A vegetação é composta principalmente por herbáceas e taquaras, a margem esquerda possui mais de 30 metros de extensão de vegetação, com ocorrência principalmente de herbáceas, juntamente com arbóreas de médio porte e lianas agregadas que pendem sobre o leito durante todo o seu trecho. Ocorrem ainda, agregados de taquaras em alguns pontos próximos ao leito, mas principalmente ao se distanciar da margem.

A margem esquerda ainda possui partes de solo exposto coberto por pequena quantidade de serapilheira. Apesar do ponto de coleta estar localizado no limite do PNI, há uma residência e um açude nas proximidades.

Com média de 3,3 metros de largura, o rio apresenta substrato variado, principalmente com corredeiras. Nas corredeiras há carreamento de sedimentos, mas abaixo há rocha contínua, expostas em alguns trechos. Em alguns pontos, há abundância de matacão, mas de forma geral, existe pouco deste tipo de substrato.

Ocorrem seixos ao longo de todo o corpo d'água, com maior concentração em alguns pontos, situação semelhante ocorre com cascalho, com algumas aglomerações principalmente em pontos de corredeira. Há pouca areia, com alguns

aglomeramentos principalmente em remansos, já o folhiço existe às margens do rio, mas de forma escassa e junto a raízes de árvores.

**Figura 3** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade no Rio Jumelo (UTM 22 J 235323.56 x, 7223666y.)



**Fonte:** Laboratório de Investigações Biológicas - LinBio da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste).

c) Rio Pedregulho (Figura 4): É um afluente do Rio do Salto, que deságua no Rio Arquimedes e segue ao Rio Andrada, chegando ao Rio Iguaçu. Com largura média de 5.46 metros, grande parte do riacho é de corredeiras, havendo poucos locais de remanso e poção.

Possui vegetação ripária composta, em sua maioria, por indivíduos herbáceos e de taquara. Apresenta ainda espécies arbóreas de médio porte, incluindo lianas, que permite que o riacho seja parcialmente sombreado em grande parte do trecho amostrado. Sua margem esquerda possui uma residência distante cerca de 15 metros do rio, e neste ponto na margem direita possui cerca de 6 metros de vegetação ripária com presença principalmente de espécies herbáceas e arbóreas de pequeno e médio porte, havendo conjuntos de taquaras em alguns pontos. Por toda a margem é possível visualizar trechos de solo coberto por serapilheira. Na margem direita há vegetação herbácea abundante, ultrapassando os 30 metros de extensão. Mais ao interior da vegetação ciliar, há maior frequência de taquaras, arbóreas e lianas, com

pouco solo exposto.

O substrato do curso da água é composto por matacões, seixos e areia ao longo de todo o trecho, com alguns pontos restritos contendo cascalho. Folhiço e troncos e galhos se concentram principalmente às margens do rio.

**Figura 4** - Detalhe do ambiente ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade no Rio Pedregiulho (UTM 22 J 266830.12 x, 7221823y.)



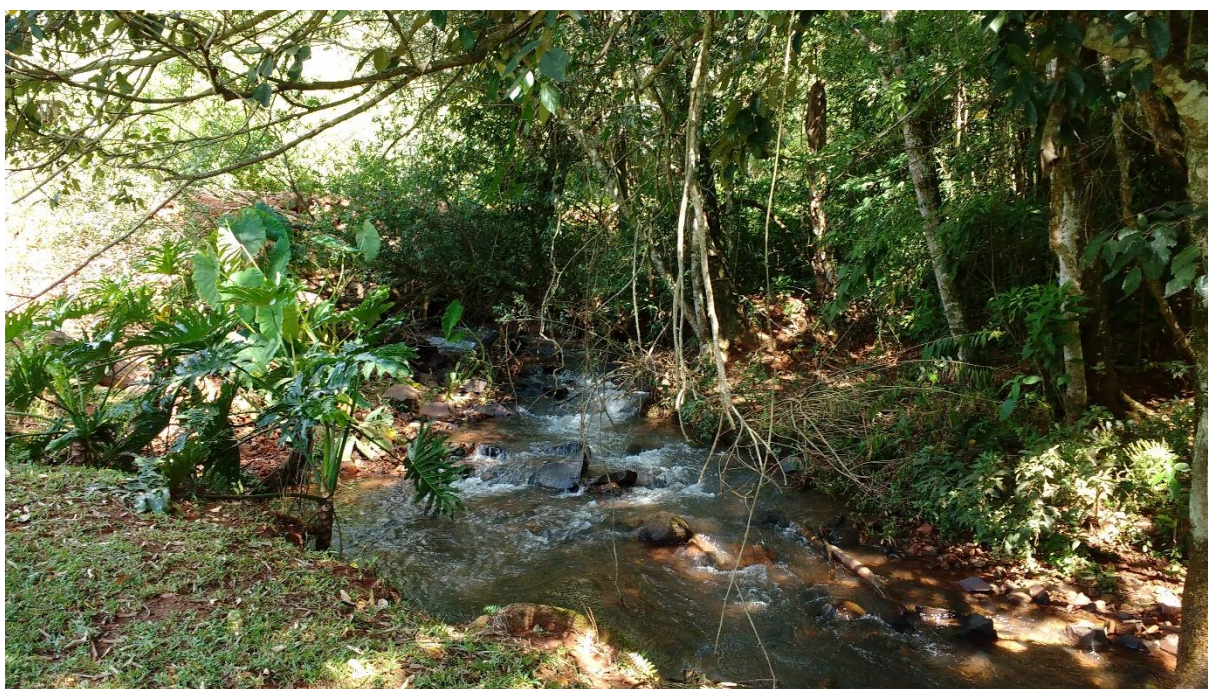
**Fonte:** Laboratório de Investigações Biológicas - LinBio da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste).

d) Rio Arquimedes (Figura 5): É um tributário do Rio do Oeste, seguindo para o Rio Andrada até chegar ao Rio Iguçu. Possui residência e criação de aves e caprinos, distantes cerca de cinco metros do rio, na margem direita. Grande parte da vegetação é desmatada nesta margem, possuindo apenas cerca de 5 metros de vegetação ciliar. Próximo ao leito existe uma fileira única de herbáceas e arbóreas em estágio inicial de desenvolvimento, que se torna mais escassa à medida que se distancia da margem. O solo exposto é frequente e há gramíneas ornamentais e de pastagem em cerca de 70% da área, tornando-se predominantes a cerca de 7 metros de distância da margem do rio. A margem esquerda possui vegetação extensa,

ultrapassando 30 metros de extensão, tendo abundância de herbáceas e agregados de taquaras. Há ainda, arbóreas de médio porte e lianas que pendem sobre o rio. Com isso, o leito é parcialmente sombreado.

Apresenta 3.3 metros de largura em média, e expõe quantidades predominantes de areia e seixo, seguidos de cascalho e matacão. Folhiço, troncos e galhos ocupam pequenos pontos à margem, principalmente em remansos.

**Figura 5** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade no Rio Arquimedes (UTM 22 J 270423.16 x, 7216193y.)



**Fonte:** Laboratório de Investigações Biológicas - LinBio da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste).

e) Rio da Paz (Figura 6): É um tributário do rio Andrada, o qual deságua no Rio Iguaçu. Possui trechos da vegetação ripária da margem direita com abundância de herbáceas. No interior da vegetação ciliar, prevalece por cerca de 3 metros aglomerados de taquaras, com poucas arbóreas de pequeno porte e lianas. O restante, aproximadamente 7 metros até o início da área rural, consiste em arbóreas de pequeno e médio porte e herbáceas. A área de solo exposto é pequena, coberta por serapilheira. De maneira geral, o rio apresenta sombreamento parcial ao longo do seu trecho.

Na margem esquerda há predominância de solo exposto, com pouca serapilheira, e a vegetação possui mais de 15 metros de extensão. O início da vegetação é constituído por taquaras e conforme aproxima da margem, a quantidade de solo exposto diminui e são avistadas arbóreas de pequeno e médio porte com lianas conjugadas, juntamente com herbáceas ao longo do trecho.

O rio possui largura média de 4 metros, com leito composto por areia, cascalho e seixo. Matacão ocupa pequenos trechos de corredeira e remanso e folhiço, troncos e galhos existem em pequenas porções principalmente nas margens do corpo d'água.

**Figura 6** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade no Rio da Paz (UTM 22 J 242104.14 x, 7222201y.)



**Fonte:** Laboratório de Investigações Biológicas - LinBio da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste).

f) Rio Nene (Figura 7): é tributário do Córrego Saltinho e une-se ao Rio Cascavel que por sua vez deságua no rio Andrada e segue até o Rio Iguaçu. A vegetação da margem direita possui cerca de 30 m e o solo coberto por serapilheira é predominante. Poucas espécies herbáceas existem próximo ao leito, juntamente com algumas arbóreas de pequeno porte. Mais ao interior da vegetação ciliar, aproximando-se a margem, a quantidade de herbáceas é maior, com maior frequência de taquaras, e agregados de arbóreas de pequeno e médio porte e lianas. Alguns pontos nesta margem apresentam agregados de taquaras secas. A maior parte do trecho amostrado é sombreado, uma vez que as taquaras pendem sobre o leito.

A margem esquerda do rio possui predominância de herbáceas e árvores de pequeno porte, e grandes agregados de taquaras. A quantidade de taquaras diminui nas proximidades da margem e ocorrem árvores de pequeno e médio porte, e lianas. O solo exposto é reduzido.

O rio possui trechos de corredeiras e, principalmente, de remanso, com substrato constituído em sua maioria por matacão e areia, seguido por rocha contínua, cascalho e seixo em quantidades moderadas ao longo de todo o trecho, e poucas concentrações de folhiço às margens do rio. A largura varia entre 3,3 e 4,5 metros para o trecho amostrado.

**Figura 7** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade do Rio Nene (UTM 22 J 243630.90 x, 7226363y.)



**Fonte:** Laboratório de Investigações Biológicas - LinBio da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste).

g) Rio Bom Retiro (Figura 8): é um tributário do Rio São José que deságua no Rio Andrada, este que segue até atingir o Rio Iguaçu. A vegetação ripária é precária principalmente na margem direita, com cerca de 20 metros de extensão de mata. Próximo a esta margem há predominância de herbáceas e arbóreas de pequeno porte, já mais distante, próximo à uma estrada existente, ocorrem agregados de herbáceas e árvores em desenvolvimento. Grande parte, em ambas as margens, há

solo exposto coberto por serapilheira. Em trechos à montante, o solo exposto diminui, predominando herbáceas e pequenas arbóreas.

À margem esquerda possui mais de 15 metros de extensão com vegetação e ocorrem agregados de taquaras, com grande quantidade de herbáceas. Mais próximo ao leito nesta margem, as arbóreas possuem maior, o solo exposto é frequente, coberto por serapilheira.

As margens do trecho amostrado variaram de 3,1 a 4,9 metros de largura, e o leito apresentou grandes quantidades de seixo e cascalho, quantias moderadas de areia e poucos aglomerados de matacão, troncos, galhos e folhiço, que se concentraram principalmente na margem esquerda.

**Figura 8** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade do Rio Bom Retiro (UTM 22 J 257868.97 x, 7224072y.)



**Fonte:** Laboratório de Investigações Biológicas - LinBio da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste).

h) Rio Tormenta (Figura 9): o Rio Tormenta é afluente do Rio Iguçu e sua vegetação é constituída por herbáceas, e arbóreas de pequeno porte em sua maioria. Na margem direita, a partir da margem do rio, árvores de médio porte, herbáceas e poucas lianas constituem grande parte dos aproximadamente 6 metros de vegetação

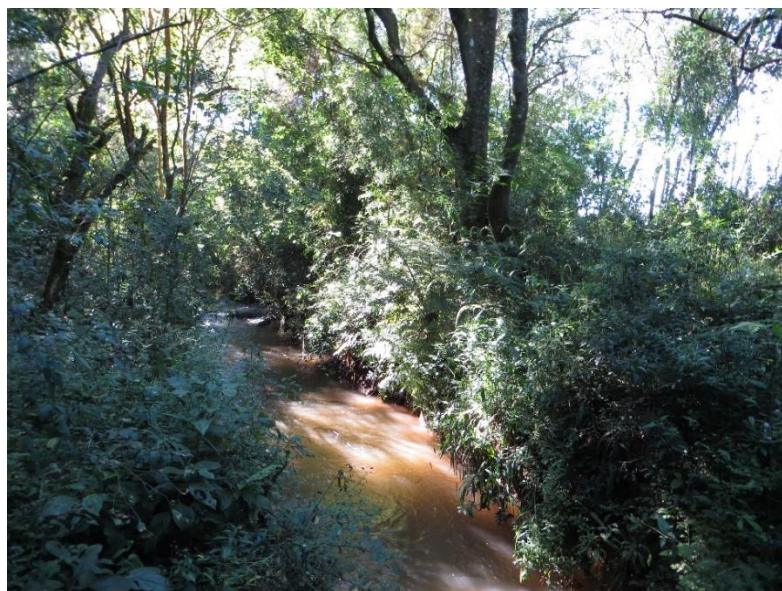
existente. Após este trecho de seis metros, predomina a presença de indivíduos de *Pinus sp.* por cerca de 15 metros e na sequência inicia-se monocultura. O solo com serapilheira é moderado e tende a aumentar conforme se distancia da margem.

A vegetação na margem esquerda do rio não ultrapassa 15 metros de extensão e com maior abundância de herbáceas e arbóreas de médio porte e de pequeno porte em desenvolvimento. A proporção de lianas conjugadas, em comparação à margem direita é relativamente maior e em alguns pontos, existem agregados de taquaras, que promoveram um sombreamento parcial no trecho amostrado.

O leito é constituído em grande parte por correntezas com média 3,9 metros de largura no trecho amostrado, com substrato composto principalmente por rocha contínua, de forma que os sedimentos se depositam escassamente sobre os conglomerados. É encontrada areia nas margens, enquanto o cascalho distribui-se das margens ao centro, porém escasso.

Nas corredeiras concentram-se atacões e seixos, já troncos e galhos mais as margens, porém alguns troncos estavam parados no centro do corpo da água, havia folhiço apenas em trechos de remansos.

**Figura 9** - Detalhe do ambiente do ponto de coleta de amostra de água para análise de qualidade do Rio Tormenta (UTM 22 J 281126.63 x, 7221885y.)



**Fonte:** Laboratório de Investigações Biológicas - LinBio da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste).

Todas as bacias fazem parte do Bioma Mata Atlântica (IBGE, 2012), onde predomina a fisionomia vegetal de Floresta Estacional Semidecidual (Mikich e Bérnils,

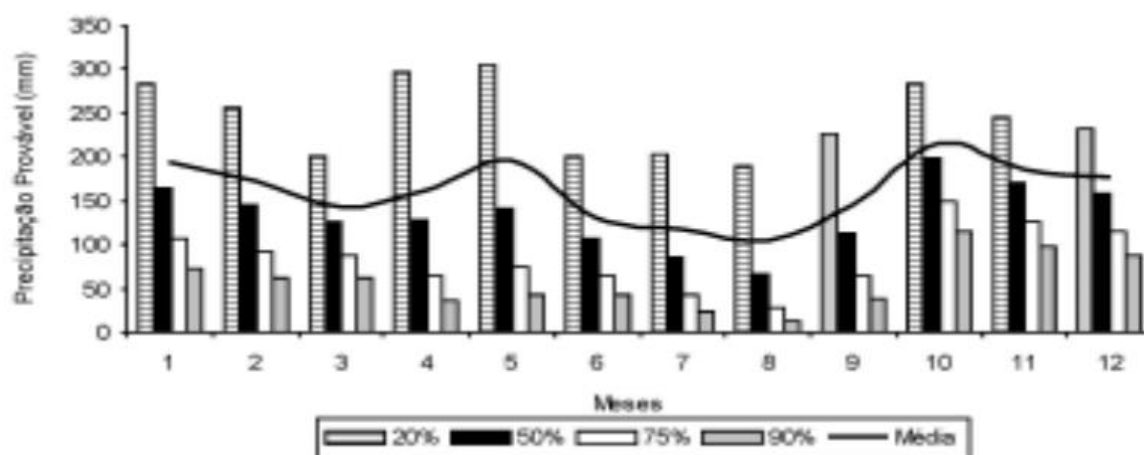
2004), porém, variações locais no ambiente permitem a ocorrência de outras formações vegetais, como florestas de galeria, bambuzais e palmitais e ainda há porções de ecótono com Floresta Ombrófila Mista, principalmente nos rios pertencentes ao município de Cascavel (Di Bitetti *et al.*, 2003). A formação de Floresta Estacional Semidecidual possui por conceito ecológico deste tipo florestal em função da ocorrência de clima estacional que determina semideciduidade da folhagem da cobertura florestal, desta forma a porcentagem das árvores caducifólias no conjunto florestal desta tipologia, que perdem as folhas individualmente, situa-se, ordinariamente, entre 20% e 50% (IBGE, 2012).

As bacias estão nos planaltos de Baixo Iguaçu e de Cascavel, subdivisões do terceiro Planalto Paranaense (Maack, 2002) com variação hipsométrica de 550 a 850m. A região possui uma dissecação de terreno média, com topos de morro alongados e aplainados o que confere vertentes convexas favorecendo vales em "V" e uma declividade predominante de <6% (Santos *et al.*, 2006) considerada como de baixa vulnerabilidade a erosão (Santos *et al.*, 2007). O solo é composto predominantemente de latossolos vermelhos distroférricos na região de Cascavel e neossolos litólicos eutróficos na região de Céu Azul, provenientes da formação Serra Geral (Embrapa, 2007).

O clima predominante, de acordo com a classificação de Koppen-Geiger é do tipo Cfa (temperado quente, totalmente úmido) (Kottek *et al.*, 2006), com verões quentes e tendência de concentração de chuvas, invernos com geadas pouco frequentes e sem estação seca definida (Longo *et al.*, 2006). A temperatura local varia entre 3°C à 15,5°C, porém com registros históricos de neve e temperaturas acima de 40°C, com pluviosidade histórica distribuída de maneira irregular com média de 162,05 mm anuais (Iapar, 2019) podendo chegar a até 250 mm em alguns meses (Longo *et al.*, 2006) (Figura 10).

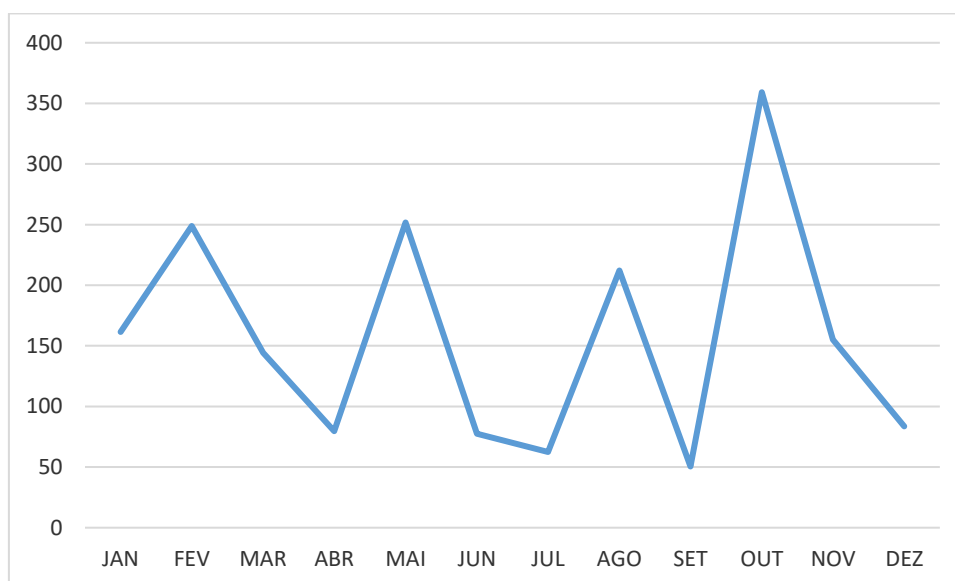
Para o período de coleta de dados, em específico ao capítulo 1, foi considerada a precipitação específica do ano de 2016 do Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná (Simepar), com dados coletados na estação de Céu Azul – PR. Neste período o pico de precipitação foi no período entre outubro e novembro onde chegou a 350 mm (Figura 11).

**Figura 10:** Chuva provável para o município de Cascavel, para o período de 30 dias, durante todo o ano (níveis de probabilidade de 20%, 50%, 75% e 90%). Dados de 24 anos de monitoramento.



Fonte: Adaptado de Longo *et al.*, (2006)

**Figura 11:** Precipitação ao longo do ano de 2016 para a estação de Céu Azul – PR, considerada para análises deste trabalho.



Fonte: Simepar, (2016)

### 3.2 COLETA DE

As amostras para geração dos dados de qualidade da água foram coletadas trimestralmente de maneira a se contemplar a sazonalidade durante os anos de 2016 e 2017, sendo que a primeira coleta foi realizada no período de outono, a segunda no inverno, a terceira na primavera e a quarta no verão. As coletas foram realizadas pelo Grupo do Laboratório de Investigações Biológicas - LinBio da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (Unioeste – Campus Cascavel) e o Laboratório de Qualidade de Água e Limnologia - LaQal da Universidade Federal do Paraná – Campus Palotina (UFPR-Palotina).

Foram coletadas amostras de água em cada ponto, sendo 5 L em cada ponto por bacia. Foram coletadas três réplicas para todas as variáveis mensuradas, a uma distância de aproximadamente 15 m entre cada uma, totalizando nove réplicas por ponto, por estação, logo 36 réplicas por bacia em todo trabalho.

As amostras foram coletadas em frascos esterilizados através de lavagem em HCl 25% e posteriormente autoclavados, com o manipulador portando luvas de procedimento, sempre na porção central das réplicas no curso da água. Na sequência, a amostra foi depositada em uma caixa térmica com gelo, que manteve a temperatura da amostra em aproximadamente 18° C. As coletas foram realizadas em período não chuvoso ou após 72 horas do último registro de chuva.

Os indicadores de qualidade da água selecionados para análise deste trabalho foram: temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade ( $\mu\text{S/m}$ ), turbidez (NTU), sólidos totais (mg/L), amônia (mg/L), nitrito (mg/L) e ortofosfato (mg/L).

Para o ortofosfato o valor máximo considerado foi de até 0,01 mg/L, valor este utilizado pela agência europeia de meio ambiente (EEA, 2021) e para condutividade foi considerado o valor de referência de 10 – 100  $\mu\text{S/m}$  baseado em Funasa (2014) devido à ausência de valores de referência para estas variáveis na Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005; para amônia considerou-se o valor de 3,7 mg/L uma vez que o pH médio foi de  $7.00 \pm 0.53$ . As demais variáveis estão contidas como indicadores legais de medição para qualidade da água pelas Resoluções Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011) em rios de classe II, conforme inciso III, artº 4º, seção I, capítulo II, da Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e Baumgartner *et al.* (2012).

Rios de classe II são considerados como aptos para consumo humano, após

tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à 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 à aquicultura e à atividade de pesca (itens a à e, inciso III, artº 4º, Capítulo II, Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005).

As variáveis temperatura, pH, condutividade e sólidos Totais foram medidas diretamente em campo por meio de um equipamento multiparâmetro para análises de água (HORIBA®). Demais variáveis foram mensuradas em laboratório.

A tabela 2 apresenta os métodos utilizados para medir as variáveis.

**Tabela 2** - Variáveis explicativas, respectivas metodologias e unidades utilizadas no estudo de oito bacias da margem direita da bacia do Baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. <sup>1</sup> Método desenvolvido em campo através de equipamento multiparâmetro (HORIBA®)

Variáveis explicativas	Metodologia	Unidade	Sigla
Temperatura da água <sup>1</sup>	Termômetro	°C	temp
Condutividade <sup>1</sup>	Potenciométrico	mS/cm	cond
OD	Potenciométrico	mg/L	od
pH <sup>1</sup>	Potenciométrico		pH
Turbidez	Nefelométrico	NTU	tu
Sólidos totais <sup>1</sup>	Gravimétrico	mg/mL	st
Ortofosfato	Espectrofotométrico	mg/mL	op
N-NH <sub>4</sub>	Macro Kjendahl	mg/mL	NH <sub>4</sub>
N-NO <sub>2</sub>	Sulfanilamida e N-(1-Naftil) Etilenodiamina	mg/mL	NO <sub>2</sub>

**Fonte:** o próprio autor

### 3.3 COBERTURA VEGETAL E DECLIVIDADE DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS

As bacias foram delimitadas, utilizando-se o ponto de coleta como localidade inicial. Na sequência foi obtida uma imagem em SRTM (Missão topográfica de radar espacial) com resolução de um arco de segundo global (resolução espacial de 30 metros) através da plataforma Earth Explorer® (USGS, 2018). As bacias foram delimitadas por um API (interface de aplicação de programa) utilizando a biblioteca Grass, por meio dos geocalgoritmos r.fill e r.watershed, que delimitaram remotamente as bacias.

Após a delimitação, as áreas das bacias de interesse foram analisadas manualmente de maneira a verificar se o interflúvio das bacias delimitadas era condizente com as delimitações sugeridas pelo algoritmo. As bacias em que a rede

hidrográfica não estava delimitada dentro de apenas um limite e chocavam-se com a localidade do interflúvio, tiveram suas feições unificadas.

Foram determinadas duas categorias de uso do solo para todas as bacias: floresta e outros usos. Optou-se por apenas estas duas categorias pois algumas possíveis categorias a serem utilizadas como silvicultura e área urbana não estavam presentes em todas as bacias, desta maneira a análise seria prejudica e, portanto, “outros usos” apesar de mais genérico, consegue satisfazer as premissas das análises realizadas. Predominantemente em outros usos a porcentagem maior é de agropecuária.

Estas categorias foram delimitadas manualmente dentro dos limites obtidos das bacias, por meio de vetorização das feições criadas sob a imagem gerada do satélite Forest Watcher® (Forest Watcher, 2019) em datum WGS 84 Pseudo-Mecator, em escala variando de 10500 a 18000 mais bem ajustada ao tamanho da bacia, mas sem comprometer a resolução espacial da imagem e a análise. O ponto de coleta funcionou como deflúvio da área de drenagem, recebendo, portanto, influência das variáveis apenas da região a montante de cada bacia. Após as feições de cada categoria terem sido vetorizadas, estas foram somadas em hectares (ha) verificando o uso do solo dentro dos limites de cada bacia.

A mesma imagem SRTM foi utilizada para gerar a declividade e curvas de nível de cada bacia em cotas de 30m, respeitando o valor de resolução espacial da imagem, onde uma média geral de cada bacia foi gerada. Optou-se por separar a declividade e curvas de nível do uso do solo, de maneira a não confeccionar produtos cartográficos carregados de informação e que poderiam dificultar a interpretação.

Na sequência a ordem dos corpos hídricos (Strahler,1957) foi gerada através da biblioteca Saga, pelo geolgoritmo Strahler Order, que classificou a ordem de toda a rede hidrográfica presente na imagem SRTM utilizada para delimitação das bacias.

Por fim, foi obtido o índice NDVI (Índice de Vegetação da Diferença Normalizada) (Jensen, 2009) por meio da seleção de valor em cenas com data aproximada da respectiva amostragem, em cada ponto disponível na plataforma SATVEG (Sistema de Análise Temporal da Vegetação) (Embrapa, 2019), inserindo os limites de cada bacia na plataforma, onde uma média foi gerada automaticamente pela plataforma em detrimento dos limites inseridos e do período selecionado.

Todos os produtos cartográficos foram gerados no programa QGis 2.14.22® (Qgis, 2018). Encontra-se nos apêndices deste trabalho (Apêndice B - Guia passo a

passo dos produtos geográficos) um material explicativo de passo a passo para executar e gerar os produtos geográficos no QGIS 2.14.22® (Qgis, 2018).

### 3.4 ANÁLISE DE DADOS

As variáveis de qualidade da água e os dados físicos de paisagem foram organizados por estação e por bacia hidrográficas. Como cada variável dependente de qualidade da água utiliza um sistema de medida diferente, todas foram transformadas por meio do escore-Z, (Gotelli e Ellison, 2011) para padronização dos valores definido pela equação:

$$z = \frac{x - \mu}{\sigma}$$

Onde:  $x$  = dado bruto,  $\mu$  = média da amostra da variável e  $\sigma$  = desvio padrão da amostra da variável.

Na sequência a matriz foi submetida a uma análise de componentes principais (PCA). Na PCA são definidas as cargas fatoriais, as quais referem-se às correlações de cada variável com a composição do fator em que foram incluídas, sendo o fator uma nova variável estatística (eixo) gerada pelo conjunto das cargas fatoriais obtidos de todas as variáveis presentes na matriz original.

Esta análise foi utilizada para determinar a ordenação de importância, por meio das cargas fatoriais das três primeiras dimensões através de um ranking (Christophersen e Hooper, 1992).

Diante desta capacidade da análise, por vezes, os autores utilizam a PCA para criar cenários de caracterização mais regional dos corpos hídricos que estão analisando, focando nas variáveis mais importantes encontradas e portanto específicas de acordo com o ranking gerado, assim não realizando uma análise genérica com muitas variáveis que podem não responder ou fracamente representar a qualidade da água (Meireles *et al.*, 2010; Ferreira *et al.*, 2015; Centeno e Cecconello, 2016; Rocha e Pereira, 2016; Garcia *et al.*, 2018 e Passos, 2018).

Desta maneira, foi realizada uma regionalização dentre as nove variáveis dependentes mensuradas nos corpos hídricos, possibilitando que a análise fosse mais precisa nos cenários encontrados nas bacias, uma vez que foram consideradas as três primeiras variáveis do ranking gerado para as três dimensões iniciais da PCA.

De maneira adicional, foi realizada uma integração das dimensões da PCA com

efeitos fixos (bacias) e aleatórios (estações), gerando modelos lineares generalizados de efeitos mistos (variáveis independentes de paisagem e cargas fatoriais dos três primeiros eixos das três primeiras dimensões da PCA), integrando assim variáveis dependentes e independentes. O modelo é explicado abaixo.

As cargas fatoriais, resultantes dos componentes principais, foram avaliadas em relação às bacias e as estações de coleta (períodos de menor <140 mm e maior  $\geq$ 140 mm precipitação média) por meio da Análise da Variância Fator Duplo, seguido do teste de acompanhamento de Tukey-HSD, de maneira a verificar como cada nova variável estatística (eixos da PCA gerados pelo ranking) gerada estava associada às localidades e às estações, demonstrando as diferenças entre as bacias e estações.

Na sequência, as cargas fatoriais das três primeiras dimensões foram selecionadas, para todas as bacias e foram utilizadas como variáveis-resposta em modelos lineares generalizados de efeitos mistos (MLEM). Optou-se pelo uso de MLEM para relacionar as variáveis independentes da paisagem selecionadas: área de floresta, NDVI e declividade, as variáveis dependentes de qualidade da água sumarizadas nas cargas fatoriais da PCA.

Análises que acomodam várias fontes de variação (por exemplo, dentro e entre locais), como neste estudo, onde efeitos aleatórios podem ocorrer devido a propriedades emergentes que surgem do efeito de uma variável sob a outra, não são prontamente incluídos nos testes t ou anova tradicionais (Johnson *et al.*, 2015). Desta forma MLEM fornecem uma abordagem mais flexível para analisar dados heterogêneos quando estes efeitos aleatórios estão presentes (Bolker *et al.*, 2009).

Nestes modelos foram realizadas estimativas de máxima verossimilhança ou máxima verossimilhança restrita (REML) das variáveis, sendo calculados a partir das cargas fatoriais de cada dimensão da PCA em função da área de floresta estimada, da variação dos valores de cena do NDVI e da declividade das áreas, sendo estes considerados os efeitos fixos e padronizados. As estações do ano foram consideradas como efeitos aleatórios, uma vez que foram coletas realizadas em uma mesma réplica, porém em períodos diferentes. Os melhores modelos ajustados foram vetorizados e espacializados dentro da mesma base cartográfica utilizada para estimativa da cobertura vegetal e declividade no programa QGis 2.14.22<sup>®</sup> (Qgis, 2018) onde foram integrados os valores médios de declividade, NDVI e as variações das cargas fatoriais por dimensão de cada bacia, gerando-se assim três produtos cartográficos, sendo que cada um representava o modelo de cada dimensão.

Por último, os valores das variáveis de qualidade de água foram comparados entre os riachos e entre os períodos de menor ( $<140$  mm) e maior ( $\geq 140$  mm) precipitação média. As comparações foram realizadas por meio dos testes paramétricos de anova fator duplo, seguido pelo teste de acompanhamento de Tukey-HSD, uma vez que todas as variáveis encontravam-se em normalidade (teste de Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (teste de Levene).

Estes dados também foram comparados com os valores legislativos por meio da aplicação do teste t para amostras únicas confrontando-se as médias de cada variável dispostas dos agrupamentos formados nas estações com as variáveis definidas como limites legislativos.

Para análise de agrupamento os valores foram classificados em 1, quando encontravam-se referenciados como Classe I/II, ou classificados em 0, quando apresentavam valores referenciados em classes inferiores de qualidade de água. As matrizes com tais classificações binárias, referentes aos períodos classificados pela precipitação média, foram submetidos a análise de agrupamento hierárquica, utilizando o método de aglomeração de UPGMA com distância binária.

Posteriormente, foi sugerida a reclassificação dos riachos da Classe I e II para demonstrar as diferenças existentes entre cada uma das bacias. Os dados foram reclassificados por meio de quartilização, ou seja, valores menores que o 1º quartil referente à estação (maior ou menor precipitação) foram classificados com peso 1; valores entre 1º quartil e mediana, com peso 2; valores entre a mediana e o 3º quartil, com peso 3; e acima do 3º quartil, com peso 4. Nesta reavaliação, foi utilizado o método de aglomeração de UPGM, fazendo uso da distância de Manhattan. A distância de Manhattan é geralmente utilizada para dados discretos, e calcula a distância entre vetores de valor real, sendo que se refere à distância entre dois vetores se eles pudessem se mover em ângulos retos (Gotelli e Ellison, 2011).

As análises estatísticas foram realizadas no programa computacional R (R Development Core Team, 2019). Quando necessário, foi utilizado o limiar de significância de 0,05.

## 3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAUMGARTNER, G; PAVANELLI, C. S; BAUMGARTNER, D; BIFI, A. G; DEBONA, T; FRANA, V. A. **Peixes do baixo rio Iguaçu**. Maringá: EDUEM, 2012.

BOLKER, B. M; BROOKS, M. E; CLARK, C. J; GEANGE, S. W; POULSEN, J. R; STEVENS, M. H. H; WHITE, J. S. S. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdã, v. 24, n. 3, p. 127 – 135, março 2009.

CENTENO, L. N; CECCONELLO, S. T. Modificação de um índice de qualidade da água. **Revista Científica Rural**, Bagé, v. 18, n. 1, p. 65 – 82, 2016.

DI BITETTI, M. S; PLACCI, G; DIETZ, L. A. **Uma visão de biodiversidade para a ecorregião Florestas do Alto Paraná–bioma Mata Atlântica: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação**. Washington: World Wildlife Fund, 2003.

EEA - European Environment Agency. **Indicator Fact Sheet (WEU02) nitrogen and phosphorus in rivers**. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/nitrogen-and-phosphorus-in-rivers/nitrogen-and-phosphorus-in-rivers>. Acesso em: 13 mar. 2021.

EMBRAPA - Centro Nacional de Pesquisa de Solos. 2007. **Mapa de Solos do Estado do Paraná**. (Série Documentos, 96). Rio de Janeiro: EMBRAPA.CNPq, 2007.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2019. **SATVeg**. Disponível em: <<https://www.satveg.cnptia.embrapa.br/>>. Acesso em: 04. mar. 2019.

FERREIRA, K. C. D; LOPES, F. B; ANDRADE, E. M; MEIRELES, A. C. M; SILVA, G. S. Adaptação do índice de qualidade de água da National Sanitation Foundation ao semiárido brasileiro. **Revista Ciência Agrônômica**, Fortaleza, v. 46, n.2, p. 277-286, abril/junho 2015.

FOREST WATCHER. 2019. Oeste do estado do Paraná, sem escala. **Forest Watcher**. Disponível em: <[FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. \*\*Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS\*\*. Brasília: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2014.](https://www.globalforestwatch.org/map/geostore/c7df8ef10096f38ca3074064de5a4deb?analysis=eyJzaG93RHJhdyl6dHJ1ZX0%3D&mainMap=eyJzaG93QmFzZW1hcHMlOmZhbHNlLCJzaG93QW5hbHlzaXMiOnRydWUslmhpZGVmZWdlbmQiOmZhbHNlfQ%3D%3D&map=eyJjZW50ZXliOnsibGF0ljoTmJlUuMTEExMzE3NzQ5NzY4NiwibG5nIjoTNTMuMzA2Nzg5ODI3NDIzNTN9LCJiZW50ZGF0eW5nIjowLCJwaXRjaCI6MCwiem9vbSI6MTMuNTA2NzE3MDM5NDU2NjM5LCJkcmF3aW5nIjpmYWxzZSwiY2FuQm91bmQiOmZhbHNlLCJiYm94IjpbXX0%3D&mapPrompts=eyJvcGVuljpmYWxzZSwic3RlcHNlZXkiOiJzdWJzY3pYmVUUb0FyZWEiLCJzdGVwSW5kZXgiOjAsImZvcmlIj0c nVlQ%3D%3D&menu=eyJtZW51U2VjdGlvbil6lilsImRhdGFzZXRDYXRIZ29yeSI6lilsImV4cGxvcmVUeXBlljoIdG9waWNzIn0%3D/>. Acesso em: 27. ago. 2019.</p>
</div>
<div data-bbox=)

GARCIA, C. A. B; SILVA, I. S; MARIA CAROLINE SILVA MENDONÇA, M. C. S; GARCIA, H. L. Evaluation of Water Quality Indices: Use, Evolution and Future Perspectives, Advances. *In: SARVAJAYAKESAVALU, S. **Evaluation of Water Quality Indices: Use, Evolution and Future Perspectives, Advances in Environmental Monitoring and Assessment.** Londres: IntechOpen, 2018. p. 21-37.*

GOTELLI, N. J; ELLISON, A. M. **Princípios de Estatística em Ecologia.** Porto Alegre: Armed, 2011.

IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná. 2019. **Médias Históricas - Cascavel.** Disponível em: <[http://www.iapar.br/arquivos/Image/monitoramento/Medias\\_Historicas/Cascavel.htm](http://www.iapar.br/arquivos/Image/monitoramento/Medias_Historicas/Cascavel.htm)>. Acesso em: 27. ago. 2019.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manuais técnicos em geociências, manual técnico da vegetação brasileira.** 2ª edição. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres.** 2ª edição. São José dos Campos: Parentese editora, 2009.

JOHNSON, P. C; BARRY, S. J; FERGUSON, H. M; MÜLLER, P. Power analysis for generalized linear mixed models in ecology and evolution. **Methods in Ecology and Evolution**, Nova Jersey, v. 6, n. 2, p. 133–142, fevereiro 2015.

KOTTEK, M; GRIESER, J; BECK, C; RUDOLF, B; RUBEL, F. World Map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, Oxford, v. 15, n. 3, p. 259-263, junho 2006.

LONGO, A. J; SAMPAIO, S. C; SUSZEK, M. Equação de chuvas intensas e precipitação provável para o município de Cascavel, PR. **Varia Scienti**, Cascavel, v. 6, n. 11, p. 119-127, agosto 2006.

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná.** 3ª edição. Curitiba: Imprensa oficial do Paraná, 2002.

MEIRELES, A. C. M; ANDRADE, E. M; CHAVES, L. C. G; FRISCHKORN, H; CRISOSTOMO, L. A. A new proposal of the classification of irrigation water. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 41, n. 3, p. 349 -357, julho/setembro 2010.

MIKICH, S. B; BÉRNILS, R. S. **Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Estado do Paraná.** Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2004.

PASSOS, A. L. L; MUNIZ, D. H. F; FILHO, E. C. O. Critérios para Avaliação da Qualidade de Água no Brasil: Um Questionamento sobre os Variáveis Utilizados. Fronteiras: **Journal of Social, Technological and Environmental Science**, Anápolis, v. 7, n. 2, p. 290-303, maio - agosto 2018.

QGIS Development Team. **QGIS Geographic Information System.** Open Source Geospatial, 2018. 7.92 Gb. Plataforma Windows.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2019. **A Language and Environment for**

**Statistical.** R Foundation for Statistical Computing Vienna, Austria.

RADTKE, L. **Protocolos de avaliação rápida: uma ferramenta de avaliação participativa de cursos d'água urbanos.** 88 f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015.

ROCHA, C. H. B; PEREIRA, A. M. 2016. Análise multivariada para seleção de variáveis de monitoramento em manancial de Juiz de Fora, Minas Gerais. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 11, n. 1, p. 176 - 187, janeiro/março 2016.

SANTOS, L. J. C; OKA-FIORI, C; CANALI, N. E; FIORI, A. P; SILVEIRA, C. T; SILVA, J. M. F; ROSS, J. L. S. Mapeamento geomorfológico do Estado do Paraná. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Brasília, v. 7, n. 2, p. 3 - 12, julho/dezembro 2006.

SANTOS, L. J. C; OKA-FIORI, C; CANALLI, N. E; FIORI, A. P; SILVEIRA, C. T; SILVA, J. M. F. Mapeamento da vulnerabilidade geoambiental do estado do Paraná. **Revista Brasileira de Geociências**, São Paulo, v. 34, n. 4, p. 812 - 820, dezembro 2007.

SILVA, L. G; DOS SANTOS, S; MORAES, F. Fragmentação da Mata Atlântica de Interior: análise de paisagem do corredor verde sul - americano e florestas do Alto Paraná. **Boletim de Geografia**. Maringá, v. 32, n. 3, p. 61 - 68, setembro - dezembro 2014.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, Washington DC, v. 38, n. 6, p. 913-920, dezembro 1957.

UNEP-WCMC; IUCN. 2018. **Protected Planet: The World Database on Protected Areas (WDPA)/The Global Database on Protected Areas Management Effectiveness (GD-PAME).** Cambridge: IUCN, 2018.

USGS - U.S. Geological Survey. 2018. **Earth Explorer.** Disponível em: <<https://earthexplorer.usgs.gov/>> Acesso em: 04. mar. 2018.

#### **4. CAPÍTULO 1 - ANÁLISE DE AGRUPAMENTO COMO FERRAMENTA ALTERNATIVA PARA A AVALIAÇÃO DE QUALIDADE DA ÁGUA EM PEQUENAS BACIAS HIDROGRÁFICAS NO OESTE DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL**

##### **4.1 INTRODUÇÃO**

Os rios brasileiros foram enquadrados legislativamente em classes, historicamente através da resolução Conama nº 20/86 (Brasil, 1986) e atualmente através da Resolução Conama nº 357/2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011) (Brasil, 2005; Brasil, 2009 e Brasil, 2011). Esta classificação é um dos cinco instrumentos de gestão de recursos hídricos elencados na Lei Federal nº 9433/97, que instituiu a Política Nacional dos Recursos Hídricos (Brasil, 1997).

Este instrumento classificatório em específico tem o propósito de assegurar às águas brasileiras, qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas e diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes, expressando o nível de classe da água a ser alcançado ou mantido ao longo do tempo (Silva *et al.*, 2015).

Contudo, a legislação de classificação de águas brasileiras, sempre sofreu críticas. Branco (1989) criticou a Resolução Conama nº 20/86 (Brasil, 1986), ao afirmar que esta deixava de fora parâmetros ecotoxicológicos, sugerindo um parâmetro sintético que indicasse a possibilidade potencial de contaminação e não o uso de vários parâmetros diferentes. Ainda de maneira mais incisiva para Von Sperling (1996) a Resolução Conama nº 20/86 (Brasil, 1986) não foi suficiente para alavancar o processo de controle da poluição hídrica em todo território nacional.

Neste contexto a Resolução Conama nº 357/2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011) (Brasil, 2005; Brasil, 2009 e Brasil, 2011), foram lançadas de maneira a sanar os problemas apresentados na Resolução Conama nº 20/86 (Brasil, 1986), contudo a mesma ainda apresenta empecilhos técnicos, no tocante ao preparo dos laboratórios e disposição de equipamentos na época, que comprometeram o desenvolvimento da gestão das águas brasileiras de maneira a atender esta legislação.

Como normativa geral, a Resolução Conama nº 357/2005 (Brasil, 2005) lançou uma série de contradições diante de sua necessidade ora como instrumento

planejador dos planos diretores de bacias hidrográficas, ora como norteador para a classificação das águas, mesmo com características progressivas, pois considera o enquadramento como uma meta final de qualidade a ser alcançada, sua aplicabilidade ainda encontra dificuldades de implantação, principalmente, em decorrência das especificidades de cada bacia a ser diagnosticada (Gama, 2009).

No contexto de gestão ambiental, posto que é instrumento de avaliação de qualidade de água, esta não prioriza a proteção dos ecossistemas aquáticos, e sim impõe padrões generalistas que não necessariamente refletem particularidades regionais específicas e inerentes de cada bacia (Silva *et al.*, 2015).

Esta legislação ainda gerou inúmeros equívocos, tais como: a) os padrões propostos para as águas doces classe 1 e 2 apresentam valores na mesma ordem de grandeza daqueles propostos pelo critério adotado pela Usepa (United States Environmental Protection Agency) porém datados de 1999 e esta considera a ausência de peixes nos estágios preliminares de vida para as análises; b) trouxe alterações modestas para águas salinas, desconsiderando toxicidade da amônia; c) em contrapartida exige extremo rigor para o nitrogênio amoniacal em efluentes (5 mg/L-N) para certas combinações de pH e temperatura (Reis e Mendonça, 2009); d) para o oxigênio dissolvido, estabelece que qualquer amostra analisada não deve possuir concentração de oxigênio dissolvido inferior a um determinado valor para que o corpo hídrico seja classificado como determinada classe, sendo que esse valor é influenciado por outras variáveis, como sólidos dissolvidos, temperatura dentre outras, ao longo do trecho de um rio (Zacouteguy, 2018) e e) não é flexível em classificar diferentes trechos de rios de acordo com suas classes (Fagundes *et al.*, 2016).

Este cenário, afetou na definição de critérios para a liberação dos licenciamentos ambientais de empreendimentos de médio a grande porte no Estado do Amazonas (Gama, 2009), proporcionou dificuldades em atendimento na íntegra da resolução no Estado da Bahia, do ponto de vista logístico (Teixeira *et al.*, 2011) e deixa margem a diferentes interpretações técnicas quanto ao processo de classificação das águas (Zacouteguy, 2018), não existindo, aparentemente, qualquer base técnica que sustente os padrões de qualidade de água estabelecidos (Reis e Mendonça, 2009).

Assim, classificações muito genéricas frente à ampla diversidade hídrica do Brasil, lançadas legalmente nas últimas décadas, através da Resolução Conama nº 20/86 (Brasil, 1986) e Resolução Conama nº 357/2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011) (Brasil, 2005; Brasil, 2009 e Brasil, 2011), embora

aliadas a grandes esperanças, trouxeram pouca contribuição para mudanças efetivas à mentalidade da sociedade brasileira e de seus líderes (Dias *et al.*, 2008).

Por isso, a avaliação desse instrumento em situações específicas nas diversas bacias brasileiras, ampliam um debate de forma a subsidiar, quando possível, mudanças na legislação de forma a melhor adequá-la às realidades regionais (Porto e Porto, 2008) onde estudos mais detalhados são necessários, a fim de que possam ser definidos padrões regionais (Fagundes *et al.*, 2016; Silva *et al.*, 2016).

Assim, sempre será necessário uma visão ampla sobre a temática da gestão de recursos hídricos, levando-se em consideração as particularidades de cada bacia hidrográfica e a disponibilidade de dados (Zacouteguy, 2018).

Neste contexto, análises de agrupamento padronizadas emergem como uma alternativa de análise, uma vez que possuem capacidade de unir subgrupos significativos de entidades, em tese, homogêneas, buscando uma estrutura natural entre as observações com base em um perfil multivariado (Hair *et al.*, 2009), o que distancia da rotina tradicional de análise de qualidade da água de comparação direta dos dados brutos obtidos com os dados tabelados de referência da legislação.

Desta maneira, análises de agrupamento podem apontar maior precisão de análise do que em comparação direta à legislação e portanto tendem a contribuir de maneira mais acertiva à tomada de decisão acerca da gestão de bacias hidrográficas.

## 4.2 OBJETIVOS

Este trabalho propôs-se a analisar nove variáveis de qualidade da água em oito bacias hidrográficas pertencentes a margem direita da bacia do Baixo Iguaçu (Paraná III) com o intuito de verificar se existe similaridade entre estas variáveis por bacia e por estação (baixa e alta precipitação) e compará-las com os valores oficiais contidos na Resolução Conama nº 357/2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011) (Brasil, 2005; Brasil, 2009 e Brasil, 2011) assim observando se há aderência entre os valores legislativos e os agrupamentos obtidos, de maneira a testar e sugerir a utilização deste método como alternativa à análises de qualidade de água.

#### 4.3 MATERIAL E MÉTODO

A área de estudo foi apresentada no item 2.1 e o método de coleta de dados no item 2.2.

Especificamente para análise de agrupamento os valores das variáveis de qualidade de água foram comparados entres os riachos e entre os períodos de menor (<140 mm) e maior ( $\geq$ 140 mm) precipitação média. As comparações foram realizadas por meio dos testes paramétricos de anova fator duplo, seguido pelo teste de acompanhamento de Tukey-HSD, Estes dados também foram comparados com os valores legislativos por meio da aplicação do teste t para amostras únicas confrontando-se as médias de cada variável dispostas dos agrupamentos formados nas estações com as variáveis definidas como limites legislativos.

Para análise de agrupamento os valores foram classificados em 1, quando encontravam-se referenciados como Classe I/II, ou classificados em 0, quando apresentavam valores referenciados em classes inferiores de qualidade de água. As matrizes com tais classificações binárias, referentes aos períodos classificados pela precipitação média, foram submetidos a análise de agrupamento hierárquica, utilizando o método de aglomeração de UPGM com distância binária.

Posteriormente, foi sugerida a reclassificação dos riachos da Classe I e II para demonstrar as diferenças existentes entre cada uma das bacias. Os dados foram reclassificados por meio de quartilização, ou seja, valores menores que o 1º quartil referente à estação (maior ou menor precipitação) foram classificados com peso 1; valores entre 1º quartil e mediana, com peso 2; valores entre a mediana e o 3º quartil, com peso 3; e acima do 3º quartil, com peso 4. Nesta reavaliação, foi utilizado o método de aglomeração de UPGM, fazendo uso da distância de Manhattan.

As análises estatísticas foram realizadas no programa computacional R (R Development Core Team, 2019). Quando necessário, foi utilizado o limiar de significância de 0,05.

#### 4.4 RESULTADOS

A comparação direta entre as médias de cada variável para os períodos com maior e menor precipitação (Tabela 3) apresentou diferença significativa para todas as bacias nas variáveis temperatura, OD e turbidez. Para as demais variáveis não foi

detectado efeito da sazonalidade pluvial.

Contudo, é de destaque, considerando as médias brutas das variáveis, as variações de sólidos totais para todas as bacias apresentaram uma mudança brusca de valores entre os períodos para algumas bacias, como nos rios Nene e da Paz.

**Tabela 3** - Média ( $\bar{x}$ ) e desvio padrão ( $\sigma$ ) de nove variáveis dependentes de qualidade da água em oito bacias hidrográficas pertencentes a margem esquerda do baixo Iguaçu, nos períodos seco (<140 mm) e chuvoso (> 140 mm).

Riachos	Amostra	Temperatura °C	OD mg/L	pH	Condutividade μS/cm	Turbidez NTU	Sólidos Totais mg/mL	Amônia mg/mL	Nitrito mg/mL	OP mg/mL
Arquimedes	<140	18.50±1.42 <sup>def</sup>	9.50±1.05 <sup>abc</sup>	6.63±0.44	0.027±0.013	14.40±6.31 <sup>bc</sup>	0.018±0.009	0.000±0.000	0.002±0.003	0.017±0.032
	>140	20.67±2.37 <sup>bc</sup>	8.58±0.76 <sup>cd</sup>	6.95±0.35	0.025±0.012	11.03±4.51 <sup>cde</sup>	0.016±0.008	0.002±0.006	0.001±0.002	0.001±0.004
Bom Retiro	<140	19.47±1.11 <sup>cd</sup>	8.47±0.87 <sup>cd</sup>	6.97±0.41	0.070±0.021	15.89±4.55 <sup>b</sup>	0.045±0.014	0.000±0.000	0.008±0.014	0.015±0.026
	>140	22.02±0.74 <sup>a</sup>	8.68±0.79 <sup>cd</sup>	6.97±0.29	0.063±0.020	15.92±5.52 <sup>b</sup>	0.040±0.014	0.002±0.003	0.003±0.005	0.004±0.009
Jumelo	<140	17.40±1.71 <sup>f</sup>	9.09±1.06 <sup>bcd</sup>	7.03±0.34	0.031±0.004	12.36±2.05 <sup>bcd</sup>	0.020±0.003	0.000±0.000	0.001±0.002	0.009±0.015
	>140	20.54±0.29 <sup>bc</sup>	8.86±0.93 <sup>bcd</sup>	7.43±0.68	0.034±0.003	9.67±1.01 <sup>defg</sup>	0.022±0.002	0.000±0.001	0.001±0.002	0.002±0.004
Manoel Gomes	<140	14.44±1.02 <sup>g</sup>	10.23±0.65 <sup>a</sup>	7.00±0.54	0.041±0.003	12.47±3.86 <sup>bcd</sup>	0.027±0.001	0.000±0.000	0.002±0.004	0.018±0.034
	>140	18.02±1.48 <sup>ef</sup>	9.79±1.37 <sup>ab</sup>	7.33±0.48	0.042±0.010	7.80±4.37 <sup>efg</sup>	0.027±0.007	0.000±0.001	0.001±0.002	0.003±0.006
Nene	<140	17.48±1.40 <sup>f</sup>	8.83±0.99 <sup>bcd</sup>	7.08±0.38	0.023±0.004	5.85±1.20 <sup>g</sup>	0.015±0.003	0.000±0.000	0.001±0.002	0.008±0.017
	>140	21.83±0.46 <sup>ab</sup>	8.44±0.91 <sup>d</sup>	7.13±0.42	0.020±0.003	6.38±3.40 <sup>fg</sup>	0.012±0.002	0.002±0.004	0.000±0.001	0.000±0.000
Paz	<140	17.29±0.23 <sup>f</sup>	8.78±0.63 <sup>bcd</sup>	6.92±0.44	0.041±0.004	13.57±0.91 <sup>bcd</sup>	0.027±0.003	0.000±0.000	0.001±0.003	0.002±0.005
	>140	20.99±0.78 <sup>ab</sup>	8.66±0.76 <sup>cd</sup>	7.21±0.37	0.055±0.081	13.62±3.14 <sup>bcd</sup>	0.023±0.005	0.002±0.005	0.002±0.003	0.000±0.001
Pedregulho	<140	17.33±0.47 <sup>f</sup>	9.21±0.54 <sup>abcd</sup>	6.40±0.70	0.026±0.008	10.12±3.41 <sup>def</sup>	0.017±0.005	0.001±0.004	0.002±0.003	0.018±0.031
	>140	21.08±0.49 <sup>ab</sup>	8.48±0.87 <sup>cd</sup>	7.09±0.46	0.028±0.008	7.71±2.36 <sup>efg</sup>	0.018±0.006	0.002±0.005	0.001±0.002	0.007±0.016
Tormenta	<140	17.63±0.67 <sup>ef</sup>	8.68±0.85 <sup>cd</sup>	6.88±0.42	0.019±0.005	24.27±2.27 <sup>a</sup>	0.013±0.004	0.000±0.000	0.003±0.004	0.015±0.028
	>140	18.82±1.42 <sup>de</sup>	9.01±1.10 <sup>bcd</sup>	7.03±0.72	0.019±0.002	15.45±2.03 <sup>b</sup>	0.013±0.000	0.002±0.004	0.001±0.003	0.023±0.053
p-valor		<b>&lt; 0,0001</b>	<b>0.05</b>	0.0818	0.7023	<b>&lt; 0,0001</b>	0.4456	0.8059	0.1902	0.3734

Fonte: o próprio autor

Em relação comparativa dos valores brutos médios de todas as amostras com os valores de referência (Tabela 4) da Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011), todas as variáveis encontraram-se dentro dos intervalos previstos na legislação e confirmadas pelo teste t, onde para todas as variáveis p-valor foi  $\geq 0.005$ .

**Tabela 4** - Relação de valores médios das variáveis de qualidade da água e valores de referência da legislação brasileira conforme Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011) de oito sub-bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná.

<sup>a</sup> Valores referentes a rios de Classe II, conforme de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011).

<sup>b</sup> Valor de referência baseado em Funasa, (2014)

<sup>c</sup> Valor de referência baseado pela agência europeia de meio ambiente (EEA, 2021)

<sup>d</sup> p-valor do teste t para amostra única

Parâmetro	Valor bruto ( $\bar{x} \pm S$ )	Valor de referência legislativa <sup>a</sup>	p-valor <sup>d</sup> >140 mm	p-valor <140 mm
Temperatura	18.97 $\pm$ 2.32	< 40 °C	1.000	1.000
Oxigênio Dissolvido	8.96 $\pm$ 1.01	> 6 mg/L	1.000	1.000
pH	7.00 $\pm$ 0.53	6,0 a 9,0	1.000	1.000
Condutividade	176 $\pm$ 2240	0,010 – 0,100 ms/cm <sup>b</sup>	1.000	1.000
Turbidez	11.47 $\pm$ 6.22	até 100 UNT	1.000	1.000
Sólidos Totais	0.022 $\pm$ 0.011	até 0.5 g/L	1.000	1.000
NH <sub>3</sub>	0,001 $\pm$ 0,009	até 2 (pH entre 7.5 a 8.0)	1.000	1.000
Nitrito	0.002 $\pm$ 0.005	até 1,0 mg/L	1.000	1.000
Ortofosfato	0.008 $\pm$ 0.023	até 0,01 mg/L P <sup>c</sup>	0.998	0.093

**Fonte:** o próprio autor

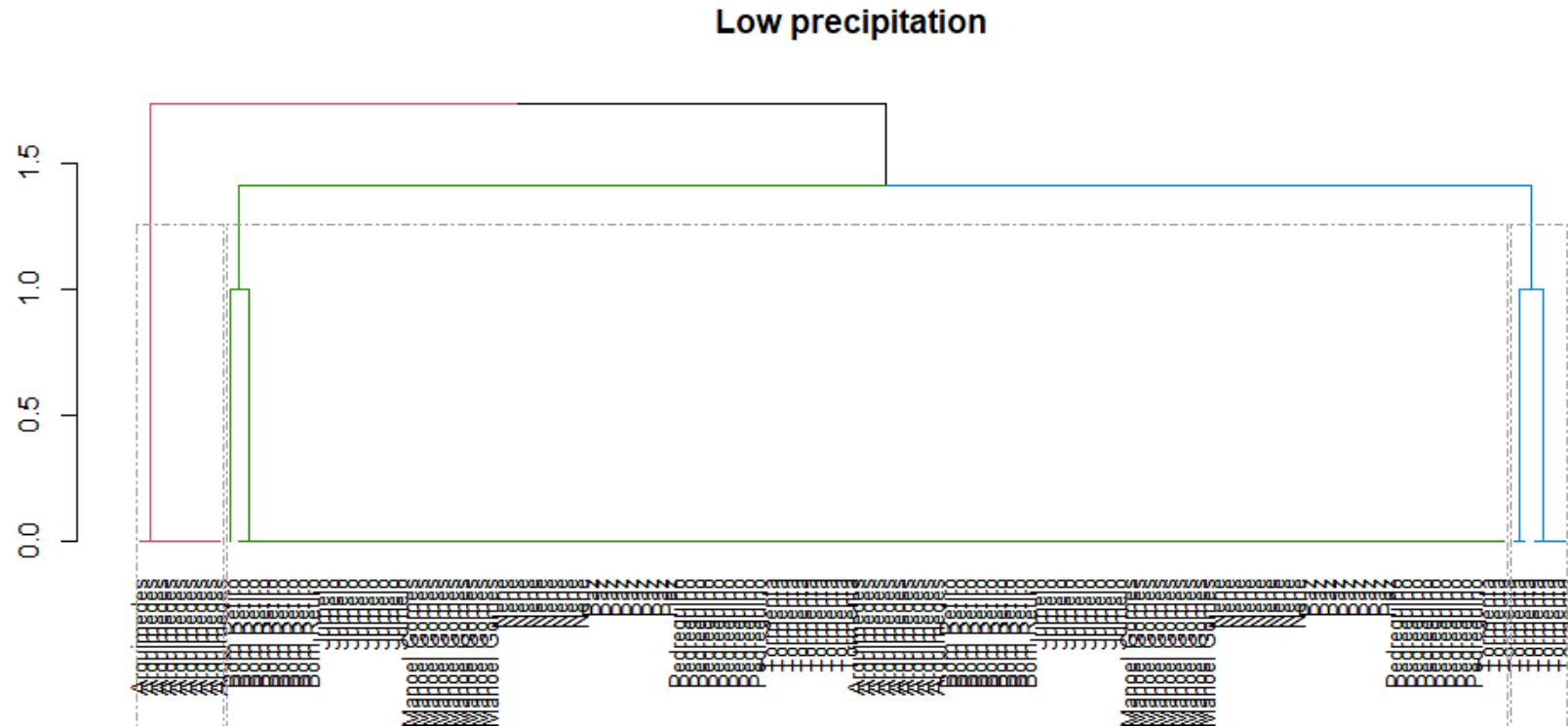
Ao se avaliar a similaridade das variáveis entre os rios através da análise de agrupamento, ficou evidenciado uma ausência de divisão clara em classes de qualidade de água, possibilitando, em análise binária (Figura 12 e Figura 13), manter todos os rios na classe II prevista na legislação.

Contudo, quando a análise de agrupamento considerou a quartilização (Figura 14 e Figura 15), formam evidenciadas a formação de grupos, denotando assim uma heterogeneidade entre as bacias, influenciada pelas variáveis mensuradas e apresentadas na Tabela 3.

Para o período de baixa precipitação, na análise de quartilização, foram formados quatro grupos distintos (Figura 12 e Figura 13), no entanto parte das amostras de todas as bacias foram distribuídas em grupos diferentes, inferindo a

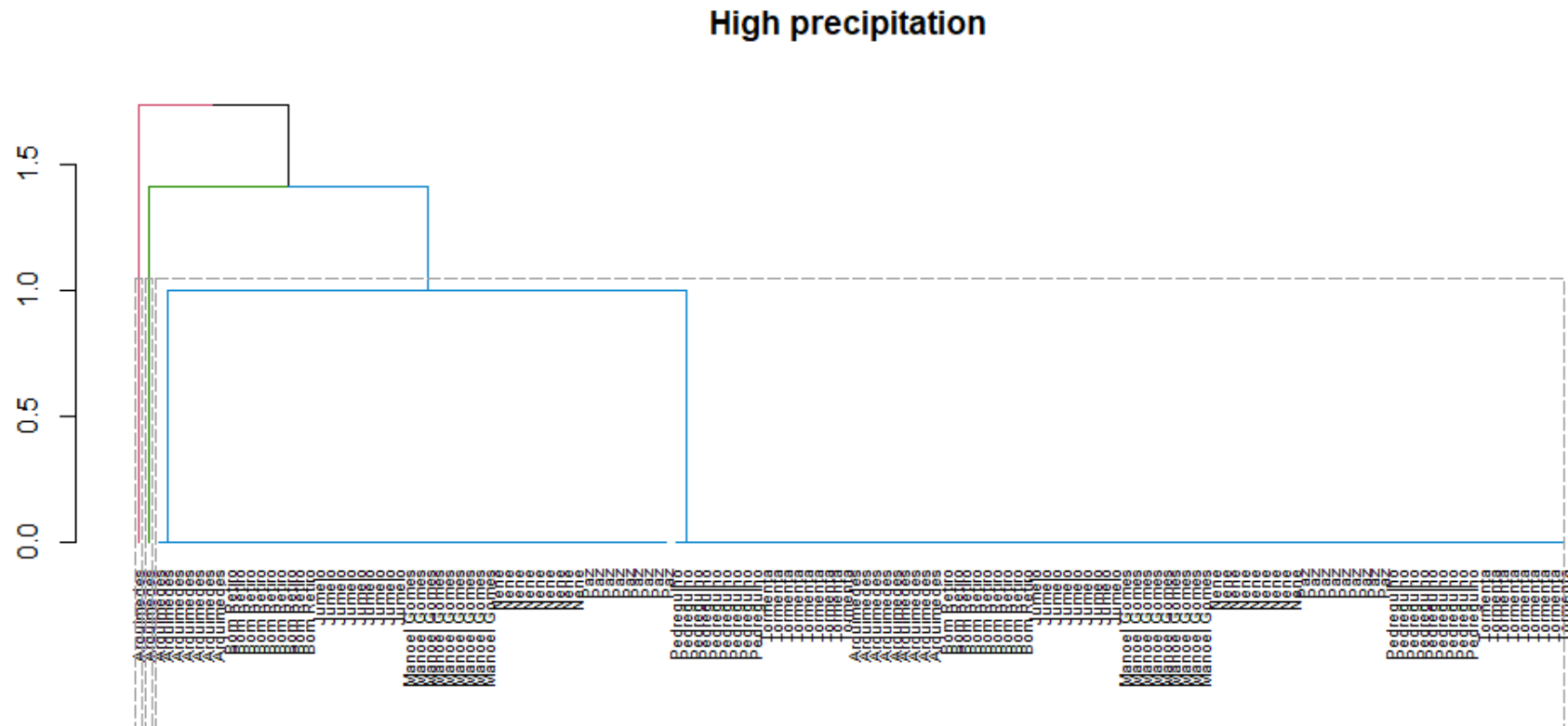
existência de diferenças entre as réplicas de um mesmo rio. Cenário semelhante foi obtido no período de alta precipitação (Figura 14 e Figura 15) (grupos C1, C2, C3 e C4), contudo um dos grupos agregou mais amostras que os demais.

**Figura 12** - Dendrograma de similaridade (UPGM, distância binária) de nove variáveis de qualidade de água em oito bacias hidrográficas da margem direita do rio Iguçu (Baixo Iguçu) entre estações no ano de 2016. Estações de baixa precipitação (<140 mm); Bacias - Rio Arquimedes, Rio Bom Retiro, Rio Jumelo; Rio Manoel Gomes; Rio Nene; Rio da Paz; Rio Pedregulho e Rio Tormenta.



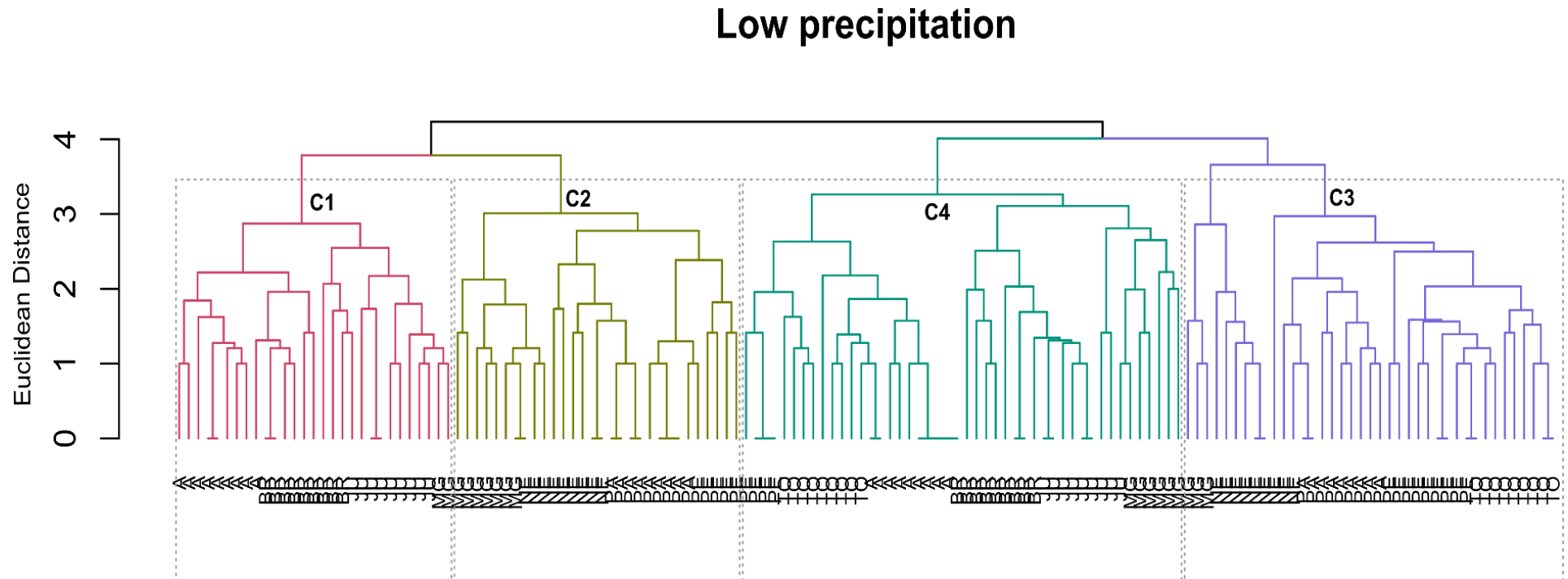
Fonte: o próprio autor

**Figura 13** - Dendrograma de similaridade (UPGM, distância binária) de nove variáveis de qualidade de água em oito bacias hidrográficas da margem direita do rio Iguaçu (Baixo Iguaçu) entre estações no ano de 2016. Estações de alta precipitação (<140 mm); Bacias - Rio Arquimedes, Rio Bom Retiro, Rio Jumelo; Rio Manoel Gomes; Rio Nene; Rio da Paz; Rio Pedregulho e Rio Tormenta.



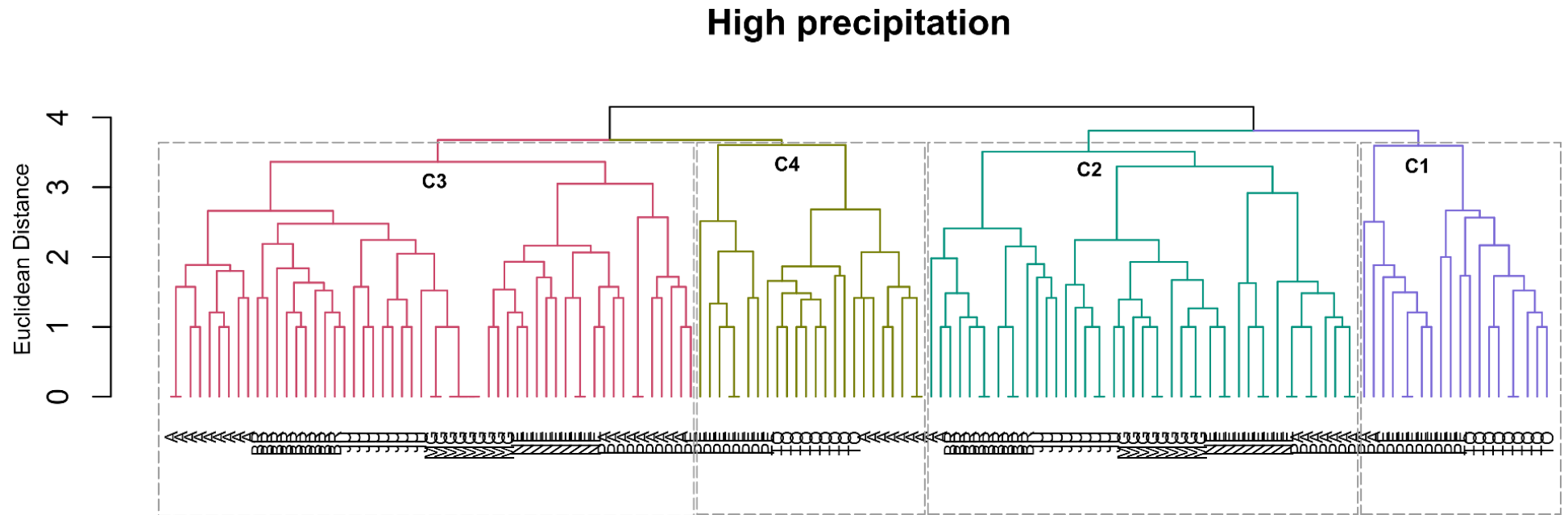
Fonte: o próprio autor

**Figura 14** - Dendrograma de similaridade (UPGM, distância de Manhattan) de nove variáveis de qualidade de água em oito bacias hidrográficas da margem direita do rio Iguazu (Baixo Iguazu) entre estações no ano de 2016. Estações de baixa precipitação média (<140 mm) Bacias - Rio Arquimedes, Rio Bom Retiro, Rio Jumelo; Rio Manoel Gomes; Rio Nene; Rio da Paz; Rio Pedregulho e Rio Tormenta.



**Fonte:** o próprio autor

**Figura 15** - Dendrograma de similaridade (UPGM, distância de Manhattan) de nove variáveis de qualidade de água em oito bacias hidrográficas da margem direita do rio Iguaçu (Baixo Iguaçu) entre estações no ano de 2016. Estações de alta precipitação média (<140 mm). Bacias - Rio Arquimedes, Rio Bom Retiro, Rio Jumelo; Rio Manoel Gomes; Rio Nene; Rio da Paz; Rio Pedregulho e Rio Tormenta.



**Fonte:** o próprio autor

#### 4.5 DISCUSSÃO

A análise comparativa direta e através de teste t com os valores tabelados na legislação demonstrou que, as variáveis utilizadas estavam todas contidas dentro dos valores de referência legislativo, o que possibilitou que as bacias fora da área do PNI, apresentassem maiores chances, mesmo que empiricamente apresentando más condições de qualidade da água os valores de teto legislativos não foram atingidos, e, portanto, enquadram-se em valores aceitáveis para classe II. Do contrário foi possível verificar diferenças significativas entre as bacias pelo cluster formado, em quartilização, onde dentro de uma mesma bacia houve variações entre os locais e estações mesmo as coletas tendo sido padronizadas.

Este cenário pode ser observado em todas as bacias, em ambos os períodos.

Traçando - se um paralelo com as variáveis utilizadas, a temperatura foi uma das que apresentou evidência de diferença para todas as bacias.

Em particular a esta variável, cada rio possui um faixa de temperatura própria que varia ao longo do dia e das estações (ANA, 2021), contudo em nenhum momento, mesmo no maior valor registrado ( $22.02 \pm 0.74$  para o período de alta precipitação na bacia do rio Bom Retiro), esta chegou próximo do valor legislativo  $< 40$  °C. Observe-se assim que o valor de referência máximo desta variável é pretensamente alto e universal.

Em relação direta desta variável com a cobertura vegetal das bacias, nem mesmo as bacias com maiores percentuais de cobertura vegetal, Manoel Gomes com 94,17%, Jumelo com 76% e Pedregulho com 75%, não se formaram grupos isolados em nenhum dos períodos, apesar de existir uma tendência de menor temperatura média da água para rios em bacias com maior área de floresta (Beltrão *et al.*, 2009), apenas a vegetação não se apresentou um fator decisivo para manutenção da temperatura da água, o que infere que a temperatura nos pontos de coleta possui influência de outras variáveis além da precipitação e cobertura vegetal,

De maneira comparativa Bueno, (2012) no rio Floriano, inserido no PNI, registrou uma variação de temperatura da água no intervalo 17,9 °C a 26,6 °C graus de fevereiro a dezembro de 2010, para o próprio rio Manoel Gomes e Sobjak *et al.*, (2018) registraram uma variação de  $15,73 \pm 0,57$  °C para o outono e  $18,85 \pm 0,50$  °C para o inverno de 2015, valores de ambos os trabalhos próximos as médias dos dois períodos para esta bacia.

Por outro lado, um aumento de temperatura foi observado para todas as bacias na estação de alta precipitação, que pode estar relacionado a um maior aporte de sedimentos advindos dos terrenos mais altos nas bacias onde com mais material em suspensão e depositado no fundo, há maior absorção de radiação solar e assim a temperatura da água aumenta (Sguarezi *et al.*, 2007). Durante este período os valores médios da temperatura estavam todos acima de 18 °C, sendo estas estações mais chuvosas que o inverno e outono para a região (Longo *et al.*, 2006).

Este maior aporte de sedimentos, pode provocar um aumento de matéria orgânica, advinda da bacia de drenagem (contribuição alóctone) (Mash *et al.*, 2004) uma vez que sedimentos advindos de terrenos mais altos e que acabam atingindo os corpos hídricos, devido a aptidão agrícola destas bacias o arraste sedimentar carrega principalmente nitrogênio, fósforo e potássio via escoamento, a depender de fatores topográficos locais (Ranzini, 2004), assim aliado ao aumento da temperatura da água, contribui para desoxigenação da água e normalmente ocorre após chuvas e/ou ventos fortes (Esteves, 2011).

Ao se observar os valores de sólidos totais e turbidez em comparação ao oxigênio dissolvido para o período de maior pluviosidade, é possível verificar o declínio dos valores de oxigênio dissolvido para maioria das bacias, com exceção dos rios Tormenta e Bom Retiro.

A condutividade também foi possivelmente influenciada pelo aumento de sedimentos, contudo de maneira mais sutil. Foi observado um aumento para esta variável no período de maior precipitação nas bacias dos rios Jumelo, Manoel Gomes, Pedregulho, da Paz e Tormenta. A concentração de sólidos totais influencia diretamente na disponibilidade de partículas na coluna d'água (Von Sperling, 1996; Esteves, 2011) o que denota um possível aporte a mais de sedimentos neste período e por consequência maior disponibilidade de íons, provocando alterações na condutividade, entre as estações (Yu *et al.*, 2016; Ranzini 2004 e Salomão, 2004).

Para os demais rios, houve uma diminuição da condutividade para o mesmo período. De acordo com Esteves (2011) a condutividade elétrica depende da composição iônica dos corpos d'água, pode ser influenciada, também pelo volume de chuvas, assim com alta pluviosidade e predominância de rochas sedimentares, a composição iônica da água é influenciada pelo intemperismo destes materiais, para estas bacias a capacidade autodepurativa dos rios (Allan e Castillo, 2007) no período, pode ter dissolvido mais rapidamente ou carregado os sedimentos a jusante dos pontos

de coleta e portanto não sofreram maior influência alóctone.

De maneira sinérgica e conjunta as variáveis temperatura, sólidos totais e condutividade foram observadas relacionadas por Carvalho *et al.*, (2000) que verificaram a existência de uma significativa relação entre o aumento da temperatura da água e dos sólidos totais com a condutividade elétrica na água, que pode ocorrer a partir de reações desencadeadas na fauna aquática frente ao aumento da temperatura.

Para a localidade das bacias em cena, essas alterações de aumento dos valores das variáveis associadas ao arraste de sedimentos, são paralelas à sugestão oficial do governo do estado do Paraná (IAPAR, 2003) na aplicação de fertilizantes nas culturas de milho e trigo, lavouras presentes em todas as bacias, (IPARDES, 2019a, IPARDES, 2019b, IPARDES, 2019c e IPARDES, 2019d) durante os períodos de outono e inverno.

No cenário geral, todas as bacias constaram dentro dos valores de referência legislativa, para rios de classe 2. As bacias dos rios Jumelo e Manoel Gomes, de acordo com a Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011) podem ser enquadradas, ao menos em parte, como rios de classe especial, uma vez que nesta classe as águas são destinadas para (artº 4, inciso I): "a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral."

A legislação não especifica variáveis balizadoras de qualidade da água para rios considerados como classe especial, contudo afirma no artº 13, seção I, Capítulo III que: "Artº. 13. Nas águas de classe especial deverão ser mantidas as condições naturais do corpo de água.", entretanto não especifica quais seriam estas condições naturais.

Para estas bacias, as condições naturais mais próximas, deveriam ser, *a priori*, as encontradas na bacia do rio Floriano, que possui toda a sua bacia no interior do PNI em sua zona intangível (Icmbio, 2018).

Em contrapartida, o cenário para as demais bacias fora da influência direta do PNI, apesar da qualidade da água nestes locais parecer estável e todas as variáveis dentro dos indicadores do Conama, a análise de agrupamento deveria, portanto, prover uma alta homogeneidade entre todas as bacias, o que não ocorreu para análise

de quartis.

Nesta perspectiva, nota-se que a classe II possui uma amplitude de enquadramento genérica e que, na prática, insere corpos hídricos muito diferentes em um mesmo grupo. Desta feita, sugere-se que a classe II seja sub-categorizada, conforme apresentado, baseado na análise de cluster em quartilização.

Assim, as classificações dos rios neste trabalho, permeiam-se com a análise de similaridade num formato de sistematização dinâmica, onde no caso em cena, alterou-se conforme a estação e ainda diferentes réplicas de um mesmo rio distribuíram-se por grupos diferentes, denotando que há uma heterogeneidade entre as bacias espacial e temporalmente entre e dentro dos corpos hídricos.

A perspectiva das amostras através da análise de cluster permitiu identificar as relações existentes em cada grupo formado (Seidel *et al.*, 2008) e ainda segundo Hair *et al.* (2009) e Ferreira, (2011), verificar as principais variáveis afetadas por possíveis fontes de poluição, dentro do universo de dados coletados para o período.

#### 4.6 CONCLUSÃO

A análise de agrupamentos conseguiu demonstrar as particularidades de cada bacia e ainda possibilitou o cruzamento com interpretações de escala de paisagem, que possam influenciar para o estabelecimento de cada parâmetro. Foi possível observar que cada bacia possui seu próprio intervalo de variação e que os valores de teto máximo das variáveis contidas na legislação são pretensamente altos e não necessariamente refletem a qualidade da água.

As variáveis hoje disponíveis pelas resoluções do Conama são muito generalizadas e podem gerar insegurança de análise, principalmente para bacias com as dos rios Manoel Gomes e Jumelo, inseridas em UC de proteção integral.

Recomenda-se que: a) sejam incluídas recomendações estatísticas como a análise de agrupamento associadas a elementos da paisagem na redação legislativa, de maneira prover maior qualidade e segurança de análise, trazendo benefícios principalmente a gestão das bacias de maneira maximizada e em especial atenção a bacias de UC's; b) o PNI estabeleça um programa de monitoramento constante de todos os seus corpos hídricos superficiais, inclusive coletando amostras fora de seus limites (para rios que drenem para o interior do parque) cumprindo assim parte da recomendação oficial do próprio plano de manejo desta UC; c) Sejam

utilizadas classificações dinâmicas considerando as estações seca e chuvosa e baseada na quartilização da análise de cluster e d) As classificações sejam baseadas no ponto de coleta e não genericamente a todo corpo hídrico.

## 4.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLAN, J. D; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology - Structure and Function of Running Waters**. 2ª edição. Dordrecht: Springer, 2007.

ANA – Agência Nacional das Águas. **Indicadores de qualidade - índice de qualidade das águas (IQA)** Disponível em: [http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx#\\_ftn5](http://pnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx#_ftn5) Acesso em: 13 mar. 2021

BELTRÃO, G. B. M; MEDEIROS, E. S. F; RAMOS, R. T. C. Effects of riparian vegetation on the structure of the marginal aquatic habitat and the associated fish assemblage in a tropical Brazilian reservoir. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 4, p. 37-43, outubro/dezembro 2009.

BRANCO, S. M. Considerações sobre a nova legislação brasileira de qualidade de águas. **Revista Dae**, São Paulo, v. 49, n. 157, p. 185-187, outubro/dezembro 1989.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama Nº 20, de 18 de junho de 1986**. Estabelecer a seguinte classificação das águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional. Diário Oficial da União, Brasília, 30 jul. 1986. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=43>>. Acesso em: 27 ago. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama 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. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar. 2005. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 27 ago. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 410, de 04 de maio de 2009**. Prorroga o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44 da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, e no art. 3º da Resolução nº 397, de 3 de abril de 2008. Diário Oficial da União, Brasília, 05 mai. 2009. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=603>>. Acesso em: 27 ago. 2019.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº 430, de 30 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, 16 mai. 2011. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 27 ago. 2019.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 08 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. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm)> Acesso em: 27 ago. 2019.

BUENO, P. F. G. **Um rio de unidade de conservação, como ambiente "pristine" para ictiofauna neotropical**. 77 f. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. 2000. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos-químicos da água. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 5, p. 618-622, setembro/outubro 2000.

DIAS, N. W.; BATISTA, G. T.; TARGA, M. S. Water use fund applied to land cover characterization and water quality analysis to support hydrographic basin committee decisions in Brazil. *In*: international water congress and exhibition, 01, 2008, Viena. **Anais** [...]. Viena: IWA, 2008. Vol. 1. p. 1-8.

EEA - European Environment Agency. **(WEU02) Nitrogen and phosphorus in rivers**. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/nitrogen-and-phosphorus-in-rivers/nitrogen-and-phosphorus-in-rivers> Acesso em: 04. mar. 2019.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3ª edição. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

FAGUNDES, A. K. B.; MENDES, T. A.; PEREIRA, T. S. R. Classificação preliminar de corpos d'água com base na resolução CONAMA nº 357/2005: Caso do rio Meia Ponte-GO. *Ciência e Natura*, Santa Maria, v. 38, n. 3, p. 1382 – 1393, setembro/dezembro 2016.

FERREIRA, D. F. **Estatística Multivariada**. 2ª ed. Lavras: UFLA, 2011.

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Brasília: Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde, 2014.

GAMA, D. A. **A aplicabilidade da resolução Conama nº 357/2005 no enquadramento dos corpos d'água na bacia do rio Purus: um instrumento válido para as águas Amazônicas?** 132 f. Dissertação de mestrado - Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2009.

HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J., ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. **Análise multivariada de dados**. Porto Alegre: Bookman editora, 2009.

IAPAR - Instituto Agrônômico do Paraná. **Sugestão de adubação e calagem para culturas de interesse econômico no estado do Paraná**. Londrina: IAPAR, 2003.

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. **Plano de manejo do Parque Nacional do Iguaçu**, Brasília: Icmbio, 2018.

IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Caderno estatístico - município de Cascavel**. Curitiba: IparDES, 2019a.

IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Caderno**

**estatístico - município de Santa Tereza do Oeste.** Curitiba: IparDES, 2019b.

IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Caderno estatístico - município de Catanduvas.** Curitiba: IparDES, 2019c.

IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Caderno estatístico - município de Céu Azul.** Curitiba: IparDES, 2019d.

LONGO, A. J; SAMPAIO, S. C; SUSZEK, M. Equação de chuvas intensas e precipitação provável para o município de Cascavel, PR. **Varia Scienti**, Cascavel, v. 6, n. 11, p. 119-127, agosto 2006.

MASH, H; WESTERHOFF, P. K.; BAKER L. A; NIEMAN, R. A; NGUYEN M. L. Dissolved organic matter in Arizona reservoirs: assessment of carbonaceous sources. **Organic Geochemistry**, Amsterdã, v. 35 n. 7, p. 1-13p, julho 2004.

PORTO, M. F. M; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 22, n. 63, p. 49 - 60, 2008.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2019. **A Language and Environment for Statistical.** R Foundation for Statistical Computing Vienna, Austria.

RANZINI, M., RIGHETTO, A.M., LIMA, W.P., GUANDIQUE, M.E.G., ARCOVA, F.C.S., CICCIO, V. Processos hidrológicos de uma microbacia com Mata Atlântica, na região da Serra do Mar, SP. **Scientia forestalis**, São Paulo, v.66, n. 1, p. 108 -119, dezembro 2004.

REIS, J. A. T. D; MENDONÇA, A. S. F. Análise técnica dos novos padrões brasileiros para amônia em efluentes e corpos d'água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 353-362, julho/setembro 2009.

SALOMÃO, M.S.N.B. **Biogeoquímica de rios do estado de São Paulo com bacias de drenagem apresentando diferentes características de ocupação do solo.** 125 f. Tese de doutorado - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

SEIDEL, E. J; JÚNIOR, F. D. J. M; ANSUJ, A. P; NOAL, M. R. C. N. C. Comparação entre o método Ward e o método K-médias no agrupamento de produtores de leite. **Revista Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 30, n. 1, p. 7-15, 2008.

SQUAREZI, E. L. M; BLEICH, M. E; MAMAN, A. P; SILVA, C. J. 2007. Características limnológicas de três córregos de primeira ordem na Serra dos Parecis, Mato Grosso. **Revista de Ciências Agro-Ambientais**, Alta Floresta, v.5, n.1, p. 45-58, 2007.

SILVA, M. S. R; MIRANDA, S. A. F; SANTANA, G. P. Bacia Hidrográfica do Rio Amazonas: Condições de suas águas versus Resolução nº 357/CONAMA/20051. **Scientia Amazonia**, Manaus, v. 6, n. 2, p. 83-90, 2016.

SILVA, S. C; MARIANI, C. F; POMPEO, M. Análise crítica da resolução Conama nº 357 à luz da Diretiva Quadro da Água da União Europeia: estudo de caso (Represa do Guarapiranga-São Paulo, Brasil). In: POMPEO, M; MOSCHINI-CARLOS, V; NISHIMURA, P. Y; SILVA, S. C; DOVAL, J. C. L. **Ecologia de reservatórios e interfaces.** São Paulo: Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, 2015.

p. 367 – 375.

SOBJAK, T. M; ROMÃO, S; CAZAROLLI, L. H; SAMPAIO, S. C; REMOR, M. B; GUIMARÃES, A. T. B. Evaluation of the antioxidant system and neurotoxic effects observed in *Rhamdia branneri* (Teleostei: Heptapteridae) sampled from streams of the lower Iguazu River basin. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdã, v. 155, p. 162–170, julho 2018

TEIXEIRA, R. S; CONCEIÇÃO, J. V. B; BERETTA, M; COVA, V. F. Dificuldades de atender na íntegra a resolução Conama 357/05 no estado da Bahia. **Candombá – Revista Virtual**, Salvador, v. 7, n. 1, p. 76-84, jan/dez 2011.

VON SPERLING, M. **Noções de qualidade de água. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2ª edição. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

YU, C., XU, Z., WU, W., ZUO, D. Effect of land use types on stream water quality under seasonal variation and topographic characteristics in the Wei River basin, China. **Ecological Indicators**, Amsterdã, v. 60, p. 202–212, 2016.

ZACOUTEGUY, B. V. **Levantamento das metodologias aplicadas na classificação de corpos de água segundo padrões da resolução Conama 357/2005**. 58 f. Trabalho de Conclusão de Curso - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2018.

## 5 CAPÍTULO 2 - COBERTURA VEGETAL E QUALIDADE DA ÁGUA EM OITO BACIAS HIDROGRÁFICAS NO OESTE DO ESTADO DO PARANÁ, BRASIL

### 5.1 INTRODUÇÃO

A vegetação é um dos principais elementos protetores da superfície terrestre e especificamente para bacias hidrográficas o sistema de raízes da vegetação propicia maior estabilidade das massas de solo nas vertentes e margens de cursos d'água, além de desacelerar os fluxos subsuperficiais, (Júnior e Barros, 2020) funcionando como elemento eficaz de filtragem superficial de sedimentos (Magette *et al.*, 1989; Abu-Zreig *et al.*, 2003; Abu-Zreig *et al.*, 2004; Lima e Zakia, 2009, Dosskey *et al.*, 2010 e Zhang *et al.*, 2010).

Contudo a cobertura vegetal pode ser afetada por variações climáticas, de composição atmosférica bem como ação antrópica provocando retrações e expansões das formações florestais, sendo que essas variações podem, em específico, influenciar significativamente no regime hidrossedimentológico das bacias hidrográficas (Chang, 2013; Júnior e Barros, 2020).

Assim, por consequência na qualidade da água, principalmente de corpos hídricos superficiais (Ahearn *et al.*, 2005 e Baker, 2005), denotando assim que há uma interconexão entre processos e elementos da paisagem que exercem influência sobre as variáveis de corpos d'água (Likens e Bormann, 1974)

A vegetação funciona como um destes elementos da paisagem, onde sua presença possui efeito amplo e duradouro, contudo sua retirada a níveis a exceder seu limiar de efeito sobre a morfologia de bacia de drenagem, pode provocar mudanças no regime fluvial, inclusive na qualidade da água e que dificilmente retorna as condições originais (Knighton, 1998).

Especificamente para o Brasil, o bioma Mata Atlântica possui através do Código Florestal (Brasil, 2012) reforçado pela Lei da Mata Atlântica (Brasil, 2006), assegurado, ao menos legislativamente, a manutenção de vegetação em bacias hidrográficas. Esses dispositivos legais, tendem a minimizar os impactos causados que afetam diretamente a vegetação, auxiliando na manutenção da qualidade e volume de águas superficiais (Sparovek *et al.*, 2011).

Apesar do cenário acima, em teoria, ser benéfico para manutenção da vegetação em bacias hidrográficas brasileiras na Mata Atlântica este bioma possui

alto grau de desmatamento, com 12.562 hectares desmatados no período de 2016 a 2017 (SOS Mata Atlântica, 2018) e isso não é diferente para a bacia do rio Paraná no oeste do estado do Paraná (MMA, 2006; Ribeiro *et al.*, 2011)

O processo de supressão vegetal na região oeste do Paraná é antigo e ocorreu principalmente devido aos sucessivos ciclos econômicos que a região sofreu (Filho, 1980 e Krüger, 2004). Tais fatores históricos ligados a remoção da vegetação, tornaram as bacias hidrográficas do oeste do estado do Paraná, mais vulneráveis em relação a qualidade da água (Vogel *et al.*, 2009 e Tundisi e Tundisi, 2010). Desta maneira, analisar a relação entre a cobertura vegetal e a qualidade da água destas bacias funciona como um mecanismo robusto para gestão dos recursos hídricos em bacias hidrográficas (Melo, 2008 e Melo *et al.*, 2011).

Diante disso, a avaliação de variáveis de qualidade da água é necessária, partindo-se da premissa que atividades humanas para uso múltiplo de atividades nas bacias hidrográficas modificam o uso e ocupação do solo e são, portanto, fatores preponderantes na influência da qualidade de águas superficiais (Zhang *et al.*, 2007 e Hussain *et al.*, 2008).

Assim, inúmeras variáveis interagem e influenciam a qualidade da água, sendo necessário sumarizar as relações complexas entre as variáveis de qualidade da água (Nasir *et al.*, 2011; Olsen *et al.*, 2012 e Azhar *et al.*, 2015), sem excluir nenhum parâmetro (Dong *et al.*, 2007).

Neste contexto, o presente trabalho analisou a relação da cobertura vegetal com a qualidade da água em oito bacias hidrográficas do oeste do estado do Paraná, Brasil, formulando a seguinte hipótese: as variáveis independentes da paisagem (cobertura vegetal, NDVI e declividade) das bacias hidrográficas selecionadas são efetivas para assegurar a qualidade da água de todas as nove variáveis dependentes de qualidade d'água utilizadas que se basearam em rios de classe II das Resoluções Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011)?

Se as variáveis independentes da paisagem asseguram que todas as variáveis selecionadas de qualidade d'água mensuradas *in loco* atenderem aos limites estabelecidos nas Resoluções Conama para rios de classe II então aceita-se  $H_0$ , logo  $H_0$  = variáveis independentes da paisagem atual são suficientes para assegurar a qualidade d'água. ( $H_0: \Phi_{\text{qualidade de água}} = \Phi_{\text{Resoluções}}$ ), do contrário aceita-se a  $H_a$ , em que  $H_a$  indica informações diferentes dos valores Resoluções CONAMA 357/2005 e

430/2011, portanto as variáveis independentes da paisagem atual são ineficazes para assegurar a qualidade d'água ( $H_a: \Phi_{\text{qualidade de água}} \neq \Phi_{\text{Resoluções}}$ ).

## 5.2 OBJETIVOS

Analisar o efeito da quantidade de cobertura vegetal em oito bacias hidrográficas, sobre a qualidade da água de riachos localizados na sub-bacia do Baixo Iguaçu, no oeste do estado do Paraná, Brasil.

## 5.3 MATERIAL E MÉTODO

A área de estudo foi apresentada no item 2.1 e o método de coleta de dados no item 2.2.

As variáveis de qualidade da água (temperatura, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, turbidez, sólidos totais, amônia, nitrito e ortofosfato) e os dados físicos (cobertura vegetal, NDVI e declividade) foram organizados por estação e por bacia hidrográfica. Na sequência a matriz dos dados foi submetida a uma análise de componentes principais (PCA). As cargas fatoriais, resultantes da PCA, foram avaliadas em relação às bacias e as estações de coleta por meio da Análise da Variância Fator Duplo, seguido do teste de acompanhamento de Tukey-HSD.

Assim, as cargas fatoriais das três primeiras dimensões da PCA foram selecionadas, para todas as bacias e utilizadas como variáveis-resposta em modelos lineares generalizados de efeitos mistos (MLEM) validados pelo critério de Akaike. Nestes modelos foram realizadas estimativas de máxima verossimilhança ou máxima verossimilhança restrita (REML) das variáveis, sendo calculados a partir das cargas fatoriais de cada dimensão da PCA em função da área de floresta estimada, da variação dos valores de cena do NDVI e da declividade das áreas, sendo estes considerados os efeitos fixos e estandardizados. Os melhores modelos gerados e ajustados foram vetorizados e espacializados dentro da mesma base cartográfica utilizada para estimativa da cobertura vegetal e declividade no programa QGis 2.14.22® (Qgis, 2018).

As análises estatísticas foram realizadas no programa computacional R (R Development Core Team, 2019). Quando necessário, foi utilizado o limiar de significância de 0.05. Os produtos cartográficos foram gerados no programa QGis

2.14.22® (Qgis, 2018).

## 5.4 RESULTADOS

### 5.4.1 Aspectos Físicos e Químicos da Qualidade das Águas das Bacias

As variáveis de qualidade da água foram analisadas conjuntamente para todas as bacias e por estação. Destacaram-se as variáveis com maiores contribuições de carga fatorial da análise da PCA para as três primeiras dimensões (Tabela 5). Assim, comparando-se diretamente as médias dos valores brutos de cada variável com as variáveis de referência da legislação, todos estavam dentro do exigido legalmente.

**Tabela 5** - Contribuições das variáveis de qualidade da água conforme Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011) com maiores cargas fatoriais de contribuição das três primeiras dimensões de uma análise de componentes principais de oito bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná.

<sup>a</sup> Valores referentes a rios de Classe II, conforme de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011).

<sup>b</sup> Valor de referência baseado em EEA, (2015)

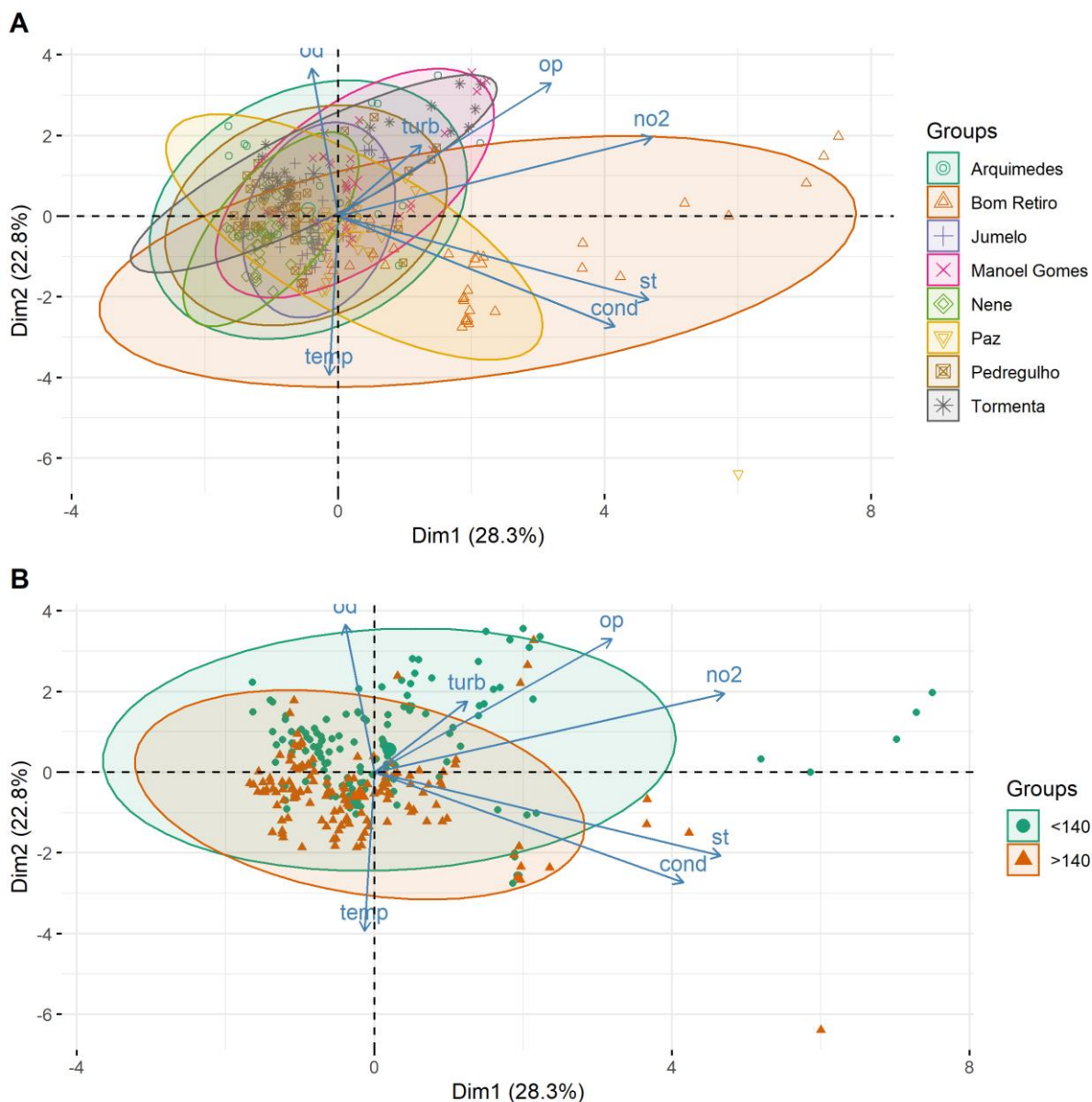
<sup>c</sup>Valor de referência baseado em Funasa, (2014)

	Parâmetro	Valor bruto ( $\bar{x} \pm S$ )	Valor de referência legislativa <sup>a</sup>
Dimensão 1	Sólidos Totais	0.022 ± 0.011	500 mg/L
	Nitrito	0.002 ± 0.005	1,0 mg/L
	Condutividade	0.17 ± 2.24	0,010 – 0,100 ms/cm <sup>c</sup>
Dimensão 2	Temperatura	18.97 ± 2.32	< 40 °C
	Turbidez	11.47 ± 6.22	
	Ortofosfato	0.008 ± 0.023	0,01 mg/L P <sup>b</sup>
Dimensão 3	Oxigênio Dissolvido	8.96 ± 1.01	> 6 mg/L
	pH	7.00 ± 0.53	6,0 a 9,0

Na PCA (Figura 16) foi possível verificar que o primeiro componente principal foi definido como a variação dos valores de condutividade, sólidos totais e nitrito (Autovalor=1,99; Variabilidade=24,91%), estando todas diretamente relacionadas entre si; esta dimensão gerou uma nova variável estatística denominada como “Matéria Orgânica”. O segundo componente principal foi representado pela associação entre ortofosfato, turbidez e temperatura (Autovalor=1,59; Variabilidade=19,91%), sendo que esta última variável apresentou sua variação inversamente relacionadas às demais; a dimensão 2 pode ser considerada como uma nova variável estatística denominada como “Transporte de Fosfatos”. O terceiro

componente principal foi a associação entre pH e oxigênio dissolvido (Autovalor=1,36; Variabilidade=17,03%), sendo que as duas últimas variáveis estão diretamente relacionadas entre si, e sendo consideradas como uma nova variável estatística associada à “Fotossíntese”. Foi realizada a avaliação das cargas fatoriais em relação aos diferentes fatores fixos, bacias e estações classificadas de acordo com a precipitação (<140 mm e >140), bem como a interação entre os mesmos.

**Figura 16** - Diagrama de ordenação da análise de componentes principais das variáveis de qualidade de água em relação a: A) bacias e B) estações de coleta de oito bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. Temp: tempertura; cond: condutividade; od: oxigênio dissolvido;  $\text{NH}_3$ : amônia; st: sólidos totais; no2: nitrito; op: ortofosfato; turb: turbidez; Dim: dimensão e Groups: grupos. A) bacias e B) estações de coleta.

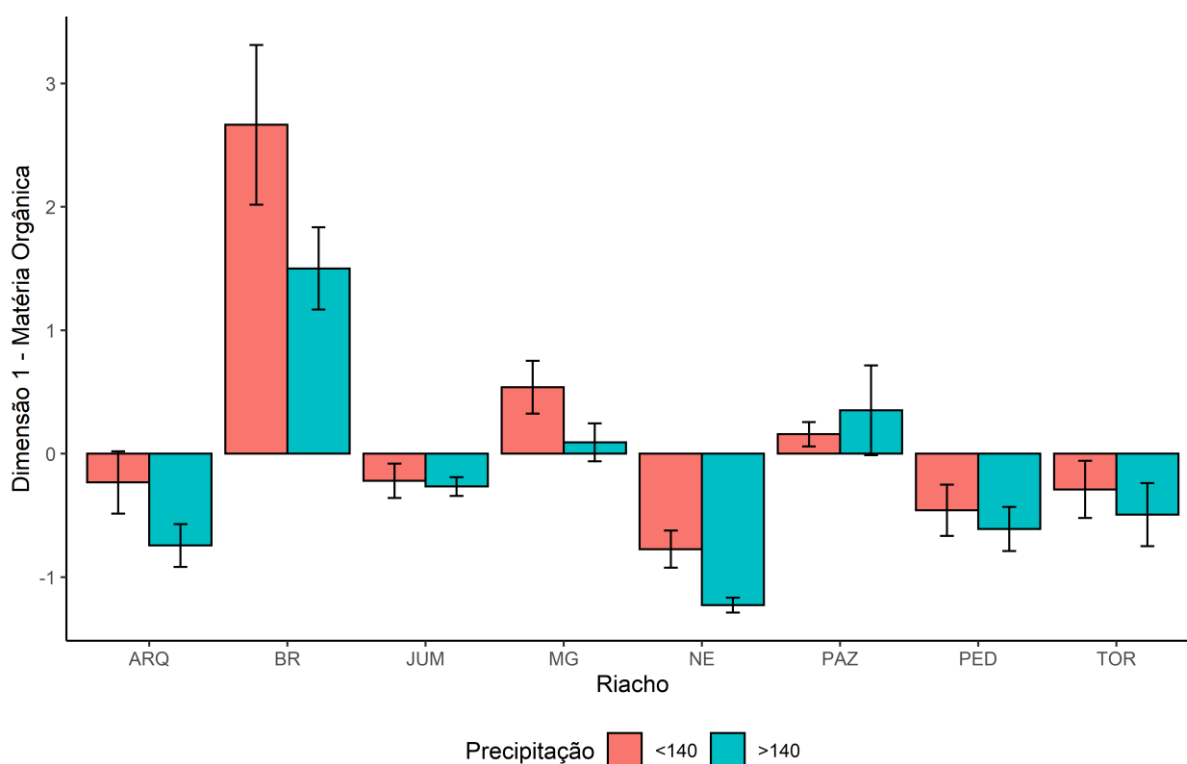


Fonte: o próprio autor

Quanto à análise das dimensões selecionadas obtidas pela PCA, a dimensão 1, referentes à Matéria Orgânica, apresentou escores positivos relacionados com os maiores valores de nitrito, condutividade e sólidos totais. Ao comparar estes escores com os fatores fixos bacias e estações de coleta (maior precipitação > 140mm e menor

precipitação <140 mm), foi possível verificar que houve efeito de ambos os fatores (Bacia:  $F_7=224,53$ ,  $p<0,0001$ ;  $F_1=8,72$ ,  $p=0,008$ ), mas sem interação entre os mesmos ( $F_{7, 272}=1,22$ ,  $p=0,289$ ). Ao realizar as comparações múltiplas, foi verificado que a bacia do rio Bom Retiro apresentou as maiores concentrações de matéria orgânica quando comparado com as demais bacias, tanto no período de maior como menor precipitação ( $p>0,05$ ; Figura 17).

**Figura 17** - Médias e erros padrão das cargas fatoriais da dimensão 1 da análise de componentes principais (PCA) obtidas para os fatores fixos bacias e estações de coletas de oito bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. Dim: dimensão; col: coleta. Bacias dos rios - ARQ: Arquimedes; BR: Bom Retiro; JUM: Jumelo; MG: Manoel Gomes; NE: Nene; PAZ: da Paz; PED: Pedregulho e TOR: Tormenta.

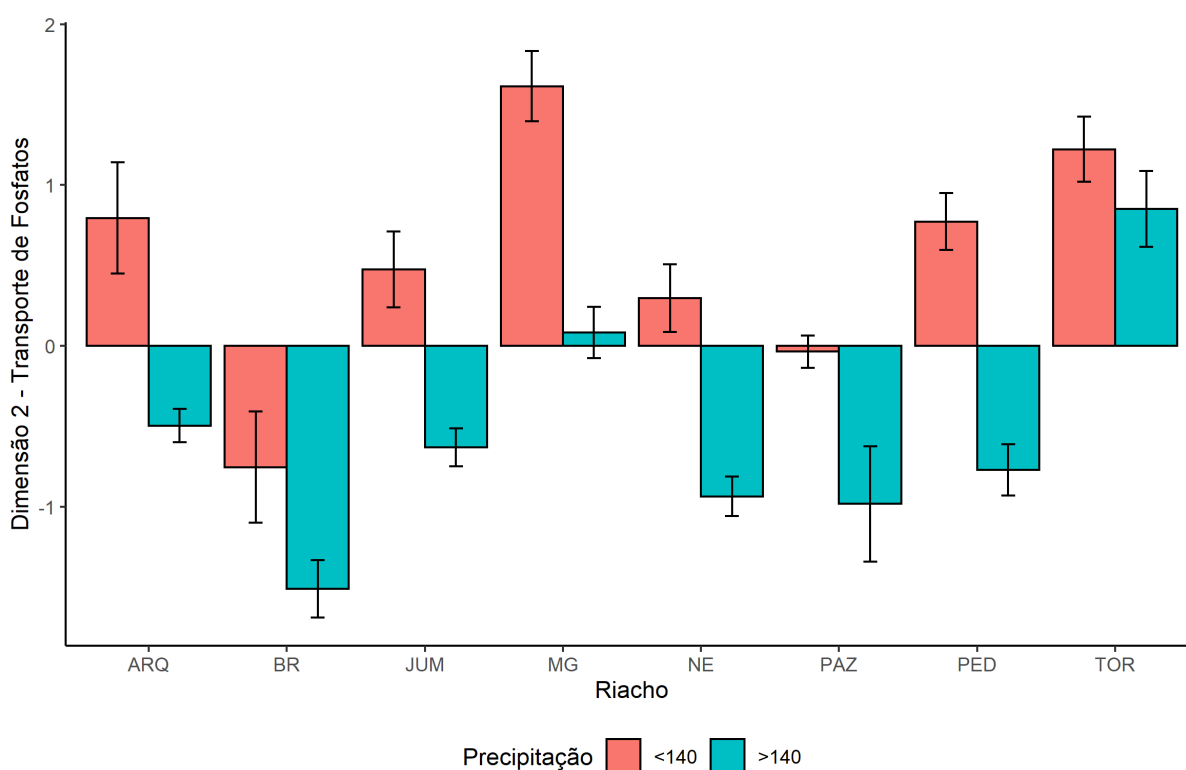


**Fonte:** o próprio autor

A dimensão 2 apresentou os escores positivos relacionados com os maiores valores relacionados ao maior transporte de Fosfatos. Na comparação com os fatores fixos bacias e estações de coleta, foi possível verificar que houve efeito de ambos ( $F_7=124,76$ ,  $p<0,0001$ ;  $F_1=86,65$ ,  $p<0,0001$ ), não havendo interação entre os fatores ( $F_{7, 272}=0,873$ ,  $p=0,125$ ; Figura 18). Para as comparações entre as estações de coleta, foi observado o maior arraste de fosfatos em períodos de menor precipitação e com

menores valores de temperatura. Ressalta-se que o riacho Manoel Gomes e Tormenta apresentaram os maiores valores de ortofosfato e turbidez, principalmente no período de menor precipitação, enquanto o riacho Bom Retiro apresentou os menores valores.

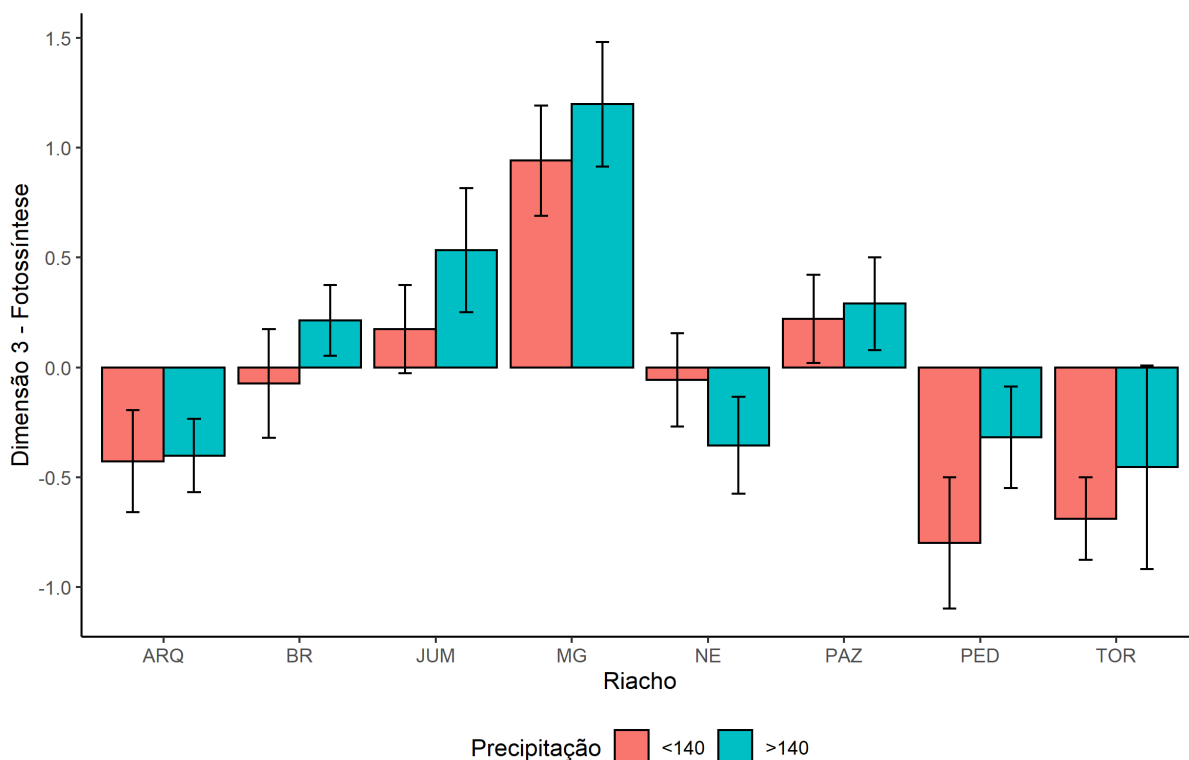
**Figura 18** - Médias e erros padrão das cargas fatoriais da dimensão 2 da análise de componentes principais (PCA) obtidas para os fatores fixos bacias e estações de coletas (1ª col: outono; 2ª col: inverno, 3ª col: primavera e 4ª col: verão) de oito bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. Dim: dimensão; col: coleta. Bacias dos rios - ARQ: Arquimedes; BR: Bom Retiro; JUM: Jumelo; MG: Manoel Gomes; NE: Nene; PAZ: da Paz; PED: Pedregulho e TOR: Tormenta.



**Fonte:** o próprio autor

Para a dimensão 3, os escores positivos relacionados com os maiores valores pH e oxigênio dissolvido, e associadas a maior potencial de Fotossíntese. Na comparação com os fatores fixos, foi verificado que houve efeito das bacias ( $F_7=9,97$ ,  $p<0,0001$ ), mas não às estações de coleta ( $F_1=1,99$ ,  $p=0,159$ ) nem à interação entre os fatores ( $F_{7, 272}=0,46$ ,  $p=0,861$ ; Figura 19). Os maiores valores das cargas fatoriais da dimensão 3 ocorreram nas bacias dos rios Manoel Gomes e Jumelo, localizadas dentro do Parque Nacional do Iguaçu e em sua borda, respectivamente.

**Figura 19** - Médias e erros padrão das cargas fatoriais da dimensão 3 da análise de componentes principais (PCA) obtidas para os fatores fixos bacias e estações de coletas (1ª col: outono; 2ª col: inverno, 3ª col: primavera e 4ª col: verão) de oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. Dim: dimensão; col: coleta. Bacias dos rios - ARQ: Arquimedes; BR: Bom Retiro; JUM: Jumelo; MG: Manoel Gomes; NE: Nene; PAZ: da Paz; PED: Pedregulho e TOR: Tormenta.



**Fonte:** o próprio autor

#### 5.4.2 Influência Sazonal dos Aspectos Fisiográficos sobre a Qualidade da Água das Bacias

Os parâmetros dos modelos considerados como variáveis respostas as variáveis estatísticas obtidas a partir das dimensões da PCA e cujas variáveis preditoras foram a declividade, o percentual de floresta e o NDVI estandarizados, bem como estações de coleta (<140 mm e > 140 mm) estão expressos na Tabela 6.

**Tabela 6** - Modelos lineares de efeitos mistos melhores ajustados para as três primeiras dimensões de uma análise de componentes principais (PCA) entre nove variáveis de qualidade da água: temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade ( $\mu\text{S/m}$ ), tu turbidez (NTU), sólidos totais (mg/L), amônia (mg/L), nitrito (mg/L) e ortofosfato (mg/L) e três variáveis de efeitos fixos: área de floresta, índice de vegetação da diferença normalizada (NDVI) e declividade de oito bacias da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná.

	Efeitos fixos	Coeficientes	Erro Padrão	p-valor	AIC
Modelo 1	Intercepto	0,174	0,113		
Dim1 – Matéria Orgânica	Estação >140 mm	-0,3480	0,103	0,0009	947,3
	Declividade	-0,3906	0,101	0,0001	
Modelo 2	Intercepto	0,545	0,092		
Dim2 – Transporte de Fosfatos	Estação >140 mm	-1,091	0,113	<0,0001	887,5
	Floresta	0,307	0,087	0,0005	
	Declividade	0,283	0,088	0,0014	
Modelo 3	Intercepto	-0,239	0,093		
Dim3 – Fotossíntese	Estação >140 mm	0,478	0,137	0,0006	871,1
	NDVI	-0,478	0,098	<0,0001	
	Floresta	0,335	0,104	0,0014	
	Declividade	-0,404	0,075	<0,0001	

**Fonte:** o próprio autor

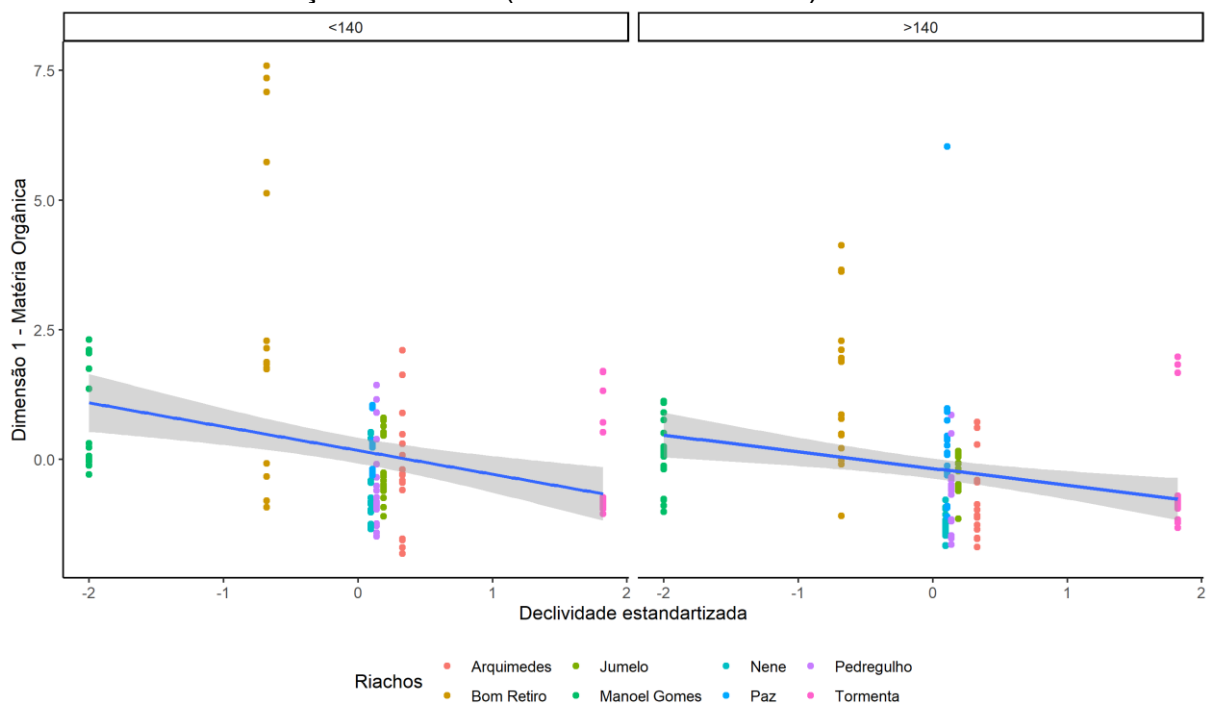
Foi possível verificar que para a primeira dimensão obtida pela PCA, relacionada à concentração de Matéria Orgânica, o melhor modelo ajustado (AIC=947,3) apresentou influência da variável declividade e estação de coleta (Figura 20 e Figura 23), indicando que nos locais com maior declividade os escores da matéria orgânica são menores ( $t=-3,884$ ,  $p=0,0001$ ), principalmente na estação de maior precipitação pluviométrica ( $t=-3,376$ ,  $p=0,0009$ , Tabela 6).

Para a dimensão 2, o melhor modelo ajustado (AIC=887,5) apresentou efeito das variáveis floresta, declividade e estação de coleta (Tabela 6), indicando que o aumento da área de floresta ( $t=3,523$ ;  $p<0,0005$ ), da declividade ( $t=3,232$ ;  $p=0,0014$ ) e estação de coleta com maior precipitação ( $t=9,677$ ;  $p<0,0001$ ) promovem o aumento dos escores do Arraste de Fosfatos (Figura 21 e Figura 24). Para esta dimensão

escores positivos foram relacionados com os maiores valores de turbidez e ortofosfato (op) inversamente proporcionais a temperatura.

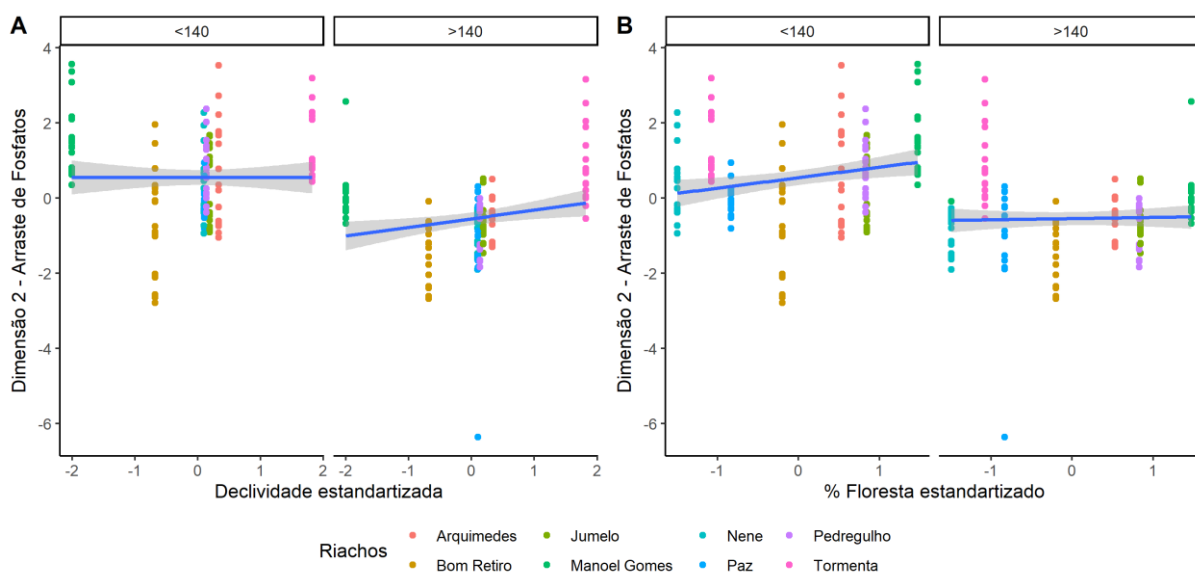
Para a dimensão 3, o melhor modelo ajustado (AIC=871,1) apresentou efeito com as variáveis NDVI ( $t=-4,897$ ;  $p<0,0001$ ), área florestada ( $t=3,226$ ;  $p=0,0014$ ), declividade ( $t=-5,359$ ;  $p<0,0001$ ) e estação de coleta ( $t=3,489$ ;  $p=0,0006$ ; Tabela 6, Figura 22 e Figura 25). Os escores positivos aqui avaliados indicam a variação das variáveis oxigênio dissolvido e pH, relacionadas ao potencial de Fotossíntese, sendo possível inferir no presente modelo que áreas com maiores declividades e maiores valores de NDVI apresentara menor potencial de Fotossíntese, enquanto locais com maior % de floresta, principalmente nas estações de coleta de maior precipitação pluviométrica ( $>140$  mm), apresentaram maior potencial de Fotossíntese.

**Figura 20** - Análise de regressão linear das cargas fatoriais da dimensão 1 – Matéria Orgânica – obtidas de uma PCA de oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguazu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná e seus efeitos fixos de declividade e estação de coleta (<140 mm e >140mm).



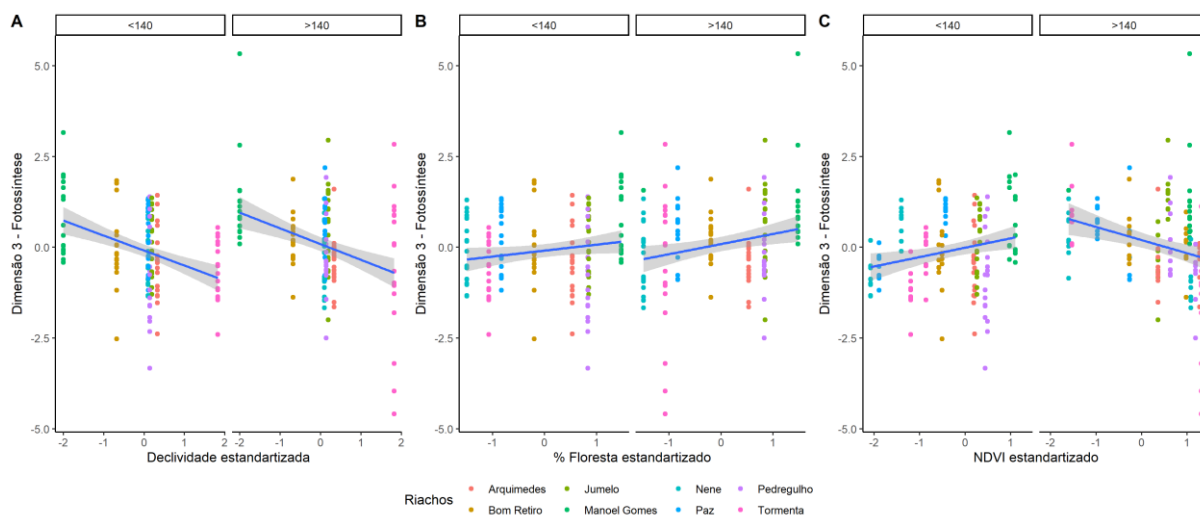
Fonte: o próprio autor

**Figura 21** - Análise de regressão linear das cargas fatoriais da dimensão 2 – Arraste de Fosfatos – obtidas de uma PCA de oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná e seus efeitos fixos de A) Declividade e estação de coleta (<140 mm e >140mm) e B) % Floresta e estação de coleta (<140 mm e >140 mm).



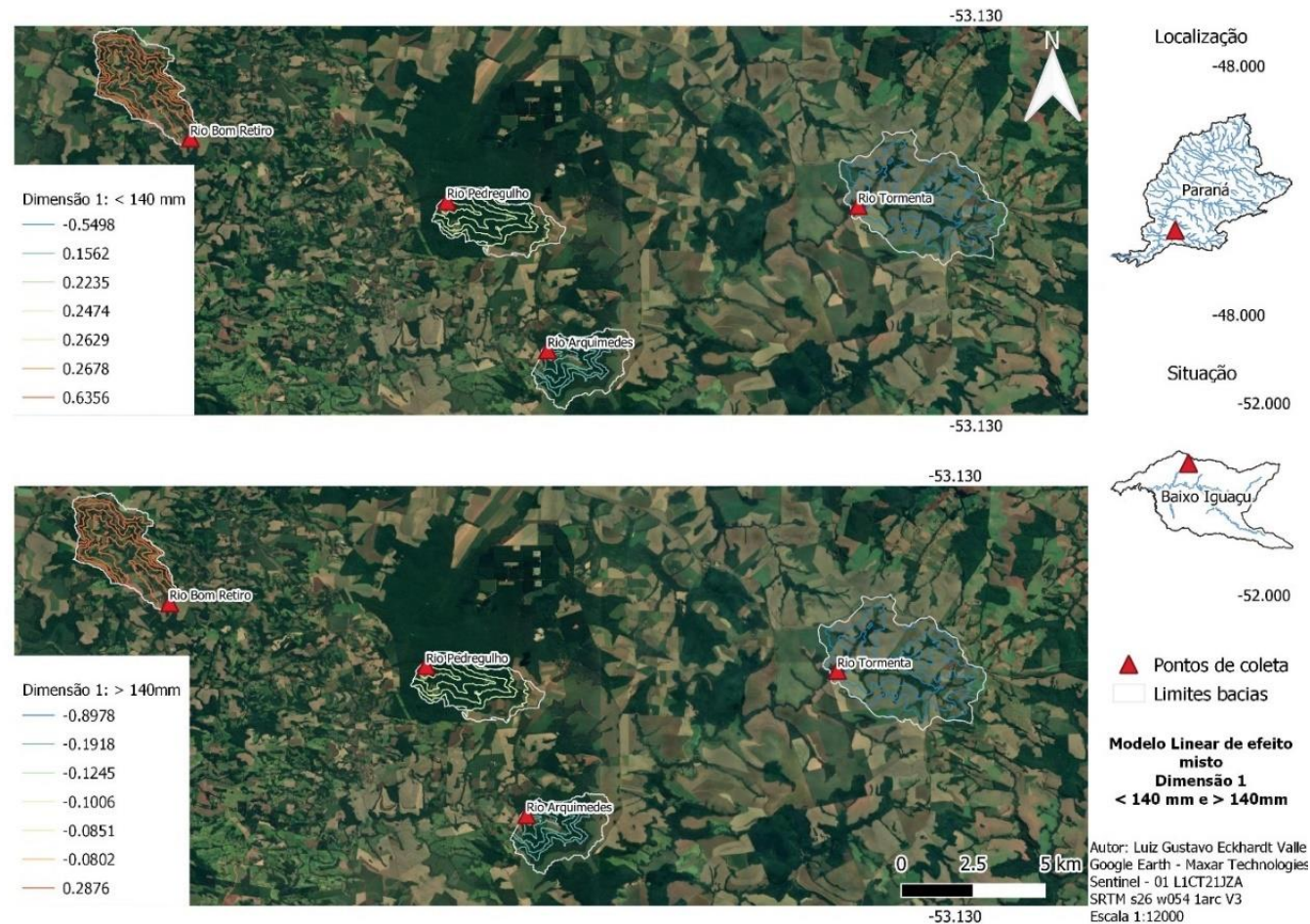
Fonte: o próprio autor

**Figura 22** - Análise de regressão linear das cargas fatoriais da dimensão 3 – Fotossíntese – obtidas de uma PCA de oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná e seus efeitos fixos de A) Declividade e estação de coleta (<140 mm e > 140mm); B) % Floresta, declividade e estação de coleta (<140 mm e >140 mm) e C) NDVI e estação de coleta (<140 mm e > 140mm).



**Fonte:** o próprio autor

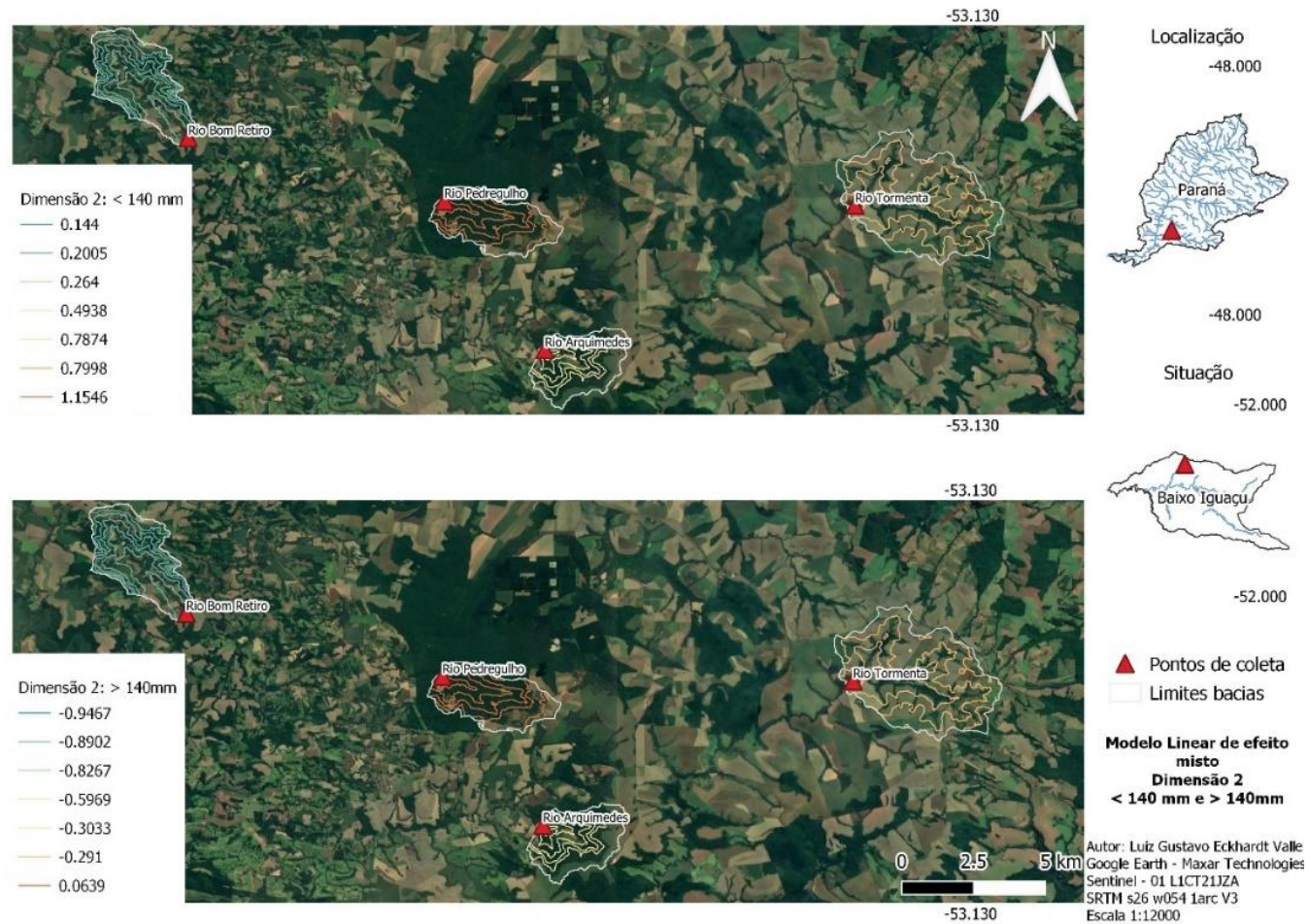
**Figura 23** - Espacialização de um modelo linear de efeitos mistos da primeira dimensão (matéria orgânica -sólidos totais, nitrito e condutividade) de uma análise de componentes principais (PCA) e 9 variáveis de qualidade da água temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade ( $\mu\text{S/m}$ ), turbidez (NTU), sólidos totais (mg/L), amônia (mg/L), nitrito (mg/L) e ortofosfato (mg/L) e os efeitos fixos área de floresta e declividade estandarizados (%) considerando os períodos de menor (<140 mm) e maior precipitação (>140 mm) do ano de 2016 em oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. (Dividido em duas imagens para melhor visualização)

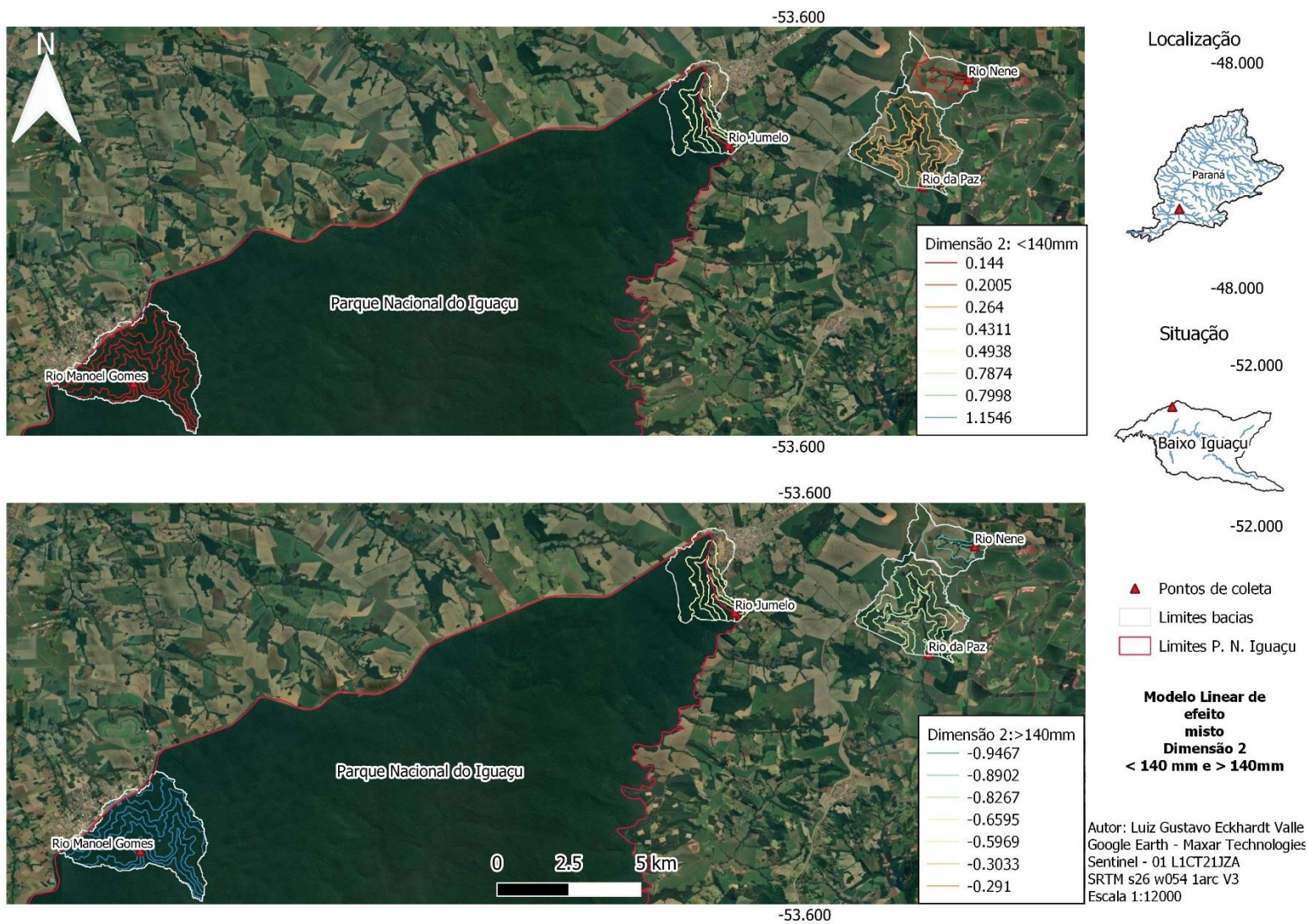




Fonte: o próprio autor

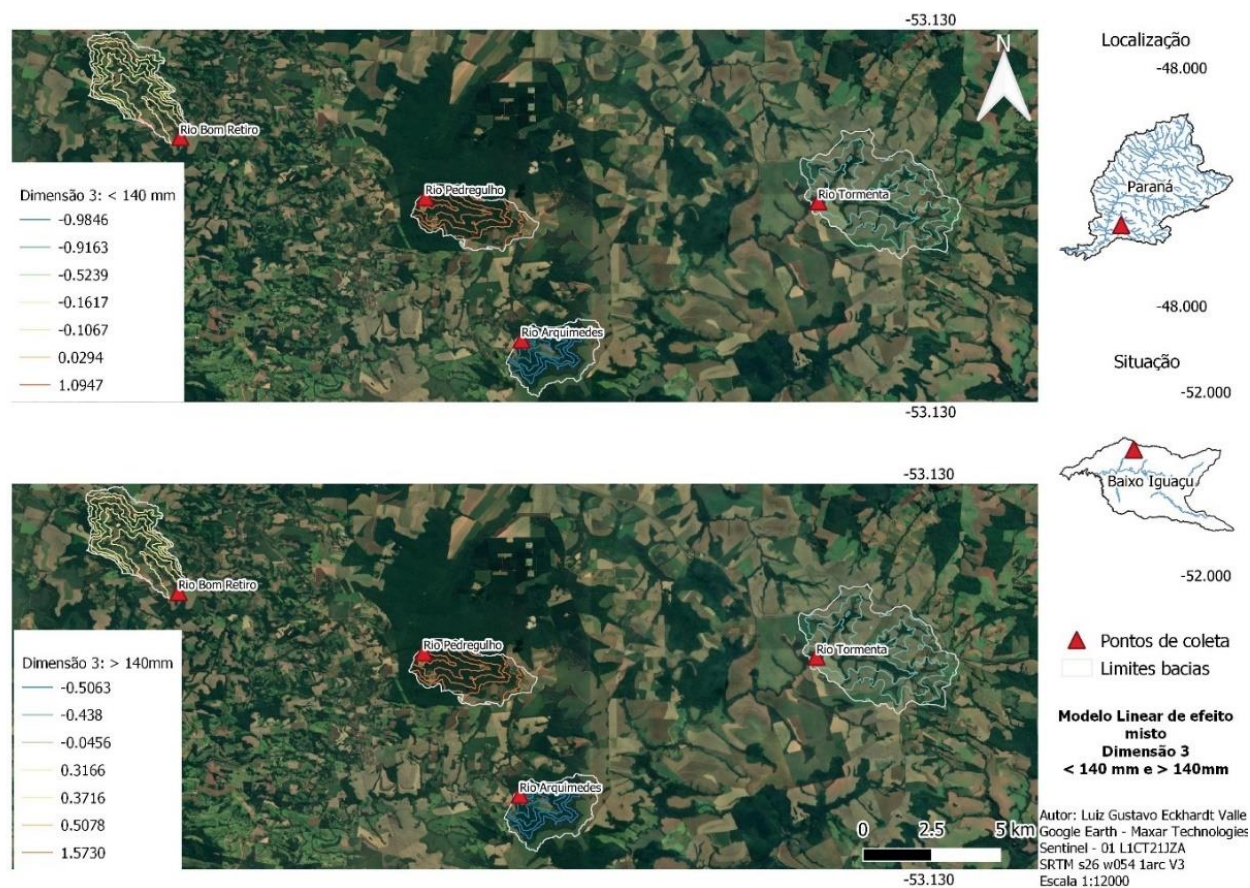
**Figura 24** - Espacialização de um modelo linear de efeitos mistos da segunda dimensão (transporte de fosfatos - temperatura, turbidez e ortofosfato) de uma análise de componentes principais (PCA) e 9 variáveis de qualidade da água temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade ( $\mu\text{S/m}$ ), turbidez (NTU), sólidos totais (mg/L), amônia (mg/L), nitrito (mg/L) e ortofosfato (mg/L) e os efeitos fixos área de floresta e declividade estandarizados (%) considerando os períodos de menor (<140 mm) e maior precipitação (>140 mm) do ano de 2016 em oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. (Dividido em duas imagens para melhor visualização)





Fonte: o próprio autor

**Figura 25** - Espacialização de um modelo linear de efeitos mistos da terceira dimensão (fotossíntese - oxigênio dissolvido e pH) de uma análise de componentes principais (PCA) e 9 variáveis de qualidade da água temperatura (°C), oxigênio dissolvido (mg/L), pH, condutividade ( $\mu\text{S/m}$ ), turbidez (NTU), sólidos totais (mg/L), amônia (mg/L), nitrito (mg/L) e ortofosfato (mg/L) e os efeitos fixos área de floresta e declividade estandarizados (%) considerando os períodos de menor (<140 mm) e maior precipitação (>140 mm) do ano de 2016 em oito bacias hidrográficas da margem direita da bacia do baixo Iguaçu (Paraná III) no oeste do estado do Paraná. (Dividido em duas imagens para melhor visualização)





Fonte: o próprio autor

## 5.5 DISCUSSÃO

### 5.5.1 Aspectos Físicos e Químicos da Qualidade das Águas das Bacias

As variáveis de qualidade da água figuradas como de maiores cargas fatoriais das três primeiras dimensões da PCA apresentaram-se todas dentro dos valores limitantes legais conforme Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011), traçando um cenário legislativo aceitável.

Dentre os rios aqui analisados, os únicos com algum trabalho desenvolvido anterior a este estudo, foram os rios Tormenta (Chamon Energia, 2015), Arquimedes e Manoel Gomes (Sobjak *et al.*, 2018) e dentre todos as variáveis legislativas de qualidade da água mensuradas na ocasião, todos também demonstraram enquadramento legislativo favorável. Entretanto, apesar deste cenário parecer suficiente para manutenção da qualidade da água, esta situação pode ser diferente.

Em específico a dimensão 1 os sólidos totais contêm a soma das concentrações dos principais íons dissolvidos e as concentrações totais de íon por íon por unidade amostrada, contudo estas concentrações modificam-se muito de lugar para lugar, principalmente devido a atividades humanas (Allan e Castillo, 2007), o que conecta esta variável diretamente com a condutividade, que é mensurada pelo total íons livres (Esteves, 2011).

Em conjunto, o nitrito configurou-se também, como uma carga fatorial atuante em ação direta com a condutividade e os sólidos totais para dimensão 1. Naturalmente o nitrito é produzido através das bactérias do gênero *Nitrosomonas*, responsáveis pela transformação metabólica de amônio em nitrito (Kappes *et al.*, 2009).

É de rotina agropecuária no Brasil a aplicação de defensivos agrícolas que estimulem a produção de nitrito por *Nitrosomonas* presentes no solo, através de derivados de base de amônio, como sulfonitrato de amônio (Kappes *et al.*, 2009), neste viés, elevadas concentrações de nitrito foram registradas em algumas sub-bacias do Rio Paraná, predominantemente de uso agropecuário (Zimmermann *et al.* 2008; Bortolini, 2010 e Bortoletto *et al.*, 2015).

Contudo, apesar desta variável ter sido constatada como de efeito na dimensão 1, este íon é considerado como de pouca influência sobre a condutividade, do

contrário macronutrientes como cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonato, sulfato e cloreto são diretamente responsáveis pelos valores de condutividade (Esteves, 2011).

Estes macronutrientes, principalmente potássio, estão presentes nas culturas agrícolas da região de estudo (IPARDES, 2019a, IPARDES, 2019b, IPARDES, 2019c e IPARDES, 2019d) como sugestão para adubação e calagem (IAPAR, 2003). Neste contexto, a condutividade das amostras pode ter sido influenciada devido a entrada de fertilizantes a base destes macronutrientes, que acabam aumentando as concentrações iônicas nos corpos d'água por carreamento (Mosca, 2003).

Em rios nas proximidades, para condutividade, Queiroz *et al.*, (2010) encontraram variações entre 12 e 19  $\mu\text{s}/\text{cm}$ , Crepalli, (2007) entre 10 a 70  $\mu\text{s}/\text{cm}$  e Iost, (2008) entre 12 e 19  $\mu\text{s}/\text{cm}$ , todos estes sob áreas de influência agrícola na região de Cascavel. Estes valores estavam muito acima em comparativo tanto ao valor médio quanto os valores brutos deste trabalho para todas as bacias analisadas.

Em contrapartida a atividade iônica de uma solução é dependente de sua temperatura (aumenta cerca de 2% a cada  $^{\circ}\text{C}$ ) e também do pH (Esteves, 2011), variáveis estas que se configuraram como de efeito nas dimensões 2 e 3 respectivamente.

A temperatura, quando mais alta, influi sob a instabilidade das moléculas e os sólidos totais, estes que correspondem a soma de todos os compostos dissolvidos na água em formato iônico (Parron *et al.*, 2011) e que contribui a variações da condutividade. Para a dimensão 2, a turbidez apresentou-se como uma carga fatorial principal, que possui sua forma constituinte nos sólidos em suspensão e que por sua vez são originários dos sólidos totais (Von Sperling, 1996), variável esta de influência na dimensão 1.

A turbidez encontrada, encontrou-se em valores semelhantes a outros rios da região (Nieweglowski, 2006; Crepalli, 2007; Orssato *et al.*, 2009; Moura *et al.*, 2009 e Silva *et al.*, 2010), todos estes com características rurais. Esta variável associasse diretamente a processos erosivos e margens instáveis (Nieweglowski, 2006).

Considerando que esta variável interfere na passagem da luz através da água (Von Sperling, 1996), ao se verificar os valores desta variável por bacia é possível observar que as bacias dos rios Manoel Gomes e Jumelo, influenciadas pelo maior quantitativo de vegetação devido ao Parque Nacional do Iguaçu, possuem valores

menores que as demais bacias.

A vegetação nas margens de rios estabiliza o solo com suas raízes e remove do solo a água por absorção e evapotranspiração, retendo partículas e controlando os processos erosivos (Allan e Castillo, 2007) e também controla a incidência de luz e a produtividade primária que influencia diretamente na contribuição autóctone sob os sólidos totais (Mori *et al.*, 2015).

A dimensão 2 ainda indicou o ortofosfato como elemento de escore positivo.

Esta variável é um indicador do excesso de fósforo na água e está diretamente conectada ao uso pelas plantas, e, portanto, atua como fertilizante em práticas agrícolas (Von Sperling, 1996). É uma molécula com um átomo de fósforo cercado por quatro átomos de oxigênio e sendo um positivo e os demais negativos (Rice *et al.*, 2018), desta maneira esta molécula é instável e nucleofílica buscando grupos positivos para ligações (Solomons e Fryhle, 2018).

Por ser parte da composição de fertilizantes utilizados na agricultura (Pinheiro e Deschamps, 2008; Mitryasova *et al.*, 2018), explica, portanto, essa maior contribuição para as bacias como carga de escore positivo na dimensão 2, uma vez que predominantemente, com exceção do rio Manoel Gomes, as demais possuem maior aptidão agrícola.

Esta variável, uma forma de fósforo, assume maior relevância por ser a principal forma de fosfato assimilada pelos vegetais aquáticos e desta maneira, a sua quantificação torna-se indispensável (Esteves, 2011). Próximo a região deste estudo, o ortofosfato foi mensurado apenas nos rios São João e Iguaçu (Fruet *et al.*, 2016), bacias que possuem parte de seu curso na área do PNI.

Entre as estações, o período de menor precipitação, apresentou os maiores valores de ortofosfato, isso pode também ser associado as sugestões para adubação e calagem para o estado neste período para a cultura da safra desta estação, trigo (IAPAR, 2003) para as bacias estritamente rurais, contudo para as bacias dos rios Jumelo e Manoel Gomes, com parte de sua área de drenagem no interior do PNI, essa contribuição pode ser alóctone, advinda da maior formação de serapilheira neste período devido a deciduidade da Floresta Estacional Semidecidual neste período (Leal e Câmara, 2005.).

A presença de ortofostato, em bacias parcialmente protegidas como dos rios Manoel Gomes e Jumelo, que se encontram dentro do PNI, não remete a uma

preocupação imediata, uma vez que qualquer ambiente natural possui fósforo por intemperismo de rochas (Esteves, 2011). A média desta variável para todas as bacias encontrou-se em nível considerável estável.

Ao se analisar os valores brutos, as bacias dos rios Manoel Gomes e Jumelo, estiveram com valores muito baixos, até ausente em várias réplicas e completamente ausente no rio Manoel Gomes durante parte do período de menor precipitação (outono). Esta variação pode ser explicada pela teoria do espiral de nutrientes onde a matéria orgânica dissolvida em rios proveniente da decomposição de material particulado, neste caso da maior quantidade de vegetação nestas bacias, e também da excreção de organismos e permanente reciclagem a jusante de matéria orgânica particulada, neste caso é consumida em maior velocidade por bactérias e fungos que adicionam valor nutricional aos detritos, os quais, conseqüentemente, são ingeridos por outros invertebrados ou peixes comedores de detritos (Tundisi e Tundisi, 2008).

Esse sistema dinâmico é especialmente importante em bacias menores, onde a decomposição do material particulado resultante de processamento por esses organismos e é transportado como matéria orgânica dissolvida para os rios de maior porte, a jusante na bacia hidrográfica (Walker, 1978).

O fósforo disponibiliza-se no ambiente aquático nas formas de fosfatos, iônico e moléculas livres (Esteves, 2011) e é assimilado diferentemente pelos organismos por ser um elemento limitante para águas continentais (Feist *et al.*, 2016; Dodds e Smith, 2016) e ainda, seu excesso é um estressor para ecossistemas aquáticos, porém agindo de forma diferentes nos organismos (Cloern, 2001; Mainstone e Parr, 2002; Matthaei *et al.*, 2010). Desta maneira seu excesso no interior de unidades de conservação pode comprometer a biodiversidade, principalmente a aquática (Giesy *et al.*, 2000; Solomon e Thompson, 2003, Relyea, 2005 e Etchegoyen *et al.*, 2017).

Pelo fato das bacias dos rios Jumelo e Manoel Gomes possuírem suas nascentes fora dos limites do PNI e a região do entorno ser majoritariamente agrária, em longo prazo, a contribuição externa e acumulativa do ortofosfato poderá interferir na qualidade da água e na biota.

Dentro desta temática a legislação atual, considera para rios de classe II (inciso III, artº 4º, seção I, capítulo II, da Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005 e Baumgartner *et al.*, 2012) que a variável fósforo deve ser medida apenas em sua

totalidade (fósforo total), com três valores variando conforme o tipo de movimento da água considerado para o ponto de coleta (lótico, lântico ou intermediário), porém, essa abrangência é genérica demais, e abordagens possuindo como objeto de trabalho a riqueza de espécies aquáticas, poderá ser mais assertiva se considerarem outras formas desta variável (Fanelli *et al.*, 2019), que não seja apenas sua totalidade.

Paralelamente, a dimensão 3 apresentou as variáveis de pH e oxigênio dissolvido como de cargas fatoriais positivas, o que denota que em períodos de chuva a calha do rio é revolvida mais rapidamente de maneira mecânica, aumentando o pH e a oxigenação.

Neste contexto, Barreto *et al.*, (2014) verificaram uma diminuição do pH em função de um aumento da vazão, contudo a variação constatada foi pequena e estes autores atribuíram ao uso contínuo da área de estudo a predominância de atividades agropecuárias, no rio Catolé, sudoeste do estado da Bahia. Situação semelhante foi constatada por Girardi *et al.*, (2016), porém atribuíram a diminuição do pH a um aumento súbito de vazão em detrimento de períodos de chuva, em contraste, no mesmo trabalho foi relatado um aumento do pH atrelado a remoção da floresta para agricultura, pastagem e urbanização. Fato semelhante a este foi observado na China (Xi *et al.*, 2015).

Ao se observar a variação das cargas fatoriais ao longo das estações é perceptível que os maiores valores ocorreram no outono e no verão, em especial nas bacias dos rios Manoel Gomes e Jumelo, estas inseridas em áreas do PNI.

A média pluviométrica anual no PNI varia de 1500 a 1750 mm sendo os meses de outubro, novembro, dezembro e janeiro (primavera e verão) os mais chuvosos e junho, julho e agosto (outono e inverno) os menos chuvosos, existindo a possibilidade de pequenas secas no inverno em alguns anos (Casella, 2006), contudo para o período estudado o período de maior precipitação foi entre outubro e novembro, no entanto com picos de acima de 200 mm nos meses de fevereiro, maio e agosto, demonstrando assim que não houveram estações marcadas homogêneas.

Considerando que as bacias dos rios Manoel Gomes e Jumelo encontram-se na face mais ao norte do PNI, as considerações de precipitação generalizadas a toda esta UC, podem não corresponder com exatidão estes períodos de chuvas nestas bacias. O trabalho de Longo *et al.*, (2006), realizado no município de Cascavel, possui maior proximidade com essas bacias, contudo o mesmo afirma que não existe um

período definido como seco ou como chuvoso para este município, corroborando com o cenário pluviométrico observado advindo dos dados coletados para o período do trabalho.

Desta feita a atribuição de aumento do pH e de oxigênio dissolvido as bacias deste trabalho a pluviosidade, pode estar atribuída a um período sazonal estocástico, com uma sensível contribuição de regulação aos períodos de chuva e seca definidos (<140 mm, período seco e  $\geq$ 140 mm período chuvoso) atribuídos a maior quantidade de vegetação (Chang, 2013) nas bacias dos rios Manoel Gomes e Jumelo.

Dentro desta temática, diversos outros fatores podem ser atribuídos a alteração do pH em rios (Nozaki *et al.*, 2015), como temperatura (Bertoldo *et al.*, 2016), decomposição de matéria orgânica autóctone (Von Sperling, 1996), lançamento de esgoto (Piveli e Kato, 2006; Souza *et al.*, 2008 e Pinto *et al.*, 2010) e emissão de gases de efeito estufa (SO<sub>2</sub> e NO<sub>x</sub>) (Qiao, 2016).

Diante desta análise, e considerando todas as bacias como rios de classe II, é plausível e viável o questionamento legislativo uma vez que do ponto de vista legal todas as bacias podem ser consideradas como enquadradas de qualidade da água aceitável dentro das normativas vigentes brasileiras, entretanto estas variáveis de qualidade da água em sua grande maioria, são baseados em padrões internacionais, o que deixa uma grande lacuna com relação às características naturais das águas dos biomas brasileiros e exige assim, dentro do tamanho e heterogeneidade ambiental do território brasileiro e suas águas continentais o conhecimento das características específicas dos ambientes e de seus corpos hídricos (Passos *et al.*, 2018), uma vez que o que é considerado poluente em alguns casos pode ser a condição natural de outros (Oliveira-Filho *et al.*, 2014).

Sugestão semelhante foi realizada por Pizella, (2006) que sugeriu aos órgãos responsáveis por estas normas de enquadramento, a adoção de parâmetros e padrões de qualidade, adequados às especificidades locais e a condições de referência para análise da situação ambiental regional, ao invés de considerar a qualidade hídrica em função dos usos generalizados a todo o país, permitindo uma detecção mais específica do estado do ecossistema.

Desta maneira, o caminho mais apropriado para esta situação é buscar variáveis mais regionalizadas condizentes aos fenômenos específicos que ocorrem nesses corpos d'água, cedendo assim um diagnóstico mais rápido e que retrate mais

fielmente realidade dos locais analisados (Garcia *et al.*, 2018).

### 5.5.2 Modelos Lineares de Efeitos Mistos (MLEM)

Os MLEM mais bem ajustados as três primeiras dimensões da PCA, em todas, a declividade surgiu como efeito fixo sobre as 9 variáveis de qualidade da água analisadas. A topografia é o principal elemento que define a direção e a velocidade dos escoamentos superficiais (Buarque, 2015). Particularmente, toda a região está sob o planalto de Cascavel, uma subdivisão do terceiro planalto do estado do Paraná (Planalto de Guarapuava) que abrange os municípios onde encontram-se as bacias (Maack, 2002).

Este planalto caracteriza-se por processos erosivos e deposicionais mais nos trechos superiores e inferiores dos canais respectivamente, sendo que a incisão dos canais são maiores nos canais com cotas altimétricas maiores e nos trechos inferiores há maior desenvolvimento das planícies aluviais, e, conseqüentemente fundos de vale mais amplos (Ewald, 2013).

Esta tendência de maior declividade na região foi demonstrada por Gois, (2008) que encontrou encostas íngremes e intermediárias correspondendo a mais de 50% da área na bacia do rio São José, no município de Cascavel e ainda Hofig e Araújo-Junior (2015) corroboram este cenário ao afirmarem que o oeste do estado do Paraná, em específico ao planalto de Cascavel, não é apropriado ao plantio do café, devido a declividade.

Em cenário genérico, na relação de declividade em bacias, a erosão do solo e, conseqüentemente o carreamento de sedimentos, é considerada como um processo pedogênico natural na escala de tempo geológica, mas quando a taxa de erosão do solo é aumentada devido distúrbio antropogênico, pode ser destrutivo (Babcock e McLaughlin, 2011). Neste contexto, a agricultura, principalmente em terras baixas próximas ao canal dos rios, muitas vezes causa erosão e deposição de sedimentos prejudiciais aos corpos hídricos (Osterkamp *et al.*, 2011).

Em escala microtopográfica, às configurações de rugosidade e superfície que permanecem após o preparo do solo para plantio de qualquer cultura, influenciam o escoamento laminar, onde o declive lateral íngreme de uma linha pode produzir

grandes quantidades de partículas de solo destacadas, mas se o gradiente principal do declive (macrotopografia) for plano, pouco sedimento poderá deixar o campo (Renard e Foster, 1983), contudo a agricultura em grande escala praticada nas bacias em análise, aumenta este aporte de sedimentos carreados.

Dadalto *et al.*, (1990) observaram que o aumento da declividade contribui as taxas de perda de solo por erosão devido a aceleração da velocidade da enxurrada, fato este corroborado por Garcia *et al.*, (2003). Para culturas agrícolas, a perda de água e carreamento de sedimentos por escoamento superficial é ainda maior (Freitas *et al.*, 2013). Bertol *et al.* (2008) observaram, em um terreno com 12% de declividade, valores de escoamento superficial iguais a 34 e 24% para um plantio convencional de feijão e soja, respectivamente. Silva *et al.*, (1999) relata que atividades desenvolvidas em áreas de maior declividade potencializam uma maior existência de formação de escoamento superficial de muitos elementos que alteram negativamente a qualidade da água e podem representar um foco de passivo ambiental em potencial.

Legislativamente, através do código florestal brasileiro, áreas de maiores declividades são qualificadas como de preservação permanente no caso de encostas ou partes destas com declividade superior a 45°, equivalente a 100% (cem por cento) na linha de maior declive (inciso V, artº 4º, Seção I, Capítulo II, Lei 12651 de 25 de maio de 2012) e em topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 (cem) metros e inclinação média maior que 25°, as áreas delimitadas a partir da curva de nível correspondente a 2/3 (dois terços) da altura mínima da elevação sempre em relação à base, sendo esta definida pelo plano horizontal determinado por planície ou espelho d'água adjacente ou, nos relevos ondulados, pela cota do ponto de sela mais próximo da elevação (inciso IV, artº 4º, Seção I, Capítulo II, Lei 12651 de 25 de maio de 2012), contudo a mesma lei abre uma exceção para áreas de inclinação entre 25° e 45°, onde é permitido o manejo florestal sustentável e o exercício de atividades agrossilvipastoris, bem como a manutenção da infraestrutura física associada ao desenvolvimento das atividades, observadas boas práticas agrônômicas, sendo vedada a conversão de novas áreas, excetuadas as hipóteses de utilidade pública e interesse social (artº 11º, Capítulo III, Seção II, Lei 12651 de 25 de maio de 2012).

Soma-se ainda a manutenção de áreas de floresta em propriedades rurais na Mata Atlântica através de reserva legal (RL) e áreas de preservação permanente

(APP). Essa mesma legislação afirma que a função das APP's, que contemplam a vegetação ciliar é de: "[...] 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 humanas." (inciso II, artº 3º, Capítulo I).

Esta relação de preservação dos recursos hídricos para as APP's foi evidenciada nos modelos das dimensões 2 e 3 onde floresta e declividade relacionaram-se diretamente em função das variáveis de qualidade da água, enquanto na dimensão 3 NDVI, floresta e declividade relacionaram-se inversamente proporcionais onde quanto maior a declividade menores são os valores de floresta e NDVI e quanto maior a declividade maior os valores de pH e oxigênio dissolvido. As formas de relevo são um controle da vegetação, e a vegetação é um regulador da evolução do relevo, portanto ambos possuem influência sobre bacias (Martson *et al.*, 1995; Phillips, 1999; Corenblit *et al.*, 2007; Marston, 2010; Reinhardt *et al.*, 2010)

A vegetação em áreas de aclave intercepta a chuva, tendendo a dissipar a energia do escoamento superficial, essa diminuição não é tão eficiente se o material em contato com a superfície do solo estiver em baixa quantidade (Renard e Foster, 1983), por isso a necessidade de manutenção destas áreas, conforme exigido na legislação, de maneira a contribuir para a formação de serapilheira (Correia *et al.*, 1999). Esse aumento de deposição de material no solo da bacia intercepta sedimentos através de filtragem superficial, diminuído o escoamento superficial, essa importância é enfatizada para a vegetação ciliar, (Dosskey *et al.*, 2010; Moss, 2010 e Zhang *et al.*, 2010) trazendo estabilidade suficiente para aumento da rugosidade do solo.

Ainda, bacias localizadas em áreas florestadas não perturbadas e/ou protegidas encontram-se em um melhor cenário do ponto de vista da proteção dos recursos hídricos (Arcova e Cicco, 1999). Nesse contexto, as bacias hidrográficas florestadas são caracterizadas por solos profundos e soltos, com solo de maior capacidade de percolação, sistemas radiculares complexos, grandes dosséis e alta capacidade de infiltração, desta forma como resultado, as respostas de fluxo são lentas e pequenas em geral, e o escoamento subterrâneo predomina bem como a regulação de contribuição de sedimentos alóctone é menor (Chang, 2013).

Essa associação de declividade com a cobertura vegetal influencia fortemente para o transporte de sedimentos a jusante de habitats aquáticos superficiais

principalmente quanto ao carbono orgânico (C), nutrientes e outros materiais dissolvidos ou suspensos (Hazlett *et al.*, 2008).

A dimensão 1 com maiores cargas fatoriais de condutividade, sólidos totais e nitrito, com efeito fixo da declividade e do período de maior precipitação ( $\geq 140$  mm), e, portanto, maiores valores de declividade tendem, pelo modelo, por contribuir a um menor carreamento de sedimentos, principalmente nos períodos de maior precipitação, o que denota que áreas mais altas, mesmo com menor área de floresta, pode ter compensação de autodepuração dos elementos que atingem o rio.

Esta compensação consegue diminuir o efeito dos elementos ortofosfato, presente como carga fatorial de maior efeito na dimensão 2 e nitrito, na dimensão 1 devido a sua aplicação na região ser cíclica em função da rotação de cultura da região (IAPAR, 2003), no entanto a presença do pH como carga fatorial na dimensão 3 indica que o uso de fertilizantes na região (Schneiders, 2018) é contínuo, uma vez que nesta última dimensão o modelo indica que quanto maior a declividade, maiores os valores de pH.

Entretanto, a declividade isoladamente não influencia de maneira direta nessa relação entre efeitos fixos e variáveis de qualidade da água. A temperatura, por exemplo, na dimensão 2, pode influenciar sob o oxigênio dissolvido e condutividade (Esteves, 2011) e a regulação da temperatura é conectada mais fortemente a vegetação presente (Allan e Castillo, 2007 e Chang, 2013).

Para a dimensão 2, o efeito da área florestada e declividade, influenciaram sobre as maiores cargas fatoriais para esta dimensão, que foram: ortofosfato, turbidez e temperatura o que indicou que o aumento da área de floresta e declividade aumentaram as cargas de ortofosfato e turbidez e diminuíram a temperatura.

Neste sentido, pode ser observado que áreas mais altas possuem pouca vegetação e principalmente baixa serapilheira (Renard e Foster, 1983), assim a vegetação ciliar mais próxima ao canal não consegue realizar a interceptação necessária a ciclagem sedimentar natural das bacias (Tundisi e Tundisi, 2010).

E para a dimensão 3, a declividade, NDVI e área de floresta indicaram escores positivos para as variáveis para pH e oxigênio dissolvido, inferindo que áreas com maiores declividades e menores áreas de floresta e NDVI apresentam maiores cargas de pH e oxigênio dissolvido.

A relação entre maior declividade e menor área de vegetação contribui fortemente a um aporte sedimentar ao canal do rio (Allan e Castillo, 2007 e Buarque, 2015). A vegetação e o relevo de áreas de bacias hidrográficas estão intimamente ligados com a declividade e co-evoluem por processos de interação e dinâmica mecanismos estes que produzem paisagens estáveis (Marston, 2010), contudo alterações antropogênicas neste processo co-evolutivo podem desestabilizar esta relação (Osterkamp *et al.*, 2011).

Esta relação denota que a maior declividade transporta mais sedimentos ao rio via escoamento laminar advindas das áreas adjacentes, aumenta assim o oxigênio dissolvido pela maior movimentação da água, gerando mais fluxo principalmente em períodos de chuva e conseqüentemente alterando o pH, normalmente para valores mais ácidos devido ao maior aporte de sólidos em suspensão, evidenciados na dimensão 2 pela carga fatorial positiva de turbidez e na dimensão 1 de sólidos totais (Xi *et al.*, 2015; Girardi *et al.*, 2016).

Inversamente, uma menor declividade terá menor aporte de sedimentos, devido a maior dificuldade de escoamento que permita alteração de pH, fato esse amplamente verificado na literatura (Renard e Foster, 1983; Dadalto *et al.*, 1990; Garcia *et al.*, 2003 e Babcock e McLaughlin, 2011).

Observa-se, portanto, que a compreensão quantitativa dos processos que influem sobre a qualidade da água de uma bacia, apesar de heterogêneos, devem ser analisados em conjunto com elementos de paisagem como efeitos fixos, sendo esta relação, elemento chave para estratégias bem sucedidas de controle da qualidade da água e gestão dos recursos hídricos (Jirka e Weitbrecht, 2005). Assim deixar de incluir os MLEM como uma ferramenta do desenho amostral de um estudo com heterogeneidade de dados, contribuiu a perda de uma oportunidade em aumentar a probabilidade desse estudo ser bem-sucedido e robusto (Johnson *et al.*, 2015).

## 5.6 CONCLUSÃO

A agregação de efeitos fixos de paisagem para análise das variáveis dependentes de qualidade da água gerando modelos lineares de efeito misto conseguiram, robustamente, gerar maior precisão para futuras tomadas de decisão sobre a gestão de bacias hidrográficas, funcionando como ferramenta eficaz ao planejamento territorial de uso múltiplo da água e ainda, traçar um perfil do status que

estas áreas estão contribuindo aos serviços ecossistêmicos que proveem a região.

A cobertura vegetal nas bacias hidrográficas analisadas, foi elemento de contribuição a manutenção da qualidade da água, contudo, isoladamente não é fator chave para garantia de melhora do cenário encontrado. Foi possível verificar que as bacias são dependentes de diversas variáveis heterogêneas, tanto dependentes quanto de efeitos fixos, que culminam em influenciar direta ou indiretamente na qualidade da água. Se a gestão destas bacias continuar da forma como está, poderá trazer prejuízos significativos aos corpos da água analisados bem como a biodiversidade, atividades agrícolas e segurança hídrica local.

A Resolução Conama nº 357/2005 e suas alterações (Resoluções Conama nº 410/2009 e 430/2011) como elemento balizador para considerações a respeito da qualidade da água nas bacias analisadas não se demonstrou como uma ferramenta eficaz do modo como é realizado normalmente aceito pelos órgãos de gestão pública, comparando os resultados brutos obtidos diretamente com os limites legislativos.

## 5.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABU-ZREIG, M; RUDRA, R. P; LALONDE, M. N; WHITELEY, H. R; KAUSHIK, N. K. Experimental investigation of runoff reduction and sediment removal by vegetated filter strips. **Hydrological Processes**, Nova Jersey, v. 18, n. 11, p. 2029-2037, março 2004.

ABU-ZREIG, M; RUDRA, R. P; WHITELEY, H. R; LALONDE, M. N; KAUSHIK, N. K. Phosphorus removal in vegetated filter strips. **Journal of environmental quality**, Nova Jersey, v. 32, n. 2, p. 613-619, março 2003.

AHEARN, D. S; SHEIBLEY, R. W; DAHLGREN, R. A; ANDERSON, M; JOHNSON, J; TATE, K. W. Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. **Journal of Hydrology**, Amsterdã, v. 313, n. 3 – 4, p. 234–247. novembro 2005.

ALLAN, J. D; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology - Structure and Function of Running Waters**. 2ª edição. Dordrecht: Springer, 2007.

ARCOVA, F. C. S; CICCO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 56, p. 125-134, dezembro 1999

AZHAR, S. C; ARIS, A. Z; YUSOFF, M. K; RAMLI, M. F; JUAHIR, H. Classification of river water quality using multivariate analysis. **Procedia Environmental Sciences**, Amsterdã, v. 30, n.1, p. 79 – 84, 2015.

BABCOCK, D. L; MCLAUGHLIN, R. A. Runoff water quality and vegetative establishment for groundcovers on steep slopes. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v. 2, n. 1, p. 132-141, 2011.

BAKER, A. 2005. Land use and water quality. *In*: Anderson, M. G; Anderson, J. J.; McDonnell, J. J. **Encyclopedia of hydrological sciences**. Oxford: John Wiley and Sons Ltd, 2005. p 2877 - 3012.

BARRETO, L. V; FRAGA, M. S; BARROS, F. M; ROCHA, F. A; AMORIM, J. S; CARVALHO, S. R; BONOMO, P; SILVA, D. P. Relação entre vazão e qualidade da água em uma seção de rio. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Taubaté, v. 9, n.1, p. 118-129, janeiro/março 2014.

BAUMGARTNER, G; PAVANELLI, C. S; BAUMGARTNER, D; BIFI, A. G; DEBONA, T; FRANA, V. A. **Peixes do baixo rio Iguçu**. Maringá: EDUEM, 2012.

BERTOL, I; BARBOSA, F. T; FABIAN, E. L; PEGORARO, R; ZAVASCHI, E; GONZÁLEZ, A. P; VÁZQUEZ, E. V. Escoamento superficial em diferentes sistemas de manejo em um Nitossolo Háplico típico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.12, n. 3, p. 243-250, maio/junho 2008.

BERTOLDO, F; RIGHES, A. A; MORTARI, S. R. Qualidade da água em um afluente do arroio Cadena em Santa Maria–RS. **Disciplinarum Scientia – Ciências Naturais e Tecnológicas**, Santa Maria, v. 5, n. 1, p. 51-65, 2016.

BOLKER, B. M; BROOKS, M. E; CLARK, C. J; GEANGE, S. W; POULSEN, J. R; STEVENS, M. H. H; WHITE, J. S. S. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdã, v. 24, n. 3, p. 127 – 135, março 2009.

BORTOLETTO, E. C; SILVA, H. A; BONIFÁCIO, C. M; TAVARES, C. R. G. Water quality monitoring of the Pirapó River watershed, Paraná, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 75, n. 4, p. 148-157, dezembro 2015.

BORTOLINI, J. C. 2010. **Variação sazonal da composição, densidade e biomassa da comunidade fitoplanctônica do Rio São João, Parque Nacional do Iguaçu, Paraná, Brasil**. 33 f. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, 2010.

BRASIL. Lei Federal nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 22 dez. 2006. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato20042006/2006/Lei/L11428.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato20042006/2006/Lei/L11428.htm)> Acesso em: 27 ago. 2019.

BRASIL. **Lei Federal 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. Diário Oficial da União, Brasília, 25 mai. 2012. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato20112014/2012/Lei/L12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato20112014/2012/Lei/L12651.htm)> Acesso em: 27 ago. 2019.

BUARQUE, D. C. **Simulação da geração e do transporte de sedimentos em grandes bacias: estudo de caso do rio Madeira**. 182 p. Tese de doutorado - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2015.

CASELLA, J. **Dieta e Frugivoria por marsupiais didelfídeos em uma Floresta Estacional Semidecidual no Parque Nacional do Iguaçu, Paraná, Brasil**. 57 f. Dissertação de Mestrado - Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2006.

CHAMON ENERGIA. 2015. **Relatório Ambiental Simplificado - CGH Marcão**. Cascavel e Catanduvas: Chamon Energia, 2015.

CHANG, M. **Forest Hydrology - An Introduction to Water and Forests**. 3ª edição. Londres: CRC Press - Taylor & Francis Group, 2013.

CLOERN, J. E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Marine ecology progress series**, Nova Jersey, v. 210, n. 1, p. 223-253, janeiro 2001.

CORENBLIT, D; TABACCHI, E; STEIGER, J; GURNELL, A. M. Reciprocal interactions and adjustments between fluvial landforms and vegetation dynamics in river corridors: a review of complementary approaches. **Earth-Science Reviews**, Amsterdam, v. 84, n. 1, p. 56–86, setembro 2007.

CORREIA, M. E. F; ANDRADE, A. G. Formação de serapilheira e ciclagem de nutrientes. *In*: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P; CAMARGO, F. O. **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Gênese, 1999. p. 197-225.

CREPALLI, M. S. **Qualidade da água do rio Cascavel**. 77 f. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2007.

DADALTO, G. G; CARMO-FILHO, O. G; CASTRO, L. L. F. **Captação de águas pluviais das estradas vicinais**. Vitória: EMCAPA, 1990.

DODDS, W. K; SMITH, V. H. 2017. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. **Inland Waters**, Abingdon, v. 6, n. 2, p. 155-164, abril 2017.

DONG, D; WU, Q; ZHANG, R; SONG, Y; CHENP, S; LI, P; LIU, S; BI, C; LV, Z; HUANG, S. Environmental Characteristics of Groundwater: an Application of PCA to Water Chemistry Analysis in Yulin. **Journal of China University of Mining and Technology**, Amsterdã, v. 17, n. 1, p. 73-77, março 2007.

DOSSKEY, M. G; VIDON, P; GURWICK, N. P; ALLAN, C. J; DUVAL, T. P; LOWRANCE, R. 2010. The role of riparian vegetation in protecting and improving chemical water quality in streams. **Journal of the American Water Resources Association**, Nova Jersey, v. 46, n.2, p. 261-277, março 2010.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 3ª edição. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

ETCHEGOYEN, M. A; RONCO, A. E.; ALMADA, P; ABELANDO, M; MARINO, D. J. Occurrence and fate of pesticides in the Argentine stretch of the Paraguay-Paraná basin. **Environmental monitoring and assessment**, Amsterdã, v. 189, n. 2, p. 63-75, janeiro 2017.

EWALD, K. H. **Caracterização de formas topográficas em fundos de vale no Planalto de Cascavel, região Oeste do estado do Paraná**. 65 f. Dissertação de mestrado - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2013.

FANELLI, R. M; BLOMQUIST, J. D; HIRSCH, R. M. Point sources and agricultural practices control spatial-temporal patterns of orthophosphate in tributaries to Chesapeake Bay. **Science of the Total Environment**, Amsterdã, v. 652, n. 1, p. 422–433, fevereiro 2019.

FEIST, T. J; PAUER, J. J; MELENDEZ, W; LEHRTER, J. C; DEPETRO, P. A., RYGWELSKI, K. R; KO, D. S; KREIS JR, R. G. Modeling the Relative Importance of Nutrient and Carbon Loads, Boundary Fluxes, and Sediment Fluxes on Gulf of Mexico Hypoxia. **Environmental science & technology**, Washington, v. 50, n. 1, p. 8713-8721, julho 2016.

FILHO, A. S. As principais consequências do desmatamento e uso do solo no estado do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 11, n. 1, p. 12 -16, 1980.

FREITAS, J. P. O. D; DIAS, H. C. T; BARROSO, T. H. A; POYARES, L. D. B. Q. Distribuição da água de chuva em Mata Atlântica. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 8, n. 2, p. 100-108, 2013.

FRUET, T. K.; SILVA PINTO, F. G; MORETTO, Y; WEBER, L. D; SCUR, M. C; MOURA, A. C. Influence of the land use on the water quality in the São João and Iguazu Rivers, state of Paraná, Brazil: assessment of the importance of the riparian zone. **African Journal of Agricultural Research**, Victoria Island, v.11, n.1, p. 48-56, janeiro 2016.

GARCIA, A. R; MACHADO, C. C; SILVA, E; SOUZA, A. P. D; PEREIRA, R. S. Volume de enxurrada e perda de solo em estradas florestais em condições de chuva natural. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 535-542, julho/agosto 2003.

GARCIA, C. A. B; SILVA, I. S; MARIA CAROLINE SILVA MENDONÇA, M. C. S; GARCIA, H. L. Evaluation of Water Quality Indices: Use, Evolution and Future Perspectives, Advances. *In*: SARVAJAYAKESAVALU, S. **Evaluation of Water Quality Indices: Use, Evolution and Future Perspectives, Advances in Environmental Monitoring and Assessment**. Londres: IntechOpen, 2018. p. 21-37.

GIESY, J. P; DOBSON, S; SOLOMON, K. R. Ecotoxicological Risk Assessment for Roundup® Herbicide. **Reviews of environmental contamination and toxicology**, Nova Iorque, v. 167, n. 1, p. 35-120, 2000.

GIRARDI, R; PINHEIRO, A; GARBOSSA, L. H. P; TORRES, É. Water quality change of rivers during rainy events in a watershed with different land uses in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 21, n. 3, p. 514-524, julho/setembro 2016.

GOIS, J. F. 2008. **Diagnóstico do uso e ocupação do solo na bacia hidrográfica do rio São José, Cascavel - PR**. 95 f. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2008.

HAZLETT, P; BROAD, K; GORDON, A; SIBLEY, P; BUTTLE, J; LARMER, D. The importance of catchment slope to soil water N and C concentrations in riparian zones: implications for riparian buffer width. **Canadian journal of forest research**, Ottawa, v. 38, n. 1, p. 16-30, 2008.

HOFIG, P; ARAUJO-JUNIOR, C. F. Classes de declividade do terreno e potencial para mecanização no estado do Paraná. **Coffee Science**, Lavras, v. 10, n. 2, p. 195 – 203, abril/junho 2015.

HUSSAIN, M; AHMED, S. M; ABDERRAHMAN, W. Cluster analysis and quality assessment of logged water at an irrigation project, eastern Saudi Arabia. **Journal of environmental management**, Amsterdã, v. 86, n. 1. p. 297-307, janeiro 2008.

IAPAR - Instituto Agrônômico do Paraná. **Sugestão de adubação e calagem para culturas de interesse econômico no estado do Paraná**. Londrina: IAPAR, 2003.

IOST, C. **Produção de sedimentos e qualidade da água de uma microbacia hidrográfica rural**. 84 f. Dissertação de Mestrado - Universidade Estadual do Oeste

do Paraná, Cascavel, 2008

IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Caderno estatístico - município de Cascavel**. Curitiba: IparDES, 2019a.

IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Caderno estatístico - município de Santa Tereza do Oeste**. Curitiba: IparDES, 2019b.

IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Caderno estatístico - município de Catanduvas**. Curitiba: IparDES, 2019c.

IPARDES - Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social. **Caderno estatístico - município de Céu Azul**. Curitiba: IparDES, 2019d.

JIRKA, G. H; WEITBRECHT. Mixing models for water quality management in rivers: continuous and instantaneous pollutant releases. *In*: Czernuszenko W; Rowiński P. M. **Water quality hazards and dispersion of pollutants**. Boston: Springer, 2005.p. 1-34.

JOHNSON, P. C; BARRY, S. J; FERGUSON, H. M; MÜLLER, P. Power analysis for generalized linear mixed models in ecology and evolution. **Methods in Ecology and Evolution**, Nova Jersey, v. 6, n. 2, p. 133–142, fevereiro 2015.

JÚNIOR, A. P. M; BARROS, L. F. P. **Hidrogeomorfologia: Formas, processos e registros sedimentares fluviais**. Rio de Janeiro: Editora Bertrand Brasil, 2020.

KAPPES, C; CARVALHO, M. A. C; YAMASHITA, O. M; DA SILVA, J. A. N. Influência do nitrogênio no desempenho produtivo do milho cultivado na segunda safra em sucessão à soja. **Pesquisa Agropecuária Tropical (Agricultural Research in the Tropics)**, Goiânia, v. 39, n. 3, p. 251-259, julho/setembro 2009.

KNIGHTON, D. **Fluvial Forms and Processes: A New Perspective**. 2ª edição. Abingdon, UK: Taylor & Francis eBooks, 1998.

KRÜGER, N. **Sudoeste do Paraná- História de bravura, trabalho e fé**. Curitiba: Posigraf, 2004.

GALINDO-LEAL, C; CÂMARA, I. G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belho Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, 2005.

LIKENS, G. E; BORMANN, F. H. Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. **BioScience**, v. 24, n. 8, p. 447-56, agosto 1974.

LIMA, W. P; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de Matas Ciliares. *In*: RODRIGUES, R. R; LEITÃO-FILHO, H. F. **Matas ciliares - Conservação e Recuperação**. São Paulo: Edusp, 2009. p. 33 - 44.

LONGO, A. J; SAMPAIO, S. C; SUSZEK, M. Equação de chuvas intensas e precipitação provável para o município de Cascavel, PR. **Varia Scienti**, Cascavel, v. 6, n. 11, p. 119-127, agosto 2006.

MAGETTE, W. L; BRINSFIELD, R. B; PALMER, R. E; WOOD, J. D. Nutrient and sediment removal by vegetated filter strips. **Transactions of the ASAE**, St. Joseph, v. 32, n.2, p. 663 - 667, março/abril 1989.

MAINSTONE, C. P; PARR, W. Phosphorus in rivers ecology and management. **Science of The Total Environment**, Amsterdã, v. 282-283, n.1, p. 25-47, janeiro 2002.

MARSTON, R. A. 2010. Geomorphology and vegetation on hillslopes: interactions, dependencies, and feedback loops. **Geomorphology**, Liverpool, v. 116, n. 3, p. 206 – 217, outubro 2010.

MARSTON, R. A; GIREL, J; PAUTOU, G. C; PIÉGAY, H; BRAVARD, J. P; ARNESON, C. Channel metoamorphosis, floodplain disturbance, and vegetation development, Ain River, France. **Geomorphology**, Liverpool, v. 13, n.1, p. 121–131, abril 1995.

MATTHAEI, C. D. 2010. Multiple stressors in agricultural streams: interactions among sediment addition, nutrient enrichment and water abstraction. **Journal of Applied Ecology** 47: 639–649.

MELO, E. T. **Diagnóstico Físico Conservacionista da Bacia Hidrográfica do Riacho dos Cavalos – Crateús/CE**. Dissertação de mestrado - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

MELO, E. T; SALES, M. C. L; OLIVEIRA, J. G. B. Aplicação do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para análise da degradação ambiental da bacia hidrográfica do Riacho dos Cavalos, Crateús-CE. **Raega - O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba v. 23, n. 1, p. 520 - 533, outubro 2011.

MITRYASOVA, O.; POHREBNNYK, V.; KARDASZ, P. Hydrochemical aspects of surface water quality assessment. **Surveying Geology & mining Ecology Management**, Sofia, v. 18, n. 5.2, 513 - 520, julho 2018

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Caderno da Região Hidrográfica do Paraná**. Brasília: MMA, 2006.

MORI, G. B; PAULA, F. R; BARROS FERRAZ, S. F; CAMARGO, A. F. M; MARTINELLI, L. A. Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, Cedex, v. 51, n. 1, p.11-21, março 2015.

MOSCA, A. A. O. 2003. **Caracterização hidrológica de duas microbacias visando a identificação de indicadores hidrológicos para o monitoramento ambiental do manejo de florestas plantadas**. 120 f. Dissertação de mestrado -Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

MOSS, B. **Ecology of freshwaters: a view for the twenty-first century**. 4ª edição., Oxford: John Wiley and Sons Ltd, 2010.

MOURA, A. C; ASSUMPÇÃO, R. A. B; BISCHOFF, J. S. Monitoramento físico-químico e microbiológico da água do rio Cascavel durante o período de 2003 a 2006. **Arquivos**

do Instituto de Biologia, São Paulo, v. 76, n.1, p. 17 - 22, janeiro/março 2009.

NASIR, M. F; SAMSUDIN, M. S; MOHAMAD, I; AWALUDDIN, M. R. A; MANSOR, M. A; JUAHIR, H; RAMLI, N. River Water Quality Modeling Using Combined Principle Component Analysis (PCA) and Multiple Linear Regressions (MLR): A Case Study at Klang River, Malaysia. **World Applied Sciences Journal**, Aleppo, v. 14, n. 1, p. 73 – 82, 2011.

NIWEGLOWSKI, A. M. A. **Indicadores de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Toledo – PR**. 218 f. Dissertação de mestrado em Agronomia – Universidade Federal do Paraná, 2006.

NOZAKI, C. T; MARCONDES, M. A; LOPES, F. A; SANTOS, K. F; LARIZZATTI, P. S. C. Comportamento temporal do oxigênio dissolvido e pH nos rios e córregos urbanos. **Atas de Saúde Ambiental**, São Paulo, v.2, n. 1, p. 29 - 44, janeiro/abril 2015.

OLIVEIRA-FILHO, E. C; CAIXETA, N. R; SIMPLÍCIO, N. C. S; SOUSA, S. R; ARAGÃO, T. P; MUNIZA, D. H. F. Implications of water hardness in ecotoxicological assessments for water quality regulatory purposes: a case study with the aquatic snail *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818). **Brazilian Journal of Biology**, Brazilian Journal of Biology, São Carlos, v. 74, n. 1, p. 175 - 180, fevereiro 2014.

OLSEN, R; CHAPPEL, R. W; LOFTIS, J. C. Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis e literature review and Illinois River watershed case study. **Water research**, Amsterdã, v. 46, n. 1, p. 3110 - 3122, junho 2012.

ORSSATTO, F; HERMES, E; EVARINI, J. A; MENDONÇA, M. S. Avaliação da qualidade da água do Ribeirão Coati Chico, Cascavel–PR. **Engenharia Ambiental: pesquisa e tecnologia**, Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 3, p. 255-274, setembro/dezembro 2009.

OSTERKAMP, W. R; HUPP, C. R; STOFFEL, M. The interactions between vegetation and erosion: new directions for research at the interface of ecology and geomorphology. **Earth surface processes and landforms**, Amsterdam , v. 37, n. 1, p. 23–36, julho 2011.

PARRON, L. M; MUNIZ, H. D. F; PEREIRA, C. M.. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico - química de água**. Colombo: Embrapa Florestas, 2011.

PASSOS, A. L. L; MUNIZ, D. H. F; FILHO, E. C. O. Critérios para Avaliação da Qualidade de Água no Brasil: Um Questionamento sobre os Variáveis Utilizados. Fronteiras: **Journal of Social, Technological and Environmental Science**, Anápolis, v. 7, n. 2, p. 290-303, maio - agosto 2018.

PHILLIPS, J. D. **Earth Surface Systems: Complexity, Order, and Scale**. 1a edição. Oxford: Blackwell Publishers, 1999.

PINHEIRO, A; DESCHAMPS, F. C. 2008. Transporte de ortofosfato e de nitrato na bacia do Ribeirão Fortuna, SC. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e**

**Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 3, p. 318 - 325, maio/junho 2008.

PINTO, A. L; OLIVEIRA, G. H; PEREIRA, G. A. Avaliação da eficiência da utilização do oxigênio dissolvido como principal indicador da qualidade das águas superficiais da bacia do Córrego Bom Jardim, Brasilândias/MS. **Revista de geografia, meio ambiente e ensino (GEOMAE)**, Campo Mourão, v. 1, n. 1, p. 69 - 82, 1º semestre 2010.

PIVELI, R. P; KATO, M. T. **Qualidade da água e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2006

PIZELLA, D. G. **Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais**. 172 f. Dissertação de Mestrado - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

QGIS Development Team. **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial, 2018. 7.92 Gb. Plataforma Windows.

QIAO, Y; FENG, J; LIU, X; WANG, W; ZHANG, P; ZHU, L. Surface water pH variations and trends in China from 2004 to 2014. **Environmental monitoring and assessment**, Gewerbestr, v. 188, n. 443, p. 2- 13, Junho 2016.

QUEIROZ, M. M. F; IOST, C; GOMES, S. D; BOAS, M. A. V. Influência do uso do solo na qualidade da água de uma bacia hidrográfica rural. **Revista de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável - Grupo Verde de Agricultura Alternativa (GVAA)**. Mossoró, v. 5, n. 4, p. 200 - 210, outubro/dezembro 2010.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2019. **A Language and Environment for Statistical**. R Foundation for Statistical Computing Vienna, Austria.

REINHARDT, L; JEROLMACK, D; CARDINALE, B. J; VANACKER, V; WRIGHT, J. Dynamic interactions of life and its landscape: feedbacks at the interface of geomorphology and ecology. **Earth Surface Processes and Landforms**, v. 35, n. 1, p. 78–101, agosto 2010.

RELYEA, R. A. The impact of insecticides and herbicides on the biodiversity and productivity of aquatic communities. **Ecological Applications**, Washington DC, v. 15, n. 2, p. 618 - 627, abril 2005

RENARD, K. G; FOSTER, G. Soil Conservation: principles of erosion by water. **Dryland Agriculture - Agronomy Monograph**, Madison, n. 23, p. 155 - 176, 1983.

RIBEIRO, M. C; MARTENSEN, A. C; METZGER, J. P; TABARELLI, M; SCARANO, F; FORTIN, M. J. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. *In*: Zachos F., Habel J. **Biodiversity Hotspots**, Boston: Springer, 2011. p. 405 – 434.

RICE, K. C; WEBBER, J. S; MILLS, A. L. Seasonal patterns in orthophosphate concentrations in Chesapeake Bay watersheds. *In*: AGU Fall Meeting, 100, 2018, Washington D.C. **Anais** [...] Washington D. C: Advancing Earth and Space Science, 2018, p. H31M-2118.

SCHNEIDERS, S. **Uso de agrotóxicos no estado do Paraná em 2016 e 2017**. 42 f. Trabalho de Conclusão de curso - Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Pato Branco, Pato Branco, 2018.

SILVA, A. B; BRITES, R. S; SOUSA, A. R. Caracterização do meio físico da bacia quatro bocas em Angelim, PE, e sua quantificação por sistema de informação geográfica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 1, p. 109 - 117, janeiro 1999.

SILVA, G. S. D; MIOLA, S; SILVA, G. S. D; SOUSA, E. R. D. Avaliação da qualidade das águas do rio São Francisco Falso, tributário do reservatório de Itaipu, Paraná. **Eclética Química**, São Paulo, v. 35, n. 3, p. 117 - 122, setembro 2010.

SOBJAK, T. M; ROMÃO, S; CAZAROLLI, L. H; SAMPAIO, S. C; REMOR, M. B; GUIMARÃES, A. T. B. Evaluation of the antioxidant system and neurotoxic effects observed in *Rhamdia branneri* (Teleostei: Heptapteridae) sampled from streams of the lower Iguazu River basin. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdã, v. 155, p. 162–170, julho 2018

SOLOMON, K; THOMPSON, D. 2003. Ecological Risk Assessment for Aquatic Organisms from Over-Water Uses of Glyphosate. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B**, Abingdon, v. 6, n. 3, p. 289 -324, janeiro 2011.

SOLOMONS, T. G; FRYHLE, C. B. **Química Orgânica**. 12ª edição. - volume 1. Rio de Janeiro: Gen - LTC, 2018.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica período 2016-2017**. São Paulo: SOS Mata Atlântica/Instituto Nacional de Pesquisa Espaciais, 2018.

SOUZA, F. F. P; NASCIMENTO, E. L; MENEZES, J. M; MIYAI, R. K; Comportamento da temperatura, oxigênio dissolvido, demanda química de oxigênio, pH, vazão afluente e defluente do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Samuel – Candeias do Jamari – RO – Brasil. *In*: Congresso Brasileiro de Química, 48, 2008, Rio de Janeiro. **Anais [...]** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Química, 2008. p. 324.

SPAROVEK, G; BARRETTO, A; KLUG, I; PAPP, L; LINO, J. A revisão do Código Florestal brasileiro. **Novos estudos CEBRAP**, São Paulo, n. 89, p. 111 - 135, março 2011.

TUNDISI, J. G; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

TUNDISI, J. G; TUNDISI, T. M. 2010. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 10, n. 4, p. 67 - 75, outubro/dezembro 2010.

VOGEL, H. F; ZAWADZKI, C. H; METRI, R. Florestas ripárias: importância e principais ameaças. **Sabios: Revista Saúde e Biologia**, Campo Mourão, v. 4, n. 1, p. 24 - 30, janeiro/junho 2009.

VON SPERLING, M. **Noções de qualidade de água. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2ª edição. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

WALKER, R. Diatom and pollen studies of a sediment profile from Melynlyn, a mountain tarn in Snowdonia, North Wales. **New Phytologist**, Nova Jersey: John-Wiley, v. 81, n. 3, p. 791-804, maio 1978

XI, M; KONG, F; LYU, X; JIANG, M; LI, Y. Spatial variation of dissolved organic carbon in soils of riparian wetlands and responses to hydro-geomorphologic changes in Sanjiang Plain, China. **Chinese Geographical Science**, Viena, v. 25, n. 1, p. 174 - 183, março 2015.

ZHANG, Q; SHI, X; HUANG, B, YU, D; OBORN, I; BLOMBACK, K; WANG, H; PAGELLA, T. F; SINCLAIR, F. L. Surface water quality of factory-based and vegetable-based peri-urban areas in the Yangtze River Delta region, China. **Catena**, Amsterdã, v. 69, n. 1, p. 57 -64, janeiro 2007.

ZHANG, X; LIU, X; ZHANG, M; DAHLGREN, R. A; EITZEL, M. A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. **Journal of environmental quality**, Washington, v. 39, n. 1, p. 76 - 84, janeiro 2010.

ZIMMERMANN, C. M; GUIMARÃES, O. M; PERALTA-ZAMORA, P. G. Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA). **Química Nova**, São Paulo, v. 31, n. 7, p. 1727 - 1732, setembro 2008.

## 6. CONCLUSÃO GERAL

Diante da análise realizada foi possível verificar que a utilização de ferramentas estatísticas como as utilizadas (MLEM e análise de agrupamento) proporcionaram maior assertividade a situação das bacias, trazendo à tona a possibilidade de integração de elementos da paisagem como elementos que contribuem as análises aqui realizadas, auxiliando com maior precisão sob tomadas de decisão na gestão das bacias.

Recomenda-se as seguintes ações de forma a contribuir a gestão hídrica/territorial das bacias analisadas: a) as variáveis de qualidade da água sejam regionalizados e possam ser reclassificados através de órgãos de gestão hídrica estaduais com auxílio dos conselhos de bacias estaduais incluindo variáveis de efeito fixo da paisagem para análise; b) o planejamento de novas UC's da região considere a proteção de bacias hidrográficas inteiras, onde áreas sem vegetação sejam restauradas; c) Utilizar os modelos lineares de efeito misto e análise de agrupamento como ferramentas de gestão hídrica e d) Manter a vegetação existente e restaurar locais estratégicos ao escoamento superficial, principalmente locais de maior declividade e margens dos rios.

## APÊNDICES

### APÊNDICE A – Médias ( $\bar{x}$ ) e desvios padrões ( $\sigma$ ) por estação

Temp.: temperatura; OD: oxigênio dissolvido; pH: potencial hidrogeniônico; Cond.: condutividade; Turb.: turbidez; ST: sólidos totais; O-P: ortofosfato, m<sup>3</sup>/s: metros cúbicos por segundo; AR: Rio Arquimedes, BR: Rio Bom Retiro; JU: Rio Jumelo; MG: Rio Manoel Gomes; NE: Rio Nene; PA: Rio da Paz; PE: Rio Pedregulho; TO: Rio Tormenta

			Temp	OD mg/L	pH	Cond	Turb	Sólidos Totais	amônia	nitrito	O-P
Arquimedes	Outono	$\bar{x}$	17.13889	10.09889	6.543333	0.018667	20.033	0.011556	0	0.0029	0.016333
		$\sigma$	0.187446	1.136469	0.575543	0.013583	3.5546	0.008988	0	0.0044	0.024683
	Inverno	$\bar{x}$	19.86889	8.896667	6.713333	0.035889	8.7756	0.024	0	0.0011	0.018222
		$\sigma$	0.242304	0.492697	0.268328	0.003371	0.8292	3.68E-18	0	0.0023	0.038958
	Primavera	$\bar{x}$	18.57889	8.186667	6.907778	0.035	6.8022	0.022778	0	0.0021	0.002667
		$\sigma$	1.421755	0.517856	0.328967	0.006265	0.7582	0.003833	0	0.0032	0.005315
	Verão	$\bar{x}$	22.75111	8.982222	6.992222	0.014333	15.267	0.008667	0.00478	0.0003	0
		$\sigma$	0.321498	0.781101	0.39156	0.004123	1.519	0.002646	0.00717	0.0007	0
Bom Retiro	Outono	$\bar{x}$	18.42	9.1	7.176667	0.065778	17.856	0.041778	0	0.0113	0.016778
		$\sigma$	0.275545	0.429767	0.508675	0.025888	5.9326	0.017718	0	0.017	0.025253
	Inverno	$\bar{x}$	20.52222	7.843333	6.756667	0.073222	13.914	0.047556	0	0.005	0.014
		$\sigma$	0.185592	0.719027	0.073824	0.013971	0.3415	0.009593	0	0.0099	0.028421
	Primavera	$\bar{x}$	21.65156	8.284444	6.83	0.079889	16.2	0.052	0	0.0041	0.007444
		$\sigma$	0.227303	0.920287	0.025495	0.000333	6.086	0	0	0.0062	0.011226
	Verão	$\bar{x}$	22.38556	9.076667	7.117778	0.045889	15.633	0.028111	0.003	0.0017	0
		$\sigma$	0.898194	0.355528	0.354957	0.015062	5.2405	0.010398	0.0045	0.0025	0

Jumelo	Outono	$\bar{x}$	15.75556	9.751111	7.237778	0.028667	11.269	0.018667	0	0.0013	0.011667
		$\sigma$	0.059815	0.287117	0.13782	0.00461	2.3995	0.003428	0	0.002	0.017699
	Inverno	$\bar{x}$	19.04444	8.435556	6.817778	0.033667	13.444	0.022	0	0.0012	0.005333
		$\sigma$	0.397653	1.16367	0.349921	0.002398	0.7418	0.001414	0	0.0024	0.010595
	Primavera	$\bar{x}$	20.30889	8.466667	6.867778	0.031778	9.0567	0.020556	0	0.0013	0.003222
		$\sigma$	0.189963	0.854956	0.485818	0.002728	1.0761	0.001333	0	0.002	0.004868
Verão	$\bar{x}$	20.76444	9.262222	8	0.035556	10.292	0.023	0.00078	0.0004	0	
	$\sigma$	0.160555	0.871619	0.182962	0.000527	0.3877	3.68E-18	0.0012	0.0007	0	
Manoel Gomes	Outono	$\bar{x}$	13.45556	10.56444	7.346667	0.039	8.8983	0.026333	0	0.0024	0.030111
		$\sigma$	0.150923	0.620043	0.166958	0.003674	0.2983	0.000707	0	0.0037	0.045215
	Inverno	$\bar{x}$	15.41444	9.902222	6.662222	0.043	16.044	0.028	0	0.0019	0.004889
		$\sigma$	0.094619	0.527015	0.576775	7.36E-18	1.692	0	0	0.0038	0.009714
	Primavera	$\bar{x}$	16.61333	9.235556	6.965556	0.049778	5.0022	0.032	0	0.0013	0.005444
		$\sigma$	0.401684	0.393926	0.167713	0.000441	2.9511	0	0	0.002	0.008187
Verão	$\bar{x}$	19.42444	10.33667	7.685556	0.034667	10.604	0.021778	0.00089	0.0004	0	
	$\sigma$	0.25165	1.77863	0.418572	0.009474	3.7616	0.006515	0.00136	0.0007	0	
Nene	Outono	$\bar{x}$	16.12222	9.451111	7.396667	0.026778	6.1156	0.017222	0	0.0013	0.014556
		$\sigma$	0.139443	0.868554	0.209523	0.003898	1.6712	0.002774	0	0.0021	0.021887
	Inverno	$\bar{x}$	18.83222	8.203333	6.753333	0.019889	5.58	0.012889	0	0.0013	0.002
		$\sigma$	0.107212	0.683191	0.16225	0.000333	0.3327	0.000333	0	0.0026	0.003969
	Primavera	$\bar{x}$	22.18222	7.715556	6.881111	0.019778	6.1533	0.012778	0	0.0004	0
		$\sigma$	0.323758	0.749418	0.215896	0.000667	4.9165	0.000667	0	0.0007	0
Verão	$\bar{x}$	21.47222	9.165556	7.37	0.019556	6.6133	0.012111	0.00333	0	0	
	$\sigma$	0.247829	0.181046	0.44122	0.004667	0.4998	0.00314	0.00507	0	0	
Paz	Outono	$\bar{x}$	17.24444	9.022222	7.312222	0.045222	13.596	0.029667	0	0	0
		$\sigma$	0.24037	0.635959	0.062004	0.000972	0.8531	0.0005	0	0	0
	Inverno	$\bar{x}$	17.34444	8.545556	6.536667	0.037111	13.549	0.024	0	0.0019	0.003556
		$\sigma$	0.21349	0.551296	0.248797	0.000333	1.008	3.68E-18	0	0.0038	0.007073


	Primavera	$\bar{x}$	21.73444	8.127778	6.956667	0.076	10.928	0.024778	0	0.0022	0.000667
		$\sigma$	0.162797	0.747158	0.282533	0.114	2.0059	0.000441	0	0.0034	0.002
	Verão	$\bar{x}$	20.24556	9.184444	7.468889	0.034111	16.311	0.021778	0.00389	0.0014	0
		$\sigma$	0.108756	0.234527	0.255511	0.010446	0.7737	0.007276	0.00588	0.0022	0
Pedregulho	Outono	$\bar{x}$	17.31889	9.35	6.783333	0.021444	12.633	0.013333	0.00178	0.0019	0.021889
		$\sigma$	0.558087	0.464166	0.551589	0.009153	3.1607	0.006185	0.00533	0.0028	0.032899
	Inverno	$\bar{x}$	17.34444	9.068889	6.023333	0.031111	7.61	0.02	0	0.0016	0.015
		$\sigma$	0.390868	0.606928	0.651556	0.000333	0.7045	0	0	0.0031	0.03052
	Primavera	$\bar{x}$	21.43333	7.783333	7.021111	0.033778	5.7878	0.021889	0	0.0019	0.013111
		$\sigma$	0.132288	0.694982	0.156161	0.000667	1.5857	0.000333	0	0.0028	0.020497
	Verão	$\bar{x}$	20.72222	9.167778	7.167778	0.021333	9.63	0.013333	0.004	0	0
		$\sigma$	0.460266	0.180331	0.637902	0.007483	0.9851	0.005196	0.00638	0	0
Tormenta	Outono	$\bar{x}$	17.60222	8.907778	7.174444	0.019	23.867	0.012778	0	0.0028	0.013444
		$\sigma$	0.973432	1.021932	0.286972	0.006964	2.9896	0.005495	0	0.0042	0.020224
	Inverno	$\bar{x}$	17.66667	8.445556	6.578889	0.019444	24.667	0.012444	0	0.0022	0.016889
		$\sigma$	0.093941	0.598459	0.299184	0.000882	1.2865	0.000726	0	0.0044	0.034574
	Primavera	$\bar{x}$	18.57889	8.605556	6.424444	0.018	13.811	0.013	0	0.0024	0.046422
		$\sigma$	2.026262	0.822118	0.469231	0.002872	1.3176	0	0	0.0037	0.069643
	Verão	$\bar{x}$	19.05778	9.404444	7.635556	0.019778	17.089	0.013	0.00311	0.0003	0
		$\sigma$	0.272753	1.244027	0.250205	0.000441	0.9905	0	0.00468	0.0005	0

## APÊNDICE B – Guia passo a passo dos produtos geográficos

### CADASTRO NO SITE EARTH EXPLORER

- 1) Acesse o site: [earthexplorer.usgs.gov](http://earthexplorer.usgs.gov)
- 2) Vá a aba "registrar"
- 3) Preencha os itens "username", "new password" e "confirma new password" com dados que você memorize e clique em "continue"
- 4) Em "In what sector do you work" selecione o item "non - profit organization"
- 5) Em "Which of the following characterizes you as a user of remotely sensed data from USGS?" selecione "End user (apply data or products derived from the data to accomplish my work, including scientific research and education)"
- 6) Em "Does your work use remotely sensed data from the USGS?" selecione "no"
- 7) Em "What is the primary application for which you have used remotely sensed data from USGS in the past year?" selecione "education: university/college"
- 8) Em "In addition to the primary application, in what other areas have you used remotely sensed data from USGS in the past year?" selecione "I have not used it in other areas"
- 9) Em "Other application" deixe em branco
- 10) Em "Over the next year, approximately how much of the remotely sensed data you acquire from USGS will you distribute to others to use as opposed to using it yourself?" selecione "none of the data"
- 11) Em "Over the next year, how important will free and open access to remotely sensed data from USGS be to conducting your work?" selecione "very important" e clique em "continue"
- 12) Na página seguinte preencha seus dados cadastrais. Os dados devem ser verdadeiros. Todos devem ser preenchidos e não são permitidos caracteres especiais, vírgulas e cedilha e clique em "continue"
- 13) Na página seguinte clique em "submit registration" e na página seguinte clique em "return to login page"
- 14) Acesse seu e-mail cadastrado e clique no link recebido via e-mail para completar o registro.
- 15) Uma página se abrirá solicitando que você faça o login com seu nome de usuário cadastrado. Uma nova página se abrirá para login. Faça seu login com o nome de usuário e senha cadastrados.

## DOWNLOAD DA IMAGEM SRTM

- 1) Já cadastrado no site earthexplorer.usgs.gov na área de navegação do mapa ("search criteria summary") avance com o cursor do mouse para próximo da área de interesse
- 2) Na aba lateral esquerda clique no botão "use map", a área da tela do mapa selecionada ficará vermelha
- 3) Na sequência clique na aba "data sets" uma nova aba (Select your data set) será aberta
- 4) Clique sobre o sinal "+" sobre a opção de "digital elevation" e na sequência no sinal "+" sob a opção "SRTM" e clique sobre a opção SRTM 1 Arc-Second Global e clique no botão abaixo "Results >>"
- 5) Na nova janela aberta na lateral esquerda selecione a imagem pretendida e clique sobre o símbolo 
- 6) Na nova janela aberta ("Download Options") selecione a opção "GeoTIFF 1 Arc-second" e salve a imagem no diretório de preferência nomeado sem caracteres especiais e espaços

## DELIMITAÇÃO AUTOMÁTICA DE BACIAS HIDROGRÁFICAS NO QGIS 2.14.22<sup>®</sup>

- 1) Abra o Qgis e vá a aba "complementos" -> "gerenciar e instalar complementos"
- 2) Verifique se você possui os complementos "Grass" e "Quickmapservice" instalados. Caso não possua, instale-os no caminho complementos -> gerenciar instalar complementos -> na barra de busca digite "Quickmapservice" e na sequência clique no botão "install". Repita a mesma operação para a instalação do complemento "Grass"
- 3) Vá em "raster" (2º ícone a esquerda na coluna lateral) -> e selecione o arquivo que você baixou
- 4) Uma nova janela chamada "Seletor de sistema de coordenadas de referência (SRC)" irá se abrir selecione ou digite no campo "filtro" "WGS 84 EPSG: 4326"
- 5) Sobre a nova camada aberta no campo "camadas" de um clique direito com o botão do mouse-> "salvar como"-> "buscar" -> crie uma nova pasta no local selecionado nomeando-a com as recomendações do item 9-> salve o arquivo dentro desta pasta com as recomendações de nomeação do item 9
- 6) O programa voltará a janela anterior no item "SRC" selecione a opção "EPSG: 3587 WGS 84 Pseudo-Mecator " -> "ok"

- 7) No campo "camadas" selecione a camada inserida de um clique com o botão direito do mouse e vá em "remover"
- 8) Na camada restante de um clique com o botão direito do mouse e selecione a opção "Definir o SRC do projeto a partir da camada"
- 9) Vá ao ícone "Abrir ferramentas GRASS" (ícone como um martelo e linhas verdes) de um clique sobre o mesmo com o botão direito do mouse e selecione "caixa de ferramentas"
- 10) Na barra de busca aberta a direita digite "r.fill.dir" e selecione o ícone com este nome. Uma nova janela com este nome irá se abrir, clique em "run" e aguarde o algoritmo ser processado.
- 11) Exclua a camada gerada "flow direction" conforme demonstrado no item 16
- 12) Desmarque as camadas "problem areas" e a camada salva/nomeada por você clicando sobre o "x" ao lado de cada camada
- 13) Retorne a barra busca do lado direito e digite "r.watershed" e selecione o ícone com esse nome. Uma nova janela com este nome surgirá
- 14) No campo "minimun size exterior watershed basin" insira o valor de 10000
- 15) Selecione as opções abaixo da janela "Enable single flow direction (d8) flow (default is multiple flow direction)", "allow only horizontal and vertical flow of water" e "enable disk swap memory option (-m): operation is slow"
- 16) Clique em "run" e aguarde o algoritmo ser processado
- 17) Desabilite (no x) as camadas geradas "Slope steepness", "slope length and steepness", "Visual display", "Half-basins", "Stream segments", "Unique label for each watershed basin", "Drainage direction" e "Number of cells that drain through each cell"
- 18) Arraste a camada "Stream segments" para cima de "Half basins" e desabilite "Half basins". Será possível visualizar a malha hídrica da imagem
- 19) Vá em "raster" -> "converter" -> "raster para vetor (poligonizar)"
- 20) Em "arquivo de entrada (raster)" selecione "half basins" e em "arquivo de saída para polígonos (shapefile)" selecione um local para salvar e nomeie o arquivo com o as recomendações de nomeação do item 9.
- 21) Selecione o item "campo de nome" com a opção "DN" e clique em "ok"
- 22) Uma janela dizendo que o processo foi concluído se abrirá, clique em "ok"

## **GERAÇÃO DE DECLIVIDADE DA BACIA QGis 2.14.22®**




- 1) Utilizando-se da mesma imagem SRTM que delimitou as bacias realize o recorte da imagem utilizando o polígono de delimitação de cada bacia através do caminho raster->extrair->recortar raster pela camada de máscara
- 2) Na nova janela aberta em "camada de entrada" selecione a imagem SRTM e em "camada máscara" selecione o polígono de delimitação da bacia e na sequência clique em "executar"
- 3) Após a execução do algoritmo clique em raster->análise->declividade
- 4) Na nova janela aberta em "camada de entrada" selecione o recorte realizado anteriormente. Em "número da banda" selecione "Banda 1 (Gray)" e em "ratio of vertical units to horizontal" digite o valor de 30.0 na sequência clique em "executar" e o algoritmo gerará a declividade

## **DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE FLORESTA.**

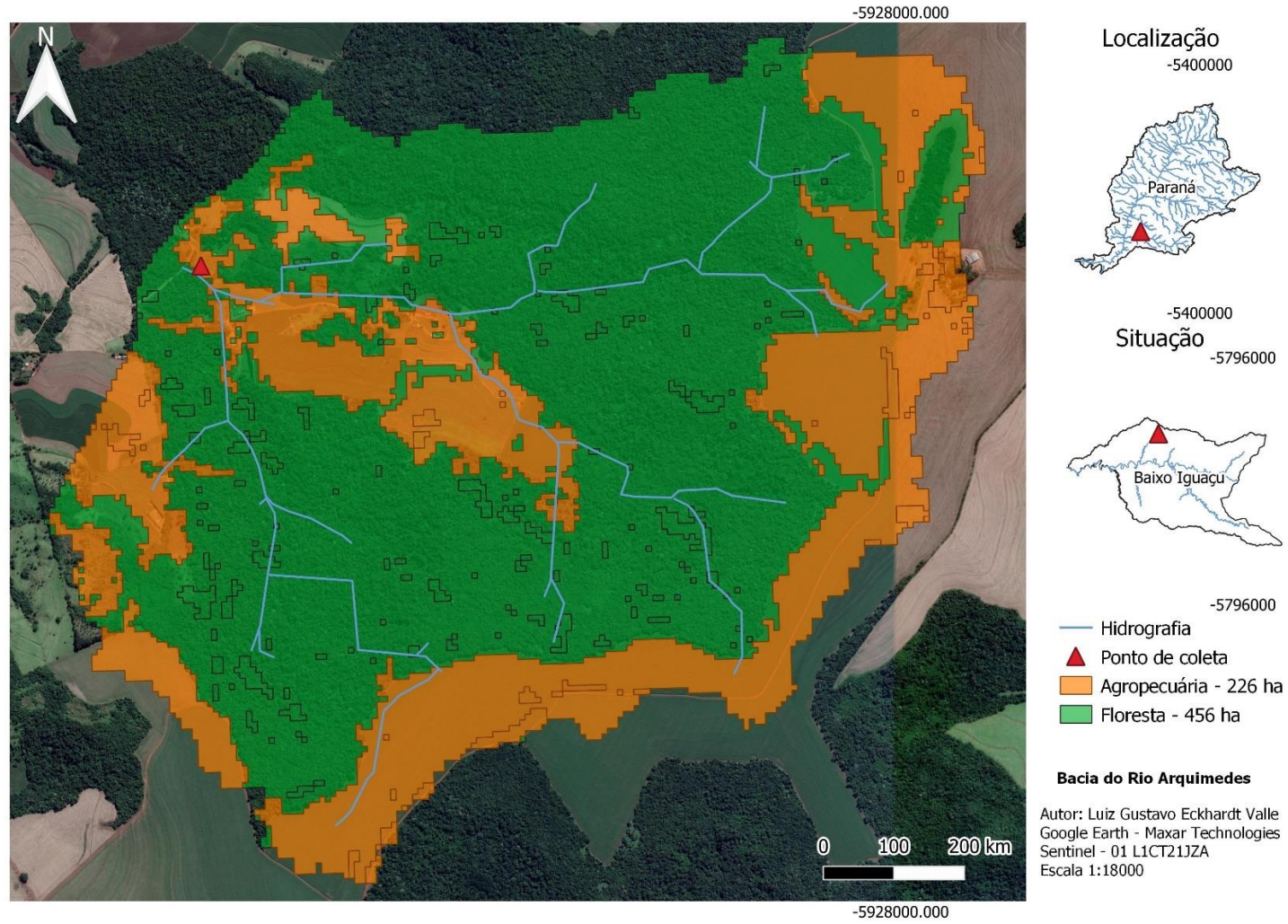
- 1) Utilizando-se do polígono de delimitação da bacia acesse o link: <https://www.globalforestwatch.org/map/?analysis=eyJzaG93RHJhdyl6dHJ1ZX0%3D&mainMap=eyJzaG93QW5hbHlzaXMiOnRydWV9&map=eyJjZW50ZXliOnsibGF0IjotMjUuMTEuMzE3NzQ5NzY4NiwiYm93NTMuMzA2Nzg5ODI3NDIzNTN9Lj06b29tIjoxMy41MDY3MTcwMzk0NTY2MzksImNhbkJvdW5kIjpmYWxzZX0%3D&mapPrompts=eyJzdGVwc0tleSI6InN1YnNjcmlhZVRvQXJlYSIsImZvcmlj0cnVlQ%3D%3D&menu=eyJtZW51U2VjdGlvbil6lilslmRhdGFzZXRDYXRIZ29yeSI6lilslmV4cGxvcmVUeXBlljoidG9waWNzIn0%3D%2F>
- 2) Converta o arquivo de delimitação da bacia para o formato kml dentro do QGis 2.14.22® através do caminho: clique com botão direito do mouse sobre a camada-> selecione "exportar" -> "salvar feições como". Na nova janela aberta em "formato" selecione "Keyhole Markup Language [KML]" em "Nome do arquivo" clique sobre o botão de reticências (...) e salve o arquivo a ser gerado no diretório de preferência sem espaços e caracteres especiais para nomeá-lo. Na sequência clique em "ok" e o arquivo será convertido e salvo
- 3) Na aba lateral esquerda em "análise" clique sobre a opção "Arraste e solte seu arquivo de dados polygon, ou clique aqui para fazer o upload" e selecione o arquivo de delimitação da bacia convertido para kml
- 4) Aguarde a análise do site que irá realizar a quantificação das áreas de floresta dentro da própria aba "análise"

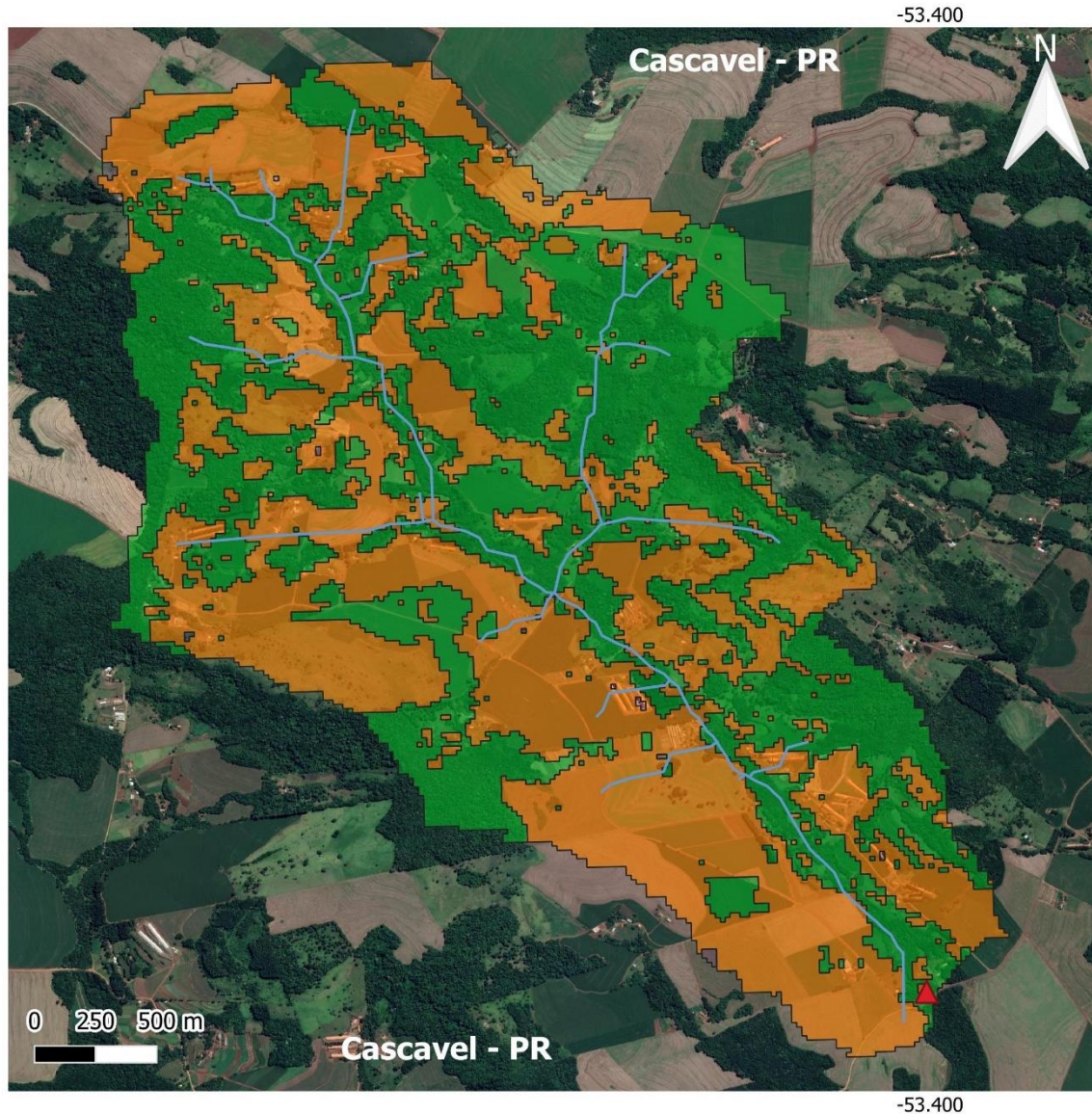
## **DELIMITAÇÃO DA ÁREA DE NDVI**

- 1) Acesse o site: <https://www.satveg.cnptia.embrapa.br/satveg/login.html> e clique no botão "Criar uma conta"

- 2) Preencha o formulário gerado e clique em “confirmar cadastro”
- 3) Realize login na sequência na página inicial da plataforma
- 4) No mapa aberto clique no botão 
- 5) Na nova janela aberta selecione o formato de arquivo desejado (Shapefile ou KML/KMZ)
- 6) Na janela para carregamento das feições clique em "+ Selecionar" e busque o arquivo que delimitou a bacia e aguarde o carregamento
- 7) Clique no botão  e na sequência clique sobre o polígono projetado no mapa. Na janela aberta clique no botão “Gerar perfil médio”
- 8) No gráfico aberto abaixo clique no botão  e realize o download da matriz de dados do período monitorado daquela área
- 9) Com a matriz aberta selecione o valor médio de NDVI com a seleção de data de passagem do satélite mais próximo do período desejado

APÊNDICE C – Mapas de uso do solo das bacias estudadas





Localização

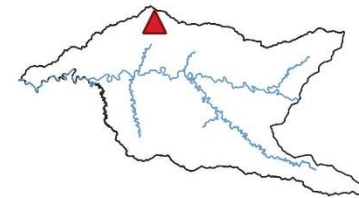
-48.000



Situação

-48.000

-52.000

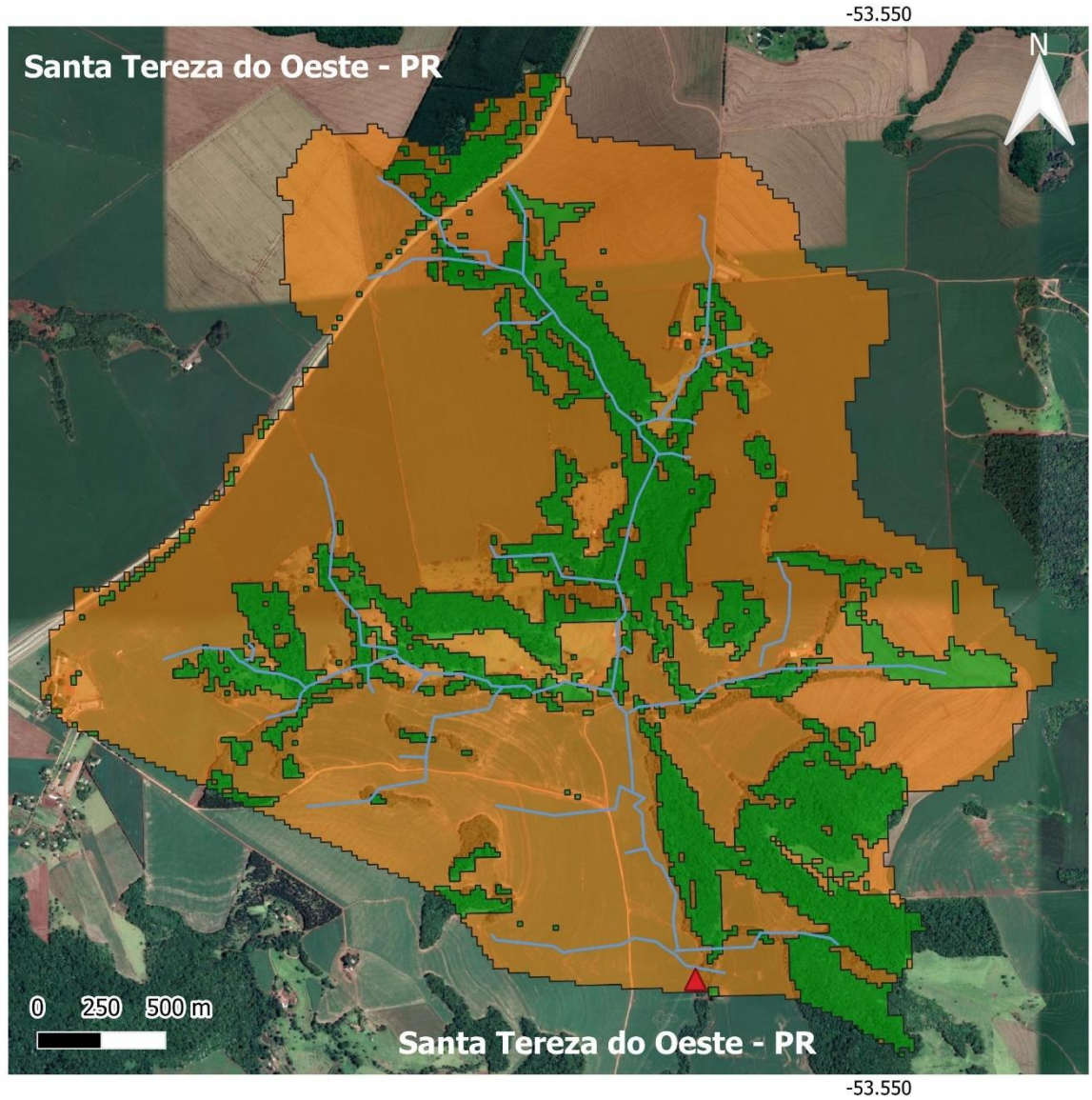


-52.000

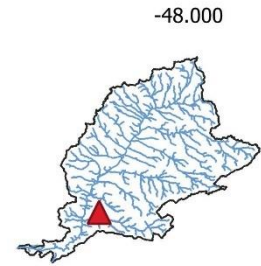
- Hidrografia
- ▲ Ponto de coleta
- Agropecuária - 491 ha
- Floresta - 415 ha

**Bacia do Rio Bom Retiro**

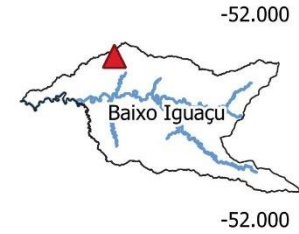
Autor: Luiz Gustavo Eckhardt Valle  
Google Earth - Maxar Technologies  
Sentinel - 01 L1CT21JZA  
Escala 1:18000



### Localização



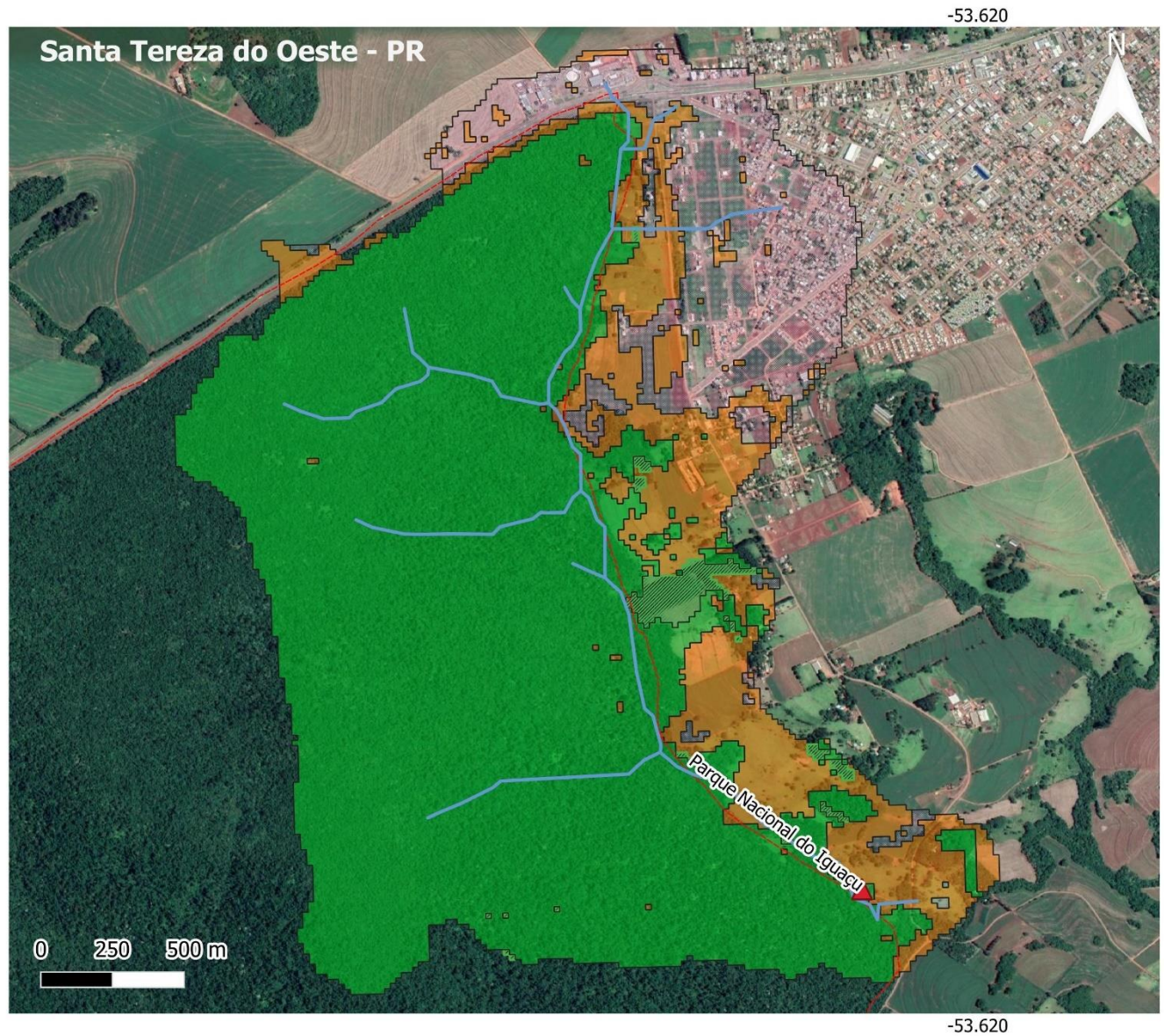
### Situação



- Hidrografia
- ▲ Ponto de coleta
- Agropecuária - 682 ha
- Floresta - 258 ha

### Bacia do Rio da Paz

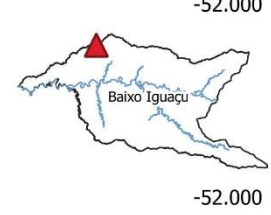
Autor: Luiz Gustavo Eckhardt Valle  
Google Earth - Maxar Technologies  
Sentinel - 01 L1CT21JZA  
Escala 1:17000



### Localização

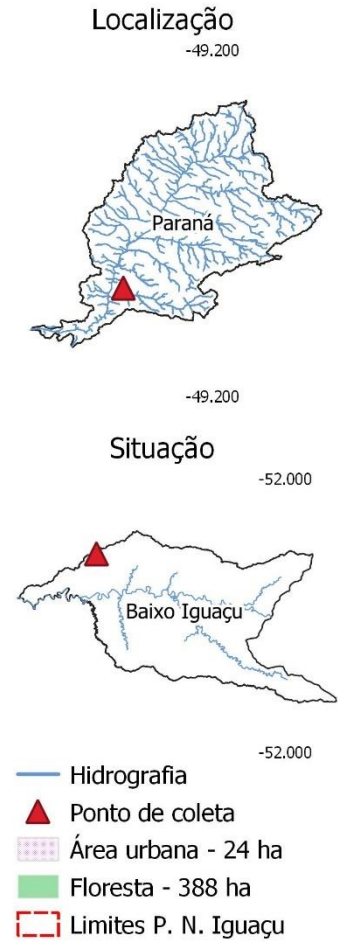
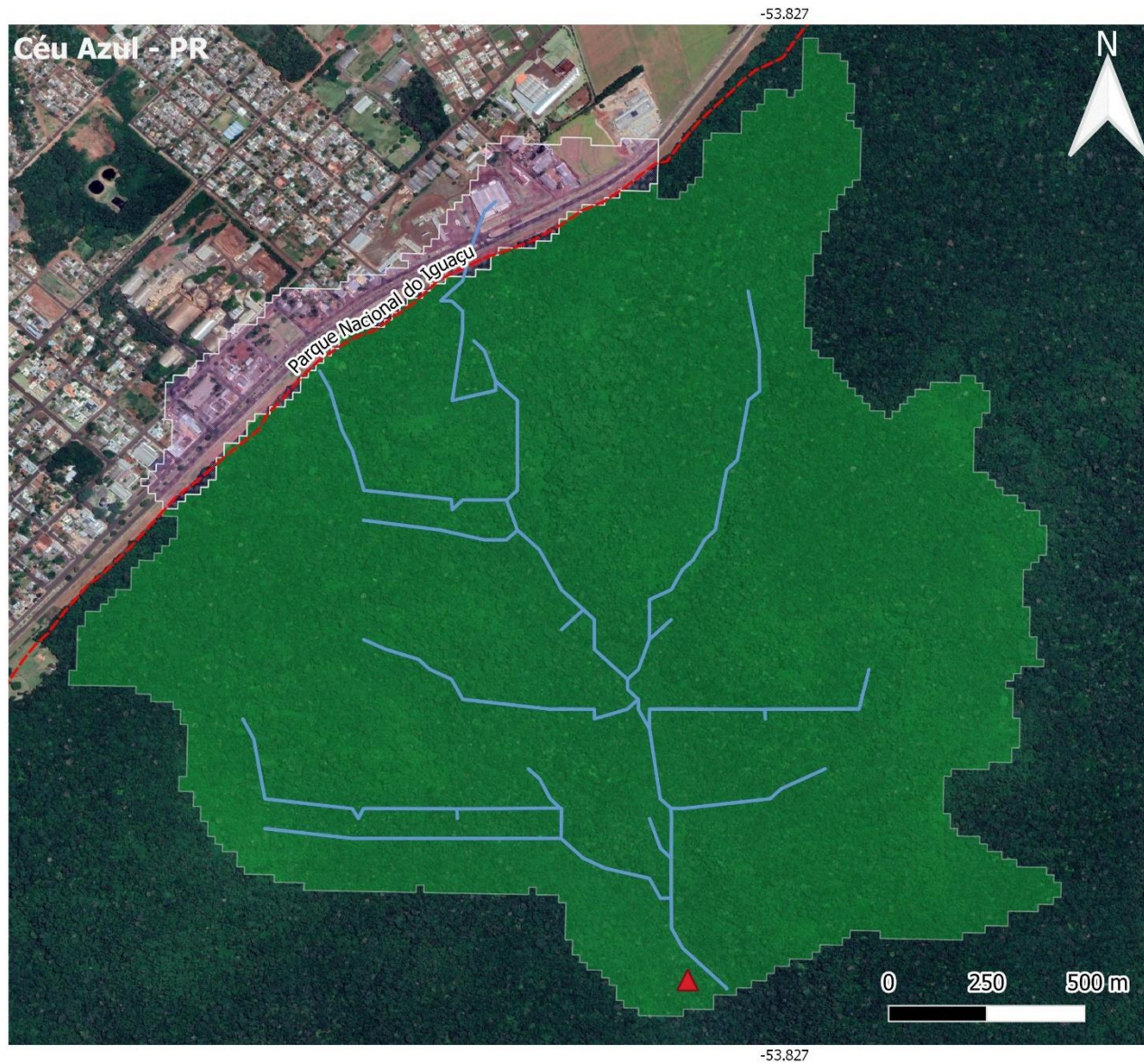


### Situação



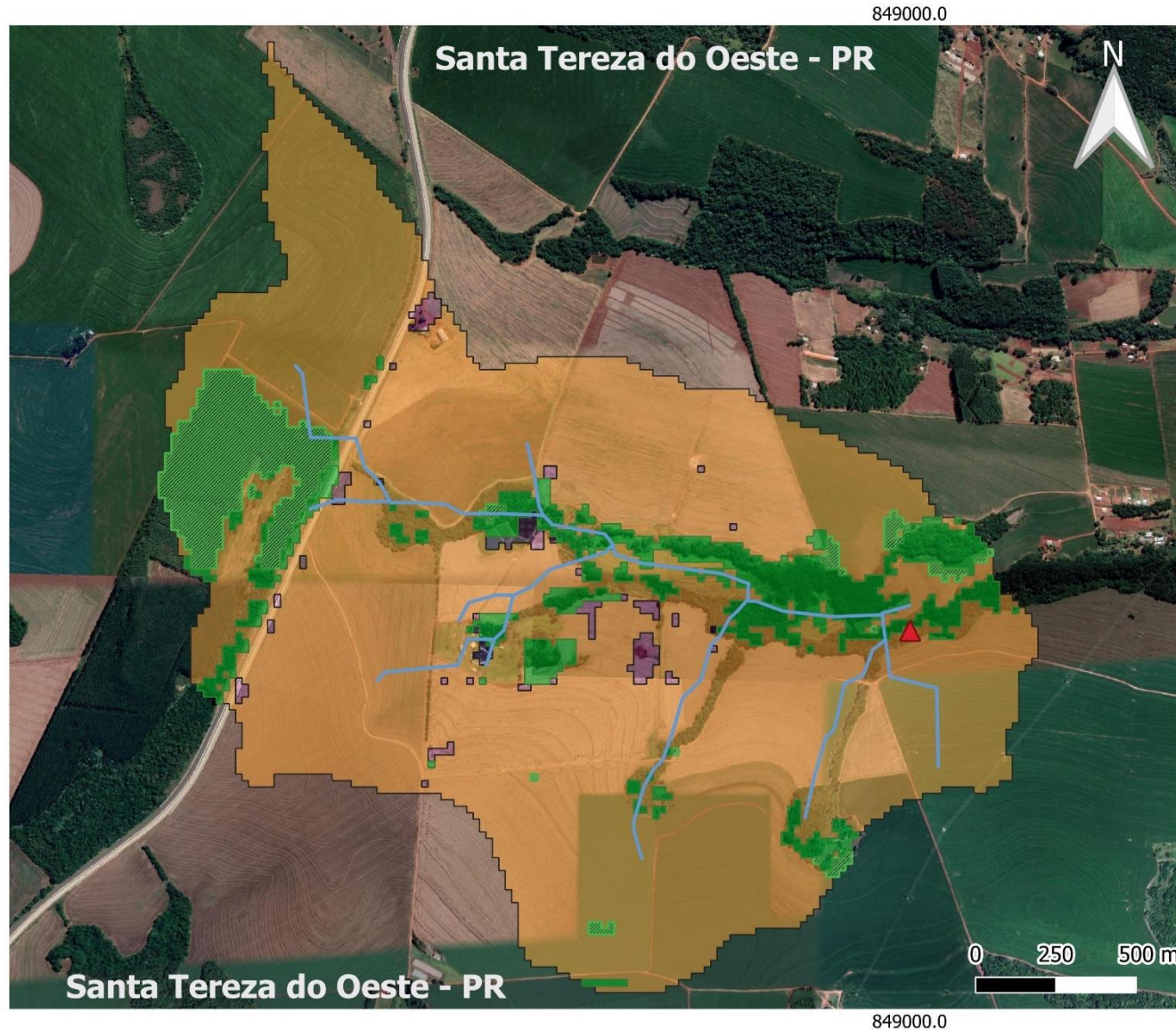
- Hidrografia
- ▲ Ponto de coleta
- Agropecuária - 97,08
- Área urbana - 47,10 ha
- Floresta - 482 ha
- Silvicultura - 7,82 ha
- Limites P. N. Iguaçu

**Bacia do Rio Jumelo**  
Autor: Luiz Gustavo Eckhardt Valle  
Google Earth - Maxar Technologies  
Sentinel - 01 L1CT21JZA  
Escala 1:14000



**Bacia do Rio Manoel Gomes**

Autor: Luiz Gustavo Eckhardt Valle  
Google Earth - Maxar Technologies  
Sentinel - 01 L1CT21JZA  
Escala 1:10500



Localização

1500000



1500000

Situação

1000000

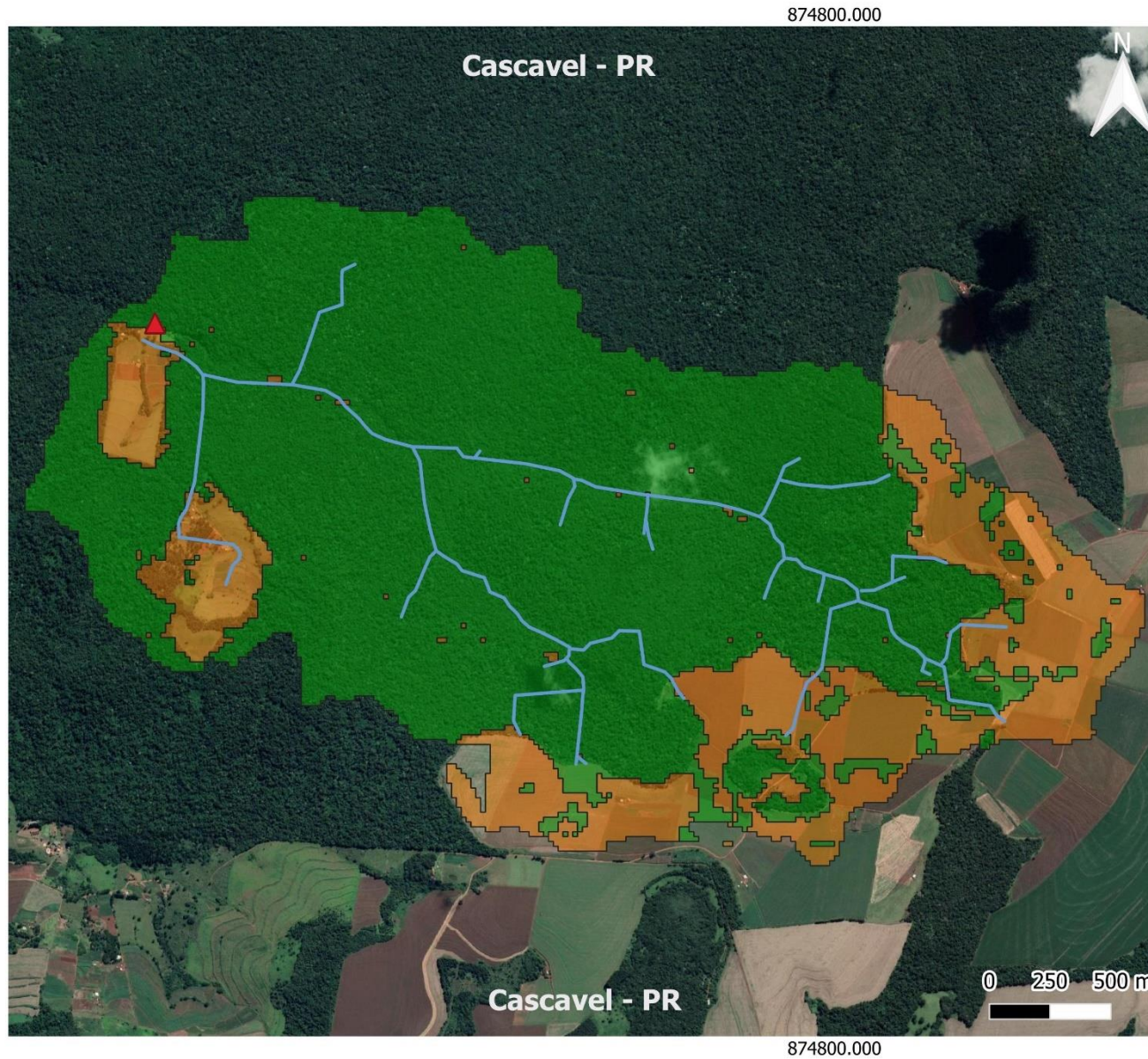


1000000

- Hidrografia
- ▲ Ponto de coleta
- Agropecuária - 344,81 ha
- Edificações - 6 ha
- Floresta - 34 ha
- Silvicultura - 21,19 ha

**Bacia do Rio Nene**

Autor: Luiz Gustavo Eckhardt Valle  
Google Earth - Maxar Technologies  
Sentinel - 01 L1CT21JZA  
Escala 1:16000



**Localização**

1500000.0



1500000.0

**Situação**

1000000.0

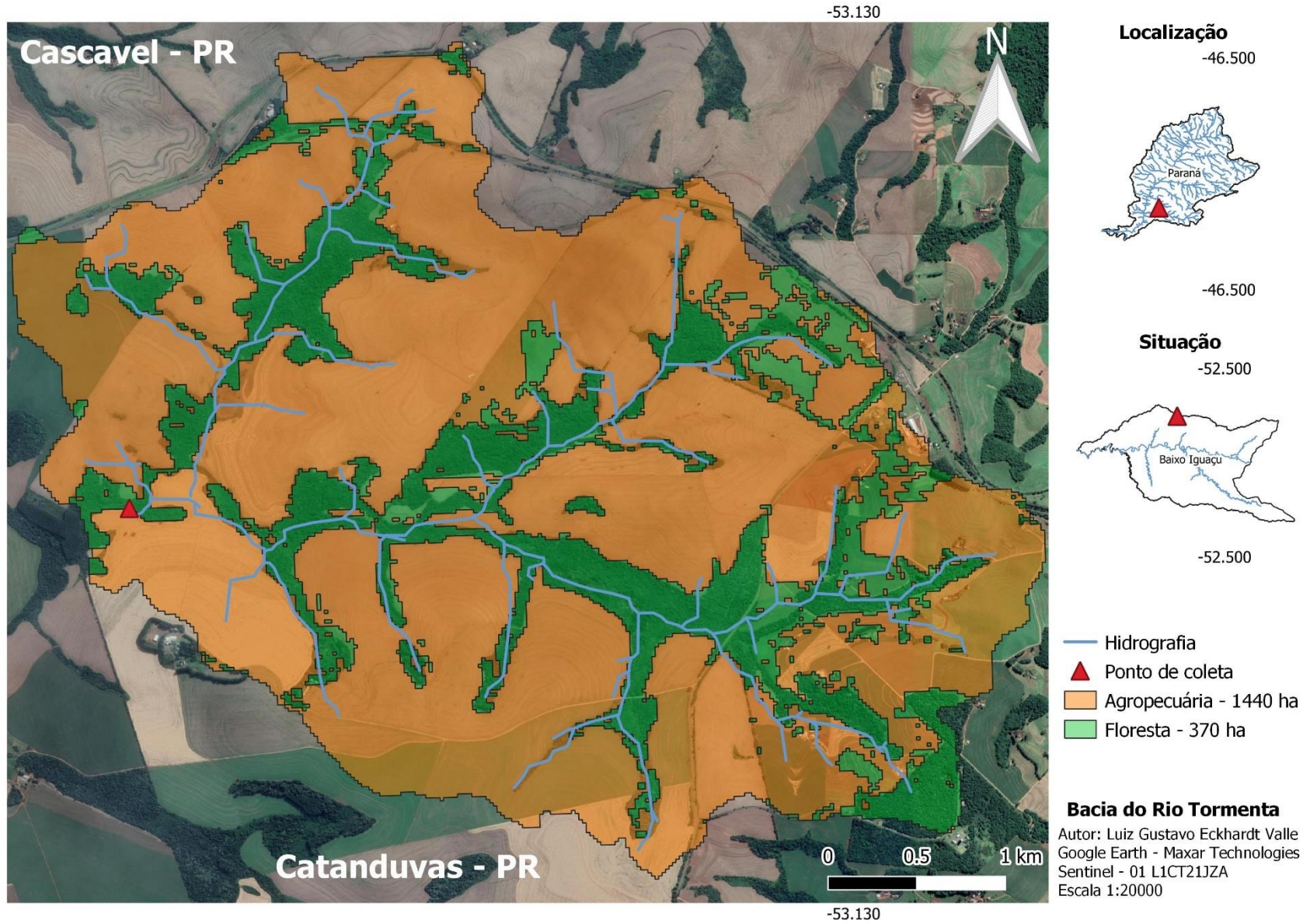


1000000.0

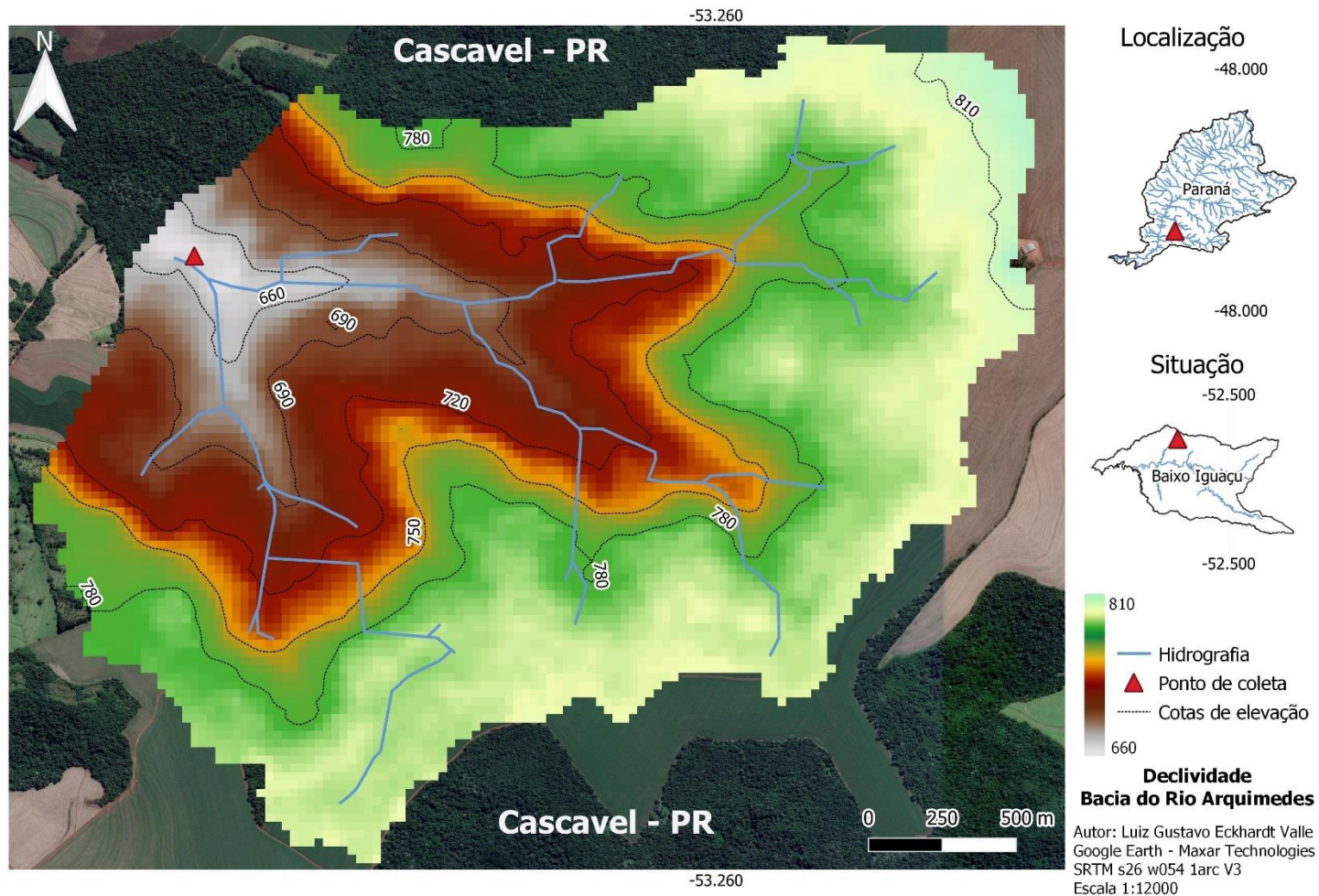
- Hidrografia
- ▲ Ponto de coleta
- Agropecuária - 185 ha
- Floresta - 571 ha

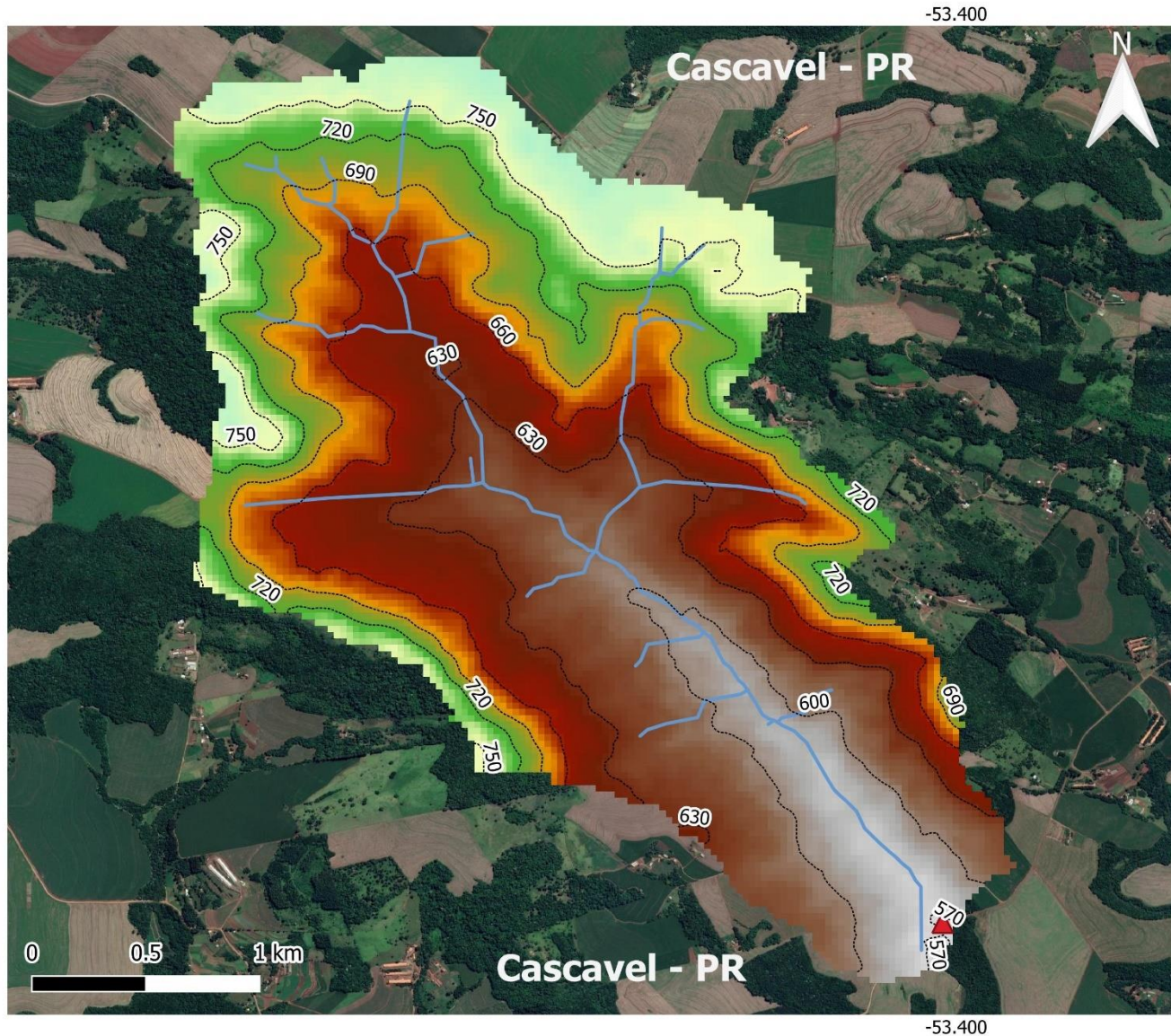
**Bacia do Rio Pedregulho**

Autor: Luiz Gustavo Eckhardt Valle  
Google Earth - Maxar Technologies  
Sentinel - 01 L1CT21JZA  
Escala 1:21000



APÊNDICE D – Mapas de declividade das bacias estudadas

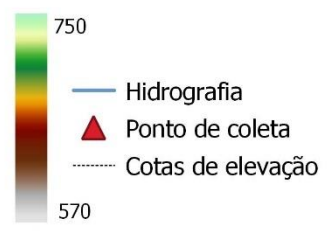
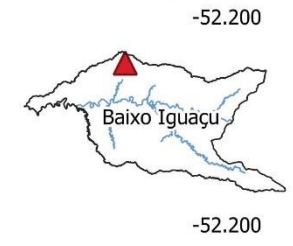




Localização

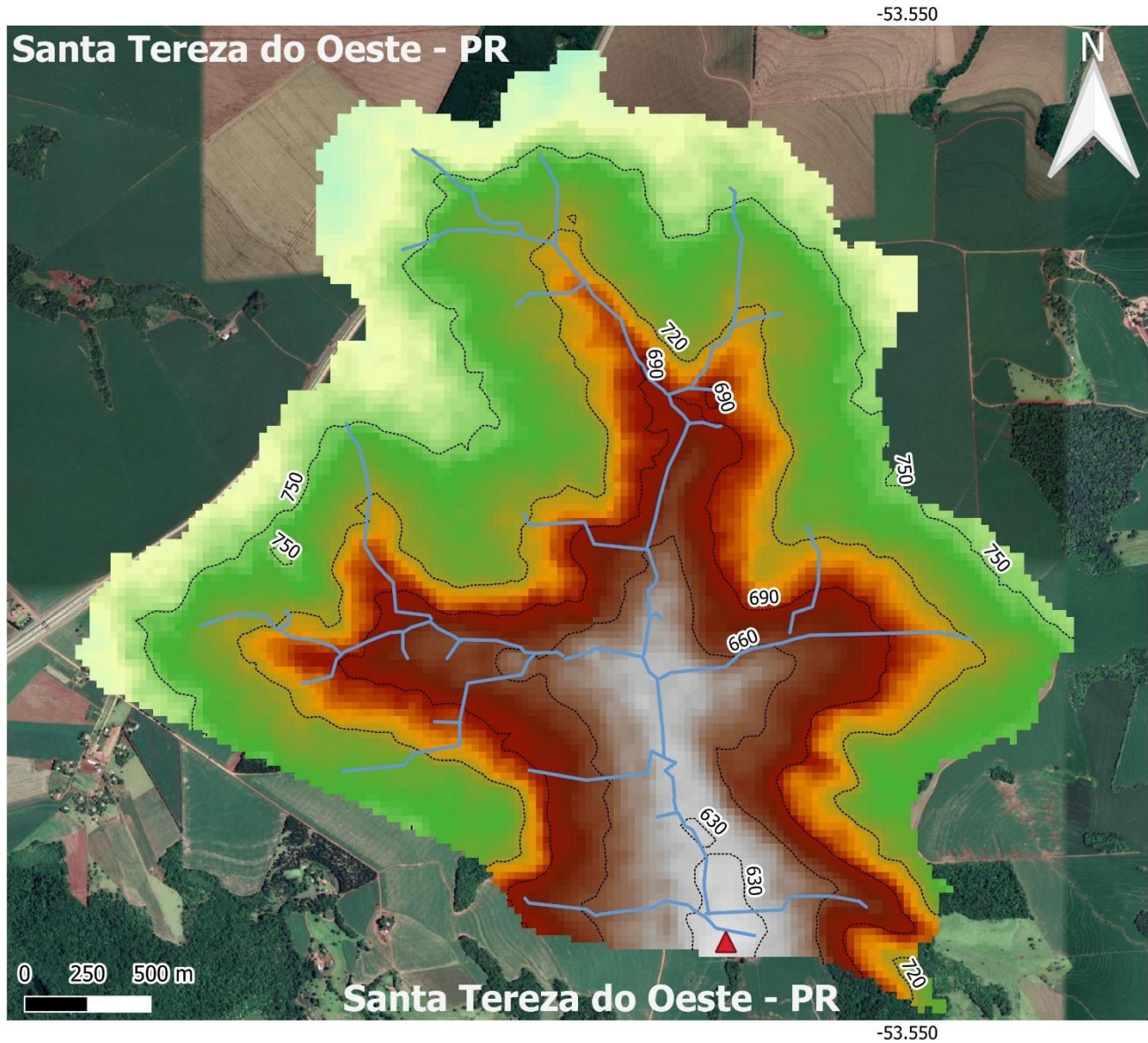


Situação



**Declividade**  
**Bacia do Rio Bom Retiro**

Autor: Luiz Gustavo Eckhardt Valle  
Google Earth - Maxar Technologies  
SRTM s26 w054 1arc V3  
Escala 1:16000



**Localização**

-48.000



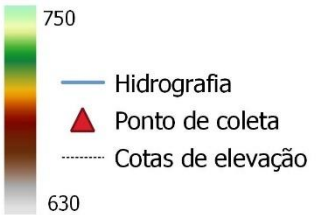
-48.000

**Situação**

-52.200

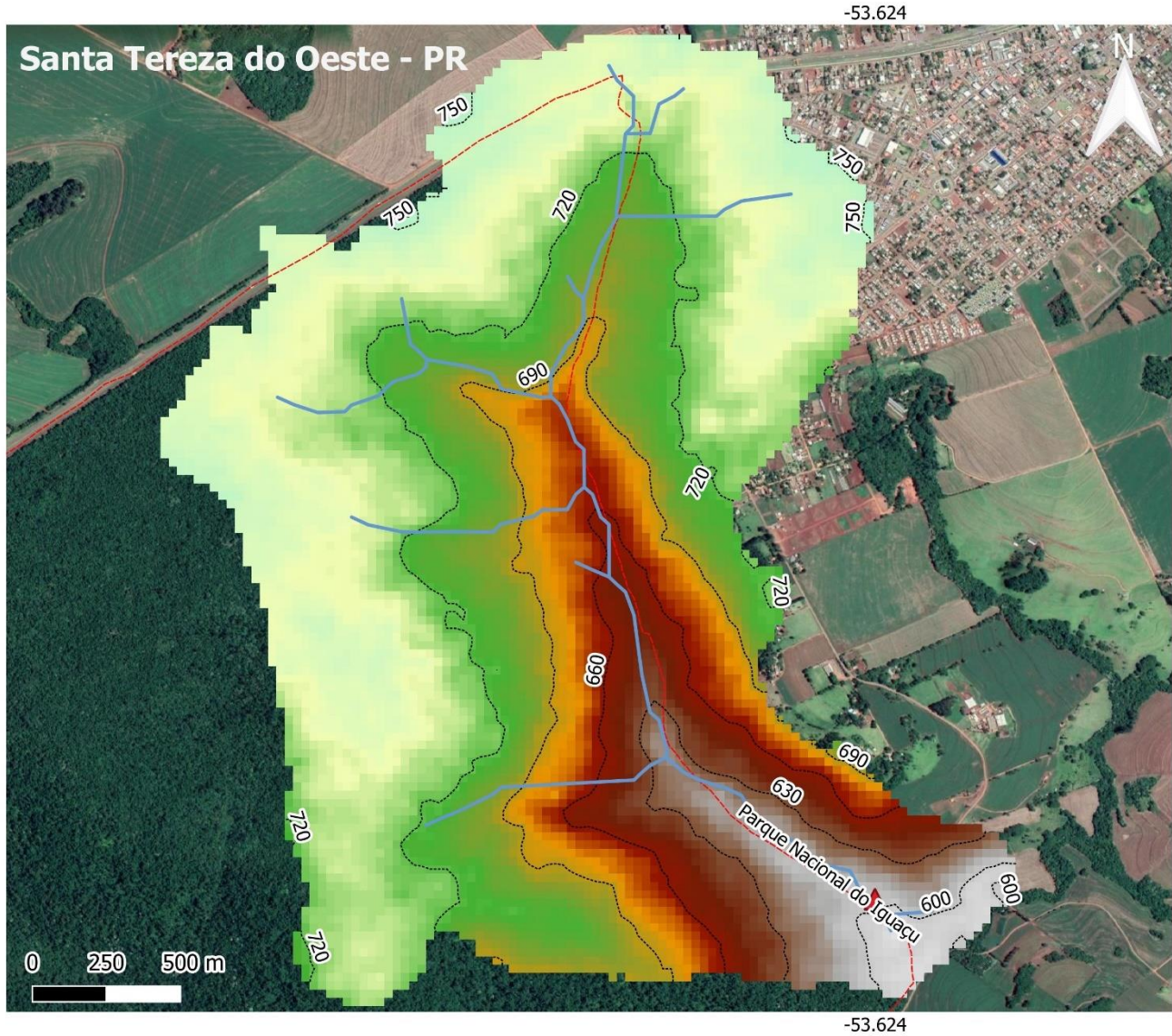


-52.200



**Declividade  
Bacia do Rio da Paz**

Autor: Luiz Gustavo Eckhardt Valle  
Google Earth - Maxar Technologies  
SRTM s26 w054 1arc V3  
Escala 1:16000



### Localização

-48.000



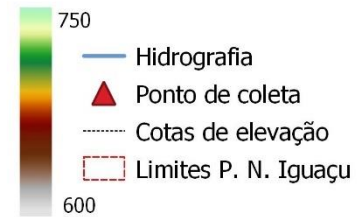
-48.000

### Situação

-52.200

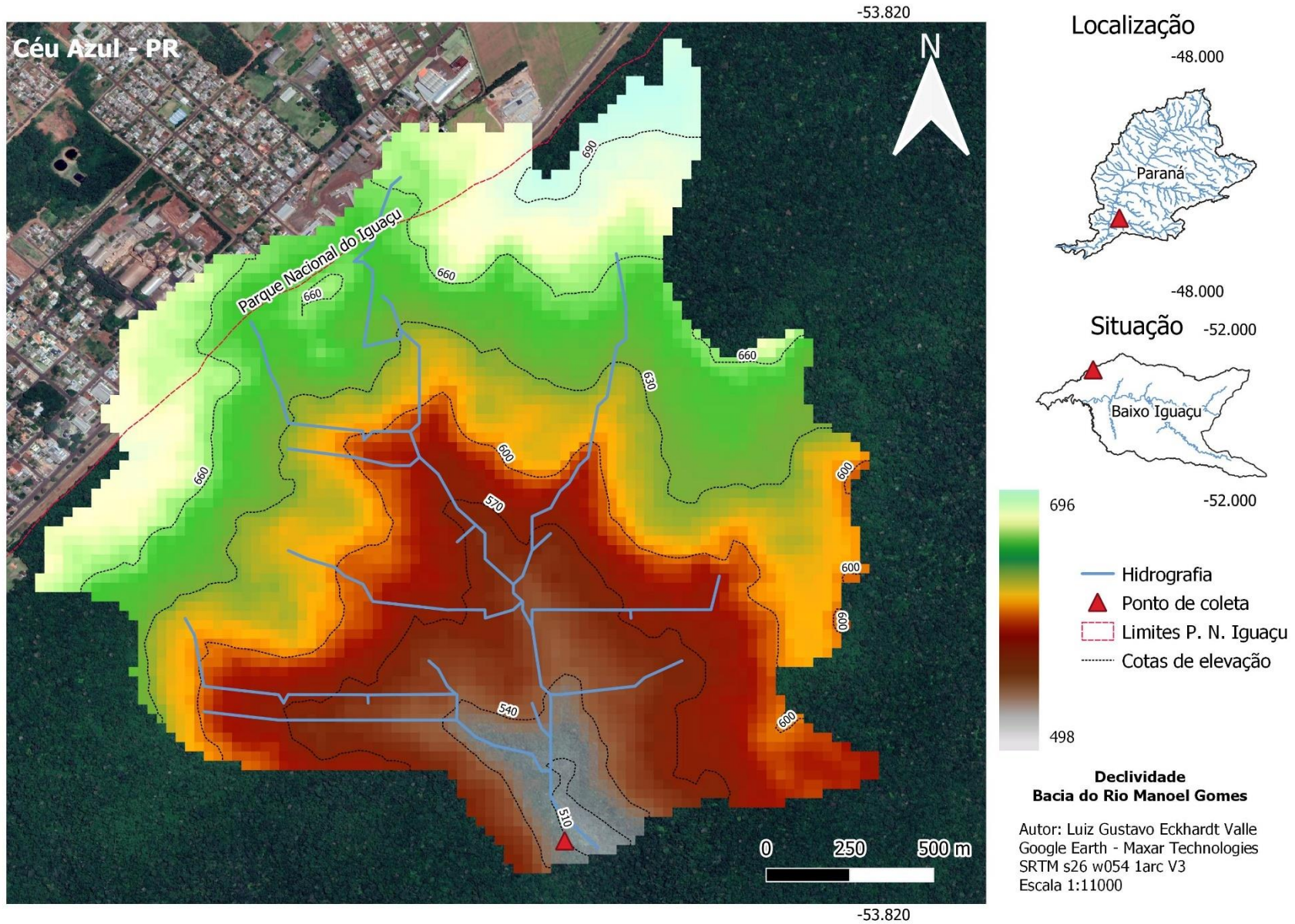


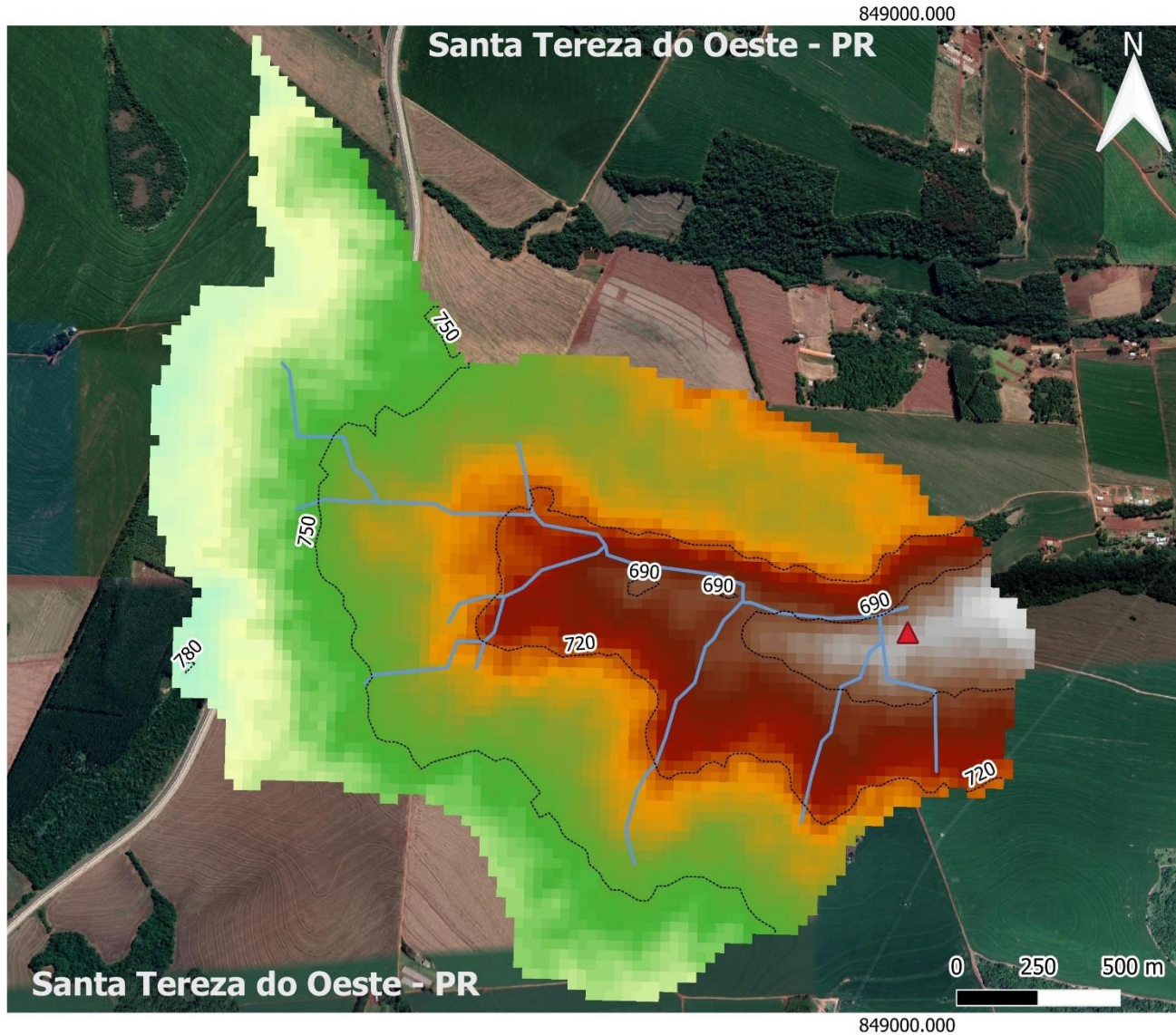
-52.200



### Declividade Bacia do Rio Jumelo

Autor: Luiz Gustavo Eckhardt Valle  
Google Earth - Maxar Technologies  
SRTM s26 w054 1arc V3  
Escala 1:14000





**Localização**

1500000



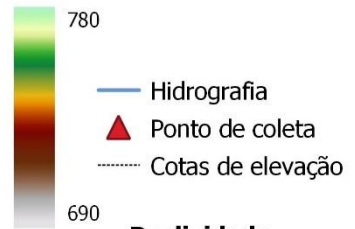
1500000

**Situação**

1000000



1000000



**Declividade  
Bacia do Rio Nene**

Autor: Luiz Gustavo Eckhardt Valle  
Google Earth - Maxar Technologies  
SRTM s26 w054 1arc V3  
Escala 1:16000

