



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de Presidente Prudente

AMANDA RODRIGUES CORREA

**ESTUDO DAS CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DA ÁGUA NO PARQUE
ESTADUAL DO AGUAPEÍ E EM CANAIS FLUVIAIS EM SUA ZONA DE
AMORTECIMENTO**

Presidente Prudente – SP

2020



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus de Presidente Prudente

AMANDA RODRIGUES CORREA

**ESTUDO DAS CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DA ÁGUA NO PARQUE
ESTADUAL DO AGUAPEÍ E EM CANAIS FLUVIAIS EM SUA ZONA DE
AMORTECIMENTO**

Dissertação apresentado ao Programa de Pós-Graduação em Geografia - Mestrado Profissional da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Campus de Presidente Prudente - SP, como requisito para obtenção do título de mestre em Geografia com área de concentração em Recursos Hídricos e Meio Ambiente.

Orientador: Prof^o. Dr. Paulo Cesar Rocha

Presidente Prudente -SP

2020

C824e	Correa, Amanda Rodrigues Estudo das características limnológicas da água no Parque Estadual do Aguapeí e em canais fluviais em sua zona de amortecimento / Amanda Rodrigues Correa. -- Presidente Prudente, 2020 125 p. : il., tabs. Dissertação (mestrado profissional) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente Orientador: Paulo Cesar Rocha 1. Bacia hidrográfica. 2. Canais fluviais. 3. Limnologia.
-------	--

I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: ESTUDO DAS CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS DA ÁGUA NO PARQUE ESTADUAL DO AGUAPEÍ E EM CANAIS FLUVIAIS EM SUA ZONA DE AMORTECIMENTO

AUTORA: AMANDA RODRIGUES CORREA

ORIENTADOR: PAULO CESAR ROCHA

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em GEOGRAFIA, área: Recursos Hídricos e Meio Ambiente pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. PAULO CESAR ROCHA
Departamento de Geografia / FCT/UNESP - Presidente Prudente



Profa. Dra. RENATA RIBEIRO DE ARAÚJO
Departamento de Planejamento, Urbanismo e Ambiente / FCT/UNESP - Presidente Prudente



Prof. Dr. JOSANA DE CASTRO PEIXOTO
UniEvangélica/UEG

Presidente Prudente, 26 de junho de 2020

*Dedico este trabalho a minha filha Isis,
razão da minha vida e a meu companheiro
André por estes dez anos de união (amo vocês muito).*

AGRADECIMENTOS

Muitas horas, dias, feriados e domingos afincos de muito empenho junto aos laboratórios, as leituras e ao computador foram necessárias para a realização desta pesquisa, ainda sim, este trabalho está longe de ser algo realizado solitariamente, a colaboração de vários colegas de trabalho, familiares, amigos e professores foram de extrema importância para o desfecho desta etapa de realização pessoal e profissional em minha trajetória.

Agradeço ao meu orientador Paulo Cesar Rocha pela oportunidade de orientação e por me guiar neste caminho até então desconhecido entre os saberes da geomorfologia fluvial e da limnologia.

Ao professor Edilson Flores pelos ensinamentos, pela ajuda nas análises estatísticas e pelas contribuições no exame de qualificação.

A professora Renata Ribeiro pela disponibilidade e proximidade em várias etapas da pesquisa.

A Mariana Ribeiro pela amizade efetiva durante esses 30 meses, agradeço por toda ajuda e acolhida como também por poder compartilhar todos os anseios, dificuldades e os bons momentos.

Agradeço ao colega de laboratório Edmiller por toda ajuda com os mapas de uso do solo e cobertura da terra.

Aos vigilantes do Parque Estadual do Aguapeí pela disponibilidade e ajuda nos trabalhos de campo.

Ao meu marido André Rodrigues pela ajuda nos trabalhos de campo, pelo companheirismo, apoio e compreensão.

Agradeço também a gestora Natália Poiani pelo incentivo, apoio, contribuições e pela confiança depositada a mim para conclusão deste trabalho.

Ao Projeto Temático (FAPESP Processo 2012/23959-9) pelo apoio logístico no primeiro trabalho de campo.

E também aos CBH's Aguapeí-Peixe, Alto Paranapanema, Médio Paranapanema e Pontal do Paranapanema que juntamente ao FEHIDRO fomentaram o desenvolvimento deste trabalho através do recurso destinado ao Programa de Pós-Graduação em Geografia, Mestrado Profissional, da Faculdade de Ciências e Tecnologia/UNESP campus de Presidente Prudente.

RESUMO

Os ecossistemas de água doce abrigam grande biodiversidade como também são essenciais para a vida dos seres vivos e para as atividades humanas, logo, as ações de monitoramento atuam como uma forma de investigação, podendo subsidiar ações em prol da conservação da natureza além de ações que envolvem o planejamento e o gerenciamento dos recursos hídricos, deste modo, este estudo visa compreender como o as características limnológicas dos canais afluentes que deságuam dentro da área do Parque Estadual do Aguapeí (PEA) se relacionam com as variáveis limnológicas do canal principal do rio no trecho estudado. As amostragens nas águas superficiais ocorreram nos meses de dezembro de 2018 e abril de 2019. As etapas realizadas consistiram em processar as análises de uso e cobertura da terra através da elaboração de mapas, a análise de variáveis climatológicas, hidrológicas e limnológicas foram processadas por intermédio de trabalho de gabinete, trabalho de campo, trabalho em laboratórios, as análises de correlação entre o uso e cobertura da terra sobre as características limnológicas foram realizadas por meio de ferramentas estatísticas. As classes encontradas nas bacias hidrográficas analisadas foram: agropastoril, cultura temporária/cana-de-açúcar, solo exposto/cultura temporária, vegetação natural e a área urbanizada. O ordenamento das classes de uso do solo e cobertura da terra nas bacias hidrográficas dos córregos Nova Palmeira, Independência e Volta Grande se mostrou similar, tendo menos de 20% de cobertura vegetal natural e tendo como classe predominante a cultura temporária da cana-de-açúcar ocupando em torno de 70% da área das três bacias hidrográficas. A análise espacial das variáveis limnológicas ordenou os ambientes amostrados em dois grupos, o grupo dos afluentes foi caracterizado pelos maiores valores de condutividade elétrica e o grupo formado pelas seções amostradas no rio Aguapeí foi caracterizado pelas maiores concentrações de fósforo total, turbidez e material em suspensão total. Em função da sazonalidade, as variáveis limnológicas mais influenciadas foram a turbidez, fósforo total e nitrogênio amoniacal que apresentaram concentrações maiores em todas as seções na amostragem de abril quando os níveis de precipitação pluviométrica e a vazão foram menores, isto remete a influência da relação entre as variáveis climatológicas e hidrológicas como elemento de diluição para estas variáveis quando os índices pluviométricos e os níveis fluviométricos aumentam. A análise de correlação entre as variáveis limnológicas e as classes de uso e cobertura da terra demonstrou que as classes cultura temporária e vegetação natural podem estar influenciando em maior proporção as variáveis limnológicas pH, oxigênio dissolvido, temperatura da água, fósforo total e condutividade elétrica e as classes solo exposto, área urbanizada/construída e agropastoril podem estar influenciando majoritariamente as concentrações do material em suspensão total e suas frações orgânicas e inorgânicas. A partir dos resultados encontrados com a pesquisa vale salientar a necessidade de algumas melhorias que possam auxiliar o não agravamento de problemas ambientais que possam impactar os recursos naturais encontrados no Parque Estadual do Aguapeí, ações como a recomposição da vegetação ripária principalmente em locais que apresentam falhas e descontinuidades entre a vegetação, como também avaliando a possibilidade de conectividade com os fragmentos florestais mais próximos; tratamento de efluentes urbanos mais eficientes; elaboração de um plano de monitoramento constante para os canais fluviais que deságuam na zona de amortecimento do Parque, bem como o acompanhamento dos efeitos do uso, cobertura da terra e do manejo da terra nas bacias hidrográficas destes canais fluviais.

Palavras-chave: bacia hidrográfica, análise do uso do solo e cobertura da terra, canais fluviais, variáveis limnológicas, zona de amortecimento.

ABSTRACT

Freshwater ecosystems harbor great biodiversity as they are also essential for the life of living beings and for human activities, therefore, monitoring actions act as a form of investigation, being able to subsidize actions in favor of nature conservation in addition to actions that involve the planning and management of water resources, so this study aims to understand how the limnological characteristics of the affluent channels that flow into the Aguapeí State Park (PEA) area are related to the limnological variables of the main river channel in the studied section. Sampling in surface waters took place in the months of December 2018 and April 2019. The steps carried out consisted of processing land use and land cover analysis through the preparation of maps, the analysis of climatological, hydrological and limnological variables were processed through from office work, field work, laboratory work, analyzes of correlation between land use and land cover on limnological characteristics were performed using statistical tools. The classes found in the hydrographic basins analyzed were: agropastoral, temporary crop / sugar cane, exposed soil / temporary crop, natural vegetation and the urbanized area. The ordering of the classes of land use and land cover in the hydrographic basins of the streams Nova Palmeira, Independência and Volta Grande proved to be similar, having less than 20% of natural vegetation cover and having the temporary culture of sugarcane as the predominant class. sugar occupying around 70% of the area of the three hydrographic basins. The spatial analysis of the limnological variables ordered the environments sampled in two groups, the tributary group was characterized by the highest values of electrical conductivity and the group formed by the sections sampled in the Aguapeí river was characterized by the highest concentrations of total phosphorus, turbidity and suspended material total. Depending on seasonality, the limnological variables most influenced were turbidity, total phosphorus and ammoniacal nitrogen, which presented higher concentrations in all sections in the April sample when rainfall levels and flow were lower, this refers to the influence of the relationship between the climatological and hydrological variables as an element of dilution for these variables when the pluviometric indexes and the fluviometric levels increase. The correlation analysis between the limnological variables and the land use and land cover classes demonstrated that the temporary culture and natural vegetation classes may be influencing the pH, dissolved oxygen, water temperature, total phosphorus and electrical conductivity classes to a greater extent. the exposed soil, urbanized / built area and agropastoral classes may be influencing the concentrations of the material in total suspension and its organic and inorganic fractions. From the results found with the research, it is worth emphasizing the need for some improvements that may help to avoid aggravating environmental problems that may impact the natural resources found in the Aguapeí State Park, actions such as the restoration of riparian vegetation mainly in places that have faults and discontinuities between vegetation, as well as assessing the possibility of connectivity with the nearest forest fragments; treatment of more efficient urban effluents; elaboration of a constant monitoring plan for the river channels that flow into the Park's buffer zone, as well as monitoring the effects of use, land cover and land management in the hydrographic basins of these river channels.

Keywords: watershed, analysis of land use and land cover, river channels, limnological variables, buffer zone.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da área de estudo	17
Figura 2 - Representação do ciclo hidrológico.....	22
Figura 3 –Massas de ar que atuam na caracterização do clima do oeste paulista	36
Figura 4 - Seções de monitoramento	44
Figura 5 - Distribuição espacial das seções de monitoramento.....	45
Figura 6 - Esquema metodológico	46
Figura 7 - Mapa de uso do solo e cobertura da terra - córrego Nova Palmeira (dezembro de 2018)....	57
Figura 8 - Mapa de uso do solo e cobertura da terra - córrego Nova Palmeira (abril de 2019)	58
Figura 9 – Mapa de uso do solo e cobertura da terra – córrego Independência (dezembro de 2018)...	61
Figura 10- Mapa de uso do solo e cobertura da terra – córrego Independência (abril de 2019)	62
Figura 11-Mapa de uso do solo e cobertura da terra – Volta Grande (dezembro de 2018)	65
Figura 12 - Mapa de uso do solo e cobertura da terra – Volta Grande (abril de 2019).....	66
Figura 13 - Precipitação diária seções A1, A2 e C1.....	68
Figura 14 - Precipitação diária seções C2, C3 e C4	69
Figura 15 - Vazão média mensal do rio Aguapeí.....	71
Figura 16 - Valores referentes a medição do oxigênio dissolvido	73
Figura 17 - Temperatura da água	74
Figura 18 - Valores de pH.....	75
Figura 19 - Valores de turbidez.....	76
Figura 20 - Valores referentes as medições de condutividade elétrica	78
Figura 21 - Material em suspensão total	80
Figura 22 - Concentração de fósforo total.....	83
Figura 23 - Concentração de nitrogênio amoniacal.....	84
Figura 24 - Dendograma da análise de cluster entre as variáveis limnológicas e as classes de uso do solo e cobertura da terra	94
Figura 25 - Dendograma da análise de agrupamento entre as seções (análise espacial).....	98
Figura 26 - Gráfico plotado a partir dos escores da AF/ACP (análise temporal).....	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Equipamentos digitais portatéis utilizados.....	49
Tabela 2 – Uso do solo e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Nova Palmeira	55
Tabela 3 - – Uso do solo e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Independência.....	59
Tabela 4 - Uso do solo e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Volta Grande	63
Tabela 5 - Precipitação total acumulada (mm).....	67
Tabela 6 - Precipitação acumulada (mm) em 10 dias antecedentes a amostragem.....	67
Tabela 7 - Medidas de largura, profundidade, velocidade e vazão	70
Tabela 8 - Fração orgânica e inorgânica do material em suspensão	81
Tabela 9 - Estatística descritiva das variáveis limnológicas	86
Tabela 10 - Correlação múltipla entre as variáveis limnológicas (todas as seções).....	91
Tabela 11 - Correlação múltipla entre as variáveis limnológicas (seções C1, C2 e C4).....	92
Tabela 12 – Matriz de pesos fatoriais.....	102
Tabela 13 – Matriz de pesos fatoriais após reprocessamento da análise.....	103

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

A - Área

A1 – Aguapeí 1 (seção de monitoramento)

A2 – Aguapeí 2 (seção de monitoramento)

AF/ACP – Análise Fatorial de Componentes Principais

C1 – Córrego 1 (seção de monitoramento)

C2 – Córrego 2 (seção de monitoramento)

C3 – Córrego 3 (seção de monitoramento)

C4 – Córrego 4 (seção de monitoramento)

CBH-AP – Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe

CE – Condutividade Elétrica

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CV – Coeficiente de Variação

FCT – Faculdade de Ciências e Tecnologia

FF – Fundação Florestal

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais

Ka – Formação Adamantina

Ksa – Formação Santo Anastácio

LEA – Laboratório de Estatística Aplicada

MDE - Modelo Digital de Elevação

MMA – Ministério do Meio Ambiente

MST – Material em Suspensão Total

MSI – Material em Suspensão Inorgânico

MSO – Material em Suspensão Orgânico

NA – Nitrogênio Amoniacal

NASA – National Aeronautics and Space Administration

NTU – Unidade Nefelométrica de Turbidez

O - Oeste

OD – Oxigênio Dissolvido

OLI – Operational Land Imager

pH – potencial Hidrogênionico

PEA - Parque Estadual do Aguapeí

PP – Precipitação pluviométrica

PT – Fósforo Total

Q – Vazão

Qa – Depósitos aluviais cenozóicos

RGB – Red Green Blue

S - Sul

SIEFLOR – Sistema Estadual de Florestas

SIG – Sistema de Informação Geográfica

SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação

TA – Temperatura da água

TRMM – Tropical Rainfall Measuring Mission

UC – Unidade de Conservação

UGRHI - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

UTM - Universal Transversa de Mercator

Vm – Velocidade média

WGS84 – World Geodetic System

µg/L – Microgramas por litro

µs/cm – Microsiemens por centímetro

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVOS DA PESQUISA	18
2.1 Objetivo geral	18
2.2 Objetivos específicos	18
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	19
3.1 Unidades de Conservação no contexto ambiental nacional e regional.....	19
3.2 A bacia hidrográfica como unidade de estudo e gestão.....	21
3.3 Os ecossistemas fluviais: características e teorias ecológicas	23
3.4 Características limnológicas dos ambientes aquáticos continentais.....	28
3.5 Uso do solo e cobertura da terra e suas interferências nos fluxos naturais	34
4. CARACTERIZAÇÃO REGIONAL DA ÁREA DE ESTUDO.....	36
4.1 Clima	36
4.2 Geologia	37
4.3 Rede de drenagem	37
4.4 Geomorfologia.....	38
4.5 Pedologia	38
4.6 Vegetação	40
4.7 A região do Oeste Paulista	40
5. MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS.....	42
5.1 Localização das seções de amostragem.....	42
5.2 Análise do uso e cobertura da terra	46
5.3 Análise de variáveis climatológicas, hidrológicas e limnológicas	47
5.3.1 Variáveis climatológicas.....	47
5.3.2 Variáveis hidrológicas	48
5.3.3 Variáveis limnológicas mensuradas em campo.....	49
5.3.4 Variáveis limnológicas analisadas em laboratório	50
5.4 Correlação do uso e cobertura da terra sobre as características limnológicas.....	51
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
6.1 Análise do uso e cobertura da terra	55
6.2 Variáveis climatológicas	67
6.3. Variáveis hidrológicas	70
6.4 Variáveis limnológicas de campo.....	73
6.4.1. Oxigênio dissolvido.....	73

6.4.2 Temperatura da água	74
6.4.3. pH	75
6.4.4. Turbidez.....	76
6.4.5. Condutividade elétrica.....	78
6.5. Análise de variáveis limnológicas em laboratório.....	79
6.5.1 Material em suspensão.....	79
6.5.2 Fósforo total.....	82
6.5.3 Nitrogênio amoniacal	84
6.6 Análise estatística e correlações espaço-temporal dos resultados	85
6.6.1 Estatística descritiva	85
6.6.2 Correlação múltipla entre as variáveis limnológicas	91
6.6.3 Análise de correlação espacial e temporal através da estatística multivariada.....	93
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS	107
REFERÊNCIAS	110

1. INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica representa a unidade geográfica que integra as características físicas, bióticas, humanas e econômicas, possibilitando uma visão holística em relação aos processos que ali ocorrem, considerando tais características, estas, elevam a bacia hidrográfica como o recorte geográfico melhor apropriado para ser adotada como unidade de estudo (SOUZA, TUNDISI, 2000; RODRÍGUEZ, 2001; GONÇALVES, 2011; LEITE et al., 2013).

Sobre o território da bacia hidrográfica são desenvolvidas as atividades humanas, portanto, no seu exutório estarão expressados todos os processos que fazem parte do seu sistema como consequência das formas de ocupação do território e das características naturais das águas que para ali convergem (PORTO; PORTO, 2008).

Os ecossistemas de água doce encontrados nas bacias hidrográficas abrigam grande biodiversidade como também são essenciais para a vida dos seres vivos e para o desenvolvimento das atividades humanas, portanto, as ações de monitoramento das características das águas em bacias hidrográficas atua como uma forma de investigação de como se encontram estes ambientes, logo, estas ações de monitoramento podem subsidiar ações em prol da conservação da natureza como também ações que envolvem o planejamento e o gerenciamento dos recursos hídricos (GUERESCHI, 2004).

Deste modo, ao avaliar as propriedades físico-químicas e biológicas em um ambiente aquático, estas podem ser determinadas por diferentes métodos, como através de medidas quantitativas de parâmetros físicos e químicos tanto na água, no material particulado e também nos organismos ali presente; a aplicação destes métodos é realizada no campo e no laboratório produzindo vários tipos de informações fornecendo diferentes interpretações técnicas (MEYBECK; HELMER, 1992; PARRON; MUNIZ; PEREIRA, 2011).

Portanto, ao analisar as características da água de uma bacia é adequado considerar as interações dos corpos d'água com os demais componentes do ambiente como o meio físico, biótico e antrópico (MOTA, 2008), logo, o mapeamento da cobertura e do uso da terra assume significativa importância quando é requerida a necessidade de realizar estudos voltados para a compreensão da paisagem (SEABRA; CRUZ, 2013).

Os sistemas ambientais são representações de elementos organizados na superfície da Terra no qual assumem especificidades espaciais que conotam suas características intrínsecas. Em função da pluralidade de seus elementos constituintes e das dinâmicas de interação desses elementos, estes sistemas são considerados sistemas complexos espaciais, dessa maneira,

estudos que envolvem a análise destas características necessitam englobar parâmetros de grandeza espacial, no qual expressam a área do território e a variabilidade dos fenômenos no espaço como também parâmetros de grandeza temporal, podendo expressar tendências, variabilidade no tempo e a dinâmica de evolução dos fenômenos (CHRISTOFOLETTI, 1999).

Os estudos ambientais como um todo envolvem uma gama muito elevada de parâmetros e variáveis juntamente com vários locais de amostragem, logo a visualização e a interpretação de padrões e correlações entre essas variáveis e o espaço se tornam uma tarefa difícil. Para estudos dessa ordem são frequentemente utilizadas ferramentas estatísticas exploratórias conhecidas como análises multivariadas, este tipo de análise tem por objetivo possibilitar a percepção de conjuntos que apresentam similaridade, associações como também correlações entre os elementos analisados (PRADO et al., 2002).

Landim (2011) ressalta que entre as ferramentas estatísticas multivariadas empregadas em estudos no tocante da Geociências as técnicas com melhor aplicabilidade são as análises de agrupamento, análise de componentes principais e a análise discriminante.

No que tange ações de monitoramento limnológico em canais fluviais as ferramentas mais utilizadas em análises estatísticas são as análises de agrupamento e de componentes principais assim como apresentado nos trabalhos de Bubel (1998), Rocha e Thomaz (2004), Peres (2002), Domingos (2002), Barbosa (2003), Moccellini (2010), Gonçalves (2011) e Silva (2014).

A análise de agrupamento (*cluster analysis*) é uma técnica multivariada no qual classifica os valores de uma matriz de dados em grupos discretos, vem sendo amplamente utilizada como uma ferramenta de exploração de similaridade entre indivíduos e/ou variáveis relacionando-os através de coeficientes de similaridade ou correspondência; em uma análise introdutória esta técnica é capaz de auxiliar na formulação de hipóteses no que tange a homogeneidade da matriz de dados (LANDIM, 2001).

A técnica multivariada conhecida como análise de componentes principais (ACP) é uma técnica de modelagem da estrutura de covariância no qual transforma um conjunto de variáveis primárias em um novo conjunto de variáveis de mesma dimensão, nomeadas de componentes principais, estes componentes principais representam um arranjo linear que engloba todas as variáveis onde os indivíduos são agrupados de acordo com a sua variância no conjunto (HONGYU et al., 2015).

O presente estudo limnológico foi desenvolvido no Parque Estadual do Aguapeí (PEA) e na sua zona de amortecimento (ZA). Para esta pesquisa foram adotadas como área

de estudo a bacia hidrográfica de três canais fluviais que deságuam na zona de amortecimento desta Unidade de Conservação (UC), sendo eles os córregos: Volta Grande, Independência e Nova Palmeira. Para as análises limnológicas foram adicionados dois pontos de controle no rio Aguapeí dentro dos limites da UC estando localizados antes e depois da confluência destes canais com o rio, esta área pautada pertence à bacia hidrográfica do rio Aguapeí no qual integra a Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Aguapeí (UGRHI-20).

A UGRHI-20 está localizada no oeste do Estado de São Paulo, abrangendo a bacia hidrográfica do rio Aguapeí, esta, juntamente com a bacia hidrográfica do rio do Peixe integram o comitê de Bacias Hidrográficas dos Rios Aguapeí e Peixe (CBH-AP); onde de acordo com a Divisão Hidrográfica Estadual em vigência, existem 32 municípios com sede no território da UGRHI-20, limitando-se ao Norte com a Bacia do Rio Tietê, a Oeste com o Rio Paraná, a Leste com a Serra dos Agudos e ao Sul encontra-se com a Bacia do Rio do Peixe. (CBH-AP, 2008).

O Parque Estadual do Aguapeí (PEA) é uma Unidade de Conservação de proteção integral instituída pelo Decreto Estadual nº 43.269, de 02 de julho de 1998, localizado na região oeste do Estado de São Paulo, aproximadamente 50 km da extensão do rio Aguapeí está inserido na área da UC. O PEA possui uma área de 9.043,970 hectares localizados entre as coordenadas geográficas S 21° 07' e 21° 17' e W 51°20' e 51°39', englobando em sua delimitação os municípios de Castilho, Guaraçaí, Junqueirópolis, Monte Castelo, Nova Independência e São João do Pau d'Alho, tendo sido criado em razão de compensação ambiental oriunda dos impactos causados pela formação do lago da Usina Hidrelétrica Engenheiro Sergio Motta (SÃO PAULO, 2010).

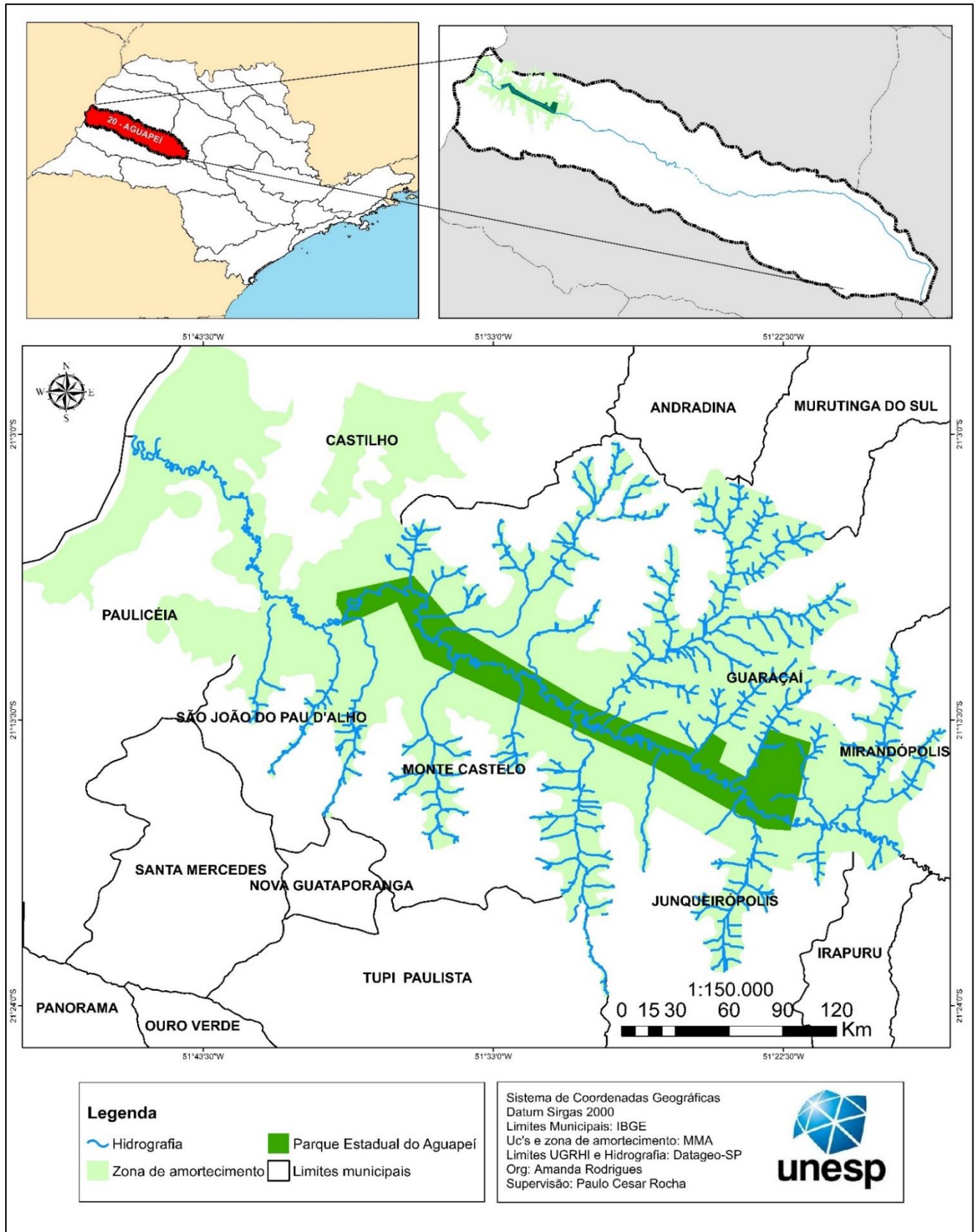
A Zona de Amortecimento do Parque tem como objetivo geral minimizar os impactos negativos sobre a área protegida. Com 75.925,10 hectares de extensão, seu delineamento teve como premissa, os 10 quilômetros preconizados pela Resolução Conama 13/90, recomendações do Ministério Público Estadual, possibilidades de conectividade, proximidade de áreas úmidas da UC, excluindo-se as áreas urbanas (SÃO PAULO, 2010).

A importância de estudos limnológicos em Unidades de Conservação está embasada no Artigo 4º da Lei Federal nº 9.985/2000, onde proteger e recuperar recursos hídricos e edáficos bem como propiciar meios e incentivos para atividades de pesquisa científica, estudos e monitoramento ambiental, são alguns dos objetivos das UC's (BRASIL, 2000).

No Parque Estadual do Aguapeí, estudos desta ordem são incentivados, posto que ampliam o conhecimento sobre a qualidade da água de seus tributários, os quais, por sua vez, asseguram a qualidade da água do rio que dá nome à Unidade de Conservação. O fomento de

estudos sobre a qualidade da água de seus córregos está previsto no Plano de Manejo do PEA, integrando os Subprogramas de Conhecimento e Monitoramento (SÃO PAULO, 2010). A figura 1 representa a área de estudo.

Figura 1 - Localização da área de estudo



Fonte: Elaboração própria

2. OBJETIVOS DA PESQUISA

2.1 Objetivo geral

Este estudo visa compreender como o as características limnológicas dos canais afluentes que deságuam dentro da área do Parque Estadual do Aguapeí (PEA) se relacionam com as variáveis limnológicas do canal principal do rio no trecho estudado.

2.2 Objetivos específicos

- * Analisar os padrões do uso e cobertura da terra nas bacias hidrográficas de três canais fluviais localizados na zona de amortecimento (córrego Volta Grande, córrego Independência e córrego Nova Palmeira).
- * Analisar características hidrológicas, físicas e químicas das águas nos canais tributários e canal principal do rio Aguapeí na área do PEA.
- * Analisar a correlação do uso e cobertura da terra sobre as características limnológicas nos canais fluviais afluentes e estes sobre o canal principal do rio Aguapeí.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Unidades de Conservação no contexto ambiental nacional e regional

As Unidades de Conservação da Natureza (UC's) são áreas instituídas pelo poder público tendo como objetivo a proteção da fauna, flora, recursos hídricos, solos, paisagens e processos ecológicos pertinentes aos ecossistemas naturais. As UC's desempenham papel fundamental na conservação *in situ* da diversidade biológica além de promover a geração de renda e estimular o desenvolvimento regional e local, apoiando programas de turismo sustentável, criação de cooperativas de eco produtos, incentivando também atividades de pesquisa científica e processos educativos (MMA, 2007).

O Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) foi instituído pela Lei Federal nº 9.985 de 18 de julho de 2000 e regulamentada pelo Decreto Federal nº 4.340 de 22 de agosto de 2002 (BRASIL, 2000). O SNUC estabelece os princípios básicos para a estruturação do sistema de áreas protegidas no Brasil, apresentando seus objetivos, diretrizes e atribuições além dos critérios e normas para a criação, implantação e gestão (SÃO PAULO, 2011).

As unidades de conservação definidas e reguladas no SNUC se dividem em dois grandes grupos: as Unidades de Proteção Integral e as Unidades de Uso Sustentável. As UC's de proteção integral permitem apenas o uso indireto de seus recursos naturais, ou seja, que não envolva consumo, coleta, dano ou destruição da natureza no interior da UC, permitindo atividades de pesquisa, educação ambiental e em alguns casos a visitação pública; já as UC's de uso sustentável buscam compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela de seus recursos naturais permitindo a exploração do ambiente de maneira a garantir a perenidade dos recursos naturais, mantendo a biodiversidade e atributos ecológicos de forma socialmente justa e economicamente viável (SÃO PAULO, 2011).

De acordo com o SNUC (BRASIL, 2000), as categorias das Unidades de Conservação de Proteção Integral são divididas em: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio da Vida Silvestre; as Unidades de Conservação de Uso Sustentável são divididas em Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural.

No final do ano de 2006 o governo do Estado de São Paulo criou, por meio do Decreto n.º 51.453, o Sistema Estadual de Florestas (SIEFLOR), composto pelas unidades de

conservação da natureza e de produção florestal do Estado de São Paulo. O objetivo principal desta iniciativa governamental foi o aprimoramento da gestão das UC's, por meio da atuação integrada entre o Instituto Florestal e a Fundação Florestal, responsáveis, respectivamente, pela pesquisa científica e gestão administrativa do sistema (MMA, 2007).

Atualmente o Estado de São Paulo possui 228 Unidades de Conservação (UC's) sendo 19 sob a gestão Federal, 115 sob a gestão Estadual e 94 sob gestão particular (SÃO PAULO, 2018). As principais (UC's) do Estado responsáveis por abrigar remanescentes do bioma Mata Atlântica se concentram na escarpa da Serra do Mar, na Serra da Mantiqueira, na região do Vale do Ribeira, e no entorno da capital paulista, no interior do Estado, destaca-se o Parque Estadual do Morro do Diabo, localizado na região do Pontal do Paranapanema, protegendo cerca de 33.000 hectares (MMA, 2007),

A Fundação Florestal (FF) administra 97 Unidades de Conservação no Estado, sendo 45 UC's de Uso Sustentável e 52 UC's de Proteção Integral no qual 34 dessas Unidades são Parques Estaduais (SÃO PAULO, 2018).

Os Parques têm como objetivo básico a preservação de ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, sendo permitida a realização de pesquisas científicas, desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, recreação em contato com a natureza e turismo ecológico; a visitação pública nos parques é regulamentada pelo Plano de Manejo da UC e a pesquisa científica depende da autorização do órgão responsável pela administração da unidade (SÃO PAULO, 2014).

Os Planos de Manejos de acordo com o SNUC são considerados como os principais instrumentos de gestão das Unidades de Conservação, definido em seu artigo 2º, inciso XVII como *“documento técnico mediante o qual, com fundamentos nos objetivos gerais de uma UC, se estabelece o seu zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade”* (BRASIL, 2000).

Os Planos de Manejo são elaborados a partir de estudos interdisciplinares que envolvem análise e diagnóstico dos elementos do meio físico (geologia, geomorfologia, clima, hidrologia e solos), biótico (fauna e flora) e social (uso e cobertura da terra, estudos socioeconômicos, visitação pública, vetores de pressão, patrimônio histórico material e imaterial, bem como a situação fundiária), além de incluir os limites da zona de amortecimento e os corredores ecológicos (SÃO PAULO, 2014).

A Zona de Amortecimento é definida como *“o entorno de uma unidade de conservação, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas,*

com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade” (BRASIL, 2000). Sendo assim, um dos principais objetivos e propósitos da delimitação da zona de amortecimento de uma UC é proteger seu interior e amortecer os impactos de possíveis perturbações externas.

Alguns critérios são de suma importância para a delimitação da zona de amortecimento de uma Unidade de Conservação, devendo observar a ocorrência de micro-bacias dos rios que fluem para a UC; áreas de recarga de aquíferos, áreas úmidas de importância ecológica para a UC, remanescentes naturais que possam funcionar como corredores ecológicos, bem como áreas sujeitas a processo de erosão ou escorregamento, com risco para a UC (ANDRADE, 2005).

Sendo a zona de amortecimento uma faixa de território adjacente a Unidade de Conservação e de domínio particular, cabe salientar ainda a importância do vínculo entre os gestores e a comunidade do entorno, logo as ações de gestão devem prever a garantia do desenvolvimento sustentável bem como a proteção da biodiversidade (BRASILEIRO et al., 2018).

3.2 A bacia hidrográfica como unidade de estudo e gestão

A bacia hidrográfica representa a unidade geográfica que integra as características físicas, bióticas, humanas e econômicas, possibilitando uma visão holística em relação aos processos que ali ocorrem, considerando tais características, estas, elevam a bacia hidrográfica como o recorte geográfico melhor apropriado para ser adotada como unidade de estudo e gestão (SOUZA, TUNDISI, 2000; RODRÍGUEZ, 2001; GONÇALVES, 2011; LEITE et al., 2013).

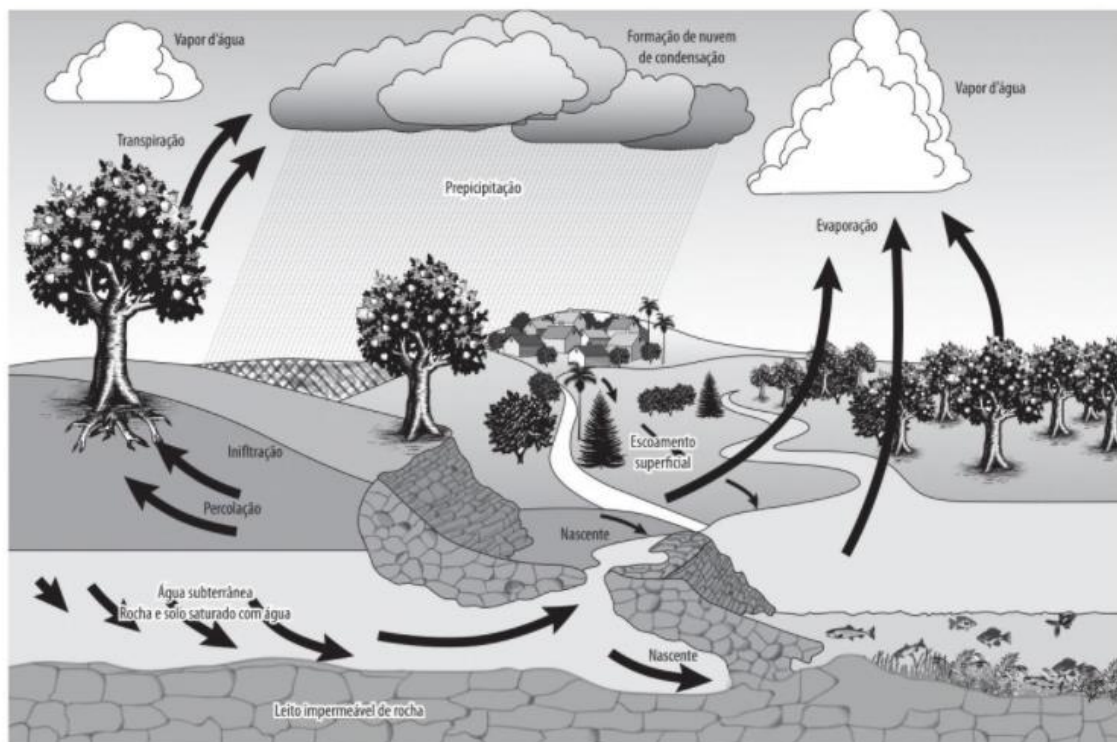
A bacia hidrográfica é considerada uma área de captação natural da água da chuva que direciona o escoamento para um único ponto de saída ao qual é composto por um conjunto de vertentes e de uma rede de drenagem formada por cursos de água que vão se encontrando até formar um leito único no seu exutório (SILVEIRA, 1997; CHRISTOFOLETTI, 1999; LIMA et al., 2019).

As bacias hidrográficas são áreas que tem seus limites demarcados pelos divisores de água (topos do relevo), e esculpidas pela atuação da natureza através da água, chuva, solo e geologia. Podendo ser consideradas como unidades físicas básicas do território, as bacias hidrográficas podem ter inúmeras dimensões, elas vão sendo interligadas a partir dos córregos, ribeirões, riachos e rios crescendo hierarquicamente até formar as grandes bacias ou regiões hidrográficas (PIROLI, 2016).

A bacia hidrográfica é um sistema aberto com zonas de sedimentação e produção, transferência e armazenamento de água, as bacias exibem diferentes níveis de conectividade entre o relevo e os canais fluviais no qual estas interações dependem de um conjunto de variáveis diversas atuando simultaneamente. Os canais fluviais são originários do fluxo terrestre e das zonas saturadas de acordo com a geologia, topografia e vegetação da bacia hidrográfica, bem como do regime de precipitação (BRAVARD; PETIT, 2009).

O ciclo hidrológico constitui o fenômeno no qual ocorre a circulação fechada da água entre a atmosfera e a superfície da Terra ocorrendo sob as etapas de precipitação, evaporação, transpiração, infiltração, percolação, escoamento superficial e escoamento subterrâneo, destas etapas a precipitação representa a entrada e as demais etapas a saída do ciclo (figura 2) (GÓIS; MENDES, 2013).

Figura 2 - Representação do ciclo hidrológico



Fonte: Góis; Mendes (2013)

Os canais fluviais em sua bacia hidrográfica constituem uma unidade funcional para o ciclo hidrológico, promovendo a conectividade entre os ambientes continentais no qual transporta para os oceanos a matéria originária dos continentes. Reagem de modo célere às condições do meio existente na superfície dos continentes sendo sensíveis a toda mudança, tanto de origem climática, ou então resultante das transformações antrópicas (FILIZOLA; GUYOT, 2011).

As bacias hidrográficas compõem uma conjunção entre as dinâmicas naturais e as atividades humanas nelas desenvolvidas (GUERRA; CUNHA, 2000), onde qualquer ponto da superfície terrestre é parte constituinte de alguma bacia hidrográfica, não devendo esta ser considerada de maneira isolada, visto que, os elementos presentes na bacia interagem entre si, formando uma rede interligada de relações mútuas (CALIJURI; OLIVEIRA, 2000).

De acordo com Likens e Bormann (1974) a chave para o gerenciamento adequado dos ecossistemas aquáticos é o gerenciamento inteligente de bacias hidrográficas, onde o ambiente aquático e terrestre se encontram em simultânea interação.

Para Odum (2004) as causas e as soluções para a poluição das águas não serão encontradas olhando somente para dentro dos corpos d'água, mas olhando para toda a bacia, devendo esta ser considerada como unidade de ordenamento, visto que a gestão incorreta da bacia é prejudicial à qualidade dos recursos hídricos, neste sentido a reflexão sobre a bacia hidrográfica possibilita enxergar muito dos problemas e conflitos que nela ocorrem.

No Brasil, a bacia hidrográfica constitui a unidade físico-territorial para planejamento e gerenciamento de recursos hídricos como estabelecido na Lei Federal 9.433/1997 (LEAL, 2012).

A Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei Nº 9.433/97 (BRASIL, 1997) estabelece as bases legais para a gestão dos recursos hídricos no Brasil, determina como diretriz de ações a gestão integrada e como unidade territorial de planejamento a bacia hidrográfica, estabelecendo como instrumentos de gestão: o enquadramento dos corpos d'água em classes segundo os usos preponderantes, a cobrança pelo uso da água, a outorga do direito de uso, o sistema de informações sobre recursos hídricos e a compensação aos municípios (PORTO; PORTO, 2008).

A bacia hidrográfica como unidade de planejamento é amplamente adotada com o intuito de servir como base para o gerenciamento ambiental como um todo, integrando as entidades político-administrativas para que consigam coordenar suas ações adotando uma base técnica para a tomada de decisões, onde possa defender os interesses comuns (SILVA¹, 2005 apud CORREA et al., 2017).

3.3 Os ecossistemas fluviais: características e teorias ecológicas

O ecossistema representa a unidade funcional básica na Ecologia abrangendo os seres vivos e seu ambiente abiótico, seu funcionamento resulta da interação das atividades dos seres

¹ SILVA, A.L.M. 2005. Direito do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais. 784p.

vivos assim como das transformações físicas e químicas da energia e matéria no solo, atmosfera e água influenciados pelo clima e outros fatores físicos, todos estes componentes influenciam as propriedades do outro, sendo esta interação necessária para a manutenção da vida na Terra (ODUM, 2004; RICKLEFS, 2010).

Os ecossistemas fluviais são estudados no âmbito da Limnologia, esta é uma ciência atrelada ao estudo da Ecologia no qual estuda o conjunto das águas continentais incluindo as represas, lagos, rios, lagoas, áreas pantanosas, lagoas salinas e também estuários. A limnologia é considerada uma ciência integradora e inclusiva cujo objetivo é a compreensão científica das variações espaciais e temporais além da física, química e biologia como também da interação desses componentes nos sistemas aquáticos continentais (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

Os estudos sobre ecossistemas fluviais também chamados de ecossistemas lóticos² passaram a ter uma abordagem holística somente a partir do final do século passado, quando estes ecossistemas começaram a ser vistos como resultado das combinações interdependentes das paisagens terrestre e aquática; a análise ecossistêmica passou a ser utilizada como ferramenta de estudo e a unidade básica de estudo adotada passou a ser a bacia hidrográfica (OLIVEIRA, 2003; BOTINNO, 2008).

Os rios são componentes dos ecossistemas aquáticos de água corrente, associados a lugares de erosão, transporte e deposição de materiais, sendo a água transportada pelos rios intimamente ligada com o ciclo hidrológico (PÉREZ; RESTREPO, 2008)

O ciclo hidrológico é responsável por influenciar diretamente a composição biótica, a estrutura e a função dos ecossistemas fluviais. A variação intra-anual das condições hidrológicas promove mudanças nas características do ambiente físico como a temperatura da água, o teor de oxigênio e o tamanho das partículas de substrato refletindo no regime do ciclo de vida de muitas espécies ribeirinhas, estas variações desempenham um papel importante na dinâmica populacional influenciando o sucesso reprodutivo, a perturbação natural e a competição entre os seres vivos que habitam estes ambientes (RICHTER, 1996; ALLAN, CASTILLO, 2007).

Os ecossistemas fluviais possuem corrente de água com movimento permanentemente horizontal e unidirecional em direção a foz além de uma intensa interação com sua bacia hidrográfica (TUNDISI; TUNDISI, 2008).

² Os termos: ecossistemas fluviais, ecossistemas lóticos e rios se tratam de ambientes caracterizados por águas continentais com fluxo de água corrente.

Para Wetzel (2001) as características dos ecossistemas fluviais são extremamente diversificadas, além do fluxo unidirecional, as águas correntes são lineares e ocupam uma parte muito pequena da área total da bacia de drenagem; os substratos e a morfologia do canal tendem a ser instáveis e passam por constantes mudanças como resultado da ação erosiva do fluxo da água; o aporte de matéria orgânica que sustenta o metabolismo em riachos anualmente se origina de fontes alóctones promovendo uma alta heterogeneidade espacial e temporal entre muitos parâmetros.

Nos ecossistemas fluviais existe uma grande variabilidade de características físicas, químicas e biológicas entre diferentes rios e córregos e, como resultado, a generalização é mais difícil do que em ambientes lênticos, embora as funções biológicas básicas sejam similares entre a biota de lagos e rios, grande parte da biota ribeirinha têm adaptações especializadas às condições dentro da água corrente (WETZEL, 2001).

Algumas teorias ecológicas referentes ao funcionamento dos ecossistemas fluviais foram elaboradas com a finalidade esboçar conceitualmente a estruturação dos fenômenos ecológicos que regem este sistema, estas teorias são de suma importância para o bom entendimento, estudo e análise, fornecendo a estruturação teórica necessária a abordagem ecossistêmica das bacias hidrográficas (OLIVEIRA, 2003; BARBOSA, 2003; CALIJURI; BUBEL, 2006).

As principais teorias ecológicas que descrevem características dos ambientes fluviais foram elaboradas a partir da década de 80 servindo como base de entendimento em relação as características destes sistemas em suas bacias hidrográficas, no qual se destacam: 1) Teoria do Contínuo Fluvial – *River Continuum Concept* (VANNOTE et al., 1980); 2) Teoria da Descontinuidade Serial - *Serial Discontinuity Concept* (WARD & STANFORD, 1983); 3) Teoria do Espiralamento de Nutrientes – *Nutrient Spiralling Concept* (ELWOOD et al., 1983); 4) Teoria do Pulso de Inundação - *Floodpulse Concept* (JUNK et al, 1989); 5) Teoria das Quatro Dimensões em Ecossistemas Lóticos - *Four-Dimensional Concept* (WARD, 1989); 6) Teoria do Domínio de Processos - *Process Domain Concept* (MONTGOMERY, 1999) (BUBEL, 1998; ROCHA; ROCHA, 2007; MOCCELLIN, 2010; SIQUEIRA; SILVA, 2011; GARCIA, 2013; RÔDAS, 2013).

Bottino (2008) e Garcia (2013) acrescentam ainda as considerações de Rice, Greenwood e Joyce (2001) sobre o conceito de *Descontinuidade de Ligação* e Barbosa (2003) cita conceito da *Imparidade com o descontínuo fluvial* de Poole (2002).

A teoria de Vanotte et al. (1980) intitulada de “*The River Continuum Concept*” (conceito do contínuo fluvial) considerou que desde as cabeceiras até a jusante os sistemas

fluviais apresentam um gradiente ecológico contínuo em seu perfil longitudinal incluindo largura, profundidade, velocidade, volume de fluxo e temperatura, essas variações contínuas nas condições físicas do sistema fluvial provocam uma contínua adaptação nas comunidades bióticas que resulta em diferentes padrões de transporte, utilização e armazenamento da matéria orgânica ao longo do sistema fluvial. De acordo com essa teoria os rios podem ser divididos em três segmentos ou zonas geomorfológicas distintas: as nascentes ou cabeceiras; médio curso e o baixo curso.

De acordo com Greathouse e Pringle³ (2006 apud Siqueira e Henri-Silva, 2011, p.4) esta teoria foi desenvolvida especificamente em referência a ecossistemas fluviais imperturbáveis, ou seja, em sistemas fluviais isentos de atuação antrópica, outros ecossistemas lóticos com características distintas podem desviar-se deste modelo geral, considerando também os aportes pontuais e difusos que podem perturbar o equilíbrio deste sistema tornando a aplicação desta teoria como limitada. Para Cain et al. (2018) o conceito do rio contínuo fornece uma base para estudos sobre a organização biológica em cursos d'água mesmo tendo algumas limitações.

Ward e Stanford (1983) propõem o “*Conceito da Descontinuidade Serial*”, segundo os autores este conceito esboça uma construção teórica que vê os represamentos como grandes rupturas de gradientes longitudinais de recursos ao longo dos cursos fluviais, desconsiderando outros fatores como a poluição, considerando apenas as barragens que promovem mudanças a jusante e a montante nos padrões e processos bióticos e abióticos ocasionando mudanças no perfil do sistema promovendo novos comportamentos e novos gradientes dentro do sistema, a direção e a extensão destas mudanças dependem da variável de interesse e da posição da barragem ao longo do rio contínuo. Em 1995 os mesmos autores complementam o conceito acrescentando a perspectiva lateral considerando as interações entre o canal principal e a planície de inundação.

Segundo a Teoria do Espiralamento de Nutrientes de Newbold et al. (1982) a ciclagem de nutrientes em ambientes lóticos ocorre de forma diferente em relação a ciclagem que ocorre no ambiente terrestre, pois devido ao movimento unidirecional dos sistemas lóticos este fenômeno é impossibilitado de ocorrer em ciclos, ocorrendo em forma de espiral (S), onde a concentração dos nutrientes (forma inorgânica dissolvida) é incorporada nos

³ GREATHOUSE, E.; PRINGLE, C.M. Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**. 63:134-152, 2006.

organismos e detritos no decorrer do transporte horizontal ao longo da coluna d'água sendo novamente circulados à montante.

Junk et al. (1989) apontam que o conceito do contínuo fluvial apresenta duas limitações básicas: (1) foi desenvolvido considerando os canais em região com clima temperado, mas foi extrapolado para rios em geral; e (2) foi baseado em um conceito que foi elaborado para a bacia hidrográfica em um sentido geomorfológico, mas na verdade estava restrito a habitats permanentes e lóticos, não considerando o significado biológico do processo dentro dos habitats aquáticos sazonais das várzeas apresentando em contrapartida o “*Conceito do Pulso de Inundação*”.

Para Junk et al. (1989) o pulso de inundação é a principal força que controla a biota nas várzeas do rio, a troca lateral entre a planície de inundação e o canal do rio e a ciclagem de nutrientes dentro da planície de inundação promove um impacto direto na biota, os pulsos de inundação são formados a partir de condições geomorfológicas e hidrológicas variando de previsível a imprevisível tendo curta e longa duração. Pulsos curtos e geralmente imprevisíveis ocorrem em riachos de baixa ordem ou sistemas modificados pelo homem. Como os pulsos de canais de baixa ordem são breves e imprevisíveis, os organismos têm adaptações limitadas para a utilização direta da zona de transição aquática / terrestre (ATTZ), embora os organismos aquáticos se beneficiem indiretamente do transporte de recursos para o ambiente lótico. Por outro lado, um pulso previsível de longa duração promove nos organismos adaptações e estratégias para melhor utilizar os atributos da ATTZ. Em um sistema lótico com planície de inundação em climas temperados, subtropicais ou tropicais a maior parte da produtividade da biota advém diretamente ou indiretamente das trocas laterais com a planície de inundação e não do transporte rio abaixo de matéria orgânica proveniente das partes mais altas da bacia conforme descrito na teoria do contínuo do rio.

De acordo com Ward (1989) os ecossistemas lóticos possuem um alto nível de heterogeneidade espaço-temporal que se manifesta como vias interativas ao longo de quatro dimensões. A dimensão longitudinal integra as ligações jusante a montante; as trocas de matéria e energia entre o canal e a planície de inundação ocorrem ao longo da dimensão lateral; a dimensão vertical, que tem um componente lateral hiporréico, incorpora interações entre o canal e as águas subterrâneas contíguas. A quarta dimensão, o tempo, sobrepõe uma hierarquia temporal sobre as três dimensões espaciais, a força da interação ao longo de uma única dimensão pode variar em função da posição ao longo de outras dimensões.

Montgomery (1999) discute a influência do contexto geomorfológico na variabilidade espacial e temporal do habitat físico nos ecossistemas aquáticos propondo o “*Conceito de*

Domínios de Processo’. Sendo outra teoria alternativa à teoria do contínuo fluvial, o autor argumenta que a interação do clima, geologia e topografia são dominantes nos processos de formação das características do habitat físico e que estes podem ser muito mais semelhantes entre locais dentro de uma mesma unidade litológica mas em diferentes bacias hidrográficas e serem distintos entre locais em duas unidades diferentes na mesma bacia hidrográfica.

Rice et al. (2001) discorrem sobre a interferência dos tributários sobre as tendências longitudinais ocasionando um descontínuo fluvial, neste sentido os autores mostram que os impactos da entrada dos afluentes são numerosos e complexos e que variam em função do tempo e do tipo dos tributários. Os autores destacam que os principais efeitos que ocorrem são as mudanças abruptas no volume de água, mudanças no tipo do sedimento e nas características limnológicas da água que por sua vez, têm implicações para várias características importantes do habitat, em parte por meio do ajuste da forma do canal (declive, largura, profundidade), caráter do leito (tamanho, classificação, forma) e hidráulica do canal (velocidade aproximada do leito).

Poole (2002) propõe o conceito da Imparidade com o Descontínuo Fluvial, na visão deste autor os rios são considerados sistemas ímpares, ou seja, estruturalmente e funcionalmente únicos dentro de sua bacia hidrográfica. O autor descreve ainda que as bacias são formadas por manchas (*patches*) formadas pela interação de atributos bióticos e abióticos no qual atuam na caracterização de cada segmento do canal fluvial, por esta dinâmica de interações um rio nunca conseguiria ser um contínuo, pois estas manchas inter-relacionam distintamente no seu contexto de atuação.

Neste sentido um determinado rio ou uma seção do mesmo não é um sistema isolado, são ecossistemas abertos com dinâmica de importação e exportação de nutrientes, energia e água, tudo o que entrar em seu trecho superior irá afetar seu trecho inferior, deste modo, os ecossistemas lóticos são caracterizados por uma grande variabilidade e complexidade de parâmetros bióticos e abióticos, tornando-os essencialmente dinâmicos (SILVEIRA, 2004).

3.4 Características limnológicas dos ambientes aquáticos continentais

As características físicas, químicas e biológicas das águas são determinadas em função dos ambientes naturais e antrópicos onde as águas se originam, circulam ou ficam estocadas (REBOUÇAS, 1999).

As propriedades físicas, químicas e biológicas da água são influenciadas por vários fatores como a climatologia, topografia, pedologia, geologia característica da área de

drenagem e também pela vegetação característica da bacia (SOUZA; TUNDISI, 2000) sendo os fatores geológicos unidos aos usos do solo na bacia os fatores que mais influenciam na qualidade da água de um sistema lótico WHITFIELD ⁴ (1983) apud SOUZA e TUNDISI (2000).

As reações entre rocha, solo e água influenciam a composição química das águas; rochas e solos de natureza distinta regulam os parâmetros físico-químicos, bem como a concentração dos diversos elementos químicos dos cursos de água localizados em diferentes litologias (ANDRADE et al., 2009).

Juntamente com esses fatores as características da água são influenciadas ainda pela contribuição das águas subterrâneas e as flutuações nos níveis fluviométricos (FRITZSONS et al., 2003), sendo a variação do fluxo nos canais fluviais um fator que promove tanto a concentração de alguns compostos como também a diluição de outros (FRITZSONS et al., 2009).

Sendo assim, a interação destes atributos condiciona a quantidade de sedimentos e os gradientes dos compostos químicos que são carregados nos corpos d'água conferindo as características de sua qualidade (GONÇALVES, 2011). Portanto ao analisar as características da água de uma bacia hidrográfica é adequado considerar as interações dos corpos d'água com os demais componentes do ambiente como o meio físico, biótico e antrópico (MOTA, 2008).

O termo qualidade da água não se refere a um grau de pureza absoluto, mas sim que suas características estejam o mais próximo possível do natural, ou seja, como antes do contato da água com os elementos antrópicos, semelhante a como se encontra nas nascentes; o grau de pureza desejável é variável conforme o uso ao qual se destina (BRANCO, 1991; GONÇALVES, 2011).

O monitoramento das características limnológicas da água é uma ação de extrema importância não somente para fins de abastecimento público, mas também para subsidiar as ações voltadas a conservação da natureza; no entanto, em função da diversidade e complexidade dos ecossistemas fluviais não há um padrão ou um único indicador de qualidade de água que seja aplicável a qualquer sistema hídrico (TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

⁴ WHITFIELD, P.H. Regionalization of water quality in the upper Fraser river basin, Bristh Columbia. **Water Reserach**, v. 17, n.9, p. 1053-1066, 1983.

Neste sentido o monitoramento das características limnológicas em bacias hidrográficas atua como uma forma de investigação; o modo ao qual se comportam as variáveis analisadas demonstram como o corpo hídrico responde as atividades desenvolvidas na bacia hidrográfica (SILVA; ARAÚJO, 2014).

As propriedades físico-químicas e biológicas em um ambiente aquático pode ser determinada por diferentes métodos, como através de medidas quantitativas de parâmetros físicos e químicos tanto na água, no material particulado e também nos organismos ali presente; testes bioquímicos/biológicos (medidas de DBO e testes de toxicidade), como também através de medidas qualitativas tais como, índices bióticos, aspectos visuais, inventário de espécies etc. A aplicação destes métodos é realizada no campo e no laboratório nos quais produzem vários tipos de informações fornecendo diferentes interpretações técnicas (MEYBECK; HELMER, 1992).

A resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 de 17 de março 2005 instituiu parâmetros e variáveis a serem adotadas nos processos de análise da qualidade e enquadramento dos corpos d'água em todo o território brasileiro (BRASIL, 2005), desde a sua implantação esta resolução vem sendo tomada como referência para diversas pesquisas acadêmicas (CUNHA et al., 2013).

Segundo a referida resolução as águas doces são classificadas em: classe especial, classe 1, classe 2, classe 3 e classe 4. As águas de classe especial podem ser destinadas ao consumo humano desde que haja desinfecção além de contribuírem com a preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas e a preservação dos ambientes aquáticos em Unidades de Conservação de proteção integral; as águas de classe 1 podem ser destinadas ao consumo humano após tratamento simplificado como também contribuírem para a proteção das comunidades aquáticas, podendo ser utilizadas para recreação de contato primário e irrigação de hortaliças e frutas que são consumidas cruas e também para a proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

As águas de classe 2 podem ser utilizadas para o consumo humano após tratamento convencional, proteção das comunidades aquáticas, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças, frutas, parques, jardins com os quais haja contato primário, aquicultura e atividade de pesca; as águas de classe 3 poderão ser destinadas ao abastecimento humano somente após tratamento convencional ou avançado, para irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, pesca amadora, recreação de contato secundário e dessedentação animal e as águas classe 4 somente para atividades de navegação e harmonia paisagística (BRASIL, 2005).

Para o levantamento das características limnológicas dos ambientes lóticos existem muitos parâmetros a serem analisados, no qual é possível elencar entre os parâmetros físicos (temperatura, turbidez, condutividade elétrica e material em suspensão total), parâmetros químicos (pH e oxigênio dissolvido) e nutrientes (fósforo total e nitrogênio amoniacal).

A temperatura é um fator de grande importância na estruturação e distribuição das comunidades bióticas em ecossistemas lóticos, os fatores fisiográficos influenciam a variação de temperatura, tais como: latitude, altitude, gradiente longitudinal do rio e sombreamento da mata ciliar, rios de maior altitude e rios de cabeceira tendem a possuir temperaturas mais baixas. Com o corte da vegetação ripária, há um aumento da temperatura da água, diminuindo a capacidade de solubilização do oxigênio, a elevação da temperatura também aumenta a taxa em que os nutrientes aderidos aos sólidos suspensos são convertidos em formas (solúveis) prontamente disponíveis, como no caso do fósforo. Isto tem implicações sobre o processo de eutrofização, pois com uma maior oferta de nutrientes para os produtores primários (algas e fitoplâncton), maior será o seu crescimento e taxa de consumo de oxigênio (através da respiração), provocando um aumento da matéria orgânica e a queda da concentração de oxigênio dissolvido na água (SILVEIRA, 2004).

De acordo com Von Sperling (2005) a turbidez é caracterizada pelo nível de interferência da passagem de luz através da água, ocasionada pelos sólidos em suspensão, ocorrendo de forma natural através das partículas de rocha, argila, silte, algas e outros microrganismos.

A turbidez ocasionada na água pelo aporte de materiais externos é denominada de alóctone e a produzida dentro do mesmo corpo d'água é denominada de autóctone; os ecossistemas aquáticos tropicais especialmente os rios de baixas altitudes são caracterizados por serem muito turvos em função do arraste de materiais ocasionados pela lixiviação que é comum nestas regiões, a turbidez da água se relaciona com a transmissão de luz no qual incide diretamente na produção primária e no fluxo de energia dentro do ecossistema (PÉREZ; RESTREPO, 2008).

A erosão das margens dos canais fluviais acentuada pela má conservação do solo é um dos exemplos que justificam o aumento da turbidez na água, o despejo de efluentes domésticos e industriais também ocasionam elevações nos níveis de turbidez por ação antropogênica (CETESB, 2017).

A condutividade elétrica é um parâmetro que possui relação com os valores de sólidos totais dissolvidos, este parâmetro é utilizado na tentativa de compreender as relações edáficas, a produtividade e o metabolismo em um corpo d'água, a alta diversidade de espécies é

encontrada onde há baixa condutividade e vice-versa, a condutividade é considerada uma medida conservativa pois águas com grandes quantidades iônicas aumentam a condutividade, que por sua vez torna-se um fator limitante para a vida de muitas espécies devido a uma maior pressão osmótica (PEREZ; RESTREPO, 2008)

Os valores expressados pela condutividade elétrica demonstram a capacidade que a água possui para conduzir corrente elétrica, representando uma medida indireta da concentração de poluentes, esses valores estão relacionados com as concentrações iônicas indicando a quantidade de sais presentes na coluna d'água, os valores desta variável conseguem indicar se há modificações na concentração mineral, porém não indica quais minerais e nem a quantidade relativa dos componentes; conforme aumenta a presença de sólidos dissolvidos na água, a condutividade aumenta também, níveis superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ demonstram ambientes impactados (CETESB, 2017).

Os valores de condutividade elétrica nos rios tropicais estão mais relacionados com a natureza geoquímica do terreno cujos os valores são alterados principalmente nas épocas de cheia e seca como também variam em relação ao seu estado trófico (PÉREZ; RESTREPO, 2008).

O material em suspensão total são materiais transportados pela correnteza, são originados a partir da matéria orgânica como detrito, ou de origem aluvial, restos de rocha, argila, areia e semelhantes, estes sólidos suspensos podem ser vistos a olho nu como pequenas partículas ocasionando a turbidez da água. Do ponto de vista ecológico, águas com grandes quantidades de material em suspensão também é considerada um fator limitante para o ecossistema aquático, já que impede a passagem de raios solares e danifica e bloqueia o sistema de troca gasosa nos animais aquáticos (PÉREZ; RESTREPO, 2008).

O pH representa a concentração de íons hidrogênio indicando uma condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água, por origem natural os íons hidrogênio provém da dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica e fotossíntese e por origem antropogênica por efluentes domésticos e industriais (VON SPERLING, 2005).

Os íons de hidrogênio, devido à sua alta reatividade, dissolvem minerais das rochas e dos solos, intensificando as propriedades solúveis naturais da água, em altas concentrações, eles afetam as atividades da maioria das enzimas e têm outras consequências geralmente negativas para os processos fisiológicos das diversas espécies (RICKLEFS, 2010).

O oxigênio dissolvido é o parâmetro mais importante na avaliação da saúde dos corpos d'água, sendo o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos (VON SPERLING, 2005).

Este elemento é essencial para o metabolismo de todos os organismos aquáticos aeróbios, a solubilidade e a dinâmica de distribuição do oxigênio na água são fundamentais para a compreensão da distribuição, comportamento e crescimento dos organismos aquáticos (WETZEL, 2001).

As principais fontes do oxigênio na água provêm da atmosfera e da fotossíntese, as perdas são ocasionadas pelo consumo em função da decomposição de matéria orgânica (oxidação), perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos e oxidação de íons metálicos como, por exemplo, o ferro e o manganês (ESTEVES, 1998).

O fósforo é um dos principais elementos para os sistemas biológicos, esta importância deve-se à participação deste elemento em processos fundamentais do metabolismo dos seres vivos, sendo na maioria das águas continentais o principal fator limitante de sua produtividade, em níveis elevados este elemento é principal responsável pela eutrofização artificial destes ecossistemas. A fonte natural de fósforo provém das rochas da bacia de drenagem que constituem a fonte básica de fosfato para os ecossistemas aquáticos continentais, outros fatores naturais que permitem o aporte de fosfato podem ser apontados, como: material particulado presente na atmosfera e o fosfato resultante da decomposição de organismos de origem alóctone (ESTEVES, 1998).

Em comparação com os demais nutrientes o fósforo é o menos abundante e ao mesmo tempo é o fator mais limitante na produtividade primária, o fósforo é o principal constituinte das moléculas mais essenciais para a vida como o ATP, o DNA e RNA (ESTEVES, 1998; PEREZ, RESPREPO, 2008)

O aumento da carga de fósforo em águas naturais ocorre principalmente devido as descargas de esgotos sanitários, sendo a matéria orgânica fecal e os detergentes de uso doméstico as principais fontes, efluentes de indústrias como de fertilizantes, pesticidas e químicas em geral, além dos frigoríficos e laticínios e também as águas drenadas das áreas agrícolas e urbanas acarretam o aumento do fósforo em águas naturais (CETESB, 2017).

O nitrogênio amoniacal é formado durante o processo de decomposição da matéria orgânica dissolvida e particulada, o processo de decomposição é realizado tanto de forma aeróbia como anaeróbia da parte nitrogenada por organismos heterotróficos, sendo o sedimento o principal sítio de realização deste processo, no meio aquático, especialmente em

valores de pH ácido e neutro, o nitrogênio amoniacal formado é instável e em pH alcalino pode ser difundido para a atmosfera (ESTEVEZ, 1998).

A nitrogênio amoniacal é um tóxico bastante restritivo à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. Além disso, o nitrogênio amoniacal provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidado biologicamente (CETESB, 2017).

3.5 Uso do solo e cobertura da terra e suas interferências nos fluxos naturais

O conceito de cobertura da terra está atrelado ao tipo de elemento físico que é observado na superfície terrestre (tipo de vegetação, características do terreno, corpos hídricos, pavimentação etc.), a interpretação do uso da terra, é feita através da associação da cobertura da terra com os vários tipos de uso em função das atividades humanas que são destinadas a uma determinada área da superfície terrestre, por exemplo, a cobertura florestal de uma determinada área pode estar relacionada a uma área de conservação como também a uma área de extração, portanto, diferentes tipos de uso da terra podem estar associados há um certo tipo de cobertura (BRONDÍZIO, 2014).

O mapeamento da cobertura e do uso da terra assume significativa importância quando é requerida a necessidade de realizar estudos voltados para a compreensão da paisagem (SEABRA; CRUZ, 2013).

Para identificação dos elementos que compõem o uso e cobertura da terra o tipo de informação mais acessível que permite esta visualização é através da interpretação de imagens de satélite, a sintetização destas informações pode ser realizada através de mapas, este tipo de mapeamento é de grande importância, servindo como orientação à ocupação da paisagem sendo uma ferramenta de planejamento ambiental (LEITE; ROSA, 2012).

A classificação dos tipos de uso da terra tem por objetivo associar em grupos objetos em conglomerados análogos “de acordo com um sistema ou método de avaliação, os quais estão relacionados às abstrações mentais e a subjetividade do autor levando em consideração as suas necessidades de apresentação do real” (CRIADO, 2012, p.68).

As mudanças no uso e cobertura da terra promovem complexas interações entre os sistemas naturais e sociais como também promove uma transformação da paisagem, a complexidade destas interações é decorrente da variabilidade dos fatores socioeconômicos juntamente com as características diversas do meio físico e biótico (MEIRELLES et al., 2007).

Os arranjos que condicionam o uso do solo e a cobertura da terra em uma determinada área promovem importante influência sobre as características da água (superficial e subterrânea) e os ecossistemas aquáticos que compõem uma bacia hidrográfica; existem diversos problemas correlacionados com a qualidade da água causados pelo incorreto ordenamento do uso do solo, bem como a urbanização, atividades industriais e agrícolas desenvolvidas em uma bacia sem o correto planejamento e execução (PAULA et al., 2010; MENEZES et al., 2016).

Gonçalves et al. (2015) elucidam que uma das maneiras de proteger o equilíbrio da dinâmica de uma bacia hidrográfica e consequentemente a integridade das águas superficiais de sua rede de drenagem, é através da preservação da vegetação natural, diante das ações de preservação é possível assegurar a estabilidade e a resiliências do solo e dos canais fluviais perante transformações tanto de origem natural quanto antrópica.

Deste modo, a vegetação ripária encontrada no entorno dos canais fluviais representa suma importância na conservação destes canais, retendo parte dos sedimentos e amortecendo a força das águas advindas do escoamento superficial (RODRIGUES et al., 2015).

Dentre os vários tipos de uso e cobertura da terra em uma bacia hidrográfica, a proximidade do uso urbano a diferentes canais fluviais configura uma importante fonte de impactos; estas transformações nos canais fluviais podem decorrer do escoamento das áreas urbanas a partir do carreamento de diferentes tipos de componentes sólidos e substâncias dissolvidas relacionadas aos tipos de atividades humanas desenvolvidas na extensão da área urbana. Ainda assim, existe a problemática dos efluentes domésticos e industriais parcialmente ou não tratados que são direcionados aos canais fluviais nas proximidades das áreas urbanas (BOLLMANN, MARQUES, 2006; LOLLO, 2016).

No que tange o uso do solo agrícola, as características das águas de escoamento superficial destas áreas estão atreladas aos tipos das culturas cultivadas, ainda assim, conforme a cultura, há variação dos períodos de preparo da terra, a necessidade de aplicação de produtos químicos diversos e o período de colheita (SANTOS et al., 2008).

Em áreas onde há o predomínio da cultura temporária, após o período de colheita o solo tende a ficar exposto por um determinado período de tempo. As áreas de solo exposto e pastagem por não possuírem uma cobertura vegetal densa e de porte arbóreo apresentam maior susceptibilidade aos processos erosivos e ao carreamento de materiais e substâncias e com isso acarretando problemas como o assoreamento dos canais fluviais e dificultando os processos de infiltração e recarga dos aquíferos (RODRIGUES et al., 2015).

4.2. Geologia

O substrato geológico aflorante na Bacia do rio do Aguapeí é constituído por rochas vulcânicas e sedimentares da Bacia do Paraná de idade mesozoica e depósitos aluvionares de idade cenozoica, sua coluna estratigráfica apresenta respectivamente da base para o topo a seguinte sequência de formações geológicas: Grupo Bauru: Formação Caiuá, Santo Anastácio, Adamantina e Marília (SÃO PAULO, 2010). Sobrepondo – se ao Grupo Bauru encontram-se sedimentos aluvionares Cenozoicos Quaternários, além dos sedimentos coluvionares e aluvionares holocênicos (BOIN, 2000).

As unidades litoestratigráficas que abrangem os limites do PEA, sua zona de amortecimento e a área das sub-bacias dos afluentes estudados são: Formação Santo Anastácio (Ksa), Formação Adamantina (Ka) e os depósitos aluviais cenozoicos (Qa).

Os arenitos da Formação Santo Anastácio afloram na área de estudo nas áreas que acompanham as cotas mais baixas do vale do rio Aguapeí, esta formação é caracterizada por arenitos marrom-avermelhado e arroxeados de granulação muito fina a média, constituídos predominantemente por quartzo, feldspato e calcedônia (SÃO PAULO, 2010); os grãos são subangulosos a subarredondados, foscos e encobertos por película de óxido de ferro (CPRM, 2006).

A Formação Adamantina (Ka) ocorre na maior parte do Planalto Ocidental Paulista com exceção das porções mais baixas, dos vales dos rios onde a erosão removeu seus sedimentos. Recobre as Formações Serra Geral, Caiuá e Santo Anastácio e é recoberta pela Formação Marília e depósitos cenozoicos (BOIN, 2000).

Os sedimentos da Formação Adamantina têm seus grânulos mais finos e melhor selecionados do que os da Formação Santo Anastácio, contendo micas e mais raramente feldspatos, sílica amorfa e minerais opacos (SÃO PAULO, 2010).

Depósitos Cenozoicos constituem os depósitos nas margens, fundos de canal e planícies de inundação de rios, as areias, cascalheiras, siltes, argilas e, localmente turfas são resultantes dos processos de erosão, transporte e deposição a partir de áreas diversas (CPRM, 2006).

4.3 Rede de drenagem

A bacia hidrográfica do Rio Aguapeí é caracterizada pelo padrão de drenagem dendrítico, qualificada como arborescente, pois seu desenvolvimento assemelha-se à

configuração de uma árvore, os canais são classificados como rios consequentes, pois correm segundo a direção do mergulho das camadas geológico-geomorfológicas (MANOEL; ROCHA, 2017).

A porção do baixo Aguapeí é composta por 10 municípios e 24 sub-bacias principais que totalizam uma área de drenagem de 4.853,40 Km², onde estão inseridos o Córrego Volta Grande, Córrego Independência, Córrego do Macaco, Córrego Taquara Branca, Córrego Pau d'Alho, Ribeirão Galante, Ribeirão Nova Palmeira, Ribeirão Taquaruçu, Córrego do Indaiá, entre outros (CBH-AP, 2008; 2019).

4.4 Geomorfologia

A área de estudo está situada no Planalto Ocidental, que compreende ampla região ocupada por relevos monótonos de colinas e morretes (BOIN, 2000). Nos limites do PEA e de sua zona de amortecimento predominam as planícies aluviais, colinas amplas e médias e terraços fluviais (SÃO PAULO, 2010).

As planícies aluviais são terrenos baixos e planos que ocorrem junto as margens dos rios, são áreas sujeitas periodicamente a inundações; os terraços fluviais são terrenos horizontais levemente inclinados junto as margens dos rios, adjacente as várzeas e não inundáveis (CBH-AP, 1997).

Nas colinas amplas predominam interflúvios de área superior a 4 km², com topos extensos e aplainados e vertentes com perfis retilíneos a convexos, a drenagem é de baixa densidade com padrão subdendrítico. Nas colinas médias predominam interflúvios com áreas de 1 a 4 km², topos aplainados e vertentes de perfis que vão de convexos a retilíneos, sua drenagem é de média a baixa densidade com padrão subretangular, assim como nas colinas amplas possui vales abertos e fechados, planícies aluviais restritas e eventuais lagoas perenes e intermitentes (CBH-AP, 1997).

A hipsometria da área de estudo apresenta cotas de altitude que variam entre 220 m e 420 m, é composta por relevo plano e pouco dissecado, caracterizado por canais de drenagem (córregos e rios) escassos e pouco profundos. A declividade apresenta uma variância de 3% a 12% com o predomínio das classes de declividade entre 3% a 6% sendo considerado o relevo como suave ondulado (SANTOS, 2017).

4.5 Pedologia

Os tipos de solos presente na área de estudo segundo o Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado por Instituto Florestal (2017), a partir de cartas-base em escala de 1:250.000 nos limites do PEA são: Gleissolo Háplico e Planossolo Háplico; e nos limites da zona de amortecimento: Latossolo Vermelho, Argissolo Vermelho-Amarelo, Gleissolo Háplico e Planossolo Háplico (ROSSI, 2017).

Segundo a classificação da Embrapa (2006) as características dos referidos tipos de solo são:

Os Gleissolos são solos hidromórficos constituídos por material mineral e encontram-se permanentemente ou periodicamente saturados por água, apresentam forte gleização em função do ambiente redutor livre de oxigênio dissolvido, possui textura arenosa somente nos horizontes superficiais e desenvolvem-se sob sedimentos recentes nas proximidades de cursos d'água e em materiais colúvio-aluviais.

Os Planossolos são constituídos por material mineral, são solos mal drenados com horizonte superficial ou subsuperficial aluvial com presença de argila nos horizontes subsuperficiais, os solos desta classe podem ou não ter horizonte cálcico, caráter carbonático, duripã, propriedade sódica, solódica, caráter salino ou sálico ocorrendo preferencialmente em áreas de relevo plano ou suave ondulado, onde as condições ambientais e do próprio solo favorecem vigência periódica anual de excesso de água, mesmo que de curta duração.

Os Latossolos são constituídos por material mineral e em avançado estágio de intemperização, são solos bem drenados e em geral fortemente ácidos com baixa saturação por bases, distróficos e alumínicos, São típicos das regiões equatoriais e tropicais, ocorrendo também em zonas subtropicais, distribuídos, sobretudo, por amplas e antigas superfícies de erosão ou terraços fluviais antigos, normalmente em relevo plano e suave ondulado, embora possam ocorrer em áreas mais acidentadas, inclusive em relevo montanhoso. São originados a partir das mais diversas espécies de rochas e sedimentos, sob condições de clima e tipos de vegetação os mais diversos.

Os Argissolos são constituídos de material mineral, grande parte dos solos desta classe apresenta um evidente incremento no teor de argila do horizonte superficial para o horizonte B, são de profundidade variável, desde forte a imperfeitamente drenados, de cores avermelhadas ou amareladas, e mais raramente, brunadas ou acinzentadas, são fortes a moderadamente ácidos, com saturação por bases alta ou baixa, predominantemente caulíníticos e com relação molecular Ki, em geral, variando de 1,0 a 3,3.

4.6 Vegetação

De acordo com o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012) na caracterização da vegetação referente à área desse estudo estão presentes as formações da Floresta Estacional Semidecidual, no qual pertence ao Bioma Mata Atlântica, esse tipo de formação florestal tem suas características determinadas em função do clima estacional, onde nos períodos secos, ocorre o repouso fisiológico e a queda parcial da folhagem.

Nas planícies de inundação adjacentes ao rio Aguapeí a vegetação é caracterizada pela formação arbustiva/herbácea de região de várzea. As formações de vegetação de várzea constituem as áreas com maior suscetibilidade à inundações permanentes ou temporárias, geralmente relacionados a terrenos com lençol freático próximo à superfície, em especial as Planícies Aluviais constituídas por Gleissolos. Esta formação é constituída por vegetação de porte baixo, estrutura bastante variável, é capaz de suportar inundações periódicas por estar situado nas baixadas que margeiam os rios. Essas inundações, provocadas durante as estações chuvosas, depositam grande quantidade de material orgânico nas margens dos rios, aumentando a fertilidade de seus solos (SÃO PAULO, 2010).

4.7 A região do Oeste Paulista

O processo de ocupação da região oeste do Estado de São Paulo onde está inserida a bacia hidrográfica do rio Aguapeí foi marcado pela expansão da frente cafeeira juntamente com a expansão da ferrovia a partir da década de 30. O avanço do café na região veio impondo uma forte pressão sobre as áreas de mata nativa, iniciando um processo indiscriminado e em larga escala de destruição da cobertura vegetal do extremo oeste paulista, primeiramente os solos foram ocupados pelo cultivo do café, sucessivamente pelo algodão, amendoim, cana-de-açúcar e os campos de pastagem (BOIN, 2000). As áreas de pastagem destinadas a pecuária dominaram a paisagem até o início do século XXI (SÃO PAULO, 2010; ROVIERO, 2014), sendo convertidas desde então em áreas para o cultivo da cana-de-açúcar, promovendo novas configurações regionais das explorações agropecuárias na região (TRABAQUINI et al., 2017).

Roviero (2014) relata que a expansão do cultivo da cana-de-açúcar no oeste paulista se intensificou a partir do ano 2000, a crescente demanda nacional e internacional pelo açúcar e pelo etanol unidos as características do solo que favorecem o desenvolvimento da cultura,

como também pelo terreno plano no qual favorecem a mecanização, foram os fatores que mais influenciaram a expansão desta monocultura no oeste paulista.

Decorrente de todo este contexto histórico causado pelas atividades humanas, graves problemas ambientais ameaçam o Oeste Paulista dentre eles a poluição das águas superficiais, comprometimento das águas subterrâneas, exaustão e erosão dos solos, assoreamento dos rios e extinção da biodiversidade regional (BOIN, 2000).

Diante deste cenário, uma das formas de resguardar parte destes ecossistemas naturais remanescentes é através da criação das Unidades de Conservação. O oeste paulista possui algumas áreas protegidas como Parque Estadual do Aguapeí, Parque Estadual do Rio do Peixe e o Parque Estadual Morro do Diabo além de uma Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN Foz do Aguapeí), Estação Ecológica Mico-leão-preto e a RPPN Vista Bonita (DATAGEO, 2020).

Dentre as tantas atividades humanas que afetam o equilíbrio da natureza é possível citar ainda neste contexto regional os impactos ambientais decorrentes da formação do lago da Usina Hidrelétrica Engenheiro Sérgio Motta localizada em Porto Primavera –SP; onde a CESP (Companhia Energética de São Paulo) foi responsável através de um termo de ajustamento de conduta (TAC) instituído pelo Decreto Estadual nº 43.269, de 02 de julho de 1998 a criação e implantação do Parque Estadual do Aguapeí (PEA), Unidade de Conservação de Proteção Integral que abrange os municípios de Castilho, São João do Pau d'Alho, Nova Independência, Monte Castelo, Guaraçai e Junqueirópolis (SÃO PAULO, 2010).

Grandes rios como o Aguapeí deságuam no rio Paraná e em suas confluências formam-se banhados e várzeas, lugares sujeitos aos regimes hídricos dos rios, com a formação de ricos ecossistemas. o Rio Aguapeí, atravessa toda a extensão do Parque e constitui o principal acesso para a exploração ecoturística no parque com mais de 49km de extensão. Os alagadiços presentes na foz do rio Aguapeí, lhe conferiram regionalmente o apelido de “Pantaninho Paulista”, em função das características geomorfológicas e a presença de muitas espécies da fauna característica do Pantanal Matogrossense (SÃO PAULO, 2010).

Em relação à fauna, registra-se até o momento um total de 396 espécies de vertebrados no Parque, dos quais 38 são mamíferos, 239 são aves, 23 são anfíbios, 24 são répteis e 72 são peixes. Deste total, 52 espécies encontram-se na lista de espécies ameaçadas e quase ameaçadas de extinção no estado de São Paulo, com base no Decreto 53.494, de 2 de outubro de 2008. Com base no levantamento rápido desenvolvido na fase de elaboração do Plano de Manejo, foram listadas preliminarmente 154 espécies da flora nativa, das quais, 112 são de

porte arbóreo, 27 arbustivas, 7 herbáceas e demais distribuídas entre epífitas e lianas. Entre os atrativos elencados no Plano de Manejo destaca-se a facilidade de observação de integrantes da fauna, em especial, de aves aquáticas e migratórias (SÃO PAULO, 2010).

5. MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

5.1. Localização das seções de amostragem

A área proposta para este estudo compreende as bacias hidrográficas de três canais fluviais que deságuam na zona de amortecimento do Parque Estadual do Aguapeí (PEA). Para o estudo foram efetuadas coletas em 6 seções amostrais, sendo 4 seções localizadas em tributários na zona de amortecimento do Parque e 2 seções amostrais no rio Aguapeí localizadas em duas pontes de acesso de estradas rurais que atravessam o Parque. O primeiro fator que influenciou a escolha das seções foi a acessibilidade da área, a seção C1 está localizada no córrego Nova Palmeira, a seção C2 e C3 estão localizadas no córrego Volta Grande e a seção C4 no córrego Independência. As seções A1 e A2 foram escolhidas como pontos de controle para analisar como são as características do rio Aguapeí antes e depois da entrada dos tributários analisados, as seções de monitoramento estão representadas pela figura 3 e a distribuição espacial das seções de monitoramento está ilustrada na figura 4.

Seção de monitoramento (A1)

Esta seção se encontra sob as coordenadas 21° 15' 33.480" (S) e 51° 25' 13.634" (O) a 281 metros de altitude, está localizada na divisa entre os municípios de Junqueirópolis e Guaraçaí e inserida dentro dos limites do Parque a montante da sede da UC, apresenta vegetação ciliar de porte arbóreo e arbustivo, esta seção é seccionada por estrada rural no qual é utilizada para o escoamento da produção da cana-de-açúcar cultivada no entorno.

Seção de monitoramento (C1)

Esta seção de monitoramento se encontra sob as coordenadas 21° 15' 13.640" (S) e 51° 29' 47.778" (O) a 286 metros de altitude estando localizada no baixo curso do córrego Nova Palmeira. Este canal fluvial possui nascentes localizadas nos municípios de Dracena e Junqueirópolis; percorre aproximadamente 31 Km de sua nascente ao encontro com o rio Aguapeí (SÃO PAULO, 2010).

Seção de monitoramento (C2)

Localizada sob as coordenadas 21° 12' 29.527" (S) e 51° 28' 42.276" (O) a 286 metros de altitude, esta seção de monitoramento se encontra no córrego Volta Grande estando a jusante do ponto de lançamento dos efluentes gerados pelo Centro de Detenção Provisória de Nova Independência. Este córrego percorre aproximadamente 21 km no trecho de sua nascente principal ao ponto de encontro com o rio Aguapeí, a vegetação ciliar ao longo de seu percurso apresenta conectividade com fragmentos florestais de pequeno porte (SÃO PAULO, 2010).

Seção de monitoramento (C3)

Inserida sob as coordenadas 21° 10' 40.573" (S) e 51° 26' 39.995" (O) a 300 metros de altitude, esta seção de monitoramento está localizada no reservatório de água utilizada pela Usina Ipê (Pedra Agroindustrial S/A), estando a montante da seção C2. Este canal possuir vários pontos de fertirrigação no seu entorno, nesta seção o entorno imediato do ponto de amostragem é desprovido de vegetação de porte arbóreo. A água coletada foi amostrada no ladrão que direciona a água do reservatório de volta para o canal fluvial (córrego Volta Grande).

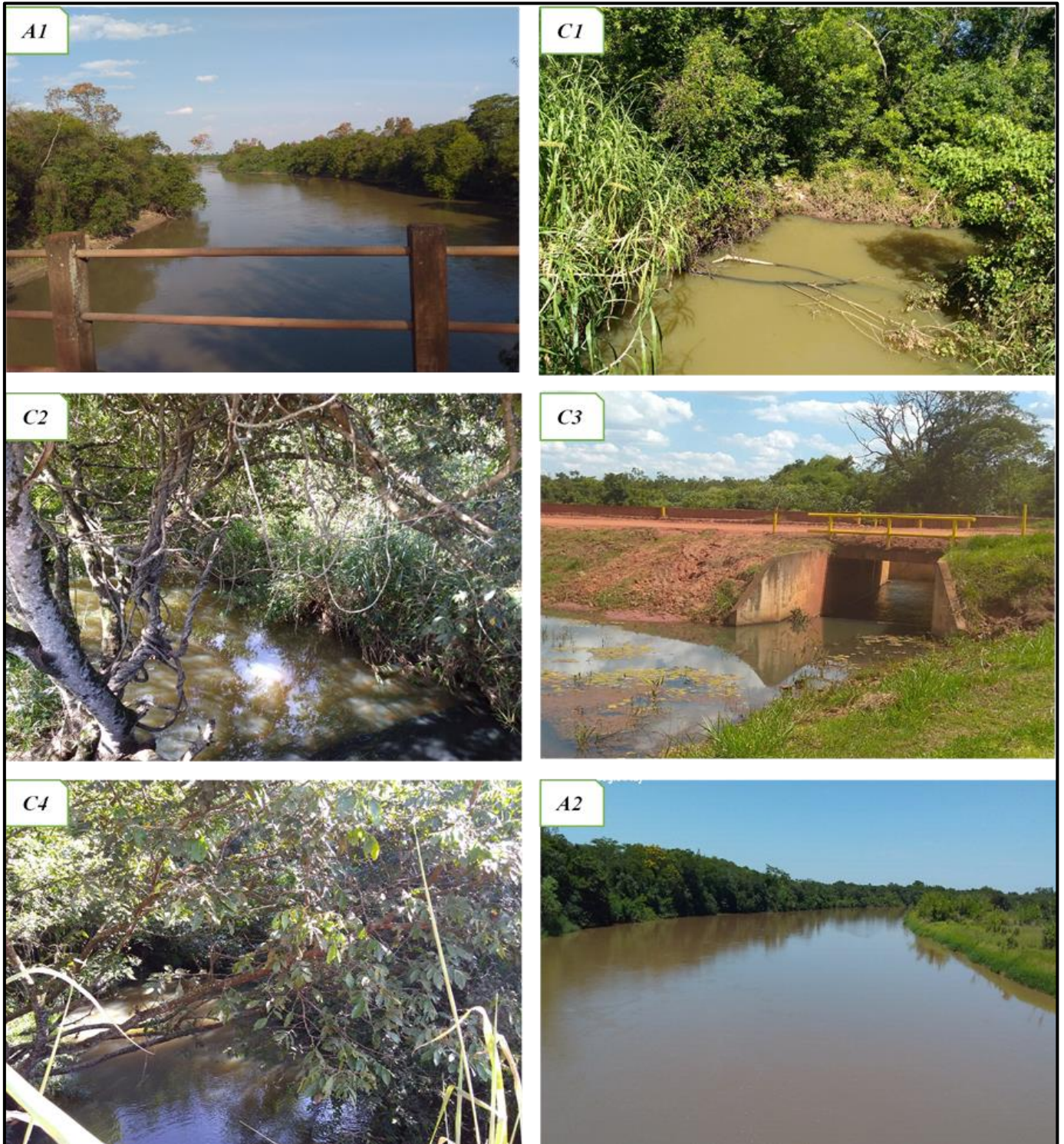
Seção de monitoramento (C4)

Esta seção está sob coordenadas 21° 9' 3.006" (S) e 51° 31' 46.412" (O) a 293 metros de altitude, esta seção de monitoramento está localizada no córrego Independência. Este canal possui sua nascente principal localizada a norte do município de Nova Independência onde percorre aproximadamente 20 km no trecho de sua nascente ao ponto de encontro com o rio Aguapeí (SÃO PAULO, 2010).

Seção de monitoramento (A2)

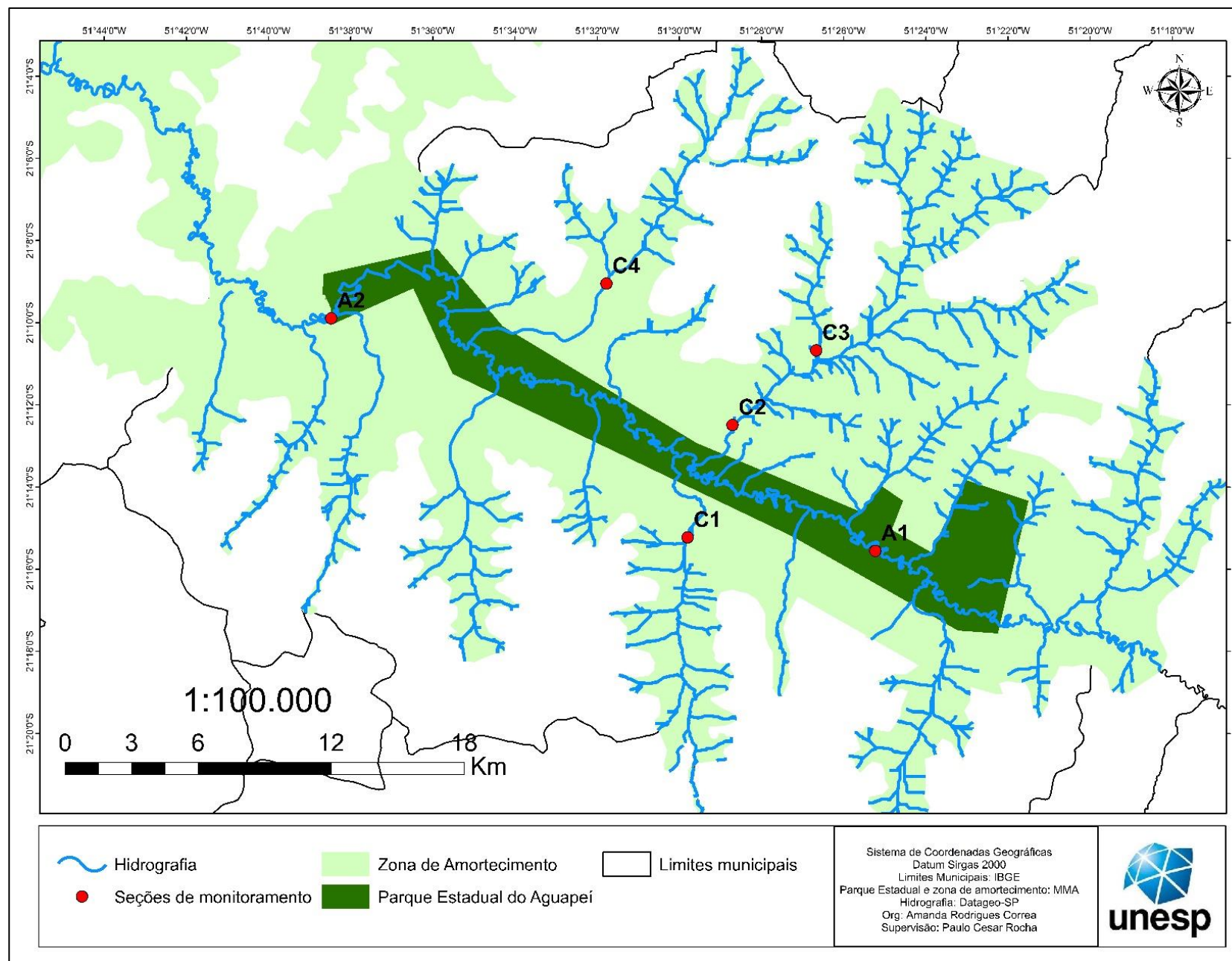
Encontrada sob as coordenadas 21° 9' 53.748" (S) e 51° 38' 28.291" (O) a 277 metros de altitude esta seção se localiza na divisa entre os municípios de São João do Pau d'Alho e Castilho, estando inserida dentro dos limites do Parque Estadual do Aguapeí a jusante da sede da UC. Apresenta vegetação ciliar; na margem direita desta seção a vegetação apresenta porte arbóreo e na margem esquerda vegetação arbustiva/herbácea. Esta seção é seccionada por estrada rural no qual é utilizada para o escoamento da produção da cana-de-açúcar cultivada no entorno.

Figura 4 - Seções de monitoramento



Fonte: Elaboração própria

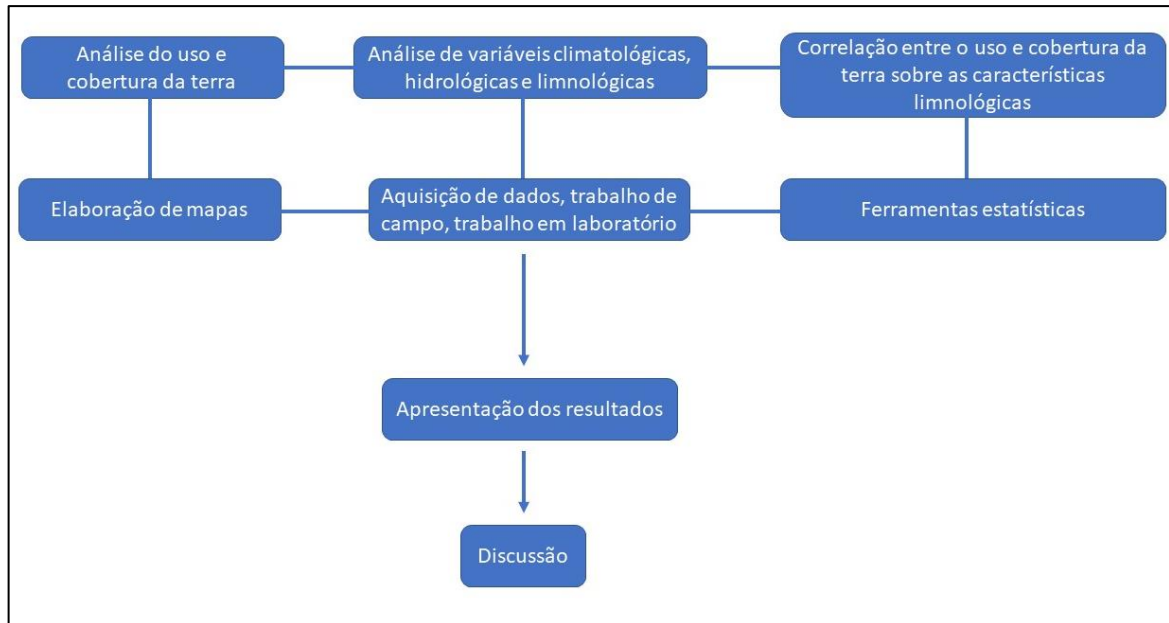
Figura 5 - Distribuição espacial das seções de monitoramento



Fonte: Elaboração própria

Os procedimentos metodológicos para estruturação da pesquisa estão representados na figura 6.

Figura 6 - Esquema metodológico



Fonte: Elaboração própria

5.2 Análise do uso e cobertura da terra

Para a delimitação da área de drenagem das bacias hidrográficas dos três córregos analisados e a extração da rede de drenagem foi utilizado o Modelo Digital de Elevação (MDE) disponibilizado pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) acessado em <http://www.dsr.inpe.br/topodata/acesso.php> para a composição da área de estudo foi necessário a aquisição da folha 21s525, em escala 1:250.000 com resolução de 30 metros e referenciadas no sistema de coordenadas WGS84. Para o processamento das informações, foi utilizado o SIG (Sistema de Informação Geográfica) ArcGIS® juntamente com as extensões *Spatial Analyst* e *Hidrology*, o SIG utilizado possui licença disponível para o Laboratório de Geocartografia da FCT-Unesp campus de Presidente Prudente.

No mapeamento do uso e cobertura da terra foram utilizadas imagens do sensor OLI (*Operational Land Imager*) do satélite Landsat-8, foi adquirida uma imagem referente ao dia 09 de dezembro de 2018 e outra de 16 de abril de 2019, com resolução espacial de 30 m, a imagem foi disponibilizada pela INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) em <https://http://www.dgi.inpe.br/CDSR/>. A composição RGB para obtenção de cor verdadeira foi

realizada utilizando as combinações de banda B06/B05/B04, para a transformação do mosaico em resolução de 15 m foi adicionada a banda pan cromática (banda 08).

No processo de classificação dos tipos de uso da terra foram utilizadas as classes propostas bem como as cores recomendadas para a classificação com base no Manual Técnico de Uso da Terra do IBGE (2013), para isso foi utilizada a seguinte classificação para agrupar as feições mapeadas: Classe 1 – Áreas Urbanizadas (presente na categoria Áreas Antrópicas Não Agrícolas); Classe 2 – Vegetação Natural (presente na categoria Áreas de Vegetação Natural); Classe 3 – Agricultura temporária/cana-de-açúcar (presente na categoria Áreas Antrópicas Agrícolas); Classe 4 – Agropastoril (presente na categoria Áreas Antrópicas Agrícolas) e Classe 5 – Solo Exposto/cultura temporária.

Após definição das categorias, foi realizada a coleta de amostras de treinamento vetoriais das diferentes classes de uso do solo e realização da classificação supervisionada pelo método máxima verossimilhança também processada no SIG ArcGIS®.

Para avaliar a exatidão de algumas classes foram selecionadas amostras adotadas como verdade terrestre em imagem de alta resolução espacial disponível no Google Earth e para a validação das áreas identificadas foram realizadas saídas de campo no qual foram escolhidos dois pontos de verificação para cada classe identificada, os diversos polígonos gerados foram analisados e reclassificados quando necessário.

A etapa posterior consistiu na tabulação dos dados de área das classes observadas nas imagens de satélite referente aos períodos analisados para as bacias hidrográficas dos córregos Nova Palmeira, córrego Volta Grande e córrego Independência no qual se encontram respectivamente as seções C1, C2-C3 e C4, para isso, foi necessário realizar a transformação do sistema de coordenadas geodésicas para coordenadas planas UTM (*Universal Transversa de Mercator*) para realizar os cálculos de área. Posteriormente foi elaborada uma ilustração cartográfica representativa para o uso e cobertura da terra dessas bacias hidrográficas nos dois períodos analisados.

5.3 Análise de variáveis climatológicas, hidrológicas e limnológicas

5.3.1 Variáveis climatológicas

Os dados climatológicos de precipitação pluviométrica utilizados neste trabalho foram obtidos a partir do satélite TRMM (*Tropical Rainfall Measuring Mission*) operado pela NASA (*National Aeronautics and Space Administration*) através do banco de dados

disponibilizado em <<https://giovanni.gsfc.nasa.gov/giovanni/>>. Estudos conduzidos por Collischonn (2006), Leivas et al. (2009), Pereira et al. (2013), Silva; Rocha (2013) e Soares et al. (2016) tiveram por objetivo verificar a acurácia dos dados de precipitação obtidos por este satélite; Collischonn (2006) discorre que os dados são consistentes e representam de forma fidedigna o regime de chuvas nas bacias hidrográficas brasileiras. Leivas et al. (2009) afirmam que estes dados podem ser utilizados com confiança para obtenção de dados de superfície pois são consistentes e com boa acurácia. Pereira et al (2013) relatam que estes dados apresentam boa concordância ao representar os padrões espaciais de precipitação anual nas bacias brasileiras. Silva; Rocha (2013) relatam que os dados estimados pelo satélite TRMM podem ser utilizados como uma ferramenta para auxiliar na obtenção de dados pluviométricos, quando ocorrer ausência dessas informações em superfície e Soares et al. (2016) demonstraram que estes dados apresentam melhor acurácia quando utilizados para um período maior de acumulação.

Os dados foram plotados a partir das coordenadas geográficas de cada seção amostral entre o período de 15/11/18 a 30/04/19. Esses dados foram utilizados com o intuito de possibilitar uma análise preliminar da sazonalidade da precipitação pontualmente em cada seção amostrada no período analisado, posteriormente foi elaborada uma tabela com o total de precipitação por seção referente ao período do estudo, uma tabela com o total acumulado em dez dias antecedentes a amostragem em campo e um gráfico com o total diário do período estudado.

5.3.2 Variáveis hidrológicas

Para obtenção da medida de vazão das seções C1, C2 e C4 foi efetuada as medições durante os trabalhos de campo que ocorreram em dezembro de 2018 e abril de 2019.

Foram medidos os valores de largura total do canal, profundidade média para cada seção, três medidas para a velocidade do fluxo da água para obtenção do valor da velocidade média e o cálculo da área da seção transversal. As medições foram executadas com o auxílio de trena, régua, cronômetro e um flutuador.

A vazão foi calculada através da média das velocidades de escoamento multiplicadas pela área de cada seção assim como apresentado por Cunha (1994) e Borges (2013):

$$\text{Área} = \text{largura (m)} \times \text{profundidade (m)} \quad (\text{equação 1})$$

$$\text{Velocidade (m/s)} = \text{distância (m)} / \text{tempo (s)} \quad (\text{equação 2})$$

$$Q = A \cdot V_m \quad (\text{equação 3})$$

Onde,

Q = vazão líquida (m^3/s)

A = área da seção transversal (m^2)

V_m = velocidade média do fluxo (m/s)

Os dados de vazão para o rio Aguapeí foram obtidos através dos dados registrados para a estação fluviométrica 7C-002 entre os anos de 2009 a 2019, os dados foram obtidos junto ao banco de dados hidrometeorológicos do Sistema de Informações para o Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de São Paulo no site <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>. Com base nos dados de vazão foi organizado um gráfico demonstrando a variabilidade anual das vazões do rio Aguapeí.

5.3.3 Variáveis limnológicas mensuradas em campo

As amostragens da água em campo foram coletadas manualmente, o tipo de amostragem foi pontual na camada superficial do canal fluvial, a coleta foi efetuada no centro da seção amostral utilizando recipiente plástico limpo atado a uma corda. As amostras foram armazenadas em frascos de polietileno (5L) previamente identificados e com enxágue da mesma amostra, na sequência foram preservadas em caixa de isopor até a chegada ao laboratório para realização das etapas posteriores, o método de amostragem e acondicionamento das amostras estão de acordo com o Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos (ANA; CETESB, 2011).

As determinações de alguns dos parâmetros analisados neste estudo foram realizadas *in loco* com o auxílio de equipamentos digitais portáteis previamente calibrados conforme a orientação do fabricante (Tabela 1).

Tabela 1 - Equipamentos digitais portáteis utilizados

Parâmetro	Unidade	Modelo do equipamento
Oxigênio dissolvido (OD)	mg/L	Hanna HI 9146-04
Temperatura da água (TA)	C °	Hanna HI 9146-04
pH	pH	Hanna HI 9126
Turbidez (TUR)	NTU	Hanna HI 98703

4.3.4 Variáveis limnológicas analisadas em laboratório

Nesta etapa realizada foram quantificadas as concentrações do material em suspensão total (MST) além de sua fração orgânica (MSO) e fração inorgânica (MSI), fósforo total (PT), nitrogênio amoniacal (NA).

A partir das amostras de água coletadas em campo foi determinado a concentração do material em suspensão pelo método gravimétrico descrito por Wetzel e Likens (1991). Para a aplicação do método foram utilizados microfiltros de fibra de vidro Whatman GF/C, com 0,47 mm de diâmetro e poros de 45 μm . Os filtros foram previamente calcinados em mufla a 475 °C por quatro horas para a volatilização da matéria orgânica, depois os filtros foram pesados para a obtenção do peso inicial (P_1) do filtro apenas com material inorgânico em balança analítica modelo Shimadzu AW220.

Após a coleta de água um volume de 500 ml de cada amostra (todas em duplicata) foi filtrada em bomba a vácuo retendo o material em suspensão nos filtros. Posteriormente, os filtros foram secos em estufa a 100 °C por 24 horas (para retirar toda a umidade presente), após este período os filtros foram esfriados em dessecador por período mínimo de três horas e pesados novamente (P_2). A diferença entre o P_1 e P_2 forneceu a medida da quantidade de material em suspensão total presente na amostra. A etapa seguinte consistiu na calcinação dos filtros em mufla a 475 °C por quatro horas no qual retirou toda a fração orgânica no material em suspensão, todo o procedimento foi realizado no Laboratório de Geologia, Geomorfologia e Recursos Hídricos da Faculdade de Ciências e Tecnologia – UNESP campus de Presidente Prudente.

A partir da fórmula apresentada a seguir foi possível determinar as concentrações de material em suspensão total, fração orgânica e inorgânica:

$$\text{MST} = \frac{P_2 - P_1}{V} \cdot 1000 \quad (\text{equação 4})$$

$$\text{MSI} = \frac{P_3 - P_1}{V} \cdot 1000 \quad (\text{equação 5})$$

$$\text{MSO} = \text{MST} - \text{MSI} \quad (\text{equação 6})$$

Onde,

MST = Material em Suspensão Total.

MSI = Material em Suspensão Inorgânico.

MSO = Material em Suspensão Orgânico.

P₁ = peso dos filtros calcinados antes da filtração (g)

P₂ = peso dos filtros após secagem na estufa depois da filtração (g)

P₃ = peso dos filtros calcinados na mufla após a filtração e secagem em estufa (g)

V = volume filtrado

1000 = conversão de (g) para (mg/L)

No laboratório 500 ml das amostras de água (não filtrada) coletada nas diferentes seções amostrais foram congeladas em freezer a (-20° C) em frascos de polietileno para posterior análise do fósforo total. Para análise de nutrientes dissolvidos (nitrogênio amoniacal) 500 ml de cada amostra foram filtradas em filtros GF/C Whatman com 45 µm de porosidade e depois congeladas em freezer a (-20 °C) em frascos de polietileno para posterior análise. As análises de fósforo total foram realizadas segundo a metodologia de Mackereth, Heron e Talling (1978) e as análises de nitrogênio amoniacal foram realizadas de acordo com a metodologia de Koroleff (1976). Todo o procedimento foi realizado no Laboratório de Tecnologia e Informação Espacial da Faculdade de Ciências e Tecnologia – UNESP campus de Presidente Prudente.

Para a análise do parâmetro fósforo total foi adicionado 3,0 ml da solução de Persulfato de Potássio em 30 ml de amostra não filtrada, em seguida as amostras foram colocadas na autoclave a 120 °C e pressão de 1 atm por 40 minutos, após o resfriamento em temperatura ambiente foi adicionado 3,0 ml de reagente misto (Tartarato de Antimônio e Potássio, Molibdato de Amônia, Ácido Sulfúrico diluído e Ácido Ascórbico) após repouso de 30 minutos foi realizada a leitura em espectrofotômetro a 882 nm em cubeta de 1 cm.

A determinação do nitrogênio amoniacal na água foi realizada com base na reação das amostras de água com as soluções de citrato de sódio, fenol e solução diluída de hipoclorito de sódio, as amostras ficaram em repouso por 3 horas em local escuro formando uma solução de coloração azul, a leitura foi realizada em espectrofotômetro a 630 nm.

5.4 Correlação do uso e cobertura da terra sobre as características limnológicas

Por intermédio das ferramentas estatísticas foram processadas as seguintes análises: estatística descritiva das variáveis limnológicas para uma análise do comportamento das variáveis limnológicas perante o conjunto de dados, correlação linear de Pearson para analisar a correlação entre duas variáveis; a análise de cluster foi utilizada para verificar a correlação entre as classes de uso e cobertura com as variáveis limnológicas e também para avaliar a similaridade entre as seções amostradas e a análise fatorial de componentes principais para analisar o comportamento sazonal das variáveis limnológicas.

Para a análise estatística descritiva das variáveis limnológicas os dados compilados foram tabulados em planilha eletrônica onde foram calculados os valores de média, valor máximo, valor mínimo, desvio padrão e coeficiente de variação, seguidamente os dados foram organizados no formato de tabela para serem apresentados no texto.

Posteriormente os dados brutos foram padronizados para a execução das análises de correlação linear de Person, análise de cluster e análise fatorial de componentes principais; a padronização dos dados foi realizada de acordo com Hair et al. (2009). Este método é amplamente utilizado para diminuição do efeito de escala entre as variáveis analisadas, desta maneira é permitido ao pesquisador comparar diretamente o efeito relativo de cada variável independente sobre a variável dependente (HAIR et al., 2009).

Após a padronização dos dados, o primeiro método estatístico utilizado foi o método univariado de coeficiente de correlação linear de Pearson, este método foi utilizado para verificar a existência de correlações entre duas variáveis. Esta análise foi processada em duas situações diferentes, a primeira considerou todas as seções e períodos amostrados juntamente com as variáveis limnológicas: pH, temperatura da água (TA), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), turbidez (TUR), material em suspensão total (MST), fração orgânica (MSO) e inorgânica do material em suspensão (MSI), fósforo total (PT) e nitrogênio amoniacal (NA) juntamente com os dados de precipitação pluviométrica (PP). Na segunda situação foram consideradas todos os períodos amostrados entre as seções C1, C2 e C4 juntamente com as variáveis limnológicas: pH, temperatura da água (TA), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), turbidez (TUR), material em suspensão total (MST), fração orgânica (MSO) e inorgânica do material em suspensão (MSI), fósforo total (PT) e nitrogênio amoniacal (NA) juntamente com os dados de precipitação pluviométrica acumulada em 10 dias antecedentes a coleta em campo (PP) e vazão (Q).

Em sequência, foram aplicados os métodos estatísticos de análise multivariada como a análise de agrupamento (*cluster analysis*) e análise fatorial de componentes principais (AF/ACP), o processamento destas análises e a elaboração dos gráficos correspondentes foi

realizado através do software Minitab 15®, este software possui licença disponível para o Laboratório de Estatística Aplicada (LEA) da FCT/UNESP campus de Presidente Prudente.

De modo a analisar a relação das variáveis limnológicas com as classes de uso do solo e cobertura da terra nas bacias hidrográficas dos três córregos monitorados foi aplicada a análise de cluster considerando as seções C1, C2 e C4 juntamente com as variáveis: pH, temperatura da água (TA), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), turbidez (TUR), material em suspensão total (MST), fração orgânica (MSO) e inorgânica do material em suspensão (MSI), fósforo total (PT) e nitrogênio amoniacal (NA) juntamente com os dados de precipitação pluviométrica acumulada em 10 dias antecedentes a coleta em campo (PP), vazão (Q) e as medidas de área das classes de uso do solo e cobertura da terra que foram também padronizadas para realização da análise. A análise foi processada a partir do método de ligação Average⁷ e a matriz de similaridade a partir da distância por correlação absoluta.

De modo a analisar a similaridade espacial entre as seções monitoradas foi utilizada para esta finalidade a análise de agrupamento (*cluster analysis*), para esta análise foram consideradas as variáveis limnológicas: pH, temperatura da água (TA), oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), turbidez (TUR), material em suspensão total (MST), fração orgânica (MSO) e inorgânica do material em suspensão (MSI), fósforo total (PT) e nitrogênio amoniacal (NA) juntamente com os dados de precipitação pluviométrica acumulada em 10 dias antecedentes a coleta em campo (PP) de todas as seções e períodos amostrados.

Esta análise foi processada a partir do método de ligação Average e a matriz de similaridade a partir da distância euclidiana, esta metodologia foi utilizada a partir de referências utilizadas em outros trabalhos sobre monitoramento limnológico como em: Souza, Tundisi (2000); Barbosa (2003); Argenton (2004); Mocellin (2010) e Garcia (2013).

Após o processamento das análises de agrupamento foi processada a análise fatorial de componentes principais (AF/ACP) como análise temporal, para esta análise foram consideradas as variáveis limnológicas mensuradas em todas as seções e períodos sendo: pH, temperatura da água, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, material em suspensão total, fósforo total e nitrogênio amoniacal, juntamente com os dados de precipitação pluviométrica acumulada em 10 dias antecedentes a coleta em campo.

⁷ O método de ligação Average define a distância média entre pares de objetos, considera uma média de todos os membros dos clusters cuja distância está sendo calculada. Consequentemente, este método é menos influenciado por valores extremos (CARVALHO et al., 2009).

Os autores Figueiredo-Filho; Silva-Junior (2010) apontam algumas etapas essenciais para obter máxima eficiência ao aplicar este tipo de análise (AF/ACP), no qual é possível elencar: 1) determinação da técnica de extração e o número dos fatores, 2) análise das comunalidades na matriz não rotacionada, 3) identificação das variáveis que apresentam elevadas cargas fatoriais em ambos os componentes.

O número de componentes extraídas a ser considerado neste trabalho seguiu o critério da variância acumulada descrito por Hair et al. (2009), este critério sugere que os todos fatores devem ser considerados até atingir 60% da variância acumulada.

A análise de comunalidades deve ser realizada ainda na matriz não rotacionada, o valor mínimo aceitável é de 0,50; caso o pesquisador encontre alguma comunalidade abaixo desse patamar a variável deve ser excluída e a análise fatorial deve ser realizada novamente (FIGUEIREDO-FILHO; SILVA-JUNIOR, 2010).

Caso haja variáveis que apresentam elevadas cargas fatoriais em ambos os componentes, estas variáveis deverão ser eliminadas e a análise refeita (FIGUEIREDO-FILHO; SILVA-JUNIOR, 2010).

Em análises limnológicas o coeficiente de correlação acima de 0,5 expressam forte correlação e valores entre 0,3 a 0,49 expressam correlação moderada (ROCHA, FREITAS, SILVA, 2014; ROCHA, COSTA, 2015). Para esta análise foram consideradas como representativas as variáveis cujo coeficiente de correlação foi superior a 0,5.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Análise do uso e cobertura da terra

Na classe temática “área urbanizada” foram mapeadas as cidades e malhas urbanas encontradas nas bacias, a classe “cultura temporária (cana-de-açúcar)” refere-se as áreas de plantio destinadas ao cultivo da cana-de-açúcar, a classe “solo exposto/ cultura temporária” se refere as áreas sem cobertura vegetal em decorrência do manejo da cultura temporária, a classe “agropastoril” foi utilizada para englobar as áreas de pastagem entremeadas a pequenas áreas de cultivos diversos, no qual, se fossem classificadas em uma categoria à parte não teriam destaque em função da escala do mapa. Na classe “vegetação natural” foram considerados os fragmentos florestais, a vegetação ripária, reflorestamentos e a vegetação arbustiva/herbácea das áreas de várzeas encontradas nas bacias.

A tabela 2 apresenta as classes de uso do solo e cobertura da terra juntamente com a área equivalente e cada classe encontradas na bacia do córrego Nova Palmeira em dezembro de 2018 e em abril de 2019.

Tabela 2 – Uso do solo e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Nova Palmeira

Classe	Área (Km²) 2018	Área (%) 2018	Área (Km²) 2019	Área (%) 2019
Área urbanizada	5,1	2,1	5,1	2,1
Cultura temporária (cana-de-açúcar)	155,6	62,7	157,1	63,3
Solo exposto/Cultura temporária	62,9	25,4	66,2	26,7
Agropastoril	5,7	2,3	3,4	1,4
Vegetação Natural	18,7	7,5	16,2	6,5
TOTAL	248	100	248	100

Como observado na tabela 2 a cultura temporária (cana-de-açúcar) foi a classe predominante e está distribuída em toda a extensão da bacia hidrográfica do córrego Nova Palmeira, somando com a área de solo exposto em função do manejo da cultura é encontrado um total de 88,1% da área da bacia hidrográfica dominada pelo cultivo da cana-de-açúcar para a produção de etanol e açúcar.

De um total de 248 Km² de área a bacia hidrográfica do córrego Nova Palmeira tem apenas 18,7 Km² de vegetação florestal nativa, o que corresponde a 7,5% da área total, sendo reflexo do intenso desmatamento na área, uma vez que esta era originalmente coberta pela Floresta Estacional Semidecidual. A classe agropastoril apresenta apenas 2,3% da totalidade da área englobando pequenas áreas de pastagem e áreas pouco expressivas de horticultura, fruticultura e silvicultura encontradas em pequenas propriedades entremeadas nas áreas do cultivo da cana-de-açúcar.

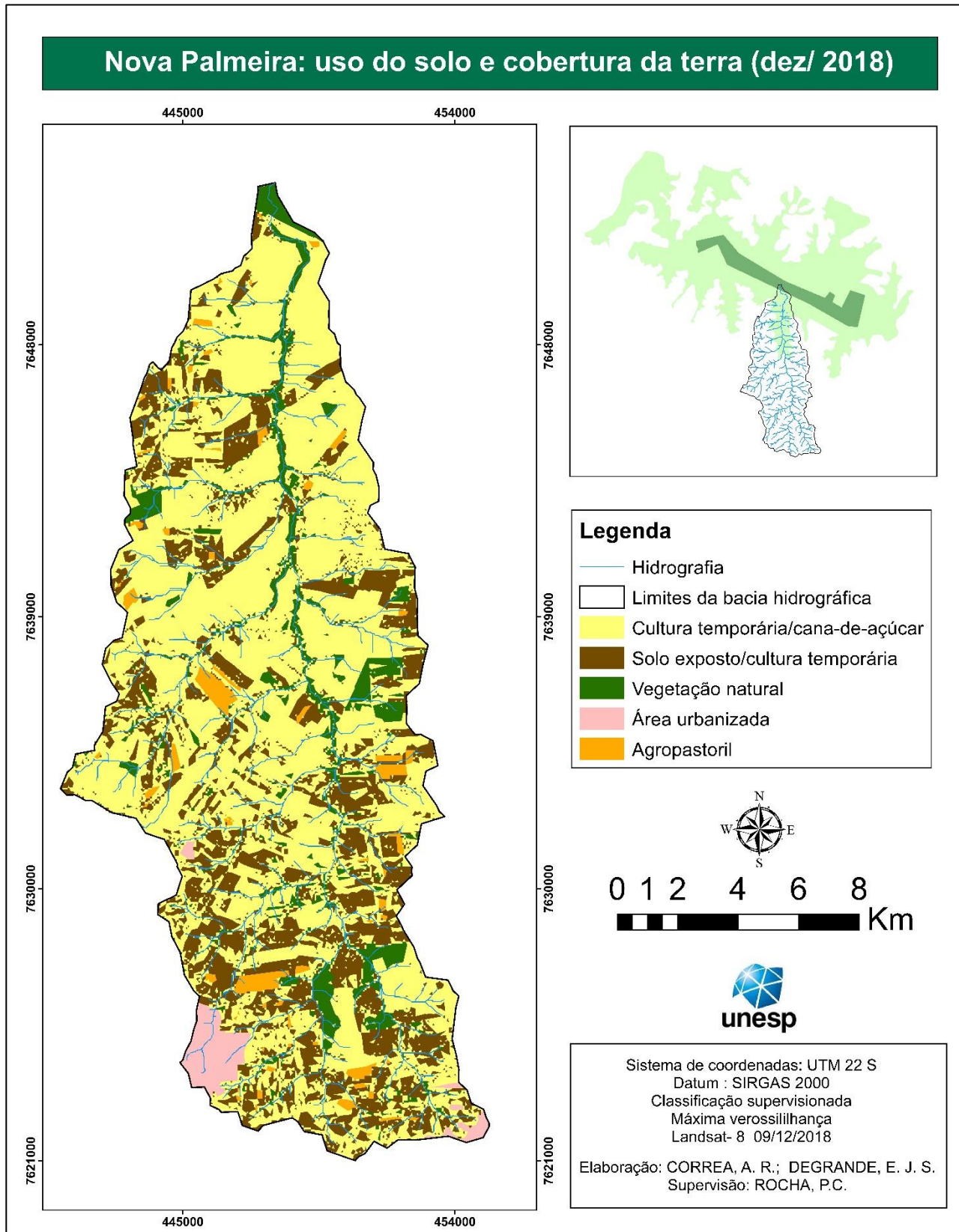
A área urbanizada representa 2,1 % da área da bacia hidrográfica englobando frações do território dos municípios de Junqueirópolis, Dracena e Tupi Paulista.

Comparando os dois períodos é possível observar aumento nas classes cultura temporária (0,6%) e solo exposto (1,3%) e diminuição nas classes agropastoril (0,9%) e vegetação natural (1%).

Para Trabaquini et al. (2017) o aumento das áreas de cultivo da cana-de-açúcar vem ocasionando forte pressão sobre os recursos naturais promovendo vários impactos, dentre eles a perda de solo pelo constante revolvimento em função do trato cultural, como também pelas mudanças físico-químicas e biológicas do solo que afetam diretamente os ambientes fluviais.

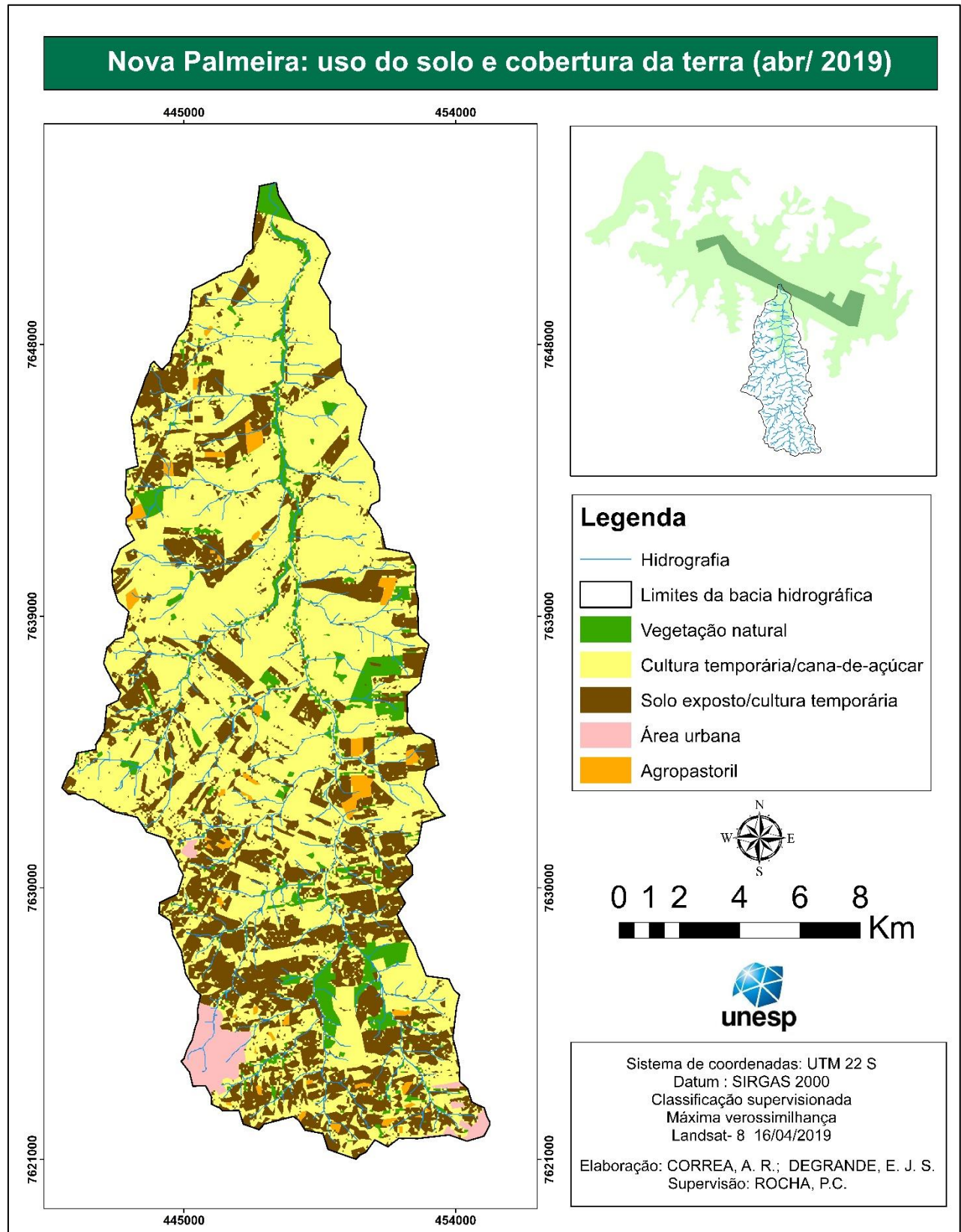
A figura 7 representa o mapeamento do uso do solo e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Nova Palmeira em dezembro de 2018 e a figura 8 representa o mapeamento desta mesma bacia em abril de 2019.

Figura 7 - Mapa de uso do solo e cobertura da terra - córrego Nova Palmeira (dezembro de 2018)



Fonte: Elaboração própria

Figura 8 - Mapa de uso do solo e cobertura da terra - córrego Nova Palmeira (abril de 2019)



Fonte: Elaboração própria

A tabela 3 apresenta as classes de uso do solo e cobertura da terra juntamente com a área equivalente e cada classe encontradas na bacia do córrego Independência em dezembro de 2018 e abril de 2019.

Tabela 3 – Uso do solo e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Independência

Classe	Área (Km²) 2018	Área (%) 2018	Área (Km²) 2019	Área (%) 2019
Área urbanizada	0,8	1	0,8	1
Cultura temporária (cana-de-açúcar)	79,2	71	71,2	64
Solo exposto/Cultura temporária	19,9	18	29,2	27
Agropastoril	2,30	2	1,4	1
Vegetação Natural	8,6	8	8,2	7
TOTAL	110,8	100	110,8	100

Como observado na tabela 3 a cultura temporária (cana-de-açúcar) foi a classe predominante e está distribuída em toda a extensão da bacia hidrográfica do córrego Independência, somando com a área de solo exposto em função do manejo da cultura é encontrado um total de 89% da área da bacia hidrográfica dominada pelo cultivo da cana-de-açúcar para a produção de etanol e açúcar.

O uso de fertilizantes e pesticidas em geral é algo intrínseco quando se trata de uma monocultura, pois a necessidade da regeneração da produtividade e o controle de pragas é algo rotineiro a cada nova safra, essas práticas afetam todo o equilíbrio ecológico de uma determinada área, ainda assim não se pode esquecer dos processos de infiltração destes compostos químicos no solo no qual atingem as águas superficiais e subterrâneas que são essenciais para o abastecimento de água potável para as populações (MOURA, 2017).

De um total de 110,8 Km² de área a bacia hidrográfica do córrego Independência tem apenas 8,6 Km² de vegetação florestal nativa, o que corresponde a 8% da área total, esta vegetação natural corresponde majoritariamente a vegetação ripária dos canais fluviais que formam a bacia hidrográfica, possuindo poucos e inexpressivos fragmentos florestais.

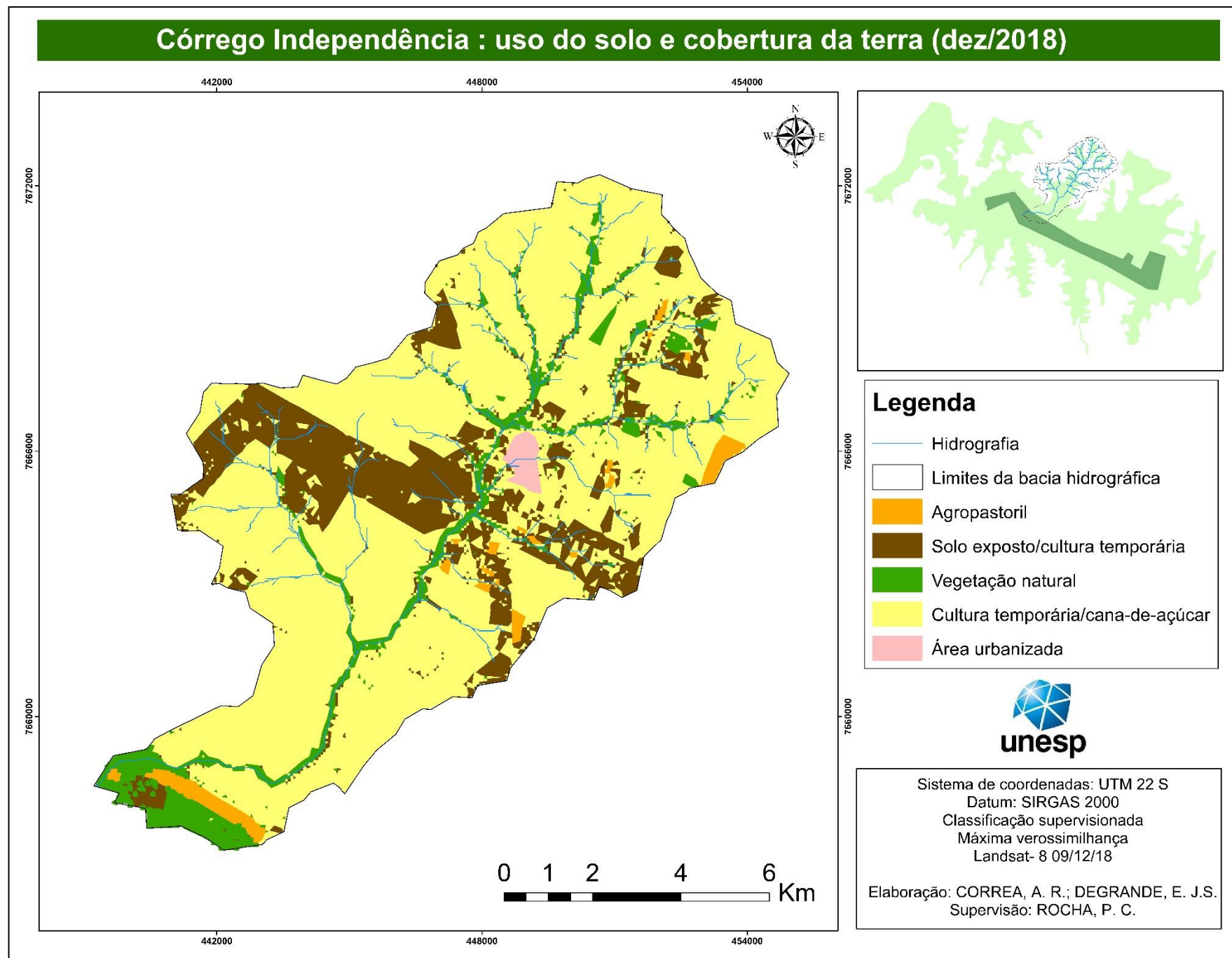
O porte dos fragmentos florestais está associado a capacidade de sustentação das populações e a variabilidade genética destas, em fragmentos menores o equilíbrio das relações ecológicas e dos processos biogeoquímicos são amplamente afetados (GOUVEIA et al., 2020).

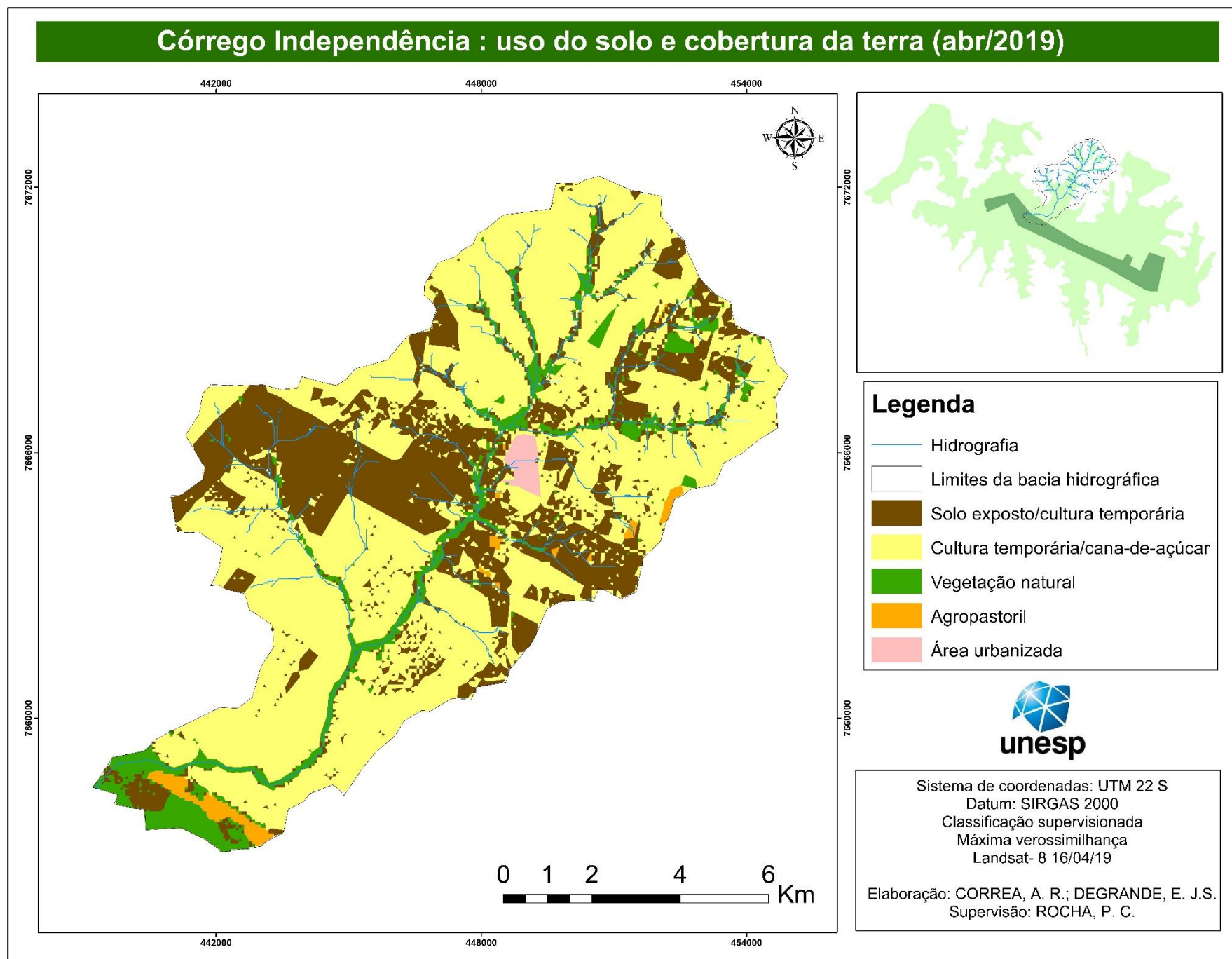
A classe agropastoril apresenta apenas 2% da totalidade da área englobando pequenas áreas de pastagem encontradas em pequenas propriedades entremeadas nas áreas do cultivo da cana-de-açúcar.

A área urbanizada representa 1% da área da bacia hidrográfica representado pelo município de Nova Independência.

Comparando os dois períodos é possível observar aumento na classe solo exposto (9%) e diminuição nas classes agropastoril (1%), vegetação natural (1%) e cultura temporária (7%). A diminuição da cultura temporária está atrelada ao manejo da cultura devido a colheita, onde o solo fica exposto até o novo plantio.

A figura 9 representa o mapeamento do uso do solo e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Independência em dezembro de 2018 e a figura 10 representa o mapeamento desta mesma bacia em abril de 2019.





A tabela 4 apresenta as classes de uso do solo e cobertura da terra juntamente com a área equivalente e cada classe encontradas na bacia do córrego Volta Grande em dezembro de 2018 e em abril de 2019.

Tabela 4 - Uso do solo e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Volta Grande

Classe	Área (Km²) 2018	Área (%) 2018	Área (Km²) 2019	Área (%) 2019
Área construída	0,4	0,5	0,4	0,5
Cultura temporária (cana-de-açúcar)	136,6	76,5	146,4	82
Solo exposto/Cultura temporária	21,4	12	12,2	7
Agropastoril	1,8	1	2,1	1,5
Vegetação Natural	17,9	10	17	9
TOTAL	178,1	100	178,1	100

Como observado na tabela 4 a cultura temporária (cana-de-açúcar) foi a classe predominante e está distribuída em toda a extensão da bacia hidrográfica do córrego Nova Palmeira, somando com a área de solo exposto em função do manejo da cultura é encontrado um total de 88,5% da área da bacia hidrográfica dominada pelo cultivo da cana-de-açúcar para a produção de etanol e açúcar.

De um total de 178,1 Km² de área a bacia hidrográfica do córrego Volta Grande tem apenas 17,9 Km² de vegetação florestal nativa, o que representa 10 % da área total, no qual corresponde em maior proporção aos fragmentos florestais distribuídos na área da bacia hidrográfica, ao se tratar da vegetação ripária é possível observar também muitas faixas onde há a deficiência e a interrupção desta vegetação ao longo dos corpos hídricos.

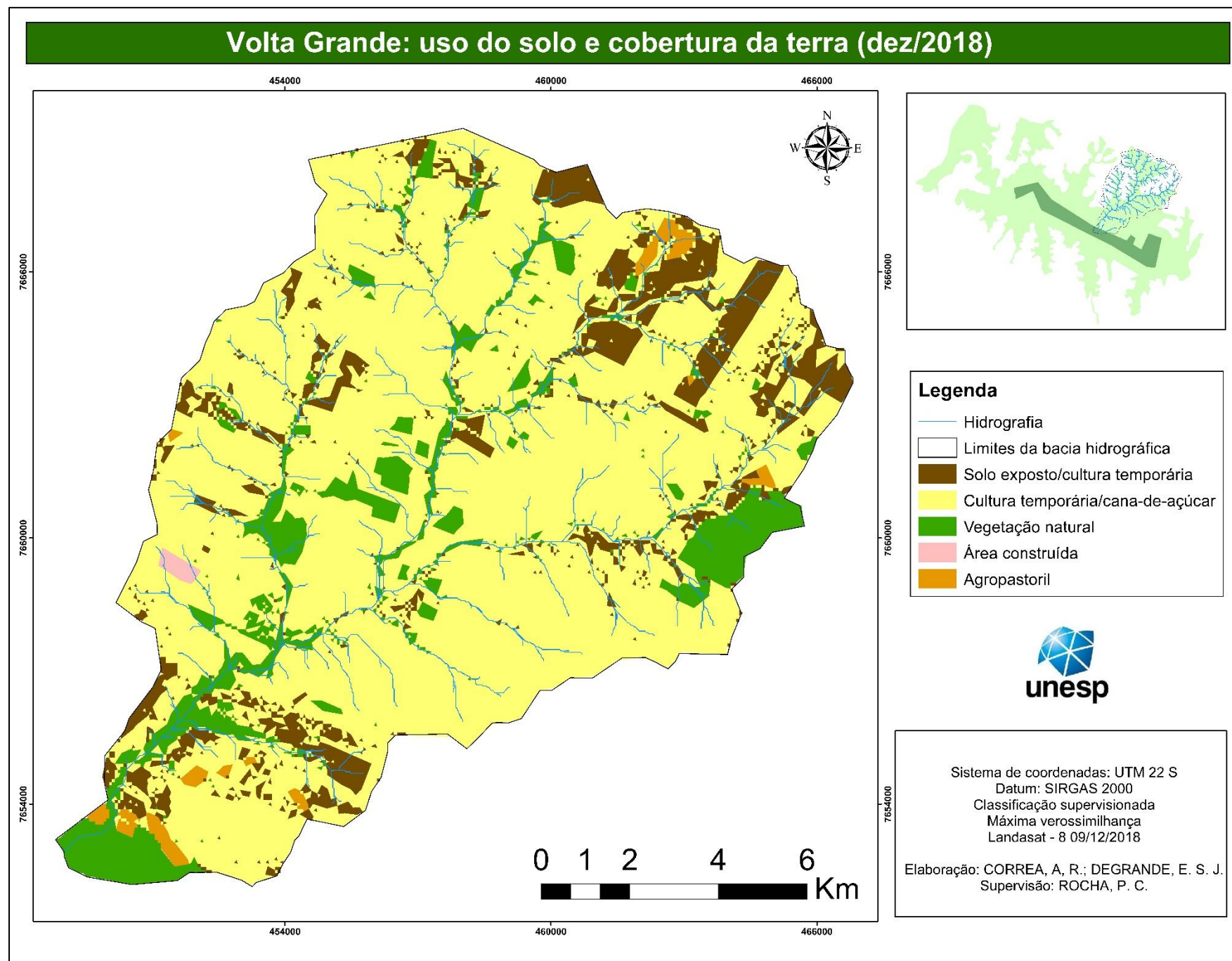
Rodrigues et al. (2015) e Gouveia et al. (2020) elucidam a importância da vegetação ripária como um corredor ecológico, essa descontinuidade da vegetação impossibilita a circulação da fauna silvestre, com isso se reduz também a dispersão de sementes afetando também a taxa de reprodução e perpetuação de várias espécies e a proteção de materiais xenobióticos.

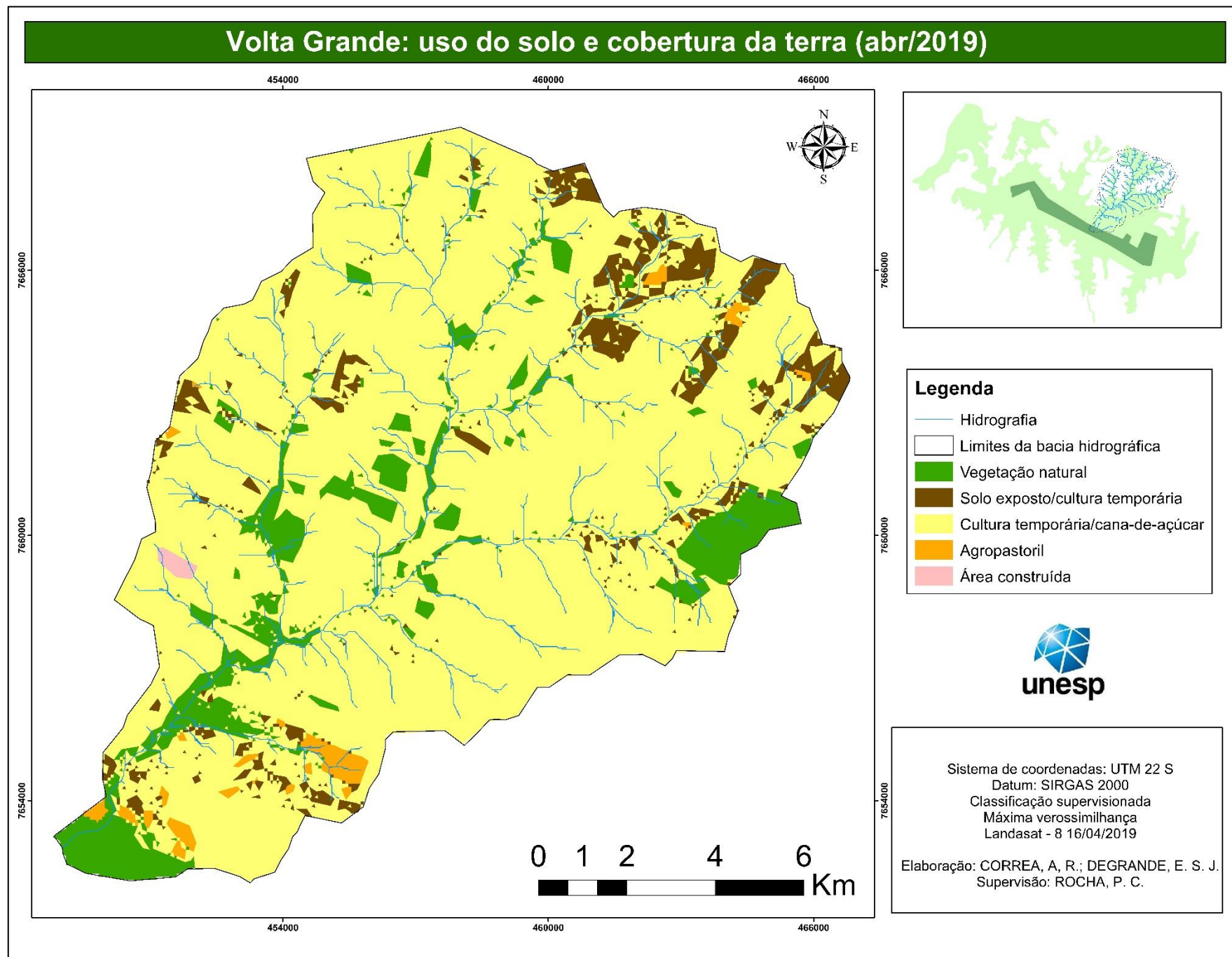
A classe agropastoril apresenta apenas 1% da totalidade da área englobando pequenas áreas de pastagem, pequenas áreas com silvicultura e algumas áreas de cultivo de urucum em assentamentos localizados no interior desta bacia hidrográfica.

A área construída representa 0,5% da área da bacia hidrográfica no qual corresponde a usina de açúcar e álcool Pedra Agroindustrial (Usina Ipê) unidade de Nova Independência.

Comparando os dois períodos é possível observar aumento na classe cultura temporária (5,5%) e agropastoril (0,5%) e diminuição nas classes vegetação natural (1%) e solo exposto (5%). A diminuição do solo exposto está atrelada ao o manejo da cultura temporária que reflete nos plantios realizados na área.

A figura 11 representa o mapeamento do uso do solo e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego Volta Grande em dezembro de 2018 e a figura 12 representa o mapeamento desta mesma bacia em abril de 2019.





6.2 Variáveis climatológicas

A tabela 5 apresenta os valores da precipitação total referente ao período analisado neste estudo.

Tabela 5 - Precipitação total acumulada (mm)

	A1	C1	C2	C3	C4	A2
Novembro	164,84	198,52	179,22	179,22	192,24	192,24
Dezembro	125,63	129,49	89,21	89,21	88,27	88,27
Janeiro	73,19	77,09	66,51	66,51	70,37	70,37
Fevereiro	175,87	150,94	153,65	156,65	158,59	158,59
Março	136,15	139,76	117,92	117,92	114,90	114,90
Abril	73,04	66,16	68,64	68,64	73,63	73,63
Total (mm)	748,72	761,96	675,15	675,15	698	698

Fonte: Nasa (2019) – Organização: Autora (2019)

Analizando a tabela 6 foi observado que os meses mais chuvosos neste período correspondem a novembro e fevereiro e os meses menos chuvosos foram abril e janeiro. Na tabela 6 estão apresentados os valores acumulados em 10 dias antecedentes a cada amostragem

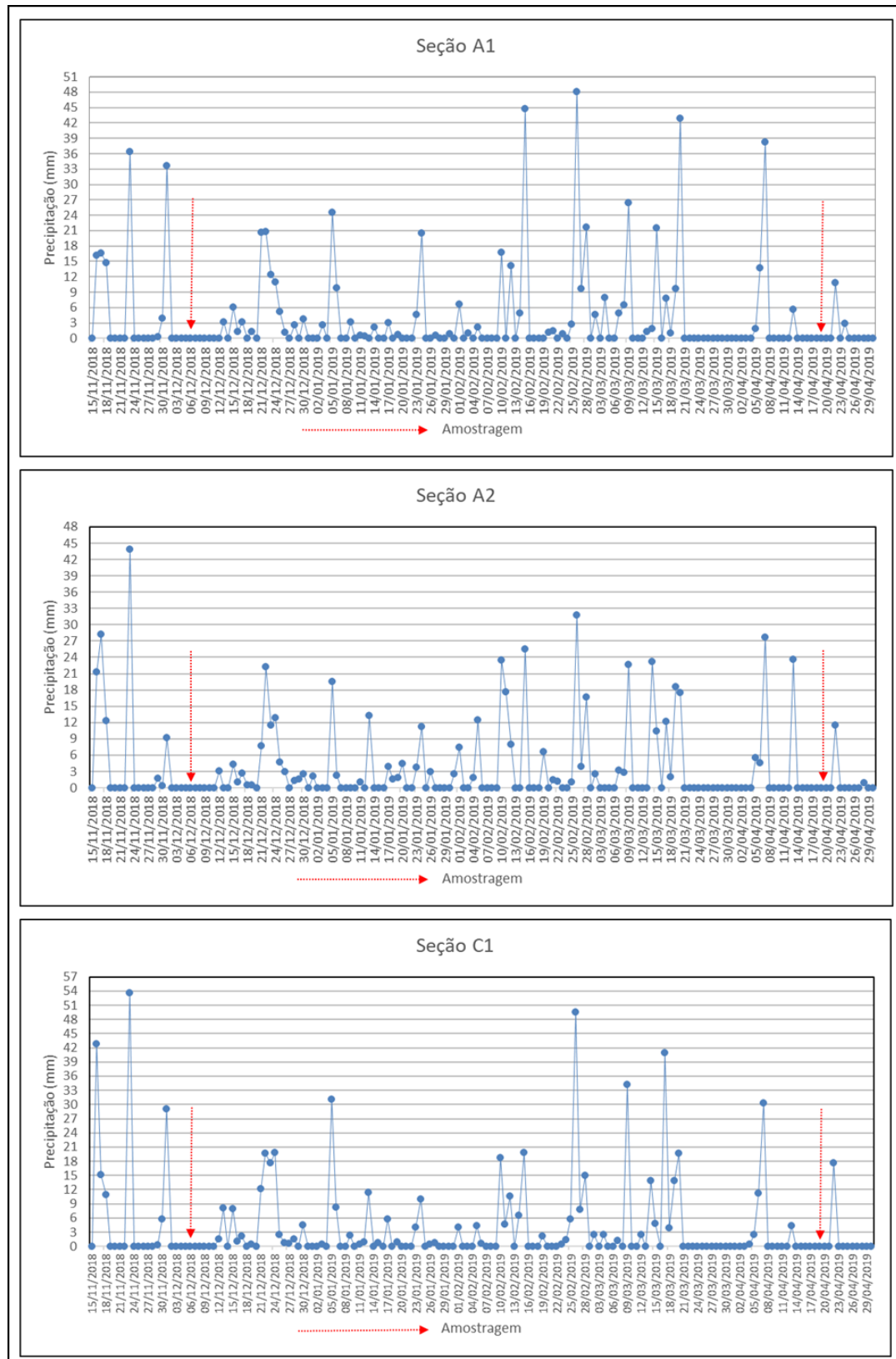
Tabela 6 - Precipitação acumulada (mm) em 10 dias antecedentes a amostragem

Seção	Dez/2018	Abr/2019
A1	37,81	5,66
C1	34,92	4,25
C2	13,77	8,64
C3	13,77	8,64
C4	11,27	23,52
A2	11,27	23,52

Fonte: Nasa (2019) – Organização: Autora (2019)

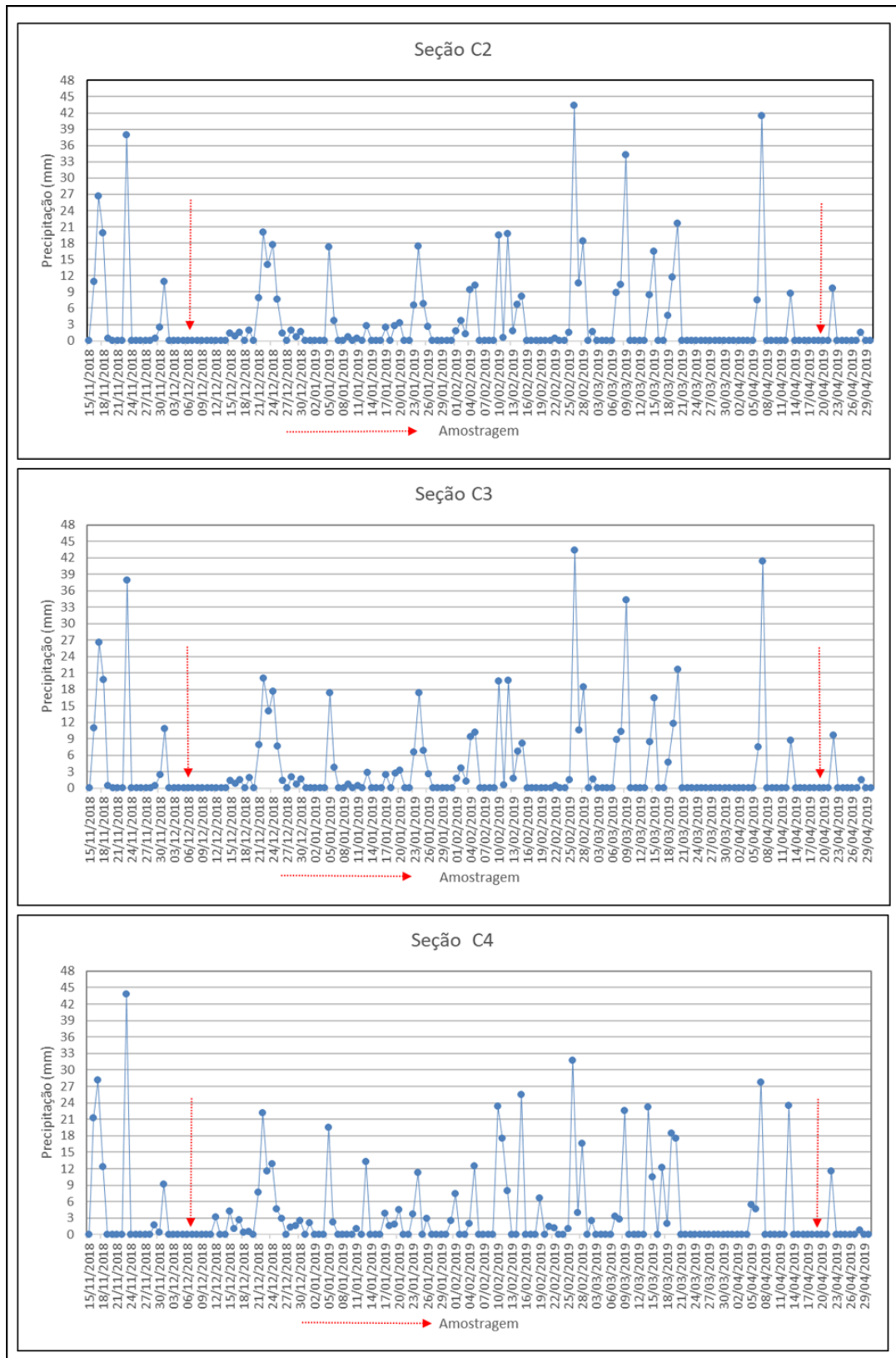
Em ambas as datas de trabalho de campo não houve ocorrência de chuva no dia da amostragem, no trabalho de campo de dezembro de 2018 foi registrada ocorrência de precipitação cinco dias antes da amostragem e no trabalho de campo de abril de 2019 foi registrada ocorrência de precipitação a sete dias antes da amostragem. Nas figuras 13 e 14 estão apresentados os valores diários de precipitação para cada seção amostral entre o período de 15/11/2018 a 30/04/2019.

Figura 13 - Precipitação diária seções A1, A2 e C1



Fonte: Nasa (2019) – Organização: Autora (2019)

Figura 14 - Precipitação diária seções C2, C3 e C4



Fonte: Nasa (2019) – Organização: Autora (2019)

6.3. Variáveis hidrológicas

As medidas de largura, profundidade média, velocidade e vazão calculadas para as seções C1, C2 e C4 estão apresentadas na tabela 7.

Tabela 7 - Medidas de largura, profundidade, velocidade e vazão

Seções	Largura (m)		Profundidade média (m)		Velocidade (m/s)		Vazão (m ³ /s)	
	Dez/18	Abr/19	Dez/18	Abr/19	Dez/18	Abr/19	Dez/18	Abr/19
C1	10,3	8,95	1,14	1,0	0,45	0,13	5,26	1,16
C2	6,90	6,60	0,2	0,13	1,72	0,93	2,37	0,79
C4	4,95	4,32	0,77	0,54	0,22	0,22	0,84	0,51

Os valores referentes a largura do canal, profundidade média, velocidade e vazão obtiveram valores mais elevados na medição efetuada de dezembro de 2018, sendo esta característica observada em todas as seções amostradas.

Os níveis fluviométricos medidos nos canais fluviais estudados mostraram direta relação com a precipitação da bacia sendo mais elevados nos meses em que a precipitação acumulada foi maior, ou seja, maiores vazões em dezembro de 2018 e menores em abril de 2019.

De acordo com Christofolletti (2017) na fase de elevação do nível das águas, no período da cheia e da enchente nos canais fluviais, o aumento da largura, profundidade do canal e da velocidade ocorre de forma gradativa conforme a entrada de água no sistema.

Os valores obtidos para a largura total dos canais obtiveram valor maior na seção 1 (10,3 m) e menor valor registrado na seção 2 (4,32 m). A profundidade média obteve maiores valores na seção 1 registrando (1,14 m) e menor valor na seção 4 registrando (0,13m). Os valores referentes a velocidade média obtiveram variação de 0,13 a 1,72 m/s sendo o menor valor registrado na seção 1 e o maior valor registrado na seção 4. A menor medida de vazão foi registrada na seção 2 (0,51 m³/s) e maior medida na seção 1 (5,26 m³/s).

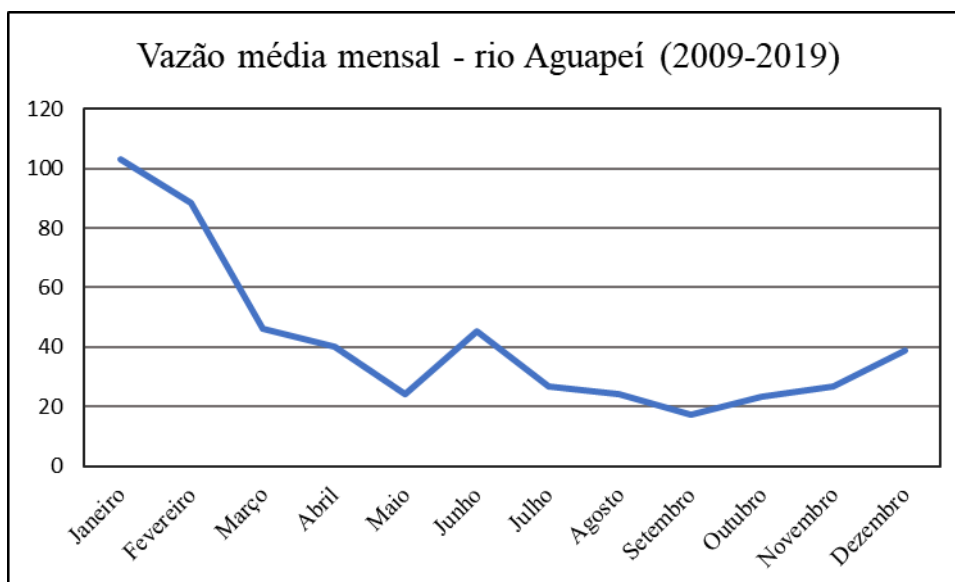
Conforme os canais fluviais vão se distanciando de suas nascentes o volume de água vai aumentando em direção à jusante, na medida que a vazão se eleva há um aumento longitudinal proporcional da largura, profundidade, a velocidade do fluxo também aumenta, porém, em uma intensidade menor, visto que, o aumento da profundidade ocasiona um fluxo mais eficiente compensando o decréscimo da declividade (CHRISTOFOLETTI, 2017).

Dentre as três bacias hidrográficas analisadas a bacia hidrográfica do córrego Nova Palmeira onde está localizada a seção C1 apresenta a maior área de drenagem, seguida da bacia hidrográfica do córrego Volta Grande onde está localizada a seção C2 e a menor área de drenagem na bacia hidrográfica do córrego Independência. Considerando o tamanho de cada bacia de drenagem e a proximidade dos locais de amostragem com a foz de cada canal os valores mensurados apresentam singularidade com as características físicas de cada bacia hidrográfica analisada.

Nos sistemas fluviais, o fluxo de água é uma variável que influencia vários aspectos do ambiente do rio, afeta a forma do canal e a composição do substrato, o fluxo influencia fortemente a estrutura física e as forças hidráulicas que operam nos microhabitats bentônicos e próximos ao leito ocupados por grande parte da biota e é importante para interações ecológicas, taxas de transferência de energia e ciclagem de materiais. As condições de fluxo são importantes para os processos do ecossistema através da entrega de nutrientes e gases e remoção de resíduos, e possivelmente influenciando quais espécies ocorrem em um local (ALLAN; CASTILLO, 2007).

A vazão média mensal do rio Aguapeí entre 2009-2019 pode ser observada na figura 15.

Figura 15 - Vazão média mensal do rio Aguapeí



Fonte: Dae (2020) – Elaboração: Autora (2020)

De acordo com os dados compilados os menores volumes de vazão média mensal para este período foram registrados em outubro e agosto com 23,42 e 24,04 m³/s e a maior média mensal em janeiro com 103,08 m³/s. Considerando o período das amostragem em campo e

disponibilidade dos dados consultados, o volume de vazão para o rio Aguapeí obteve variação entre 33 a 36 m³/s entre novembro de 2018 a fevereiro de 2019. Rocha e Andrade (2015) ao analisarem o regime hidrológico do rio Aguapeí apontam que entre o período de 1985-2004 a vazão média anual do rio Aguapeí foi de 38,78 m³/s.

A vazão é uma variável hidrológica que está relacionada às mudanças do clima e das condições ambientais, onde a presença ou a ausência de vegetação alteram diretamente o ciclo hidrológico e consequentemente a quantidade e qualidade da água nos canais fluviais (ANDRADE, 2014).

Rocha e Santos (2018) discorrem que desde a década de 70 vários estudos veem apontando alterações no regime hidrológico de canais fluviais na bacia do Alto Paraná que abrange o Oeste Paulista onde está inserida a bacia hidrográfica do rio Aguapeí.

Estes autores relatam que estas alterações no regime hidrológico nas bacias hidrográficas do Oeste Paulista estão relacionadas com as variabilidade climática e também com as atividades antrópicas que transformam a cobertura da terra, como os processos de desmatamento e inserção de ciclos de culturas e pecuária tem como consequência um aumento no escoamento superficial ocasionando maior variabilidade no fluxo de um canal fluvial. Os dados obtidos na análise do uso e cobertura da terra corroboram com estes autores de modo que há a predominância da cultura temporária e pequenas áreas fragmentadas de cobertura vegetal natural.

A bacia hidrográfica do rio Aguapeí possui uma forma alongada e estreita, onde de acordo com Manoel; Rocha (2014) o rio Aguapeí assume logo no final do seu alto curso a maior hierarquia encontrada em sua bacia hidrográfica, tornando-se um curso d'água de 6º ordem; no médio e baixo curso predominam afluentes com ordens menores, havendo uma grande densidade de canais de 1ª ordem.

De modo a comparar o volume de vazão entre os canais tributários avaliados e o rio Aguapeí é possível inferir que a vazão do rio Aguapeí é cerca de 20 a 30 vezes maior que a vazão mensurada nas seções C1, C2 e C4. Deste modo, estes canais hierarquicamente menores são menos susceptíveis a causar grandes rupturas nos padrões longitudinais do rio Aguapeí conforme os preceitos da teoria da Descontinuidade de Ligação de Rice et al. (2001).

Os canais fluviais hierarquicamente menores são mais sensíveis e respondem mais rapidamente a mudanças no ambiente no qual estão inseridos (ALLAN; CASTILLO, 2007). De modo a retomar a Teoria das Quatro Dimensões em Ecossistemas Lóticos de Ward (1989) estes canais de baixa ordem apresentam uma interação maior na dimensão longitudinal, dimensão vertical e temporal, por não possuírem uma planície de inundação mais

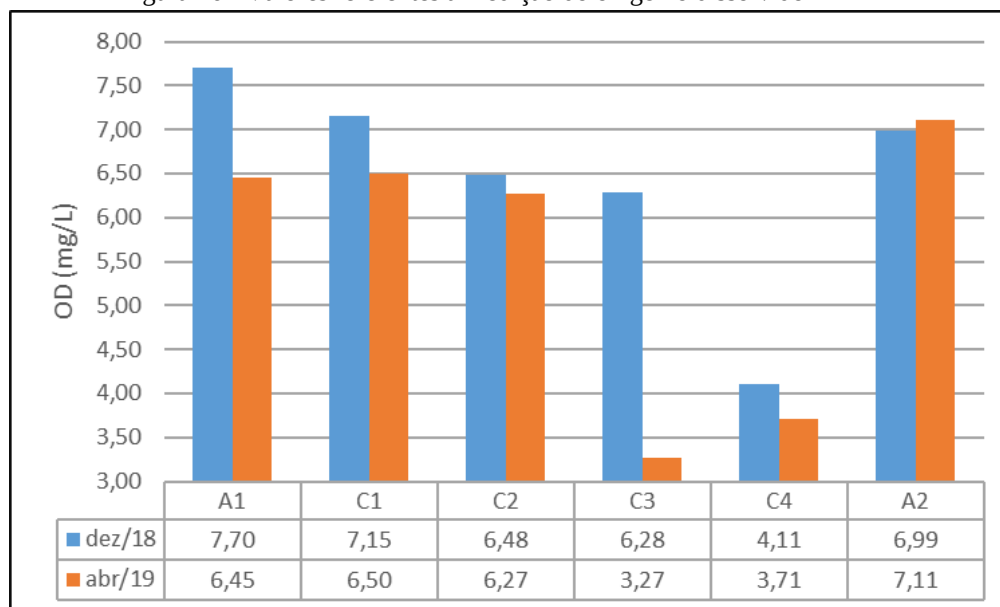
desenvolvida as interações laterais são menos expressivas, deste modo a aplicação do conceito do Pulso de Inundação (JUNK et al., 1989) se torna mais limitada, esta teoria possui melhor aplicabilidade as características limnológicas do rio Aguapeí pois possui uma planície de inundação mais expressiva e desenvolvida.

6.4 Variáveis limnológicas de campo

6.4.1. Oxigênio dissolvido

Os valores obtidos nas medições em campo da concentração do oxigênio dissolvido (mg/L) estão apresentados na figura 16.

Figura 16 - Valores referentes a medição do oxigênio dissolvido



Fonte: Elaboração própria

Os maiores valores medidos quando comparados, foram majoritariamente encontrados na amostragem de dezembro de 2018 tendo como exceção somente a seção A2. Os valores obtiveram na amostragem de dezembro de 2018 uma variação de (4,11 mg/L) a (7,7 mg/L), sendo o menor valor medido na seção C4 e o maior valor medido na seção A1. Na amostragem de abril de 2019 os valores obtiveram variação de (3,27 mg/L) a (7,11 mg/L) sendo o menor valor registrado na seção C3 e o maior valor registrado na seção A2, sendo a seção C3 o ponto que apresentou maior variação (3,01 mg/L).

Considerando apenas os pontos controle A1 e A2 o maior valor registrado em dezembro foi na seção A1 e na amostragem de abril o maior valor registrado foi na seção A2.

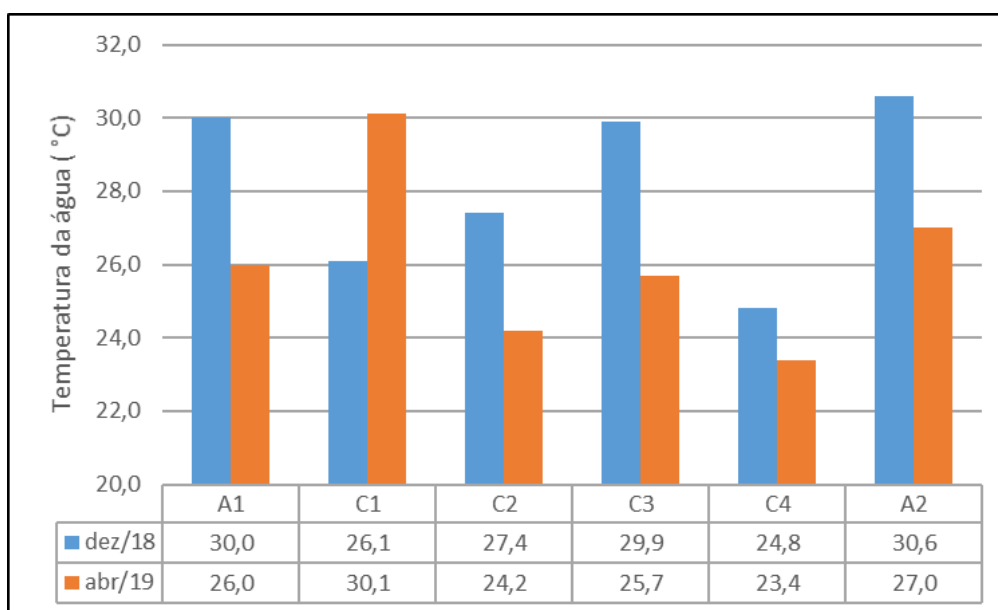
Araújo et al. (2018) estudando algumas bacias hidrográficas do oeste paulista encontrou valores de oxigênio dissolvido oscilando entre (4,41 mg/L) a (8,55 mg/L). Rocha (2004) ao monitorar o rio Ivinhema e o rio Baía, tributários da margem direita do rio Paraná encontrou valores oscilando entre (6,04 mg/L) a (10,22 mg/L) para o rio Ivinhema sendo as maiores concentrações registradas em agosto de 1999 e julho de 2000 e as menores concentrações em março, abril e outubro de 2000; em uma das seções no rio Baía os valores obtiveram variação de (5,02 mg/L) a (11,45 mg/L) sendo as maiores concentrações registradas em dezembro de 1999 e julho de 2000 e as menores concentrações em abril e outubro de 2000.

O oxigênio dissolvido é um dos principais parâmetros que revelam a saúde de um corpo hídrico como também os efeitos de poluição por despejos orgânicos, valores abaixo de 5 mg/L afetam a sobrevivência de várias espécies; as seções C3 e C4 apresentaram valores abaixo de 5 mg/L, demonstrando uma contribuição de água de menor qualidade ambiental que possa vir a afetar negativamente a biota destes canais fluviais.

6.4.2 Temperatura da água

As variações da temperatura da água podem ser observadas na figura 17.

Figura 17 - Temperatura da água



Fonte: Elaboração própria

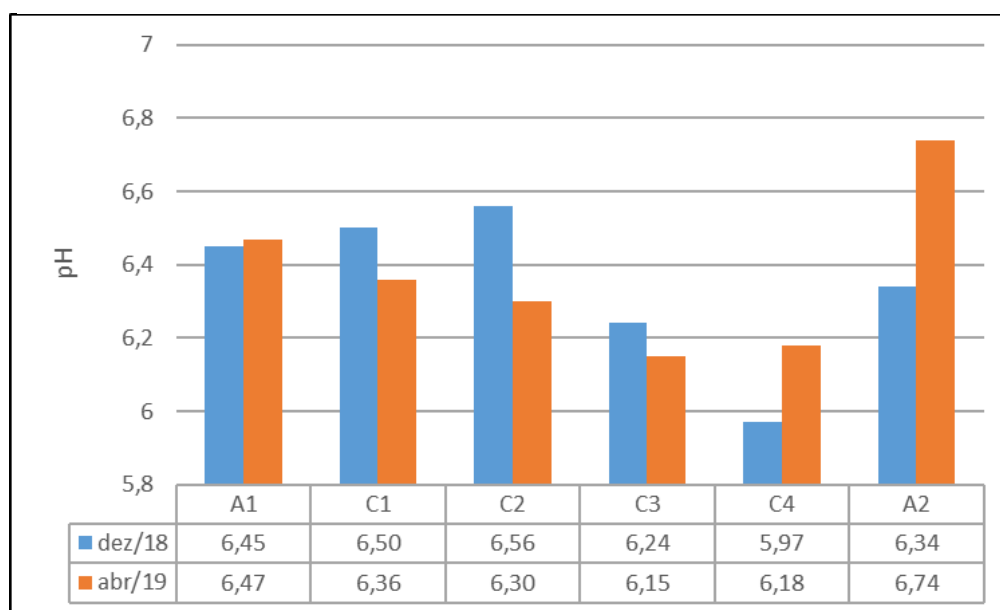
Com exceção da seção C1, todas as outras seções registraram diminuição térmica na amostragem de abril de 2019 em relação à amostragem de dezembro de 2018. A menor temperatura registrada na amostragem de dezembro de 2018 foi observada na seção C4 (24,8 °C) e a maior temperatura foi registrada na seção A2 (30,6 °C); na amostragem de abril de 2019 a menor temperatura foi registrada na seção C4 (23,4 °C) e a maior temperatura foi registrada na seção C1 (30,1 °C).

Reis; Santos; Burket (2018) ao estudar o córrego Oriente em Adamantina - SP registraram valores de temperatura da água variando entre 22,23 a 27,70 °C, onde o menor valor registrado foi em agosto e o maior em maio.

6.4.3. pH

Os valores de pH registrados podem ser observados na figura 18.

Figura 18 - Valores de pH



Fonte: Elaboração própria

O pH obteve variação de (5,97 a 6,56) na amostragem de dezembro de 2018 sendo o menor valor registrado na seção C4 e o maior valor registrado na seção C2. Na amostragem de abril de 2019 a variação registrada foi de (6,15 a 6,74) sendo o menor valor registrado na seção C3 e o maior valor registrado na seção A2. Nos dois pontos de controle A1 e A2 ocorreu um ligeiro aumento em abril e nos tributários, com exceção da seção C4, houve diminuição.

Nos pontos de controle A1 e A2 o maior valor de pH foi registrado em dezembro na seção A1 e na amostragem de abril o maior valor registrado foi na seção A2, na escala temporal estas seções apresentaram um ligeiro aumento na amostragem de abril.

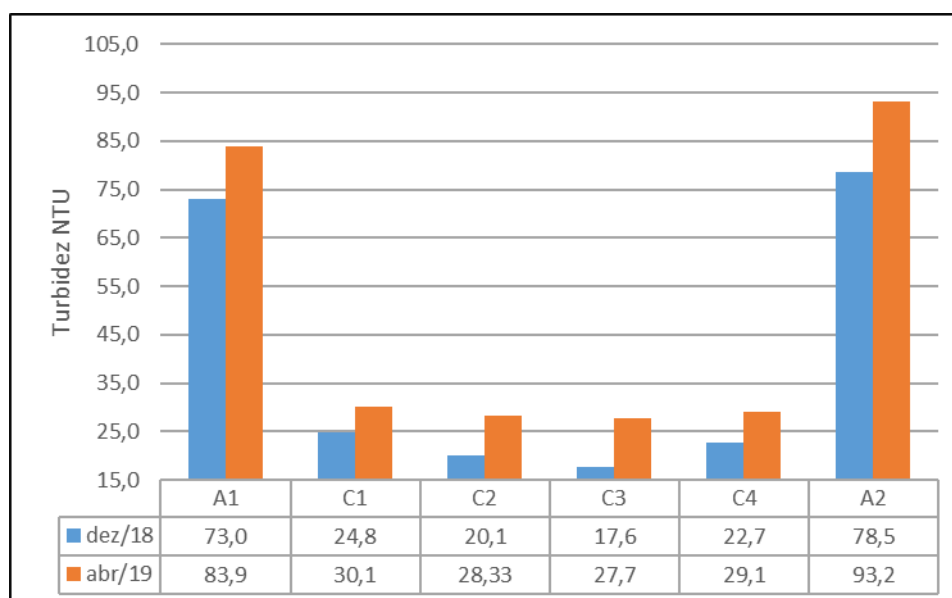
Maciel (2014) analisando as características da água do córrego Bom Jardim em Brasilândia - MS obteve resultados variando de (6,52 a 6,90) em março de 2009 e em agosto de 2011 resultados variando de (6,40 a 7,00). Araújo et al. (2018) obtiveram valores entre (5,54 a 7,82) e Rocha (2004) encontrou no rio Ivinhema valores entre (5,09 a 7,58) e em uma das seções no rio Baía valores entre (4,95 a 7,28). Reis; Santos; Burket (2018) ao estudar o córrego Oriente em Adamantina - SP registraram valores de pH entre (7,50 e 7,94) no qual os maiores valores foram registrados em maio e os menores em agosto.

No que tange os critérios para a proteção à vida aquática os valores de pH devem estar entre 6 e 9 (CETESB, 2017); sendo assim, os valores mensurados estão de acordo com este critério com exceção da seção C4 na amostragem de abril.

6.4.4. Turbidez

Os valores referentes a medição da turbidez estão apresentados na figura 19.

Figura 19 - Valores de turbidez



Fonte: Elaboração própria

Comparando as duas amostragens, os valores obtiveram aumento em todas as seções nas medições de abril de 2019 em relação à medição de dezembro de 2018. Em dezembro de 2018 os valores da turbidez variaram de (17,6 a 78,5 NTU) sendo o menor valor registrado na seção C3 e o maior valor registrado na seção A2. Em abril de 2019 a variação foi de (27,7 a 93,2 NTU) sendo também o menor valor registrado na seção C3 e o maior na seção A2, a seção A2 foi o ponto que mais apresentou amplitude variando em (14,7 NTU).

Nas seções C2 e C3 os maiores valores de turbidez foram encontrados na seção C2 (jusante) em ambas amostragens.

Reis; Santos; Burket (2018) ao estudar o córrego Oriente em Adamantina - SP registraram valores de turbidez entre (8,76 a 21,80) obtendo menores valores em maio e maiores valores em agosto.

Silva (2015) ao analisar o córrego da Moeda, tributário da margem direita do rio Paraná localizado em Três Lagoas - MS encontrou valores de turbidez oscilando entre (4,10 a 21,30 NTU) no outono e (6,90 a 39,00 NTU) na primavera. Maciel (2014) ao estudar o córrego Bom Jardim em Brasilândia - MS encontrou valores entre (6,78 a 28,00 NTU) em junho de 2012 e em agosto de 2012 (9,40 a 41,90 NTU). Gonçalves (2011) encontrou no rio Santo Anastácio, tributário da margem esquerda do rio Paraná, valores médios entre (62,60 a 194,43 NTU) no qual associou elevados valores a intensas precipitações no qual aumentam o carreamento de partículas para o canal e ressaltou também que os valores aumentaram conforme o canal se aproximava da foz onde o relevo se apresentava mais plano com colinas e planícies aluviais.

Sales et al. (2020) ao estudarem canais fluviais na Reserva Biológica do Jarú no Estado de Rondônia encontraram valores de turbidez 4,0 a 52 NTU. No rio Grande Vermelho, afluente do rio Paraguai foram mensurados valores entre 18,70 a 49,70 NTU (OLIVEIRA; QUEIROZ, 2018). Rocha; Thomaz (2004) encontraram valores máximos de 15 NTU em amostragens no rio Paraná e no rio Baía valores abaixo de 25 NTU. Em amostragens na foz do rio Ivinhema - MS foram registrados valores de 15 a 25,3 NTU (IMASUL, 2016). Deste modo, o rio Aguapeí se apresenta com valores mais elevados de turbidez quando comparado com rios protegidos e não protegidos localizados nas bacias amazônicas e do pantanal além do rio Paraná do qual é um afluente.

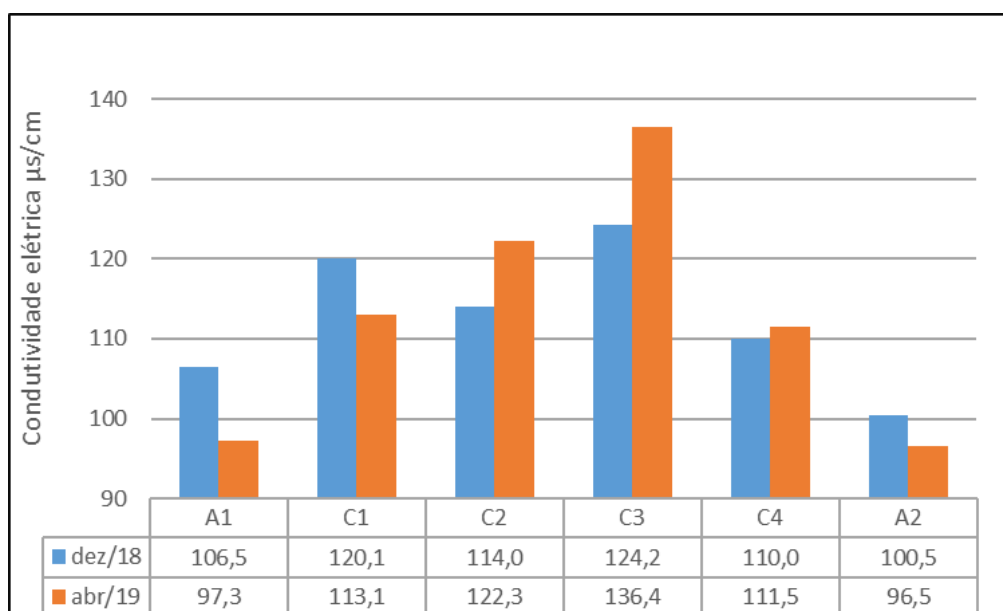
Em um dos pontos monitorados pela CETESB no baixo curso do rio Aguapeí (AGUA 02 800) localizado entre as seções A1 e A2 foram registrados valores de turbidez em 2008 entre 27 a 68 NTU, em 2010 valores entre 26 a 79 NTU; em 2012 valores entre 19 a 72 NTU; em 2014 valores entre 19 a 95 NTU; 2017 oscilando entre 24 a 94 NTU e em 2018 oscilando

entre 24 a 79 NTU; em 2019 valores entre 16 a 95 NTU (CETESB,2009; 2011;2013; 2015; 2018; 2019;2020). Estes dados revelam um aumento gradual da turbidez com o passar dos anos, o aumento da turbidez nos canais fluviais como mostra a literatura é um dos reflexos das transformações no uso e cobertura da terra no qual causam alterações no escoamento superficial carreando mais elementos para os corpos d'água.

6.4.5. Condutividade elétrica

Os valores referentes a medição da condutividade elétrica estão apresentados na figura 20.

Figura 20 - Valores referentes as medições de condutividade elétrica



Fonte: Elaboração própria

Na amostragem de dezembro os valores obtiveram variação de (100,5 a 124,2 $\mu\text{s/cm}$) sendo o menor valor registrado na seção A2 e o maior valor na seção C3; em abril a variação foi de (96,5 a 136,4 $\mu\text{s/cm}$), sendo o menor valor registrado na seção A2 o maior valor registrado na seção C3.

As seções C1, A2 e A1 mostraram diminuição nas concentrações entre as amostragens sendo os menores valores registrados em abril.

Moura et al. (2016) analisando o córrego da Ilha Grande em Presidente Bernardes - SP encontraram valores de condutividade elétrica entre (96,3 a 150,4 $\mu\text{s/cm}$) na amostragem de janeiro de 2016 e valores entre (85,3 a 108,5 $\mu\text{s/cm}$) em abril de 2016. Reis; Santos; Burket

(2018) ao estudar o córrego Oriente em Adamantina - SP registraram valores de condutividade entre (271 a 494 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

No ponto de monitoramento da CETESB (AGUA 02 800) localizado no baixo curso do rio Aguapeí os valores de condutividade elétrica em 2018 obtiveram variação de (106 a 124 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sendo o menor valor registrado em fevereiro e o maior valor registrado em dezembro (CETESB, 2019).

Sales et al. (2020) ao estudarem canais fluviais na Reserva Biológica do Jarú no Estado de Rondônia encontraram valores de condutividade elétrica entre (5,5 a 49,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

O rio Solimões, importante afluente do rio Amazonas é considerado rico em nutrientes, íons e alta quantidade de sólidos suspensos quando comparado a outros rios amazônicos como o rio Negro, possuindo condutividade elétrica entre 64 a 75 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (RAMOS, 2019). No alto rio Paraná, estudos conduzidos por Rocha e Tomaz (2004) verificaram valores entre (47 a 62 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

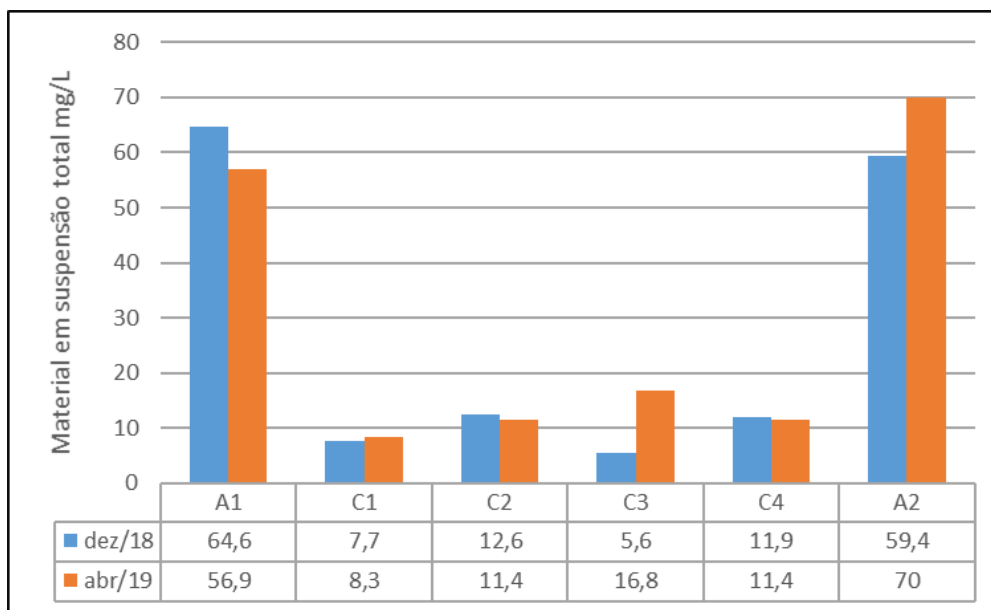
Os canais fluviais estudados quando comparados com grandes rios como o Solimões e o rio Paraná apresentaram valores mais elevados. De acordo com Santos (2007), os valores de condutividade elétrica em águas naturais podem variar de 10 a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, deste modo valores acima de 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ demonstram ambientes impactados.

6.5. Análise de variáveis limnológicas em laboratório

6.5.1 Material em suspensão

A figura 21 apresenta as concentrações de material em suspensão total.

Figura 21 - Material em suspensão total



Fonte: Elaboração própria

As concentrações do material em suspensão total apresentaram entre as amostragens aumento nas seções C1, A2 e C3 e diminuição nas seções C4, C2 e A2.

A variação na amostragem de dezembro de 2018 foi de (5,6 a 64,6 mg/L), sendo a menor concentração registrada na seção C3 e a maior na seção A1; em abril de 2019 a variação foi de (8,3 a 70 mg/L) sendo a menor concentração registrada na seção C1 e a maior registrada na seção A2; as seções A2 e A1 apresentaram maior amplitude de variação entre as amostragens, sendo observado na seção A2 a diferença de (10,6 mg/L) e na seção A1 (11,2 mg/L).

Analisando os pontos controle, a seção A1 obteve maiores concentrações em relação a seção A2 em dezembro e em abril ocorreu o inverso. Na amostragem de dezembro as concentrações do material em suspensão total diminuíram em 5,2 mg/L entre A1 e A2, isso pode ter ocorrido em função da maior pluviosidade registrada para o período que pode ter causado um efeito de diluição após a entrada dos canais afluentes analisados. Em abril houve um aumento de 13,1 mg/L entre as seções A1 e A2, demonstrando um aumento da contribuição dos canais afluentes no período de menor pluviosidade para as concentrações do material em suspensão total.

Nas seções C2 e C3; as concentrações na seção C2 foram maiores em relação a C3 em dezembro e menores que a C3 em abril. Analisando somente os tributários a seção C2,

apresentou maiores concentrações na amostragem de dezembro seguida da seção C4 e a seção C3 apresentou maiores concentrações na amostragem de abril.

A velocidade do fluxo é uma variável que se relaciona com os padrões de concentração do material em suspensão em um canal fluvial, menores velocidades ocasionam a sedimentação parcial e maiores velocidades promovem a suspensão das partículas (ROCHA, 2004). Considerando as seções C1, C2 e C4 no qual foram medidas a velocidade do fluxo, a seção C2 apresentou a maior velocidade de fluxo em ambas amostragens como também as maiores concentrações de material em suspensão total.

Em bacias de drenagem localizadas na região do Pontal do Paranapanema Santos; Pimenta; Rocha (2017) encontraram valores de material em suspensão total oscilando de (5,6 a 40 mg/L); Gonçalves (2011) analisando o rio Santo Anastácio localizado nesta mesma região encontrou valores médios de (98 mg/L) ao longo do perfil deste canal fluvial evidenciando maiores valores registrados nos meses de fevereiro e outubro.

Rocha (2004) ao analisar canais afluentes da margem esquerda do rio Paraná encontrou valores de material em suspensão total abaixo de 24,1 mg/L. Rocha; Thomaz (2004) encontraram valores abaixo de 40 mg/L para o rio Paraná. De acordo com os monitoramentos realizados pelo Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL), na foz do rio Ivinhema em 2019 foram registrados valores entre 22 a 67 mg/L de material em suspensão total, na foz do rio Miranda valores entre 7 e 70 mg/L, na foz do rio Aquidauana valores entre 23 e 91 mg/L e na foz do rio da Prata valores entre 8 a 81 mg/L (IMASUL, 2019). Deste modo, os valores registrados no rio Aguapeí se assemelham aos valores encontrados em rios do Pantanal.

A tabela 8 apresenta em porcentagem a fração orgânica e inorgânica do material em suspensão nas seções amostradas.

Tabela 8 - Fração orgânica e inorgânica do material em suspensão

Seção	Fração Orgânica (%)		Fração Inorgânica (%)	
	Dez/2018	Abr/2019	Dez/2018	Abr/2019
A1	99,95	99,95	0,05	0,05
C1	99,97	99,96	0,03	0,04
C2	99,96	99,96	0,04	0,04
C3	99,98	99,95	0,02	0,05
C4	99,96	99,96	0,04	0,04
A2	99,95	99,95	0,05	0,05

As concentrações de material orgânico foram superiores em relação ao material inorgânico; o material orgânico apresentou maiores concentrações em todas as seções e em todas as amostragens sendo a concentração encontrada superior a 99%.

Rocha e Martin (2005) analisando o córrego Água da Lavadeira em Rancharia-SP também encontraram maiores valores de fração orgânica no material em suspensão, os valores encontrados variaram de (62,16 a 84,00%) de fração orgânica e (6,58 a 37,84%) de fração inorgânica, neste canal fluvial amostrado as autoras associaram a alta carga orgânica devido as fontes de poluição como o despejo de efluentes domésticos e das atividades industriais no entorno imediato.

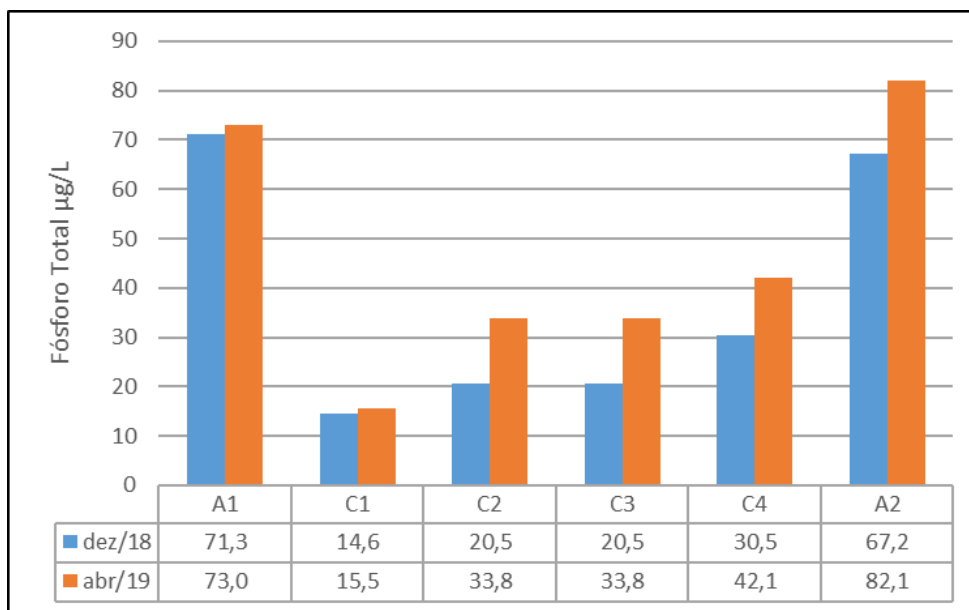
Granado (2008) ao estudar o rio Paranapanema também relatou frações orgânicas no material em suspensão acima de 70% em grande parte das seções monitoradas no período analisado. Campagna (2010) ao analisar canais fluviais na bacia hidrográfica do rio Jacaré-Guaçu também encontrou frações superior de matéria orgânica em algumas das seções de monitoramento, para estes canais avaliados a alta carga orgânica foi associada a entrada de esgotos domésticos.

De acordo com o Relatório de Situação dos Recursos Hídricos das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, o rio Aguapeí recebe parte do esgoto in natura da cidade de Marília como também os esgotos clandestinos lançados nas galerias de águas pluviais (CBH-AP, 2019).

6.5.2 Fósforo total

As concentrações de fósforo total podem ser observadas na figura 22.

Figura 22 - Concentração de fósforo total



Fonte: Elaboração própria

As concentrações de fósforo total apresentaram aumento na amostragem de abril em todas as seções; a seção A2 foi o ponto que mais obteve variação (14,9 µg/L). A variação na amostragem de dezembro de 2018 foi de (14,6 a 71,3 µg/L), sendo a menor concentração registrada na seção C1 e a maior na seção A1; em abril de 2019 a variação foi de (15,5 a 82,1 µg/L) sendo a menor concentração registrada na seção C1 e a maior registrada na seção A2.

Nas seções C2 e C3 as concentrações de fósforo total se mantiveram iguais entre as seções, nos pontos de controle A1 e A2 as concentrações de fósforo foram maiores na seção A1 em dezembro e em abril foram maiores na seção A2.

Considerando somente as seções C1, C2 e C4, a seção C4 localizada no córrego Independência foi a seção que obteve maiores concentrações.

Araújo et al. (2018) encontraram valores oscilando entre (0,01 a 271,2 µg/L) em diferentes bacias no oeste paulista; Moura et al. (2016) analisando o córrego da Ilha Grande no oeste paulista encontraram valores entre (15,5 a 19,9 µg/L) na amostragem de janeiro de 2016 e valores entre (10,5 a 17,1 µg/L) na amostragem de abril.

No ponto de monitoramento (AGUA 02 800) as concentrações de fósforo total em 2018 oscilaram entre (40 a 52 µg/L), sendo o menor valor registrado em agosto e o maior em fevereiro (CETESB, 2019).

De acordo com os monitoramentos realizados pelo Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL), na foz do rio Ivinhema em 2019 foram registrados valores

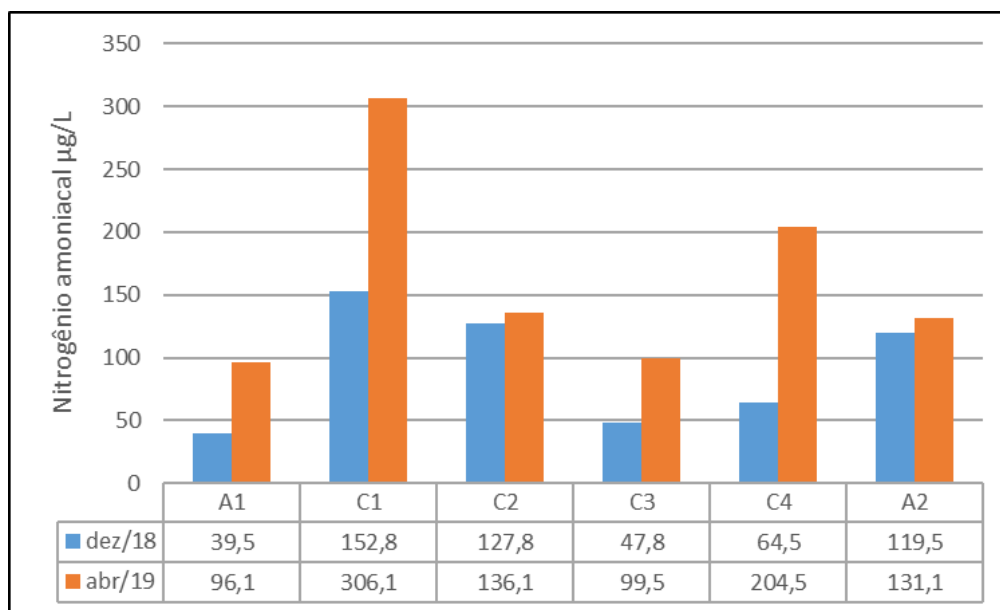
entre 79 a 161 $\mu\text{g/L}$ de fósforo total, na foz do rio Miranda valores entre 114 e 171 $\mu\text{g/L}$, na foz do rio Aquidauana valores entre 73 e 220 $\mu\text{g/L}$ e na foz do rio da Prata valores entre 76 a 166 $\mu\text{g/L}$ (IMASUL, 2019).

As concentrações de fósforo total da maior parte das águas superficiais não contaminadas estão entre 10 até 50 $\mu\text{g/L}$. A variação é alta, entretanto, pode estar relacionada às características da geologia regional, os níveis de fósforo em águas doces são geralmente mais baixos em regiões montanhosas de geomorfologia rochosa cristalina e maiores em águas de planícies derivadas de depósitos de rochas sedimentares (WETZEL, 2001).

6.5.3 Nitrogênio amoniacal

As concentrações de nitrogênio amoniacal podem ser observadas na figura 23.

Figura 23 - Concentração de nitrogênio amoniacal



Fonte: Elaboração própria

As concentrações de nitrogênio amoniacal apresentaram variação temporal, onde na amostragem de abril ocorreu aumento em todas as seções. A variação na amostragem de dezembro de 2018 foi de (39,5 a 152,8 $\mu\text{g/L}$), sendo a menor concentração registrada na seção A1 e a maior na seção C1; em abril de 2019 a variação foi de (96,1 a 306,1 $\mu\text{g/L}$) sendo a menor concentração registrada na seção A1 e a maior registrada na seção C1; as seções C1 e C4 apresentaram uma amplitude de variação elevada, sendo observado na seção C1 a diferença de (153,3 $\mu\text{g/L}$) e na seção C4 (140 $\mu\text{g/L}$).

Analisando somente os tributários, a seção que apresenta as maiores concentrações é a seção C1 em ambas amostragens no qual os valores ultrapassam os valores das seções A1 e A2. Ao analisar as seções C2 e C3 que estão no mesmo canal fluvial é mostrado que a seção C2 (jusante) possui maiores concentrações em ambas amostragens.

Os pontos de controle A1 e A2 apresentaram um gradiente de variação entre si de (80 µg/L) na amostragem de dezembro e (35 µg/L) na amostragem de abril, mostrando um aumento da concentração de nitrogênio amoniacal na seção A2 após a entrada dos tributários.

Moura et al. (2016) analisando o córrego da Ilha Grande encontraram valores entre (2,2 a 89,9 µg/L) em janeiro de 2016 e valores entre (5,5 a 111,8 µg/L) em abril de 2016.

De acordo com os monitoramentos realizados pelo Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL), na foz do rio Ivinhema em 2019 foram registrados valores entre 50 a 60 µg/L de nitrogênio amoniacal. No rio Paraná Rocha; Thomaz (2004) obtiveram valores abaixo de 20 µg/L.

As concentrações de nitrogênio amoniacal tendem a ser baixas em rios sem influência antrópica, variando de 7-60 µg/L⁻¹ nas águas dos rios naturais. A distribuição de amônia em água doce é altamente variável tanto regionalmente, sazonalmente e espacialmente dentro dos canais fluviais, varia em função, do nível de produtividade e dos níveis de poluição por matéria orgânica (WETZEL, 2001).

6.6 Análise estatística e correlações espaço-temporal dos resultados

6.6.1 Estatística descritiva

A estatística descritiva das variáveis limnológicas amostradas está apresentada na Tabela 9.

Tabela 9 - Estatística descritiva das variáveis limnológicas

Variáveis	Unidade	Média	Valor máximo	Valor mínimo	Desvio padrão	CV(%)	N*
Oxigênio dissolvido	mg/L	6,0	7,7	3,2	1,4	24,3	12
Temperatura da água	° C	27,1	30,6	23,4	2,5	9,2	12
pH	pH	6,3	6,7	5,9	0,2	3,2	12
Turbidez	UNT	44,0	93,2	17,6	28,7	65,1	12
Condutividade elétrica	µs/cm	112,6	136,4	96,5	11,8	10,4	12
Fósforo total	µg/L	42,1	82,1	14,6	24,6	58,6	12
Nitrogênio amoniacal	µg/L	127,1	306,1	39,5	72,8	57,3	12
Material em suspensão total	mg/L	28	70	5,6	25,9	92,4	12

N* (número de amostras)

Conforme apresentado na tabela é observado maior coeficiente de variação (CV) nos parâmetros material em suspensão, turbidez, fósforo total e nitrogênio amoniacal e menor coeficiente de variação no pH e temperatura, sendo, de acordo com Pimentel-Gomes (1987) dados que apresentam coeficiente de variação maior que 20% considerados dados não homogêneos e menor que 20% dados homogêneos.

Muitos fatores influenciam a composição da água de um canal fluvial e como consequência a composição química é altamente variável tanto espacialmente quanto temporalmente (ALLAN; CASTILLO, 2007).

As variáveis limnológicas: material em suspensão total, turbidez, fósforo total, nitrogênio amoniacal e oxigênio dissolvido foram as variáveis que apresentaram os maiores valores de coeficiente de variação.

O pH foi a variável que apresentou menor coeficiente de variação, pouca variação sazonal e espacial. Cole (1983) discorre que pequenas variações sazonais e espaciais nos valores de pH podem ser determinadas em função da presença de íons bicarbonatos e carbonatos que podem formar um sistema tamponante. De acordo com Silva (2007) a pouca variabilidade do pH em um determinado local ao longo do período é um fator que contribui para a manutenção dos seres vivos nestes ambientes.

Os maiores índices de precipitação pluviométrica promovem a elevação do nível de água nos canais que os conecta com a sua planície de inundação influenciando os valores e concentrações das variáveis limnológicas.

Muniz (2010) estudando as águas do Pantanal relatou a diminuição do pH na fase de cheia relacionando essa característica aos processos produtivos ligados à disponibilidade do oxigênio dissolvido. Com o alagamento da planície de inundação, a atividade fotossintética tende a diminuir aumentando a concentração de gás carbônico livre e consequentemente a diminuição do pH (BRITO, 2006).

Outro fator que contribui para a redução do pH no período de cheia está relacionado a maior entrada de matéria orgânica oriunda do escoamento superficial a partir da lixiviação do solo (ESTEVES, 1998), deste modo, onde a matéria vegetal em decomposição é abundante, especialmente em áreas pantanosas os ácidos húmicos resultam em águas "marrons" ou "negras" e um pH na faixa de 4-5 (ALLAN, CASTILLO, 2007).

As seções C3 e C2 localizadas no córrego Volta Grande apontam uma tendência de aumento de pH à jusante do canal. Oliveira (2003) encontrou resultado semelhante ao estudar o córrego do Cancã em São Carlos - SP, a autora relacionou esta característica com a influência da entrada de material alóctone originado da vegetação ciliar no qual ocasionou uma maior taxa de decomposição e redução do oxigênio dissolvido diminuindo assim os valores do pH, este é um fator que pode ter influenciado os menores valores de pH na seção C3, visto que, esta seção está localizada na saída de um reservatório onde há presença de muitas macrófitas, logo, mais matéria orgânica em decomposição.

As bacias hidrográficas dos três córregos analisados englobam em quase toda sua extensão os solos do tipo latossolo vermelho distrófico, estando os planossolos háplicos e os gleissolos háplicos limitados a proximidade da confluência com o rio Aguapeí.

Os latossolos em geral possuem baixa fertilidade e baixa retenção de nutrientes, sendo mais susceptíveis a lixiviação (GONÇALVES, 2011), além de serem ligeiramente ácidos com pH entre 4,0 a 5,5 (FREITAS, 2015).

Assim como pH, a temperatura da água também registrou baixo coeficiente de variação. A temperatura da água é influenciada por diversos fatores em atuação simultânea tal como a altitude, latitude, cobertura vegetal circundante do corpo d'água bem como pelas características climáticas sazonais, variações ao longo do dia, além da quantidade de fluxo e a profundidade do canal (DOMINGOS, 2002; ROCHA, MARTIN, 2005).

Oliveira (2003) estudando o córrego do Cancã em São Carlos - SP também registrou menores temperaturas em sua amostragem em abril e temperaturas mais elevadas em sua amostragem de novembro, a autora discorre que estes valores de temperatura estão de acordo com a sazonalidade climática regional.

Sendo assim, “os resultados de temperatura corroboram com temperaturas de corpos aquáticos tropicais e provavelmente estão relacionados com a quantidade recebida de radiação solar” (ROCHA; MARTIN, 2005 p.126).

A condutividade elétrica apresentou um coeficiente de variação de 10, 4%, no qual registrou menores valores nas seções localizadas no rio Aguapeí e maiores valores registrados em seus tributários.

Nas seções C2 e C3 localizadas no córrego Volta Grande os valores foram maiores na seção C3 (montante) sendo esta seção desprovida de cobertura vegetal circundante. Estudos realizados por Tundisi; Matsumara-Tundisi (2010) comparam as características limnológicas da água em trechos de um mesmo rio comparando uma seção com vegetação ripária protegida e outra com vegetação desmatada e uso intenso do solo, o aumento na condutividade elétrica da água, turbidez, amônia, fósforo total e nitrogênio total foi evidenciado como resultado de remoção da vegetação e degradação da bacia hidrográfica.

As seções C4, C2 e C3 registraram aumento em abril, sendo a maior amplitude registrada na seção C3 (12,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Oliveira (2003) ao analisar o córrego Cancã também observou maiores valores de condutividade elétrica em sua amostragem de abril e menores em novembro, a autora relaciona a diluição ocorrida pela maior entrada de volumes de água ocasionada pela precipitação pluviométrica.

Nos rios tropicais, os valores de condutividade elétrica de acordo com Esteves (1998), estão relacionados com as características geoquímicas e climáticas.

A concentração iônica é aproximadamente duas vezes maior em rios que drenam terrenos sedimentares em comparação com terrenos ígneos e metamórficos, devido à resistência diferencial das rochas ao intemperismo (ALLAN; CASTILLO; 2007).

As bacias hidrográficas dos córregos estudados se encontram majoritariamente inseridas na Formação Santo Anastácio (rocha sedimentar), formação geológica esta que, segundo Silva (2015), é constituída abundantemente por ferro e alumínio, exímios condutores de eletricidade.

As concentrações de oxigênio dissolvido variaram entre 3,2 e 7,7 mg/L apontando coeficiente de variação de 24,3%. O oxigênio dissolvido é um parâmetro capaz de indicar a capacidade de um corpo d'água natural em manter a vida aquática, onde para isso os valores recomendados devem ser ≥ 5 mg/L (CETESB, 2017). De acordo com este critério, as seções que apresentaram valores menores que o recomendado foram as seções C3 e C4 na amostragem de abril e a seção C4 em dezembro.

As seções C2 e C3 estão localizadas no mesmo canal fluvial (córrego Volta Grande), analisando estas duas seções os valores de oxigênio foram mais elevados na seção a jusante C2 em ambas amostragens; a seção C3 está em um ambiente transicional, saindo de um ambiente lântico para lótico onde há também a presença de muitas macrófitas, diante de tais características Moccellini (2010) discorre que as concentrações menores do oxigênio dissolvido podem ser explicadas pelos processos de decomposição que podem estar ocorrendo neste ambiente.

A seção C4 também apresentou concentrações baixas de oxigênio dissolvido na amostragem de abril, Oliveira (2003) encontrou valores mais baixos em amostragens na época de estiagem, associando a menor diluição de poluentes com a redução do volume de água nos canais fluviais.

Outro fator que interfere nas concentrações de oxigênio dissolvido nos canais fluviais envolve as características hidráulicas do canal, no qual maiores valores de velocidade e vazão auxiliam na reintrodução do oxigênio atmosférico nas águas do canal fluvial (GARCIA, 2013). Esta afirmação corrobora com os resultados encontrados na amostragem de dezembro para as seções C1, C2 e C4; estas apresentaram maiores valores de velocidade e vazão e maiores concentrações de oxigênio dissolvido.

As concentrações do nitrogênio amoniacal variaram entre 39,5 a 306,1 $\mu\text{g/L}$, apresentando um coeficiente de variação de 57,3%, esta variável apresentou maiores concentrações em abril em todas as seções amostradas. Benassi (2002) relatou resultados semelhantes, onde as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal foram observadas na estiagem; a autora relacionou as maiores concentrações do nitrogênio amoniacal com as menores incidências de precipitação cujo efeito diluidor no corpo hídrico foi diminuído, evidenciando que em sua área de estudo a entrada do nitrogênio amoniacal estaria entrando no sistema através de fontes pontuais.

Para Esteves (1998), os maiores valores de nitrogênio na época de estiagem podem ser consequência dos processos de decomposição da matéria orgânica, que libera compostos nitrogenados. Furtado (2005), acrescenta que a maior taxa de decomposição que ocorre neste período resulta do baixo nível da água e diminuição do fluxo, que favorece os processos de decomposição da matéria orgânica carregada no canal fluvial. Trindade (1980)⁸ apud Freitas (2012) menciona que uma das características de solos hidromórficos é a perda de nitrogênio para a coluna d'água sob a forma de nitrogênio amoniacal. Na área de estudo a ocorrência de

⁸ TRINDADE, M. **Nutrientes em sedimentos da represa do Lobo (Brotas – Itirapina)**. 1980. 219 p. Dissertação. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 1980.

solos hidromórficos são do tipo gleissolo háplico e estão presentes ao longo da calha do rio Aguapeí e sua planície de inundação.

O fósforo total obteve um coeficiente de variação de 58,6% registrando maiores concentrações nas seções A1 e A2 entre os canais afluentes, a seção que apresentou as maiores concentrações foi a seção C4, em ambas amostragens. Nas seções C2 e C3 localizadas no córrego Volta Grande, as concentrações de fósforo total se mantiveram iguais ao longo do perfil longitudinal em ambas amostragens.

A concentração total de fósforo na maioria das águas superficiais não contaminadas situa-se entre 10-50 $\mu\text{g/L}^{-1}$, no entanto, a variação é alta e pode estar relacionada às características da geologia regional (WETZEL, 2001).

O principal reservatório de fósforo no ambiente são as rochas e os sedimentos, sendo o fósforo liberado lentamente pela ação dos fatores climatológicos e em águas não poluídas geralmente é escasso. Os níveis de fósforo são geralmente mais altos nas regiões que drenam os depósitos de rochas sedimentares e baixos nas regiões do leito rochoso cristalino (ALLAN; CASTILLO, 2007).

A turbidez apresentou o segundo maior coeficiente de variação entre as variáveis analisadas (65,1%). Os pontos de controle A1 e A2 apresentaram teores de turbidez mais elevadas que os seus tributários como esperado por ser um canal de ordem maior, é verificado também variação longitudinal da turbidez ao longo do curso do canal, apresentando maiores valores no sentido da foz.

O material em suspensão total foi a variável que apresentou o maior coeficiente de variação (92,4%). A carga de material em suspensão total não demonstrou sazonalidade definida e foi muito variável entre as seções e as amostragens. Diante dos resultados obtidos para esta variável é possível resgatar as considerações de Poole (2002) onde os rios são considerados sistemas ímpares, formados pela interação de atributos bióticos e abióticos além das intervenções antrópicas que atuam na caracterização de cada segmento do canal fluvial. Ainda assim, cabe resgatar também as considerações de Montgomery (1999) no qual discorre que a concentração material em suspensão total é influenciada pela geologia, o uso do solo e os fatores climatológicos que podem diferir em rios em uma mesma bacia hidrográfica.

A maior fração orgânica do material em suspensão foi registrada em todas as seções nas duas amostragens. Os canais fluviais com maior carga de material em suspensão inorgânico remetem a maior contribuição da litologia da bacia hidrográfica e menor contribuição de matéria orgânica de origem detrital (COGO, 2005). Porém, a carga de

material em suspensão das seções amostradas revela características reversas, demonstrando menor contribuição da litologia e maior contribuição de carga detrital.

A vegetação circundante juntamente com os diversos componentes bióticos atrelados a estes ambientes são os fatores naturais que mais contribuem para o fornecimento da matéria orgânica encontrada nos canais fluviais (RIOS; CALIJURI, 1995).

Calijuri et al. (1999) discorrem que o material inorgânico em suspensão serve de substrato para as bactérias na coluna d'água, onde estas aumentam sua taxa de crescimento em função das altas temperaturas ocasionadas na época que ocorre maiores índices pluviométricos, logo, nesta época é comum encontrar maiores valores de fração orgânica no material em suspensão devido ao crescimento dos microrganismos como também pela entrada de matéria orgânica pelo escoamento superficial e pela menor oxigenação da coluna d'água.

Além do aporte natural de matéria orgânica, atividades antrópicas como o desmatamento, agricultura e agropecuária sem práticas de manejo adequada, urbanização e atividades industriais são atividades que geram efluentes ricos em matéria orgânica contribuindo para o aumento da carga orgânica nos ambientes aquáticos (REIFFARTH et al., 2016).

Argenton (2004) analisando alguns canais fluviais na região de Brotas e Itirapina – SP também encontrou maiores frações orgânicas no material em suspensão, (superior a 50%) e atribui esse ocorrido em função da pluviosidade que promoveu o carreamento de materiais alóctones para o sistema.

6.6.2 Correlação múltipla entre as variáveis limnológicas

O resultado da correlação entre as variáveis limnológicas no qual engloba todas as seções está apresentada na tabela 10 e na tabela 11 está apresentada a correlação entre as seções C1, C2 e C4 com os dados de vazão (Q) e com todas as variáveis limnológicas amostradas para estas seções.

Tabela 10 - Correlação múltipla entre as variáveis limnológicas (todas as seções)

	pH	OD	CE	TUR	TA	PT	NA	MST	MSO	MSI	PP
pH											
OD	0,79										
CE	-0,47	-0,56									
TUR	0,55	0,57	-0,79								
TA	0,29	0,45	-0,20	0,28							
PT	0,39	0,38	-0,73	0,95	0,11						
NA	0,12	0,09	-0,01	-0,19	-0,04	-0,33					

MST	0,31	0,27	-0,29	0,70	0,31	0,73	-0,31				
MSO	0,31	0,27	-0,29	0,70	0,31	0,73	-0,31	0,99			
MSI	0,31	0,27	-0,29	0,71	0,32	0,74	-0,30	0,99	0,99		
PP	0,35	0,35	-0,12	0,16	0,04	0,19	-0,22	0,28	0,28	0,26	

Obs: OD (oxigênio dissolvido); CE (condutividade elétrica); TUR (turbidez); TA (temperatura da água); PT (fósforo total); NA (nitrogênio amoniacal); MST (material em suspensão total); MSO (material em suspensão orgânico); MSI (material em suspensão inorgânico); PP (precipitação).

As variáveis limnológicas com o maior número de correlações fortes foram a turbidez e em sequência, o fósforo total. Verificou-se: TUR e PT ($r = 0,95$); TUR e CE ($r = -0,79$); TUR e MSI ($r = 0,71$); TUR e MSO ($r = 0,70$); TUR e MST ($r = 0,70$); TUR e OD ($r = 0,57$); TUR e pH ($r = 0,55$); PT e CE ($r = -0,73$); PT e MSI ($r = 0,74$); PT e MSO ($r = 0,73$); PT e MST ($r = 0,73$).

Tanto a turbidez quanto o fósforo total se correlacionaram positivamente com o material em suspensão e suas frações, as duas variáveis também se correlacionaram negativamente com a condutividade elétrica.

Medeiros et al. (2018) também encontraram correlações negativas entre a condutividade elétrica e a turbidez, para estes autores a turbidez pode estar associada à ocorrência de poluentes não iônicos, como matéria orgânica. Neste sentido, a alta concentração de fração orgânica no material em suspensão pode estar associada a estas correlações, visto que tanto o fósforo total e a turbidez também se correlacionaram positivamente com o material em suspensão e suas frações.

Para Rigon (2010) as correlações entre a turbidez e o material em suspensão demonstram que a turbidez é controlada em maior parte pela carga em suspensão, enquanto que a contribuição de elementos dissolvidos como os ácidos húmicos é insignificante.

De acordo com o Relatório de Situação dos Recursos Hídricos das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, fatores como o assoreamento dos cursos d'água pelo aporte de sedimentos e poluição difusa, originados por processos erosivos e escoamento superficial das águas, agravados pela ausência de cobertura vegetal e práticas agrícolas inadequadas são apontados como causa para deterioração da qualidade ambiental das águas do rio Aguapeí e seus afluentes (CBH-AP, 2019).

Tabela 11 - Correlação múltipla entre as variáveis limnológicas (seções C1, C2 e C4)

[illegible]

CE	0,51	0,69										
TUR	-0,19	-0,09	0,15									
TA	0,50	0,60	-0,11	0,00								
PT	-0,65	-0,81	-0,20	0,26	-0,83							
NA	0,28	0,22	-0,07	0,73	0,59	-0,26						
MST	-0,33	-0,53	-0,32	-0,44	-0,48	0,63	-0,58					
MSO	-0,33	-0,53	-0,32	-0,44	-0,48	0,63	-0,58	0,99				
MSI	-0,38	-0,47	-0,29	-0,29	-0,33	0,59	-0,45	0,95	0,95			
Q	0,65	0,66	0,46	-0,37	0,22	-0,69	-0,11	-0,57	-0,57	-0,73		
PP	0,26	0,06	0,23	-0,16	-0,36	-0,06	-0,18	-0,33	-0,33	-0,60	0,73	

Obs: OD (oxigênio dissolvido); CE (condutividade elétrica); TUR (turbidez); TA (temperatura da água); PT (fósforo total); NA (nitrogênio amoniacal); MST (material em suspensão total); MSO (material em suspensão orgânico); MSI (material em suspensão inorgânico); Q (vazão); PP (precipitação).

Para este conjunto de dados, as variáveis limnológicas que obtiveram os maiores números de correlações foram o oxigênio dissolvido e a vazão, verificou-se OD e pH ($r = 0,85$); OD e PT ($r = -0,81$); OD e CE ($r = 0,69$); OD e Q ($r = 0,66$); OD e TA ($r = 0,60$); OD e MST ($r = -0,53$) e Q e PP ($r = 0,73$); Q e MSI ($r = -0,73$); Q e PT ($r = -0,69$); Q e pH ($r = 0,65$); Q e MST ($r = -0,57$); Q e MSO ($r = -0,57$).

Considerando as diferenças sazonais destes parâmetros, essas correlações apresentam evidências sobre a intensidade dos efeitos dos níveis fluviométricos nas características limnológicas destes canais fluviais.

As características climatológicas apresentam elevado grau de influência para as variações temporais e espaciais nos ambientes lóticos; a radiação solar afeta a temperatura da água e níveis de precipitação pluviométrica promove mudanças em diversos processos físicos e químicos como os níveis fluviométricos, o transporte de sedimentos e parâmetros como a turbidez, condutividade, pH, entre outros (NOVELLI, 2005).

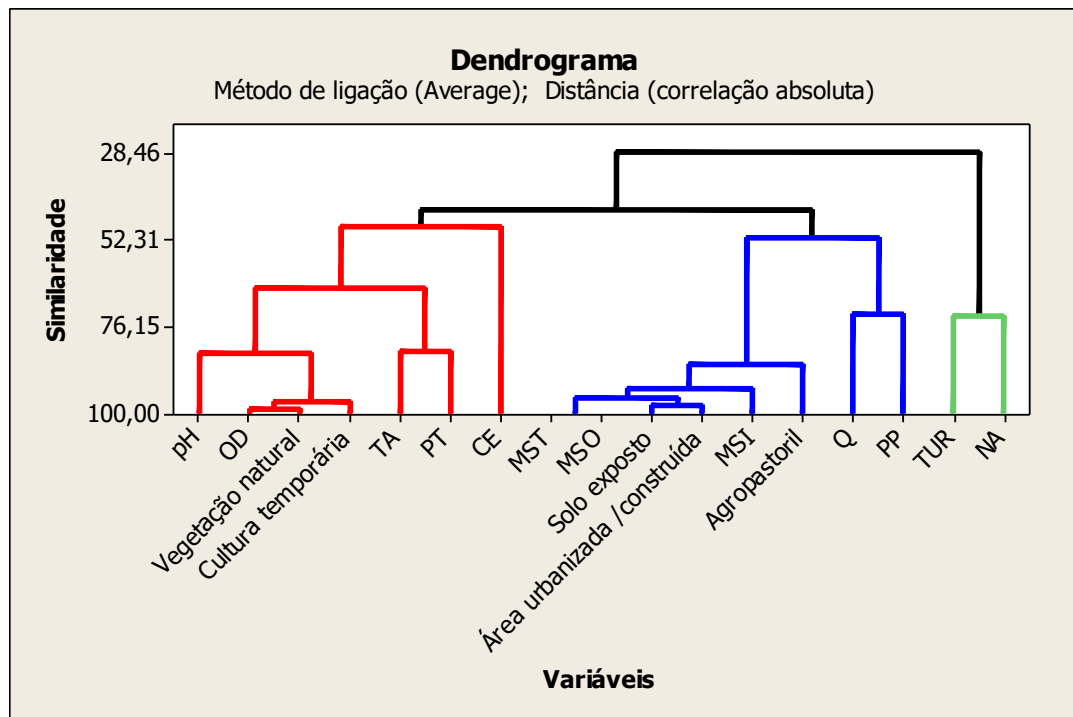
A variação dos níveis fluviométricos nos canais fluviais é um fator que promove tanto a concentração de alguns compostos como também a diluição de outros (FRITZSONS et al., 2009). Neste sentido, a correlação negativa entre a vazão e fósforo total reflete o efeito de concentração dessa variável na amostragem de abril quando a vazão foi menor.

6.6.3 Análise de correlação espacial e temporal através da estatística multivariada

Com o objetivo de analisar a relação entre as variáveis limnológicas e as classes de uso do solo e cobertura da terra nas bacias hidrográficas dos três córregos monitorados foi realizada a análise de cluster entre as variáveis limnológicas e as classes de uso do solo e

cobertura da terra, o resultado da análise está representado em forma de dendograma na figura 24.

Figura 24 - Dendograma da análise de cluster entre as variáveis limnológicas e as classes de uso do solo e cobertura da terra



Fonte: Elaboração própria

O dendograma ilustrado pela figura 22 representa o resultado da análise representando a formação de 3 grupos. O primeiro grupo, destacado em vermelho no dendograma, foi composto pelas classes vegetação natural e cultura temporária estando ligadas as variáveis pH, oxigênio dissolvido, temperatura da água, fósforo total e condutividade elétrica. O segundo grupo, destacado pela cor azul no dendograma, resultou do agrupamento entre as classes solo exposto, área urbanizada/construída e agropastoril juntamente com as variáveis limnológicas material em suspensão total e suas frações orgânicas e inorgânicas, vazão e precipitação. O terceiro grupo, destacado na cor verde no dendograma resultou na associação das variáveis limnológicas turbidez e nitrogênio amoniacal no qual não se agruparam diretamente com nenhuma classe de uso do solo e cobertura da terra.

Frascareli et al. (2015) encontram agrupamentos semelhantes entre as classes de uso do solo e as variáveis limnológicas. No estudo destes autores, as variáveis pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica se agruparam com as áreas de agricultura; o solo exposto e

as áreas urbanas estiveram agrupadas com o material em suspensão total e o fósforo total esteve mais próximo dos remanescentes florestais. Araújo et al. (2019) também encontraram agrupamento entre as áreas de cultura temporária e a condutividade elétrica. No estudo conduzido por Simonetti et al. (2019) os autores encontraram agrupamento entre as áreas agrícolas e o fósforo total.

Durante os trabalhos de campo ao percorrer as estradas rurais que dão acesso às seções monitoradas foram identificados muitos pontos de armazenamento e aplicação de vinhaça no entorno das seções devido à grande parte da ocupação das bacias pelo cultivo da cana-de-açúcar.

A vinhaça é um resíduo gerado decorrente da produção do álcool, utilizado nas lavouras de cana-de-açúcar como fertilizante, este efluente é caracterizado por ser um líquido de odor forte, coloração marrom-escuro, baixo pH, alto teor de potássio e com alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO), ou seja, com alta carga de matéria orgânica contida no efluente sendo um material altamente poluidor (SILVA; BONO; PEREIRA, 2014).

Os compostos químicos componentes da vinhaça quando aplicados em solos bem drenados como os Latossolos, podem percolar e atingir o lençol freático levando à contaminação das águas subterrâneas. No transporte desses compostos através dos solos, eles podem ser adsorvidos por constituintes da fração sólida ou serem lixiviados quando alcançam o limite de saturação do solo e desta forma, atingem as águas superficiais. O risco potencial de contaminação do lençol freático e das águas superficiais depende, portanto, das quantidades de vinhaça aplicada, da dinâmica hidrológica e das características químicas dos solos (BARBALHO; CAMPOS, 2010).

A partir destas considerações é possível relacionar o agrupamento da classe cultura temporária/cana-de-açúcar com as variáveis pH e oxigênio dissolvido encontradas no primeiro grupo visto que a vinhaça é um composto rico em matéria orgânica no qual é responsável pelo consumo de oxigênio dissolvido para sua decomposição influenciando também os valores de pH. As correlações lineares entre turbidez/material em suspensão e turbidez/condutividade elétrica corroboram com esses agrupamentos, a turbidez e material em suspensão demonstram a relação da carga sólida como maior influenciadora da turbidez e as correlações negativas entre condutividade elétrica e turbidez revelam os aportes de matéria orgânica, deste modo é possível inferir a influência da fertirrigação entre estes agrupamentos e correlações.

A classe vegetação natural também esteve próxima das variáveis pH e oxigênio dissolvido, a decomposição da matéria orgânica de origem autóctone oriunda da vegetação

riparia também é um fator que influencia as relações entre pH e oxigênio dissolvido nos canais fluviais além dos efeitos dos pulsos hidrológicos e a conectividade com a planície de inundação no momento das cheias.

As classes cultura temporária e vegetação natural também estiveram próximas a variável fósforo total e da condutividade elétrica. A agricultura é uma das principais fontes de fósforo nos ecossistemas aquáticos devido ao uso em larga escala de fertilizantes, herbicidas e pesticidas (MEYBECK, 2009; VAROL et al., 2011; LOLLO, 2016; CAIN et al., 2018; LIU et al., 2020). Sobre as relações entre o fósforo total e a vegetação natural os autores Allan; Castillo (2007) apontam que o dossel da floresta ripária também é uma fonte significativa de fósforo para o canal fluvial, isto ocorre devido a lixiviação ocasionada pela água das chuvas que escorre pelas superfícies da vegetação.

Em partes relativamente imperturbadas do alto rio Severn, no País de Gales, Reino Unido, as concentrações de fósforo total mensuradas no escoamento do fluxo pelo caule foram evidentemente mais altas do que as observadas na água da chuva, ilustrando a forte influência do dossel da vegetação (ALLAN; CASTILLO, 2007).

Baker (2006) aponta que em áreas agrícolas com o predomínio do cultivo da cana-de-açúcar foram observadas correlações entre os íons de cálcio e magnésio dissolvidos, alcalinidade e pH, todos se correlacionaram com a adição de cal a solos lixiviados nas bacias hidrográficas para melhorar a produtividade agrícola. Neste sentido, esta consideração apontada reflete a influência das áreas de cultura temporária sobre as variáveis condutividade elétrica e pH.

Em áreas de cultivo da cana-de-açúcar no oeste paulista foram observadas por Gonçalves; Rocha; Ferreira (2011) alterações em parâmetros físicos e químicos nos canais fluviais como o aumento da condutividade elétrica.

O segundo grupo formado onde estão as classes solo exposto, área urbanizada/construída e agropastoril são caracterizadas pelo baixo adensamento de vegetação como também pela ausência de vegetação em algumas áreas. Deste modo, unidos aos fenômenos de precipitação pluviométrica, essas áreas são mais susceptíveis a entrada de materiais pela ação do escoamento superficial, a lixiviação dos solos e a entrada de poluentes diversos por fontes difusas advinda das áreas urbanas (SCHNEIDER et al., 2011; HUANG et al., 2013; LOLLO, 2016).

Uma outra teoria ecológica amplamente discutida sobre o funcionamento dos ecossistemas lóticos é a teoria da Descontinuidade Serial (WARD; STANFORD, 1989). A possível aplicação deste conceito sobre os canais fluviais estudados pode estar relacionada

com as discontinuidades provocadas pela entrada de fontes pontuais de poluição. O córrego Independência à montante de seção C4 recebe os efluentes gerados pelo município de Nova Independência, os baixos valores de oxigênio dissolvido e pH juntamente com as elevadas concentrações de fósforo total e nitrogênio amoniacal demonstram uma sobrecarga no efeito de autodepuração deste canal fluvial.

O córrego Volta Grande também recebe fontes pontuais de esgotos sanitários oriundos de um Centro de Detenção Provisória localizado à montante da seção C2. Por estar sendo despejado dentro da zona de amortecimento do Parque Estadual do Aguapeí no processo de licenciamento ambiental do empreendimento foram exigidos um tratamento mais eficiente deste efluente antes de despejar no córrego, no entanto a eficácia deste tratamento não foi o foco deste monitoramento, contudo quando comparado com os outras as seções a seção C2 apresenta uma das maiores concentrações de material em suspensão total e fósforo total.

O terceiro agrupamento formado pelas variáveis turbidez e nitrogênio amoniacal permite duas interpretações distintas, a primeira remete que estas duas variáveis influenciam igualmente todas as classes de uso elencadas por isso não se agruparam especificamente com nenhuma classe, a segunda interpretação pode sugerir que as estas duas variáveis podem estar sendo influenciadas em maior magnitude por processos intrínsecos e naturais do sistema.

A literatura mostra que o aumento destas duas variáveis nos canais fluviais é amplamente influenciada pelas classes de áreas agrícolas como um todo e também pela poluição oriunda das áreas urbanizadas (BAKER, 2005; SCHNEIDER et al., 2011; LOLLO, 2016; CAIN et al., 2018; LIU et al., 2020).

Para Simedo et al. (2018) a concentração de nitrogênio amoniacal na água pode ainda ser influenciada pelo uso de sulfato de amônia em práticas agrícolas como ainda ter uma pequena contribuição em função de urina e fezes de animais que se aproximam dos corpos d'água.

A não correlação direta com as classes de uso do solo e cobertura da terra pode sugerir que estas duas variáveis limnológicas podem ser majoritariamente influenciadas por processos intrínsecos do sistema.

Deste modo, a turbidez não é apenas uma medida indireta de sedimentos em suspensão, podendo ser ocasionada também por algas e matéria coloidal presente nos canais fluviais (ALLAN; CASTILLO, 2007).

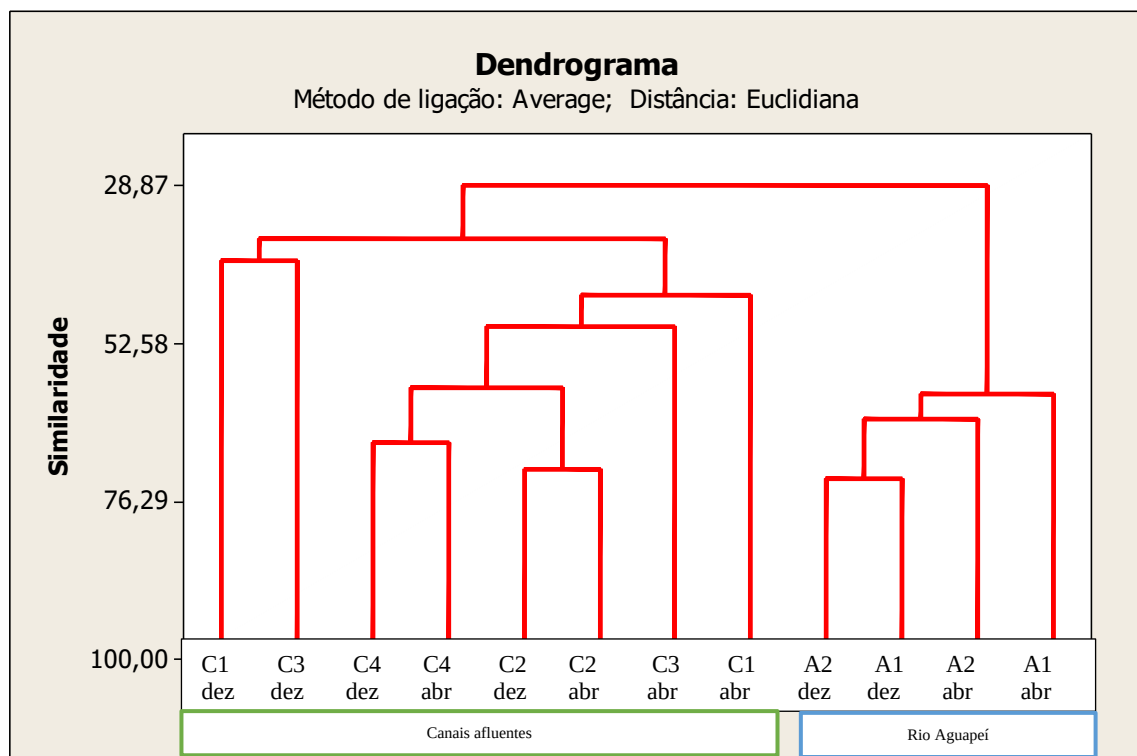
Em corpos d' água desconectados, a turbidez pode ser elevada principalmente pelo desenvolvimento do fitoplâncton que é controlado pelo conteúdo de nutrientes da água, a alta disponibilidade de nutrientes promove o desenvolvimento do fitoplâncton, bem como o

crescimento de plantas livres, que diminuem a penetração de luz no fundo, aumentando a turbidez e dificultando a colonização por espécies enraizadas (AMOROS; BORNETTE, 2002).

A entrada de nutrientes na camada eufótica também ocorre a partir de camadas de água mais profundas por causa da circulação vertical, ou seja, pela contribuição e movimento das águas subterrâneas, em níveis fluviométricos e profundidade menores, a transparência diminui devido à mistura induzida pelo vento e pelos peixes, que agitam a camada de sedimentos superficiais, altos níveis de nutrientes e baixas profundidades de água resultam em altas densidades de fitoplâncton (PUTZ; JUNK, 1997).

Com o intuito de analisar a correlação espacial das variáveis limnológicas e sua influência sobre os canais afluentes e o canal principal foi utilizada a análise de cluster entre as seções (análise espacial). A figura 25 representa a análise de agrupamento (*cluster analysis*) considerando todas as seções amostradas, os dados de precipitação pluviométrica e todas as variáveis limnológicas com exceção das medidas de vazão.

Figura 25 - Dendrograma da análise de agrupamento entre as seções (análise espacial)



Fonte: Elaboração própria

A análise de agrupamento utilizada em variáveis limnológicas segundo Rocha (2004) pode mostrar que as seções monitoradas podem se agrupar tanto espacialmente quanto

sazonalmente considerando o período de análise. Quando as seções se agrupam espacialmente, estas podem indicar que possuem características particulares que variam pouco ao longo do ciclo hidrodinâmico; considerando os agrupamentos sazonais estes podem apontar a existência de influência sazonal em determinados períodos ocorrendo de forma semelhante entre as seções.

Analizando o dendograma representado pela figura 23, a primeira divisão separou dois grupos principais, no primeiro grupo estão todas as seções dos tributários do rio Aguapeí (C1, C2, C3 e C4) e no segundo grupo as seções amostradas no rio Aguapeí (A1 e A2) mostrando que os tributários possuem semelhanças entre si e diferem do rio Aguapeí no qual são afluentes, ainda sim, o agrupamento formado pelas seções do rio Aguapeí demonstrou que as seções tiveram características semelhantes no espaço e uma variação sazonal demonstrada pela separação destas seções em dezembro e abril.

As seções C3 e C1 se separaram do grupo dos afluentes sazonalmente em dezembro, esta divisão remete aos maiores valores de condutividade elétrica encontrado nestas duas seções quando comparados com os outros tributários e a menores concentrações de material em suspensão total quando também comparados aos outros tributários neste mesmo período.

A seção C3 está localizada na saída de um reservatório (ambiente lântico), portanto as características de algumas variáveis acabam sendo diferentes entre esses dois tipos de ambientes aquáticos (lântico e lótico). Freitas (2012) observa que as concentrações de material em suspensão geralmente são menores em ambientes represados devido a profundidade e a ação dos ventos, em ambientes lóticos a profundidade tende a ser menor cuja ação dos ventos pode intensificar a interação com o sedimento aumentando o aporte do material em suspensão na coluna d'água. Esteves (1998) aponta que as macrófitas presentes na região litorânea dos lagos e reservatórios provocam um efeito “filtro”, reduzindo a turbulência da água e logo, sedimentando grande parte do material de origem alóctone.

O aumento da condutividade elétrica nesta seção pode estar sendo influenciado pela falta de vegetação ciliar no entorno que acarreta na maior entrada de material alóctone pelo escoamento superficial, como também pelo efeito de processos como a decomposição da matéria orgânica, que promove a liberação de íons.

A bacia hidrográfica onde está localizada a seção C1 possui uma área de drenagem maior em relação as outras duas bacias hidrográficas monitoradas. A seção C1 registrou em dezembro um dos maiores índices pluviométricos entre as seções monitoradas; os maiores valores encontrados de condutividade elétrica na amostragem de dezembro podem estar sendo

influenciados pelo escoamento superficial que promove a maior entrada de íons dissolvidos devido aos maiores índices pluviométricos registrados na seção neste período.

As concentrações de sedimentos em suspensão variam muito e estão relacionadas com a descarga e a velocidade, que determinam a quantidade de sedimentos em transporte (ALLAN; CASTILLO, 2007).

Para Medeiros et al. (2011) as relações de parâmetros morfológicos e hidrológicos que exercem influências sobre produção e transporte de material em suspensão é consideravelmente alterada em função dos impactos antrópicos sobre as bacias de drenagem.

O agrupamento entre a seção C4 em dezembro e C4 em abril está relacionado aos menores valores de oxigênio dissolvido e também as maiores concentrações de fósforo total nesta seção em ambas amostragens quando comparada as outras seções. A relação entre essas duas variáveis pode estar indicando a dominância de processos de respiração sobre os processos de produção nesta seção, visto que o oxigênio dissolvido diminuiu e a disponibilidade do fósforo aumentou. Os autores Allan; Castillo (2007) ressaltam também que a decomposição da matéria orgânica, incluindo fezes, organismos mortos e a serapilheira, também liberam fósforo na coluna de água.

A diferenciação espacial entre as seções A1 e A2 localizadas no rio Aguapeí e as seções localizadas nos seus canais afluentes ocorreu em função das maiores concentrações de turbidez, material em suspensão total e fósforo total nas seções localizadas no rio Aguapeí por este ser um canal fluvial de maior ordem quando comparado as outras seções amostradas; os valores da condutividade elétrica também reflete a diferenciação entre as seções, no qual os menores valores foram mensurados nas seções A1 e A2 quando comparado com as outras seções.

Nas seções controle A1 e A2 foram registrados em dezembro o aumento de algumas variáveis como também a diminuição de outras no perfil longitudinal no sentido da foz do canal fluvial, as variáveis temperatura da água, turbidez e nitrogênio amoniacal registraram aumento; o oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica, material em suspensão total e fósforo total registraram queda. Em abril algumas destas variáveis registraram valores inversos, ao longo do perfil longitudinal entre as seções A1 e A2 foi verificado aumento de oxigênio dissolvido, temperatura da água, pH, turbidez, material em suspensão total, fósforo total e nitrogênio amoniacal havendo diminuição apenas da condutividade elétrica no perfil longitudinal.

As variáveis temperatura da água, turbidez, nitrogênio amoniacal e condutividade elétrica mantiveram as mesmas características independente da sazonalidade, registrando

aumento no perfil longitudinal na temperatura da água, turbidez e nitrogênio amoniacal e redução da condutividade elétrica.

O aumento da temperatura da água, material em suspensão total e turbidez ao longo do perfil longitudinal independente da sazonalidade pode ser explicado a partir do conceito do contínuo fluvial (VANOTTE et al., 1980), considerando este conceito, a variável material em suspensão total desviou deste modelo na amostragem em dezembro, apresentando menores concentrações no sentido da foz, voltando a aumentar em abril.

Durante os pulsos de inundação vários corpos de água conectados podem experimentar diferentes velocidades de fluxo (AMOROS; BORNETTE, 2002).

A velocidade do fluxo é uma variável determinante em relação a quantidade de material em suspensão que é transportado na coluna d'água, a menor concentração do material em suspensão total na seção A2 na amostragem de dezembro pode estar relacionada a alguma diferença relacionada a esta variável, como a velocidade do fluxo não foi medida para estas duas seções não é possível fazer esta afirmação, visto que a variação foi bem discreta (5,2 mg/L).

A relação entre as variáveis temperatura da água, oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal e pH podem estar relacionadas com a decomposição da matéria orgânica. Em dezembro, quando os níveis fluviométricos aumentam e ocorre a conectividade do canal com sua planície de inundação, as taxas de decomposição tendem a aumentar; nesta época as temperaturas elevadas aceleram estes processos consumindo mais oxigênio dissolvido que também diminui em função da menor atividade fotossintética, o gás carbônico livre aumenta e com isso o pH diminui; isto pode explicar a diminuição do pH e do oxigênio dissolvido em dezembro e o aumento dos mesmos em abril nas seções A1 e A2, porém o nitrogênio amoniacal continuou aumentando nos dois períodos, sendo observado concentrações mais elevadas na seção A2, isto pode estar ocorrendo pela contribuição de seus canais afluentes que apresentam concentrações mais elevadas que as seções A1 e A2. Com isso, é possível resgatar as considerações de Rice et al. (2001) sobre o efeito da entrada dos afluentes causando rupturas nas tendências longitudinais dos canais fluviais, neste sentido é possível observar a contribuição dos afluentes para o aumento da concentração de nitrogênio amoniacal no rio Aguapeí.

A seção C1 por apresentar as maiores concentrações de nitrogênio amoniacal em ambas amostragens demonstra ser entre os canais analisados o que apresenta maior contribuição deste nutriente para o canal principal.

Embora generalizações sejam difíceis de fazer, a concentração de amônia em águas bem oxigenadas é geralmente baixa, na zona eufótica, a amônia é rapidamente assimilada por algas e representa a fonte mais significativa de nitrogênio para o plâncton (WETZEL, 2001).

A diminuição da condutividade elétrica no perfil longitudinal é apontada por Souza; Tundisi (2002) como uma tendência de estabilização da composição química da água que ocorre desde a nascente até a foz do rio. Para estes autores a água desenvolve uma resistência crescente à experimentação de mudanças repentinas a jusante, relatando esse comportamento para o rio Jacaré-Guaçu, onde a constância dos valores iônicos talvez fosse um reflexo da resistência desenvolvida ao longo de seu curso. Ainda assim, Penido (2010, p. 80) aponta que “conforme distanciamento da nascente, o aumento no volume de água gera a diluição de íons, justificando a diminuição da condutividade”.

O rio Aguapeí possui uma planície de inundação bem desenvolvida sendo o local onde deságuam os tributários analisados; para Mitsch e Grosselink (2000) as áreas alagáveis encontradas nas planícies de inundação exercem uma função de retenção e reprocessamento de componentes, nutrientes e agentes contaminantes, atuando como um filtro natural, em função dos menores valores de condutividade elétrica registradas no rio Aguapeí quando comparados com os seus canais afluentes é possível inferir que a planície de inundação pode estar exercendo um efeito de filtro retendo um pouco dos íons dissolvidos que chegam por intermédio de seus tributários.

De modo a analisar as variáveis limnológicas e suas características sazonais foi aplicada a análise fatorial de componentes principais (AF/ACP).

Após o processamento da análise foram extraídos os dois primeiros fatores que juntos explicam 66,8% da variância encontrada.

A tabela 12 representa a matriz de pesos fatoriais e os valores destacados em negrito correspondem as cargas mais representativas para a variância dos dados.

Tabela 12 – Matriz de pesos fatoriais

Variáveis	F1	F2	Comunalidades
pH	0,598	0,612	0,784
OD	0,604	0,681	0,879
TA	0,403	0,222	0,754
CE	-0,646	-0,449	0,869
TUR	0,923	0,122	0,970
PT	0,886	-0,097	0,973
NA	-0,276	0,543	0,531
MST	0,876	-0,405	0,965
MSO	0,876	-0,405	0,965

MSI	0,877	-0,398	0,963
PP	0,360	0,072	0,880
variância explicada	49,5%	17,3%	---
Total da variância explicada 66,8%			

Os dois primeiros fatores da AF/ACP explicam 66,8% da variação total dos dados. O fator 1 explica 49,5% da variação, representado positivamente pelo pH, OD, TUR, PT, MST, MSO e MSI e negativamente pela CE. O segundo fator explica 17,3% da variação através do pH, OD e NA com carga positiva.

Após analisar as comunalidades assim como descrito por Figueiredo-Filho; Silva-Junior (2010), não foi observado nenhuma variável com comunalidade menor que 0,50, logo não foi necessário a exclusão de nenhuma variável por este critério, porém foi observado que as variáveis OD e pH apresentaram altas cargas fatoriais em ambos componentes, segundos os autores supracitados quando esta situação acontece durante a análise as variáveis devem ser excluídas e a análise fatorial deve ser realizada novamente. Seguindo esta metodologia, as variáveis OD e pH foram excluídas e a análise foi refeita, a tabela 13 representa a matriz de pesos fatoriais após reproprocessamento da análise onde os valores destacados em negrito correspondem as cargas mais representativas para a variância dos dados onde foi adotado como representativos valores acima de 0,50.

Tabela 13 – Matriz de pesos fatoriais após reproprocessamento da análise

Variáveis	F1	F2
TA	0,342	0,133
CE	-0,755	-0,442
TUR	0,961	0,201
PT	0,954	0,049
NA	-0,342	0,729
MST	0,798	-0,229
PP	0,309	-0,604
variância explicada	48,1%	17,2%
Total da variância explicada 65,3 %		

Após o reproprocessamento da análise, os dois primeiros fatores da AF/ACP passaram a explicar 65,3% da variação total dos dados. O fator 1 explica 48,1 % da variação, representado positivamente pela turbidez, fósforo total e material em suspensão total e negativamente pela condutividade elétrica. O segundo fator explica 17,2 % da variação através do nitrogênio amoniacal com carga positiva e a precipitação pluviométrica com carga negativa.

No primeiro fator as variáveis turbidez e fósforo total apresentaram peso superior a 0,9; indicando que essas variáveis são as mais representativas na definição das características limnológicas neste conjunto de dados.

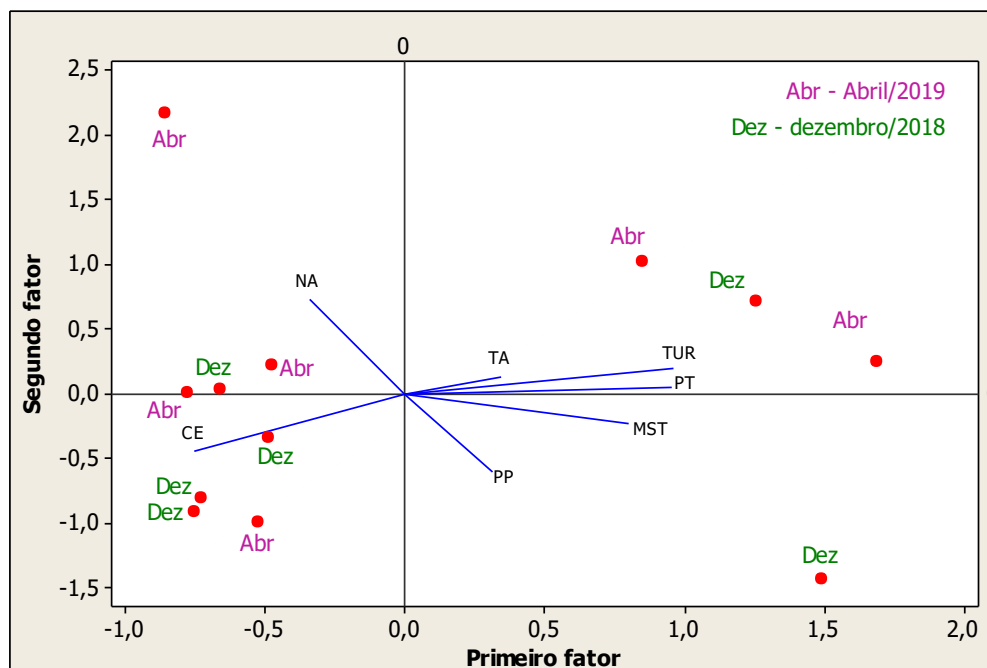
Guedes et al. (2012) analisando as características limnológicas do rio Pomba em Minas Gerais, encontraram resultados parecidos ao utilizar esse mesmo tipo de análise. Em um dos fatores extraídos estavam associadas as variáveis fósforo total e material em suspensão total, os autores associaram essas variáveis em conjunto como reflexo do escoamento superficial das áreas agrícolas e a contribuição dos esgotos domésticos.

O segundo fator está representando pelo nitrogênio amoniacal e a precipitação pluviométrica. Girão et al. (2007) relacionam as altas cargas fatoriais do nitrogênio amoniacal com a poluição do corpo d'água pelo lançamento de efluentes domésticos como também a lixiviação dos solos e a entrada dos resíduos de fertilizantes nitrogenados.

Em estudos conduzidos por Thomaz et al. (2000) os escores correlacionados com o primeiro eixo retido na análise foram turbidez, material em suspensão total e com as diferentes frações de fósforo da água, e negativamente correlacionados com a profundidade do disco de Secchi, para estes autores esta combinação de fatores demonstrou a influência da radiação subaquática com um fator limitante da produção primária, os ambientes com maiores concentrações de fósforo, foram também aqueles com menor penetração de radiação subaquática. Com base nestas considerações os maiores valores de turbidez registrados em abril podem estar interferindo na penetração da radiação subaquática, limitando a produção primária refletindo nas maiores concentrações do fósforo total registrada neste mesmo período.

A Figura 26 apresenta os resultados da análise fatorial de componentes principais com a ordenação temporal quanto aos períodos de amostragem.

Figura 26 - Gráfico plotado a partir dos escores da AF/ACP (análise temporal)



Fonte: Elaboração própria

Analisando a distribuição dos pontos no gráfico é notado que a maioria das seções amostradas em abril estão localizadas no primeiro fator positivo; as seções amostradas em dezembro estão em sua maioria correlacionadas com o segundo fator negativo. O primeiro fator está correlacionado positivamente com as variáveis turbidez, fósforo total e material em suspensão total e o segundo fator está correlacionado negativamente com a precipitação pluviométrica. Esta sazonalidade apresentada pela análise ocorreu em função das variáveis turbidez, fósforo total e nitrogênio amoniacal que apresentaram concentrações maiores em todas as seções na amostragem de abril quando os níveis de precipitação pluviométrica foram menores e consequentemente a vazão diminuiu também, esta característica remete a influência das águas como elemento de diluição para essas variáveis quando os índices pluviométricos e os níveis fluviométricos aumentam.

Thomaz et al. (2002) ressaltam que o aumento de nutrientes nos sistemas rio-planície durante as águas baixas ocorre em situações em que o vento suspende o sedimento na coluna d'água como também podem aumentar durante o início dos pulsos de inundação em função da liberação de nutrientes pela decomposição de biomassa de macrófitas aquáticas e anfíbias.

Analisando as características sazonais dos canais afluentes foi observado que a seção com as maiores concentrações de oxigênio dissolvido e pH em ambas amostragens foi a seção C1, sendo também caracterizada pelos maiores volumes de vazão, maior turbidez e maiores

concentrações de nitrogênio amoniacal. A temperatura da água foi menor na seção C4 em ambas amostragens, esta seção apresentou os menores volumes de vazão e os menores valores de largura total da seção transversal sendo mais sombreada pela vegetação ripária, sendo também o canal afluente com as maiores concentrações de fósforo total.

As seções C3 e C4 apresentaram ser os ambientes com menor concentração de oxigênio dissolvido e ligeiramente mais ácidos entre os canais afluentes analisados como também em relação ao canal principal.

7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O desenvolvimento desta pesquisa teve como fator motivacional a possibilidade de contribuir com o preenchimento das lacunas de conhecimento elencadas no Plano de Manejo do Parque Estadual do Aguapeí, com o desfecho deste trabalho é esperado que este possa dar um norteamento para a gestão do Parque, bem como servir como estudo base para pesquisas posteriores.

Tendo em vista também as lacunas de conhecimento dos canais fluviais sob a atuação do Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe (CBH-AP) é de extrema importância que este trabalho chegue até o CBH para que possa de alguma forma agregar conhecimento e embasar a tomada de decisões frente as melhorias necessárias para a qualidade ambiental da bacia hidrográfica como um todo.

Diante dos objetivos elencados e das análises realizadas nesta pesquisa foi possível verificar as características espaciais e temporais das variáveis limnológicas bem como o ordenamento do uso do solo e da cobertura da terra nas bacias hidrográficas analisadas.

O ordenamento das classes de uso do solo e cobertura da terra nas bacias hidrográficas dos córregos Nova Palmeira, Independência e Volta Grande se mostrou similar, tendo menos de 20% de cobertura vegetal natural e tendo como classe predominante a cultura temporária da cana-de-açúcar ocupando em torno de 70% da área das três bacias hidrográficas destes canais.

Este cenário reflete nos corpos d'água estudados uma fração mais elevada de matéria orgânica no material em suspensão com grande possibilidade de ser oriundos das práticas de fertirrigação, bem como outros fatores como o lançamento de efluentes e a poluição difusa; a condutividade elétrica elevada e a turbidez também refletem este cenário, visto que problemas ambientais como os processos erosivos, ausência de cobertura vegetal e práticas agrícolas inadequadas são assuntos discutidos a muito tempo no âmbito do Comitê das Bacias Hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe.

A análise de agrupamento entre as variáveis limnológicas e as classes de uso e cobertura da terra demonstrou que as classes cultura temporária e vegetação natural podem estar influenciando em maior proporção as variáveis limnológicas pH, oxigênio dissolvido, temperatura da água, fósforo total e condutividade elétrica e as classes solo exposto, área urbanizada/construída e agropastoril podem estar influenciando majoritariamente as concentrações do material em suspensão total e suas frações orgânicas e inorgânicas.

No que tange as variáveis hidrológicas, estas apresentaram direta relação com os fatores climatológicos onde as maiores profundidades, larguras e vazões foram registradas na amostragem de dezembro, período este onde ocorrem os maiores índices pluviométricos em função das chuvas de verão.

A análise espacial das variáveis limnológicas auxiliada pelas metodologias de estatística multivariada ordenou os ambientes amostrados em dois grupos distintos, o grupo dos afluentes foi caracterizado pelos maiores valores de condutividade elétrica e o grupo formado pelas seções amostradas no rio Aguapeí foi caracterizado pelas maiores concentrações de fósforo total, turbidez e material em suspensão total.

Em função da sazonalidade, as variáveis limnológicas mais influenciadas foram a turbidez, fósforo total e nitrogênio amoniacal que apresentaram concentrações maiores em todas as seções na amostragem de abril quando os níveis de precipitação pluviométrica e a vazão foram menores, isto remete a influência da relação entre as variáveis climatológicas e hidrológicas como elemento de diluição para estas variáveis quando os índices pluviométricos e os níveis fluviométricos aumentam.

De acordo com as características hidrológicas dos canais afluentes analisados estes não aparentam provocar grandes rupturas nos padrões longitudinais das variáveis limnológicas do rio Aguapeí, entretanto suas bacias hidrográficas apresentam uma alta modificação antrópica que aparentam contribuir com o aumento das concentrações de nitrogênio amoniacal no rio Aguapeí após a entrada dos afluentes. Dentre os canais fluviais estudados o córrego Independência demonstra ser o canal que contribui com águas de menor qualidade ambiental devido a baixas concentrações de oxigênio dissolvido e pH que revelam um aporte de matéria orgânica superior a capacidade de autodepuração do canal.

Avaliar a qualidade ambiental de um ambiente lótico não é uma tarefa fácil, de modo que os rios apresentam uma alta variabilidade espacial e temporal em suas características, logo uma caracterização precisa demanda um período considerável de monitoramento bem como uma gama maior de parâmetros analisados. Deste modo, o desfecho desta pesquisa abre uma gama de possibilidades e de indagações para estudos posteriores.

A partir dos resultados encontrados com a pesquisa vale salientar a necessidade de algumas melhorias que possam auxiliar o não agravamento de problemas ambientais que possam impactar os recursos naturais encontrados no Parque Estadual do Aguapeí, Ações como a recomposição da vegetação ripária principalmente em locais que apresentam falhas e descontinuidades entre a vegetação, como também avaliando a possibilidade de conectividade com os fragmentos florestais mais próximos; tratamento de efluentes urbanos mais eficientes;

elaboração de um plano de monitoramento constante para os canais fluviais que deságuam na zona de amortecimento do Parque, bem como o acompanhamento dos efeitos do uso, cobertura da terra e do manejo da terra nas bacias hidrográficas destes canais fluviais.

REFERÊNCIAS

- ALLAN, J. D.; CASTILLO, M. M. **Stream Ecology: Structure and function of running waters**. 2ª ed. Netherlands: Springer, 2007. 436 p.
- AMOROS, C.; BORNETTE, G. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. **Freshwater Biology**, v. 47, p. 761–776, 2002.
- ANDRADE, A. L. **A problemática do licenciamento ambiental em zona de amortecimento de unidades de conservação**. 2005. 75 P. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 2005.
- ANDRADE, L. F. **Análise espaço-temporal do escoamento fluvial nas bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe, Oeste Paulista, Brasil**. 2014. 152 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Estadual Paulista. Presidente Prudente. 2014.
- ANDRADE, L. N.; LEITE, M. G. P.; BACELLAR, L. A. P. Influência geológica em assinaturas químicas das águas e solos do Parque Estadual do Itacolomi, Minas Gerais. **Revista Escola de Minas**, v. 62, n.2, p. 147-154, 2009.
- ARAÚJO, R. R. de.; FERNANDES, M. R.; SANTOS, A. A. dos.; ROCHA, P. C.; RIZK, M. C. Análise limnológica em canais de pequenas bacias de drenagem no oeste paulista. In: I Simpósio Nacional de Geografia e Gestão Territorial e XXXIV Semana de Geografia da Universidade Estadual de Londrina. Londrina: 08 a 11 de outubro de 2018, p. 1861-1873.
- ARAÚJO, R. R. de.; LEAL, A. C.; SILVA, S. D.; SANTOS, A. A. Uso e cobertura da terra e as águas na bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio – São Paulo/Brasil. In FAGUNDES, B.; LEAL, A. C.; DIAS, L. S. (Orgs). **Água: conceitos, metodologias e práticas**. 1ª ed. Tupã-SP: ANAP, 2019. cap. 07, p. 128-148.
- ARGENTON, E. C. **Limnologia, balneabilidade e impactos ambientais: uma análise temporal e espacial na represa do Lobo (Broa), Itirapina/Brotas - SP**. 2004. 159 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2004.
- BAKER, A. Land use and water quality. In: **Encyclopedia of Hydrological Sciences**, cap. 188, 2006. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/0470848944.hsa195>
- BARBALHO, M.G da S; CAMPOS, A.B. Vulnerabilidade natural dos solos e águas do Estado de Goiás à contaminação por vinhaça utilizada na fertirrigação da cultura de cana-de-açúcar. **Boletim Goiano de Geografia**, v.30, n.1, p. 155-170, 2010.
- BARBOSA, D. S. **Limnologia do rio Uberaba (MG) e a utilização de macroinvertebrados bentônicos como indicadores das modificações ambientais**. 2003. 180 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2003.
- BENASSI, S. F. **Estudo das variáveis limnológicas e do processo de autodepuração na “descontinuidade serial” do Ribeirão Bonito (SP)**. 2002. 139 p. Dissertação (Mestrado em

Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2002.

BOIN, M. N. **Chuvas e erosões no oeste paulista: uma análise climatológica aplicada**. 2000. 264f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente). Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 2000.

BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. M. L.M. Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, n.4, p.343-352, 2006.

BORGES, A. C. **Topografia aplicada à engenharia civil/ volume 2**. 2ª ed. São Paulo: Bluncher, 2013. 216 p.

BOTTINO, F. **Estudo experimental e matemático de qualidade da água com base na ecohidrologia fluvial de pequenas bacias: estudo de caso do rio Canha, baixo Ribeira de Iguape, SP**. 2008. 208 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2008.

BRANCO, S. M. A água e o homem. In: PORTO, R. L. L. et al. (org.). **Hidrologia Ambiental**. São Paulo: Edusp, 1991, 411 p. 03-25.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 de janeiro de 1997. Seção 01, p. 470.

BRASIL. Lei 9.985 de 20 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 19 de julho de 2000. Seção 01, p. 01.

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 de março de 2005. Seção 053, p.58.

BRASILEIRO, D. P.; NUNES, G. M.; GONÇALVES, V. N.; BONIFÁCIO, K. M.; MADRUGA-FILHO, V. J. P.; LUCENA, R. F.P. Importância do estabelecimento da zona de amortecimento: um estudo de caso do Parque Nacional de Sete Cidades, Estado do Piauí, Brasil. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, 2018, v. 5, n. 10, p. 789-798.

BRAVARD, J. P.; PETIT, F. Geomorphology of streams and rivers. In: LIKENS, G. E. (Org). **River Ecosystem Ecology: A Global Perspective**. Elsevier, 2009. 424p.

BRITO, J. G. **Influência do pulso de inundação sobre variáveis limnológicas de um lago de várzea da Amazônia Central, lago Catalão**. 2006. 212 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Tropical de Recursos Naturais) – Universidade Federal do Amazonas, Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas. Manaus, 2006.

BRONDÍZIO, E. S. Abordagens teóricas e metodológicas para o estudo da mudança de usos da terra. In: VIEIRA, I. C. G.; TOLEDO, P. M de.; JUNIOR, R. A. O. S. (Orgs). **Meio ambiente e sociedade na Amazônia uma abordagem interdisciplinar**. Rio de Janeiro: Garamond, 2014.

BUBEL, A.P.M. **Caracterização limnológica do rio do Peixe (Microrregião geográfica de Botucatu – SP), em duas épocas do ano (períodos de seca e chuva).** 1998. 240 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 1998.

CAIN, M. L.; BOWMAN, W. D.; HACKER, S. D. **Ecologia.** 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2018, 720 p.

CALIJURI, M.C.; BUBEL, A.P.M. Conceituação de microbacias. In: LIMA, W.P.; ZAIKA, M.J.B (Org). **As Florestas Plantadas e a Água.** Rima, 2006, p. 45-60.

CALIJURI, M. C.; DEBERDT, G. L. B.; MINOTI, R. T. A produtividade primária pelo fitoplâncton na Represa de Salto Grande (Americana – SP). In: HENRY, R. (org). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais.** Botucatu: FUNDIBIO FAPESP, 1999, p. 109-148.

CALIJURI, M.C.; OLIVEIRA, H.T. Manejo da Qualidade de Água: Uma abordagem metodológica. In: CASTELLANO, E.G.; CHAUDHRY, F.H. (Org). **Desenvolvimento Sustentado: problemas e estratégias.** Projeto Reenge. EESC-USP, 2000, p. 38-58.

CAMPAGNA, A. F. **Estudos limnológicos e ecotoxicológicos da bacia do Alto Jacaré-Guaçu com ênfase no desenvolvimento de sedimentos artificiais para avaliação da toxicidade do cromo.** 2010. 188 p. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2010.

CARVALHO, A. X. Y.; ALBUQUERQUE, P. H. M.; JUNIOR, G. R. A.; GUIMARÃES, R. D.; LAURETO, C. R. Clusterização Hierárquica Espacial com Atributos Binários, **Coleção Texto para Discussão nº 1428,** Ipea, Brasília, 2009.

CETESB- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos.** Organizadores: Carlos Jesus Brandão et al. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011.

CETESB- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Apêndice D – Resultados de qualidade de água por UGRHI.** São Paulo: CETESB, 2009. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>

CETESB- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Apêndice F – Dados das Variáveis de Qualidade das Águas (Doce, Salobra e Salina) e dos Sedimentos 2010.** São Paulo: CETESB, 2011. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>

CETESB- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Apêndice H – Dados das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos.** São Paulo: CETESB, 2013. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>

CETESB- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Apêndice I – Dados das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos.** São Paulo: CETESB, 2015. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas.** São Paulo: CETESB, 2017. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>

CETESB- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Apêndice K – Dados Brutos das Variáveis de Qualidade de Água e de Sedimentos.** São Paulo: CETESB, 2018. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>

CETESB- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Apêndice K – Dados Brutos das Variáveis de Qualidade de Água e de Sedimentos.** São Paulo: CETESB, 2019. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>

CETESB- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Apêndice K – Dados Brutos das Variáveis de Qualidade de Água e de Sedimentos.** São Paulo: CETESB, 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de Sistemas Ambientais.** 1ª edição – São Paulo: Bluncher, 1999. 236 p.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia.** 2ª edição – São Paulo: Bluncher, 2017. 191 p.

COGO, M.C. **O papel dos sedimentos em suspensão no metabolismo de rios de micro e mesoescala no Estado de Rondônia.** 2005. 61 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistema) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

COLE, G.A. **Textbook of limnology.** 3 ed. London: C.V. Mosby Company, 1983.

COLLISCHONN, B. **Uso de precipitação estimada pelo satélite TRMM em modelo hidrológico distribuído.** 2006. 193 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2006.

COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE, 1997. **Relatório de situação dos recursos hídricos das UGRHIs 20 e 21** (relatório zero-1997). Disponível em: <http://cbhap.org/publicacoes/relatorios/>. Acessado em 30 abr. 2019.

COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE, 2008. **Plano das bacias dos rios Aguapeí e Peixe. Caderno Síntese das Bacias dos Rios Aguapeí e Peixe,** CBH-AP. Marília-SP. Disponível em: <http://cbhap.org/publicacoes/pbh/>. Acesso em: 29 mar. 2018.

COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE, 2014 **Relatório de situação das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe (Ano base 2013).** Disponível em: <http://cbhap.org/publicacoes/relatorios/>. Acesso em: 09 abr. 2018.

COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE, 2015. **Relatório de situação das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe (Ano base 2014)**. Disponível em: <http://cbhap.org/publicacoes/relatorios/>. Acesso em: 09 abr. 2018.

COMITÊ DAS BACIAS HIDROGRÁFICAS DOS RIOS AGUAPEÍ E PEIXE, 2019. **Plano das bacias dos rios Aguapeí e Peixe**. CBH-AP. Marília-SP. Disponível em: <http://cbhap.org/publicacoes/pbh/>. Acesso em: 29 mar. 2018.

CORREA, N.F et al. Obtenção de MDE Corrigido para Delimitação de Bacia Hidrográfica com Auxílio de Geotecnologias Livres. **Anuário do Instituto de Geociências - UFRJ**, Rio de Janeiro, v.40, p.217-225. 2017.

CUNHA, D. G. F. et al. Resolução CONAMA 357/2005: análise espacial e temporal de não conformidades em rios e reservatórios do estado de São Paulo de acordo com seus enquadramentos (2005-2009). **Engenharia Sanitária Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 18, n. 2, p. 159-168, jun. 2013.

CUNHA, S. B. da. Geomorfologia fluvial. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B da. **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. 4. ed., Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1994. 211-252 p.

CPRM – SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. **Mapa Geológico do Estado de São Paulo**. Ministério de Minas e Energia – Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral. Brasília, 2006. Escala 1:750000.

CRIADO, R. C. **Análise do uso da terra nas áreas de preservação permanente dos corpos d'água da bacia do córrego Espriado como subsídio para pagamento por serviços ambientais** 2012. 118 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista. Presidente Prudente, 2012.

CUNHA, S. B. da. Geomorfologia fluvial. In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, B da. **Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos**. 4. ed., Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 1994. 211-252 p.

DATAGEO – INFRAESTRUTURA DE DADOS ESPACIAIS AMBIENTAIS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Unidades de Conservação Federais**. Disponível em: <https://datageo.ambiente.sp.gov.br/>

DOMINGOS, M.D. **Limnologia do rio Betari (Iporanga, SP) e a relação com o estado de conservação de sua bacia hidrográfica – subsídios para o desenvolvimento sustentável**. 2002. 295 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2002.

EMBRAPA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2ª edição – Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998, 602 p.

FIGUEIREDO FILHO, D. B.; SILVA JÚNIOR, J. A. Visão além do alcance: Uma introdução à análise fatorial. **Opinião Pública**, v.16, p.160-85, 2010.

FILIZOLA, N.; GUYOT, J. L. Fluxo de sedimentos em suspensão nos rios da Amazônia. **Revista Brasileira de Geociências**, v.41, n. 4, p. 566-576, 2011.

FRASCARELI, D.; BEGHELLI, F. G. S.; SILVA, S. C.; CARLOS, V. M. Heterogeneidade espacial e temporal de variáveis limnológicas no reservatório de Itupararanga associadas com o uso do solo na Bacia do Alto Sorocaba-SP. **Ambiente & Água**, v.10, n.4, p. 770-781, 2015.

FREITAS, F. A. **Qualidade da água e uso da terra na Bacia de Contribuição da Represa de São Pedro, Juiz de Fora - MG**. 2015. 142 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Juiz de Fora. Juiz de Fora, 2015.

FREITAS, L. D. **Heterogeneidade espacial e temporal do zooplâncton em sistema lótico e lêntico da bacia hidrográfica do Lobo (Itirapina – Brotas/SP)**. 2012. 164 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2012.

FRITZSONS, E.; HINDIL, E. C.; MANTOVANI, L. E.; RIZZI, N. E. Consequências da alteração da vazão sobre alguns parâmetros de qualidade da água fluvial. **Revista Floresta**, v. 33, n. 2, p. 201-214, 2003.

FRITZSONS, E.; MANTOVANI, L. E.; ROSA FILHO, E.; VARGAS, L. M. P.; CORREA, A. P. A. Aplicação da análise de componentes principais a qualidade de água do Rio Capivari, Colombo, Paraná. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Campo Grande. Anais do XVIII SBRH. p. 01-09.

FURTADO, C.M. **Caracterização limnológica e avaliação da qualidade da água de um trecho urbano do rio Acre, Rio Branco - AC, Brasil**. 2005. 58 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Manejo de Recursos Naturais) - Universidade Federal do Acre, Rio Branco, 2005.

GARCIA, J. **A qualidade da água, o processo de autodepuração e a proposição de cenários para gerenciamento sustentável do rio Sorocamirim (SP)**. 2013. 163 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2013.

GIRÃO, E. G.; ANDRADE, E. M.; ROSA, M. F.; ARAÚJO, L. F. P.; MEIRELES, A. C. M. Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibaras pelo emprego da análise da componente principal. **Revista Ciência Agronômica**, v.38, n.1, p.17-24, 2007.

GÓIS, J. S.; MENDES, L. E. Hidrologia e Hidrometria. In: TELLES, D. A. (Org). **Ciclo Ambiental da Água: da chuva à gestão**. 1ª ed. São Paulo-SP; Blucher, 2013. Cap. 02, p. 55-76.

GONÇALVES, D. L.; GAUDÊNCIO, J. P.; LEAL, A. C. Levantamento de áreas de preservação permanente e fragmentos florestais da bacia hidrográfica do Ribeirão Cuiabá/SP. In: CAMPOS, S.; PIROLI, E. L.; BENINI, S. M. (Orgs). **Geoprocessamento aplicado a análises ambientais**. 1ª ed. Tupã-SP: ANAP, 2015. cap. 06, p. 68-91.

GONÇALVES, F. **Interações entre o ambiente físico, a cobertura da terra e as características físicas e químicas no canal fluvial: a bacia hidrográfica do rio Santo Anastácio, Oeste Paulista (dez, 2009 – dez. 2010)**. 2011. 145 p. Dissertação (Mestrado em

Geografia) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, 2011.

GOUVEIA, J. M. C.; GOUVEIA, I. C. M. C.; GOUVEIA, M. A. C.; GUIMARÃES, R. B. Diagnóstico dos fragmentos florestais remanescentes na Área de Proteção Ambiental do Timburi – Presidente Prudente/SP, a partir de avaliação quali-quantitativa. In: VI Workshop Internacional sobre Planejamento e Desenvolvimento Sustentável em Bacias Hidrográficas, 2019, Manaus. **Anais**. Boa Vista: Editora da UFRR, 2020. p.456-467.

GRANADO, D. C. **Influência da variação hidrométrica na comunidade fitoplanctônica na região de transição rio Paranapanema – reservatório Jurumirim (SP)**. 2008. 213 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2008.

GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; ELESBON, A. A. A.; RIBEIRO, C. B. M.; MATOS, A. T.; SOARES, J. H. P. Aplicação da análise estatística multivariada no estudo da qualidade da água do Rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.16, n.5, p.558–563, 2012.

GUERESCHI, R.M. **Macroinvertebrados bentônicos em córregos da Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP: subsídios para monitoramento ambiental**. 2004. 82 p. Tese (Doutorado em Ciências com ênfase em Ecologia) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

GUERRA, A. J, T.; CUNHA, S. B. **Geomorfologia e meio ambiente**, Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2000.

HAIR, J. J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; **Análise multivariada de dados**. 6.ed. Porto Alegre: Bookman, 2009. 682 p.

HONGYU, K.; SANDANIELO, V. L. M.; JUNIOR, G. J. de O. Análise de componentes principais: resumo teórico, aplicação e interpretação. **Engineering and Science**, v.1, n.5, p. 83-90, 2015.

HUANG, J.; ZHAN, J.; YAN, H.; WU, F.; DENG, X. Evaluation of the impacts of land use on water quality: a case study in the Chaohu lake basin. **The Scientific World Journal**, v. 2013, p. 01-07, 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/329187>

IBGE. **Manual Técnico de Vegetação Brasileira**. Manual Técnico em Geociências n.1, 2ª edição. Rio de Janeiro, 2012, 271 p.

IBGE. **Manual Técnico de Uso da Terra**. Manual Técnico em Geociências n.7, 3ª edição. Rio de Janeiro, 2013, 171 p.

IMASUL – INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE DO MATO GROSSO DO SUL. **Relatório de qualidade das águas superficiais do Estado de Mato Grosso do Sul, edição 2014/2015**. Campo Grande: Imasul, 2016. Disponível em: http://www.imasul.ms.gov.br/wp-content/uploads/2015/06/Qualidade_%C3%81guas_Superficiais_MS_2014_2015.pdf

IMASUL – INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE DO MATO GROSSO DO SUL. **Dados do monitoramento 2018/2019**. Campo Grande: Imasul, 2020. Disponível em: <https://www.imasul.ms.gov.br/dados-do-monitoramento-2018-2019/>

JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 106, p. 110-127, 1989.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K (Ed.). **Methods of seawater analysis**. New York: Verlag Chemie Weinheim, 1976, p. 117-181.

LANDIM, P. M. B. **Análise Estatística de Dados Geológicos Multivariados**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011, 208 p.

LEAL, A.C. Gestão das águas e planejamento ambiental da Ugrhi Paranapanema – Brasil: estudos e desafios. **Revista Geonorte**, Edição Especial, v.4, n.4, p.220 – 238, 2012.

LEITE, M.S.B et al. Coleta de água: amostragem em ambientes lóticos. **Enciclopédia Bioesfera**, Centro Científico Conhecer, v.9, n.16, p.21-37, 2013.

LEITE, E. F.; ROSA, R. Análise do uso, ocupação e cobertura da terra na bacia hidrográfica do rio Formiga, Tocantins. **Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 4, n. 12, p. 90-106, 2012.

LEIVAS, J. F.; RIBEIRO, G. G.; SOUZA, M. B.; FILHO, J. R. Análise comparativa entre dados de precipitação estimados via satélite TRMM e dados observados de superfície em Manaus In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal: 25-30 de abril de 2009, p. 1611-1616.

LIMA, J. L. M. P. de; LIMA, M. I. P. de; RODRIGUES, R. Hidrologia. In: FEIO, M. J.; FERREIRA, V. (Org). **Rios de Portugal: comunidades, processos e alterações**. Coimbra: Imprensa da Universidade de Coimbra, 2019, p. 29-48.

LIKENS, G.R; BORMANN, F.H. Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems. **BioScience** v. 24, n. 8, p. 447-456, 1974.

LIU, Y.; LI, H.; CUI, G.; CAO, Y. Water quality attribution and simulation of non-point source pollution load flux in the Hulan river basin. **Scientific Reports**, v.10, n.3012, p.01-15, 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-59980-7>

LOLLO, J. A. A influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água. In AMÉRICO-PINHEIRO, J. H. P.; MIRANTE, M. H. P.; BENINI, S. M.B. (Orgs). **Gestão e qualidade dos recursos hídricos: conceitos e experiências em bacias hidrográficas**. 1ª ed. Tupã-SP: ANAP, 2016. cap. 02, p. 20-39.

MACIEL, A. C. D. M. **Avaliação espacial de indicadores de qualidade de água no córrego Bom Jardim, Brasilândia/MS**. 2014. 74 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. Três Lagoas, 2014.

MACKERETH, F. Y. H., HERON, J., TALLING, J. F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. Inglaterra: Biological Association, 1978.

MANOEL, J. L.; ROCHA, P. C. Composição Hierárquica dos Canais Fluviais das Bacias Hidrográficas dos Rios Aguapé e Peixe. **Revista Geonorte**, v.10, n.1, p.228-232, 2014.

MANOEL, J. L.; ROCHA, P. C. Levantamento e análise comparativa dos padrões de drenagem das bacias hidrográficas dos rios Aguapé e Peixe. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. Campinas: 28 de junho a 02 de julho de 2017, p. 64-74.

MEDEIROS, P. R. P.; KNOPPERS, B.; SOUZA, W. F. L.; OLIVEIRA, E. N. Aporte de material em suspensão no baixo rio São Francisco (SE/AL), em diferentes condições hidrológicas. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 15, n. 1, p. 42-53, 2011.

MEDEIROS, W. M. V.; SILVA, C. E.; LINS, R. P. M. Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil. **Ambiente & Água**, v. 13, n. 2, p. 1-17, 2018.

MEIRELLES, M. S. P.; JONATHAN, M.; FERRAZ, R. D.; ARVOR, D. Subsídios da Geomática para a avaliação da influência da dinâmica do uso do solo nos serviços ecossistêmicos. In: BRANQUINHO, F.; FELZENSZWALB, I. (Org). **Meio ambiente: experiências em pesquisa multidisciplinar e formação de pesquisadores**. Rio de Janeiro: Mauad X, Faperj, 2007, p. 114-130.

MENEZES, J. P. C. et al. Relação entre padres de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma bacia hidrográfica urbana. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.2, n.3, p. 519-534, 2016.

MEYBECK, M. Fluvial Export. In LIKENS, G. E. **Biogeochemistry of Inland Waters**. San Diego: Elsevier, 2009.

MEYBECK, M. HELMER, R. An introduction to water quality. In CHAPMAN, D. **Water quality assessment**. Cambridge, University Press, 1992. 585 p.

MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE. **Unidades de Conservação: Conservando a Vida, os Bens e os Serviços Ambientais**. Brasília, DF: MMA/PDA, 2007.

MITSCH, W. J.; GROSSELINK, J. G. **Wetlands**. 4ed. New York: Van Nostrand Reinhol, 2000. 920 p.

MOCCELLIN, J. **Estudo da dinâmica fluvial em duas sub-bacias e proposição de cenários para a sustentabilidade dos recursos hídricos no Baixo Ribeira de Iguape-SP**. 2010. 200 p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2010.

MONTGOMERY, D.R. Process Domains and the River Continuum. **Journal of the American Water Resources Association**, v.35, n.2, p.397-410, 1999.

MOTA, S. **Gestão Ambiental de Recursos Hídricos**. 3ed. Rio de Janeiro: ABES, 2008.

MOURA, E. F. **Uso dos recursos hídricos na expansão sucroenergética em áreas de bioma cerrado**. 2017. 148 p. Tese (Doutorado em Ambiente e Sociedade) – Instituto de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2017.

MOURA, P. F de; FUSO, R. S.; RIBEIRO, ARAÚJO, R. R de. Análise limnológica e do uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica do córrego da Ilha Grande, Presidente Bernardes-SP. **Colloquium Exactarum**, v. 8, n.4, p.08 –16, 2016.

MUNIZ, C. C. **Avaliação do papel do pulso de inundação sobre a riqueza de peixes em ambiente inundável, no sistema de baías caçara, porção norte do Pantanal Matogrossense, Alto Paraguai**. 2010. 84 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos. São Carlos, 2010.

NEWBOLD, J. D.; O'NEIL, R. V.; ELWOOD, J. W.; VAN WINKLE, W. Nutrient Spiralling in Streams: Implications for Nutrient Limitation and Invertebrate Activity. **The American Naturalist**, v.120, n.5, p. 628-652, 1982.

NOVELLI, A. **Estudo limnológico e ecotoxicológico da água e sedimento do rio Monjolinho – São Carlos (SP), com ênfase nas substâncias de referência cádmio e cobre**. 2005. 229 p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2005.

ODUM, E.P. **Fundamentos de Ecologia**. 6ª edição. São Paulo: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004. 820 p.

OLIVEIRA, J. R.; QUEIROZ, T. M. Relação sólidos/turbidez no rio Grande Vermelho - MT: afluente do rio Paraguai na cabeceira do Pantanal. In: VII Simpósio de Geotecnologias no Pantanal. Jardim-MS: 20 a 24 de outubro de 2018, p. 200-209.

OLIVEIRA, S.R de. **Avaliação da qualidade da água e da carga de nutrientes do córrego do Cancã, município de São Carlos – SP**. 2003. 161 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2003.

PAULA, Francisco C. F. de et al. Emissões naturais e antrópicas de metais e nutrientes para a bacia inferior do rio de contas, Bahia. **Química Nova**, São Paulo, v. 33, n. 1, p. 70-75, 2010.

PARRON, L.M.; MUNIZ, D.H de F; PEREIRA, C.M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Colombo-PR: Embrapa Florestas, 69p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 232). 2011.

PENIDO, J. S. **Estudos limnológicos e ecotoxicológicos com amostras de água e sedimento do ribeirão Limeira – Piquete/Lorena - SP**. 2010. 148 p. Tese (Doutorado em Ciências – Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia Industrial) – Escola de Engenharia de Lorena, Universidade de São Paulo. Lorena, 2010.

PEREIRA, G.; SILVA, M. E. S.; MORAES, E. C.; CARDOZO, F. S. Avaliação dos dados de precipitação estimados pelo satélite TRMM para o Brasil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 18, n. 3, p. 139-148, 2013.

PERES, A. C. **Uso de macroalgas e variáveis físicas, químicas e biológicas para a avaliação da qualidade da água do rio Monjolinho, São Carlos, Estado de São Paulo**. 2002. 220 p. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.

PÉREZ, G.R.; RESTREPO, J.J.R. **Fundamentos de Limnologia Neotropical**. 2ª ed. Medellín: Editorial Universidad del Antioquia, 2008. 442 p.

PIROLI, E.D. **Água: Por uma nova relação**. Jundiaí: Paco Editorial, 2016.143 p.

PIMENTEL GOMES, F. **Curso de Estatística Experimental**.12 ed. Piracicaba: Nobel / USP-ESALQ, 1987, 467 p.

POOLE, G. C. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. **Freshwater Biology**, v.47, p. 641-660, 2002.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. Gestão de Bacias Hidrográficas. **Estudos Avançados** v. 22, n. 63, p. 44-60, 2008.

PRADO, P.I.; LEWINSOHN, T.M.; CARMO, R.L., HOGAN, D.J. Ordenação multivariada na ecologia e seu uso em ciências ambientais. **Ambiente e Sociedade**. Ano 5, n. 10, p. 01-15, 2002.

PUTZ, R.; JUNK, W. J. Phytoplankton and periphyton. In: JUNK, W. J. **The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System**. Berlim: Springer – Verlag, 1997. 525 p.

RAMOS, M. F. L. **Análise do uso da terra e cobertura vegetal: relações com parâmetros de qualidade da água na bacia hidrográfica do igarapé do Cacaú Pirêra, Iranduba-AM**. 2019. 146 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Amazonas. Manaus, 2019.

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A.C; BRAGA, B; TUNDISI, J. G. (org). **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras Editora, 1999. Cap. 01, p. 01-35. 716 p.

REIFFARTH, D.G; PETTICREW, E.L.; OWENS, P.N; LOBB, D.A. Source of variability in fatty acid (FA) biomarkers in the application of compound-specific stable isotopes to soil and sediment fingerprint and tracing. **Science of the total Environment**, v.565, p.8-27, 2016.

REIS, A. L dos; SANTOS, J. A dos; BURKERT, D. Qualidade Ambiental da Bacia Hidrográfica do Córrego Oriente em Adamantina/SP. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, [S.l.], v. 14, n. 3, dez. 2018.

RICE, S.P.; GREENWOOD, M.T.; JOYCE, C.B. Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organization of macroinvertebrate fauna along the river systems. **Canadian Journal Fisheries and Aquatic Science**, v.58, p. 824-840, 2001.

RICHTER, B. D. et al. A Method for Assessing Hydrologic Alteration Within Ecosystems. **Conservation Biology**, v.10, p.1163-1174, 1996.

RICKKLEFS, R.E. **A Economia da Natureza**. 6ª edição. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010. 572 p.

RIGON, B. T. C. **Avaliação têmporo-espacial do processo erosivo marginal dos córregos Mandacarú e da Romeira – Maringá-PR**. 2010. 83 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual de Maringá. Manaus, 2019.

RIOS, L.; CALIJURI, M.C. A bacia hidrográfica do ribeirão do Feijão: uma proposta de ordenação das sub-bacias através de variáveis limnológicas. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.3, p. 151-161, 1995.

ROCHA, C. H. B.; COSTA, H. F. Variação temporal de parâmetros limnológicos em manancial de abastecimento em Juiz de Fora, MG. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.20, n.2, p.543-550, 2015.

ROCHA, C. H. B.; FREITAS, F. A.; SILVA, T. M da. Alterações em variáveis limnológicas de manancial de Juiz de Fora devido ao uso da terra. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.4, p.431-436, 2014.

ROCHA, P. C. Conectividade hidrológica e aspectos físico-químicos no sistema rio Baía/Canal Corotuba/ rio Ivinheima, região SE de Mato Grosso do Sul – Brasil. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros – Seção Três Lagoas**, v. 1, n. 1, p. 69-90, 2004.

ROCHA, P. C.; SANTOS, A. A. Hydrological Analysis in Water Basins. **Mercator**, Fortaleza, v. 17, nov. 2018

ROCHA, R. R. de A.; MARTIN, E. S. Análise preliminar do estado ambiental do córrego Água da Lavadeira, Rancharia – SP: análise física e química da água. **Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros – Seção Três Lagoas**, v. 2, n. 2, p. 116-130, 2005.

ROCHA, R. R. de A.; THOMAZ, S. D. Variação temporal de fatores limnológicos em ambientes da planície de inundação do alto rio Paraná (PR/MS – Brasil). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.26, n.3, p. 261-271, 2004.

ROCHA, R. R. de A.; ROCHA, P. C. Sistemas rio-planície de inundação: geomorfologia e conectividade hidrodinâmica. **Revista Tópos**, v.1, n.2, p. 81-112, 2007

RÔDAS, R. D. **Variáveis limnológicas e utilização de modelo hidrológico QUAL2Kw na proposição de cenários para o rio Sorocabuçu (SP)**. 2013. 122 p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2013.

RODRIGUES, B. M.; COSTA, L. A.; BOIN, M. N. A relação da vegetação ripária com a qualidade dos recursos hídricos: um estudo aplicado na bacia do Ribeirão Anhumas no município de Anhumas/SP. In: CAMPOS, S.; PIROLI, E. L.; BENINI, S. M. (Orgs). **Geoprocessamento aplicado a análises ambientais**. 1ª ed. Tupã-SP: ANAP, 2015. cap. 07, p. 81-92.

RODRÍGUEZ, M.P. **Avaliação da qualidade da água da bacia do alto Jacaré-Guaçu/SP (ribeirão do Feijão e rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas**. 2001. 175 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos, 2001.

ROSSI, M. 2017. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado**. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. v.1. 118p.

ROVIERO, A. Estudo dos pequenos produtores e fornecedores de cana e terra para as usinas de açúcar e álcool do interior paulista: o caso da região central do estado de São Paulo. **Revista Espaço de Diálogo e Desconexão**, Araraquara, v.8, n.1 e 2, 2014.

SALES, M.S.; SILVA, E. O.; NASCIMENTO, E. L.; BAÍÁ, C. C.; BASTOS, W. R.; ALMEIDA, R. Variação intrasazonal dos parâmetros físicos-químicos da água do rio Machado e seus afluentes no trecho da Rebio Jaru. In: ALBUQUERQUE, C.C.; BATISTA, I. H. (Orgs) **Anais do 7º Workshop Internacional Sobre Planejamento e Desenvolvimento Sustentável de Bacias Hidrográficas**. Boa Vista: Editora da UFRR, 2020, p.766-773.

SANTOS, A. A dos; PIMENTA, J. P de; ROCHA, P. C. Hidrossedimentologia, meio físico e cobertura da terra na UGRHI-22 Pontal do Paranapanema-SP. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. Campinas: 28 de junho a 02 de julho de 2017, p. 6289-6299.

SANTOS, C.R. **Alternativa metodológica para alocação de corredores ecológicos utilizando modelagem ambiental**. 2017. 220 p. Tese (Doutorado em Geografia) -

Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Presidente Prudente, 2017.

SANTOS, M. L. P.; SANTOS, J. S.; SANTOS, J. R.; OLIVEIRA, L. B. Efeitos dos escoamentos urbanos e rurais na qualidade das águas do córrego Verruga em Vitória da Conquista – Bahia, Brasil. **Química Nova**, v. 31, n.8, p. 1997-2003, 2008.

SANTOS, G. V.; DIAS, H. C. T.; SILVA, A. P. S.; MACEDO, M. Z. C. Análise hidrológica socioambiental da bacia hidrográfica do Córrego Romão dos Reis, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v.31, n.5, p.931-940, 2007.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Meio Ambiente. Fundação Florestal. Instituto Florestal. **Plano de Manejo: Parque Estadual Aguapeí**. São Paulo, 2010. Disponível em: <<http://fflorestal.sp.gov.br/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos/plano-de-manejo-pe-do-Aguapei/>> Acesso em 02 de março de 2019.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Gestão Ambiental**. São Paulo: SMA/CEA, 2011.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Unidades de Conservação da Natureza**. 2ª Ed. São Paulo: SMA/CEA, 2014.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. **Mapa de Localização das Unidades de Conservação do Estado de São Paulo**. São Paulo: 2018. Escala 1:50000.

SCHNEIDER, R. M.; FREIRE, R.; COSSICH, E. S.; SOARES, P. F.; FREITAS, F. H.; TAVARES, C. R. G. Estudo da influência do uso e ocupação de solo na qualidade da água de dois córregos da Bacia hidrográfica do rio Pirapó. **Acta Scientiarum. Technology**, v.33, n. 3, p. 295-303, 2011.

SEABRA, V. da S.; CRUZ, C. M. Mapeamento da dinâmica da cobertura e uso da terra na bacia hidrográfica do rio São João, RJ. **Sociedade & Natureza**, v.25, n.2, p. 411-426, 2013.

SILVA, A.P.M; BONO, J.A.M; PEREIRA, F.A.B. Aplicação de vinhaça na cultura da cana-de-açúcar: Efeito no solo e na produtividade de colmos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.1, p. 38-43, 2014.

SILVA, M. C da. **Qualidade hídrica e morfometria da microbacia do córrego da fazenda Glória, Taquaritinga - SP**. 2014. 74 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, Jaboticabal, 2014.

SILVA, B.S; ARAÚJO, R.R. Estudo da qualidade da água do córrego dos Macacos, município de Álvares Machado/SP. **X Fórum Ambiental da Alta Paulista**, Tupã, SP. v. 10, n. 2, p. 342-356, 2014.

SILVA, A. C. A. da. **A influência da mata ripária na qualidade da água superficial da bacia hidrográfica do córrego Moeda – BHCM, em Três Lagoas/MS**. 2015. 126 p. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. Três Lagoas, 2015.

SILVA, K. C. **Qualidade da água ao longo do rio Capivara no município de Botucatu - SP**. 2007. 114 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Irrigação e Drenagem)–Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2007.

SILVA, D. F.; ROCHA, J. V. Interpolação dos dados observados de precipitação pluvial e comparados com dados estimados pelo satélite TRMM. In: XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Foz do Iguaçu: 13-18 de abril de 2013, p. 4086-4092.

SILVEIRA, A. L. L. da. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 2.ed. Porto alegre: ABRH/ editora da UFRGs, 1997 p. 35-51.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 68p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 36). 2004.

SIMEDO, M. B. L.; MARTINS, A. L. M.; PISSARA, T. C. T.; LOPES, M. C.; COSTA, R. C. A.; VALLE-JUNIOR, R. F.; CAMPANELLI, L. C.; ROJAS, N. E. T.; FINOTO, E. L. Effect of watershed land use on water quality: a case study in córrego da Olaria basin, São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 4, p. 625-635, 2018.

SIMONETTI, V. C.; SILVA, D. C. C.; ROSA, A. H. Análise da influência das atividades antrópicas sobre a qualidade da água da APA Ituparanga (SP), Brasil. **Geosul**, v. 34, n. 72, p. 01-27, 2019.

SIQUEIRA, R.M.B; HENRI-SILVA, G.G. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e funcionamento dos ecossistemas fluviais. **Boletim da Associação Brasileira de Limnologia**, v.39, n.2, 2011.

SOARES, A. S. D.; PAZ, A. R.; PICCILLI, D. G. A. Avaliação das estimativas do satélite TRMM no Estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 21, n.2, p. 288-299, 2016.

SOUZA, A.D.G. de; TUNDISI, T.G. Hidrogeochemical Comparative Study of the Jaú and Jacaré-Guaçu River Watersheds. **Revista Brasileira de Biologia**, v.60, n.4, p.563-570, 2000.

THOMAZ, S. M.; PAGIORO, T. A.; BINI, L. M.; ROBERTO, M. C.; ROCHA, R. R. A. **Limnologia dos habitats da planície do alto Paraná: padrões de variação espaço-temporais e influência dos níveis fluviométricos**: relatório técnico. Maringá, 2002.

THOMAZ, S. M.; ROCHA, R. R. A.; SANTOS, A. M.; PAGIORO, T. A.; ROBERTO, M. C.; PIERINI, S.; PEREIRA, G. **Fatores Limnológicos**: relatório técnico. Maringá, 2000.

TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, v.59, n.1, p.181-186, 2002.

TRABAQUINI, K.; BAYMA-SILVA, G. SANCHES, I. D.; NOGUEIRA, S. F.; DORTZBACH, D. Avaliação espaço-temporal da cultura da cana-de-açúcar no oeste paulista. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Santos: 29 a 31 de maio de 2017, p. 4764-4771.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008, 632p.

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

VANNOTE, R.L.; MINNSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v.37, p.130-137, 1980. <http://dx.doi.org/10.1139/f80-017>.

VAROL. M; GÖKOT, B.; BEKLEYEN, A.; ŞEN, B. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Tigris river (Turkey) using multivariate statistical techniques – a case study. **River Research and Applications**, v.28, n.9, p.1428-1438, 2011.

VON SPERLING. M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WARD, J. V. The four dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of the American Benthological Society**, v.8, n.1, p. 02-08, 1989.

WARD, J.V; STANFORD, J.A. The serial discontinuity concept in lotic ecosystems. In: FONTAINE, T.D & BARTHELL, S. M., (Org). **Dynamics of lotic Ecosystems**. Ann Arbor Scientific, Ann Arbor, Michigan, p. 29-43, 1983

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. **Regulated Rivers: Research & Management**, v.10, p. 159-168, 1995.

WETZEL, R.G. **Limnology: Lake and River Ecosystems**. 3ª ed. Elsevier, 2001, 1006 p.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological Analysis**. 2. ed. New York: Spring Verlag, 1991, 391 p.