

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS
FACULDADE DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIAS**

PATRÍCIA TESTON GONÇALVES

**AVALIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA
QUALIDADE DA ÁGUA DA SUB-BACIA DO RIO
IVINHEMA, MS**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA
AMBIENTAL**

**DOURADOS/MS
MARÇO/2013**

PATRÍCIA TESTON GONÇALVES

**AVALIAÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA
QUALIDADE DA ÁGUA DA SUB-BACIA DO RIO
IVINHEMA, MS**

**ORIENTADOR: Prof. Dr. Ivan Ramires
CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. Affonso Celso Gonçalves Jr.**

**Dissertação de Mestrado
submetida ao programa de Pós-
Graduação em Ciência e
Tecnologia Ambiental, como um
dos requisitos necessários para
a obtenção do título de Mestre
em Ciência e Tecnologia
Ambiental na área de
concentração Ciência Ambiental.**

DOURADOS/MS

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central - UFGD

628.161
G635a

Gonçalves, Patrícia Teston.

Avaliação espacial e temporal da qualidade da água da sub-bacia do rio Ivinhema, MS / Patrícia Teston Gonçalves – Dourados-MS : UFGD, 2013.
127 f.

Orientador: Prof. Dr. Ivan Ramires.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) Universidade Federal da Grande Dourados.

1. Água – Qualidade. 2. Rio Ivinhema – Mato Grosso do Sul. 3. Recursos hídricos. I. Título.



Termo de Aprovação

Após apresentação, arguição e apreciação pela banca examinadora, foi emitido o parecer APROVADO, para a dissertação intitulada: “**Avaliação Espacial e Temporal da Qualidade da Água da Sub-Bacia do Rio Ivinhema, MS**”, de autoria de Patrícia Teston Gonçalves, apresentada ao Programa de Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Grande Dourados.

Prof. Dr. Ivan Ramires
(Orientador - UFGD)
Presidente da Banca Examinadora

Prof. Dr. Antonio Rogério Fidrucci
Membro Examinador (UEMS)

Profa. Dra. Kelly Cristina da Silva Brabes
Membro Examinador (UFGD)

Dedico

A meu amado Álvaro, pelo amor, paciência, amizade, dedicação e por compartilhar comigo mais essa experiência de vida.

Agradeço

A **Deus**, pela vida, conforto e sabedoria que me destes nas horas mais difíceis, não permitindo minha desistência nos momentos de disânimo, dificuldades e impotência, oportunizando para que meus objetivos fossem alcançados;

A minha mãe Adelina, base, sustentação e sabedoria em minha vida;

De forma especial, ao meu “*esposo*”, pela amizade, confiança, apoio, ajuda e compreensão nos momentos mais difíceis desta jornada. Obrigada por ser essa pessoa maravilhosa e por ter contribuído para a conclusão deste trabalho, desde as palavras de conforto até a disposição e dedicação em me levar para as coletas ou em demais locais em que eu precisasse ir durante este período. Obrigada meu amor!

Ao professor Dr. Ivan Ramires pela orientação, amizade e paciência;

Ao professor Dr. Affonso Celso Gonçalves Jr. pela co-orientação e confiança;

Aos professores membros da banca examinadora da qualificação Heberth Juliano Viana e Jaime Humberto Palacio Revello, pela amizade e sugestões;

A todos os companheiros de turma pela convivência durante todo curso, em especial as amigas Persiely, Geny e Tatiane pela parceria, carinho, colaborações e pelas boas “*conversas*” de descontração;

De forma carinhosa agradeço ao meu amigo de curso Jonatan que esteve sempre ao meu lado neste período, parceiro e incentivador de todas as horas, que participou de forma braçal de todas as coletas que realizei para a conclusão deste trabalho. Obrigada pela confiança, amizade e ajuda! Serei sempre grata!

Aos demais amigos, com os quais dividi minhas alegrias, angústias e descontentamentos e que de forma direta ou indiretamente contribuíram para a consecução deste trabalho;

A Universidade Estadual do Oeste do Paraná, UNIOESTE, Campus de Marechal C. Rondon, pelo apoio e incentivo a esta pesquisa, em especial ao técnico Emerson Gasparotto e aos demais acadêmicos e estagiários do laboratório pelo auxílio e receptividade;

A CAPES pela concessão da bolsa;

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, pela oportunidade de realizar este curso e a todos os professores que contribuíram com a minha formação acadêmica.

LISTA DE ABREVIATURAS E UNIDADES

°C – Graus Celsius

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ANA – Agência Nacional das Águas

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária

APHA – American Public Health Association

APP – Área de Preservação Permanente

CE – Condutividade Elétrica

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental

CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos

cm – Centímetros

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

IMAP – Instituto de Meio Ambiente Pantanal

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia

Kg – Kilograma

Km – Quilômetros

m – Metro

mL – Mililitros

mm – Milímetros

M – Média

MO – Matéria orgânica

nm – Nanômetros

NTU – Nephelometric Turbidity Unit (Unidade Nefelométrica de Turbidez)

OC – Oxigênio consumido

OD – Oxigênio dissolvido

PET – Politereftalato de Etileno

pH – Potencial hidrogeniônico

pHmetro – Peagâmetro

PVC – Cloreto de Polivinila

SINGREH – Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos

SISNAMA – Sistema Nacional de Meio Ambiente

ST – Sólidos Totais

STD – Sólidos Totais Dissolvidos

μm – Micrometros

$\mu\text{S cm}^{-1}$ – Micro Siemens por centímetro

LISTA DE SÍMBOLOS

Al – Alumínio
Br⁻ – Íon brometo
Ca⁺² – Íon Cálcio
CaCO₃ – Carbonato de Cálcio
Cl⁻ – Íon cloreto
CO₂ – Dióxido de carbono
CO₃²⁻ – Ion carbonato
Cd – Cádmiio
Fe – Ferro
HCO₃⁻ – Íon bicarbonato
H₂CO₃ – Ácido Carbônico
H₂SO₄ – Ácido Sulfúrico
HNO₃ – Ácido Nítrico
I⁻ – Íon iodeto
Mg⁺² – Íon Magnésio
Mn – Manganês
MnO₄⁻ – Íon permanganato
N – Nitrogênio
CN⁻ – Íon cianeto
NaCl – Cloreto de Sódio
NH₃ – Nitrogênio Amoniacal
OH⁻ – Íon hidróxido
P – Fósforo
Pb – Chumbo
PbS – Sulfeto de Chumbo
SO₄⁻² – Íon sulfato
ZnCO₃ – Carbonato de Zinco
ZnS – Sulfeto de Zinco
Zn⁺² – Íon zinco
Zn – Zinco

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação do grau de dureza em águas.....	33
Tabela 2 – Diferentes tipos e formas encontradas de nitrogênio.....	43
Tabela 3 – Diferentes formas de nitrogênio e suas respectivas concentrações limites para cada classe de qualidade de água.	45
Tabela 4 – Principais classes de solos e porcentagem de ocorrência em relação à área total da Sub-Bacia.....	67
Tabela 5 – Localização e descrição dos pontos de amostragem.....	73
Tabela 6 – Relação dos parâmetros físico-químicas avaliados no período de estudo. ...	82
Tabela 7 – Parâmetros utilizados para a determinação dos metais.....	84
Tabela 8 – Resultado das variáveis físico-químicas realizadas no período de estudo....	90
Tabela 9 – Variações médias das concentrações dos metais encontrados no período de estudo.	109

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Fragmentações dos sólidos presentes nos corpos de água.	40
Figura 2 – Divisão da Sub-Bacia do rio Ivinhema em região alta e baixa.	64
Figura 3 – Identificação dos pontos de amostragem na Sub-Bacia do rio Ivinhema.....	72
Figura 4 – Imagem local e via aérea do Ponto 1 de amostragem das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema.	73
Figura 5 – Imagem local e via aérea do Ponto 2 de amostragem das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema.	75
Figura 6 – Imagem local e via aérea do Ponto 3 de amostragem das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema.	76
Figura 7 – Imagem local e via aérea do Ponto 4 de amostragem das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema.	78
Figura 8 – Registros da variabilidade pluviométrica aferidas na região de estudo.	87
Figura 9 – Variação espacial e temporal da temperatura ambiente dos pontos amostrados no recurso hídrico.	88
Figura 10 – Variação espacial e temporal da temperatura das amostras de água do recurso hídrico.	91
Figura 11 – Variação espacial e temporal do pH das águas do recurso hídrico em estudo.....	92
Figura 12 – Variação espacial e temporal da turbidez das águas do recurso hídrico em estudo.	94
Figura 13 – Variação espacial e temporal de MO das águas do recurso hídrico em estudo.....	95
Figura 14 – Variação espacial e temporal da acidez total das águas do recurso hídrico em estudo.	97
Figura 15 – Variação espacial e temporal da dureza total das águas do recurso hídrico em estudo.	98
Figura 16 – Variação espacial e temporal da alcalinidade total das águas do recurso hídrico em estudo.	99
Figura 17 – Variação espacial e temporal de OD das águas do recurso hídrico em estudo.....	101

Figura 18 – Variação espacial e temporal da CE das águas do recurso hídrico em estudo.....	102
Figura 19 – Variação espacial e temporal de STD das águas do recurso hídrico em estudo.....	102
Figura 20 – Variação espacial e temporal da DBO ₅ das águas do recurso hídrico em estudo.....	103
Figura 21 – Variação espacial e temporal de íons cloreto das águas do recurso hídrico em estudo.....	105
Figura 22 – Variação espacial e temporal de ST das águas do recurso hídrico em estudo.....	106
Figura 23 – Variação espacial e temporal de fósforo total das águas do recurso hídrico em estudo.....	108
Figura 24 – Variação espacial e temporal de ferro das águas do recurso hídrico em estudo.....	112

RESUMO

A poluição de um ambiente aquático significa a ocorrência de qualquer alteração nas condições físicas, químicas ou biológicas do meio colocando em risco a saúde do homem e dos elementos da biota, dando-se desta forma, origem à contaminação. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a qualidade da água superficial da Bacia do Rio Ivinhema e atribuir a origem da poluição advinda por atividades naturais e/ou antropogênicas e, a fontes pontuais ou difusas baseadas nas variações espaciais e temporais da área de estudo. O intervalo de estudo compreendeu os dias 09/11/2011, 23/02/2012, 20/03/2012, 25/05/2012, 20/07/2012 e 09/10/2012, correspondendo a um total de seis coletas ocorridas em quatro pontos distintos e fixadas ao longo da Sub-Bacia do Rio Ivinhema. As variáveis de análises basearam-se nos parâmetros físico-químicos: temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, DBO₅, matéria orgânica (oxigênio consumido), nitrogênio total, fósforo total, acidez total, alcalinidade total, cloreto, dureza, turbidez, sólidos totais e sólidos totais dissolvidos; e os metais alumínio, cádmio, chumbo, ferro e zinco. Observou-se dentre os meses de avaliação que o índice pluviométrico foi o fator que mais influenciou na qualidade das águas da Sub-Bacia do Rio Ivinhema que, através do processo de lixiviação pelo solo provocado pelas chuvas, acarreta o escoamento superficial tanto de áreas agrícolas como pecuárias, carreando para os corpos d'águas resíduos originados de suplementos minerais para bovinos, de fertilizantes e agrotóxicos, entre outros corretivos do solo. As concentrações médias obtidas para as variáveis físico-químicas não ultrapassaram os limites preconizados pela Resolução 357/2005 do CONAMA para águas Classe 2, em todos os pontos, caracterizando uma boa qualidade das águas da Bacia, não havendo, portanto, qualquer restrição em relação ao seu uso, quanto a estas análises. A boa preservação das APPs às margens da Sub-Bacia tem contribuído para a redução da poluição, como verificado principalmente nos baixos valores das variáveis: turbidez, STD e condutividade. Nas determinações dos metais foram diagnosticadas algumas alterações nos resultados, baseado nos limites estabelecidos pelo mesmo Conselho, cuja presença de alumínio e ferro pode ser atribuída em especial, a fatores do próprio ambiente natural, provindos da erosão e lixiviação de solos e rochas da região, embora tenha certa contribuição de fontes antropogênicas; a origem de zinco e chumbo remetem às atividades humanas locais com contribuição do meio ambiente natural, como o solo. No entanto, as contribuições dos íons metálicos, advindas por fatores antrópicos demonstra a necessidade de averiguar os locais de ocorrência desses íons, de modo, a saber, a real fonte de poluição e/ou contaminação por esses elementos e, assim, fornecer dados que possam colaborar para futuros projetos de manejo, recuperação da área de estudo e educação ambiental.

Palavras chave: Rio Ivinhema, água, qualidade da água, parâmetros físico-químicos, metais.

ABSTRACT

The pollution of an aquatic environment means the occurrence of any alteration on its physical, chemical or biological conditions endangering humans' and elements of biota's health, originating, thus, the contamination. The aim of this study was to evaluate the quality of the superficial water of Ivinhema River Basin and to attribute the origin of the pollution from natural and/or anthropogenic activities and the punctual or diffuse sources based on spatial and temporal variations of the study area. The study intervals reached the days 09/11/2011, 23/02/2012, 20/03/2012, 25/05/2012, 20/07/2012 and 09/10/2012 corresponding to six collects taken in four different places along the Ivinhema River Sub-Basin. The analysis variables were based on physicochemical parameters: temperature, pH, conductivity, dissolved oxygen, BOD₅, organic matter (oxygen consumption), total nitrogen, total phosphorus, total acidity, total alkalinity, chloride, hardness, turbidity, total solids and total dissolved solids (TDS), and the metals aluminum, cadmium, lead, iron and zinc. We observed among the months of evaluation that the pluviometric index was the factor that influenced the most the quality of the water from the Ivinhema River Sub-Basin that, through the process of soil leaching provoked by the rains, results on the superficial outflow either in agricultural or in livestock areas taking to waterbodies the sediments originated from the mineral supplements for cattle, fertilizers and pesticides, soil amendments inter alia. The average of concentrations obtained for the physicochemical variables did not overreach the established limits by the Resolution 357/2005 of CONAMA for water Class II in all points, characterizing a good quality of the basin water, excluding, thus, any restriction related to its use for the analysis. The good situation of the PPA's (Permanent Preservation Areas) on the sub-basin riverfront has contributed to reducing pollution, as we can observe mainly on the low variables values such turbidity, conductivity and TDS. Some changes on the results were verified on the determination of the metals, based on the limits established by CONAMA Resolution 357/2005 for water Class II, whose presence of aluminum and iron may be especially attributed to natural environment factors such as the erosion and rocks and soil leaching around the region, although there's a small contribution from anthropogenic sources; the origin of zinc and lead refers to human activities with local contribution of the natural environment, such as the soil. However, the contribution of the metal ions, resulted from anthropogenic factors demonstrates the need to investigate the sites of their occurrence, in order to know the real source of pollution and/or contamination by such elements and thus provide the data that will help on future management projects and also on the recovery of the study area and on environmental education.

Key-words: Ivinhema River, water, water quality, physicochemical parameters, metals.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E UNIDADES	IV
LISTA DE SÍMBOLOS.....	VI
LISTA DE TABELAS	VII
LISTA DE FIGURAS	VIII
RESUMO	X
ABSTRACT.....	XI
INTRODUÇÃO.....	XV
1 INTRODUÇÃO.....	16
REVISÃO DE LITERATURA	18
2 REVISÃO DE LITERATURA	19
2.1 DISPONIBILIDADE E DISTRIBUIÇÃO DAS ÁGUAS.....	19
2.2 PRINCIPAIS FONTES DE POLUIÇÃO DOS AMBIENTES AQUÁTICOS	21
2.3 AVALIAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	25
2.3.1 Temperatura da água	27
2.3.2 Potencial hidrogeniônico – pH.....	28
2.3.3 Turbidez.....	29
2.3.4 Oxigênio consumido (matéria orgânica).....	30
2.3.5 Acidez.....	31
2.3.6 Dureza	33
2.3.7 Alcalinidade.....	34
2.3.8 Oxigênio Dissolvido.....	35
2.3.9 Condutividade Elétrica.....	37
2.3.10 Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO	37
2.3.11 Cloreto.....	38
2.3.12 Sólidos Totais.....	39
2.3.13 Sólidos Totais Dissolvidos – STD.....	41
2.3.14 Fósforo Total	41
2.3.15 Nitrogênio Total	43
2.4 CONTAMINAÇÃO DOS AMBIENTES AQUÁTICOS POR METAIS	

PESADOS	45
2.4.1 Alumínio	48
3.4.2 Cádmio	49
2.4.3 Chumbo.....	51
2.4.4 Ferro.....	52
2.4.5 Zinco.....	54
2.5 LEGISLAÇÃO.....	55
2.5.1 Enquadramento dos Corpos de Águas Doce	55
2.5.2 Lei Florestal.....	58
OBJETIVOS.....	60
3 OBJETIVOS.....	61
3.1 GERAIS	61
3.2 ESPECÍFICOS.....	61
MATERIAIS E MÉTODOS	62
4 MATERIAIS E MÉTODOS	63
4.1 CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL DA SUB-BACIA DO RIO IVINHEMA 63	
4.1.1 Localização	63
4.1.2 Áreas Climáticas	65
4.1.3 Precipitação Característica	65
4.1.4 Formação Geológica e Drenagem.....	66
4.1.5 Solos.....	67
4.1.6 Produção Agrícola e Principais Atividades Agropecuárias.....	69
4.1.7 Principais Atividades Antrópicas e seus Impactos sobre as Águas Superficiais	70
4.2 AMOSTRAGEM	71
4.2.1 Pontos de Amostragem para Avaliação da Qualidade das Águas.....	71
4.2.2 Período de Realização da Amostragem	79
4.2.3 Procedimento de Limpeza dos Frascos de Amostragem e Vidrarias para Análises	79
4.2.4 Amostragem e Formas de Preservação das Amostras de Água	80
4.3 METODOLOGIA	81
4.3.1 Parâmetros Físico-Químicos de Análises de Qualidade da Água.....	81
4.3.2 Conservação das Amostras de Água para as Leituras dos Metais	

Pesados	83
4.3.3 Análises dos Metais	83
4.3.4 Análises dos Dados Estatísticos	84
RESULTADOS E DISCUSSÕES	85
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	86
5.1 INFLUÊNCIA DAS VARIABILIDADES CLIMÁTICAS	86
5.1.1 Variabilidade Pluvial e Temperatura Atmosférica	86
5.2 CARACTERÍSTICAS DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS	89
5.2.1 Temperatura da Amostra	91
5.2.2 Potencial Hidrogeniônico - pH	92
5.2.3 Turbidez	93
5.2.4 Matéria Orgânica (Oxigênio Consumido)	95
5.2.5 Acidez Total	96
5.2.6 Dureza Total	97
5.2.7 Alcalinidade Total	99
5.2.8 Oxigênio Dissolvido (OD)	100
5.2.9 Condutividade Elétrica (CE) e Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	101
5.2.10 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO₅)	103
5.2.11 Cloreto	104
5.2.12 Sólidos Totais (ST)	105
5.2.13 Fósforo Total e Nitrogênio Total	107
5.3 DETERMINAÇÃO DE Al, Cd, Fe, Pb E Zn	108
5.3.1 Alumínio (Al)	109
5.3.2 Cádmio (Cd)	110
5.3.3 Chumbo (Pb)	110
5.3.4 Ferro (Fe)	111
5.3.5 Zinco (Zn)	113
CONSIDERAÇÕES FINAIS	115
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	116
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	118
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	119

Capítulo 1
INTRODUÇÃO

1 INTRODUÇÃO

A água é reconhecidamente um dos recursos naturais mais essencial e mais precioso à manutenção de todos os organismos vivos. Seus múltiplos usos se destacam a um extenso campo das atividades humanas, que vão desde o abastecimento público e industrial, a irrigação agrícola, a produção de energia elétrica, as atividades de lazer e recreação, bem como a preservação da biota aquática.

A disponibilidade de água doce na natureza é ainda uma questão muito limitada, tratando-se pelo seu alto custo de obtenção e pelas formas de tratamento menos convencionais, como é o caso das águas subterrâneas e das águas dos oceanos.

Devido ao crescimento exponencial da população mundial em conjunto aos impactos originados da ocupação humana derivado de atividades industriais, pecuárias e agrícolas, os ambientes aquáticos têm se tornado grande foco de poluição (LIBÂNIO, 2005). As devidas consequências, no entanto, só tendem a comprometer a qualidade das águas, assim como a rápida degradação destes corpos.

Uma das principais características da água, além de ser um ótimo solvente é carregar todos os tipos de partículas contaminantes, podendo ser, em seguida, liberados nos corpos d'água. O deslocamento e o transporte destes materiais, além de dependerem de fatores como tamanho e peso da partícula, dependem também das forças exercidas pelo escoamento (SAMPAIO, 2003). Ainda conforme o autor, no momento que decai essa força, a partícula para de se deslocar, ocorrendo assim, a deposição. Os rios, portanto, funcionam como um meio de se dispor facilmente desses resíduos. Haja vista, águas superficiais como rios, lagos e reservatórios são sistemas naturais abertos para qualquer condição atmosférica, tornando-se assim, mais susceptíveis a interferências externas (NOORI et al., 2010).

Outra preocupação ambiental, relacionada à contaminação das águas superficiais, deve-se à ocorrência de íons metálicos advindos tanto de origem natural por intemperismo de minerais como de atividades tipicamente antropogênicas (JÚNIOR et al., 2008). Tratando-se da introdução de substâncias tóxicas na água, pode-se relatar que uma das causas mais complexas de deterioração de sua qualidade é devido à presença de agrotóxicos (CAMPOS et al., 2005). A agricultura moderna faz uso intensivo de pesticidas que podem trazer sérios riscos à contaminação tanto das águas

subterrâneas como das águas superficiais (SCORZA e SILVA, 2006). Por sua vez, o uso de fertilizantes e reguladores de crescimento também contribui para a poluição dos corpos hídricos (JÚNIOR et al., 2008).

Mediante o crescimento no fator de desenvolvimento e industrialização, fortes alterações foram provocadas diretamente e/ou indiretamente pelo homem ao meio ambiente natural. Tais impactos podem originar inúmeras mudanças nos regimes hidrológicos que vão desde o aumento de doenças de veiculação hídrica, contaminação química e bioacumulação de metais pesados (POMPEU et al., 2004).

Os fatores acima abordados apontam a necessidade da avaliação da qualidade das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema e seus afluentes, que deságua em um dos mais importantes rios do Brasil, o Rio Paraná, para dessa forma, garantir água de qualidade e evitar qualquer contaminação progressiva que possa contribuir para o desequilíbrio ambiental aquático, haja vista que há poucos projetos de pesquisa que avaliam e monitoram a qualidade das águas na região.

Portanto, fundamentado na necessidade em se obter água de qualidade para abastecimento público e visando a preservação e manutenção das águas superficiais para garantir vida as comunidades aquáticas, torna-se necessária toda uma etapa de conscientização e de uma boa gestão ambiental para garantir essa qualidade.

Capítulo 2
REVISÃO DE LITERATURA

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 DISPONIBILIDADE E DISTRIBUIÇÃO DAS ÁGUAS

A composição química dos elementos (H^+) e (O^-) correspondem individualmente a 70% e 1%, respectivamente da massa total do Universo. Por intermédio de elevadas temperaturas ocorre à combinação dos íons (H^+) e (O^-) e posterior formação da água (H_2O) por uma reação química de fusão, onde esta passa a corresponder apenas uma pequena parte da fração (1/1.000.000) da massa Total do Universo. A água, no entanto, passa a ser reconhecida como o elemento líquido mais abundante presente na terra, onde 75% da superfície terrestre é composta por água (ARANA, 2004). Diante dessas afirmações, fica evidente que todas as formas de vida na Terra são totalmente dependentes da sua qualidade e, por isso a necessidade de uma boa gestão e conscientização do homem para assegurar sua conservação.

Na mesma linha de pensamento, sabe-se que a grande massa d'água existente na terra (aproximadamente 98%), encontra-se concentrada na forma líquida em mares, lagoas e rios e que desse montante, apenas 2% encontra dividido em partes: a primeira congelada nos pólos e geleiras glaciais e, a segunda, presentes no solo, na atmosfera, em estado gasoso e no corpo dos organismos vivos (ARANA, 2004). E, mediante o total de água doce disponível para uso da humanidade, um montante de 97% se faz presente no subsolo, fixadas como água subterrânea, onde apenas 3% do valor total encontram-se nas superfícies, tida como as mais escassas, embora correspondam às águas mais utilizadas para diferentes finalidades (FIGUÊREDO, 2004).

Reconhecida mundialmente, a água é tida como o “solvente universal da maioria das substâncias, modificando-as e modificando-se em função destas” (LIBÂNIO, 2005, p. 11). Uma característica importante da água em associação a facilidade de dissolução é sua atuação nos processos de escoamento superficial e subterrâneo (LIBÂNIO, 2005). O escoamento de modo geral, faz com “que as características de um mesmo curso d'água alterem-se temporal e espacialmente” (LIBÂNIO, 2005, p. 11).

Segundo Rebouças et al., (2002, p. 1), “o termo água refere-se, regra geral, ao elemento natural, desvinculado de qualquer uso ou utilização. Por sua vez, o termo recurso hídrico é a consideração da água como bem econômico, passível de utilização

com tal fim”. O autor ainda ressalta que as águas quando voltadas para o abastecimento humano e atividades ligadas as cadeias produtivas, como indústrias e agrícolas, estas podem ser captadas tanto de rios, lagos, represas e aquíferos subterrâneos, embora expõe que a qualidade dessas águas serão totalmente dependentes da sua origem, circulação, percolação, armazenamento e/ou ainda decorrente de qualquer incidência de poluição provocada por atividades humanas.

No discurso sobre as porcentagens de distribuição em relação às formas de uso das águas dos rios, Júnior (2004, p. 5) argumenta que:

Em termos globais, a irrigação é responsável por cerca de 63% das retiradas ou derivações de água, os usos industriais por 21% e o uso doméstico e em serviços urbanos por cerca de 7,5%. Outros usos respondem pelos restantes 9,5%. O uso doméstico e urbano, apesar de sua importância, é modesto, se comparado ao volume de água empregado pela agricultura irrigada e pela indústria.

Além dos possíveis interferentes da qualidade das águas já discutidas, é importante também abordar a contribuição que os organismos da biota aquática exercem sobre esse meio. Em outras palavras, os organismos que ali habitam, quando em plena ação metabólica, ou estão contribuindo com as mudanças físicas e químicas (e/ou biológicas) na água ou estão sofrendo com essas modificações por eles mesmos produzidas. Essa abordagem, portanto, nada mais é do que a própria interação dos organismos aquáticos com o seu habitat (BRASIL, 2006).

Outro aspecto de grande relevância da água é o seu ciclo hidrológico que consiste de um ciclo contínuo de passagem da água do oceano para a atmosfera e novamente desta, por intermédio da precipitação pluviométrica, do escoamento superficial e subterrâneo para o oceano (ARANA, 2004). O passo inicial é a incidência da energia solar sobre a Terra, que posteriormente provoca a evaporação de lagos, rios e oceanos. Posteriormente, essa massa de vapor é transportada pela corrente do vento até elevadas altitudes do ambiente terrestre até sofrer a etapa de condensação, a qual precipita e volta para a superfície da terra em forma de chuva, granizo ou neve, embora o maior volume das águas retornam diretamente nos oceanos, que correspondem a maior porção do planeta. E, mesmo aquelas massas de águas precipitadas sobre o ambiente terrestre vão para os oceanos por intermédio da ação gravitacional (ARANA, 2004). Alguns volumes de água desencadeiam o escoamento superficial e subterrâneo alimentando diretamente rios, oceanos, lagos e lençóis freáticos (GRIBBIN, 2009). Já

outros volumes são diretamente retidos pelo solo, que por sua vez, dependendo do volume das chuvas, serão armazenadas nos aquíferos subterrâneos, os quais são as principais fontes de alimentação dos cursos de água durante as estiagens (JÚNIOR, 2004).

De acordo com Tundisi (2003), entre os principais componentes que contribuem com o ciclo hidrológico está à evaporação, a precipitação, a transpiração das plantas, a infiltração, a percolação e a drenagem. Ainda baseado no autor, o ciclo hidrológico é movido pela energia luminosa do sol, força dos ventos (o que proporciona o transporte de vapor d'água para os continentes) e, a força gravitacional que controla os fenômenos de precipitação, infiltração e deslocamento das massas de água.

Tratando-se sobre a precipitação pluviométrica, tida como um dos principais interferentes da qualidade das águas, Júnior (2004) afirma que estas não são distribuídas por igual sobre os continentes e, que mesmo dentro destes sofrem com grandes variações de volumes de chuvas, o que significa que a disponibilidade de água é totalmente dependente do posicionamento geográfico e da população como um todo (REBOUÇAS et al., 2002). E, focando na problemática dos rios, objeto de estudo, estes por se tratarem de sistemas abertos são sustentados pelas chuvas, embora em conjunto a esse processo tem-se o escoamento superficial que carrega inúmeros materiais (seja estes, orgânicos ou inorgânicos) tanto na fase sólida como na forma dissolvida para os corpos d'água, modificando toda uma condição natural da água, seja em termos físicos, químicos e/ou biológicos. Os rios, portanto, sofrem diariamente com as inúmeras perturbações na sua bacia de drenagem e, diante desses acontecimentos, a vida dos seres humanos e da biota aquática reage influenciada nesses estímulos, sejam eles naturais ou antrópicos.

Portanto, o uso de uma eficiente gestão das águas se faz necessário, cujo objetivo deve fazer parte de um plano que ofereça múltiplas finalidades desse recurso, desenvolvendo e aprimorando as técnicas de utilização, tratamento e recuperação dos corpos hídricos (SAMPAIO, 2003).

2.2 PRINCIPAIS FONTES DE POLUIÇÃO DOS AMBIENTES AQUÁTICOS

Em termos gerais, a poluição de um ambiente, seja ele, solo, ar ou água, indica

qualquer transformação negativa do seu meio natural podendo assim, comprometer com a qualidade de vida atual e futura das espécies ali existentes. Tratando-se em termos de poluição de um ambiente aquático, Brasil (2006, p. 56) afirma que este habitat “pode ser conceituado como a ocorrência de fenômenos (adição de substâncias ou de formas de energia, modificações no meio) que direta ou indiretamente alteram a natureza de um corpo d’água e assim prejudicam os usos que deles são feitos”. A poluição de um corpo hídrico, entretanto, afeta não somente os organismos da própria biota aquática, mais também prejudica a qualidade da vida humana, em relação à saúde, lazer, paisagismo, entre outras atividades (BRASIL, 2006).

Relata-se que a maior causa de poluição dos ambientes aquáticos é devido ao crescimento exponencial da populacional mundial, onde impactos derivados de ocupação urbana, além das atividades industriais, pecuárias e agrícolas, expressam acuradamente às consequências desse crescimento (LIBÂNIO, 2005).

Libânio (2005) ainda relata que as formas de poluição de um corpo de água, podem ser originadas principalmente pelas atividades antrópicas por meio da introdução de espécies desconhecidas (naturais ou artificiais) ao ambiente aquático, como exemplo, o lançamento de efluentes domésticos e industriais e a contribuição de pesticidas ou sedimentos por procedimentos de lixiviação.

A introdução de espécies desconhecidas nos ambientes aquáticos é impulsionada pelas chuvas, fator este que mais interfere tanto na sustentação como na renovação das águas superficiais do planeta. Desse modo, tem-se que as alterações na disponibilidade de água doce ocorrem de forma heterogênea no espaço e no tempo. No espaço, pela existência de áreas com variadas porcentagens de umidade, como por exemplo, desertos e florestas tropicais. No tempo, pelo evento de precipitações análogo a variabilidade sazonal (BRAGA et al., 2005).

Ainda, conforme expõe Libânio (2005), os principais agentes contaminantes dos ambientes aquáticos são compostos por matéria orgânica biodegradável oriunda principalmente de esgotos domésticos por compostos orgânicos sintéticos não-biodegradáveis, como exemplo, pesticidas e detergentes, além dos metais pesados e micro-organismos patogênicos.

Dentre as formas de poluição dos corpos d’águas, estas, ocorrem devido a fontes pontuais e/ou difusas e ainda de origem natural e/ou antrópica (LIBÂNIO, 2005). A poluição de um corpo d’água por uma fonte pontual é originada por lançamentos de

efluentes domésticos e industriais (MEYBECK, 2004; LIBÂNIO, 2005). Estas podem ser tratadas e controladas por se tratarem de locais específicos que descartam poluentes, como: fábricas, aterros e estações de tratamento de esgotos (BAIRD e CANN, 2011).

Em contrapartida, a poluição difusa segundo Libânio (2005) é distribuída ao longo da extensão do curso d'água, geradas em grandes áreas e, portanto, consideradas de difícil controle, como: fazendas, florestas que sofreram extração de madeira, tanques sépticos, enxurradas provocadas por chuva, deposições atmosféricas, entre outros (BAIRD e CANN, 2011). A poluição difusa é resultado do escoamento superficial de áreas urbanas e/ou agrícolas para os corpos d'águas, influenciada em especial, pela precipitação pluviométrica, podendo chegar até altos níveis de concentração de poluentes. As ações de contenção das fontes difusas podem ser reduzidas mediante melhorias nas mudanças no manejo da terra e educação ambiental (MEYBECK, 2004).

Em geral, uma situação de poluição pontual, provocada por despejo de efluentes domésticos e industriais, as ações de contenção são mais rápidas e eficientes. Já as ações de controle sobre a poluição difusa são dificultadas por não se tratar de um ponto específico de lançamento. Em comparação aos países desenvolvidos em que a atenção principal gera em torno da poluição difusa, pois a poluição pontual nesses países já se encontra controlada, no Brasil, ainda há muito em que se pensar e trabalhar em nível de controle da poluição pontual (VON SPERLING, 1996). Entre as duas fontes de poluição, somente as fontes pontuais têm limites estabelecidos por órgãos ambientais, valores estes, limitados para descarga de resíduos nos recursos hídricos (BRITO, 2003).

Por sua vez, as fontes antrópicas estão inteiramente interligadas ao desenvolvimento industrial, à agroindústria, à urbanização, aos desmatamentos, as enchentes, as variações da utilização do solo, a remoção da cobertura vegetal, aos projetos de irrigação e, à construção de barragens (REBOUÇAS et al., 2002). Enquanto as fontes naturais provêm principalmente do seu próprio ambiente natural, como o solo, sem intervenção humana.

Além disso, Braga et al., (2005), ressalta que os principais poluentes em destaque de um ambiente hídrico além dos compostos orgânicos biodegradáveis e recalcitrantes são: os metais pesados, nutrientes como fósforo e nitrogênio em excesso, sólidos em suspensão, organismos patogênicos, além de elementos radioativos.

Sampaio (2003) relata com mais informações sobre as respectivas áreas potenciais de poluição e principais fontes de contaminação. Dentre as áreas potenciais

de poluição, destaca-se: as áreas com intensa atividade de exploração dos recursos naturais (garimpos e minerações); aos desmatamentos de áreas com alto potencial erosivo e, áreas de preservação permanente; as queimadas e trechos de rios com sedimentos contaminados e comprometidos em termos de qualidade de água por agroquímicos; os centros urbanos; as áreas de inundação (abaixo de 200 m); as áreas com alto potencial erosivo e, áreas de recarga de aquíferos e de pesca ilegal.

Ainda baseado nas palavras do autor, a poluição das águas é advinda por: efluentes domésticos (poluentes orgânicos biodegradáveis, nutrientes e bactérias); efluentes industriais (poluentes orgânicos e inorgânicos, dependendo da atividade industrial) e, carga difusa urbana e agrícola (poluentes advindos da drenagem destas áreas: fertilizantes, defensivos agrícolas, fezes de animais e material em suspensão).

Outros acontecimentos importantes a destacar quando refere-se à contaminação de um recurso hídrico é o processo de assoreamento e eutrofização. O assoreamento é uma atividade que prejudica a qualidade da água, embora muito influenciado pelo volume das chuvas (principalmente tratando-se de climas tropicais como o Brasil), na qual ocorre o carreamento de materiais minerais (areia, silte, argila) para os corpos d'águas, ocasionando numa drástica redução em termos de profundidade e volume. Já as atividades humanas, como aberturas de loteamentos, construção de rodovias e exposição do solo, sem proteção, em áreas agrícolas na bacia de drenagem do rio ou do lago também têm contribuído e muito para essas ocorrências desastrosas (BRASIL, 2006).

A eutrofização de um ambiente aquático é caracterizada pela adição descontrolada de nutrientes, em especial, nitrogênio e fósforo, resultando na aceleração da produtividade desse meio (SILVA, 1998). O aumento da produtividade aquática desencadeia um crescimento acelerado de plantas (tanto planctônicas que se movimentam livremente na água, quanto aderidas ou enraizadas que são fixadas em um único ponto) (THOMANN e MUELLER, 1987; VON SPERLING, 2005) e, portanto, tende a ocorrer uma maior competição pelo consumo de OD, tanto por parte de plantas quanto de peixes, prejudicando a qualidade da água e podendo até levar a mortandade dos organismos da biota aquática. Segundo Brasil (2006), a eutrofização em rios ocorre com menor intensidade do que em casos como lagoas e represas, devido as suas águas estarem em constante movimentação (ambientes lóticos) e da alta concentração de turbidez, dificultando o desenvolvimento e o crescimento de algas e vegetações

aquáticas.

2.3 AVALIAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

A água quando no estado bruto apresenta vários elementos contaminantes, que se destacam pela presença de substâncias tóxicas, vírus e bactérias. E, baseado em função do uso e/ou destinação da água, esta deverá apresentar características adequadas (FIGUÊIREDO, 2004).

Um procedimento usualmente empregado na avaliação e caracterização da qualidade das águas é a mensuração de vários parâmetros em estações de monitoramento e, em diferentes períodos (RAZMKHAH et al., 2010). Os dados gerados a partir de variáveis químicas, físicas e biológicas constituem uma grande fonte de informações que possibilita a obtenção de uma visão espacial e temporal das condições de um recurso hídrico (BOUZA-DEAÑO et al., 2008).

Segundo Rebouças et al., (2002), para uma adequada avaliação da hidrologia das águas de um rio, esta, primeiramente deverá ser submetida a análises em vários ciclos do ano, pois, sua qualidade devido a fatores naturais ou antrópicos variam com o decorrer do tempo. Dentre os fatores naturais segundo Richter e Netto (2007), destaque-se a litologia do solo, fauna e flora, além das principais características químicas da atmosfera segundo afirma Rebouças et al., (2002) como os gases (gás carbônico, metano, e óxido de nitrogênio). Os fatores antropogênicos por sua vez, estão relacionados ao desenvolvimento industrial, à agroindústria, à urbanização, aos desmatamentos, as enchentes, as variações da utilização do solo, a remoção da cobertura vegetal, aos projetos de irrigação e, a construção de barragens (REBOUÇAS et al., 2002).

Além disso, deve-se ressaltar que a qualidade de um recurso hídrico só é representativa através de uma ampla série de avaliações de suas características físicas, químicas e biológicas. O conjunto dessas informações segundo Bouza-Deaño et al., (2008), disponibilizam tanto dados espaciais quanto temporais das condições de um recurso hídrico.

Para a realização do controle da poluição das águas dos rios, comumente

utilizam-se os padrões de qualidade adotados, que tem como função definir as faixas de concentração a que cada substância presente na água deve obedecer. O monitoramento da qualidade da água é, portanto, um dos mais importantes instrumentos relacionados à gestão de um recurso hídrico. Contudo, para uma adequada gestão, análises devem ser realizadas periodicamente para assegurar resultados mais satisfatórios e confiáveis sobre a real qualidade das águas do ambiente em estudo, pois Noori et al, (2010), exprime que a avaliação da qualidade da água além de ser de extrema importância está diretamente associada à saúde pública e à vida aquática.

Em suma, as águas superficiais devem ser preservadas e utilizadas racionalmente em todo planeta, para assegurar uma boa qualidade de vida da biota aquática e humana. Dessa forma, torna-se de fundamental importância, o monitoramento constante do recurso hídrico, visando à preservação do ambiente natural e da sua biodiversidade aquática, além de assegurar qualidade e segurança para seus mais diversos usos. Neste contexto, pode-se dizer que as alterações da qualidade da água representam uma das maiores evidências do impacto antrópico. Assim, como parte do estudo, a avaliação da qualidade da água com posterior entendimento do sistema pluvial em conjunto a identificação da influência humana local ou regional, torna-se de grande relevância o desenvolvimento de projetos e programas de gestão dessas áreas, levando em foco, o desenvolvimento sustentável.

Comumente, para a realização do controle da poluição das águas superficiais, utilizam-se os padrões de qualidade adotados, que definem as faixas de concentração a que cada substância presente na água deve obedecer.

Dentre as inúmeras variáveis existentes para a avaliação e caracterização da qualidade da água, pode-se focar: temperatura, pH, turbidez, matéria orgânica, acidez, dureza, alcalinidade, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos, demanda bioquímica de oxigênio, cloreto, sólidos totais, fósforo total e nitrogênio total.

A seguir, serão apresentados maiores informações sobre os parâmetros mencionados acima de análises físicas, químicas e biológicas que foram utilizados na caracterização e posterior avaliação das águas superficiais da Sub-Bacia do rio Ivinhema.

2.3.1 Temperatura da água

A temperatura da água é uma característica física que “indica a magnitude da energia cinética do movimento aleatório das moléculas e sintetiza o fenômeno de transferência de calor à massa líquida” (LIBÂNIO, 2005, p. 19). Possui grande relevância por sua influência sobre algumas variáveis relacionadas à aceleração de reações químicas, redução da solubilidade dos gases, aumento da sensação de sabor e odor, entre outros fatores (RICHTER e NETTO, 1991).

Corpos de águas naturais apresentam variações sazonais e diurnas como a estratificação vertical (CETESB, 2009), assim a alteração da temperatura faz parte de um regime climático natural, apresentando constantes variações tanto ao longo do dia como das estações do ano. Um caso muito comum relacionado a essa alteração é decorrente da insolação, embora outras situações sejam decorrentes de fontes antrópicas relacionados a despejos industriais e águas de refrigeração, provenientes de máquinas e caldeiras (LIBÂNIO, 2005).

A temperatura também influencia alguns parâmetros físico-químicos da água, tais como tensão superficial e viscosidade (ANA, 2011). Além disso, a temperatura da água pode proporcionar a prorrogação ou aceleração da ação biológica, na absorção de oxigênio e precipitação de compostos. Assim, quando esta se encontra elevada, estimula a perda de gases pela água, produzindo odores e desequilíbrio ecológico (VON SPERLING, 1996).

A temperatura, portanto, desempenha um papel principal de controle no meio aquático. Por sua vez, os organismos aquáticos possuem limites de tolerância térmica inferior e superior, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos, além de limitações de temperatura para migração, desova e incubação de ovos (CETESB, 2009).

No Brasil, comumente as temperaturas registradas em ambientes aquáticos se fixam a uma variação de 20 °C a 30 °C. Assim, variações bruscas destas temperaturas, tanto para menos como para mais, podem levar a mortandades dos peixes além da diminuição de qualquer espécie presente naquele ambiente (BRASIL, 2006).

2.3.2 Potencial hidrogeniônico – pH

O potencial hidrogeniônico (pH) de uma solução, tido como um dos parâmetros de análises mais rotineiras em estações de tratamento, como por exemplo, no controle dos processos físico-químicos de tratamento de efluentes industriais é representado pela concentração dos íons H^+ que expressa o grau de acidez ou alcalinidade de um meio (LIBÂNIO, 2005).

O intervalo de pH varia de 0 a 14 (VON SPERLING, 2005). As variações de pH podem ser determinadas quanto à presença de substâncias que podem estar dissolvidas ou precipitadas num corpo d'água (BAIRD e CANN, 2011).

Em águas naturais usualmente apresentam valores de pH numa faixa entre 4,00 a 9,00. A maioria, entretanto, apresenta valores baixos devido à presença de íons bicarbonato e carbonato (APHA, 1998; BAIRD, 2002).

A Resolução 357/2005 do CONAMA regulamenta que para a proteção do ecossistema aquático, o pH ideal deve apresentar-se num intervalo de 6,0 a 9,0. Posteriormente, para as águas destinadas ao abastecimento público, os valores são fixados entre 6,0 e 9,5, baseado na Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004a).

A influência que o pH exerce sobre os ambientes aquáticos naturais está ligada aos efeitos sobre a fisiologia das mais distintas espécies. No entanto, seu efeito indireto é muito importante podendo, em determinadas condições de pH contribuir para a precipitação de elementos químicos tóxicos como os metais pesados, além de poder exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes (HARTER, 2007; CETESB, 2009).

O conhecimento do pH de uma água, também permite avaliar o poder de corrosão, da quantidade de reagentes para a coagulação, do desenvolvimento de microorganismos, do procedimento de desinfecção, que tem por objetivo a redução do nível dos microrganismos e ainda verificar se a água em relação ao pH se enquadra dentro das legislações pertinentes (MACÊDO, 2005). Segundo Baird e Cann (2011), a obtenção de um pH muito ácido ou muito alcalino geralmente está relacionado à presença de despejos industriais. Outras alterações podem estar relacionadas à atividade algal (fotossíntese e respiração), da desagregação de rochas, do lançamento de despejos domésticos além de chuva ácida provocada geralmente, em regiões de cunho industrial

(LIBÂNIO, 2005). Para Maier (1987) uma leve queda no pH pode estar associado ao aumento no teor de matéria orgânica resultado do volume de chuvas sobre a região, o que conseqüentemente origina a queda na quantidade de oxigênio dissolvido disponível no corpo d'água.

Contudo, constantes alterações de pH em corpos d'águas naturais, comumente são provocadas pela produção de dióxido de carbono (CO₂) e/ou consumo deste elemento químico, incentivadas pelos próprios organismos fotossintetizadores do meio e ainda pelo processo de respiração e fermentação de todos os organismos da biota aquática, gerando nessas atividades, os ácidos orgânicos fracos (BRANCO, 1986 apud. FARIAS, 2006).

2.3.3 Turbidez

A turbidez é medida utilizando-se o método da nefelometria, composta por uma célula fotoelétrica que baseia no grau de intensidade que um feixe de luz pode sofrer ao incidir sobre uma massa d'água, manifestando-se por absorção e espalhamento da luz provocada pela presença dos sólidos em suspensão. Corpos de água contendo alto teor de turbidez limita a passagem de raios solares, dificultando a realização do processo de fotossíntese, a qual contribui para a conseqüente redução da reposição do oxigênio no meio (FARIAS, 2006).

Quantitativamente, sua intensidade pode ser expressa em Unidades de Turbidez (uT), também chamadas de Unidades de Jackson ou Nefelométrica de Turbidez (UNT) (ESTEVES, 1998; LIBÂNIO, 2005). Ou ainda, representada por NTU (NEPHELOMETRIC TURBITY UNIT).

A turbidez de um corpo hídrico é causada por partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e/ou de detritos orgânicos (algas, bactérias, plâncton, etc) como esclarece Brasil (2006) e Cetesb (2011), além disso conta com a presença de elementos metálicos como zinco, ferro e substâncias a base de manganês (BRASIL, 2006). Outro fator que auxilia o aumento da turbidez nas águas é a erosão dos solos provocada pelas chuvas, a qual impede a fixação da vegetação sendo estes materiais sólidos arrastados para os corpos d'água (CETESB, 2011). Além disso, lançamentos de esgotos sanitários e efluentes industriais também provocam elevações na turbidez das águas (ANA, 2011; CETESB,

2011).

Quando ocorre um elevado aumento da turbidez tem-se uma redução da fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas, desencadeando assim, uma redução no desenvolvimento das plantas que pode suprimir a produtividade de peixes. A turbidez como exposta pode atuar nas comunidades biológicas aquáticas, afetar adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de uma água (CETESB, 2011). Além disso, seu aumento pode requerer uma maior quantidade de produtos químicos, como por exemplo, os coagulantes, para que sejam utilizados nas estações de tratamento de águas, aumentando dessa forma, os custos de tratamento destas (ANA, 2011).

Em águas de superfície a turbidez pode atingir valores de até 2000 mg L^{-1} , como dióxido de silício (SiO_2), ou maiores. As águas oriundas de lagoas, lagos, represas e açudes caracterizam-se por sua baixa turbidez, embora sejam variáveis devido aos ventos que revolvem seus fundos. Já, as águas de rios e riachos caracterizam-se por sua alta turbidez (APHA, 1998).

Conforme relata Libânio (2005), parte dos rios brasileiros apresentam águas naturalmente turvas em função de suas próprias características geológicas das bacias de drenagem, da ocorrência de altos índices pluviométricos e do uso de práticas agrícolas inadequadas. Ainda segundo o autor, a turbidez natural das águas geralmente compreende uma ampla faixa de 3 a 500 NTU. Baseado na potabilidade, a Portaria n° 518/2004 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA), determina que a turbidez não deve exceder a 5 NTU (BRASIL, 2004a). Todavia, os valores de referência estabelecidos pela Resolução 357/2005 do CONAMA, determina a limitação de até 100 NTU (BRASIL, 2005).

2.3.4 Oxigênio consumido (matéria orgânica)

Quimicamente, a medida do oxigênio consumido (OC) fornece o mesmo significado e/ou as mesmas condições impostas da determinação da demanda química de oxigênio (DQO), outro parâmetro químico usado para avaliar a qualidade da água, embora não se adotou a avaliação da demanda química de oxigênio para o presente trabalho. O oxigênio consumido, conhecido como “matéria orgânica” baseia-se na

determinação da concentração do oxigênio consumido para oxidar a matéria orgânica, biodegradável ou não, ou seja, é um indicador da concentração de matéria orgânica, existente na água, assim, como a demanda química de oxigênio (VALENTE et al., 1997). A princípio, estas medidas baseiam-se na quantidade de substâncias que são oxidáveis por ação de um agente químico oxidante forte, como o íon permanganato (MnO_4^-), proporcionando dessa forma, a quantidade do consumo de oxigênio suficiente para oxidar todas essas substâncias (NOGUEIRA e SOUZA, 2005).

A oxidação da matéria orgânica é realizada em condições menos energéticas do que a DQO, assim sua oxidação usando o agente permanganato é mais apropriado quando se trata de águas limpas, ou seja, águas com baixo teor de matéria orgânica (VALENTE et al., 1997).

Pelo fato do oxigênio consumido não apresentar parâmetro sanitário característico, sua determinação em água é importante, pois permite informar possíveis alterações da qualidade da água, ajudando na sua afetividade, tanto em relação aos procedimentos futuros de tratamento, como na indicação do desenvolvimento de micro-organismos nos centros de tratamento (MACÊDO, 2005). No entanto, quanto maior for o consumo de oxigênio, característica do maior lançamento de matéria orgânica, maior é a poluição desse recurso hídrico.

A oxidação utilizando permanganato é uma prática mais comum na avaliação de potabilidade e, portanto, mais utilizada para águas limpas, com baixa concentração de matéria orgânica, onde os teores de oxigênio consumido são inferiores a $5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. Em suma, a demanda química de oxigênio é mais utilizada em águas cujas concentrações de oxigênio consumido excedam $5 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, contendo maior teor de matéria orgânica (VALENTE et al., 1997).

2.3.5 Acidez

A acidez da água é definida por sua capacidade quantitativa da reação com uma base forte em um determinado pH. Também pode ser definida como a medida de um agregado de propriedades da água, podendo ser entendida como presença de substâncias específicas. Comumente, o dióxido de carbono (CO_2) é o maior componente ácido presente na água superficial (APHA, 1998; VON SPERLING, 2005). Embora outros

componentes também se façam presentes como os ácidos minerais, os ácidos orgânicos e sais de ácidos fortes (MACÊDO, 2005). Estes sofrem hidrólise aumentando a concentração de íons hidrogênio (H^+) para a solução. A acidez total, portanto, é representada pelo teor total desses componentes.

Uma grande extensão das águas naturais e dos efluentes domésticos sofre diariamente por procedimentos tamponantes, baseado em sistema composto por dióxido de carbono (CO_2) e bicarbonatos (HCO_3^-). O dióxido de carbono somente sofrerá completa neutralização se o pH ideal for igual a 8,2 ou superior e, ainda não ocorrer a diminuição deste pH a valores inferior a 4,5. Dessa forma, pode-se dizer que a acidez derivada do dióxido de carbono compreende um intervalo de pH entre 4,5 a 8,2 e, a acidez originada pela presença dos ácidos minerais fortes, comumente causada por esgotos industriais, compreende pH inferiores a 4,5 (RICHTER e NETTO, 1991; LIBÂNIO, 2005). Para valores de pH superior a 8,2, representa ausência do dióxido de carbono em sua forma livre (LIBÂNIO, 2005).

O dióxido de carbono é um componente habitual da acidez das águas naturais e, seu equilíbrio químico em presença de água, gera o ácido carbônico (APHA, 1998).

A acidez pode estar interligada tanto a fatores naturais, relacionadas à absorção da atmosfera ou decomposição de material orgânico, quanto a fatores antropogênicos devido às descargas de efluentes industriais e, lixiviação em solos de origem mineradora (LIBÂNIO, 2005).

A acidez possui pouca abordagem quando se trata do ponto de vista sanitário, pois o dióxido de carbono livre normalmente existente em águas superficiais se encontra em concentrações inferiores a 10 mg L^{-1} . O seu descontrole pode desencadear corrosão em estruturas metálicas e em materiais à base de cimento, como de sistemas de abastecimento de água (BRASIL, 2004b). De acordo com Macêdo (2005), sua presença em água pode assinalar o lançamento de resíduos industriais. No entanto, em muitas situações a adição de soluções alcalinas nas águas se faz necessário para manter a estabilidade do carbonato de cálcio ($CaCO_3$). Em suma, a acidez é medida em termos de carbonato de cálcio (mg L^{-1} de $CaCO_3$), neutralizando-se o dióxido de carbono livre com uma solução básica de hidróxido e, utilizando como indicador, a fenolftaleína (RICHTER e NETTO, 1991).

2.3.6 Dureza

A dureza total é definida como a concentração total de alguns íons metálicos presentes nos corpos d'água, em especial, os de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) (RICHTER e NETTO, 2007). É expressa em termos de miligramas por litro (mg L^{-1}) em carbonato de cálcio (CaCO_3) (LIBÂNIO, 2005; BAIRD e CANN, 2011). E, é caracterizada por sua inconveniência em não formar espuma, além de gerar incrustações nos reservatórios de água quente (RICHTER e NETTO, 2007).

Numericamente, quando a dureza total é igual ou menor do que a alcalinidade de carbonatos e bicarbonatos, diz-se que só existe a dureza de carbonatos. Assim, a dureza pode ser subentendida como temporária ou permanente. A dureza temporária ou de carbonatos é a porção da natureza total que é quimicamente equivalente à alcalinidade de carbonatos e bicarbonatos. Em contrapartida, a dureza permanente ou de não carbonatos, é a porção da dureza total que está em excesso da dureza de carbonatos (CETESB, 2011). Em outras palavras, a dureza temporária resiste à ação dos sabões provocando incrustações e, se baseia na presença de bicarbonatos de cálcio e magnésio, que se decompõem em ação do calor, em gás carbônico, água e carbonatos insolúveis que se precipitam. A dureza permanente, embora resista à ação dos sabões, não produz incrustações, devido seus sais (sulfatos, cloretos e nitratos de cálcio e de magnésio) apresentarem alto grau de solubilidade em água (BRASIL, 2004).

Baseado em Richter e Netto (2007), a classificação do grau de dureza em águas pode ser prevista, conforme Tabela 1:

Tabela 1 – Classificação do grau de dureza em águas.

Grau de Dureza	mg L^{-1} de CaCO_3
Mole ou branda	< 50
Moderada	entre 50 e 150
Dura	entre 150 e 300
Muito Dura	> 300

Fonte: Richter e Netto, 2007.

Embora a dureza cause as inconveniências citadas acima, ela não é tida como uma variável que apresenta significado sanitário. Comumente sua origem é de ordem natural ocasionada principalmente pela dissolução de rochas calcárias, compostas principalmente pelos elementos cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) e, em menor grau, devido ao lançamento de efluentes industriais (LIBÂNIO, 2005; VON SPERLING, 2005; MACÊDO, 2007).

Conforme ainda expõe Libânio (2005), as águas superficiais no Brasil apresentam-se, em sua grande porção, características brandas ou moderadamente duras, não ultrapassando 100 mg L^{-1} . A Portaria de n° 518/2004 do Ministério da Saúde fixou para a dureza o teor de até 500 mg L^{-1} , em termos de CaCO_3 como o valor máximo permitido para água potável (BRASIL, 2004a).

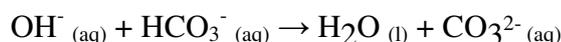
2.3.7 Alcalinidade

A origem da alcalinidade em águas compreende a presença dos íons bicarbonatos (HCO_3^-), carbonatos (CO_3^-) ou hidróxidos (OH^-), onde dentre estes se destaca, em especial, a presença dos bicarbonatos. Estes compostos caracterizados por sua alcalinidade, podem reagir na presença de um ácido de concentração conhecida, podendo assim, ser medida em um meio aquoso, através da adição de certa quantidade de ácido até este alcançar um valor específico de pH. A alcalinidade total por sua vez, é a soma das diferentes formas de alcalinidade existentes, expressa assim como a acidez, em termos de carbonato de cálcio (mg L^{-1} de CaCO_3) (RICHTER e NETTO, 2007).

Haja vista que a variável alcalinidade não possui parâmetro sanitário, é descrita por Richter e Netto (2007), como uma das análises mais essencial ao tratamento de um corpo d'água, estando relacionada com a coagulação, com a redução de dureza e prevenção de corrosão nas canalizações de ferro fundido das redes de distribuição. Em contrapartida, em elevadas concentrações confere sabor amargo à água (VON SPERLING, 2005).

Em função do pH, apenas duas formas de alcalinidade podem ser encontradas ao mesmo tempo em uma amostra, visto que, uma reação entre os íons hidróxido e bicarbonatos, reduziria estes à forma de carbonatos (LIBÂNIO, 2005; MACÊDO, 2005;

RICHTER e NETTO, 2007):



Assim, em $\text{pH} > 9,4$, a alcalinidade deve-se a hidróxidos e carbonatos; em $\text{pH} 8,3 < \text{pH} < 9,4$, deve-se a presença de carbonatos e bicarbonatos; em $\text{pH} 4,4 < \text{pH} < 8,3$ deve-se unicamente pela presença dos bicarbonatos. E, em geral, as formas mais comuns de alcalinidade encontradas em águas naturais de superfície são apenas originadas de bicarbonatos, compostas em especial pelos íons cálcio e magnésio (LIBÂNIO, 2005; MACÊDO, 2005; BRASIL, 2006). Baseado no exposto, ressalta que este parâmetro está totalmente associado à dureza da água, sendo os cátions cálcio (Ca^{+2}) e o magnésio (Mg^{+2}), os mais vinculados aos ânions causadores da alcalinidade e que por sua vez, estão diretamente relacionados com a dureza. As causas mais comuns de altos teores de alcalinidade nos corpos d'água está associada aos procedimentos de decomposição da matéria orgânica e elevação da capacidade respiratória de micro-organismos, com a consequente liberação e dissolução do gás carbônico (CO_2) (BRASIL, 2006). Em suma, a maioria das águas naturais registra valores de alcalinidade nos intervalos de 30 a 500 mg L^{-1} de CaCO_3 (BRASIL, 2006).

2.3.8 Oxigênio Dissolvido

A volubilidade das concentrações de Oxigênio Dissolvido (OD) em águas naturais é dependente das atividades físicas, químicas e bioquímicas que ocorrem nos corpos d'água (APHA, 1998; LIBÂNIO, 2005; BRASIL, 2006). Segundo Derisio (1992 apud. VALENTE et al., 1997), o oxigênio por ser um gás com baixa solubilidade em água faz com que esta seja dependente da pressão (altitude), temperatura e sais dissolvidos, onde geralmente, sua concentração de saturação encontra-se na faixa de 8 mg L^{-1} , a uma temperatura de 25 °C e, altitude de até 1000 m. Embora essa variação de concentração pode variar em função da temperatura e pressão do meio.

A análise de oxigênio dissolvido é um teste chave em águas poluídas, considerada, portanto, como o parâmetro mais importante para expressar a qualidade da

água (LIBÂNIO, 2005; RICHTER e NETTO, 2007), sendo que vários organismos dependem de oxigênio para respirar.

O oxigênio dissolvido é uma condição prevista voltada para a preservação e para os procedimentos de autodepuração em ambientes aquáticos naturais e estações de tratamento de esgotos (CETESB, 2011). Comumente, o teor de oxigênio presente na água sofre alterações em relação à pressão atmosférica (altitude) e temperatura do meio (CETESB, 2011). Dessa forma, ambientes aquáticos com temperaturas inferiores possuem grande potencial em dissolver oxigênio. Em contrapartida, em altitudes elevadas onde é menor a pressão atmosférica, o oxigênio dissolvido apresenta baixa solubilidade.

No processo de deterioração da matéria orgânica, as bactérias utilizam o oxigênio nos seus sistemas respiratórios, podendo ocasionar uma redução de sua concentração no meio. A consequente redução da concentração do oxigênio nos corpos d'água acarreta nas mais inúmeras e frequentes mortandades (CETESB, 2011). A queda do oxigênio dissolvido é originada tanto de ações naturais, em especial provocadas pela respiração dos organismos presentes no meio aquático, como provenientes de perdas para o ambiente, de mineralização da matéria orgânica e oxidação de íons (LIBÂNIO, 2005). Esse decaimento também pode ser originado pelo recebimento de elevadas cargas de materiais orgânicos biodegradáveis, presentes em resíduos domésticos e, entre outros efluentes industriais, etc. Por sua vez, quanto maior for o lançamento e/ou a presença de material orgânico no ambiente aquático, maior será a presença de micro-organismos decompositores e, maior a deficiência de oxigênio (FARIAS, 2006).

Na ausência de oxigênio dissolvido (anaerobiose), os compostos químicos passam para a forma reduzida, ou seja, não oxidada, a qual possui certa solubilidade em meio líquido, tornando dessa forma, acessível os nutrientes para a incorporação pelos organismos aeróbicos de respiração aquática. A consequente elevação dos teores de oxigênio dissolvido no meio provoca gradativamente a precipitação das substâncias presentes, com posterior armazenamento nos sedimentos do corpo hídrico (BRASIL, 2006).

O teor mínimo de oxigênio dissolvido para a preservação da vida aquática, estipulado pela Resolução 357/2005 do CONAMA é de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2005), embora sabe-se que existe uma certa variação decorrente da tolerância nos organismos de espécie para espécie.

2.3.9 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica (CE) gerada por força elétrica possui a função de medir a quantidade de sais dissolvidos em solução, onde esta é totalmente proporcional a sua concentração. Assim, quanto maior for a quantidade de íons dissolvidos, maior será a condutividade elétrica da água. E, além da medida de condutividade ser dependente dos tipos de íons e das concentrações presentes em solução é também influenciada pela temperatura segundo Farias (2006) e Richter e Netto (2007) e, pela “concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas” (FARIAS, 2006, p. 13).

Os principais íons responsáveis pelos valores de condutividade são os íons dos macronutrientes cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonatos, sulfatos e cloretos; enquanto outros íons como nitrito, nitrato, íon amônio e ortofosfato desempenham pouco ou nenhuma influência sobre a condutividade (ESTEVES, 1998).

Ainda, devido à condutividade não possuir a função de especificar quais os tipos de íons presentes em solução, pode ser considerada como uma medida que venha contribuir para possíveis reconhecimentos dos impactos ambientais gerados na bacia de drenagem, provocados principalmente por lançamentos de resíduos industriais, mineração, esgotos, entre outros (FARIAS, 2006).

Comumente em águas naturais, a condutividade exibe teores em intervalos de 10 a 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$, enquanto que em ambientes poluídos oriundo de esgotos domésticos e/ou industriais os valores podem chegar a 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (BRASIL, 2006).

2.3.10 Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é uma variável de análise biológica que expressa a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica presente na água por meio da decomposição microbiana aeróbia (ANA, 2011). Em linguagem simplificada baseado em Baird e Cann (2011), a DBO é a capacidade da matéria orgânica e biológica de águas naturais de consumir oxigênio, num sistema catalisado pelas bactérias.

Uma queda na taxa de oxigênio dissolvido no ambiente subaquático pode significar o trabalho bacteriano num procedimento de decomposição da matéria orgânica. Como exemplo, micro-organismos e vegetais heterótrofos quando em número elevado podem reduzir bruscamente o OD atingindo a nível zero. Embora, para isso acontecer, seja necessária a proliferação de tais organismos nas quais estes são dependentes das fontes de alimento, isto é, dependente da matéria orgânica (MACÊDO, 2005).

O teor elevado da DBO em águas é normalmente originado pelo lançamento de efluentes orgânicos, principalmente relacionados a esgotos domésticos. Essa elevação prova um declínio dos valores de oxigênio dissolvido na água, o que pode provocar mortandades de peixes além da eliminação de outros organismos aquáticos (ANA, 2011). Dessa forma, pode-se dizer que o nível de poluição de um corpo d'água e o desempenho de um processo de tratamento de águas residuárias pode ser determinado utilizando-se o valor da $DBO_{5,20}$.

O procedimento da $DBO_{5,20}$ consiste da medida do oxigênio consumido realizada num período de 5 dias a uma temperatura de 20 °C (ANA, 2011). Seu resultado é obtido pela diferença da concentração de OD (oxigênio dissolvido) medido inicialmente e após o período de incubação (MACÊDO, 2005). É, portanto, considerado somente como um indicador estimativo, pois certas condições como turbulência das águas, aeração e insolação, entre outras, não são consideradas (VALENTE et al., 1997).

Contudo, devido a DBO_5 ser um teste padronizado, não é possível apontar a comparência de matéria não biodegradável, muito menos sobreestimar o efeito tóxico ou inibidor de materiais sobre a atividade microbiana (CETESB, 2011).

Segundo a Resolução 357/2005 do CONAMA, a concentração da DBO_5 para as águas doce, Classe 1 é de até 3 mg L⁻¹; para a Classe 2 é de 5 mg L⁻¹ e, para a Classe 3 é de até 10 mg L⁻¹ (BRASIL, 2005).

2.3.11 Cloreto

A presença do ânion inorgânico cloreto (Cl⁻) se faz comumente presentes em grande parte dos corpos d'água. A concentração de cloreto é um indicador de poluição

originada pela dissolução de sais e da introdução de águas salgadas (águas do mar) (LIBÂNIO, 2005). Em águas superficiais, as fontes poluidoras de cloreto provêm de descargas de esgotos sanitários, efluentes industriais (indústria do petróleo, farmacêuticas, curtumes, etc.) e por lixiviação do solo provocada pela chuva (CETESB, 2011). Além disso, fezes e suor humano também podem contribuir com a elevação da concentração de cloreto. Dessa forma, Richter e Netto (2007), afirma que constantes alterações de cloretos em águas naturais seja um provável indicador de poluição.

O cloreto além de interferir no tratamento anaeróbio de efluentes industriais causa corrosão em estruturas hidráulicas. Também influencia nas características dos ecossistemas aquáticos naturais, pelo fato de desencadear modificações na pressão osmótica em células de micro-organismos (CETESB, 2011).

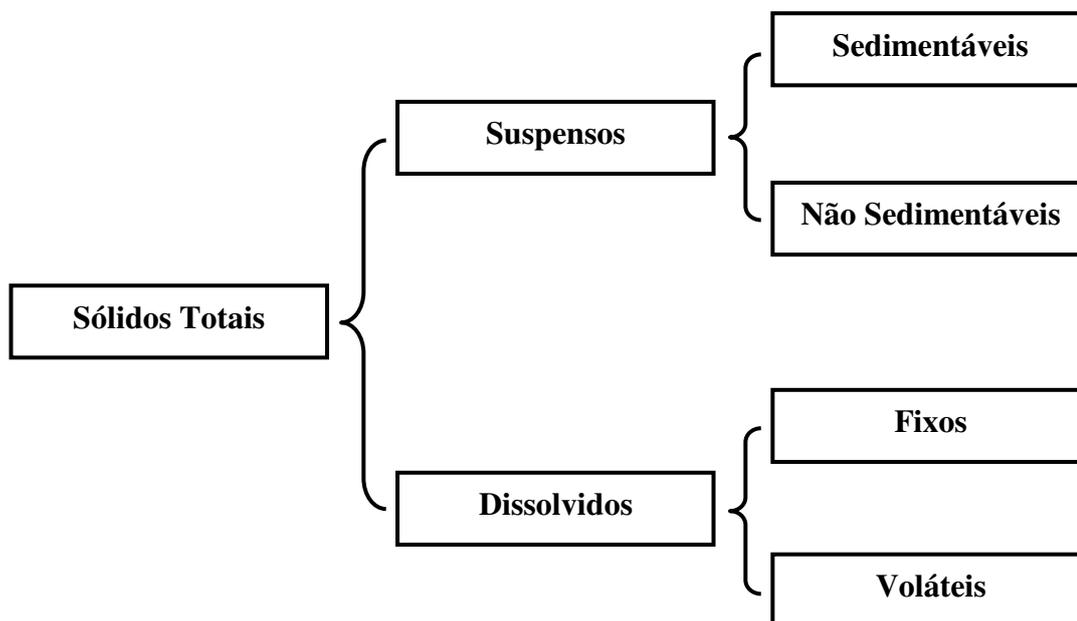
Além disso, ressalta que nas águas de abastecimento público, a adição de cloro (uma das etapas de tratamento), ocorre um considerável aumento do nível de cloreto, resultado das reações de dissociação do cloro na água (CETESB, 2011).

O padrão de potabilidade segundo a Portaria de n° 518/2004 do Ministério da Saúde, estabelece concentrações na ordem de 250 mg L^{-1} de cloreto, embora, o presente órgão restrinja o uso da água para consumo em níveis elevados de Cl, devido ao seu efeito laxativo e sabor salgado causado pelo excesso de cloreto de sódio (NaCl) (BRASIL, 2004a). O limite máximo desejável estabelecido pela Resolução 357/2005 do CONAMA para as quatro classes de águas doce são também, de até 250 mg L^{-1} de Cl (BRASIL, 2005).

2.3.12 Sólidos Totais

A presença de sólidos na água pode estar associada a características físicas, químicas ou biológicas. Os sólidos presentes na água encontram-se fragmentadas conforme representação exposta na Figura 1:

Figura 1 – Fragmentações dos sólidos presentes nos corpos de água.



Fonte: Adaptado de LIBÂNIO, 2005.

Em geral, sólidos refere-se a qualquer partícula que encontra em suas formas suspensas ou dissolvidas em águas limpas ou residuárias e, que podem afetar a qualidade da água ou efluente, desfavoravelmente de várias formas. Sólidos totais (ST) são definidos como um resíduo material inserido em um recipiente, que após processo de evaporação do meio e, posterior secagem em estufa a uma temperatura definida, obtém-se o teor de sólidos totais (APHA, 1998). Comumente, os métodos empregados para a determinação de sólidos são gravimétricos (utilizando-se balança analítica ou de precisão).

A presença de sólidos em águas deve-se a fontes naturais, através de processos de lixiviação e erosão, além da presença de organismos e detritos orgânicos, ou por meio de atividades antropogênicas, através do lançamento de lixos e esgotos (BRASIL, 2006).

Por sua vez, medidas de ST não possui parâmetro sanitário, embora sua análise seja de grande importância tanto para o controle biológico e físico no processo de tratamento de águas residuárias, como para estimar regularmente as limitações das estações de tratamento de efluentes e das próprias águas residuárias (APHA, 1998).

2.3.13 Sólidos Totais Dissolvidos – STD

Como mencionado acima, dentre as diferentes frações dos sólidos, os Sólidos Totais Dissolvidos (STD) conforme expõe Brasil (2006) são constituídos unicamente por porções de sólidos que permanecem em solução após a filtração e, comumente, possuem diâmetro inferior a 10^{-3} μm . Pode-se definir STD como a soma de todos os minerais presentes em um corpo d'água. A consequente dissolução dos sais em água, como pelos bicarbonatos, cloretos, sulfatos, entre outros em menor teor, pode conceder à água, sabor salino e característica laxativa (RICHTER e NETTO, 2007).

Baseado em Trentin e Bostelmann (2010), sólidos em suspensão dá origem a poluição nos ambientes hídricos, provocando danos à vida aquática, provenientes tanto da queda de incidência de luz como do alto teor de sedimentos no leito dos rios, acabando assim, com os organismos que proporcionam alimentos para o meio e/ou prejudicando ainda os leitos de desova dos peixes. Além disso, a presença de qualquer forma de sólidos pode requerer decomposição anaeróbica com a retenção de bactérias e resíduos orgânicos que ficam expostos no fundo dos rios.

Ambientes aquáticos com elevado teor de sólidos dissolvidos, geralmente apresentam potabilidade inferior e induzem a reações fisiológicas desfavoráveis para o consumo. Além disso, águas altamente mineralizadas são consideradas impróprias para algumas aplicações industriais (APHA, 1998).

Tendo em vista, classificar e proteger os corpos d'água, além de prevenir problemas relacionados à saúde da população, a Resolução 357/2005 do CONAMA, estabelece como padrão de qualidade, valores máximos permitidos para STD em águas doce, para as três classes de até 500 mg L^{-1} (BRASIL, 2005). Em comparação a Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde esta, estabelece valor máximo permitido de 1000 mg L^{-1} de STD para as águas para consumo humano (BRASIL, 2006).

2.3.14 Fósforo Total

O fósforo é tido como um nutriente essencial para os procedimentos biológicos

(especialmente para o crescimento das plantas aquáticas), embora elevadas concentrações possam provocar a eutrofização das águas (ANA, 2001). O fósforo em suas formas de ortofosfatos (HPO_4^{-2}) são as mais comuns presentes nos intervalos de pH característicos das águas naturais e, por essa razão são mais facilmente incorporadas pelas águas e pelas plantas aquáticas. O elemento proveniente da dissolução de substâncias do solo e da decomposição da matéria orgânica apresenta-se nas suas mais variadas formas, como ortofosfatos, polifosfatos e fósforo orgânico.

Os ortofosfatos são originados dos agroquímicos, em especial dos fertilizantes agrícolas; os polifosfatos são originados de lançamentos de resíduos domésticos e entre alguns dos resíduos industriais, os quais fazem o uso de detergentes sintéticos que contenha em sua composição os polifosfatos. Em suma, o fósforo total, o ortofosfato e a amônia constituem-se dos principais nutrientes que apresentam ligação direta com o processo de eutrofização de um curso d'água (CEBALLOS, 1998).

A origem do nutriente fósforo é decorrente principalmente de descargas de efluentes domésticos e industriais, fertilizantes e lixiviação de criatórios de animais (LIBÂNIO, 2005; BRASIL, 2006). Suas principais fontes derivam de ações humanas, devido à presença da matéria orgânica fecal e dos detergentes em pó de uso doméstico empregados em larga escala, além de alguns resíduos gerados de atividades humanas (VON SPERLING, 1996; CETESB, 2009). Dentre os efluentes industriais que contém elevados teores de fósforo, destacam-se o setor industrial de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínio. Outra fonte excessiva de fósforo em águas naturais pode ser originada por fontes naturais como, por exemplo, águas de drenagem de áreas agrícolas e urbanas (CETESB, 2009). Além disso, conta com a dissolução de rochas, carreamento do solo, decomposição de matéria orgânica e precipitações pluviométricas (BRASIL, 2006).

O fósforo não apresenta significado sanitário para águas de consumo humano, embora, comumente as concentrações de fósforo em águas naturais não poluídas não ultrapassem a $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ de P (LIBÂNIO, 2005). Brasil (2006) afirma que as concentrações de fósforo para essas condições podem oscilar entre $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ a $0,05 \text{ mg L}^{-1}$. E segundo rege a Resolução 357/2005 do CONAMA, a concentração $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ é fixado para as águas doce da Classe 1; para a Classe 2, sua concentração eleva-se para $0,03 \text{ mg L}^{-1}$ e, Classe 3 para $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2005).

2.3.15 Nitrogênio Total

O nitrogênio é o elemento gasoso mais abundoso no ambiente (78%), podendo ser facilmente exposto nos ambientes aquáticos devido ao seu estado de oxidação, sob as diferentes formas, conforme representação na Tabela 2 (LIBÂNIO, 2005):

Tabela 2 - Diferentes tipos e formas encontradas de nitrogênio.

Tipos e Formas de Nitrogênio	
Nitrogênio orgânico (forma dissolvida)	Compostos orgânicos nitrogenados – particulada, integrando a biomassa dos organismos do meio aquático.
Nitrogênio molecular (N₂)	Sujeito a constantes perdas na atmosfera.
Amônia (NH₄⁺)	Forma reduzida presente em condições anaeróbias.
Nitrito (NO₂⁻)	Forma intermediária e instável da oxidação do amônio.
Nitrato (NO₃⁻)	Forma oxidada presente em condições anaeróbias e indicador de poluição por esgotos domésticos.

Fonte: LIBÂNIO, 2005.

Assim, conforme exposto na Tabela 2, as duas primeiras (nitrogênio orgânico e nitrogênio molecular) são caracterizadas por suas formas reduzidas e, as duas últimas (nitrito e nitrato), por suas formas oxidadas (CETESB, 2009). Entretanto, as três últimas formas (amônia, nitrito e nitrato) são consideradas como as de maiores interesses (MACÊDO, 2005). Pois, conforme expõe Brasil (2006), o nitrogênio é reconhecidamente como um dos mais importantes e essenciais nutrientes para o crescimento de algas e macrófitas (plantas aquáticas superiores), haja vista, que as formas de amônio e nitratos são mais facilmente assimiláveis.

O somatório do nitrogênio em suas formas amoniacal e orgânico é chamado de Nitrogênio Kjeldahl, que por sua vez, altos níveis desses elementos nos recursos hídricos não sofrem interferência na presença de insumos agrícolas, oscilando entre 0,5 a 1,0 mg L⁻¹ (PHILIPPI et al., 2004 apud. FARIAS, 2006).

O nitrogênio, assim como o fósforo, compõe-se de nutrientes fundamentais para o desenvolvimento de algas e de plantas aquáticas, facilmente incorporadas nas formas de amônio e nitrato. Os nitratos são tóxicos para os seres humanos, onde este está

interligada à doença metahemoglobinemia, letais em crianças baseado em (Brasil, 2006; Cetesb, 2009; Ana, 2011), onde este inibe o transporte de oxigênio na corrente sanguínea, a qual o metabolismo dos adultos não realiza a oxidação e redução de nitrito a nitrato (LIBÂNIO, 2005; BRASIL, 2006). Por sua vez, o nitrogênio em sua forma de amônia, encontradas em geral, nos corpos d'água com elevada alcalinidade, é tóxico para a maioria dos organismos aquáticos, em especial, para os peixes (LIBÂNIO, 2005).

A presença de elevado teor de nitrogênio nos ambientes aquáticos, em conjunto com outros nutrientes, como o fósforo, provoca um acelerado crescimento das algas, processo conhecido como eutrofização, podendo assim, prejudicar o abastecimento público, a recreação e a preservação da vida aquática (ANA, 2011).

O nitrogênio apresenta significativa contaminação por origem natural e, em especial, pela atividade antrópica. Dentre as origens naturais, destacam-se em suas formas de proteínas, clorofilas, entre outros compostos orgânicos (LIBÂNIO, 2005). Em contrapartida, as ações antrópicas, destacam-se os despejos domésticos, que em geral, constituem a principal fonte, lançando nas águas nitrogênio orgânico devido à presença de proteínas e nitrogênio amoniacal, além, da hidrólise sofrida pela uréia em água.

Os efluentes industriais nas suas mais variadas origens, dentre elas, químicas, petroquímicas, siderúrgicas, farmacêuticas, matadouros, frigoríficos, curtumes, além de industriais de conservas alimentícias, também facilitam as descargas de nitrogênio orgânico e amoniacal nos corpos d'água (CETESB, 2009). Outra fonte de nitrogênio é decorrente de regiões agrícolas devido à vazão de água das chuvas em solos que receberam fertilizantes, bem como a drenagem de águas pluviais em regiões urbanas (ANA, 2011). Também se deve acrescer dos despejos domésticos e criatórios de animais (BRASIL, 2006).

Literalmente, consegue-se associar a idade da poluição em relação às formas existentes de nitrogênio. Por exemplo, se uma amostra de água for coletada em um rio poluído e as análises demonstrarem predominância das suas formas reduzidas, significa que o foco de poluição se encontra próximo. Ao contrário, se predominar nitrito e nitrato, significa que as descargas de esgotos se encontram distantes. Em suma, nas zonas de autodepuração natural em rios, distinguem-se as presenças de nitrogênio orgânico na zona de degradação, amoniacal na zona de decomposição ativa, nitrito na zona de recuperação e nitrato na zona de águas limpas (CETESB, 2009).

A Portaria n° 518/2004, rege valores limites para as águas de consumo de 10 mg L⁻¹ de nitrato, 1,0 mg L⁻¹ nitrito e 1,5 mg L⁻¹ de amônia (LIBÂNIO, 2005). A Resolução 357/2005 do CONAMA (Tabela 3) estabelece limites para a classificação dos corpos de água doce conforme as respectivas formas de nitrogênio encontradas:

Tabela 3 - Diferentes formas de nitrogênio e suas respectivas concentrações limites para cada classe de qualidade de água.

Formas de Nitrogênio e suas Concentrações Limites		
Classe 1 e 2	Nitrato	10,0 mg L ⁻¹
	Nitrito	1,0 mg L ⁻¹
	Nitrogênio Amoniacal Total	3,7 mg L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,5
		2,0 mg L ⁻¹ N, para 7,5 < pH ≤ 8,0
1,0 mg L ⁻¹ N, para 8,0 < pH ≤ 8,5		
0,5 mg L ⁻¹ N, para pH > 8,5		
Classe 3	Nitrato	10,0 mg L ⁻¹
	Nitrito	1,0 mg L ⁻¹
	Nitrogênio Amoniacal Total	13,3 mg L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,5
		5,6 mg L ⁻¹ N, para 7,5 < pH ≤ 8,0
2,2 mg L ⁻¹ N, para 8,0 < pH ≤ 8,5		
1,0 mg L ⁻¹ N, para pH > 8,5		

Fonte: BRASIL. Ministério da Saúde, 2004a.

2.4 CONTAMINAÇÃO DOS AMBIENTES AQUÁTICOS POR METAIS PESADOS

Relatos abordam que a poluição de um ambiente aquático significa a ocorrência de qualquer alteração que seja prejudicial a esse meio, e quando estas alterações põem em risco a saúde do homem e dos elementos da biota, a poluição da origem a contaminação. No entanto, pode ocorrer a poluição de um corpo d' água sem obrigatoriamente contaminá-la (LIBÂNIO, 2005). Os metais, constantemente têm colaborado de forma significativa para a poluição deste ambiente, contaminando solo,

água e ar. Nos últimos anos, ao caminhar da modernidade em conjunto as inúmeras ocorrências de contaminantes no meio ambiente, alguns têm recebido atenção diferenciada pelos efeitos nocivos que provocam ao ecossistema, entre eles, destaca-se o chumbo (Pb), cádmio (Cd) e o alumínio (Al).

Conforme expõe Sampaio (2003), a presença de metais pesados nos corpos d'águas em concentrações significativas pode ser letal a vários organismos, desde os peixes e comunidades bentônicas, bem como as perifítica, planctônica, nectônica e os seres fotossintetizantes.

Dentre as diversidades dos metais, existe as formas essenciais e não-essenciais para os organismos vivos. Embora estes sejam totalmente dependentes da concentração na qual estão inseridos na natureza. Como exemplo, os metais sódio (Na), potássio (K), cálcio (Ca), manganês (Mn), ferro (Fe), molibdênio (Mb), níquel (Ni), cobalto (Co), cobre (Cu) e zinco (Zn), em baixas concentrações são considerados essenciais para a vida, tornando-se prejudicial a saúde em concentrações elevadas. Outra situação são os metais não-essenciais (mercúrio (Hg), cádmio (Cd), níquel (Ni), cromo (Cr), chumbo (Pb) que mesmo em baixas concentrações são reconhecidos pelo efeito tóxico que provocam sobre os seres vivos (BUENO et al., 1997 apud. FARIAS, 2006).

Os efeitos tóxicos dos metais pesados aos seres vivos dependem destes estarem nas formas de espécies químicas biodisponíveis, ou seja, assimiláveis pelos organismos vivos (FORTIER, 2001). Souza (2007, p. 2), ainda complementa ao relatar que a “toxicidade dos metais está relacionada com o tempo de exposição a determinadas concentrações, as propriedades físicas e químicas dos elementos e da forma de absorção”. Assim, a presença de altos teores de metais na água não significa necessariamente que haverá danos a esses organismos, mas certamente indicará um estado de contaminação que poderá levar a certo grau de toxicidade (FORTIER, 2001).

As principais fontes naturais de metais presentes nas águas são devido aos processos intempéricos dos minerais, baseado em Júnior et al., (2008) ocasionados principalmente por fatores como relevo e clima. Além dos sistemas biogeoquímicos, há em maior escala a ocorrência de contaminação por metais ocasionados principalmente por atividades antropogênicas e atmosféricas (JÚNIOR et al., 2008). “Insumos agrícolas ou subprodutos usados com finalidade corretiva ou nutricional na agricultura podem ser também fontes de contaminações por metais pesados” (CAMPOS et al., 2005, p. 361).

Baseado em Alloway e Ayres (1993 apud. SOUZA, 2007), as fontes tidas como

não pontuais de poluição por metais provém em especial da agricultura e, suas principais fontes compreendem as impurezas em fertilizantes: Cd, Cr, Mo, Pb, U, V, Zn (por exemplo: Cd e U em fertilizantes fosfatados); em pesticidas: Cu, As, Hg, Pb, Mn, Zn (por exemplo: Cu e Zn em fungicidas, Hg em melhoramento de sementes, histórico de Pb-As em pulverização de pomares); em compostos e adubos: Cd, Cu, Ni, Pb, Zn e As e, em dejetos de produção intensiva de porcos e aves: Cu e As.

De forma geral, cada elemento metálico presente num ambiente aquático assumem comportamentos bem variados, que podem ser divididos em grupos baseado nas suas particularidades geoquímicas segundo expõe Pereira (1995 apud. SOUZA, 2007):

- a) Tipos oxidantes-óxidos de ferro e manganês e enxofre nativo, na qual precipitam pela oxidação de soluções redutoras;
- b) Tipos redutores – Cu, Se e Ag, na qual precipitam como metais ou óxidos de baixa valência, pela redução de soluções oxidantes;
- c) Tipos redutores sulfetados – Fe, Cu, Ag, Zn, Pb, Hg, Ni, Co, As e Mo, na qual precipitam como sulfetos pela redução de águas oxidantes sulfatadas, usualmente pela ação de bactérias sulfato-redutoras;
- d) Tipo sulfato-carbonato – Ba, Sr e Ca que precipitam pela elevação da concentração de sulfato ou carbonato, como resultado da mistura de águas;
- e) Tipos alcalinos – Ca, Mg, Sr, Mn, Fe, Cu, Zn, Pb, Cd entre outros, que precipitam com o aumento do pH;
- f) Tipo adsorvitivo – Cátions de metais de transição e cátions de valência alta, na qual ocorre adsorção ou co-precipitação de íons em óxidos de Fe-Mn, argilas e matéria orgânica.

Baseado no exposto acima fica claro que, “a medida das concentrações individuais é uma prova inestimável para o entendimento de suas importâncias geoquímicas e interações biogeoquímicas” (SAMPAIO, 2003, p. 9). Esteves (1988), ainda complementa ao dizer que “em ambientes ácidos os metais apresentam maior solubilização, enquanto condições de pH acima de seis favorecem a sua precipitação”. Em contrapartida, Souza (2007, p. 13) afirma ao dizer que “o potencial de oxirredução indica a disponibilidade de elétrons num determinado ambiente, influenciando na solubilidade dos metais”.

Em suma, quantidades suficientes dos elementos metálicos são de fundamental

importância para o metabolismo dos organismos vivos, agindo principalmente na síntese de proteínas e como constituintes das mesmas. Como exemplo em questão, algumas espécies de organismos precisam de íons metálicos como o ferro (Fe) e zinco (Zn) para seu desenvolvimento, considerados estes como metais essenciais (DE PAULA, 2011). Metais essenciais são conhecidos como aqueles que, devido a sua insuficiência no organismo causa algum tipo de disfunção ou debilitação e, conseqüentemente, a posterior adição desse elemento metálico cabe à função de restaurar a saúde daquele organismo. Complementa De Paula (2011), ao referir que o chumbo (Pb) e o alumínio (Al) não desempenham papéis participativos na atividade metabólica, considerados, portanto, como metais não-essenciais e tóxicos, mesmo em níveis traços.

Contudo, o conhecimento individual das concentrações de cada elemento traço é de fundamental importância, especialmente quando se trata de características como da região de estudo, sendo esta, em particular, representada por solos e climas tropicais e de intensa produtividade agrícola, favorecendo dessa forma, o uso constante de agroquímicos, como fertilizantes e corretivos.

2.4.1 Alumínio

O alumínio (Al) possui coloração metálica e, pertence ao Grupo III-A. É tido como o terceiro metal em abundância na crosta terrestre, onde a maior concentração de alumínio está nos aluminossilicatos, como as argilas, micas e feldspatos (SAMPAIO, 2003). Ribeiro (2010) complementa ao dizer que o alumínio provém da bauxita, um mineral comumente distribuído em jazidas na superfície terrestre, a qual sua presença em águas é proveniente das atividades humanas.

Por ventura, o alumínio e seus sais são comumente utilizados em vários setores como: no tratamento das águas, como aditivo alimentar, na fabricação de latas, telhas, papel alumínio, na indústria farmacêutica, etc. Uma das etapas do tratamento de água (coagulação/floculação) em sistemas de abastecimento, consiste da adição do sulfato de alumínio $[Al_2(SO_4)_3]$, a qual resíduos de alumínio são gerados, podendo este concentrar-se no organismo e acometer os indivíduos provocando fraturas por osteoporose, doença

de Alzheimer, Parkinson, hiperatividade e aprendizagem dificultada em crianças (FIGUEIRÊDO, 2004; PIAANTÁ, 2008). O alumínio pode apresenta-se na atmosfera na forma de material particulado através da suspensão de poeiras dos solos e, também através da combustão do carvão (FIGUEIRÊDO, 2004). Baseado em Sampaio (2003, p. 9), “o alumínio é muito utilizado em indústrias automobilísticas e também nas estruturas das ligas que incorporam pequenas quantidades de cobre, silício, manganês, entre outros metais”.

Segundo pesquisas, acredita-se que longas exposições ao elemento alumínio podem provocar alterações neurológicas no homem, como exemplo, a aceleração e promoção do envelhecimento cerebral, causando dessa forma, as doenças chamadas de neurodegenerativas (BONDY, 2010).

Na água, o metal pode sobrevir em distintas formas, embora seja influenciado pelo pH, temperatura, pela presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica entre outros ligantes. Em suma, a solubilidade é baixa na faixa de pH entre 5,5 e 6,0. As concentrações de alumínio dissolvido em águas com pH neutro variam de 0,001 a 0,05 mg L⁻¹, mas aumentam para 0,5 a 1,0 mg L⁻¹ em águas mais ácidas ou ricas em matéria orgânica. Em águas com elevada acidez, contaminada por descargas de mineração, as concentrações de alumínio dissolvido tendem atingir 90 mg L⁻¹ ou maiores (CETESB, 2011).

A concentração limite de Al em água potável é de 0,2 mg L⁻¹, segundo rege a Portaria n° 518 de 25 de março de 2004 da ANVISA (BRASIL, 2004a) e, de 0,1 mg L⁻¹ para rios Classe 2, segundo a resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005).

2.4.2 Cádmio

O metal cádmio (Cd) se apresenta no estado sólido à temperatura ambiente (25 °C). Possui número atômico 48 e massa atômica 112.411 g. Possui coloração cinza prateada metálica e está disponível em diversas formas incluindo folha, grânulo, pelete, pó, bastão, fio, dentre outras. É tido como um metal macio, tóxico, que pode ser facilmente cortado com uma faca, sendo em sua maior parte produzido como subproduto da extração de zinco (Zn), cobre (Cu) e chumbo (Pb) (BRADY e

HUMISTON, 1986).

O metal cádmio é usualmente empregado no meio ambiente em associação aos sulfetos de minérios de zinco, cobre e chumbo. Sua utilização vai desde os procedimentos de galvanização, atividades de pigmentação em plásticos, baterias e pilhas recarregáveis, componentes eletrônicos (como por exemplo, os reagentes fotográficos), até os reatores nucleares (CETESB, 2012).

O cádmio e seus componentes podem apresentar-se na natureza em duas formas distintas: particulada e suspensa. Em procedimentos que fazem o uso de temperaturas elevadíssimas, como as indústrias de ferro e aço, o íon metálico pode vir a sofrer volatilização e converter-se em vapor. Por sua vez, o óxido de cádmio (CdO) é tido como a principal forma do metal encontrado na atmosfera, sendo que os sais (por exemplo, cloreto de cádmio) venha a decorrer em grande intensidade durante as atividades de combustão (seja pela queima de resíduos urbanos ou da queima de combustíveis fósseis) (CETESB, 2012). Baseado em Sampaio (2003), sais de cádmio são comumente encontrados em resíduos galvânicos, atividades de pigmentação, estampagem têxtil, minas de chumbo e indústrias químicas. Conforme ainda ressalta o autor, sais do elemento também podem ser encontrados em inseticidas e vermífugos.

Em síntese, Cetesb (2012, p. 1) explana que a contaminação por Cd pode advir em especial dos fatores naturais e antropogênicas e/ou ainda inadvertidas:

As fontes naturais de cádmio na atmosfera são a atividade vulcânica, a erosão de rochas sedimentares e fosfáticas e os incêndios florestais. As fontes antropogênicas incluem as atividades de mineração, produção, consumo e disposição de produtos que utilizam cádmio (baterias de níquel-cádmio, pigmentos, estabilizadores de produtos de PVC, recobrimento de produtos ferrosos e não-ferrosos, ligas de cádmio e componentes eletrônicos) e as fontes consideradas “inadvertidas” onde o cádmio é constituinte natural do material que está sendo processado ou consumido: metais não-ferrosos, ligas de zinco, chumbo e cobre, emissões de indústrias de ferro e aço, combustíveis fósseis (carvão, óleo, gás, turfa e madeira), cimento e fertilizantes fosfatados.

Por ser bioacumulativo na cadeia alimentar, o cádmio pode ser absorvido pelo homem por meio da ingestão de alimentos e água e ainda por inalação de ar contaminado, e assim, acumular-se em alguns órgãos como fígado, rins, sistema nervoso, intestino, ossos, pele, comprometendo a atividade dos mesmos (BLOTTNER et al., 1999 apud. FARIAS, 2006). Por contaminação via aérea, acredita-se que os fumantes são os indivíduos que mais possuem contato direto com o elemento cádmio,

devido quantidades destes, poderem estar presentes no tabaco (MILNEROWICZ et al., 2000 apud. BIZARRO, 2007).

Segundo Chen e Kao (1995), o íon metálico cádmio é tido como o metal pesado mais tóxico dentre os existentes e, um dos principais contribuintes de contaminação do meio ambiente. A Resolução 357/2005 do CONAMA define concentração limite de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ de cádmio para águas doce, Classe 3 e, para as Classes 1 e 2, um valor máximo de $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2005).

2.4.3 Chumbo

Segundo Russel (1991), o metal chumbo (Pb) é caracterizado por existir em uma única condição alotrópica, metálica, cinza, mole e de baixo ponto de fusão. Complementa Ipcs (1995 apud. JUNIOR, 2007) ao descrever que o íon metálico de cor cinza-azulado, possui número atômico 82, de peso atômico 207,19, ponto de fusão $327.502 \text{ }^{\circ}\text{C}$ e ponto de ebulição $1740 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Para Ribeiro (2010), o chumbo é encontrado principalmente a partir do minério galena, PbS (sulfeto de chumbo).

Como expõe Alloway (1990 apud. SOUZA, 2007) comparando o chumbo com os demais elementos metálicos é tido como o metal que possui maior intervalo de residência, com capacidade em se fixar e crescer em solos e sedimentos. Assim, devido sua redução da solubilidade, pode persistir na cadeia alimentar e no metabolismo humano, além disso, a fumaça do cigarro tem sua contribuição com o aumento total de chumbo ingerido por dia.

A presença de chumbo por origens antrópicas é proveniente das queima de combustíveis (aditivo antidetonante na gasolina), a fusão e refinamento de minérios, a utilização em baterias, tintas resistentes à corrosão (zarcão), e, da utilização de nitratos de chumbo em fotografias, em estampagem e na fabricação de explosivos (SOUZA, 2007). O metal também é facilmente encontrado em cabos elétricos, pesticidas entre outras fontes industriais (RIBEIRO, 2010).

Uma das principais características do chumbo é devido a sua toxicidade para a maioria dos organismos vivos, não apresentando, portanto, nenhuma atividade nutricional, bioquímica ou fisiológica. E, os efeitos tóxicos independem se é inalado ou

ingerido. Alguns resultados provocados pela exposição do chumbo causam doenças como anemia, distúrbios no sistema nervoso e no metabolismo ósseo, doença cardiovascular, na função renal e na reprodução. A intoxicação crônica pode dar origem a uma doença conhecida como saturnismo (SOUZA, 2007). Em crianças, o efeito pelo elemento são bruscamente acometidas, pelo fato de o elemento Pb depositado nos ossos, permanecer em constante mobilidade devido ao seu constante crescimento (RODRIGUES e CARNIER, 2007).

A concentração de chumbo e sua toxicidade são altamente dependentes da alcalinidade, dureza, pH e oxigênio dissolvido. Conseqüentemente, alta concentração da dureza e do oxigênio dissolvido causa a redução da toxicidade do chumbo em peixes. O chumbo provoca a produção de uma película coagulante sobre a membrana mucosa, causando asfixia (SOUZA, 2007).

Para Sampaio (2003), concentração de chumbo além das permissíveis pelas legislações ambientais podem causar efeitos nocivos, tais como: anemia, disfunção neurológica, enfraquecimento renal e irritabilidade; paralisia dos nervos; pressão sanguínea elevada, edema de papila, convulsão e coma; nefrite saturnina; cancerígeno, mutagênico e teratogênico; intoxicações não graves, além de problemas na descendência: abortos, partos prematuros e crianças com problemas que vão desde alterações no sistema nervoso até a morte prematura.

Baseado na Resolução do CONAMA 357/2005, a concentração tolerável de chumbo total para descarte presente em um efluente industrial é de $0,5 \text{ mg L}^{-1}$. Para proteger os organismos vivos da toxicidade do chumbo, a Resolução define um limite de $0,033 \text{ mg L}^{-1}$ para as águas Classe 3, águas que podem ser destinadas à dessedentação de animais. Por sua vez, a concentração limite de chumbo, em águas doces para as Classes 1 e 2, estabelecido pela Resolução, é de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2005).

2.4.4 Ferro

O ferro (Fe) tem sua origem provocada por desagregação provinda de compostos minerais (rochas e solos). É tido como um dos elementos mais abundantes, sendo naturalmente encontradas em águas superficiais e subterrâneas, exibindo-se nas formas

insolúvel (Fe^{+3}) e dissolvida (Fe^{+2}) (LIBÂNIO, 2005; VON SPERLING, 2005).

O elemento ferro compõe 4,7% da crosta terrestre. Essa abundância e suas propriedades mecânicas fenomenais, especialmente na forma de aço, tornam o elemento indispensável do ponto de vista tecnológico. Apresenta-se na natureza em suas principais formas: hematita (Fe_2O_3), limonita ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$), magnetita (Fe_3O_4) e siderita (FeCO_3) (RUSSEL, 1981).

O ferro é reconhecido por ser um elemento traço essencial às plantas e animais. Em algumas águas, pode ser um fator limitante do crescimento de algas e plantas. Além disso, é tido como um mecanismo fundamental de transporte de oxigênio no sangue, para todos os animais vertebrados e alguns invertebrados (SAMPAIO, 2003).

Comumente, as águas no Brasil contêm certas quantidades de ferro, principalmente aquelas que sofrem captações em regiões antigas e aluviões. Baseado em Richter e Netto (2007), altas concentrações de ferro são registradas nas seguintes situações: em águas superficiais, contendo material orgânico: o ferro se encontra ligado ou combinado com este material orgânico, geralmente, em estado coloidal; em águas subterrâneas (poços, fontes e galerias de infiltração), agressivas, apresentando baixo pH, abundância em gás carbônico e ausência de oxigênio dissolvido, sob a forma de bicarbonato ferroso dissolvido; em águas poluídas, por alguns detritos industriais ou por atividades mineradoras.

Geralmente águas naturais contendo teores de ferro não apresentam perigo à saúde, embora possa desenvolver as ferro-bactérias, as quais possuem a função de transmitir características físicas como odor e cor à água, comprometendo sua qualidade para uso humano. Nessas situações, o ferro torna-se bastante indesejável em águas para consumo humano devido ao seu gosto adstringente. Além desses fatores, altas concentrações do elemento entopem as canalizações (SOUZA, 2007). Em geral, corpos d'água contendo elevadas concentrações de ferro são caracterizados pelas seguintes situações fundamentadas por Richter e Netto (2007): provocam manchas em roupas, instrumentos, aparelhos sanitários, entre outros; causa gosto na água (sabor metálico); interferem na preparação tanto de café como a de chá; podem promover depósitos e incrustações; prejudicam nos procedimentos industriais, como: fabricação de papel, tecidos, tinturarias, cervejaria, entre outros; facilita a propagação de bactérias ferruginosas nocivas, principalmente a do gênero *Crenotrix*.

A concentração limite de ferro para águas doces, segundo rege a Resolução

357/2005 do CONAMA, para as Classes 1 e 2 é de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ e, para a Classe 3 é de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$. Ainda segundo a Resolução, concentrações acima de 20 mg L^{-1} provocam toxicidade em plantas (BRASIL, 2005).

2.4.5 Zinco

O metal zinco (Zn) se estende a uma classificação de vigésimo quarto lugar como o elemento mais abundante da crosta terrestre, podendo ser facilmente encontrado em solos, ar e água, nas formas de sulfeto de zinco (ZnS) e carbonato de zinco (ZnCO_3) (LEE, 1999).

O zinco é um metal maleável, de aparência cinza-prateado e, com ponto de fusão relativamente baixo ($419 \text{ }^\circ\text{C}$). É apresentado ao meio ambiente sob a forma de sulfetos, associado ao chumbo, ao cobre, a prata e o ferro (galena, calcopirita, argentita e pirita, dentre outros). O minério sulfetado de zinco está sujeito a sofrerem grandes mudanças na zona de oxidação formando óxidos, carbonatos e silicatos. Os processos de mineralização ocorrem, em especial, nas rochas calcárias que são as normais hospedeiras. É utilizado na proteção do ferro contra corrosão, em diversas ligas e pilhas secas. Seu único estado de oxidação é o +2, além disso, o íon Zn^{+2} forma complexos com NH_3 , Cl^- , Br^- , I^- e CN^- (RUSSEL, 1981).

O zinco é um microelemento fundamental ao desenvolvimento e crescimento de plantas e animais. É, no entanto, em relação aos peixes e organismos aquáticos que este metal exibe sua maior toxicidade, provocando inúmeras mudanças em sua morfologia e fisiologia, obstrução das guelras, crescimento e maturação retardados, além de mortandades (CETESB, 2011). Assim, dentre o grupo dos metais pesados, o zinco é tido como o elemento mais perigoso em contato com os organismos vivos, pois seu emprego é muito comum em suplementos minerais para bovinos, suínos, entre outros animais (SCHERER e BALDISSERA, 1994 apud. CAPOANE, 2008). Em suma, altas concentrações do metal conferem aparência leitosa e sabor metálico ou adstringente quando em etapa de aquecimento (CETESB, 2011).

É muito comum à presença de zinco em águas superficiais naturais, com concentrações inferiores a $10 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$; em contrapartida, as águas subterrâneas ocorrem

dentro de uma concentração entre 10-40 $\mu\text{g L}^{-1}$ (CETESB, 2011). Por sua vez, a concentração de zinco para as águas doces, segundo rege a Resolução 357/2005 do CONAMA, para as Classes 1 e 2 é de 0,18 mg L^{-1} e, para a Classe 3 é de 5,0 mg L^{-1} (BRASIL, 2005).

2.5 LEGISLAÇÃO

2.5.1 Enquadramento dos Corpos de Águas Doce

A Política Nacional de Recursos Hídricos previstos pela Lei Federal n° 9.433 de 08 de janeiro de 1997 (Brasil, 1997), tem por objetivo garantir à atual e às futuras gerações a importância da disponibilidade de água, em padrões de qualidade apropriados aos respectivos usos; a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com visão voltada ao desenvolvimento sustentável; a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrente do uso inadequado dos recursos naturais. Assim, fazem parte da Política Nacional de Recursos Hídricos, as ferramentas como: os Planos de Recursos Hídricos; o enquadramento dos corpos de água em Classes, segundo os usos preponderantes da água; a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos, além do sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Dentre os instrumentos acima citados, o que relaciona indiretamente com o presente trabalho são o enquadramento dos corpos de água baseado em seus usos preponderantes.

Segundo assevera Mato Grosso do Sul (2006, p. 18):

Em nível federal, à Agência Nacional de Águas (ANA), autarquia sob regime especial vinculada ao Ministério do Meio Ambiente, criada pela Lei n° 9.984, de 17 de julho de 2000, compete criar condições técnicas para implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos, promover a gestão descentralizada e participativa, em sintonia com os órgãos e entidades que integram o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, implantar os instrumentos de gestão previstos na Lei 9.433/97, entre eles, a outorga preventiva e de direito de uso de recursos hídricos, a cobrança pelo uso da água e a fiscalização desses usos, e ainda, buscar soluções adequadas para os problemas relacionados às secas prolongadas e à poluição dos rios.

A Política Estadual de Recursos Hídricos desenvolvidas em Mato Grosso do Sul foi estipulada pela Lei n° 2.406, de 29 de janeiro de 2002, que em andamento com a Lei Federal, formulou os instrumentos como: o Plano Estadual dos Recursos Hídricos; o enquadramento dos corpos de água em classes, de acordo com seus usos; a outorga de direito de uso dos recursos hídricos; a cobrança pelo uso dos recursos hídricos, além do Sistema Estadual de Informações do próprio.

Por sua vez, a administração das águas no Estado de Mato Grosso do Sul encontra-se sobre a responsabilidade da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos, através do órgão IMAP – Instituto de Meio Ambiente Pantanal (MATO GROSSO DO SUL, 2006).

Os responsáveis pelo enquadramento atual de corpos d'água pertencem ao Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) e ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). Dessa forma, o artigo 10° da Lei n° 9.433/1997 regulamenta que “as classes de corpos de água serão estabelecidas pela legislação ambiental”. Entretanto, sua implementação exige a pronúncia entre o SINGREH e o SISNAMA.

Conforme expõe Brasil (2011), as principais regulamentações para o enquadramento das águas são intituladas pelas resoluções n° 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e a n° 91/2008 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH).

A Resolução CONAMA 357/2005, além de dispor sobre as diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de águas doces, salobras e salinas do Território Nacional, visa estabelecer condições e padrões de lançamentos de efluentes (BRASIL, 2005). No Brasil é adotado o enquadramento por classes de qualidade, assim, as águas doces de rio foram classificadas em: Classe Especial e Classe 1, 2, 3 e 4 (LIBÂNIO, 2005; MATO GROSSO DO SUL, 2006). Ainda baseado na Resolução CONAMA 357/2005, cada classificação específica dos corpos de águas doce possui suas características próprias, conforme destinação final:

- Classe Especial – águas destinadas:
 - a) Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
 - b) À preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas;

- c) À preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
- Classe 1 - águas que podem ser destinadas:
 - a) Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
 - b) À proteção das comunidades aquáticas;
 - c) À recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho);
 - d) À irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;
 - e) À proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
 - Classe 2 - águas que podem ser destinadas:
 - a) Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;
 - b) À proteção das comunidades aquáticas;
 - c) À recreação de contato primário (esqui aquático, natação e mergulho);
 - d) À irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, onde o público possa vir a ter contato direto;
 - e) As práticas de aquíicultura e à atividade de pesca.
 - Classe 3 - águas que podem ser destinadas:
 - a) Ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
 - b) À irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
 - c) À pesca amadora;
 - d) À recreação de contato secundário;
 - e) À dessedentação de animais.
 - Classe 4 - águas que podem ser destinadas:

- a) À navegação;
- b) À harmonia paisagística.

A classificação dos corpos d'águas segundo o Art. 3º para às águas doces, salobras e salinas do Território Nacional é classificada segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade. E segundo o Art. 7º, os padrões de qualidade das águas determinadas pela Resolução estabelecem limites máximos e individuais de resíduos para cada substância e, para cada classe.

Conseqüentemente, o conjunto de parâmetros usados para avaliar a qualidade de água para ajudar na proposta de enquadramento, precisa constantemente de um monitoramento pelo Poder Público através de análises laboratoriais (MATO GROSSO DO SUL, 2006). Assim, os efluentes devem verificar ao corpo de água características de acordo com as metas propostas do seu enquadramento. E, no desconhecimento de metas intermediárias progressivas obrigatórias, devem-se estabelecer padrões de qualidade da classe na qual o corpo receptor estiver enquadrado (MATO GROSSO DO SUL, 2006).

Por fim, a água quando destinada ao abastecimento público, deve obedecer aos parâmetros dispostos pela Portaria nº 518 de 25 de março de 2004 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) do Ministério da Saúde que visa o controle e a vigilância da qualidade da água para consumo humano (BRASIL, 2004a).

2.5.2 Lei Florestal

Tratando-se em termos de preservação e conservação dos recursos hídricos é preciso também focar no funcionamento da Lei Florestal nº 4.771/65 revogada pela Lei nº 12.651/12, que estabelece normas gerais sobre as Áreas de Preservação Permanente (APPs). As APPs consistem da presença de matas ciliares que margeiam as beiras dos rios, cujas funções são proteger os recursos hídricos evitando a redução de água, proteger o solo de erosão e sedimentos, além de proteger e conservar toda sua biodiversidade existencial (SPAROVEK et al., 2012). Lima e Zakia (2000 apud. SALEMI et al., 2011), afirma ao dizer que a largura mínima exigida de mata ciliar as

margens dos rios é de fundamental importância para a proteção dos cursos d'água. A consequente mudança na lei atual da Legislação Ambiental diminuindo a largura mínima exigida de mata ciliar nas margens dos rios pode trazer sérias consequências ambientais, em especial, sobre os impactos nos ecossistemas aquáticos.

Segundo Tundisi e Tundisi (2010, p. 68), há “evidências que demonstram que a vegetação tem um papel relevante na qualidade da água dos rios, represas e lagos”. Baseado em Salemi et al., (2011, p. 70), “é relativamente comum observar em regiões agrícolas do Brasil corpos d'água apresentarem sinais de degradação como assoreamento, desbarrancamento de margens e redução de suas vazões”. Outro fator relevante são as áreas de Reserva Legal que segundo Sparovek et al., (2012, p. 67) “correspondem à proporção de cada terra particular, com localização sugerida pelo proprietário e aprovado por um órgão ambiental oficial, onde a vegetação natural não deve ser removida para dar lugar à agricultura convencional”.

Capítulo 3
OBJETIVOS

3 OBJETIVOS

3.1 GERAIS

- Avaliar a qualidade de água do recurso hídrico da Sub-Bacia do rio Ivinhema com ênfase na determinação de parâmetros físico-químicos e níveis de contaminação de metais.

3.2 ESPECÍFICOS

- Avaliar a qualidade de água do recurso hídrico da Sub-Bacia do rio Ivinhema, utilizando-se de técnicas rotineiras de análises químicas em escala espacial e temporal;
- Determinar os parâmetros físico-químicos, temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), matéria orgânica (oxigênio consumido), nitrogênio total (N-total), fósforo total (P-total), acidez, alcalinidade, sólidos totais (ST), sólidos totais dissolvidos (STD), cloreto, dureza e turbidez dos corpos d'águas;
- Determinar os teores de alumínio (Al), cádmio (Cd), chumbo (Pb), ferro (Fe) e zinco (Zn) das águas do recurso hídrico;
- Interpretar as informações obtidas com relação aos padrões de qualidade das águas doce, Classe 2 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA de n° 357 de 17 de março de 2005);
- Identificar os pontos fora dos padrões estabelecidos pelo enquadramento CONAMA 357/2005 para Classe 2 e correlacioná-los com possíveis fontes de contaminação.

Capítulo 4
MATERIAIS E MÉTODOS

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO ESPACIAL DA SUB-BACIA DO RIO IVINHEMA

4.1.1 Localização

A Sub-Bacia do rio Ivinhema, região escolhida para a realização do presente trabalho, está localizada em uma área de grande desenvolvimento socioeconômico do Estado de Mato Grosso do Sul, a qual vem se consolidando por seu dinamismo territorial, pelas frequentes transformações socioespaciais e, com a introdução de novos ensaios de produção, principalmente, voltadas à cadeia produtiva da indústria sucroalcooleira.

A Bacia do rio Ivinhema é tida como a segunda maior Bacia Hidrográfica do Estado, abrangendo toda a porção sul da Bacia do rio Paraná e centro-sul do Estado de Mato Grosso do Sul, formando um polígono entre as latitudes 21°00'00" e 23°00'00"S e, 53°30'00" e 56°00'00" de longitudes oeste de Greenwich (WGr) (IMAP, 2003).

A área de estudo é composta por 25 municípios, alguns com o território totalmente inserido (15 municípios), enquanto outros são parcialmente inseridos (10 municípios). Dentre os principais municípios que a compõem estão: Anaurilândia, Angélica, Bataiporã, Deodápolis, Itaporã, Ivinhema, Jateí, Rio Brillhante, Novo Horizonte do Sul, Taquarussu e Vicentina. Parcialmente, abrange os municípios de: Antônio João, Caarapó, Juti, Laguna Caarapã, Maracaju, Nova Alvorada do Sul, Nova Andradina, Naviraí, Ponta Porã e Sidrolândia (MATO GROSSO DO SUL, 2006; SOUZA, 2007).

Com uma extensão estimada em 237 Km, a Sub-Bacia do rio Ivinhema é considerada como um dos mais importantes afluentes à margem direita do rio Paraná, formada pelos rios Dourados, Vacaria e Brillhante (FORTES, 2003; MATO GROSSO DO SUL, 2006). Baseado em Fortes (2003), a total dimensão do rio Ivinhema, em conjunto às nascentes do rio Dourados, seria de 595 Km de extensão. E, se comparado em relação aos rios Brillhante e Vacaria, seriam de 568 Km e 475 Km de extensão, respectivamente.

4.1.2 Áreas Climáticas

Baseado na classificação de Köppen segundo Mato Grosso do Sul (2006), a Sub-Bacia do rio Ivinhema pode ser dividida em duas áreas climáticas:

- 1ª: Localizada na região norte-nordeste da Sub-Bacia, composta pelos municípios de Nova Alvorada do Sul, Rio Brilhante, Nova Andradina, Ivinhema e Anaurilândia. O clima é o Aw (tropical úmido com inverno seco e verão chuvoso e, temperatura média do mês mais frio superior a 18 °C);
- 2ª: A região é composta pelos demais municípios. O clima é o Cwa (temperado chuvoso com inverno seco e verão chuvoso). Possui temperatura média inferior a 18 °C do mês mais frio e, superior a 22 °C a temperatura média do mês mais quente.

Na Bacia do rio Ivinhema, a temperatura média anual oscila numa faixa estimada entre 20 °C a 22 °C, onde as médias dos meses mais frio e mais quente variam de 15 °C a 19 °C e 23 °C a 26 °C, respectivamente. Em contrapartida, a temperatura média do ar é considerada alta nos meses de janeiro a março, com decréscimo a partir do mês de abril, obtendo assim, os menores valores entre os meses de maio a agosto (MATO GROSSO DO SUL, 2006).

4.1.3 Precipitação Característica

Em hidrologia, a precipitação é definida como toda água procedente do meio atmosférico que atinge a superfície terrestre, originada através de neblina, chuva, granizo, orvalho, geada e neve. Por sua vez, o que define as formas de precipitação é o estado em que a água se encontra (TUCCI, 2004 apud. ARAI et al., 2010).

De acordo com Mato Grosso do Sul (2006), em média, a precipitação anual da Bacia do rio Ivinhema, apresenta variações de 1.400 mm a 1.700 mm, sendo que os meses de novembro a janeiro são considerados o trimestre mais chuvoso. A distribuição

anual das chuvas possui similaridade com a temperatura onde os meses de junho a agosto, além de serem caracterizados como os meses mais frios, também são os que apresentam os menores índices de precipitação (MATO GROSSO DO SUL, 2006). As máximas precipitações ocorrem no verão onde o trimestre mais chuvoso, corresponde os meses de novembro, dezembro e janeiro. Em suma, relata-se que a precipitação pluviométrica em conjunto a insolação são os mais importantes e sensíveis fatores climáticos nos trópicos (MATO GROSSO DO SUL, 2006).

Outro fator importante relacionado à precipitação é a evapotranspiração na Sub-Bacia do rio Ivinhema. Anualmente, esta oscila numa faixa de 1.100 mm a 1.200 mm (MATO GROSSO DO SUL, 1990). Segundo registros de Ana (2005), a Bacia do rio Ivinhema compõe uma faixa de 16 estações fluviométricas relatadas no Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos.

4.1.4 Formação Geológica e Drenagem

A formação geológica da Sub-Bacia do rio Ivinhema encontra-se introduzida nas feições lineares observadas dentre os sedimentos fanerozóicos na bacia sedimentar do Paraná, onde estão assentadas sobre as seguintes formações geológicas: Grupo São Bento – Formação Serra Geral; Grupo Bauru – Formação Caiuá e Santo Anastácio; Formação Ponta Porã e, Formação Aluviões Atuais (OLIVEIRA et al., 2000).

As formações Serra Geral e Caiuá são de grande ocorrência na Bacia do rio Ivinhema. A formação Serra Geral engloba os municípios de: Sidrolândia, Maracajú, Rio Brilhante, Dourados, Douradina, Itaporã, Fátima do Sul, Jutí e Antônio João. Em contrapartida, os municípios que fazem parte da formação Caiuá são representados por: Anaurilândia, Batayporã, Ivinhema, Angélica, Deodápolis, Glória de Dourados, Jateí e Naviraí (MATO GROSSO DO SUL, 2006). “A formação de Aluviões Atuais ocorre principalmente nas margens dos rios Ivinhema, Baía e Paraná (de Porto Caiuá até Anaurilândia)” (MATO GROSSO DO SUL, 2006, p. 32).

A drenagem proveniente da Sub-Bacia corta rochas da Região dos Planaltos da Borda Ocidental da Bacia do Paraná, composta pela Unidade Planalto de Maracaju e da Região dos Planaltos Arenito Basálticos Interiores (composta pelas Unidades Planalto

de Dourados, Divisores das Sub-Bacias Meridionais, Superfície Rampeada de Nova Andradina e Vale do Paraná). Ressalta ainda, a planície do rio Ivinhema (MATO GROSSO DO SUL, 2006).

A profundidade média da Bacia após sua forma o baseia-se na faixa de 3 m e, possui largura média de 140 m. Frente a sua foz, a largura média é de 150 m e, a profundidade média é estimada em 4 m (MATO GROSSO DO SUL, 2006).

A declividade média do rio Ivinhema   de 15 cm.Km⁻¹. Porém, ocorrem pequenos trechos ao longo do canal com declividade de até 61,5 cm.Km⁻¹, conhecidos pelos moradores da região como “corredeiras” - muitas vezes formam soleiras que ficam expostas durante os períodos de águas baixas (BRASIL, 1980 apud. MATO GROSSO DO SUL, 2006).

4.1.5 Solos

Na Sub-Bacia do rio Ivinhema há predominância dos Latossolos Roxo e Vermelho-Escuro, a qual pode ser visualizada na Tabela 4:

Tabela 4 - Principais classes de solos e porcentagem de ocorrência em rela o   área total da Sub-Bacia.

Solos	�rea (Km²)	%
Latossolo Roxo	21.466,76	46,2
Latossolo Vermelho-Escuro	17.883,89	38,5
Podzólico Vermelho-Escuro	2.202,84	4,7
Associa�o Complexa	1.766,74	3,8
Planossolo	1.508,84	3,2
Podzólico Vermelho-Amarelo	931,25	2,0
Glei Pouco H�mico	413,32	0,9
Areias Quartzosas Hidrom�rficas	124,38	0,3
Areias Quartzosas	159,08	0,3
Solos Orgânicos	29,98	0,1
Total	46.487,08	100,0

Fonte: EMBRAPA, 2000 apud. MATO GROSSO DO SUL, 2006.

Como exposto na Tabela 4, o Latossolo Roxo apresenta 46,2% da área da bacia e, é encontrado na região de Dourados até a serra de Maracaju, no limite com a Bacia do rio Paraguai; enquanto, o Latossolo Vermelho-Escuro contém 38,5% da área, tendo sua maior ocorrência na porção leste da Sub-Bacia. Ambos os Latossolos ocupam uma faixa de aproximadamente 85% da área total da região (MATO GROSSO DO SUL, 2006).

Baseado em Ker (1997), os Latossolos estão comumente distribuídos pelo território Brasileiro. Por sua vez, os Latossolos Roxos conhecidos como Terra Roxa Legítima (BRASIL, 1960 apud. KER, 1997), são caracterizados como solos minerais, de natureza profunda, drenados de aparência vermelho-arroxeadada contendo matizes mais avermelhadas que 4YR e, com elevados índices de Fe_2O_3 do ataque sulfúrico ($18 < \text{Fe}_2\text{O}_3 < 47$), cuja distribuição geográfica se deve basicamente à presença de rochas efusivas básicas, metabasitos e tufitos. Além disso, os Latossolos Roxos possuem elevada magnetização, em especial, quando proveniente de basalto e tufito. Esta classe de Latossolo também apresenta em sua grande porção, característica argilosa ou muito argilosa decorrente da pobreza em quartzo do material de origem. Em termos gerais, como ressalta o autor, a reserva ou fertilidade potencial dos Latossolos Roxos aparenta ser bem superior do que as demais classes existentes de Latossolos, em especial quando se refere a fósforo total e aos elementos traços como Mn, Ni, Cu, Zn e Co, sendo alguns destes, como Mn, Zn e Cu essenciais às plantas e outros, como o Co, de grande importância na alimentação animal (KER, 1997).

Em contrapartida, os Latossolos Vermelho-Escuros são definidos por sua aparência avermelhada, as quais possuem quantidades de ferro adquirido pelo ataque sulfúrico entre 8 e 18%. Os Latossolos Vermelho-Escuros apresentam certas diferenciações em relação aos Latossolos Roxos, que vão desde as menores frações de Fe_2O_3 , as pequenas atrações pelo magneto, bem como pela reserva em elementos traços como o cobre, níquel, cobalto e zinco (KER et al., 1993; KER, 1995 apud. KER, 1997), e baixa quantidade de P_2O_5 total (KER, 1997). Estes são encontrados a partir de arenitos, calcários, gnaisses, além de materiais retrabalhados e pré-intemperizados relacionados à cobertura detrito-laterítica, entre outros materiais de origem. Em suma, possuem fertilidade e textura distintas, sendo facilmente encontrados em solos distróficos, álicos e eutróficos e de característica que vai desde franco arenosa a muito argilosa (KER 1997).

4.1.6 Produção Agrícola e Principais Atividades Agropecuárias

A Sub-Bacia do rio Ivinhema inserida em uma região de grande importância sócio-econômica do Estado de Mato Grosso do Sul é caracterizada principalmente pelas atividades de agricultura e pecuária, as quais ocupam grandes áreas, e algumas indústrias, entre elas uma metalúrgica (BARROS, 2006).

As principais produções agrícolas (favorecidas pelas condições edáficas e de relevo da região) cultivadas na Bacia são: algodão herbáceo, arroz, cana-de-açúcar, feijão, mandioca, milho, trigo e soja (MATO GROSSO DO SUL, 2006). Além disso, a Bacia do rio Ivinhema, tem como principal pólo regional, a cidade de Dourados, na qual esta vem se consolidando como importante centro de desenvolvimento econômico, em decurso da expansão de sua fronteira agrícola (MATO GROSSO DO SUL, 2000).

A área da Sub-Bacia do rio Ivinhema é considerada como a mais industrializada do Estado. Por sua vez, as principais atividades industriais instaladas na região são de origem alimentícios, minerais não-metálicos, metalurgia, materiais elétricos e de comunicações, vestuário, gráfica, matadouros, frigoríficos e destilarias de álcool. Os municípios de Dourados, Naviraí, Nova Andradina, Ivinhema e Ponta Porã correspondem ao maior número de unidades instaladas (MATO GROSSO DO SUL, 2006, p. 42).

Segundo relata Arai et al., (2010, p. 2), “com o crescimento da agricultura irrigada e da pecuária, o conhecimento das características hidrológicas dessa bacia é de grande importância para que o aproveitamento de suas águas possa ser otimizado com menor impacto ambiental”. A região de Ivinhema, contudo, prepondera às culturas de mandioca e café, considerado desse modo, o maior produtor do estado (BARROS, 2006).

A expansão das atividades agrícolas e pecuárias além do forte crescimento do setor sucroalcooleiro no Estado só tende a originar sérias consequências de degradação ambiental. Fortes (2003, p. 3) afirma que a “retirada da cobertura vegetal primitiva, o empobrecimento do solo, a erosão acelerada e o assoreamento dos cursos d’água, constituem os efeitos mais impactantes e evidentes daquela região”.

Outra atividade característica da região e de fundamental importância para a economia é a atividade agropastoril, com criações de aves, bovinos, caprinos, ovinos e

suínos. Em suma, as águas da Bacia são de uso para irrigação, abastecimento humano, dessedentação de animais e diluição de efluentes sanitários e industriais (ANEEL, 2001).

4.1.7 Principais Atividades Antrópicas e seus Impactos sobre as Águas Superficiais

Os rios e mananciais próximos às cidades vêm sofrendo cada vez mais forte degradação. Os serviços públicos de abastecimento de água estão cada vez mais se deparando com situações críticas referentes à qualidade da água devido à acelerada poluição dos rios e mananciais. Baseado nesses fatos, as autoridades governamentais têm exigido através das leis, condições mais restritas de qualidade de água à população.

Pode-se salientar que os principais impactos que mais vêm descaracterizando a qualidade e as disponibilidades dos recursos aquáticos são: a destruição da cobertura vegetal, em destaque a vegetação ripariana das margens dos cursos d'água; o uso de agrotóxicos nas pastagens e lavouras; a impraticabilidade da conservação do solo; as cargas orgânicas originárias das atividades econômicas, em destaque aquelas voltadas à criação e engorda de animais; o elevado consumo das águas para irrigação; a deficiência e a inadequação das práticas de coleta do lixo e seu despejo final e, por fim, a falta de tratamento dos esgotos domésticos (MATO GROSSO DO SUL, 2006).

Tratando-se sobre as atividades que contribuem para o impacto da qualidade das águas, Mato Grosso do Sul (2006, p. 45), expõe que:

Na Sub-Bacia do Rio Ivinhema foram identificadas e cadastradas in loco 657 atividades econômicas geradoras de carga orgânica que podem impactar à qualidade das águas. Entre essas atividades, incluem-se feculares, farinheiras, abatedouros de aves, bovinos e suínos, curtumes, destilaria de álcool, fábrica de refrigerantes, fábrica de massas, usinas de açúcar, olarias, graxarias, suinoculturas, aviculturas, entre outros.

Conseqüentemente, dentre as 657 atividades econômicas registradas na Sub-Bacia do rio Ivinhema, juntas representam um potencial poluidor de 531.450 Kg DBO/dia. Sendo que a maior contribuição advém das destilarias de álcool e usinas de cana-de-açúcar instaladas na região da Sub-Bacia (IMAP, 2003).

Dessa forma, a maior parte das atividades poluidoras e, conseqüentemente, os

principais impactos que mais vêm se destacando e comprometendo a qualidade e a disponibilidade dos recursos hídricos é o crescimento da produção de cana-de-açúcar, sendo que, a região de estudo é tida como de maior expansão voltada ao plantio dessa cultura, além de instalações de usinas, com a finalidade de produção de energia elétrica, etanol e açúcar, ocupando dessa forma, um espaço equivalente a milhões de hectares da Sub-Bacia hidrográfica do rio Ivinhema.

Como consequência, a Sub-Bacia do rio Ivinhema enfrenta constantemente, dois problemas relacionados à degradação ambiental, referente ao mau uso e manuseio de agrotóxicos e o desmatamento de áreas para atender às demandas da pecuária bovina, segundo o Instituto de Planejamento de Dourados (ANA, 2005).

Em relação à geração de carga orgânica doméstica, a Sub-Bacia recebe um potencial poluidor de 29.615 Kg DBO/dia proveniente de uma população estimada de 548.425 habitantes (IMAP, 2003). Subsequente, a quantidade de carga orgânica originada na Sub-Bacia, correspondente a um total de 559.886 Kg DBO/dia, onde parte dos efluentes são lançados diretamente nos cursos d'água sem nenhum tipo de tratamento prévio e, mesmo aqueles empreendimentos que dispõem de sistemas de tratamento, com o tempo não vão dando a manutenção apropriada dos mesmos para melhorar o desempenho e eficiência, e por conta disso, os efluentes lançados nos corpos d'água ainda apresentam um grande potencial poluidor (MATO GROSSO DO SUL, 2006).

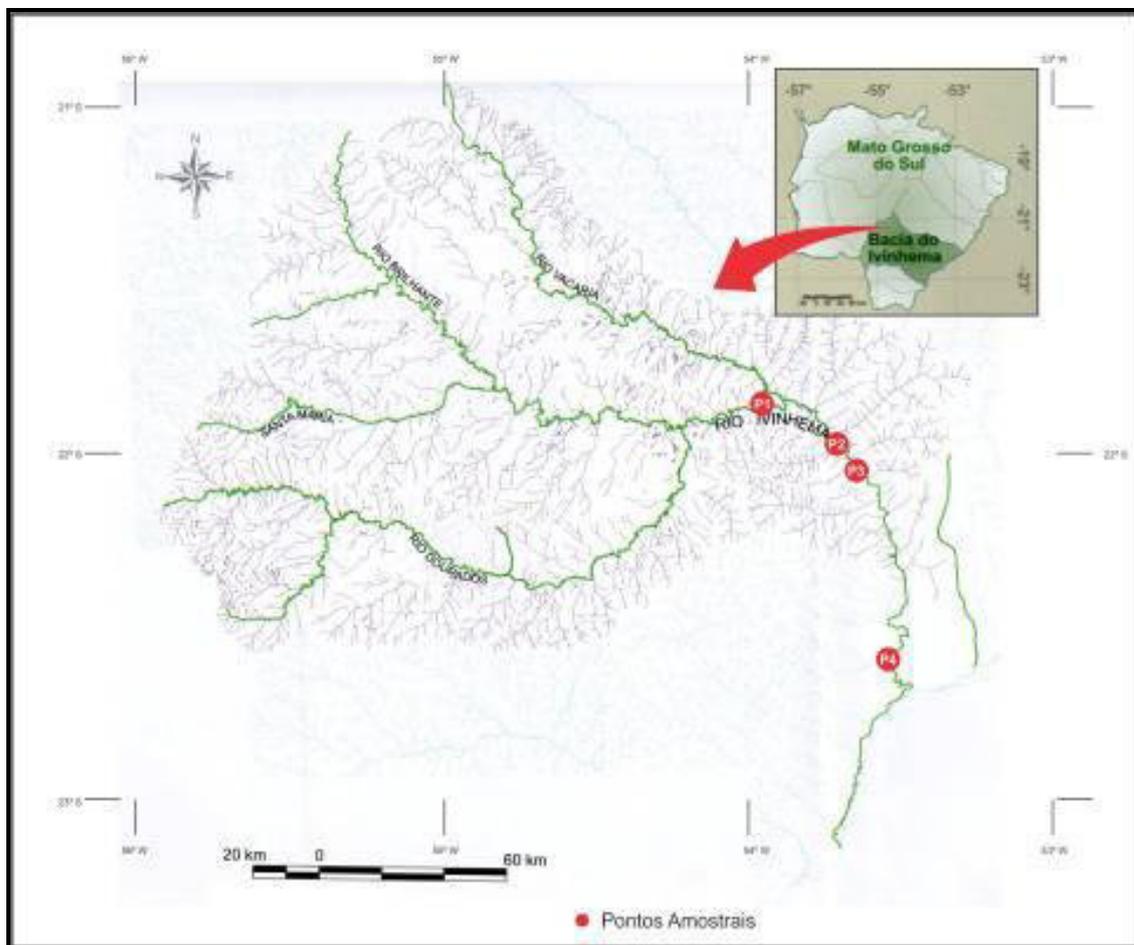
4.2 AMOSTRAGEM

4.2.1 Pontos de Amostragem para Avaliação da Qualidade das Águas

Os pontos de amostragem para a avaliação da qualidade das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema, foram selecionados com base na facilidade de acesso local e sua representatividade. Antes de iniciar as coletas, os possíveis locais para amostragem foram visitados para inspeção visual e definição dos melhores pontos para o procedimento das mesmas. Dessa forma, foram definidos 4 pontos significativos

indicados na Figura 3, trabalhados de forma espacial e temporal.

Figura 3 - Identificação dos pontos de amostragem na Sub-Bacia do rio Ivinhema.



Fonte: Adaptado, MATO GROSSO DO SUL, 2006.

A Tabela 5 apresenta as respectivas representações geográficas e posterior localizações amostrais.

Tabela 5 - Localização e descrição dos pontos de amostragem.

Ponto	Coordenadas Geográficas		Altitude (m)	Município
	Latitude	Longitude		
P1	21°53'54.11"S	54°01'46.7"W	258	Angélica/ Distrito de Ipezal
P2	22°01'06.9"S	53°44'06.6"W	246	Angélica
P3	22°02'53.0"S	53°41'28.3"W	415	Angélica/ Nova Andradina
P4	22°23'00.4"S	53°31'53.2"W	247	Ivinhema/ Nova Andradina

Em cada ponto de amostragem, efetuou-se o registro fotográfico do ambiente, descreveu-se as características físicas do local e, fez-se o levantamento das coordenadas geográficas com o auxílio do GPS Garmim eTrex Vista cx. Nas figuras a seguir, encontra-se os registros fotográficos e o posicionamento geográfico segundo o programa Google Earth:

Figura 4 – Imagem local e via aérea do Ponto 1 de amostragem das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema.

Fonte: A autora, 2011.



Fonte: Google Earth, 2007.

O ponto 1 (P1), caracterizada como zona rural é situada na Rodovia MS-145, Km 45. A amostragem foi realizada de lateral a ponte de concreto pertencente ao curso do Rio Brilhante entre os municípios de Angélica e Distrito de Ipezal. Encontra-se de lateral ao ponto, a instalação de captação de água bruta ETH – Bioenergia S/A (Figura 4) e, próximo ao local, pode-se avistar a usina ETH Bioenergia (Unidade Eldorado). A característica envoltória da região de amostragem é agropecuária, voltado principalmente à cultura de cana-de-açúcar e pastagem com criação de bovinos. Em temporada de pesca, o P1 possui grande movimentação de pescadores no local, além de contar com a presença de ribeirinhos que utilizam a pesca para sua subsistência. O volume e a coloração das águas variaram de acordo com a estação seca e chuvosa do ano. No período de seca observou-se baixo volume das águas e de coloração parda a barrenta; já no período chuvoso, houve uma elevação do nível do rio obtendo águas mais transparentes, embora, em ambas as estações apresentou ausência de odores. Além disso, a margem do rio conta com uma boa conservação das áreas de preservação permanente – APPs, dificultando à entrada de materiais grosseiros a água.

Figura 5 – Imagem local e via aérea do Ponto 2 de amostragem das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema.



Fonte: A autora, 2011.



Fonte: Google Earth, 2012.

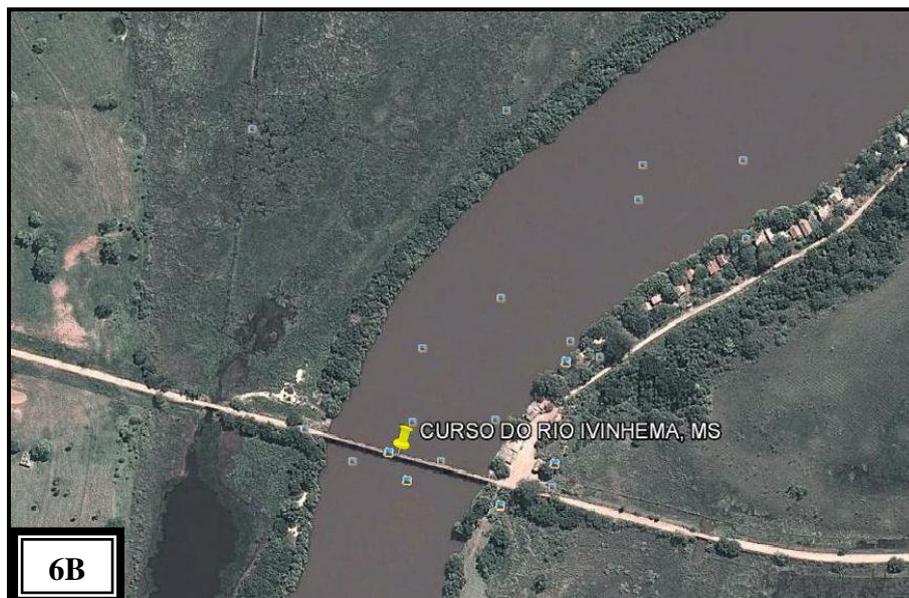
O ponto 2 (P2), tida como zona rural é situada dentro da fazenda Kurupay de propriedade particular (Figura 5), localizada no município de Angélica. É caracterizada como área de pesca, recreação, bebedouro de gado e de dominância agrícola com

exclusiva plantação de cana-de-açúcar ao redor do ponto de amostragem, devido à instalação da usina Sulcralcooleira Adecoagro (Angélica Agroenergia LTDA) localizada na rodovia BR-267, Km 14. O P2 conta com a presença de ribeirinhos e que utilizam a pesca para sua subsistência. O volume e a coloração das águas variaram de acordo com a estação seca e chuvosa do ano. No período de seca observou-se baixo volume das águas e de coloração parda a barrenta; já no período chuvoso, houve uma elevação do nível do rio obtendo águas mais transparentes, embora, em ambas as estações com ausência de odores. Além disso, o rio conta com uma boa conservação das áreas de preservação permanente – APPs que rodeiam suas águas, dificultando assim, a entrada de materiais particulados.

Figura 6 – Imagem local e via aérea do Ponto 3 de amostragem das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema.



Fonte: A autora, 2011.



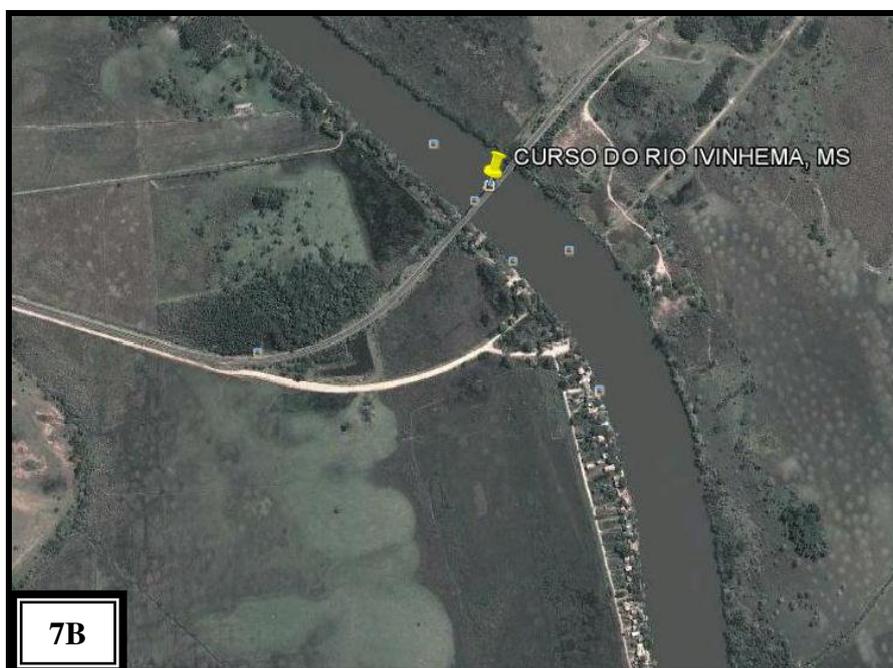
Fonte: Google Earth, 2012.

O ponto 3 (P3), pertencente ao curso do rio Ivinhema é localizada na Rodovia MS-141, Km 18. A amostragem foi realizada na margem do rio, de lateral a ponte de concreto que liga os municípios de Ivinhema a Nova Andradina, na qual possui um grande tráfego de veículos sobre o local (Figura 6). O presente ponto de característica rural possui casas ao redor, área com pousadas que recebem visitantes (entre estes, pescadores amadores e profissionais) que utilizam as margens do rio para atividades de recreação e lazer, pequenos comércio, além de contar com a presença de ribeirinhos a qual utilizam a pesca para sua subsistência. A cultura envoltória da região de amostragem é agropecuária, voltado principalmente à cultura de cana-de-açúcar devido à presença da usina Sucroalcooleira Adecoagro situada na rodovia MS-141, Km 100 próximo ao local e, pastagem com criação de bovinos. Também foi identificado no P3, um limitado cultivo de soja, milho e café. O volume e a coloração das águas variaram de acordo com a estação seca e chuvosa do ano. No período da seca observou-se baixo volume das águas e de coloração parda a barrenta; já no período chuvoso, houve uma elevação do nível do rio obtendo águas mais transparentes, embora, em ambas as estações com ausência de odores. Além disso, as margens do rio no local de amostragem contam com uma boa conservação das áreas de preservação permanente – APPs, dificultando a entrada de materiais para o corpo d`água.

Figura 7 – Imagem local e via aérea do Ponto 4 de amostragem das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema.



Fonte: A autora, 2011.



Fonte: Google Earth, 2012.

O ponto 4 (P4) é localizada na Rodovia MS-376, Km 148 (Figura 7). Situada dentro dos municípios de Ivinhema e Nova Andradina. Predomina a atividade

agropecuária, em especial, o cultivo de cana-de-açúcar e pastagem com criação de bovinos. O P4 possui algumas casas ao redor, um pequeno comércio local, além de contar com a presença de ribeirinhos que residem no local e que necessitam da pesca para sua subsistência. A característica envoltória da região de amostragem é agropecuária, voltado principalmente à cultura de cana-de-açúcar devido à instalação da usina Sucoalcooleira Adecoagro situada na rodovia MS-141, Km 100 próximo ao local e, pastagem com criação de bovinos. Também foi identificado no P4, o cultivo de soja, milho e café. Nos períodos de liberação de pesca, o P4, assim como o P1, possui uma grande movimentação de pescadores no local, além de contar com a presença de ribeirinhos que residem às margens do rio e que utilizam a pesca para sua subsistência. O volume e a coloração das águas variaram de acordo com a estação seca e chuvosa do ano. No período da seca observou-se baixo volume das águas e, de coloração parda a barrenta; já no período chuvoso, houve uma elevação do nível do rio obtendo águas mais transparentes, embora, em ambas as estações com ausência de odores. Além disso, a margem do rio no local de amostragem conta com uma boa conservação das áreas de preservação permanente – APPs, dificultando à entrada de materiais particulados a água.

4.2.2 Período de Realização da Amostragem

Os procedimentos convencionais para as amostragens das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema, foram realizados compreendendo os dias 09/11/11, 23/02/12, 20/03/12, 25/05/12, 20/07/12 e 09/10/12, a qual possibilitou a avaliação da qualidade das águas e posterior caracterização espacial e temporal do recurso hídrico em estudo.

4.2.3 Procedimento de Limpeza dos Frascos de Amostragem e Vidrarias para Análises

Todas as vidrarias e frascos plásticos, usados desde a amostragem até as

posteriores determinações dos parâmetros físico-químicos, foram previamente lavadas usando detergente e solução de limpeza de HNO_3 - ácido nítrico (10%, v/v). Deixou-se os frascos de molho em solução ácida de limpeza durante um período mínimo de 24 horas e, enxaguou-se com água destilada/ionizada para minimizar possíveis contaminações e interferências nos resultados finais das análises.

4.2.4 Amostragem e Formas de Preservação das Amostras de Água

As amostras de água da Sub-Bacia do rio Ivinhema foram conduzidas em recipientes plásticos (PET – politereftalato de etileno e/ou polietileno) a uma distância razoável da margem do rio dando preferência ao centro em relação a sua margem e, a uma profundidade estimada de 10-30 cm da sua massa d'água.

As medidas de temperatura ambiente e temperatura da água foram determinadas “in loco” usando recipientes separados daquelas que foram encaminhadas para as medidas em laboratório para evitar assim, qualquer tipo de contaminação e, posterior interferência nos resultados.

Após a amostragem de cada ponto, acondicionou-se as amostras de água nos frascos previamente lavados e, etiquetou-os contendo as devidas identificações individuais de cada ponto. Em seguida, conservou-se as amostras em caixas de isopor contendo gelo (± 4 °C), (CETESB, 1987), para o posterior deslocamento até o laboratório da Faculdade de Ciências Exatas e Tecnologias da Universidade Federal da Grande Dourados - UFGD.

Para a determinação das variáveis físico-químicas, seguiu-se as recomendações conforme os métodos analíticos recomendados pelo “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 1998). Para as medidas de nitrogênio total e fósforo total, seguiu-se a metodologia adotada conforme Tedesco et al., 1995.

Para a determinação dos metais, volumes de aproximadamente 50 mL de amostras foram filtradas e preservadas quimicamente com adição de ácido sulfúrico PA até atingir um pH inferior a dois ($\text{pH} < 2$) e, conservadas sob refrigeração (± 4 °C) no escuro, até a realização do protocolo em laboratório. Para as determinações de nitrogênio e fósforo, pequenos volumes de amostras também foram mantidas sob-

refrigeração, acidificadas com ácido sulfúrico (H_2SO_4 PA – 98,08%), em pH inferior a dois ($\text{pH} < 2$).

4.3 METODOLOGIA

4.3.1 Parâmetros Físico-Químicos de Análises de Qualidade da Água

Com base nos principais parâmetros físico-químicos das análises de qualidade das águas e, baseando-se nas que mais vêm discriminando os ambientes estudados e seguindo as recomendações da 20ª edição do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998), embora com algumas adaptações, adotou-se para o presente estudo os seguintes parâmetros: Potencial Hidrogeniônico - pH, Temperatura, Turbidez, Alcalinidade, Condutividade elétrica, Fósforo total, Nitrogênio Total, Cloreto, Dureza, Acidez Total, Oxigênio Dissolvido, Matéria Orgânica (Oxigênio Consumido), Sólidos Totais, Sólidos Totais Dissolvidos e Demanda Bioquímica de Oxigênio, descritos conforme Tabela 6:

Tabela 6 - Relação dos parâmetros físico-químicos avaliados no período de estudo.

Parâmetro	Unidade	Método	Equipamento	Referência
Acidez Total	mg L ⁻¹	Titulométrico	-	APHA, 1998
Alcalinidade Total	CaCO ₃	Titulométrico	-	Adaptado de APHA, 1998
	mg L ⁻¹			
Cloreto	mg Cl ⁻ L ⁻¹	Titulométrico	-	APHA, 1998
Condutividade Elétrica	µS/cm ⁻¹	Eletrômetro	Condutivímetro 712 Metrohm	APHA, 1998
DBO ₅	mg O ₂ L ⁻¹	Titulométrico	-	APHA, 1998
Dureza	mg L ⁻¹	Titulométrico com EDTA	-	APHA, 1998
Fósforo Total	mg PO ₄ ⁻³ L ⁻¹	Espectrofotométrico	Espectrômetro UV/VIS GBC 916	TEDESCO et al, 1995
Nitrogênio Total	mg L ⁻¹ N	Titulométrico	-	TEDESCO et al, 1995
Matéria Orgânica	mg O ₂ L ⁻¹	Titulométrico	-	Adaptado de APHA, 1998
OD	mg O ₂ L ⁻¹	Titulométrico	-	Adaptado de Winkler
Ph	-	Potenciométrico	pHmetro 827 Metrohm	APHA, 1998
ST	mg L ⁻¹ ST	Gravimétrico	Estufa	APHA, 1998
STD	mg L ⁻¹ STD	Condutância Específica	Condutivímetro 712 Metrohm	APHA, 1998
Temperatura da água “ <i>in loco</i> ”	°C	-	Termômetro com Filamento de Mercúrio	APHA, 1998
Temperatura ambiente “ <i>in loco</i> ”	°C	-	Termômetro com Filamento de Mercúrio	APHA, 1998
Turbidez	UNT	Nefelométrico	Turbidímetro – Modelo TD 200 Instrutherm	APHA, 1998

As medidas de fósforo total e nitrogênio total foram realizadas no laboratório de Química Ambiental e Instrumental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE). Os demais parâmetros descritos foram medidos no laboratório de Físico-Química da Faculdade de Ciências Exatas e Tecnologias da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD).

4.3.2 Conservação das Amostras de Água para as Leituras dos Metais Pesados

Para as análises dos metais pesados, as amostras foram filtradas com o auxílio de um compressor a vácuo, funil de buchner e filtro qualitativo Qualy® (12,5 de diâmetro). Posterior ao processo de filtração foi adicionado ácido sulfúrico (H_2SO_4 PA – 98,08%), às amostras e, mantidas sobre refrigeração (± 4 °C), (CETESB, 1987), para a preservação das características físicas, químicas e biológicas, estabelecendo desse modo, um maior grau de estabilização das amostras por um maior espaço de tempo. Assim, para esse procedimento, utilizou-se de um conta-gotas e de um pHmetro para o controle do pH até este atingir um valor inferior a dois, ($pH < 2$).

4.3.3 Análises dos Metais

Para as determinações de Al, Cd, Fe, Pb e Zn utilizou-se o Espectrômetro de Absorção Atômica, modalidade chama (EAA/Chama), modelo GBC932 AA, com correção de fundo feita por lâmpada de deutério. Na Tabela 7, constam os respectivos comprimentos de onda (λ - nm), gás combustível e gás comburente usado para a produção de aerossóis e atomização durante as leituras:

Tabela 7 - Parâmetros utilizados para a determinação dos metais.

Metais	Comprimento de onda - λ (nm)	Gás Combustível	Gás Comburente
Al	396.2	Acetileno	Óxido nitroso
Cd	228.8	Acetileno	Ar comprimido
Fe	248.3	Acetileno	Ar comprimido
Pb	217.0	Acetileno	Ar comprimido
Zn	213.9	Acetileno	Ar comprimido

As amostras foram realizadas por leitura direta no equipamento. Os demais parâmetros operacionais foram seguidos conforme as recomendações do fabricante do equipamento. As respectivas análises foram realizadas no Laboratório de Química Ambiental e Instrumental da Universidade Estadual do Oeste do Paraná (UNIOESTE/PR) – Campus de Marechal Cândido Rondon.

4.3.4 Análises dos Dados Estatísticos

Os resultados gerados das variáveis físico-químicas e das concentrações dos metais pesados foram expostos separadamente em tabelas, registrando-se os valores de todos os pontos de coleta, conforme cada período de análises. Os resultados encontrados da média (M) foram obtidos usando o software Microsoft Office Excel 2007 e, os registros gráficos, foram originados a partir do Programa Estatístico OriginPro 8.

Capítulo 5
RESULTADOS E DISCUSSÕES

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados das determinações físico-químicas e metais foram avaliados segundo os critérios de qualidade dos corpos de águas doces recomendados pela Resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2005). A Resolução 357/2005 do CONAMA permite a classificação dos corpos d'águas e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Para o presente estudo, foi considerado os valores máximos adotados para os parâmetros físico-químicos e quantificação de metais para as águas doce de rios, Classe 2.

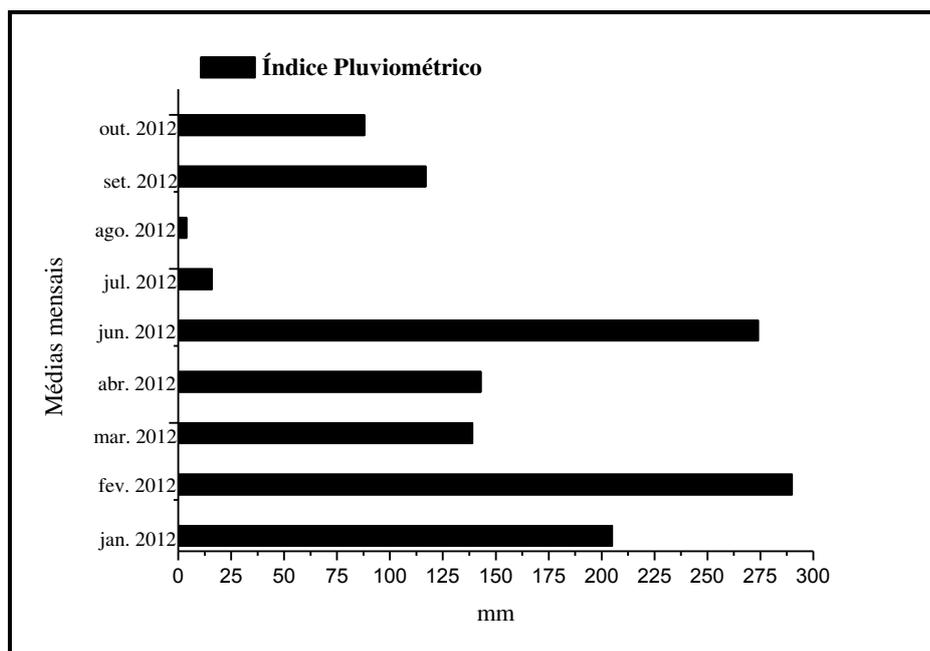
5.1 INFLUÊNCIA DAS VARIABILIDADES CLIMÁTICAS

5.1.1 Variabilidade Pluvial e Temperatura Atmosférica

As variáveis climáticas, consideradas de grande importância em estudos de casos ambientais, em especial focada na variabilidade pluvial e na temperatura atmosférica desempenham fortes influências sobre vários parâmetros físicos, químicos e biológicos, interferindo na qualidade da água, em especial dos rios que são sistemas naturalmente vulneráveis a qualquer fonte de perturbação na sua bacia de drenagem (BRASIL, 2006). Dessa forma, para a descrição e interpretação das variáveis avaliadas, contou-se com os registros aferidos da região de estudo (Ivinhema) de índice pluviométrico (mm) e temperatura ambiente (°C).

Os respectivos dados da Figura 8 foram fornecidos pela Estação Meteorológica da Embrapa Agropecuária Oeste com base nos registros de algumas estações meteorológicas do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e Fundação MS (BRASIL, 2012).

Figura 8 – Registros temporais da variabilidade pluviométrica aferidas na região de estudo.



Fonte: BRASIL. Adaptado de Embrapa Agropecuária Oeste, 2012.

Os meses de janeiro e fevereiro foram marcados pela ocorrência de chuvas mais do que a média normal para toda a região do Estado de Mato Grosso do Sul, registrando no município de Ivinhema precipitações de 205,0 mm e 290,0 mm, respectivamente. O mês de março também foi marcado pela ocorrência de chuvas em grande volume e, em curtos intervalos de tempo, apontando 139,0 mm.

Por sua vez, abril, mês que inicia o período de seca, as chuvas também se mostraram acima da média e de grande variação na região do Estado de Mato Grosso do Sul, onde Ivinhema registrou precipitação de 143,0 mm. Por conseguinte, as chuvas foram bem significativas e acima da média para o mês de junho, conferindo um valor de 274,0 mm; enquanto que para o mês de julho, registrou precipitações inexpressivas em toda a região do Estado, embora tenha sido considerado positivo e acima da média, totalizando 16,0 mm no município de Ivinhema.

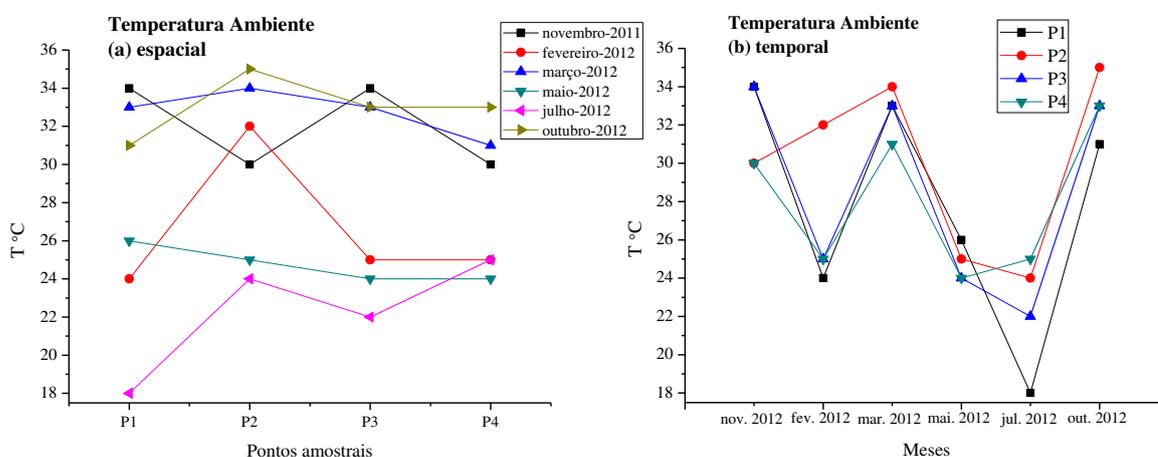
O mês de agosto normalmente caracterizado pela falta de chuva, conforme dados disponíveis da Estação, Ivinhema contou com apenas 4 mm, embora essa ocorrência inexpressiva se deu por toda a região Sul de Mato Grosso do Sul. Em oposição, as chuvas registradas em setembro e outubro, foram bem significativas em relação aos dois últimos meses (julho e agosto), apontando registros de 117 mm e 88 mm, respectivamente.

A variabilidade do uso do solo, provocada principalmente por atividades antrópicas, em conjunto ao regime de precipitação, parecem ser os fatores que mais interferem na qualidade das águas. Assim, além da variação mensal da chuva, seu ciclo diurno também pode variar espacialmente (ANGELIS et al., 2004) o que pode afetar tanto para mais como para menos, as concentrações das variáveis físico-químicas nos rios. Dentre as mais influenciadas estão: pH, temperatura da água, sólidos em suspensão, oxigênio dissolvido, turbidez e condutividade.

Haja vista, diante das informações expostas, o período de seca compreendido entre os meses de abril a julho foi marcado pela ocorrência de chuvas acima do esperado, a qual descaracteriza o período, prejudicando dessa forma, uma discussão em termos de sazonalidade.

Para complementar o trabalho e melhor visualização das temperaturas atmosféricas, os gráficos da Figura 9 ilustram os registros das temperaturas aferidas no instante das amostragens para cada ponto de coleta.

Figura 9 – Variação espacial e temporal da temperatura ambiente dos pontos amostrados no recurso hídrico.



As menores temperaturas atmosféricas foram aferidas no inverno durante as coletas realizadas no mês de maio/2012 e, principalmente no mês de julho/2012, onde observou-se uma acentuada queda na temperatura (4ª e 5ª coleta, respectivamente) e, conseqüentemente, menores índices pluviométricos. Por sua vez, as maiores temperaturas aferidas foram obtidas no verão, principalmente durante as coletas realizadas em novembro/2011, março/2012 e outubro/2012 (1ª, 3ª e 6ª coleta,

respectivamente), caracterizados também pela ocorrência de altos volumes de chuvas. As respectivas temperaturas médias fixaram entre 27,7 °C (P1) e 30 °C (P2).

5.2 CARACTERÍSTICAS DAS VARIÁVEIS FÍSICO-QUÍMICAS

Os resultados das análises físico-químicas encontram-se discriminados na Tabela 8 para o corpo hídrico em estudo:

Tabela 8 – Resultado das variáveis físico-químicas realizadas no período de estudo.

	Acidez (mg/L)	Alcalinidade (mg/L)	Cloreto (mg/L)	Condutividade (µS/cm)	DBO ₅ (mg/L)	Dureza (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Matéria Orgânica - OC (mg/L)	Nitrogênio Total (mg/L)	OD (mg/L)	pH	ST (mg/L)	STD (mg/L)	T ambiente (°C)	T amostra (°C)	Turbidez (NTU)	
	1°Coleta	5,0	12,0	6,0	43,2	1,2	12,0	0,03	3,8	ND	7,6	7,3	156,0	21,4	34,0	28,0	23,5
	2°Coleta	6,7	9,3	5,5	50,0	0,4	10,0	0,05	3,8	ND	7,8	7,2	88,0	20,0	24,0	27,0	54,1
	3°Coleta	6,0	12,0	7,5	49,8	1,0	12,0	0,07	4,7	ND	8,4	6,2	44,0	25,2	33,0	29,0	32,4
P1	4°Coleta	4,0	17,0	8,5	39,3	1,2	10,0	0,03	15,8	ND	9,4	7,0	118,0	19,4	26,0	22,0	29,5
	5°Coleta	1,7	17,0	8,5	35,9	0,8	25,0	0,02	0,95	ND	10,6	7,5	46,0	18,1	18,0	15,0	27,0
	6°Coleta	4,7	18,7	10,5	42,6	-	28,0	ND	3,8	ND	9,6	7,6	176,0	21,1	31,0	26,0	44,2
	Média	4,7	14,3	7,8	43,5	0,92	16,2	0,04	5,5	-	8,9	7,1	104,7	20,9	27,7	24,5	35,1
	1°Coleta	6,3	11,0	5,5	37,9	0,4	12,0	0,01	8,5	ND	7,4	7,2	134,0	19,0	30,0	28,0	26,2
	2°Coleta	6,3	11,0	6,0	55,8	0,4	12,0	0,05	5,4	ND	8,6	6,7	94,0	21,8	32,0	28,0	37,6
	3°Coleta	10,0	14,0	6,5	49,2	2,0	11,0	0,04	5,7	ND	8,8	6,3	52,0	24,9	34,0	29,0	47,9
P2	4°Coleta	3,7	15,0	7,5	38,8	1,2	7,3	0,03	17,4	ND	10,4	7,0	124,0	19,5	25,0	23,0	27,4
	5°Coleta	2,7	18,0	7,0	36,0	1,8	26,0	0,03	1,6	ND	11,0	7,4	39,0	18,1	24,0	17,0	26,2
	6°Coleta	4,3	19,7	9,5	43,0	-	28,0	ND	4,0	ND	9,4	7,6	184,0	21,6	35,0	27,0	37,0
	Média	5,6	14,8	7,0	43,5	1,2	16,1	0,03	7,1	-	9,3	7,0	104,5	20,8	30,0	25,3	33,7
	1°Coleta	4,5	10,0	6,0	39,5	1,0	9,7	0,03	6,3	ND	8,2	7,3	114,0	19,9	34,0	27,0	26,4
	2°Coleta	7,7	9,0	5,5	66,8	1,0	11,0	0,04	5,4	ND	8,4	6,7	82,0	26,1	25,0	26,0	25,5
	3°Coleta	7,3	15,0	7,0	47,6	1,6	10,0	0,05	5,7	ND	9,0	6,0	40,0	23,4	33,0	29,0	45,2
P3	4°Coleta	5,0	17,0	7,0	37,6	1,2	8,3	0,02	18,0	ND	10,6	7,1	102,0	18,7	24,0	22,0	26,9
	5°Coleta	2,3	18,0	7,0	35,1	1,8	25,0	0,04	1,9	ND	11,4	7,4	48,0	17,6	22,0	16,0	22,8
	6°Coleta	4,7	16,3	8,2	44,7	-	27,0	ND	3,5	ND	9,8	7,7	188,0	22,0	33,0	27,0	36,9
	Média	5,3	14,2	6,8	45,2	1,3	15,2	0,04	6,8	-	9,6	7,0	95,7	21,3	28,5	24,5	30,6
	1°Coleta	6,5	10,0	6,5	38,2	2,0	10,0	0,06	6,0	ND	8,4	7,2	162,0	19,1	30,0	27,0	23,1
	2°Coleta	5,0	8,0	5,5	108,4	0,2	12,0	0,06	6,3	ND	8,4	6,8	106,0	42,9	25,0	26,0	39,0
	3°Coleta	6,3	13,0	7,5	45,8	2,0	11,0	0,05	5,7	ND	9,0	6,2	52,0	23,0	31,0	28,0	56,6
P4	4°Coleta	3,7	12,0	9,0	35,2	0,6	6,5	0,03	18,0	ND	10,4	7,1	128,0	17,6	24,0	22,0	36,8
	5°Coleta	2,7	15,0	8,0	33,6	1,2	24,0	0,05	1,9	ND	10,8	7,4	29,3	16,8	25,0	17,0	29,0
	6°Coleta	4,3	18,0	9,7	41,2	-	27,0	ND	2,0	ND	8,2	7,4	188,0	20,6	33,0	28,0	43,0
	Média	4,8	12,7	7,7	50,4	1,2	15,1	0,05	6,7	-	9,2	7,0	110,9	23,3	28,0	24,7	37,9
	Conama 357/05	-	-	250	-	5	-	0,1			5	6,0 a 9,0	-	500	-	-	100

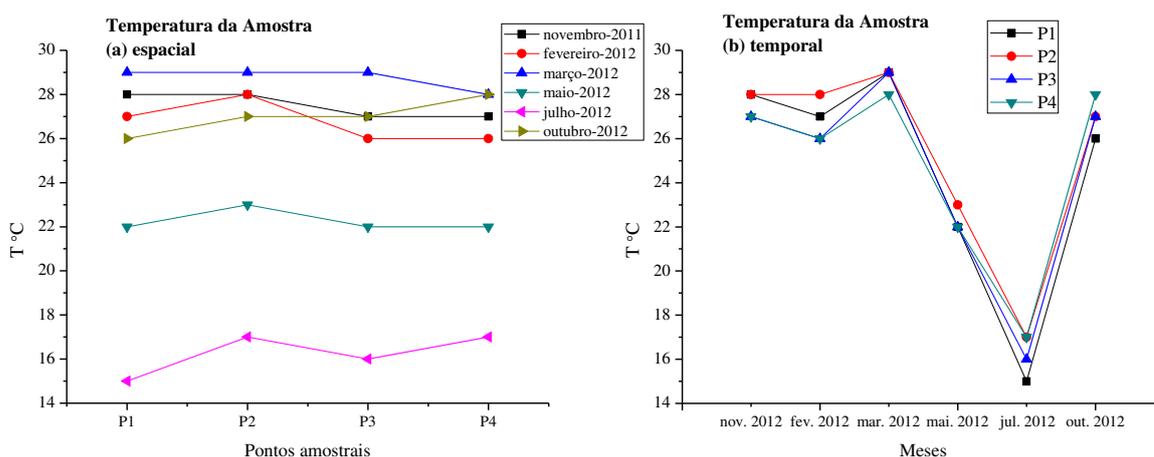
ND – Não Detectado; NA – Não Analisado.

5.2.1 Temperatura da Amostra

No presente estudo, a temperatura da amostra aumentou gradativamente à medida que os pontos de coleta se distanciavam entre si e, em função do período do dia em que estas eram submetidas, pois o curso d'água da Sub-Bacia em avaliação é tido como de grande extensão.

As temperaturas médias das amostras de água do recurso hídrico (Tabela 8) entre os meses amostrados ficaram próximas a 24,5 °C, representados pelos pontos (P1, P3 e P4) e, somente no ponto (P2) registrou alta de 25,3 °C. A Figura 10 expõe as variações espaciais e temporais ocorridas no intervalo de estudo.

Figura 10 – Variação espacial e temporal da temperatura das amostras de água do recurso hídrico.



A temperatura da água mais elevada referente ao ponto de amostragem e período de avaliação obtido no período de março foi de 29 °C, correspondendo aos pontos (P1, P2 e P3) da 3ª coleta e, a temperatura mais baixa aferida foi de 15 °C no ponto (P1) durante a 5ª coleta.

Um fator observado para esse parâmetro foi que essas variações de temperatura da água podem ser explicadas devido a forte influência que essa exerce sobre a temperatura atmosférica, onde as menores temperaturas em relação a todos os pontos amostrados foram registradas durante a estação de inverno, em especial, para o mês de julho (5ª coleta) e, temperaturas notavelmente mais elevadas registradas nos meses de março (3ª coleta) e outubro (6ª coleta), embora essas elevações da temperatura tenha acompanhado todo o período chuvoso (novembro a março), compreendendo assim, aos

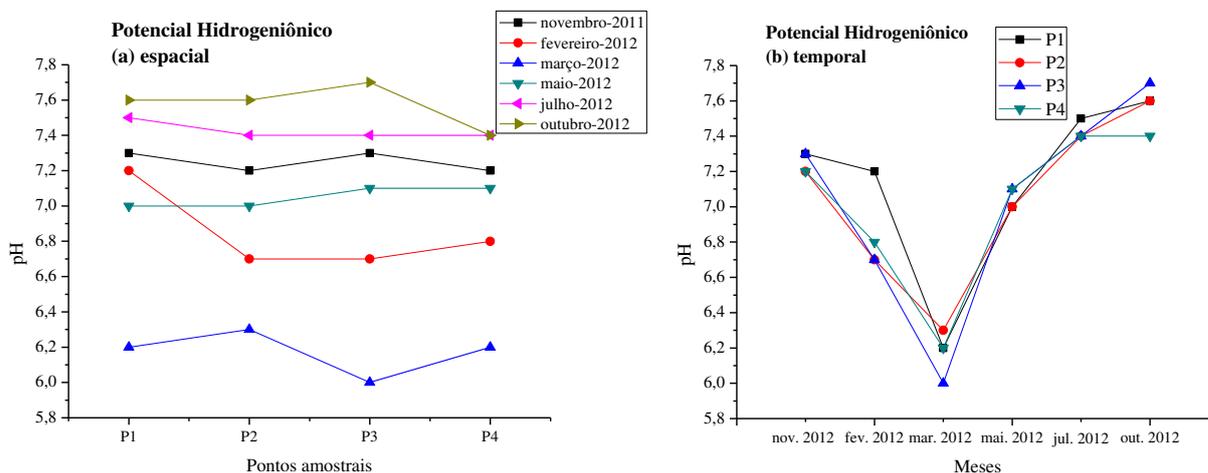
meses mais quentes do ano.

A temperatura da água superficial, no entanto, é diretamente influenciada levando em conta alguns fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade. Além disso, as temperaturas das águas de sistemas abertos são naturalmente influenciadas pela variabilidade sazonal e diurna, assim como pela estratificação vertical, características do próprio regime climático (CETESB, 2011). O aumento elevado da temperatura em um corpo d'água geralmente está associado ao lançamento de resíduos industriais, águas de resfriamento de maquinários (atividades antrópicas) e, em especial pela própria energia térmica e luminosa (fontes naturais) (BRASIL, 2006).

5.2.2 Potencial Hidrogeniônico - pH

Os valores médios de pH (Tabela 8) em todos os pontos amostrados durante o período de estudo ficaram todos próximos da neutralidade, ou seja, pH 7,0. Os menores valores registrados ocorreram durante a 3ª coleta realizada no mês de março com pH variando de 6,0 no ponto (P3) a 6,3 no ponto (P2), em todo o curso do rio. Essa queda de pH pode ser melhor visualizada na representação da Figura 11 em suas variações espaço/tempo. Subsequentemente, o pH volta a se elevar a partir da 4ª coleta, obtendo maiores índices durante a 6ª coleta de avaliação apontando pH entre 7,4 para o ponto (P4) e pH 7,7 para o ponto (P3) conforme trajeto do rio, embora estes não apresentaram valores tão distantes quando comparados à 1ª coleta de avaliação: pH 7,3 para os pontos (P1 e P3) e, pH 7,2 para os pontos (P2 e P4).

Figura 11 – Variação espacial e temporal do pH das águas do recurso hídrico em estudo.



É importante relatar que as medidas de pH diferem dos parâmetros alcalinidade e acidez, nas quais estes, respectivamente, possuem a função de neutralizar ácidos e obter resistência as bases. Tal situação pode ser compreendida observando a 1^a, 2^a e 4^a coletas de avaliação (caracterizadas pelas maiores ocorrências de chuvas nos dias de amostragem e/ou anterior a estas), sobre os demais pontos de coleta durante os meses de estudo, concluindo que não houve diferença significativa entre os valores de pH obtidos. Contudo, em períodos de elevadas precipitações, o pH tende a se elevar, aproximando-se da neutralidade, pois tal evento proporciona maior diluição dos compostos dissolvidos e, portanto, maior escoamento (CARVALHO et al., 2000).

Águas naturais de superfície possuem pH entre 4,0 e 9,0. Baseado em Baird e Cann (2011), naturalmente, o pH pode refletir o tipo de solo por onde a água percorre. Libânio (2005), complementa ao dizer que o pH é dependente tanto da origem como das próprias características do recurso hídrico (geologia, solo, clima, fotossíntese, dissolução de rochas), além de ações de caráter antropogênicas, seja pela introdução de resíduos domésticos e/ou industriais. Em suma, alterações de pH podem afetar diretamente e/ou indiretamente a fisiologia das diversas espécies.

Portanto, a pequena variação de pH entre uma estação e outra em quase todos os meses de avaliação, indicaram que o afluente estudado possui pouca ou nenhuma influência sobre este parâmetro e, que todos os valores registrados durante o período de estudo estão em sua conformidade e, se enquadram na Resolução 357/2005 do CONAMA (pH entre 6,0 e 9,0) segundo Brasil (2005) e, com a Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde (pH entre 6,0 e 9,5) (BRASIL, 2004a).

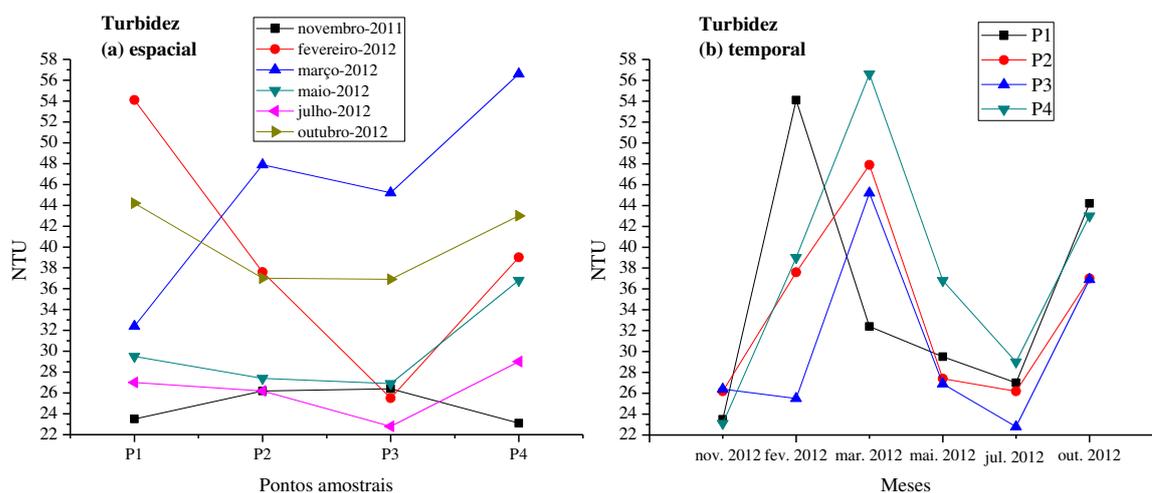
5.2.3 Turbidez

As variações médias de turbidez (Tabela 8) registraram entre 30,6 NTU no ponto (P3) e 37,9 NTU no ponto (P4). Os menores valores obtidos foram fixados em torno de 22,8 NTU (5^a coleta) e os maiores valores foram registrados principalmente durante a 3^a coleta, cujo aumento foi acentuado conforme o trajeto do rio, obtendo teor máximo de 56,6 NTU no ponto (P4).

O volume das chuvas exerceu certa influência sobre os valores de turbidez,

ocasionando uma considerável elevação de suas medidas como exposta nas variações espaço/tempo da Figura 12, representadas pelo ponto (P1) da 2ª coleta e ponto (P4) da 3ª coleta.

Figura 12 - Variação espacial e temporal da turbidez das águas do recurso hídrico em estudo.



O aumento de turbidez proporcional ao volume das chuvas como expõe Oliveira et al., (2008) pode ser explicado devido à ocorrência de uma maior quantidade de carga orgânica (e/ou inorgânica) que é carregada para dentro dos ambientes aquáticos. Subsequentemente, houve a redução de turbidez em relação aos meses de amostragem considerados de maior estiagem (maio e julho), ou seja, 4ª e 5ª coleta, respectivamente.

O principal fator que auxilia o aumento da turbidez nas águas é a erosão dos solos das margens do rio provocada pelas chuvas, a qual impede a fixação da vegetação sendo estes materiais sólidos arrastados para os corpos d'águas (CETESB, 2011). Além disso, lançamentos de esgotos sanitários e efluentes industriais contribuem para as elevações da turbidez nas águas (ANA, 2011; CETESB, 2011). Contudo, a maior porção dos recursos hídricos no Brasil é de origem turva, devido estas apresentar características geológicas das bacias de drenagem, além de altos níveis de precipitação e constantes atividades agrícolas deficientes (LIBÂNIO, 2005).

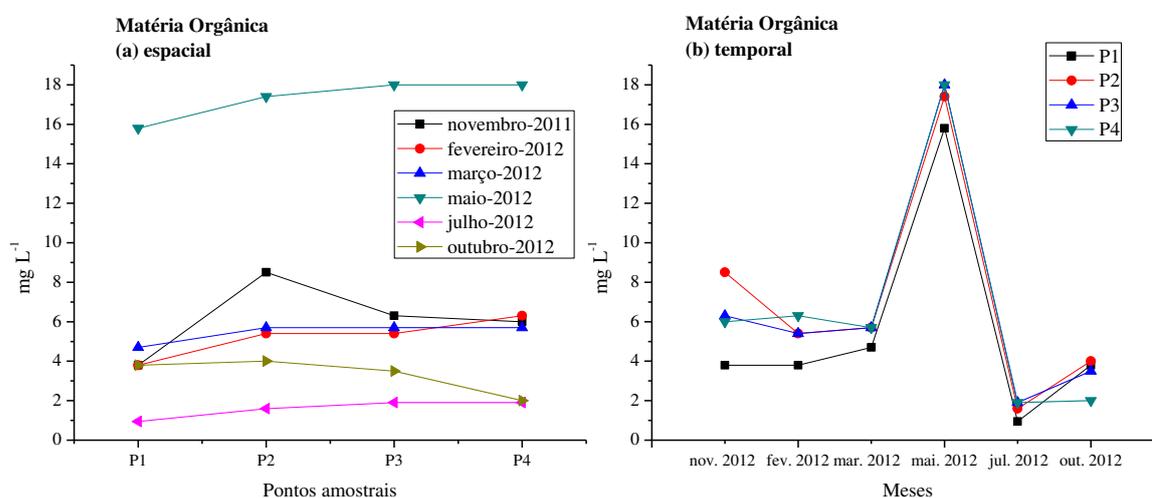
Segundo Libânio (2005), a turbidez natural das águas geralmente compreende uma faixa de 3 a 500 NTU. A Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005), preconiza valor máximo para turbidez de 100 NTU e, para fins de potabilidade, a Portaria n° 518/2004 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária, estabelece que a

turbidez não ultrapasse 5 NTU (BRASIL, 2004a). Assim, os pontos avaliados em decorrência do período de estudo, estão dentro da limitação exigida pelo CONAMA 357/2005 indicando uma boa qualidade da água do recurso hídrico em estudo para esse parâmetro.

5.2.4 Matéria Orgânica (Oxigênio Consumido)

As concentrações médias (Tabela 8) variaram entre $5,5 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P1), como menor média obtida e, $7,1 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P2), fixada como a maior média. Conforme Figura 13, em suas variações espaço/tempo, as médias registradas nas determinações de MO para os três primeiros meses de avaliação apresentaram certa linearidade entre os pontos amostrados e discrepância entre os meses de avaliação, em especial para os dois últimos.

Figura 13 – Variação espacial e temporal de MO das águas do recurso hídrico em estudo.



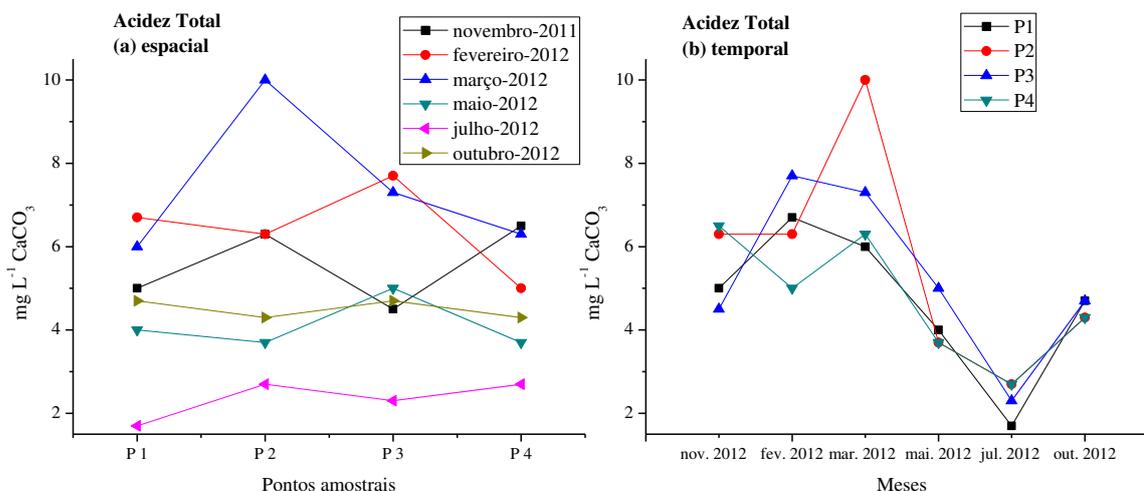
Os menores teores apontados foram encontrados durante o intervalo da 5ª coleta, levando em consideração todos os pontos amostrados conforme percurso do rio. A aparente queda de MO pode ser justificada devido ao pequeno volume das chuvas que ocorreu na região anteriormente ao período de amostragem. Em oposição, os maiores valores das concentrações, conforme elevação do registro gráfico (espaço/tempo)

resultou durante a 4ª coleta e, em todos os pontos amostrados, concluindo que nesse período de avaliação, foi tido como um período de ocorrências de chuvas com aumento significativo do volume das águas, acarretando uma maior entrada de MO advinda da erosão das margens do rio. Segundo Dias e Lima (2004), a MO é de ocorrência natural no ambiente, em especial, dentre os mais variados tipos de solos, resultado do intemperismo químico de minerais de silicato formadores de rochas. Conforme ainda expõe o autor, a contribuição de MO no recurso hídrico deve-se aos processos de lixiviação de solos estimulados pelas chuvas e escoamento superficial, na qual são percolados para os corpos d'água, transportando a MO tanto em sua forma dissolvida como particulada.

5.2.5 Acidez Total

Conforme Tabela 8, os teores médios de acidez apresentaram valor mínimo de $4,7 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P1) e, valor máximo de $5,6 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P2). Ainda, conforme registro gráfico (Figura 14), as variações espaciais e temporais mostraram que as concentrações de acidez foram ligeiramente maiores para o período de maior volume de chuva. Os dados expressos mostraram certa linearidade entre os pontos amostrados, conforme trajeto do rio e discrepância entre os meses de avaliação. O teor mais elevado de acidez foi obtido durante a 3ª coleta no ponto (P2), o que pode indicar uma possível fonte de poluição pontual, possivelmente advinda de moradias de ribeirinhos às margens do rio e do comércio local através de esgotos não tratados. Em contrapartida, houve um significativo declínio na concentração dos quatro pontos amostrados da 5ª coleta, em comparação aos demais meses, o que pode ser justificado pelo fato do período ser caracterizado como o de maior estiagem e, portanto, com mínima tendência a precipitações e carreamento de materiais contaminantes para o corpo d'água, em comparação aos demais períodos amostrados.

Figura 14 – Variação espacial e temporal da acidez total das águas do recurso hídrico em estudo.



Geralmente o dióxido de carbono (CO_2) dissolvido é tido como o maior componente da acidez em águas. Apesar de as formas de acidez basearem-se em função do pH, ou seja, para águas com $\text{pH} < 4,5$ a acidez é caracterizada pela presença de ácidos minerais fortes e, em pH entre 4,5 e 8,2, é resultante da acidez carbônica (LIBÂNIO, 2005).

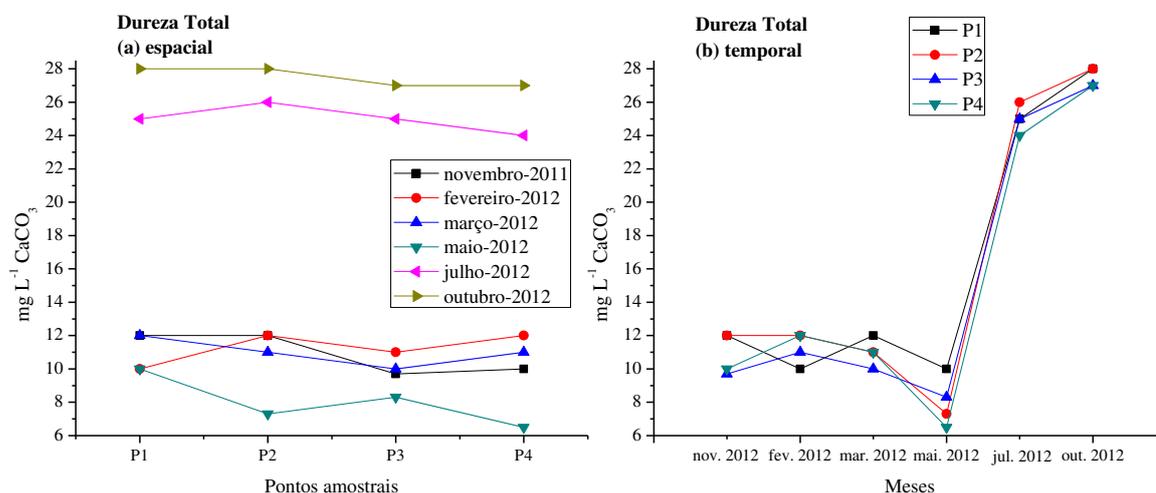
Desta forma, como exposto acima, todos os valores de pH registrados em todos os pontos do curso do rio e período de estudo compreenderam uma faixa próxima à neutralidade, evidenciando, portanto, que a acidez obtida é decorrente do ácido carbônico.

5.2.6 Dureza Total

Os valores médios registrados na Tabela 8, variaram entre $15,1 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P4) e $16,2 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P1). Dentre os valores medidos individualmente para cada coleta e, para cada ponto de amostragem, pode-se observar que até a 3ª coleta, as concentrações permaneceram constantes. Subsequentemente, na 4ª coleta (P2, P3 e P4) houve uma queda aparente das concentrações no período e, em contrapartida, na 6ª coleta, esses teores elevaram-se bruscamente em todos os pontos amostrados, registrando concentração máxima de $28,0 \text{ mg L}^{-1}$ para os pontos (P1 e P2). As variações

podem ser melhor compreendidas conforme as representações espaciais e temporais expostas na Figura 15.

Figura 15 – Variação espacial e temporal da dureza total das águas do recurso hídrico em estudo.



Comumente a origem da dureza é de ordem natural ocasionada pela dissolução de rochas calcárias, compostas principalmente pelos elementos cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) e, em menor grau, devido ao lançamento de efluentes industriais (LIBÂNIO, 2005). No presente estudo, avaliou-se o teor de dureza total nas águas, a qual é definida como a soma das concentrações dos sais de cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}), podendo ainda ser representada pelos íons carbonato (CO_3^{-2}) e íons bicarbonato (HCO_3^-), chamada de dureza temporária ou pelos íons sulfato (SO_4^{-2}), cloreto (Cl^-) entre outros ânions de acidez mineral, chamada de dureza permanente (ARANA, 2004).

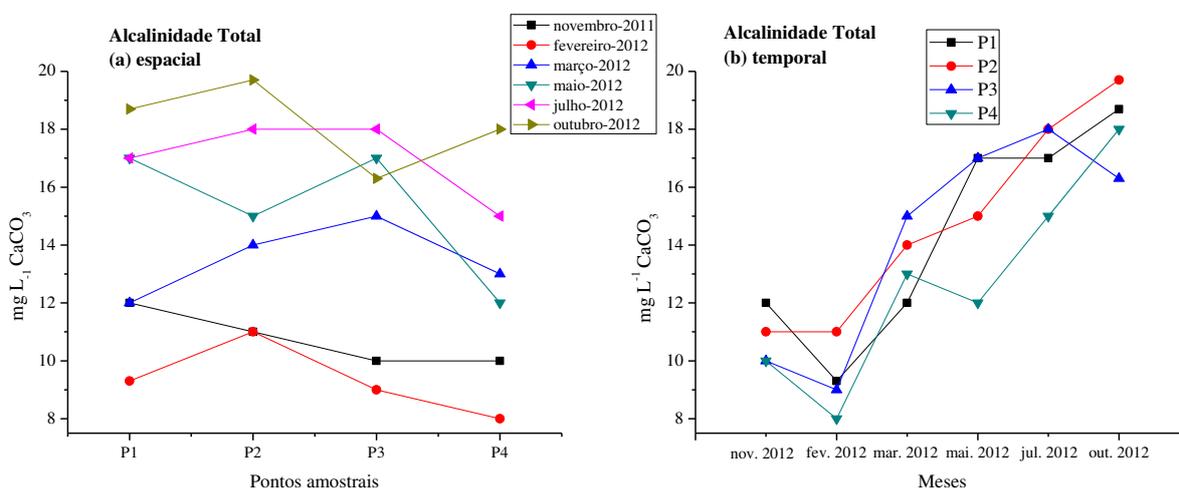
As águas superficiais no Brasil apresentam, em sua grande porção, características brandas ou moderadamente duras, não ultrapassando 100 mg L^{-1} (LIBÂNIO, 2005). A Resolução 357/2005 do CONAMA não referencia este parâmetro. Entretanto, a Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde estabelece para a dureza o teor de 500 mg L^{-1} em termos de CaCO_3 como valor máximo permitido para água potável (BRASIL, 2004a). Os valores, portanto, encontrados no presente estudo não ultrapassaram 28 mg L^{-1} de CaCO_3 e, por isso, as águas da Sub-Bacia podem ser classificadas como brandas ou moles segundo afirma Richter e Netto (2007), não apresentando restrição quanto ao seu uso.

5.2.7 Alcalinidade Total

Os valores médios encontrados para a alcalinidade total (Tabela 8) nos quatro pontos de amostragem durante o intervalo de estudo variaram entre $12,7 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P4) a $14,8 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P2). Observou-se que os menores valores foram registrados durante a 2ª coleta, a qual anteriormente foi marcada por elevadas precipitações, supondo assim, que o fator de diluição nos períodos chuvosos diminuiu as concentrações dos íons carbonato e bicarbonato, provenientes das rochas calcárias da região, com a consequente diminuição das concentrações da alcalinidade.

Variações espaço/tempo podem ser visualizadas na Figura 16, onde os menores valores foram registrados durante a 1ª e 2ª coleta (novembro e fevereiro) entre os quatro pontos de amostragem, decorrentes dos altos volumes de chuvas registradas na região. Após este intervalo, houve um aumento gradual das concentrações no período de estudo, podendo este comportamento ser explicado pela redução das chuvas, em especial para o mês de julho (5ª coleta), tido como de maior estiagem.

Figura 16 - Variação espacial e temporal da alcalinidade total das águas do recurso hídrico em estudo.



A alcalinidade da água é proveniente principalmente da presença de sais de ácidos fracos. No presente trabalho, a alcalinidade foi medida em termos de alcalinidade total, ou seja, em concentrações de hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos, manifestados em função do pH e, expressa em termos de CaCO_3 . Assim, como os valores médios de

pH registrados para os quatro pontos de amostragem no decorrer do estudo ficaram próximos da neutralidade (pH 7,0), relata que a alcalinidade encontrada nas águas em estudo, deve-se exclusivamente à presença de íons bicarbonatos (HCO_3^-), principalmente de cálcio (Ca^{+2}) e magnésio (Mg^{+2}) (LIBÂNIO, 2005).

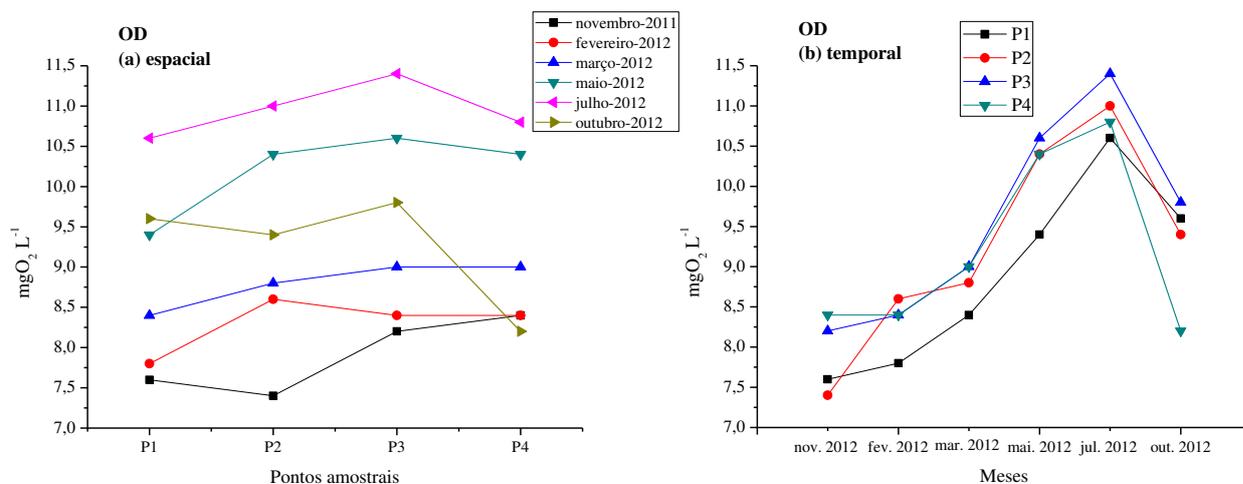
5.2.8 Oxigênio Dissolvido (OD)

No presente estudo, observou-se que as médias obtidas de OD (Tabela 8) tiveram pouca variação entre os períodos, de $8,9 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P1) a $9,6 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P3). O valor mínimo gerado em sua determinação foi de $7,4 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P2) da 1ª coleta, enquanto o valor máximo foi registrado em $11,4 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P3) da 5ª coleta.

Baseado na Figura 17, em suas variações espaciais e temporais durante o intervalo da 1ª a 5ª coleta, notou-se um considerável aumento gradativo e ascendente das concentrações de OD, tanto em relação aos meses amostrados como da ordem do percurso do rio, obtendo assim, uma linearidade entre os pontos. A figura 17 também registra que as concentrações de OD foram mais significativas no período de maior estiagem, principalmente para o mês de julho (5ª coleta) quando comparada ao período chuvoso. Haja vista, durante a 6ª coleta houve uma aparente queda nas concentrações de OD devido ao volume de chuvas que caiu sobre a região de amostragem.

A redução na concentração de OD como se observou nos dois primeiros meses de amostragem e, em especial, para os pontos (P1 e P2), pode ser decorrente de uma provável poluição orgânica de origem antrópica neste trecho do rio, a qual esta diretamente relacionada às fontes pontuais de possíveis lançamentos de esgotos não tratados; no P1 pode estar relacionada à Estação de Captação de Água Bruta ETH – Bionergia S/A no local e moradia de ribeirinhos às margens do rio; no P2, associada principalmente a moradias de ribeirinhos as margens do rio. No entanto, mesmo com esta aparente diminuição de OD, os resultados são satisfatórios, pois, a vida da biota aquática somente é possível em concentrações de OD na ordem de 4 mg L^{-1} .

Figura 17 – Variação espacial e temporal de OD das águas do recurso hídrico em estudo.



Em suma, todos os valores de OD mantiveram-se dentro dos limites estabelecidos pela Resolução 357/2005 do CONAMA, que preconiza faixa mínima de OD de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2005), o que significa que a concentração de OD nos trechos avaliados foi considerada satisfatória para a manutenção da vida aquática.

5.2.9 Condutividade Elétrica (CE) e Sólidos Totais Dissolvidos (STD)

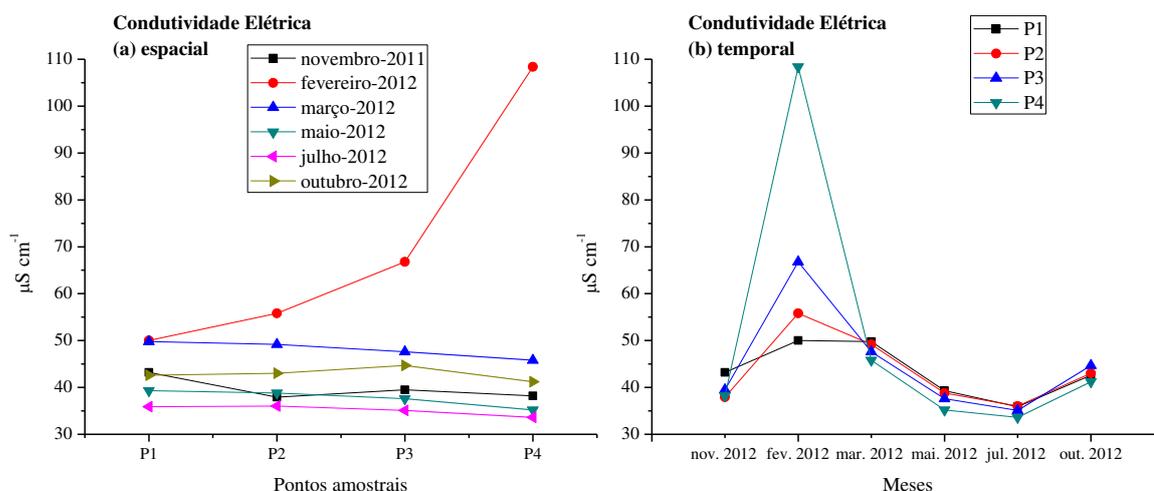
Os parâmetros avaliados de CE e STD apresentaram comportamentos análogos, tanto em suas variações espaciais, em relação ao trajeto dos pontos no corpo d'água, como temporais, em relação aos meses amostrados indicando que podem estar correlacionados entre si. As Figuras 18 e 19 revelam uma distribuição relativamente homogênea em proporção aos pontos amostrados e, em decorrência ao período de estudo, com exceção do P4 (2ª coleta) de amostragem na qual se observa uma elevada ascendência de suas concentrações quando comparada aos demais pontos.

Conforme Tabela 8, os valores médios de condutividade elétrica registrada dentro do período de estudo, ficaram próximos entre si, variando de $43,5 \mu\text{S cm}^{-1}$ nos pontos (P1 e P2) a $50,4 \mu\text{S cm}^{-1}$ no ponto (P4).

O aumento de condutividade, representada em termos espaço/tempo (Figura 18), ocorreu em especial para o segundo mês de amostragem (2ª coleta), com valor máximo registrado de $108,4 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P4). Observa-se gradual diminuição de condutividade a partir do quarto mês de avaliação (4ª coleta), sendo que o mês de julho

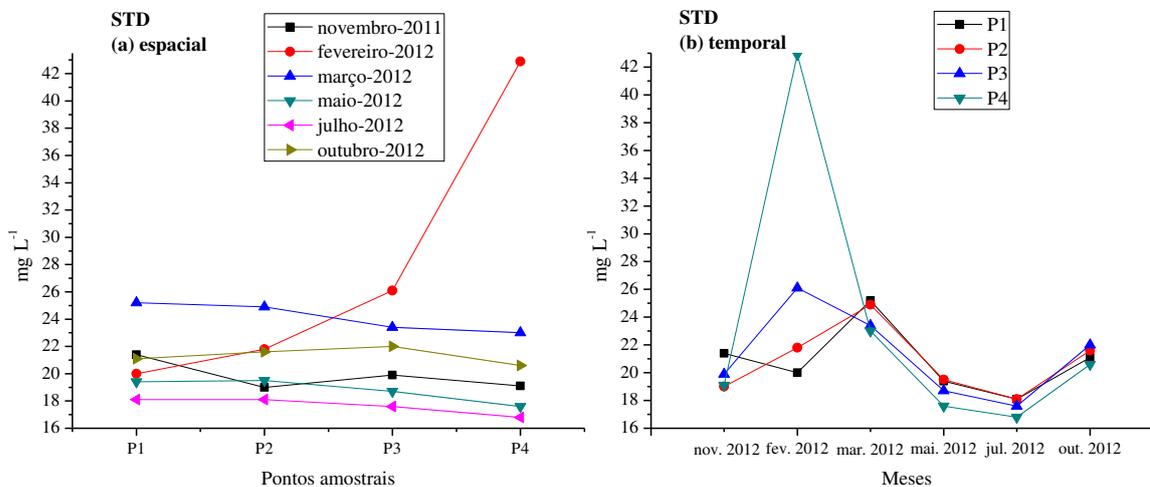
(5ª coleta) registrou os menores valores, caracterizado pelo período de maior estiagem. Conseqüentemente, após a queda nas concentrações de CE no período da 5ª coleta, estas voltaram a se elevar na 6ª coleta, como consequência da ocorrência do volume de chuvas que caiu sobre a região anteriormente ao dia de amostragem, o que ficou evidente no presente trabalho, que os maiores valores desse parâmetro foram associados à maior precipitação e o conseqüente transporte de materiais para o corpo de água.

Figura 18 – Variação espacial e temporal da CE das águas do recurso hídrico em estudo.



Por sua vez, os valores médios de STD (Tabela 8) registrados no período de estudo para os quatro pontos de amostragem, ficaram próximos entre si, variando de 20,8 mg L⁻¹ no ponto (P2) a 23,3 mg L⁻¹ no ponto (P4). O maior valor apresentado de CE assim como para STD foi durante a avaliação no ponto (P4) da 2ª coleta, gerando uma concentração de 42,9 mg L⁻¹.

Figura 19 – Variação espacial e temporal de STD das águas do recurso hídrico em estudo.



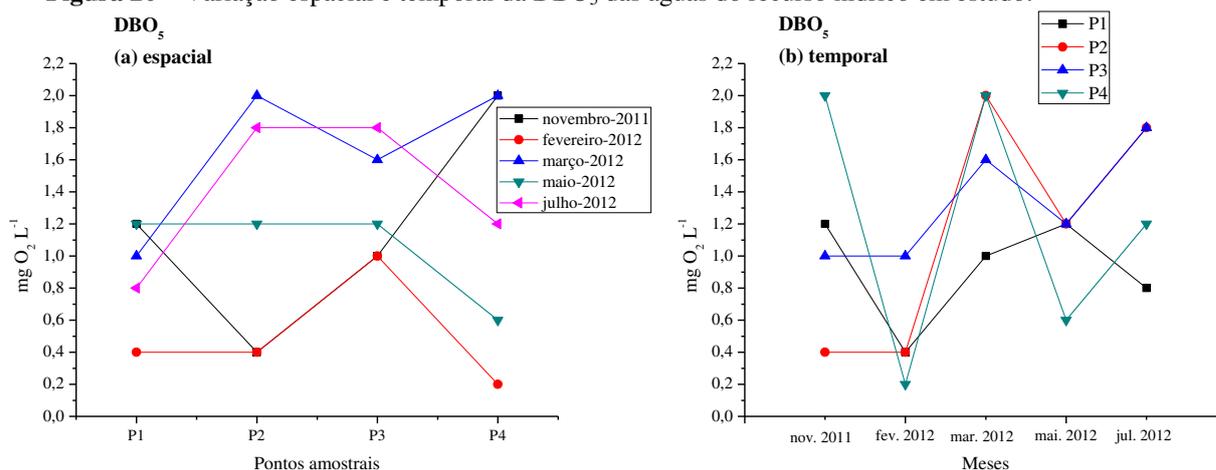
O comportamento similar entre os parâmetros CE e STD no decorrer do estudo podem estar associado ao processo de erosão natural do solo, intemperismo das rochas, além do recebimento de efluentes principalmente decorrentes das chuvas que antecederam as coletas, a qual provoca o carreamento superficial de poluentes para o curso d'água contribuindo para a dissolução da carga poluidora (PAIVA e SOUZA, 2010). Conforme ainda relata o autor, à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados à água, maior será o valor da condutividade.

A Resolução 357/2005 do CONAMA estabelece como padrão de qualidade valores máximos permitidos para STD em águas doce, considerando as três Classes, de até 500 mg L^{-1} e, em comparação a Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde esta, estabelece valor máximo de 1000 mg L^{-1} de STD para águas de consumo humano (BRASIL, 2006). Em suma, todas as concentrações obtidas no intervalo de estudo ficaram bem abaixo do teor exigido pela legislação brasileira.

5.2.10 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5)

A Figura 20 apresenta os resultados das variações espaciais e temporais da DBO_5 . Todos os valores médios da DBO_5 dos quatro pontos analisados não excederam a $1,3 \text{ mg L}^{-1}$ (P3), tendo concentração média mínima de $0,92 \text{ mg L}^{-1}$ (P1). Em todas as concentrações avaliadas individualmente no período de estudo e, em todos os pontos amostrados, estas não excederam a $2,0 \text{ mg L}^{-1}$, apresentando ainda um valor mínimo de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$, indicando que ficaram bem abaixo do limite (5 mg L^{-1}) preconizados pela Resolução 357/2005 do CONAMA (BRASIL, 2005). Os resultados representados na Figura 20 revelam os valores das variações espaciais e temporais da DBO_5 , em suas variadas discrepâncias, principalmente durante os meses de avaliação.

Figura 20 – Variação espacial e temporal da DBO_5 das águas do recurso hídrico em estudo.

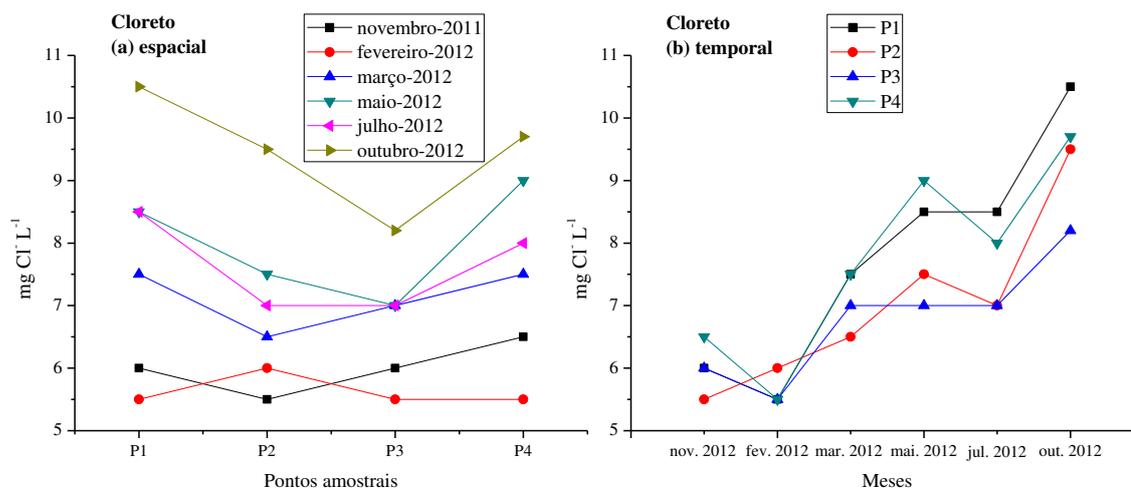


Diante dos resultados apresentados, fica descartada qualquer hipótese de contaminação das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema em relação a este parâmetro.

5.2.11 Cloreto

Conforme exposto na Tabela 8, os valores médios dos íons cloretos ficaram próximos entre si, variando de $6,8 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P3) a $7,8 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P1). Os registros gráficos espaciais medidos no decorrer do estudo também apresentaram baixos teores, onde os menores valores podem ser visualizados nas determinações dos pontos (P1, P3 e P4) da 2ª coleta e, do ponto (P2) da 1ª coleta.

A Figura 21 apresenta as variações espaciais e temporais do íon cloreto, onde a maior concentração do íon obtido pode ser visualizada no ponto (P1) da 6ª coleta, cujo aumento foi acompanhado para os demais pontos de amostragem da coleta em questão. Pode-se assim justificar que esse aumento de concentração foi decorrente das chuvas que antecederam a 6ª coleta durante o mês de outubro (após um longo período de estiagem), fazendo com que inúmeras partículas, devido ao processo de lixiviação pelo solo provocada pelas chuvas, fossem lançadas para os corpos d'água, aumentando os níveis do íon. Os registros gráficos também evidenciam uma redução gradativa dos valores ao longo do percurso do rio, assim, os maiores valores foram obtidos no primeiro ponto de amostragem (P1). Notou-se que houve um considerável aumento nos teores de cloreto conforme as variações temporais, embora com algumas variações dentre os meses amostrados, sendo relacionado esse aumento principalmente devido ao período de maior estiagem, compreendendo assim, os meses de maio e julho (4ª e 5ª coleta). Subsequente, nos períodos chuvosos de estudo observou-se ao inverso, ou seja, houve um aumento significativo nas concentrações dos íons cloretos. Assim, quanto maior a ocorrência de volumes de chuvas anteriormente a amostragem, menor o valor encontrado do íon cloreto.

Figura 21 – Variação espacial e temporal de íons cloreto das águas do recurso hídrico em estudo.

Comumente, o íon cloreto se faz presente na maioria das águas naturais e, também é resultado do contato com os resíduos de origem domésticos e industriais, além da introdução de matérias minerais (LIBÂNIO, 2005).

Conforme Resolução 357/2005 do CONAMA, o valor máximo estabelecido para o íon cloreto (Cl^-) é de 250 mg L^{-1} (BRASIL, 2005). Este mesmo valor também é adotado para o padrão de potabilidade segundo a Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004a). Portanto, no presente estudo os valores encontrados de íons cloreto na água estão todos bem abaixo do nível permitido, não apresentando qualquer risco para a população quanto a sua destinação.

5.2.12 Sólidos Totais (ST)

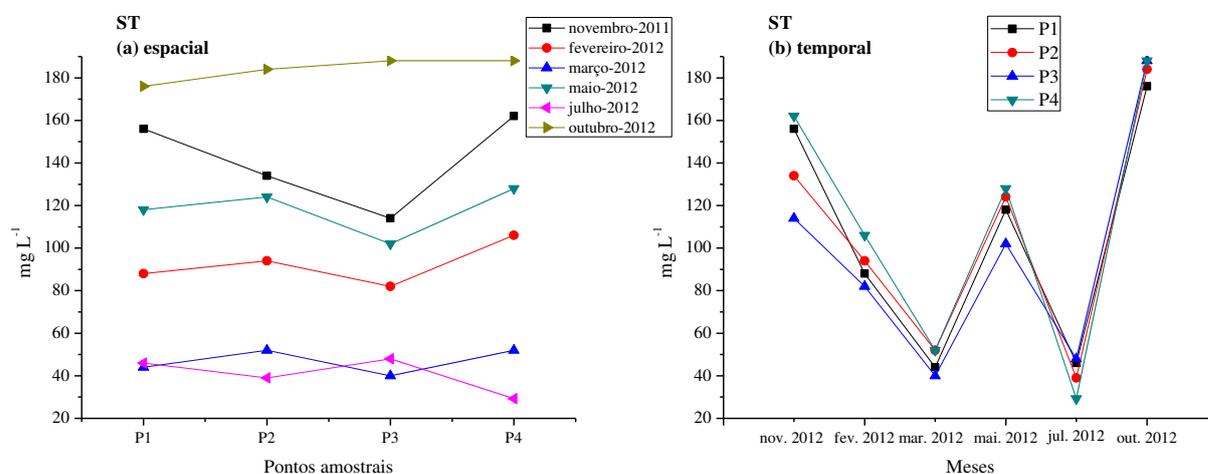
As concentrações médias de ST conforme Tabela 8, variaram entre $95,7 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P3) e, $110,9 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P4), levando em consideração o intervalo de estudo. Conforme as variações espaciais e temporais (Figura 22), os pontos amostrados durante a 6ª coleta, 1ª coleta e, posterior 4ª coleta, respectivamente, originaram os maiores valores de ST, registrando concentração máxima de $188,0 \text{ mg L}^{-1}$ dentro dos pontos (P3 e P4) da 6ª coleta. Os menores teores foram obtidos durante o período de avaliação da 3ª e 5ª coleta, sendo os correspondentes meses de avaliação caracterizados

como de maior estiagem, obtendo valor mínimo de $29,3 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P4) da 5ª coleta.

O parâmetro de análise de turbidez deveria como já mencionado, estar de certa forma associada aos sólidos totais (ST), ou seja, as duas variáveis deveriam apresentar entre si qualquer similaridade. Embora, segundo Brasil (2006), um meio pode estar representado por uma elevada concentração de sólidos totais, contudo sua turbidez possa ser praticamente nula. Entretanto, não foi o que aconteceu quando se compara as Figuras 12 e 22 de turbidez e ST, respectivamente.

Em comparação a turbidez, o volume das chuvas nos períodos de amostragem exerceu grande influência sobre os valores de ST, proporcionando certo grau de elevação nas concentrações, representadas, assim, pela 6ª, 1ª e 4ª coleta, respectivamente. Embora, observou-se que a incidência do maior volume de chuvas dentre os meses de amostragem, fez com que diminuísse os teores de ST, como resultado do processo de diluição dos materiais particulados e suspensos que os corpos d'água sofrem ao receberem essa grande massa de água. Essa afirmação pode ser explicada quando comparamos a 6ª coleta com a 1ª e/ou 4ª coleta. Assim, durante o período de avaliação da 6ª coleta, o índice pluviométrico foi bem menor em relação à 4ª e 1ª coleta, respectivamente. Conseqüentemente, essa menor entrada de água, embora significativa, fez com que permitisse a entrada de materiais particulados pelas margens do rio para o corpo d'água, embora sem a etapa de diluição sofrida dentro da 4ª e 1ª coleta, elevando assim, as medidas de ST no período de avaliação da 6ª coleta.

Figura 22 – Variação espacial e temporal de ST das águas do recurso hídrico em estudo.



O aumento de ST proporcional ao período de precipitação pode ser explicado devido à erosão das margens do rio e, posterior carreamento de carga orgânica (partículas) para o corpo d'água da Sub-Bacia.

Como expõe Brasil (2006), a presença de sólidos em um ambiente aquático se deve a fatores naturais, como também através dos processos de lixiviação e erosão, da presença de organismos e detritos orgânicos, ou ainda por meio de atividades antrópicas, resultado do lançamento de lixo e esgotos. A Resolução 357/2005 do CONAMA, no entanto, não estabelece limite máximo para o parâmetro ST.

5.2.13 Fósforo Total e Nitrogênio Total

Como observado na Tabela 8, as concentrações médias de fósforo total tiveram pouca variação entre si, de 0,03 mg L⁻¹ no ponto (P2) a 0,05 mg L⁻¹ no ponto (P4).

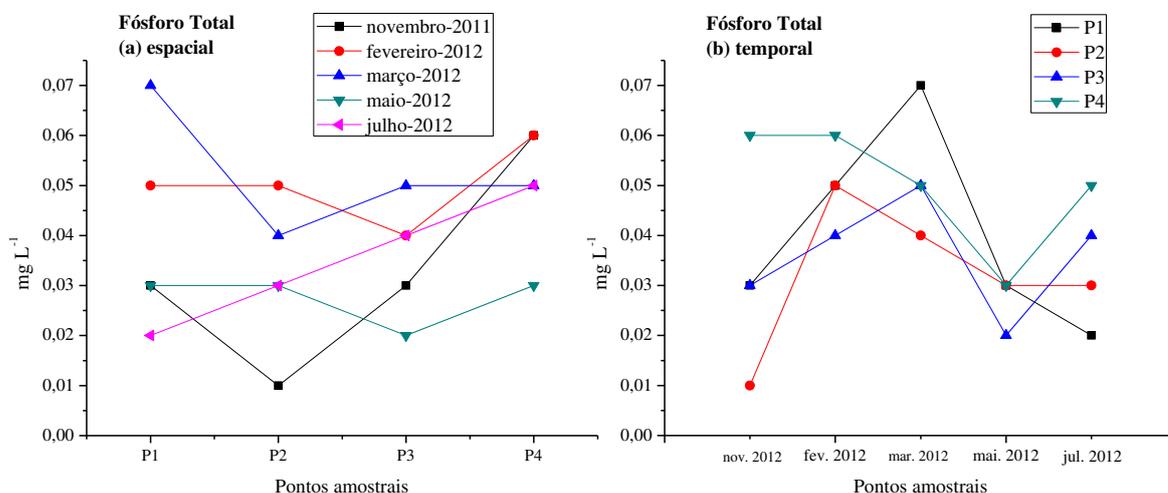
Por sua vez, os valores representados na Figura 23, apresentaram discrepâncias tanto em suas representações espaciais quanto temporais que variaram de 0,01 a 0,07 mg L⁻¹. Os resultados apresentados mostraram pouca variação espacial e temporal dentre os meses de maior estiagem (maio e julho). Já no período de ocorrência das chuvas (novembro, fevereiro e março), foi observada uma maior variação entre as estações. A concentração mais elevada de fósforo foi obtida no mês de março (3ª coleta) no ponto (P1), consequência das frequentes e fortes chuvas que procederam no mês de fevereiro.

As maiores variações observadas no período chuvoso, no entanto, podem ser justificadas devido a um maior escoamento superficial de áreas agrícolas que fazem uso constante de corretivos do solo, além de suplementos minerais ou rações para engorda de bovinos. Conforme expõe Oliveira et al., (2008), concentrações de fósforo presentes nos corpos d'águas podem indicar uma subsequente alteração da sua qualidade por duas diferentes fontes, como degradação e atividade fotossintética.

Haja vista, diante das concentrações obtidas individualmente de fósforo no intervalo de estudo para águas naturais não poluídas estas, encontram-se na faixa de 0,01 a 0,07 mg L⁻¹. Dessa forma, relata que todos os valores obtidos em estudo para fósforo total, estão em conformidade com a Resolução 357/2005 do CONAMA, a qual

estabelece limite de $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ para águas, Classe 2 (BRASIL, 2005).

Figura 23 – Variação espacial e temporal de fósforo total das águas do recurso hídrico em estudo.



Durante a realização das medidas de nitrogênio para todo o período de avaliação (Tabela 8), não foi possível detectar as concentrações do elemento, indicando que os teores existentes nas amostras de água encontravam-se bem abaixo do limite de quantificação (LQ) do equipamento ($0,20 \text{ mg L}^{-1}$), caracterizando dessa forma, uma água de boa qualidade, não havendo, portanto, nenhuma restrição típica referente ao seu uso quanto a este parâmetro. A Resolução 357/2005 do CONAMA, estabelece limite para o nitrogênio amoniacal total de $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ para águas doce de rios, Classe 2.

5.3 DETERMINAÇÃO DE Al, Cd, Fe, Pb E Zn

Devido às inúmeras formas de íons metálicos presentes no meio ambiente e, por estes exibirem diferentes propriedades químicas, a medida das concentrações individuais acaba tornando-se uma prova inestimável para o entendimento de suas causas e consequências. Para realizar o controle da poluição das águas de rios por metais pesados, assim como procedeu para a avaliação das variáveis físico-químicas, utilizou-se dos padrões de qualidade, que teve por objetivo definir os limites de concentração a que cada substância presente na água deve obedecer. Os resultados

gerados dos elementos traços dentro do período de estudo encontram-se representadas na Tabela 9 a seguir:

Tabela 9 – Variações médias das concentrações dos metais encontrados no período de estudo.

Metais	Al	Cd	Fe	Pb	Zn	Metais	Al	Cd	Fe	Pb	Zn
Unidade			mg L ⁻¹			Unidade			mg L ⁻¹		
LQ	0,01	0,01	0,01	0,01	0,005	LQ	0,01	0,01	0,01	0,01	0,005
1 ^a coleta	0,90	NA	0,78	0,03	0,06	1 ^a coleta	ND	NA	1,08	0,13	0,15
2 ^a coleta	ND	NA	0,91	ND	0,06	2 ^a coleta	ND	NA	0,89	0,15	0,02
P1 3 ^a coleta	ND	NA	0,64	0,03	0,06	P2 3 ^a coleta	ND	NA	0,74	ND	0,05
4 ^a coleta	ND	ND	0,71	0,03	0,21	4 ^a coleta	ND	ND	0,73	0,08	0,04
5 ^a coleta	ND	ND	0,53	0,01	ND	5 ^a coleta	ND	ND	0,56	0,04	ND
6 ^a coleta	ND	ND	2,23	ND	0,16	6 ^a coleta	ND	ND	2,11	ND	0,16
Média	-	-	0,97	0,02	0,11	Média	-	-	1,02	0,10	0,08
1 ^a coleta	ND	NA	1,25	ND	0,09	1 ^a coleta	0,22	NA	0,98	0,05	0,02
2 ^a coleta	ND	NA	1,13	0,14	0,06	2 ^a coleta	ND	NA	0,91	0,01	0,03
P3 3 ^a coleta	ND	NA	0,62	0,04	0,01	P4 3 ^a coleta	ND	NA	0,68	ND	0,01
4 ^a coleta	ND	ND	0,68	0,06	0,02	4 ^a coleta	ND	ND	0,79	0,06	0,02
5 ^a coleta	ND	ND	0,59	ND	0,01	5 ^a coleta	ND	ND	0,47	0,04	0,01
6 ^a coleta	ND	ND	1,99	ND	0,21	6 ^a coleta	ND	ND	1,61	ND	0,13
Média	-	-	1,04	0,08	0,07	Média	-	-	0,91	0,04	0,04

ND – Não Detectado; NA – Não Analisado; LQ – Limite de Quantificação.

5.3.1 Alumínio (Al)

Conforme as concentrações de Al avaliadas no trabalho e, representadas na Tabela 9, somente durante a 1^a coleta (P1 e P4) foram registrados valores de concentrações do íon metálico Al presentes nas águas amostradas. Assim, com exceção dos pontos (P1 e P4) da 1^a coleta, as concentrações do metal analisado correspondentes aos demais pontos e coletas efetuadas no período de estudo apresentaram-se abaixo do LQ do aparelho EEA/Chama (0,01 mg L⁻¹) e, dessa forma, não foi possível a sua detecção nas correspondentes amostras de água.

A Resolução 357/2005 do CONAMA preconiza valor máximo de Al para águas de rio, Classe 2 de 0,1 mg L⁻¹ (BRASIL, 2005). Já a Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde, estabelece teor máximo admissível de 0,2 mg L⁻¹ para Al (BRASIL, 2004a). Assim, o maior teor do elemento registrado na 1^a coleta exibiu valores acima do limite estabelecido pelo presente órgão, registrando 0,90 mg L⁻¹ para o ponto (P1) e, menor teor de 0,22 mg L⁻¹ para o ponto (P4).

Verifica-se que a presença do metal no corpo d'água do rio em estudo, ocorreu de forma pontual, o que pode ter refletido nas influências do índice pluviométrico, pois o mês de novembro foi caracterizado como o trimestre mais chuvoso na região, em comparação ao período de maior estiagem (julho). Segundo Farias (2006), o Al se faz presente nas águas superficiais por meio da acidificação destas, consequência do lançamento de efluentes agrícolas, urbano e industriais, além de lixiviação do solo e chuva ácida.

5.3.2 Cádmio (Cd)

No decorrer das três primeiras coletas, conforme Tabela 9 não foram determinadas as medidas do elemento metálico. Somente foram avaliadas durante a 4ª, 5ª e 6ª coleta. No entanto, as concentrações do íon analisado para as respectivas coletas efetuadas encontraram-se abaixo do LQ do equipamento EEA/Chama ($0,01 \text{ mg L}^{-1}$).

O íon metálico Cd é altamente solúvel em meio aquoso onde a maior preocupação em relação à contaminação traço do metal é por via alimentar decorrente principalmente de atividades industriais, agrícolas e mineradoras, além da emissão de gases de escapamentos de automóveis (PINTO et al., 2004). Baseado em Mortvedt (1987), as rochas fosfatadas utilizadas na fabricação de fertilizantes são as principais causas de contaminação com Cd em solos agrícolas. Júnior et al., (2008) complementa ao afirmar que a contribuição do elemento pode advir tanto de fontes antropogênicas como de origem natural do solo, embora seja um íon metálico muito originário de atividades antropogênicas.

Em suma, os valores obtidos do metal Cd em todos os pontos amostrados e avaliados estão em conformidade com a Resolução 357/2005 do CONAMA, indicando uma boa qualidade da água do rio para esse parâmetro, na qual preconiza concentração máxima de $0,001 \text{ mg L}^{-1}$ para águas de rio, Classe 2 (BRASIL, 2005).

5.3.3 Chumbo (Pb)

A Tabela 9 apresenta as variações médias das concentrações de Pb das águas

avaliadas no intervalo de estudo, oscilando entre $0,02 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P1) e $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P2). O limite permissível de chumbo pela Resolução 357/2005 do CONAMA em águas de rio, Classe 2, é de $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ (BRASIL, 2005). Assim, conforme representada na Tabela 9, pôde-se observar que os valores encontrados para os quatro pontos no decorrer do estudo, apresentaram variáveis ao longo dos pontos de amostragem, tanto em suas variações espaciais como temporais, registrando entre $0,01$ a $0,15 \text{ mg L}^{-1}$, onde as concentrações de alguns pontos no decorrer das coletas apresentaram abaixo do LQ do equipamento EEA/Chama ($0,01 \text{ mg L}^{-1}$). Em contrapartida, notou-se altas concentrações do elemento na maioria dos pontos amostrados, somente com exceção dos pontos (P1) da 5ª coleta e (P4) da 2ª coleta. Todas as determinações das amostras de água durante a 6ª coleta encontraram-se abaixo do LQ do aparelho ($0,01 \text{ mg L}^{-1}$).

Este parâmetro, portanto, refletiu pouca relação com os períodos correspondentes às chuvas. Relata Munhoz (2010), que o chumbo é fracamente lixiviado e, devido ao fato deste apresentar-se adsorvido à matéria orgânica, adentra lentamente nas águas naturais como resultado da erosão do solo, cuja maior interação do metal se apresenta nos sedimentos. Conforme expõe Libânio (2005), vários metais pesados, entre eles, o Pb, são comumente dispostos em sua forma dissolvida em águas naturais, consequência do lançamento de resíduos industriais e lixiviação provocada principalmente por atividades mineradoras. Munhoz (2010) ainda complementa ao dizer que sua origem no meio ambiente é decorrente em especial do uso de pesticidas e fertilizantes, dos processos de combustão do carvão e óleo, fundição, de resíduos urbanos e industriais, além do uso de rações como suplemento nutricional para bovinos.

Em suma, a presença de Pb em águas, mesmo em baixas concentrações, é reconhecida por seu efeito tóxico com propriedades carcinogênico, uma vez que este não apresenta nenhuma função fisiológica. Entretanto, além de alterar consideravelmente a qualidade da água da Sub-Bacia, torna-se prejudicial tanto para a vida do ecossistema aquático quanto para a saúde humana.

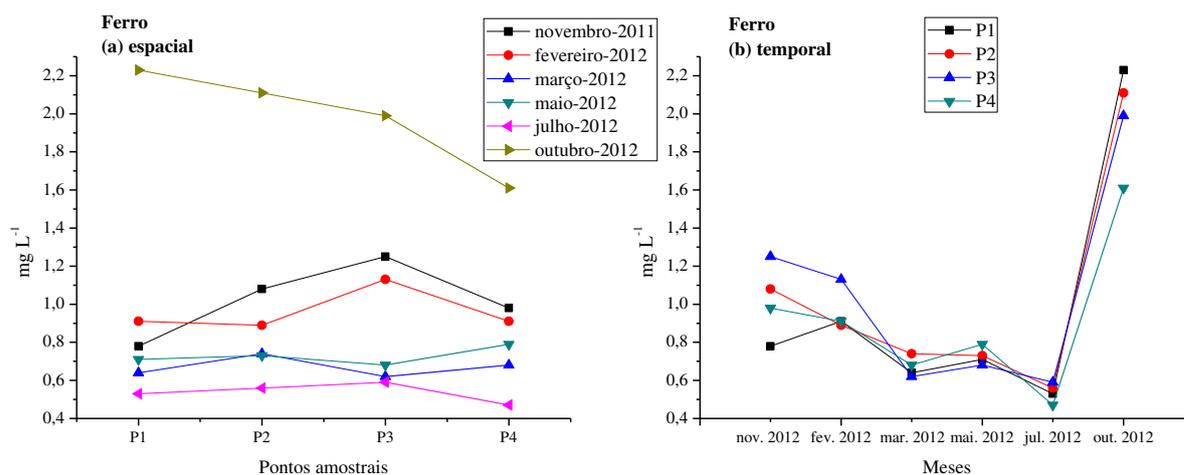
5.3.4 Ferro (Fe)

Conforme as variações médias das concentrações de Fe representadas na Tabela

9, observa-se que todos os valores obtidos em todos os pontos amostrados durante o período de estudo, excederam os limites estabelecidos pela Resolução 357/2005 do CONAMA, que preconiza valor máximo de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ para águas de rio, Classe 2 (BRASIL, 2005).

As concentrações do íon metálico apresentaram teor mínimo de $0,47 \text{ mg L}^{-1}$ durante a 5ª coleta (P4), compreendidas pelo período de maior estiagem, sendo a máxima de $2,23 \text{ mg L}^{-1}$ durante a 6ª coleta (P1) período compreendido pela ocorrência de volume de chuvas. Em contrapartida, houve pouca variação média dos teores de Fe dentro do intervalo de estudo, variando de $0,91 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P4) e $1,04 \text{ mg L}^{-1}$ no ponto (P3). Para uma melhor visualização, a Figura 24 apresenta as variações espaciais e temporais de ferro das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema no intervalo de estudo.

Figura 24 – Variação espacial e temporal de ferro das águas do recurso hídrico em estudo.



Como exposto na Figura 24, as concentrações obtidas para o elemento Fe foram influenciadas pelo índice pluviométrico, visto que as concentrações do íon metálico apresentaram-se maiores no período de maior volume de chuvas. Tal fundamento está relacionado ao processo de lixiviação e, posterior, escoamento superficial de áreas agrícolas contendo resíduos originados de fertilizantes, agrotóxicos, entre outros corretivos do solo que contenha Fe em suas composições. O processo provoca a posterior acumulação desses materiais no sedimento.

Baseado em Júnior et al., (2008), o elemento Fe se faz muito presente em suplementos minerais para bovinos. Além disso, outro fator essencialmente contribuidor é sua presença natural no solo, exercendo certa influência e contribuição nas

concentrações das águas superficiais. Pois, como expõe Libânio (2005), o componente Fe tem sua origem provocada essencialmente por dissolução provinda de compostos minerais de rochas e solos. Já Farias (2006) afirma que as fontes naturais de Fe para o ambiente aquático é proveniente tanto do intemperismo das rochas compostas pela bacia de drenagem como pela erosão de solos ricos por esse elemento.

5.3.5 Zinco (Zn)

Constam na Tabela 9, os valores de Zn encontradas nas águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema durante o período de estudo. As concentrações obtidas do íon metálico apresentaram discrepâncias durante o intervalo de estudo, tanto em suas variações espaço/tempo, variando entre 0,01 mg L⁻¹ como o menor teor encontrado e, 0,21 mg L⁻¹ como o maior teor. As variações médias permaneceram entre 0,04 mg L⁻¹ (P4) e, 0,11 mg L⁻¹ (P1) considerando os meses de avaliação em estudo. Durante a 5ª coleta, observou ainda, que as concentrações dos pontos (P1 e P2) apresentaram-se abaixo do LQ do aparelho EEA/Chama (0,005 mg L⁻¹). E, somente durante o período de avaliação da 4ª coleta (P1) e, posterior 6ª coleta (P3), os valores gerados ultrapassaram o limite estabelecido pela Resolução 357/2005 do CONAMA para águas de rio, Classe 2 (0,18 mg L⁻¹) (BRASIL, 2005).

Em geral, o elemento Zn é de ocorrência muito comum em águas superficiais naturais apresentando concentrações inferiores a 10 µg L⁻¹ (CETESB, 2011).

Embora o metal Zn também se faça naturalmente presente nos solos, o fato da 4ª coleta ter sido marcada pela ocorrência de chuvas (período de fácil visualização devido à elevação do nível do rio em todo seu percurso), o aumento na concentração do elemento pode ser reflexo do índice pluviométrico, que provocou a erosão do solo e possibilitou o escoamento superficial, carreando inúmeras partículas para dentro do corpo d'água da Sub-Bacia.

Uma vez que este aumento fora extrapolado apenas durante os pontos (P1) e (P3) de amostragem da 4ª coleta e 6ª coleta, respectivamente, conforme regulamentação brasileira, decorrente, portanto, de fonte pontual, podem ser justificadas em especial, pela contribuição antropogênica local devido principalmente às atividades ligadas à

agricultura e pecuária, característica do uso de fertilizantes químicos e suplementos minerais para bovinos a base do elemento químico zinco.

Em contrapartida, a conseqüente diminuição da concentração de Zn encontrada durante as avaliações da 5ª coleta para todos os pontos de amostragem pode ser justificada principalmente, por ser um período compreendido de maior estiagem.

Capítulo 6
CONSIDERAÇÕES FINAIS

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Dentre os parâmetros avaliados no decorrer do estudo, observou-se que sua maioria apresentou fortes interações quando relacionados às fontes difusas e pontuais. As fontes difusas decorreram especialmente da erosão das margens do rio, escoamento superficial de áreas agrícolas, precipitações atmosféricas, além da destruição da cobertura vegetal, em especial, da reserva legal para atender as demandas das atividades da agricultura, do setor sucroalcooleiro e da pecuária bovina. Entre as fontes de poluição difusas destacadas, a variabilidade pluviométrica é reconhecida como o principal fator influenciador da qualidade das águas da Sub-Bacia do rio Ivinhema. Por sua vez, as fontes pontuais foram relacionadas principalmente devido ao lançamento de efluentes domésticos e industriais e resíduos.

Em virtude das baixas concentrações dos parâmetros estudados durante o período de avaliação, principalmente acerca dos parâmetros: fósforo total, turbidez, ST, Cd, Zn e Al (em exceção do Zn para os pontos P1 e P3 da 4^a e 6^a coletas, respectivamente e, Al para os pontos P1 e P4 da 1^a coleta) e, levando em consideração as variações influenciadas pela pluviometria, ficou evidente a boa preservação das APPs nos trechos amostrados, pois, segundo Tundisi e Tundisi (2010), a degradação das áreas de preservação as margens dos rios leva o conseqüente aumento, principalmente dos parâmetros físico-químicos como ST, STD e CE, além de provocar a degradação do manancial, característica do maior carreamento de partículas para dentro deste.

De forma geral, observou-se no decorrer da pesquisa que todos os parâmetros físico-químicos ficaram dentro da normalidade preconizados pela Resolução 357/2005 do CONAMA, Classe 2, caracterizando uma boa qualidade das águas da Sub-Bacia e, não havendo, portanto, nenhuma restrição típica referente ao seu uso.

Em contrapartida, para as determinações dos metais, houve várias desconformidades observadas no decorrer do estudo, baseadas nos limites preconizados pela Resolução 357/2005 do CONAMA, Classe 2. E, considerando a região de estudo como sendo de grande desenvolvimento agrícola e pecuária, devido às implantações de usinas sucroalcooleiras e áreas extensas de plantações de cana-de-açúcar, a presença de íons metálicos como Pb e Zn em águas superficiais pode ser considerada como uma das causas mais prováveis de contaminação por esses elementos.

Contudo, mediante elevadas concentrações encontradas para o Al e Zn e, em particular para o Fe e Pb por causa de suas maiores ocorrências e desconformidades com o padrão CONAMA 357/2005, deve-se dar continuidade ao controle e/ou monitoramento nesses pontos, bem como nos demais espaços do corpo hídrico que fazem parte da Sub-Bacia do rio Ivinhema para saber, assim, a real fonte de poluição e/ou contaminação das águas naturais advindas por esses elementos.

Capítulo 7
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20^a ed. (CD), Washington, D. C., 1998.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Informações Sobre Recursos Hídricos**. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>>. Acesso em: 20 set. 2011.

ANA – Agência Nacional de Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil**. Ministério do Meio-Ambiente/Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos/Agência Nacional de Águas. Cadernos de recursos hídricos 1. Brasília: TDA - Desenho & Arte Ltda., 2005.

ANEEL – AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Diagnóstico da situação do monitoramento da qualidade da água da Bacia da Prata**, 2001.

ANGELIS, C. F.; MCGREGOR, G. R.; KIDD, C. A 3 year climatology of rainfall characteristics over tropical and subtropical South America based on Tropical Rainfall Measuring Mission Precipitation Radar data. **International Journal of Climatology**, v.24, p.385 – 399, 2004.

ARAI, F. K.; GONÇALVES, G. G. G.; PEREIRA, S. B.; COMUNELLO, E.; VITORINO, A. C. T.; DANIEL, O. Espacialização da precipitação e erosividade na Bacia Hidrográfica do Rio Dourados - MS. **Eng. Agríc.**, v.30, n.5, p.922-931, 2010.

ARANA, L. V. **Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura: uma revisão para peixes e camarões**. Tradução de Marlene Alano Coelho, 2^a ed. revisada e ampliada. Florianópolis: Ed. da UFSC, p.23-31, 2004.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2^a ed. Porto Alegre: Bookman, 622p, 2002.

BAIRD, C.; CANN, M. **Química Ambiental**. 4^a ed. Porto Alegre: Bookman, 844p, 2011.

BARROS, V. M. **Potencialidades sul-mato-grossenses**, ed. Oeste: Campo Grande, 165p, 2006.

BIZARRO, V. G. **Teor e Biodisponibilidade de Cádmio em Fertilizantes Fosfatados**. (Dissertação de Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRS. Porto Alegre: RS, p.16, 2007.

BONDY, S. C. The neurotoxicity of environmental aluminum is still an issue. **NeuroToxicology**, v.31, p.575-581, 2010.

BOUZA-DEAÑO, R.; TERNERO-RODRÍGUEZ, M.; FERNÁNDEZ-ESPINOSA, A. J. Trend study and assessment of surface water quality in the Ebro River (Spain). **Journal of Hydrology**, v.361, p.227–239, 2008.

BRADY, J. E.; HUMISTON, G. E. **Química Geral**. 2ª ed. Livros Técnicos e Científicos: RJ, v.1, 1986.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I; CONEJO, J. G. L.; DE BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2ª ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, p.318, 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. 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. **Ministério do Meio Ambiente**, 23p, 2005.

BRASIL. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - **Embrapa Agropecuária Oeste**. Condições Meteorológicas, Estação de Ivinhema/MS. Disponível em: <<http://www.cpao.embrapa.br/clima/index.php/component/search/?searchword=ivinhe ma&ordering=&searchphrase=all>>. Acesso em: 30 de out. de 2012.

BRASIL. Lei n. 9.433: Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e Cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Brasília: 1997. **Diários Oficiais da União**, 08 jan. 1997.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água**. 1ª ed. Brasília: FUNASA, 146p, 2004b.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. Dispõe sobre os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Poder Executivo, Brasília: DF, 26 de mar., 2004.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n.59, Seção 1, p.266-270, 2004a.

_____. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Ministério do Meio Ambiente**, 9p, 2011.

_____. Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano. **Ministério da Saúde**. Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 212p, 2006.

BRITO, L. T. L. **Avaliação dos impactos das atividades antrópicas sobre os recursos hídricos da bacia do Salitre - Bahia e classificação das fontes hídricas**. Universidade Federal de Campina Grande, (Tese Doutorado), 184p, 2003.

CAMPOS, M. L.; DA SILVA, F. N.; NETO, A. E. F.; GUILHERME, L. R. G.; MARQUES, J. J.; ANTUNES, A. S. Determinação de cádmio, cobre, níquel, chumbo e zinco em fosfatos de rocha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.40, n.4, p.361-367, 2005.

CAPOANE, V. **Poluição Hídrica por Dejetos de Suínos: Um Estudo de Caso na Microbacia do Arroio Caldeirão – Palmitinho – RS**. (Tese Graduação). Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, p.33, 2008.

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

CEBALLOS, B. S. O. Determinação de coliformes fecais E. coli pelo método do substrato definidos: alguns inconvenientes. Atualidades técnicas. **Revista de Engenharia sanitária e ambiental**, v.3, n.1, p.9-10, 1998.

CETESB – Centro Tecnológico de Saneamento Básico. **Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem**. Séries Relatórios. Qualidades das águas interiores do Estado de São Paulo, 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 29 jul. 2012.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Cádmio e seus compostos**. FIT - Ficha de Informação Tecnológica, jan. 2012, p.1-3. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/cadmio.pdf>>. Acesso em: 09 fev. 2013.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. 1^a ed. São Paulo: 155p, 1987.

CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <<http://www.cetesb.org.br>>. Acesso em: 20 de set. de 2011.

CHEN, S. L.; KAO, C. H. Glutathione reduces the inhibition of rice seedlings root growth caused by cadmium. **Plant Growth regulation**, Slagelse, v.16, p.249-252, 1995.

DE PAULA, S. M. **Qualidade da água do Rio Dourados-MS – Parâmetros físico-químicos, microbiológicos e higiênico sanitários**. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Federal da Grande Dourados, UFGD. Dourados, 87p, 2011.

DIAS, J. C.; LIMA, W. N. **Comparação de Métodos para a Determinação de Matéria Orgânica em Amostras Ambientais**. Departamento de Química, Centro de Ciências Exatas e Naturais, UFPA, v.4, 16p, 2004.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2^a ed, Rio de Janeiro: Interciência, INEP, 575p, 1998.

FARIAS, M. S. S. **Monitoramento da qualidade da água na Bacia Hidrográfica do Rio Cabelo**. Tese de Doutorado. Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de Campina Grande: Campina Grande, 152p, 2006.

FIGUÊIREDO, G. J. A. de. **Avaliação da Presença de Alumínio na Água do Sistema de Abastecimento Público da Cidade de João Pessoa e Grande João Pessoa no Estado da Paraíba e os Possíveis Riscos para a Saúde da População**. (Dissertação de Mestrado) – UFPB/CCEN/PRODEMA. João Pessoa: p. 17-22, 2004. Disponível em: <[http://www.biblioteca.sebrae.com.br/bte/bte.nsf/F55A852519FCC04003256F95004F6CC1/\\$File/NT000A3546.pdf](http://www.biblioteca.sebrae.com.br/bte/bte.nsf/F55A852519FCC04003256F95004F6CC1/$File/NT000A3546.pdf)>. Acesso em: 12 fev. 2013.

FORTES, E. **Geomorfologia do baixo curso do rio Ivinhema, MS: Uma abordagem**

morfofenética e morfoestrutural. Tese Doutorado – Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Rio Claro: [s.n.], 209p, 2003.

FORTIER, A. H. Contaminação por metais e elementos-traços. In: FERRAZ, E. S. B.; MARTINELLI, L. A. & VICTÓRIA, R. L., coord. Coletânea do “**Notícias PiraCena**”: a bacia do rio Piracicaba. Piracicaba: C. N. Editoria, p.123-127, 2001.

GRIBBIN, John E. **Introdução a Hidráulica, Hidrologia e Gestão de Águas Pluviais.** 3ª ed., São Paulo: Cengage Learning, 494p, 2009.

HARTER, L. V. L. **Aspectos físico-químicos e microbiológicos do Rio Uberabinha – Um diagnóstico da qualidade da água no município de Uberlândia (MG).** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Faculdade de Engenharia Civil. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia: p.30, 2007.

INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE PANTANAL – IMAP. **Diagnóstico ambiental da sub-bacia do Rio Ivinhema** - 2002. Campo Grande, MS, 2003.

JUNIOR, I. L. C. **Cinética de Bioacumulação do Íon Pb^{+2} na Macrófita Aquática Pistia Stratiotes.** (Dissertação de Mestrado). Universidade Estadual do Oeste do Paraná - UNIOESTE: Toledo: PR, p.14, 2007.

JÚNIOR, J. L. R.; DE SOUZA, J. L. C.; RÉ-POPPI, N. Evaluation of Metal Ions and Nitrate Levels in Ground Water From Private Wells in Culturama (State of Mato Grosso do Sul, Brazil) by Flame AAS. **Atomic Spectroscopy**, v.29, n.4, p.137–144, 2008.

JÚNIOR, J. S. P. **Recursos Hídricos – Conceituação, Disponibilidade e Usos.** Consultoria Legislativa, abr., p.3-5, 2004. Disponível em: <http://bd.camara.leg.br/bd/bitstream/handle/bdcamara/1625/recursos_hidricos_jose_pereira.pdf?sequence=1>. Acesso em: 10 fev. 2013.

KER, J. C. LATOSSOLOS DO BRASIL: UMA REVISÃO. **GEONOMOS**, v.5, n.1, p.17-40, 1997.

LEE, J. D. **Química Inorgânica: Não Tão Concisa**, ed. Edgard Blucher, 527p, 1999.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** Campinas, SP: Editora Átomo, 444p, 2005.

MACÊDO, J. A. B. de. **ÁGUAS & ÁGUAS**. CRQ – MG, 3ª ed. Atualizada e Revisada. Belo Horizonte, MG: p.1114-1116, 2007.

MACÊDO, J. A. B. de. **Métodos Laboratoriais de Análises Físico-Químicas e Microbiológicas**. Parâmetros Ambientais, Águas, Efluentes, Detergentes/Sanificantes, Ensaio Limite, Legislações, Amostragem, Química Analítica, Alimentos. CRQ – MG, 3ª ed. Atualizada e Revisada. Belo Horizonte, MG: 2005.

MAIER, M. H. Ecologia da bacia do rio Jacaré Pepira (47°55" - 48°55"W; 22°30" - 21°55"S - Brasil): qualidade da água do rio principal. **Ciência e Cultura**, v.39, n.2, p.164-185, 1987.

MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos/Instituto de Meio Ambiente Pantanal. Gerência de Recursos Hídricos. **Bacia do Rio Ivinhema** – Diagnóstico Hidroambiental e Socioeconômico 2004-2005. Campo Grande – MS, 106p, 2006.

MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Meio Ambiente. Fundação Estadual de Meio Ambiente Pantanal. Coordenadoria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental. Divisão Centro de Controle Ambiental. **Microbacia hidrográfica do Rio Dourados: diagnóstico e implantação da rede básica de monitoramento da qualidade das águas**. Campo Grande, 2000.

MATO GROSSO DO SUL. Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral - SEPLAN. **Atlas multireferencial: Mato Grosso do Sul**. Campo Grande, 27p, 1990.

MEYBECK M. The Global Change of continental aquatic systems: dominant impacts of human activities. **Water Sci. Technol**, v.49, n.7, p.73-83, 2004.

MORTVEDT, J. J. Cadmium level in soils and plants from some long-term soil fertility experiments in United States of America. **Journal of Environmental Quality**, v.16, p.137-142, 1987.

MUNHOZ, P. M. **Monitoramento ambiental em região contaminada por chumbo**. Tese de Doutorado em Clínica Veterinária (Sub-área: Ecotoxocologia). Universidade Estadual Paulista, p.40, 2010.

NOGUEIRA, A. R. de A.; SOUZA, G. B. de. Manual de Laboratórios: Solo, Água, Nutrição Vegetal, Nutrição Animal e Alimentos. São Carlos: **Embrapa Pecuária Sudeste**, p.142, 2005.

NOORI, R.; SABAHI, M. S.; KARBASSI, A. R.; BAGHVAND, A.; TAATI ZADEH, H. Multivariate statistical analysis of surface water quality based on correlations and variations in the data set. **Desalination**, v.260, p.129-136, 2010.

OLIVEIRA, de H.; URCHEI, M. A.; FIETZ, C. R. **Aspectos físicos e socioeconômicos da bacia hidrográfica do rio Ivinhema**. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 52p, 2000.

OLIVEIRA, L. C.; GOMES, B. M.; BAUMGARTNER, G.; SEBASTIEN, N. Y. Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do Rio São Francisco Verdadeiro. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v.28, n.4, p.770-781, 2008.

PAIVA, L. C.; SOUZA, A. O. Avaliação de alguns parâmetros físico-químicos da água do rio Riachão no município de Caatiba – BA. **Enciclopédia Biosfera**. Centro Científico Conhecer – Goiânia, v.6, n.9, 11p, 2010.

PIANTÁ, C. A. V. **Emprego de Coagulantes Orgânicos Naturais como Alternativa ao Uso do Sulfato de Alumínio no Tratamento de Água**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS. Departamento de Engenharia Civil. Porto Alegre: 74p, 2008.

PINTO, A. P.; MOTA, A. M.; VARENNES, A. de; PINTO, F. C. Influence of organic matter on the uptake of cadmium, zinc, copper and iron by sorghum plants. **Science of the Total Environment**, v.326, p.239-247, 2004.

POMPEU, P. P.; ALVES, M. C. B.; CALLISTO, M. The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brazil. In: **American Fisheries Society Symposium**, v.47, p.11-22, 2004.

RAZMKHAH, H.; ABRISHAMCHI, A.; TORKIAN, A. Evaluation of spatial and temporal variation in water quality by pattern recognition techniques: A case study on Jajrood River (Tehran, Iran). **Journal of Environmental Management**, v.91, p.852–860, 2010.

REBOUÇAS, A. da C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Organização e coordenação Científica). **Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 2ª ed. São Paulo: Escrituras Editora, p.1-70, 2002.

RIBEIRO, E. V. **Avaliação da qualidade da água do Rio São Francisco no segmento entre Três Marias e Pirapora-MG: Metais pesados e atividades antropogênicas**.

Dissertação (Mestrado em Geografia). Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG. Instituto de Geociências. Belo Horizonte: p.80,87, 2010.

RICHTER C. A.; NETTO J. M. A. **Tratamento de Água** – Tecnologia Atualizada – Editora Edgard Blucher. São Paulo: SP, 1991.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de água** – Tecnologia atualizada, 1ª. ed. (1991). 7ª reimpressão (2007). São Paulo: Blucher, 332p, 2007.

RODRIGUES, O. M. P.; CARNIER, L. E. Avaliação do desenvolvimento geral de crianças de um a cinco anos de idade contaminadas por chumbo. **Interação em Psicologia**, v.11, n.2, p.269-279, 2007.

RUSSEL, J. B. **Química Geral**. São Paulo: Mc Graw-Hill do Brasil, 1981.

SALEMI, L. F.; GROppo, J. D.; TREVISAN, R., DE MORAES, J. M; LIMA, W. De P.; MARTINELLI, L. A. Aspectos hidrológicos da recuperação florestal de áreas de preservação permanente ao longo dos corpos de água. **Rev. Inst. Flor.** v.23, n.1, p.69-80, 2011.

SAMPAIO, A. C. S. **Metais pesados na água e sedimentos dos rios da Bacia do Alto Paraguai**. Dissertação de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, UFMS. Campo Grande: p.9-28, 2003.

SCORZA JÚNIOR, R. P.; SILVA, J. P. **Avaliação do Potencial de Contaminação dos Recursos Hídricos por Pesticidas na Bacia do Rio Dourados, MS**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Dourados, p.59, 2006.

SILVA, L. H. P. **Avaliação qualitativa da lagoa jacuném com ênfase em eutrofização**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 138p, 1998.

SOUZA, R. A. **Avaliação de Metais em Águas na Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Ivinhema, Mato Grosso do Sul**. Dissertação (mestrado) em Saneamento Ambiental e Recursos Hídricos. Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais, UFMS. Campo Grande: MS, p.2-13, 2007.

SPAROVEK, G.; BERNDDES, G.; BARRETO, A. G. O. P.; KLUG, I. L. F. The revision

of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? **Environmental Science & Policy**, 16, p.65-72, 2012.

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995, 175p.

THOMANN, R. V., MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. Harper International Edition, 644p, 1987.

TRENTIN, P. S.; BOSTELMANN, E. **Programa Interlaboratorial: Para Sólidos Totais, dissolvidos e em suspensão em amostras de água**, dez., 2010. Disponível em:< <http://banasmetrologia.com.br/wp-content/uploads/2012/01/Programa-Interlaboratorial.pdf>>. Acesso em: 04 ago. 2012.

TUNDISI, J. G. Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. **Ciência e Cultura**, v.55, n.4, p.31-33, 2003.

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

VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M.; SILVA, A. M. M. Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão. Lavapés/Botucatu - SP. **Eclética Química**, v.22, p.49-66, 1997.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 243p, 1996.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. Universidade Federal de Minas Gerais: Belo Horizonte, v. 1, 3ª ed., 2005, p. 49.