

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

JANNICE KOTTWITZ

**AVALIAÇÃO ESPACIAL E SAZONAL DA QUALIDADE
DA ÁGUA DO RIO DOURADOS**

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

DOURADOS - MS

ABRIL/2012

JANNICE KOTTWITZ

**AVALIAÇÃO ESPACIAL E SAZONAL DA QUALIDADE
DA ÁGUA DO RIO DOURADOS**

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, da Faculdade de Ciências Exatas e Tecnologias da Universidade Federal da Grande Dourados, como um dos requisitos necessários para a obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, área de concentração Ciência Ambiental.

Dourados - MS

ABRIL/2012

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central - UFGD

628.16
K878a

Kottwitz, Jannice.

Avaliação espacial e sazonal da qualidade da água do Rio Dourados / Jannice Kottwitz. – Dourados, MS : UFGD, 2012.
109 f.

Orientador: Prof. Dr. Ivan Ramires.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Federal da Grande Dourados.

1. Água – Qualidade. 2. Água – Físico-química. 3. Recurso hídrico. 4. Rio Dourados. I. Título.



TERMO DE APROVAÇÃO

Após apresentação, argüição e apreciação pela banca examinadora, foi emitido o parecer APROVADO para a dissertação intitulada: **“Avaliação Espacial e Temporal da Qualidade da Água do Rio Dourados”**, de autoria de JANNICE KOTTWITZ, 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. Joselito Nardy Ribeiro (UFES)
Membro Examinador

Prof. Dr. Hebert Juliano Vieira (UFGD)
Membro Examinador

Dedico

A meu esposo Alessandro, incentivador maior de minhas conquistas, pela compreensão, paciência e amor.

Agradeço

A Deus, fonte de felicidade, amor e conforto. Base de sustentação da minha vida, que não permitiu que minhas esperanças se abalassem pelas dificuldades e pelos meus sentimentos de impotência e incapacidade. Obrigada por me capacitar para este trabalho...

Aos meus pais Rubens e Garlice, meus primeiros e melhores mestres;

Aos meus irmãos Joones e Daiana, pelo carinho e companheirismo em todos os momentos de minha vida;

Ao meu esposo, pelo apoio integral nos momentos mais difíceis desta jornada;

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

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

Aos professores membros da banca examinadora da qualificação Edemar Benedetti Filho e Jaime Humberto Palacio Revello, pelas valiosas sugestões;

A minha grande amiga Bianca Rafaela Fiori Tamporoski por toda ajuda, companheirismo, disponibilidade e amizade incondicional;

A minha também grande amiga Monica Alencar, pela ajuda, incentivo e carinho mesmo estando tão distante;

Ao graduando de química José Carlos Izaias, pela ajuda nas atividades de campo e laboratório;

A todos os companheiros de turma pela convivência fraterna durante todo curso, em especial a amigas Rosmarie e Ana Cláudia pelo carinho e colaborações durante toda a pesquisa;

Aos meus colegas de laboratório, Jader, Rafael, Eriká e ao técnico Marcos, pelas conversas e pelo “tereré” de cada dia;

Aos amigos de longa data, que neste período só conseguia vê-los nos finais de semana, agradeço pelos momentos de parceria, distração e muita risada, que contribuíram para aliviar a tensão e o stress;

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

A Embrapa Agropecuária Oeste pelo suporte técnico e material;

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

- 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
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DQO – Demanda Química de Oxigênio
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
- ETA – Estações de Tratamento de Água
- Km – Quilômetros
- mm – Milímetros
- MO – Matéria orgânica
- NTU – Nephelometric Turbidity Unit (Unidade Nefelométrica de Turbidez)
- OC – Oxigênio Consumido
- OD – Oxigênio dissolvido
- OMS – Organização Mundial da Saúde
- pH – Potencial hidrogeniônico
- pHmetro – peagâmetro
- SANESUL – Empresa de Saneamento de Mato Grosso do Sul S.A.
- SINGREH – Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos
- SISNAMA – Sistema Nacional de Meio Ambiente
- ST – Sólidos Totais
- STD – Sólidos Totais Dissolvidos
- µm – Micrometros
- µS cm⁻¹ – Micro Siemens por centímetro

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Níveis de tratamento de água segundo as classificações do CONAMA.....	24
Tabela 2 - Classificação do grau de dureza da água.....	34
Tabela 3 - Proporção do uso do solo por classe temática da bacia do Rio Dourado, MS para os anos de 2001 e 2008.	55
Tabela 4 - Geoposicionamento dos pontos de coleta e suas identificações.	58
Tabela 5 - Parâmetros físico-químicos avaliados.	63
Tabela 6 - Resultado das variáveis físico-químicas realizadas no período de seca.....	69
Tabela 7 - Resultado das variáveis físico-químicas realizadas no período de chuva.	70
Tabela 8 - Variação das concentrações de alumínio encontradas nos períodos de seca e chuva.	90
Tabela 9 - Variação na concentração de alumínio nos compartimentos água, sedimento e solo, no período de seca.	91
Tabela 10 - Variação média das concentrações de ferro encontradas nos períodos de seca e chuva.	92
Tabela 11 - Variação na concentração de ferro nos compartimentos água, sedimento e solo, no período de seca.	93
Tabela 12 - Variação média das concentrações de zinco encontradas nos períodos de seca e chuva.	94
Tabela 13 - Variação na concentração de zinco nos compartimentos água, sedimento e solo, no período de seca.	95
Tabela 14 - Variação média das concentrações de chumbo encontradas nos períodos de seca e chuva.	95
Tabela 15 - Variação na concentração de chumbo nos compartimentos água, sedimento e solo, no período de seca.	97

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Demonstração das três diferentes formas das águas das chuvas alcançarem o curso d'água.	22
Figura 2 - Etapas comuns de purificação de água potável.	23
Figura 3 - Subdivisões dos sólidos presentes na água.	30
Figura 4 - Interações biogeoquímicas dos metais no ambiente aquático.	46
Figura 5 - Localização dos municípios e do rio Dourado dentro da Bacia.	54
Figura 6 - Sazonalidade das precipitações média mensal registrada na nascente do rio Dourados (Antônio João) e em seu curso (Dourados) de 1979 a 2008.	57
Figura 7 - Dados a partir de junho de 1979.	57
Figura 8 - Localização do rio Dourados dentro da Bacia e os pontos de coleta em cada área estudada.	58
Figura 9 - Imagem aérea e térrea do Ponto 1 de coleta.	59
Figura 10 - Imagem aérea e térrea do Ponto 2 de coleta.	60
Figura 11 - Imagem aérea e térrea do Ponto 3 de coleta.	60
Figura 12 - Imagem aérea e térrea do Ponto 4 de coleta.	61
Figura 13 - Imagem aérea e térrea do Ponto 5 de coleta.	61
Figura 14 - Índice pluviométrico mensal de 2011 e as médias mensais registradas de 1979 a 2008 em comparação com as temperaturas médias mensais registradas em 2011 e as médias obtidas a partir de 1979.	67
Figura 15 - Variação espacial do pH da água do Rio Dourados.	71
Figura 16 - Variação sazonal do pH da água do Rio Dourados	72
Figura 17 - Influência do índice pluviométrico no pH da água do Rio Dourados.	72
Figura 18 - Variação espacial da temperatura da água do Rio Dourados.	73
Figura 19 - Variação da temperatura da água do Rio Dourados em função da ambiente.	73
Figura 20 - Variação sazonal da temperatura da água do Rio Dourados.	74
Figura 21 - Variação espacial do oxigênio dissolvido na água do Rio Dourados.	75

Figura 22 - Variação sazonal do oxigênio dissolvido na água do Rio Dourados.....	75
Figura 23 - Variação espacial da acidez total na água do Rio Dourados.	76
Figura 24 - Variação sazonal da acidez total na água do Rio Dourados.....	77
Figura 25 - Variação espacial da alcalinidade total na água do Rio Dourados.....	77
Figura 26 - Variação sazonal da alcalinidade total na água do Rio Dourados.....	78
Figura 27 - Variação espacial de dureza total na água do Rio Dourados.....	78
Figura 28 - Variação sazonal da dureza total na água do Rio Dourados.	79
Figura 29 - Variação espacial de íons cloreto na água do Rio Dourados.....	80
Figura 30 - Variação sazonal de íons cloreto na água do Rio Dourados.	80
Figura 31 - Variação espacial da condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos no Rio Dourados.	81
Figura 32 - Variação sazonal da condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos no Rio Dourados	82
Figura 33 - Variação espacial da turbidez e sólidos totais no Rio Dourados.....	83
Figura 34 - Variação sazonal da turbidez e sólidos totais no Rio Dourados.....	83
Figura 35 - Variação espacial da demanda bioquímica de oxigênio na água do Rio Dourados.	85
Figura 36 - Variação sazonal da demanda bioquímica de oxigênio na água do Rio Dourados.	86
Figura 37 - Variação espacial do oxigênio consumido na água do Rio Dourados.....	86
Figura 38 - Variação sazonal do oxigênio consumido na água do Rio Dourados.....	87
Figura 39 - Variação espacial de nitrogênio total e fósforo total na água do Rio Dourados.	88
Figura 40 - Variação sazonal de nitrogênio total e fósforo total na água do Rio Dourados.	88
Figura 41 - Variação espacial e sazonal de alumínio na água do Rio Dourados.	91
Figura 42 - Variação espacial e sazonal de ferro na água do Rio Dourados.....	92
Figura 43 - Variação espacial e sazonal de zinco na água do Rio Dourados.	94
Figura 44 - Variação espacial e sazonal de chumbo na água do Rio Dourados.....	96

RESUMO

Avaliação das mudanças espaciais e sazonais na qualidade das águas superficiais é um aspecto importante para avaliar as condições de um recurso hídrico, e ainda determinar se uma variável deve ser atribuída à poluição antropogênica ou a mudanças naturais, de fontes pontuais ou difusas. Com objetivo de caracterizar espacial e sazonalmente a qualidade da água do Rio Dourados, recurso de suma importância socioeconômica para onze municípios do Estado de Mato Grosso do Sul, foram estabelecidas cinco estações de coleta ao longo de todo o percurso do rio. O estudo foi realizado no ano de 2011 e conduzido em etapas selecionadas com base nos ciclos sazonais (seca e chuva) da região. As variáveis analisadas compreenderam os 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, ferro, zinco e chumbo. Os resultados revelaram que o principal agente influenciador da qualidade da água do Rio Dourados é o índice pluviométrico, sendo este efeito potencializado pela ausência de áreas de preservação permanente em alguns trechos do rio, principalmente no ponto 2. Os parâmetros turbidez, sólidos totais, fósforo total, alumínio e ferro foram as variáveis mais influenciadas pelo volume de chuvas. De modo geral as concentrações médias para as variáveis físico-químicas não ultrapassaram os limites preconizados pela Resolução 357/05 do Conama em todos os pontos, não havendo, portanto, restrição de uso quanto a esses parâmetros. No entanto, para os metais foram diagnosticadas várias concentrações acima dos limites estabelecidos pela referida legislação, cuja presença de alumínio e ferro pode ser atribuída a fatores naturais, enquanto a origem de zinco e chumbo remetem a fontes antropogênicas, demonstrando a necessidade de mapear a presença de metais e os efeitos deletérios desses impactos ao meio ambiente e à saúde humana.

Palavras-chave: Rio Dourados, qualidade da água, aspectos físico-químicos, metais.

ABSTRACT

Evaluation of spatial and seasonal changes in surface water quality is an important aspect to assess the conditions of a water resource, and also determine whether a variable should be attributed to anthropogenic pollution or natural changes, or diffuse sources. In order to characterize the spatial and seasonal water quality of the Dourados river, socioeconomic feature of paramount importance for eleven cities of the State of Mato Grosso do Sul, were established five sampling stations along the entire route of the river. The study was conducted in 2011 and conducted in stages selected based on seasonal cycles (wet and dry) in the region. The variables analyzed understood the 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, and the metals aluminum, iron, zinc and lead. The results revealed that the main agent influencer water quality of the Dourados river is the rainfall, and this effect was enhanced by the absence of permanent preservation areas in some parts of the river, especially at point 2. The parameters turbidity, total solids, total phosphorus, aluminum and iron were the variables most affected by rainfall. Overall average concentrations for physico-chemical variables did not exceed the limits prescribed by Resolution 357/05 of CONAMA at all points, and there is therefore, use restriction on these parameters. However, for metals were diagnosed various concentrations above the limits established by this legislation, whose presence of aluminum and iron can be attributed to natural factors as the source of zinc and lead refer to anthropogenic sources, demonstrating the need to map the presence metals and the deleterious effects of these impacts on the environment and human health.

Key-words: Dourados River, water quality, physico-chemical aspects, metals.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E UNIDADES.....	VI
LISTA DE TABELAS	VII
LISTA DE FIGURAS	VIII
RESUMO	X
ABSTRACT	XI
1 INTRODUÇÃO.....	16
2 OBJETIVOS.....	20
2.1 Gerais.....	20
2.2 Específicos.....	20
3 REVISÃO DE LITERATURA	22
3.1 ÁGUAS SUPERFICIAIS	22
3.2 QUALIDADE DA ÁGUA	24
3.3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA	27
3.3.1 Temperatura	28
3.3.2 Turbidez	29
3.3.3 Sólidos.....	30
3.3.4 Condutividade Elétrica.....	31
3.3.5 Potencial Hidrogeniônico-pH.....	31
3.3.6 Alcalinidade	32
3.3.7 Acidez.....	33
3.3.8 Dureza	34
3.3.9 Cloreto.....	35
3.3.10 Oxigênio dissolvido.....	36
3.3.11 Demanda bioquímica de oxigênio – DBO	37
3.3.12 Oxigênio consumido (Matéria Orgânica).....	37
3.3.13 Nitrogênio Total	38
3.3.14 Fósforo Total	39
3.5 LEGISLAÇÃO.....	40
3.6 POLUIÇÃO E CONTAMINAÇÃO DE AMBIENTES LÓTICOS	42
3.6.1 Contaminação por metais	44
3.6.1.1 Alumínio.....	47
3.6.1.2 Ferro	49
3.6.1.3 Chumbo	49
3.6.1.4 Zinco.....	50
4. MATERIAIS E MÉTODOS	53

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EM ESTUDO	53
4.1.1 Localização.....	53
4.1.2 Bacia do Rio Dourados	53
4.1.3 Tipo e Ocupação do Solo	55
4.1.4 Aspectos climáticos.....	56
4.2. AMOSTRAGEM.....	58
4.2.1 Pontos de coleta para as análises físico-químicas	58
Figura 8 – Localização do rio Dourados dentro da Bacia e os pontos de coleta em cada área estudada	58
4.2.2 Frequência, coleta e preservação das amostras	62
4.3 METODOLOGIA	62
4.3.1 Métodos de Limpeza	62
4.3.2 Parâmetros Físico-Químicos	62
4.3.3 Metais	64
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	66
5.1 Variáveis Climáticas.....	66
5.1.1 Índice Pluviométrico e Temperatura Atmosférica	66
5.2 Variáveis Físico-Químicas	68
5.2.1 Potencial Hidrogeniônico - pH.....	71
5.2.2 Temperatura	72
5.2.3 Oxigênio Dissolvido (OD)	74
5.2.4 Acidez Total	76
5.2.5 Alcalinidade Total	77
5.2.6 Dureza	78
5.2.7 Cloreto	79
5.2.8 Condutividade Elétrica e Sólidos Totais Dissolvidos	81
5.2.9 Turbidez e Sólidos Totais.....	83
5.2.10 DBO ₅	85
5.2.10 Matéria Orgânica (Oxigênio consumido).....	86
5.2.11 Nitrogênio e Fósforo Total	87
5.3 Quantificação de metais no Rio Dourados	90
5.3.1 Alumínio.....	90
5.3.2 Ferro	92
5.3.3 Zinco.....	93
5.3.4 Chumbo	95
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	99
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	102

Capítulo 1
INTRODUÇÃO

1 INTRODUÇÃO

Os recursos naturais disponíveis no planeta não são mais suficientes para atender a população, tanto em termos de suprimento (água, pesca, florestas, mineração e prospecção, dentre outros) quanto em termos de disposição de resíduos (solos, oceanos, atmosfera). O conceito de sustentabilidade está exatamente em conhecer as causas, prevenir e remediar os efeitos deste “esgotamento ecológico” gerado pela humanidade (GOLDEMBERG e VILANUEVA, 2008).

Entre os recursos naturais disponíveis a água é indubitavelmente um dos bens naturais indispensáveis à manutenção da sustentabilidade dos ciclos de vida na terra, sendo também essencial ao desenvolvimento econômico e social.

Em meio aos vários usos da água, o abastecimento humano é considerado o mais nobre e prioritário, pois a qualidade de vida dos seres humanos está diretamente ligada à água, devido a sua dependência para o desempenho adequado de seu metabolismo, higiene pessoal, alimentação e tantas outras utilidades fundamentais para sua sobrevivência (BRAGA *et al.*, 2005).

A grande oferta de água em nosso planeta conduz à falsa sensação de recurso inesgotável. Estima-se que 97,5% da água existente no planeta está nos oceanos e, dos 3% restantes, grande parte encontram-se presos nas calotas polares e geleiras na Antártida ou na Groelândia. Somente 0,3 % do total de recursos de água doce está disponível e pode ser utilizado pelo homem (TUNDISI, 2003). Há que se considerar também, que deste baixo percentual de água doce, ainda deve-se excluir a porção inutilizável ou de difícil utilização para o consumo humano, em consequência da alta contaminação que se encontram alguns recursos hídricos.

Vale a pena salientar que a disponibilidade de água doce na natureza é ainda limitada pelo seu alto custo de obtenção e tratamento nas formas menos convencionais, como é o caso das águas subterrâneas e das águas dos oceanos. Portanto, as águas superficiais devem ser preservadas e utilizadas racionalmente em todo planeta, além de ser dada a devida atenção por órgãos ambientais e governamentais.

A demanda por água é acompanhada pela expansão demográfica e pelo desenvolvimento socioeconômico, que juntos interferem na quantidade e na qualidade dos recursos hídricos. A ação humana desvia a água do ciclo natural para inúmeras aplicações

como agricultura, indústria, produção de energia e outros setores econômicos, o que em grande parte provoca a poluição dos cursos d'água, comprometendo o abastecimento para o consumo humano (FROEHNER e MARTINS, 2008).

Basicamente, a principal fonte de água utilizada para o abastecimento são os rios. Esses sistemas fluviais são muito susceptíveis a perturbações naturais e/ou antrópicas, por serem ambientes expostos e capazes de carrear inúmeros tipos de materiais e, conseqüentemente, comprometer o ecossistema como um todo.

A entrada de contaminantes no ambiente aquático, sejam orgânicos ou inorgânicos, ocorre através de fontes pontuais e/ou difusas. A introdução desses contaminantes pode resultar na proliferação de algas, perda de oxigênio, mortandade de peixes, mutação das espécies, efeitos de bioacumulação na cadeia alimentar, perda ou alteração de leitos de rios, perda da biodiversidade e da saúde geral das comunidades aquáticas que habitam uma bacia hidrográfica.

A qualidade da água é um dos fatores mais importantes que devem ser considerados quando se avalia o desenvolvimento sustentável de uma determinada região. Uma prática comum no mundo todo é uso de parâmetros físicos, químicos e biológicos para caracterizar e avaliar a qualidade ou o grau de contaminação da água, através de redes de monitoramento que abrangem a sazonalidade e a espacialidade de um rio.

O monitoramento da qualidade das águas é um instrumento de controle e avaliação, baseado no acompanhamento sistemático dos aspectos qualitativos das águas, visando à produção de informações que subsidia medidas de planejamento, controle, recuperação, preservação e conservação do ambiente em estudo, bem como auxilia na definição das políticas ambientais.

Com a falta de sistemas adequados de monitoramento, controle e padrões de qualidades mais rígidos, algumas fontes de água, em uso hoje, poderão ter sua utilização comprometida num futuro bastante próximo.

Na região sul de Mato Grosso do Sul, o Rio Dourados é o principal constituinte da Bacia do Rio Dourados, sendo de suma importância socioeconômica para onze municípios do estado. Embora sua importância seja comprovada, há muitas lacunas de conhecimento, monitoramento e história científica acerca da qualidade das águas deste rio e de todo o ecossistema que compõe a Bacia. Estudar objetivamente qualquer característica ambiental, social, econômica ou de qualquer outra natureza, ainda é um grande desafio a ser superado nesta região.

Independente de planejamentos e da presença da ciência, a ação humana vem alterando situações que ainda não foram convenientemente catalogadas e quantificadas. No intuito de registrar e monitorar as possíveis alterações antropogênicas e também naturais, estudos estão sendo conduzidos para avaliar a qualidade das águas do Rio Dourados em pontos adequadamente escolhidos.

Recentemente a qualidade das águas do Rio Dourados foi avaliada em relação a alguns parâmetros físico-químicos, microbiológicos e sanitários, cujos resultados não apontaram nenhuma poluição preocupante, com exceção aos metais Cádmio, Chumbo e, principalmente, Alumínio (DE PAULA, 2011). O presente trabalho objetiva dar continuidade aos estudos deste recurso hídrico, com um número maior de variáveis físico-químicas, afim de avaliar de maneira mais abrangente a qualidade da água deste rio de grande importância cultural, social e econômica.

Considerando a importância da qualidade da água potável para a saúde pública e a qualidade da água bruta para a vida das comunidades aquáticas, existe uma grande necessidade de avaliar a qualidade das águas superficiais e prevenir a sua contaminação progressiva. Assim, espera-se como desdobramento dessa pesquisa, contribuir de forma mais objetiva para a gestão dos recursos hídricos e para o planejamento e gestão de bacias hidrográficas regionais.

Capítulo 2

OBJETIVOS

2 OBJETIVOS

2.1 Gerais

Determinar e avaliar a qualidade da água do Rio Dourados de acordo com aspectos físico-químicos e, também os níveis de contaminação por metais em uma escala espacial e temporal.

2.2 Específicos

- Monitorar a qualidade da água do Rio Dourados, utilizando-se de técnicas rotineiras de análise química em escala espacial e sazonal;
- Quantificar as concentrações de Alumínio, Ferro, Chumbo e Zinco em diferentes períodos sazonais;
- Determinar os parâmetros físico-químicos na área de estudo: temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio consumido (matéria orgânica), nitrogênio total, fósforo total, resíduo total, acidez, alcalinidade, cloretos, dureza e turbidez;
- Avaliar e interpretar as informações da qualidade da água e identificar pontos isolados com maior problemática, assim como as possíveis fontes de contaminação.

Capítulo 3

REVISÃO DE LITERATURA

3. REVISÃO DE LITERATURA

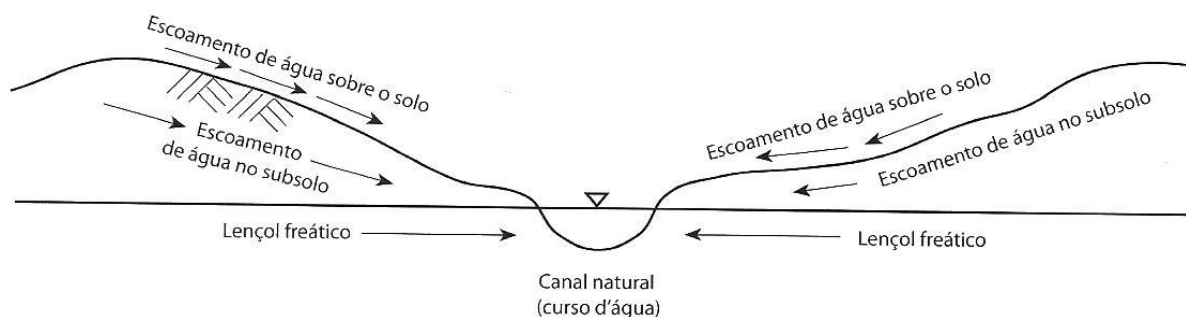
3.1 ÁGUAS SUPERFICIAIS

A natureza é uma grande recicladora de água, onde o ciclo hidrológico atua de forma contínua na renovação de água entre os diferentes ecossistemas. Os principais componentes deste ciclo são a evaporação, precipitação, transpiração das plantas, percolação, infiltração e a drenagem (TUNDISI, 2003). O processo inicia-se com a energia solar, incidindo no planeta Terra, causando a evaporação de lagos e oceanos e, conseqüentemente, a formação de nuvens; o vapor d'água se condensa e se precipita na forma de chuva, granizo ou neve. Uma vez atingindo o solo, ocorre escoamento superficial e subterrâneo alimentando diretamente rios, oceanos, lagos e lençóis freáticos (GRIBBIN, 2009). Uma parte da água precipitada é interceptada pela vegetação e volta a evaporar-se.

O ciclo hidrológico é impulsionado pela energia solar, força dos ventos (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 (TUNDISI, 2003).

Águas superficiais, como rios e córregos são alimentados pela chuva de três formas diferentes (Figura 1). Uma parte escoam pela superfície do solo até atingir o corpo d'água e o restante infiltra-se no solo pelo subsolo até os lençóis freáticos; dessa parcela infiltrada, também ocorre escoamento para os cursos d'água, tanto do subsolo quanto do lençol freático (GRIBBIN, 2009). Esse escoamento ocorre em velocidades diferentes, permitindo que os recursos hídricos sejam abastecidos constantemente, mesmo em período de estiagem.

Figura 1 – Demonstração das três diferentes formas das águas das chuvas alcançarem o curso d'água.



Fonte: GRIBBIN, 2009.

A chuva é o fator que mais interfere na sustentação e na renovação das águas superficiais no planeta. As variações na disponibilidade de água doce ocorrem de forma

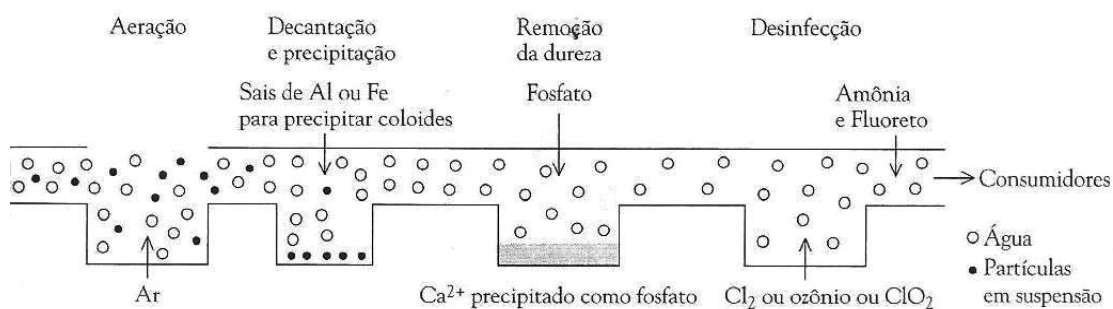
heterogênea no espaço e no tempo. No espaço, pela existência de regiões com diferentes taxas de umidade, como por exemplo, desertos e florestas tropicais. No tempo, ocorrência de precipitações conforme a variabilidade sazonal. Além das variações características do ciclo hidrológico, alterações causadas por intervenção humana, modificações de paisagens, desmatamento, urbanização, uso e ocupação do solo, tem provocado sérias mudanças nos regimes de chuvas, afetando diretamente a disponibilidade de água (BRAGA *et al*, 2005).

Ambientes naturais de águas continentais podem ser classificados em dois grupos: lânticos e lóticos. Ambientes lânticos são representados por lagoas e lagos, enquanto os ambientes lóticos são aqueles que apresentam um fluxo constante de água, como rios, córregos e riachos (MARGALEF, 1983). Estes recursos hídricos são caracterizados em relação a sua quantidade e a sua qualidade, onde a qualidade depende diretamente da quantidade de água disponível para dissolver, diluir e transportar substâncias, sejam elas benéficas ou não para os seres vivos (BRAGA *et al.*, 2005).

As águas superficiais raramente estão livres de contaminação, mesmo nas bacias de mananciais com pouca ou nenhuma presença humana. Devido à vulnerabilidade dos recursos hídricos, que estão expostos às atividades naturais e antrópicas, nenhuma fonte de água superficial “in natura” é considerada segura para consumo, exigindo, portanto, alguma forma de tratamento para que apresente condições adequadas de potabilidade (RICHTER e NETTO, 2007).

Segundo Viana (2002), toda água encontrada na natureza é considerada como água bruta, sendo que esse termo significa apenas que ela não foi trabalhada pelo homem, não denotando que ela não sirva ao consumo humano. A qualidade da água bruta, captada de águas superficiais para serem utilizadas para abastecimento, varia de quase pura até altamente poluída quanto ao tipo e quantidade de poluentes. Segundo Baird (2011), os procedimentos mais frequentemente usados na purificação de águas naturais estão demonstrados na Figura 2.

Figura 2 - Etapas comuns de purificação de água potável.



Fonte: BAIRD, 2011.

Para fins de potabilidade, análises laboratoriais obtidas num manancial podem revelar a necessidade ou dispensabilidade de processos corretivos (RICHTER e NETTO, 2007). De acordo com o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), águas doces, salobras e salinas são classificadas em função de seus usos preferenciais, a partir da concentração de coliformes e de 72 parâmetros físico-químicos (BRASIL, 2005). Essa classificação é tomada como base para definir os níveis de tratamento adequado para um determinado manancial (Tabela 1).

Tabela 1- Níveis de tratamento de água segundo as classificações do CONAMA.

Classificação da água	Tratamento requerido
Classe especial	Desinfecção
Classe 1	Tratamento simplificado
Classe 2	Tratamento convencional
Classe 3	Tratamento convencional
Classe 4	Águas destinadas a usos menos exigentes

Fonte: Resolução n° 357/2005 do CONAMA.

O tratamento de água é feito no intuito de atender as necessidades higiênicas, com a remoção de vírus, bactérias, protozoários e qualquer microrganismo nocivo a saúde; estéticas, simples correção de cor, odor e sabor e; econômicas, que visa reduzir a corrosividade, dureza, turbidez, ferro e manganês, entre outros fatores (BRAGA *et al.*, 2005; RICHTER e NETTO, 2007). De acordo com a legislação vigente, as características físicas, químicas, organolépticas, microbiológicas e radioativas da água potável devem obedecer aos limites máximos permissíveis estabelecidos pela Portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004a).

Quando superficiais, os corpos hídricos são sistemas abertos e dinâmicos e, por isso, ocorre modificações contínuas na qualidade de água que é variável com o tempo, exigindo que as análises sejam frequentes e parte de programas de monitoramento dos principais parâmetros exigidos para o consumo.

3.2 QUALIDADE DA ÁGUA

O conceito de qualidade da água é bastante complexo porque envolve uma série de fatores que a influenciam e pode ser entendido como o conjunto das características físicas, químicas e biológicas que esse recurso natural deve possuir para atender as diversas

utilizações a que se destina. Este conceito está intrinsecamente ligado aos diferentes usos previstos para a água e, conseqüentemente, diferentes usos requerem critérios de avaliação de qualidade igualmente diferentes (CÓRDOBA *et al.*, 2010).

A boa gestão da água deve ser objeto de um plano que contemple os múltiplos usos desse recurso, desenvolvendo e aperfeiçoando técnicas de utilização, tratamento e recuperação dos mananciais.

Para alcançar uma gestão sustentável da qualidade da água das bacias hidrográficas é essencial avaliar as variações em escala regional, para identificar as influências de diferentes atividades antrópicas na variação da qualidade da água com base em investigação de longo prazo e abrangente. Identificação e quantificação dessas influências devem formar uma parte importante para implementação de estratégias de gestão dos recursos hídricos (XIAOLONG *et al.*, 2010).

O monitoramento da qualidade das águas é um dos mais importantes instrumentos da gestão ambiental. Ele consiste, basicamente, na avaliação qualitativa e quantitativa da presença de poluentes no meio ambiente, podendo ser realizado de maneira contínua e/ou periódica visando compreender os dados de múltiplas escalas espaciais e temporais nas avaliações das condições ecológicas atuais e estabelecer previsões de riscos futuros para as matrizes ecológicas avaliadas (USEPA, 2011), visando à produção de informações que é destinado à comunidade científica, ao público em geral e, principalmente, às diversas instâncias decisórias (CARVALHO *et al.*, 2007).

O monitoramento reúne um conjunto de práticas que visam o acompanhamento de determinadas características de um sistema que permite uma avaliação adequada da qualidade da água, sempre associado a um objetivo. Para tanto, podem ser utilizadas diversas configurações, em termos de localização dos pontos de monitoramento, de periodicidade e de tipo de parâmetros monitorados (BRASIL, 2011). Segundo a Agência Nacional das Águas (ANA), num monitoramento básico, a frequência acompanha os ciclos hidrológicos, ou seja, geralmente varia de uma frequência mínima trimestral até uma frequência mensal (BRASIL, 2011).

Um procedimento usualmente empregado na avaliação da qualidade da água é a medição de vários parâmetros em estações de monitoramento 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). Além disso, no monitoramento de um rio, é importante determinar se uma variável deve ser atribuída à poluição feita pelo homem (espacial, antropogênicas) ou a mudanças naturais (temporal, climáticas) na hidrologia do rio (RAZMKHAH *et al.*, 2010).

Águas superficiais como rios, lagos e reservatórios são sistemas naturalmente abertos para a atmosfera (NOORI *et al.*, 2010) e, portanto, são mais vulneráveis a interferências externas. O estudo sazonal e geográfico desses ambientes é bastante complexo e envolve um número significativo de fatores. Qualidade de um rio em qualquer ponto reflete várias influências, incluindo a litologia da bacia, deposição atmosférica, condições climáticas e entradas antropogênicas (NOORI *et al.*, 2010). Além disso, a maioria das bacias hidrográficas com grande variabilidade de condições de topografia, a qualidades da água dos rios são caracterizados por um alto grau de heterogeneidade em termos de espaço e tempo, devido à variedade de cobertura da terra em torno deles. Isso muitas vezes faz com que seja difícil identificar as condições da água e as fontes de poluição, que é exigido pelo controle da poluição numa gestão de recursos eficaz (XIAOLONG *et al.*, 2010).

Durante as últimas décadas, o monitoramento da qualidade da água de um rio empregando medidas de vários parâmetros (físicos, químicos e biológicos) tem sido crescente em todo mundo (BOUZA-DEAÑO *et al.*, 2008; BU *et al.*, 2010; OLIVEIRA *et al.*, 2008; RAZMKHAH *et al.*, 2010; XIAOLONG *et al.*, 2010). Pesquisas sobre as influências nas variações espaciais e sazonais sobre a qualidade da água de rios em muitas bacias hidrográficas ao redor do mundo têm sido constantemente investigadas e podem ser facilmente encontradas na literatura (OUYANG *et al.*, 2006; BU *et al.*, 2010; LEMOS *et al.*, 2010; NOORI *et al.*, 2010; RAZMKHAH *et al.*, 2010; XIAOLONG *et al.*, 2010).

Estudos que investigaram a variabilidade espacial e sazonal da qualidade da água têm relatado que a deterioração mundial da qualidade das águas superficiais é atribuída a processos naturais e, em maior grau, a ação antropogênica, que pode ser considerada a maior responsável pelas alterações na composição da água. Estudos realizados em grandes cidades do mundo têm demonstrado uma relação significativa entre urbanização e qualidade das águas superficiais (BU *et al.*, 2010).

No meio rural a qualidade das águas superficiais além de estar diretamente relacionada com a forma de ocupação do solo, também é afetada pela transformação de ecossistemas naturais equilibrados em áreas de plantação, pelo uso indiscriminado de agrotóxicos e fertilizantes e pela falta de tratamento dos dejetos animais e humanos (ALMEIDA *et al.* 2001).

As altas concentrações de nutrientes e produtos químicos tóxicos (como hidrocarbonetos, pesticidas e metais pesados) carregados para os corpos d'água podem levar a diversos problemas, como proliferação de algas tóxicas, redução de oxigênio e aumento da temperatura da água, mortalidade de peixes, perda da biodiversidade e até causar efeitos mutagênicos em espécies nativas. O excesso de contaminantes prejudica seriamente os ecossistemas aquáticos e compromete seu uso para consumo, indústria, lazer, agricultura e para outros fins (OUYANG *et al.*, 2006).

Deterioração significativa da qualidade da água tem induzido graves problemas ecológicos e sanitários. Em todos os casos, o que ocorre é uma ineficiência dos ecossistemas aquáticos em manter seus processos autodepurativos, acarretando a perda da qualidade da água e ocasionando graves problemas. Por isso, avaliação da qualidade da água de um rio é de grande importância, pois influencia diretamente a saúde pública e a vida aquática (NOORI *et al.*, 2010). As alterações da qualidade da água representam uma das maiores evidências do impacto humano sobre a biosfera.

3.3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA

O conhecimento das características da água é fundamentado em fatores naturais que incluem o clima (temperatura, chuva, vento), litologia do solo, fauna, flora, em conjunto com os agravantes que são o aumento demográfico, atividades econômicas industriais e agrícolas (RICHTER e NETTO, 2007).

Devido à sazonalidade e regionalidade das águas de um ambiente lótico, avaliar as variações espaço-temporal da qualidade da água a um nível de bacias hidrográficas tem se tornado um aspecto importante para a caracterização física e química de ambientes aquáticos (OUYANG *et al.*, 2006; BU *et al.*, 2010). Devido a essas variações, há a necessidade de um acompanhamento sistemático para obter a real estimativa da variação da qualidade das águas superficiais.

A característica da água pode ser representada através de diversos parâmetros indicadores de qualidade, que traduzem as principais características físicas, químicas e biológicas (CETESB, 2011). Enquanto às características físicas são de pouca importância sanitária e relativamente simples de se determinar, pois estão associadas em maior parte aos sólidos presentes na água (RICHTER e NETTO, 2007), às características químicas ocorrem

em função da presença de substâncias dissolvidas, geralmente mensuráveis por meios analíticos, sendo de grande importância sanitária e econômica (BRAGA *et al.*, 2005).

Dentre as inúmeras variáveis limnológicas existentes para caracterização da qualidade da água, podemos destacar: temperatura, turbidez, sólidos, condutividade elétrica, pH, alcalinidade, acidez, dureza, cloreto, cloro residual livre, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, oxigênio consumido, nitrogênio total e fósforo total.

3.3.1 Temperatura

A maior fonte de calor para as águas superficiais é a radiação solar, onde grande parte da propagação de calor ocorre por transporte de massa d'água, cuja eficiência depende diretamente da densidade da água (DEBERDT, 2011). Ao penetrar na água, a luz é absorvida e convertida em calor. Essa absorção diminui de forma exponencial, em função da profundidade. A maior parte da energia luminosa incidente tende a ficar retida nas camadas superficiais de água (BRAGA *et al.*, 2005).

Os corpos d'água naturais apresentam variações de temperatura sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical, que são característicos do regime climático. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade (CETESB, 2011). Além das fontes naturais, a temperatura da água pode ser alterada por fontes ou antropogênicas como despejos industriais e águas de resfriamento de máquinas (BRASIL, 2006).

A temperatura desempenha um papel principal de controle no meio aquático, condicionando as influências de uma série de variáveis físico-químicas (CETESB, 2011) e nas atividades metabólicas dos organismos que possuem limites de tolerância térmica característico para o desenvolvimento de cada espécie (BRASIL, 2006). Se essa faixa for ultrapassada (para menos ou para mais), o número de indivíduos das espécies pode diminuir até se extinguirem totalmente. Os ambientes aquáticos brasileiros apresentam em geral temperaturas na faixa de 20 °C a 30 °C (BRASIL, 2006).

Aumentos significativos de temperatura resultam na redução do oxigênio dissolvido da água e no consumo de oxigênio devido à estimulação das atividades biológicas. A temperatura é inversamente proporcional à solubilidade de gases dissolvido e diretamente proporcional à solubilidade de sais minerais.

3.3.2 Turbidez

A turbidez é a alteração da intensidade de penetração da luz na água provocada pela presença de material em suspensão tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila, óxidos metálicos do solo) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral, etc. A turbidez é uma propriedade óptica que causa o espalhamento e absorção da luz, conferindo uma aparência turva a água (CETESB, 2011). A turbidez é a expressão desta propriedade óptica e é indicada em termos de Unidade Nefelométrica de Turbidez (NTU – NEPHELOMETRIC TURBIDITY UNIT).

A diminuição da transparência, indicada pela alta turbidez, leva a uma menor penetração de luz na água, conseqüentemente, reduz o desenvolvimento e a fotossíntese de algas e demais vegetações submersas e, assim suprimir a produtividade de peixes e influenciar nas comunidades biológicas aquáticas, além de comprometer o uso doméstico, industrial e recreacional de uma água (CETESB, 2011).

Segundo Libânio (2005), grande parte dos rios brasileiros apresenta suas águas naturalmente turvas devido às características geológicas das bacias de drenagem, ocorrência de altos índices pluviométricos e uso de práticas agrícolas inadequadas. A ação antropogênica também pode elevar a turbidez da água através dos lançamentos de esgotos domésticos ou industriais (BRASIL, 2006).

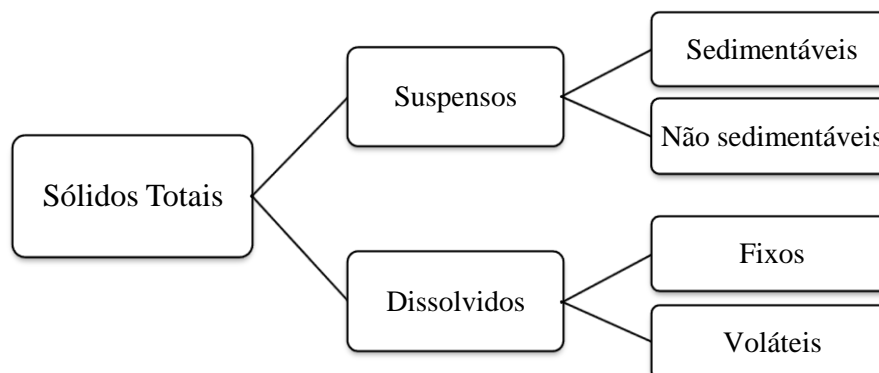
Em estações chuvosas a erosão das margens dos rios resulta no aumento da turbidez das águas e exigem alterações nas dosagens de coagulantes e auxiliares, nas estações de tratamento de águas. A erosão pode decorrer da ausência de mata ciliar e do mau uso do solo, conferindo um caráter sistemático à poluição, onde ocorre inter-relações ou transferência de problemas de um ambiente (água, ar ou solo) para outro (CETESB, 2011).

A turbidez natural das águas esta, geralmente, compreendida na faixa de 3 a 500 NTU (LIBÂNIO, 2005). Para fins de portabilidade, a Portaria nº518/2004 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária, determina que a turbidez não deve ser superior a 5 NTU. Tal restrição fundamenta-se na influencia da turbidez nos processos usuais de desinfecção, atuando como escudo ou abrigo aos microrganismos patogênicos e assim minimizando a ação do desinfetante (BRASIL, 2006), além de estar associados a compostos tóxicos.

3.3.3 Sólidos

A presença de sólidos na água pode estar associada a características físicas, químicas ou biológicas. Os sólidos presentes na água estão subdivididos de acordo com a Figura 3.

Figura 3 – Subdivisões dos sólidos presentes na água.



Fonte: LIBÂNIO, 2005

Sólidos em suspensão são definidos como as partículas que ficam retidas após processos de filtração. Ao contrário, sólidos dissolvidos são constituídos por partículas que permanecem em solução após a filtração e geralmente possuem diâmetro inferior a 10^{-3} μm (BRASIL, 2006). Portanto, sólidos totais constituem a soma das frações em suspensão e dissolvidas, podendo também ser denominado resíduo total.

A ocorrência de sólidos na água se deve a entradas naturais, através de processos de lixiviação e erosão e a presença de organismos e detritos orgânicos, ou por meio da ação antropogênica, caracterizada pelo lançamento de lixo e esgotos (BRASIL, 2006).

Segundo a Agência Nacional das Águas (ANA) os resíduos sólidos podem se depositar nos leitos do recurso hídrico e causar assoreamento e assim gerar problemas para a navegação e risco de enchentes. Além disso, ao se depositarem no leito dos rios, destroem os organismos que vivem nos sedimentos e servem de alimento para outros organismos e, também, danificar os locais de desova de peixes, comprometendo a vida aquática (BRASIL, 2011). Os sólidos podem ainda reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbia. (CETESB, 2011).

O padrão de portabilidade determinado pela Portaria nº 518/2004 da ANVISA e pela resolução nº 357/2005 do CONAMA, refere-se apenas aos sólidos totais dissolvidos (1000 mg L^{-1} e 500 mg L^{-1} , respectivamente), já que esse parâmetro reflete a influência de lançamento

de esgotos, além de afetar a qualidade organoléptica da água (BRASIL, 2006), conferindo sabor salino e propriedades laxativas.

3.3.4 Condutividade Elétrica

A condutividade elétrica mede a capacidade da água de transmitir corrente elétrica. Esta capacidade se deve a presença de substâncias iônicas, orgânicas e inorgânicas, que se encontram dissociadas (LIBÂNIO, 2005). A condutividade elétrica da água é o parâmetro mais utilizado para avaliar o grau de salinidade da água (RIBEIRO *et al.*, 2005) e as variações estão associadas à concentração de espécies iônicas presente no meio e a temperatura.

No Sistema Internacional de Unidades, adotado pelo Brasil, a unidade de condutância é siemens, microsiemens por centímetro ($\mu\text{S cm}^{-1}$) é usualmente empregado.

No reconhecimento de impactos ambientais, a condutividade pode ser um indicativo das modificações na composição da água, porém não fornece nenhuma indicação qualitativa e quantitativa dos componentes envolvidos, podendo assim, representar apenas uma medida indireta da concentração de poluentes (CETESB, 2011). Normalmente, águas naturais apresentam teores de condutividade na faixa de 10 a 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$, enquanto que em ambientes poluídos por esgotos domésticos ou industriais os valores podem chegar até 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (BRASIL, 2006).

3.3.5 Potencial Hidrogeniônico–pH

O Potencial Hidrogeniônico (pH) é um dos parâmetros mais importantes e também mais usado em estudos no âmbito do saneamento ambiental. Por definição o pH é a relação numérica que expressa o equilíbrio entre íons (H^+) e (OH^-), em outras palavras, representa a intensidade das condições ácidas ou alcalinas do meio líquido e é determinado em escala antilogarítmica, compreendendo a faixa de 0 a 14 (BRASIL, 2006).

Em linhas gerais, o pH da água depende tanto da origem e das características naturais da bacia hidrográfica (solo, geologia, clima, dissolução de rochas, fotossíntese), quanto da ação antropogênica, pela introdução de resíduos domésticos e industriais (LIBÂNIO, 2005).

Os ecossistemas aquáticos podem ser afetados diretamente e/ou indiretamente pelo pH. Diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das espécies e indiretamente, ao

contribuir para a precipitação de metais pesados e na solubilização de nutrientes (CETESB, 2011). Sistemas biológicos são muito sensíveis a alterações de pH e que, além dos processos decorrentes das atividades humanas, processo naturais como a fotossíntese, pode elevar o pH do meio através do consumo de CO_2 durante o dia e, contrariamente, reduzir o pH através da respiração de microrganismos, que forma o ácido carbônico, com liberação e dissolução do gás carbônico (CO_2) (BRAGA *et al.*, 2005).

Nas estações de tratamento de água, a eficácia das várias unidades de tratamento depende do controle do pH, como por exemplo, a coagulação, a floculação e a desinfecção pelo cloro. A própria distribuição final da água é afetada pelo pH e, portanto, deve ser controlada, uma vez que o pH baixo torna a água corrosiva e águas com pH elevado tendem a formar incrustações nas tubulações (CETESB, 2011).

As restrições de faixas de pH são estabelecidas pela legislação brasileira através da resolução n°357/2005 do CONAMA, como sendo recomendável, proteção à vida aquática, a faixa de 6,0 a 9,0 para as classes de águas naturais, e para águas destinada ao abastecimento público os valores são fixados entre 6,0 e 9,5, de acordo com a Portaria n°518/2004do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004a).

Este parâmetro difere dos de alcalinidade e acidez que são a capacidade de neutralizar ácidos e a capacidade de resistir às bases, respectivamente.

3.3.6 Alcalinidade

A alcalinidade total de uma água é a soma das diferentes formas de alcalinidade existentes, ou seja, é a concentração de hidróxidos (OH^-), carbonatos (CO_3^{2-}) e bicarbonatos (HCO_3^-), expressa em termos de Carbonato de Cálcio (CaCO_3) (RICHTER e NETTO, 2007). A alcalinidade mede a habilidade de uma amostra de água em atuar como uma base pela reação com prótons, em outras palavras, é a capacidade de um corpo aquático em resistir à acidificação pela neutralização (tamponamento), quando submetida a uma chuva ácida, por exemplo (BAIRD, 2011). A água pode ter baixa alcalinidade e alto valor de pH ou vice-versa.

A distribuição entre as três formas de alcalinidade na água se dá em função do seu pH: para $\text{pH} > 9,4$ há o predomínio de hidróxidos e carbonatos; pH entre 8,3 e 9,4 se deve a presença de carbonatos e bicarbonatos e; pH entre 4,4 e 8,3 apenas bicarbonatos (LIBÂNIO, 2005). Verifica-se assim que, na maior parte dos ambientes aquáticos, a alcalinidade deve-se

exclusivamente a presença de bicarbonatos. A maioria das águas naturais apresenta valores de alcalinidade na faixa de 30 a 500 mg L⁻¹ de CaCO₃ (BRASIL, 2006).

Este índice é importante durante o processo de tratamento de água, pois está relacionada com a coagulação, redução da dureza e prevenção da corrosão nas canalizações de ferro fundido da rede de redistribuição (ROLOFF, 2006). Normalmente as águas superficiais possuem alcalinidade natural suficiente para reagir com o sulfato de alumínio nos processos de tratamento, mas quando a alcalinidade é muito baixa há a necessidade de adição de substâncias alcalinas (cal hidratada ou carbonato de sódio) para provocar uma alcalinidade artificial, ou quando a alcalinidade é muito elevada, acidifica-se a água (BRASIL, 2004b).

A alcalinidade elevada esta associada a processos de decomposição da matéria orgânica, a alta liberação e dissolução de gás carbônico na água pela respiração de microrganismos e ao lançamento de efluentes industriais (LIBÂNIO, 2005).

Este parâmetro químico está relacionado com a dureza, uma vez que os cátions mais comuns vinculados aos ânions causadores da alcalinidade estão diretamente relacionados com a dureza da água, que são o cálcio (Ca⁺²) e o magnésio (Mg⁺²).

3.3.7 Acidez

A acidez, ao contrário da alcalinidade, neutraliza bases e mede a capacidade da água em resistir às mudanças bruscas de pH, que decorre, fundamentalmente, devido à presença de gás carbônico livre na água (LIBÂNIO, 2005).

O gás carbônico livre existente em águas superficiais normalmente está em concentração menor do que 10 mg L⁻¹. Acidez elevada pode provocar corrosão das estruturas metálicas e de materiais à base de cimento de um sistema de abastecimento de água e por essa razão o seu teor deve ser conhecido e controlado (BRASIL, 2004b).

A origem da acidez tanto pode ser de origem natural, que está relacionada ao CO₂ absorvido da atmosfera ou resultante da decomposição de matéria orgânica e a presença de gás sulfídrico (H₂S), quanto de origem antropogênica, associada a despejos industriais, principalmente (LIBÂNIO, 2005).

As formas de acidez também estão distribuídas em função do pH da água: pH > 8,2 representa ausência de CO₂ livre; pH entre 4,5 e 8,2 corresponde à acidez carbônica e; pH < 4,5 está relacionado à acidez causada por ácidos minerais fortes, geralmente resultantes de

despejos industriais (LIBÂNIO, 2005). Águas com acidez mineral se tornam inadequadas para o abastecimento doméstico, por serem desagradáveis ao paladar (BRASIL, 2006).

3.3.8 Dureza

Quimicamente, a dureza é definida como sendo a soma das concentrações totais dos íons cálcio e magnésio, que são as principais espécies responsáveis pela dureza no abastecimento de água (BAIRD, 2011). Dureza é tida também como uma medida da capacidade da água de precipitar sabão.

A dureza de uma água pode ser temporária ou permanente. A dureza temporária resiste à ação dos sabões e provoca incrustações e se deve a presença de bicarbonatos de cálcio e magnésio, que se decompõem, pela ação do calor, em gás carbônico, água e carbonatos insolúveis que se precipitam. A dureza permanente, também resiste à ação dos sabões, mas não produz incrustações por serem seus sais muito solúveis na água e isso ocorre pela à presença de sulfatos, cloretos e nitratos de cálcio e magnésio (BRASIL, 2004b). Tradicionalmente, a dureza é expressa em miligramas por litro carbonato de cálcio (BAIRD, 2011).

Segundo Richter e Netto (2007), o grau de dureza da água pode ser classificado de acordo com a tabela 2.

Tabela 2 – Classificação do grau de dureza da água.

Grau de Dureza	mg L⁻¹ de CaCO₃
Mole ou branda	< 50
Moderada	entre 50 e 150
Dura	entre 150 e 300
Muito dura	> 300

Fonte: Richter e Netto, 2007.

No Brasil, as águas superficiais são, na sua maioria, brandas ou moderadamente duras, não ultrapassando 100 mg L⁻¹. Essa reduzida dureza confere a biota aquática uma maior sensibilidade em relação à presença de substâncias tóxicas, uma vez que a toxicidade é inversamente proporcional ao grau de dureza da água (LIBÂNIO, 2005).

Pessoas que vivem em áreas de água dura apresentam menor índice de mortalidade por doenças cardíacas do que pessoas que vivem em locais com água muito leve (BAIRD,

2011). A portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde estabelece para dureza o teor de 500 mg L⁻¹ em termos de CaCO₃ como o valor máximo permitido para água potável (BRASIL, 2004a).

A origem da dureza em águas superficiais pode ser natural, principalmente através da dissolução de rochas calcárias e depósitos minerais de sulfato de cálcio (BAIRD, 2011), ou pela entrada de fontes antropogênicas, como lançamento de efluentes industriais. (BRASIL, 2006).

3.3.9 Cloreto

O cloreto é o ânion Cl⁻ é um dos principais ânions inorgânicos presentes na água. Geralmente os cloretos estão presentes em águas brutas e tratadas em concentrações que podem variar de pequenos traços até centenas de mg L⁻¹, se apresentando, principalmente na forma de cloretos de sódio, cálcio e magnésio (BRASIL, 2004b).

Em águas superficiais, as fontes importantes de cloreto advêm de descargas de esgotos sanitários, efluentes industriais (indústria do petróleo, farmacêuticas, curtumes, etc.) e lixiviação do solo pela chuva (CETESB, 2011). Variações na concentração deste íon devem ser investigadas, uma vez que altos teores de cloretos em águas naturais pode ser indício de poluição fecal, proveniente de esgotos domésticos, principalmente (RICHTER e NETTO, 2007).

Para os ecossistemas aquáticos a presença de altas concentrações de cloreto provoca alterações na pressão osmótica em células de microrganismos (CETESB, 2011).

Nas águas de abastecimento público, a adição de cloro leva a uma elevação do nível de cloreto, que é resultado das reações de dissociação do cloro na água (CETESB, 2011). Altas concentrações de cloretos restringem o uso da água para consumo, pelo efeito laxativo e pela presença, principalmente, do cloreto de sódio que provoca sabor salgado em concentrações da ordem de 250 mg L⁻¹, valor que é padrão de potabilidade, segundo a portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2004a). Vale salientar que os métodos convencionais de tratamento de água não removem cloretos e quando em excesso indicam poluição fecal.

3.3.10 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é reconhecidamente o parâmetro mais importante para expressar a qualidade de um ambiente aquático (RICHTER e NETTO, 2007). O oxigênio dissolvido é vital para a preservação da vida aquática, já que vários organismos precisam de oxigênio para respirar. Algumas espécies de peixes necessitam de águas contendo no mínimo 5 mg L^{-1} para sobreviver (BAIRD, 2011).

Devido a sua baixa solubilidade ($9,1 \text{ mg L}^{-1}$ a 20°C), o OD presente em águas superficiais não atinge valores elevados (RICHTER e NETTO, 2007). A concentração de saturação de OD é inversamente proporcional a altitude, diretamente proporcional a pressão atmosférica e indiretamente proporcional a temperatura (LIBÂNIO, 2005). De acordo com Fiorucci e Benedetti-Filho (2005), os fatores que mais influenciam na concentração de oxigênio na água são a pressão atmosférica, temperatura e salinidade, além dos fatores bioquímicos e climáticos.

Segundo Braga *et al.* (2005), o oxigênio dissolvido no sistema aquático pode ser originado pela produção endógena, ou seja, por processos fotossintéticos dos organismos autótrofos ou pela reação, que consiste na passagem de oxigênio atmosférico para o interior do meio aquático por meio da interface ar-água, caracterizado como produção exógena. Os níveis de OD podem ser reduzidos naturalmente pela respiração de organismos aquáticos, mineralização da matéria orgânica, oxidação de íons e por perdas para a atmosfera (LIBÂNIO, 2005).

Por definição, águas poluídas são aquelas que apresentam baixa concentração de OD, em consequência do seu consumo na decomposição de compostos orgânicos despejados no rio, enquanto que as águas superficiais limpas apresentam concentrações de OD elevadas, chegando até a um pouco abaixo da concentração de saturação. (CETESB, 2011), em torno de $9,1 \text{ mg L}^{-1}$ a 20°C para a água pura, como dito anteriormente.

As variações na concentração de OD estão associadas aos processos físicos, químicos e biológicos, bem como as ações antrópicas (lançamento de efluentes) e naturais (velocidade hidráulica, fotossíntese) que ocorrem nos corpos d'água (LIBÂNIO, 2005).

3.3.11 Demanda bioquímica de oxigênio – DBO

Por definição, a DBO de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica, por decomposição microbiana aeróbica, para uma forma inorgânica estável (BAIRD, 2011). Em outras palavras, a DBO é o oxigênio que vai ser respirado pelos decompositores aeróbios para a completa decomposição da matéria orgânica lançada na água (BRAGA *et al.*, 2005).

Este parâmetro não é monitorado em estações de tratamento, pois os corpos d'água naturais utilizados para abastecimento apresentam DBO inferior a 5 mg L⁻¹, salvo aqueles receptores de águas lixiviadas de criadouros, efluentes domésticos e industriais (LIBÂNIO, 2005).

Todavia, o conhecimento da DBO serve como um indicativo do potencial poluidor de certas substâncias em relação ao consumo de OD em águas com suspeita de contaminação (BRAGA *et al.*, 2005).

A DBO é avaliada experimentalmente, determinando-se as concentrações de oxigênio dissolvido antes e após um período de 5 dias (DBO₅) em uma temperatura constante de 20°C (BAIRD, 2011). Pelo fato da DBO₅ ser um teste padronizado, não é possível indicar a presença de matéria não biodegradável, nem superestimar o efeito tóxico ou inibidor de materiais sobre a atividade microbiana (CETESB, 2011).

Altos valores da DBO₅ causam uma diminuição de oxigênio dissolvido na água, o que pode provocar mortandade de peixes e eliminação de outros organismos aquáticos (BRASIL, 2011). Num corpo d'água, o aumento no valor da DBO₅ é provocado principalmente por despejos de origem orgânica e, decorrente da alta oferta de nutrientes, acarretam um acréscimo da microflora presente, o que resulta na produção de sabores e odores desagradáveis, podendo também causar inconvenientes nas estações de tratamento de água por obstruir os filtros de areia (CETESB, 2011).

3.3.12 Oxigênio consumido (Matéria Orgânica)

O termo "Oxigênio Consumido" (OC) quimicamente tem o mesmo significado que a Demanda Química de Oxigênio, ou seja, é baseado na medida da concentração de oxigênio requerido para oxidar a matéria orgânica, biodegradável ou não, em meio ácido e em condições energéticas por ação de um oxidante forte, no entanto, quando o oxidante utilizado

é o permanganato, emprega-se a metodologia para OC. Assim o oxigênio consumido, também conhecido como "matéria orgânica", é um indicador da concentração de matéria orgânica, assim como a DQO (VALENTE *et al.*, 1997).

O objetivo é oxidar quantitativamente as substâncias oxidáveis e fornecer informações úteis acerca da quantidade de OC, que demonstram alterações da qualidade da água a ser tratada e indicam a efetividade do processo do tratamento aplicado, além de apontar um possível desenvolvimento de microrganismo nas unidades de tratamento (TRATAMENTO DE ÁGUA, 2008).

A oxidação com permanganato é mais utilizada para águas limpas, com baixa concentração de matéria orgânica, onde as concentrações de OC são inferiores a 5 mg L^{-1} e, por isso mais utilizada na avaliação de potabilidade. A DQO é mais utilizada em águas cuja concentração de OC esteja acima de 5 mg L^{-1} , com maior teor de matéria orgânica (VALENTE *et al.*, 1997).

3.3.13 Nitrogênio Total

O nitrogênio (N) é o gás mais abundante na atmosfera (78%) e está presente em águas naturais nas formas orgânicas e inorgânicas, que geram preocupação a saúde humana e aquática (BAIRD, 2011). Pode ser encontrado, portanto, nas formas oxidadas, como nitrito e nitrato e reduzidas, como nitrogênio orgânico e amoniacal (LIBÂNIO, 2005). O nitrogênio total corresponde ao somatório desses compostos que apresentam diferentes estados de oxidação.

A poluição pode estar associada às formas de nitrogênio encontradas nas águas superficiais monitoradas, onde há predominância das formas reduzidas, o foco de poluição se encontra próximo e se prevalecer nitrito e nitrato indica que as descargas de esgotos se encontram distantes (CETESB, 2011).

Este elemento é um dos nutrientes mais importantes para o crescimento de algas e macrófitas, sendo facilmente assimilável nas formas de amônio e nitrato (BRASIL, 2006). O nitrogênio é considerado macronutriente, sendo depois do carbono, o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas (CETESB, 2011).

Quando descarregados em grande quantidade nos recursos hídricos, o nitrogênio em conjunto com o fósforo, provoca o fenômeno conhecido como eutrofização (CETESB, 2011). Esse fenômeno ocorre por meio do aumento da produtividade biológica, sendo observada a

proliferação de algas e outros vegetais aquáticos por causa da maior quantidade de nutrientes disponíveis (BRAGA *et al.*, 2005).

A entrada de nitrogênio em águas superficiais se dá por fontes naturais (proteínas, clorofila), mas principalmente através de fontes antrópicas, que vão desde lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais, à drenagem de águas pluviais em áreas urbanas e o escoamento de áreas rurais que contenham criadouros de animais e uso de fertilizante em solos agrícolas (LIBÂNIO, 2005; BRASIL, 2011).

3.3.14 Fósforo Total

Sais de fósforo e nitrogênio dissolvidos na água são fundamentais para a manutenção da cadeia alimentar no meio aquático, servindo de nutrientes para organismos autótrofos. A presença desses sais é um fator limitante, pois um aumento excessivo pode gerar uma proliferação exagerada de algas, ocorrendo a eutrofização (BRAGA *et al.*, 2005). Por ser menos abundante que o nitrogênio, o fósforo aparece como nutriente limitante para o desenvolvimento de algas e plantas aquáticas.

No ambiente aquático, o fósforo (P) pode ser encontrado sob a forma de fosfatos orgânicos, ortofosfatos (sais inorgânicos) e os polifosfatos, sendo que este último sofre hidrólise e converte-se rapidamente em ortofosfatos, por esse motivo não é considerado em estudos de controle de qualidade das águas (CETESB, 2011).

A presença de fósforo na água pode estar relacionada a processos naturais, como a dissolução de rochas, carreamento do solo, decomposição de matéria orgânica (BRASIL, 2006). Entre as fontes antropogênicas destacam-se os esgotos domésticos, pela presença dos detergentes fosfatados e de material fecal. A entrada de fósforo também se dá pela drenagem pluvial de áreas agrícolas e urbanas e, mais acentuadamente, através de efluentes industriais das indústrias de fertilizantes e pesticidas, alimentícias, laticínios, frigoríficos e abatedouros (BRASIL, 2011).

Em águas naturais não poluídas, as concentrações de fósforo situam-se na faixa de 0,01 mg L⁻¹ a 0,05 mg L⁻¹ (BRASIL, 2006).

3.5 LEGISLAÇÃO

As Leis Federais nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, e nº 9.984, de 17 de julho de 2000, instituem a Política Nacional de Recursos Hídricos e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, que no Brasil são responsáveis pela regulamentação das atribuições, normas gerais e ações dos diversos órgãos que os compõem, auxiliando na gestão e na conservação das águas brasileiras.

De acordo com o Art. 9º da Lei nº 9.433/1997, os corpos d'água são enquadrados em classes, segundo seus usos preponderantes e visam “assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas” e a “diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes”.

Atualmente o enquadramento de corpos d'água pertence ao Sistema Nacional de Meio Ambiente (SISNAMA) e ao Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH). O artigo 10º da Lei nº 9.433/1997 determina que “as classes de corpos de água serão estabelecidas pela legislação ambiental”. Portanto, sua implementação exige a articulação entre o SINGREH e o SISNAMA.

As principais regulamentações para o enquadramento são as resoluções nº 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) e a nº 91/2008 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) (BRASIL, 2011).

Os padrões de qualidade para os corpos d'água são fixados pela Resolução nº 357 do CONAMA, de 17 de março de 2005 que, além de dispor sobre as diretrizes ambientais para o seu enquadramento, estabelece condições e padrões de lançamentos de efluentes (BRASIL, 2005). No Brasil é adotado o enquadramento por classes de qualidade. O Art. 3º, desta mesma Resolução, dispõe que as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, em treze classes de qualidade. Cada classe tem limites máximos de resíduos estabelecidos para alguns compostos (BRASIL, 2005). Esta resolução traz compostos que já têm seu uso proibido no Brasil, no entanto, não estabelece limites para muitos de ampla utilização, dentre estes vários pesticidas.

Em 2011 a Resolução CONAMA 357/2005, foi revogada parcialmente pela Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, a qual disciplina condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão do lançamento de efluentes em corpos d'água receptores

(BRASIL, 2011). Desta norma, foram mantidos os critérios e parâmetros relativos à classificação e enquadramento de corpos d'água (em doces, salobras e salinas).

Quando destinada ao abastecimento público, a água deve enquadrar-se nos parâmetros dispostos na Portaria nº 518 de 25 de março de 2004 da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) do Ministério da Saúde. Esta Portaria estabelece procedimentos e responsabilidades inerentes ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano, cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos devem atender ao padrão de potabilidade e que não ofereça riscos à saúde (BRASIL, 2004a).

O conjunto de parâmetros bem delineados pela legislação auxilia nas ações de monitoramento ambiental e da Vigilância Sanitária, com propósito de identificar possíveis alterações que possam representar risco à saúde e garantir água de qualidade para os diversos usos.

A conservação dos recursos hídricos depende também da manutenção das florestas que ocupam as margens dos rios, chamadas de mata ciliar ou ripária e que, no Brasil, são protegidas por lei como “Áreas de Preservação Permanente” (APP). Segundo a Resolução nº 302 de 20 de março de 2002 do CONAMA, as APP tem a “função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica, a biodiversidade, o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem estar das populações humanas” (BRASIL, 2002).

O novo código florestal aprovado pelo Senado em dezembro de 2011 e encaminhado para Câmara dos Deputados para a votação final em março de 2012, prevê uma série de alterações bastante questionadas por ambientalistas, principalmente no que diz respeito à recomposição de APP já devastadas. Essas mudanças na legislação ambiental podem causar prejuízos incalculáveis nos ecossistemas aquáticos.

A ausência da mata ciliar (APP), entre vários fatores, aumenta o escoamento direto de resíduos de agrotóxicos das áreas agrícolas diretamente para a água; provoca o deslocamento e até o desaparecimento de nascentes; causa o aumento na temperatura e redução do oxigênio dissolvido da água e; contribui para o assoreamento, que aumenta a velocidade das águas e provoca erosões. Na ausência desta vegetação, o próprio curso d'água “arrasta” o barranco e mais sedimento irá para dentro do rio, deixando-o mais largo e mais raso. Além disso, os sedimentos removem por atrito as algas, fungos e bactérias que recobrem o leito do rio, ou as enterra (assoreamento) modificando bastante o ambiente aquático, levando ao desaparecimento de espécies de peixes.

Nas cadeias alimentares aquáticas, folhas mortas e galhos são as fontes primárias de carbono orgânico, chegando a representar 70% do fluxo de energia anual desses ecossistemas. A destruição da mata ciliar elimina esta fonte de nutrientes e de energia alterando a cadeia alimentar (SÁ *et al.*, 2003).

Portanto, a presença de APP auxilia na infiltração de água no solo, facilitando o abastecimento do lençol freático; mantêm a qualidade da água, dificultando o escoamento superficial de partículas e sedimentos que causam poluição e assoreamento dos recursos hídricos; fornecem sombra, mantendo a estabilidade térmica da água; impedem o impacto direto da chuva no solo, minimizando processos erosivos, e servem de abrigo e alimento para grande parte da fauna aquática (LIMA e ZAKIA, 2004). E a mata ciliar também tem o papel de filtro, de retenção de fósforo e de nitrogênio, de retenção de sedimentos, evitando a degradação do curso de água.

Segundo Tundisi e Tundisi (2010), a manutenção de vegetação e florestas ripárias em torno dos rios são medidas fundamentais para a preservação dos mananciais e a conservação da qualidade das águas.

Num estudo realizado em 2002, a região da Bacia do Rio Dourados já apresentava índices de vegetação nativa, incluindo reservas legais e áreas de preservação permanente, inferior ao que preconiza a legislação (DANIEL *et al.*, 2002). Em consequência desta devastação, o assoreamento é visível através dos bancos de areia e cascalho que são encontrados ao longo do Rio, comprometendo a qualidade da água. A redução das APP na região da Bacia se deve, principalmente, ao avançar das áreas de culturas já estabelecidas, a crescente urbanização e industrialização e a construção de estradas vicinais.

3.6 POLUIÇÃO E CONTAMINAÇÃO DE AMBIENTES LÓTICOS

Primeiramente, há que se fazer a distinção entre os termos poluição (sujar) e contaminação (envenenar, infectar), ambos de origem latina. Entende-se por poluição da água toda alteração de suas características por quaisquer ações ou interferências, sejam elas naturais ou antropogênicas (BRAGA *et al.*, 2005). Quando tais alterações colocam em risco a saúde da biota aquática e a do ser humano, a poluição passa a denominar-se contaminação (RICHTER e NETTO, 2007). Pode-se, portanto, poluir um corpo d'água sem necessariamente contaminá-lo.

Um rio é considerado saudável quando apresenta uma comunidade diversificada, cadeia alimentar extensa, ciclagem completa dos elementos (o material que é eliminado por um organismo e imediatamente assimilado por outro) e um equilíbrio nas atividades de produção e respiração. Qualquer prejuízo ou limitação dessas características ecológicas representa um indício de poluição (BRASIL, 2006).

Os efeitos da poluição aquática dependem da natureza do poluente introduzido, do caminho que percorre esse poluente e do uso que se faz do recurso hídrico. Desse modo, é possível distinguir as fontes de poluição em pontuais e difusas. (BRAGA *et al.*, 2005). Fontes pontuais podem ser tratadas e controladas por se tratar de locais específicos que descartam poluentes, como fábricas, aterros e estações de tratamento de esgotos. Fontes difusas são aquelas geradas em grandes áreas e, por isso de difícil o controle, como fazendas, florestas que sofreram extração de madeira, tanques sépticos, enxurradas da chuva e deposições atmosféricas sobreviver (BAIRD, 2011). Em sua maioria, os poluentes advindos de fontes pontuais possuem limites para descarga nos recursos hídricos, regulamentados por leis ambientais.

De acordo com Braga *et al.* (2005), os principais poluentes são compostos orgânicos biodegradáveis e recalcitrantes (não biodegradável ou degradação lenta), metais, nutrientes (fósforo e nitrogênio) sólidos em suspensão, calor, elementos radioativos e organismos patogênicos.

Segundo a Agência de vigilância em saúde, são cinco os principais fenômenos causadores da poluição aquática: a *contaminação*, que consiste na introdução de substâncias que provocam alterações prejudiciais ao ambiente aquático, onde os agentes de maior importância são a matéria orgânica, os organismos patogênicos, os compostos organossintéticos e os metais pesados; o *assoreamento*, que além de reduzir o volume do corpo d'água, contribui para a eliminação parcial da comunidade bentônica, que habita o fundo dos rios e que exerce importante papel na cadeia alimentar e na regulação ecológica do corpo d'água; a *eutrofização* que reduz consideravelmente a concentração de oxigênio e, entre outros fatores, causa proliferação de mosquitos e insetos, mortandade de peixes, gera maus odores, prejuízos a navegação e recreação; a *acidificação* que proporciona prejuízos para a biota aquática, para abastecimento, aquicultura e geração de energia elétrica (corrosão em turbinas) e; as *alterações hidrológicas* que acarretam prejuízos na quantidade e na qualidade de água, através da retirada de água de rios ou mudanças em seu curso, para diversos fins (BRASIL, 2006).

Ao atingir o meio aquático, os poluentes têm seu comportamento e concentrações alterados em reflexo à ação dos mecanismos físicos, químicos e biológicos que ocorrem naturalmente. Ambientes lóticos não são estáticos e em consequência da ação hidrodinâmica destes ambientes, os poluentes podem ser transportados espontaneamente de uma região para outra, e por isso, apresentar concentrações que variam no tempo e no espaço (BRAGA *et al.*, 2005). Em sobreposição a essas condições, Razmkhah *et al.*(2010) assinala ainda que as cargas de poluição provenientes de efluentes industriais e municipais, drenagem agrícola e do escoamento superficial rural e urbano são fatores que também se alteram fortemente em função das variações sazonais, mais potencialmente a concentração de determinados poluentes nos rios.

A origem da poluição nos ambientes aquáticos pode ser associada ao o forte crescimento populacional e a expansão das atividades industriais (BRASIL, 2006). Agregam-se a estes problemas, o fato da grande maioria da população brasileira estar concentrada em cidades, próximos de rios e mananciais, desencadeando um duplo impacto negativo para os recursos hídricos: a intensificação do uso e o aumento da poluição. Um importante aspecto relacionado aos principais rios brasileiros refere-se à carga de poluentes recebida de seus afluentes, principalmente os que atravessam perímetros urbanos (MADRUGA *et al.*, 2008).

Diversos estudos têm sido realizados objetivando quantificar os níveis de contaminação em bacias hidrográficas, determinando e identificando as possíveis fontes de poluição.

Além dos problemas relacionados a acidentes e gerenciamento de resíduos sólidos, a principal preocupação em relação à preservação ambiental, no presente e no futuro, deve ser a identificação, quantificação e possivelmente a substituição de substâncias nocivas e, ainda, dos efeitos de tais produtos em organismos, comunidades e no ecossistema como um todo (LUNA, 2003).

3.6.1 Contaminação por metais

Metais são componentes naturais da crosta terrestre. A maioria dos elementos químicos existentes são metais e estão posicionados à esquerda na tabela periódica. É característica dos átomos metálicos terem baixas energias de ionização e baixas afinidades eletrônicas. Conseqüentemente, os metais tendem a formar íons carregados positivamente

(RUSSEL, 1999). Em função disso, os metais são altamente reativos do ponto de vista químico, o que explica a dificuldade de encontrá-los no estado puro na natureza.

No ambiente, os metais são geralmente mais persistentes que os contaminantes orgânicos, como pesticidas ou derivados de petróleo (HASHIM *et al.*, 2011). Ao contrário de muitos compostos orgânicos, os metais são degradados em espécies solúveis e, assim, se tornam biologicamente disponível, embora, em alguns casos, também possam ser transformados em formas insolúveis (BAIRD, 2011).

Uma das maiores preocupações ecológicas refere-se ao impacto ambiental causado pela liberação antrópica de metais pesados nos diversos ambientes naturais e, de maior importância, naqueles de maior interação com populações humanas, que é o caso da água.

A preocupação ambiental com os metais advém de três aspectos principais, relacionados à sua toxicidade, à sua facilidade para bioacumulação em diferentes níveis tróficos da cadeia alimentar e ao fato de eles serem utilizados em grande escala em processos e produtos industriais diversos, podendo alcançar o meio ambiente (MELO, 2003).

Segundo Lenntech (2004) citado por Hashim *et al.* (2011), muito embora alguns metais atuem como micronutrientes essenciais ao metabolismo dos seres vivos, em concentrações mais elevadas podem levar à intoxicação grave e comprometer o bem-estar e o equilíbrio da saúde dos organismos. De modo geral, a concentração é que determina se um elemento é tóxico, benigno ou essencial (LUNA, 2003). No entanto, alguns metais são considerados tóxicos mesmo em concentrações mínimas. Frequentemente, as intoxicações mais sérias são ocasionadas pela exposição ao alumínio, arsênio, bário, berílio, cádmio, chumbo, mercúrio e níquel (VIRGA *et al.*, 2007).

A toxicidade, mobilidade e reatividade dos metais pesados dependem de sua especiação, que por sua vez depende de algumas condições como, por exemplo, pH e temperatura (HASHIM *et al.*, 2011).

O processo de bioacumulação varia grandemente entre os diferentes organismos, os invertebrados, por exemplo, têm uma alta capacidade de concentrar metais e outros materiais encontrados no seu ambiente ao filtrarem o plâncton. Como os metais podem formar complexos estáveis com compostos orgânicos, há uma tendência em serem fixados nos tecidos, e sendo bioacumulados, se tornam um grave problema na cadeia alimentar (VIDOTTI e ROLLEMBERG, 2004).

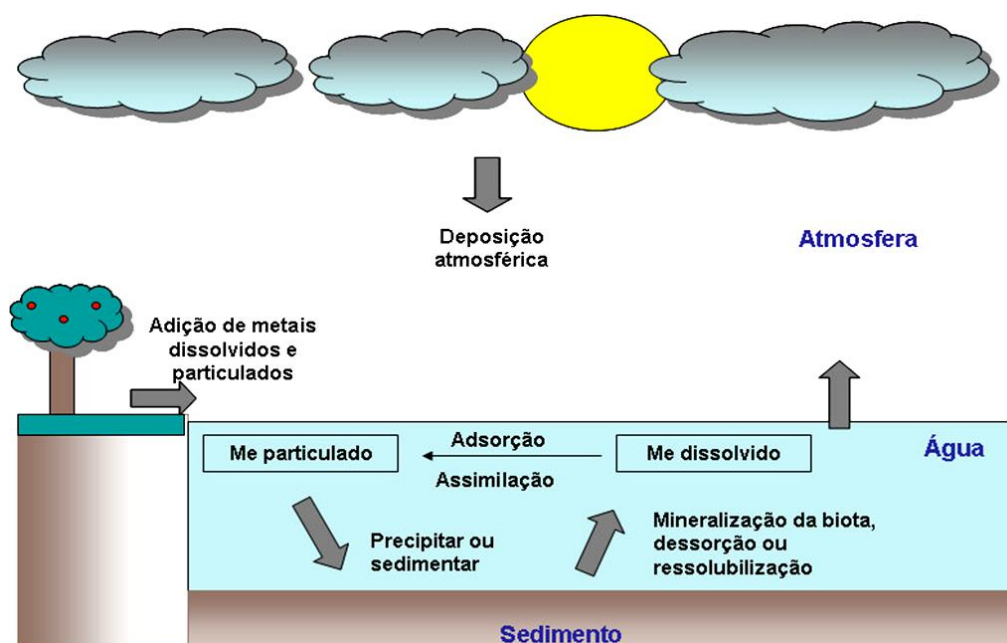
Na maioria das vezes, os metais são transportados de um lugar para outro a partir do ar, tanto como espécie gasosa, quanto como espécie absorvida ou adsorvida sobre material

particulado em suspensão. Atualmente, mais da metade da entrada de metais em águas superficiais deve-se a deposição atmosférica (BAIRD, 2011). Os rios compõem um ambiente propício para a disposição de resíduos metálicos, pois além de ser um ambiente aberto, a água é capaz de carregar e solubilizar diversos tipos de substâncias.

Os metais podem estar distribuídos no ambiente aquático na fase aquosa (coluna d'água e água intersticial), na fase sólida (suspensa e sedimentada) e nos organismos aquáticos. A troca entre estas fases é dinâmica e varia de um ecossistema para outro. Os teores de metais na fase aquosa estão em equilíbrio com os teores nos sedimentos de fundo, cujos valores são bem superiores aos teores na água. O tempo de residência dos metais nesse ambiente depende de vários processos no meio, os quais promovem a sua fixação ou remobilização (RIBEIRO, 2002).

Esses elementos uma vez presentes nos sistemas aquáticos estão sujeitos a diversas interações (Figura 4), podendo interagir com outros solutos, formando complexos e permanecendo na forma dissolvida. Podem também se unir as partículas inorgânicas e orgânicas por meio de adsorção e assimilação por microrganismos, ficando, nesse caso, na forma particulada. Uma vez particulado, o metal pesado pode precipitar-se ou sedimentar-se no fundo do corpo d'água. Ele retornará à forma dissolvida por meio da mineralização da biota, dessorção ou ressobilização (TORRADO *et al.*, *apud* SOUZA, 2006).

Figura 4 - Interações biogeoquímicas dos metais no ambiente aquático.



Fonte: TORRADO *et al.*, *apud* SOUZA, 2006.

O destino final para os metais normalmente são os solos e sedimentos (BAIRD, 2011). Os metais dissolvidos na fase aquosa podem chegar à fase sólida através de processos de adsorção, floculação, precipitação e coprecipitação, isso se não ocorrer nenhuma grande modificação físico-química na água (HATJE *et al.*, 2003). Os contaminantes acumulados na fase sólida, por sua vez, podem ser lenta ou bruscamente liberados na coluna d'água. Assim, os sedimentos podem atuar como reservatório ou fonte de metais pesados.

Nesse contexto, os fatores físico-químicos da água são de grande importância, pois podem disponibilizar os metais que estão dissolvidos na água, adsorvidos nos sólidos em suspensão ou associados aos sedimentos de fundo, deixando-os disponíveis à biota (SOUZA, 2006).

Alguns metais são encontrados na natureza e são facilmente disponibilizados ao organismo humano por meio dos alimentos, solos, ar e água, como é o caso do cromo, cobre, zinco, selênio, ferro, manganês, etc (VIRGA *et al.*, 2007).

Grande parte dos metais tóxicos despejados nas águas superficiais são advindos de fontes tipicamente antrópicas, como resíduos sólidos domésticos, descarte de esgoto, refinamento dos fosfatos e da bauxita, geração de cloro; fabricação de ferro, aço e baterias, curtimento do couro, agrotóxicos etc.

3.6.1.1 Alumínio

O alumínio (Al) é o metal mais abundante e o terceiro elemento mais abundante, em peso, da crosta terrestre, ficando atrás apenas do oxigênio e silício. O minério de Al mais importante é a bauxita, ocorrendo também em grandes quantidades em rochas da classe dos aluminossilicatos, tais como os feldspatos e as micas. Quando essas rochas se decompõem, formam argilas ou outras rochas metamórficas. Não há nenhum método simples ou econômico de extrair o Al de feldspatos, micas e argilas. O Al é obtido, principalmente, a partir da bauxita (LEE, 1999).

Atualmente o Al é reconhecido como um metal não essencial e tóxico para os seres humanos (KHAN, 2009). Por este motivo, tem despertado uma considerável atenção em torno da sua toxicidade e seus efeitos biológicos em organismos vivos.

A toxicidade do Al depende da sua espécie química estar biodisponível aos organismos vivos. A toxicologia biológica revelou que a toxicidade do alumínio na forma inorgânica é maior do que quando encontrado associado ao íon fluoreto e a compostos

orgânicos (LU *et al.*, 2011). Portanto, a especiação do alumínio em sistemas ambientais e biológicos é um assunto de atual e crescente atenção, não podendo ser descartada que a presença de alto teor de Al total na água certamente indica um estado de contaminação preocupante.

O Alumínio tem algumas toxicidades bem documentadas em que pouca informação foi adicionada nos últimos anos. A exposição a este metal tem sido considerada como a possível causa de uma série de patologias humanas incluindo encefalopatia, doença de Parkinson, doença de Alzheimer (KLEIN, 2005; SUN e WU, 2010; ULUSOY *et al.*, 2011), além de doenças ósseas (KLEIN, 2005).

Vários estudos sugerem que o Al (III) pode ser acumulado no cérebro por diferentes vias, as quais os seres humanos estão frequentemente expostos, como águas, alimentos e produtos farmacêuticos, podendo interferir nas atividades normais do sistema nervoso (SANGA *et al.*, 2008).

Em águas naturais a concentração de Al é muito pequena (10^{-6} mol L⁻¹), devido à sua limitada solubilidade em pH na faixa de 6 a 9 (BAIRD, 2011). Nos últimos anos, no entanto, uma grande quantidade de Al foi liberado no meio ambiente através de acidificação das águas resultante da descarga de resíduo industrial, urbano e agrícola, lixiviação do solo e da chuva ácida (KHAN, 2009). Sua solubilidade aumenta em pH mais baixos e também através da complexação com flúor ou de substâncias orgânicas, por exemplo. A maioria dos compostos orgânicos que contêm combinações de grupos carboxila e hidroxila formam complexos com Al. Nas águas naturais estes grupos são encontrados em compostos como ácidos húmicos e fúlvicos (ULUSOY *et al.*, 2011).

Alguns estudos revelam que mesmo após o tratamento, a água potável apresenta quantidades de Al significativamente maiores do que as encontradas nas águas naturais. A causa deste aumento na concentração final de Al na água destinada ao abastecimento público é porque a maioria das unidades de tratamento de água ainda utilizam agentes coagulantes à base de Al (KAZI *et al.*, 2009; ULUSOY *et al.*, 2011). O teor máximo admissível de Al em água potável é de 0,2 mg L⁻¹, segundo a Portaria nº 518 de 25 de março de 2004 da ANVISA (BRASIL, 2004a) e de 0,1 mg L⁻¹ para rios de classe II, segundo a resolução 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005).

Dada à frequência de exposição há produtos e materiais contendo este metal, a determinação de níveis baixos de alumínio torna-se cada vez mais importante na área ambiental e clínica. Quando em concentrações acima do permissível, há que se considerar

também a necessidade de recuperar ambientes já contaminados através de processos de remediação, devido ao seu papel negativo na vida humana.

3.6.1.2 Ferro

O ferro é o quarto elemento mais abundante da crosta terrestre e o mais utilizado dentre todos os metais, principalmente na fabricação do aço, podendo ser encontrado na natureza nas formas dos minérios hematita (Fe_2O_3), magnetita (Fe_3O_4), limonita [$\text{FeO}(\text{OH})$] e siderita (FeCO_3) (LEE, 1999). O ferro confere sensação de adstringência e coloração vermelha à água. Embora não apresente inconveniente sanitário, águas ferruginosas mancham as roupas durante a lavagem, aparelhos sanitários e podem ficar depositadas nas tubulações, causando prejuízos econômicos (BRAGA, 2005).

Em águas naturais é comumente encontrado nas formas insolúvel (Fe^{+3}) e dissolvida (Fe^{+2}) (LIBÂNIO, 2005). Nas águas superficiais, especificamente, o nível de ferro aumenta nas estações chuvosas devido ao carreamento de solos e a ocorrência de processos de erosão das margens. Também poderá ser importante a contribuição devido aos efluentes industriais, pois muitas indústrias metalúrgicas desenvolvem atividades de remoção da camada oxidada (ferrugem) das peças antes de seu uso, processo conhecido por decapagem. Nas águas tratadas para abastecimento público, o emprego de coagulantes a base de ferro provoca elevação em seu teor (CETESB, 2011).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através da resolução 357/05, limita em $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ de Fe a presença em rios cujas águas classificadas como classe II (BRASIL, 2005).

Sua importância biológica se deve as inúmeras funções que seus compostos desempenham nos organismos vivos. Dentre estas funções pode-se destacar o transporte de elétrons em plantas e animais (citocromos e ferredoxinas), transporte de oxigênio nos mamíferos (hemoglobina), armazenamento de oxigênio (mioglobina), armazenamento e absorção de ferro (ferritina e transferrina) e como componente da enzima fixadora de nitrogênio das bactérias (nitrogenase) (LEE, 1999).

3.6.1.3 Chumbo

O chumbo (Pb) juntamente com o carbono, o silício, o germânio e o estanho formam o grupo 14 da tabela periódica. É encontrado principalmente na forma do minério galena

(PbS), sendo que as maiores fontes geológicas do metal são as rochas ígneas e metamórficas. Embora muito utilizado na fabricação de baterias, placas, tubulações, soldas, tintas e pigmentos, vidros lapidados, vitrificação de materiais cerâmicos, dentre outros, seu uso vem declinando devido a sua alta toxicidade (LEE, 1999).

Atualmente, este metal é onipresente no ambiente, devido às inúmeras atividades industriais que favoreceram, e ainda favorecem, sua ampla distribuição. De acordo com Moreira e Moreira (2004), as maiores fontes ambientais de chumbo e seus sais, que contribuem para a ingestão diária, são ar, poeira, alimentos, bebidas tinta e fumaça de cigarro. As suas principais fontes naturais incluem as emissões vulcânicas, o intemperismo das rochas e as emissões provenientes do mar (QUITERIO *et al.*, 2006).

Todos os seres humanos têm chumbo em seus organismos, como resultado da exposição a diversas fontes exógenas. O chumbo não apresenta nenhuma função fisiológica e é um elemento tóxico não essencial que se acumula no organismo, afetando todos os órgãos e sistemas do organismo (MOREIRA e MOREIRA, 2004). O chumbo pode inibir ou imitar a ação do cálcio, interagir com proteínas e causar saturnismo através do seu efeito cumulativo no organismo (RICHTER e NETTO, 2007).

Embora o chumbo elementar não seja um problema ambiental para muitas formas de vida, ele torna-se uma preocupação real ao dissolver-se para dar origem à forma iônica. O estado de oxidação estável é a espécie Pb^{+2} . O chumbo na água é mais completamente absorvido pelo corpo do que o do alimento, sendo a água potável a maior responsável pela ingestão de Pb pelo organismo (BAIRD, 2011).

Em águas superficiais, o limite tolerável é de $0,01 \text{ mgL}^{-1}$ de Pb, segundo a resolução 357/05 do CONAMA, para águas de classe II (BRASIL, 2005).

3.6.1.4 Zinco

O zinco (Zn) é o vigésimo quarto elemento mais abundante da e pode ser encontrado em todo o meio ambiente (ar, água e solo), principalmente, na forma de sulfeto de zinco (ZnS) e carbonato de zinco ($ZnCO_3$) (LEE, 1999). O zinco é um metal de cor branco-azulada, forma cristalina hexagonal compacta, sendo caracterizado pela sua alta resistência à corrosão, o que permite o seu emprego como revestimento protetor de vários produtos (JESUS, 2001).

Este metal exerce um papel importante nos sistemas enzimáticos de animais e plantas, onde existe aproximadamente 20 enzimas contendo Zn. O corpo humano contém

cerca de 2 g de Zn, sendo o segundo elemento de transição mais abundante no organismo, perdendo apenas para o Fe (LEE, 1999). É essencial para o bom funcionamento dos sistemas imunológico, digestivo e nervoso, pelo crescimento, controle do diabetes e os sentidos do gosto e do olfato. No entanto, se torna prejudicial à saúde quando ingerido em concentrações muito altas, sendo comprovadamente um agente cancerígeno, teratogênico e pode causar danos ao sistema reprodutivo (JESUS, 2001). Nos animais, a deficiência em zinco pode conduzir ao atraso no crescimento.

A presença de zinco é comum nas águas superficiais naturais, em concentrações geralmente abaixo de $10 \mu\text{g L}^{-1}$; em águas subterrâneas ocorre entre $10\text{-}40 \mu\text{g L}^{-1}$ (CETESB, 2011). Segundo a resolução 357/05 do CONAMA, o limite máximo permissível é de $0,18 \text{ mg L}^{-1}$ para rios que tem suas águas classificadas como classe II (BRASIL, 2005). Na água de torneira, a concentração do metal pode ser elevada devido à dissolução do zinco das tubulações. A água com elevada concentração de zinco tem aparência leitosa e produz um sabor metálico ou adstringente quando aquecida (CETESB, 2011).

Capítulo 4
MATERIAIS E MÉTODOS

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA EM ESTUDO

4.1.1 Localização

A área escolhida para a realização da pesquisa situa-se na porção sul do Estado de Mato Grosso do Sul entre as coordenadas 21°56'37 "e 22°38'06" de latitude S e 53°59'57 "e 55°57'26" de longitude W, ocupando uma faixa no sentido oeste-leste desde as imediações da Serra de Maracaju, até a foz do Rio Dourados no Rio Brilhante (Mato Grosso do Sul, 2000).

O acesso a nascente do Rio Dourados se faz pelo sistema rodoviário estadual MS-164. O trajeto percorrido da nascente à foz passa por rodovias estaduais (MS-276, MS-370) e federais (BR-463, BR-376, BR-163).

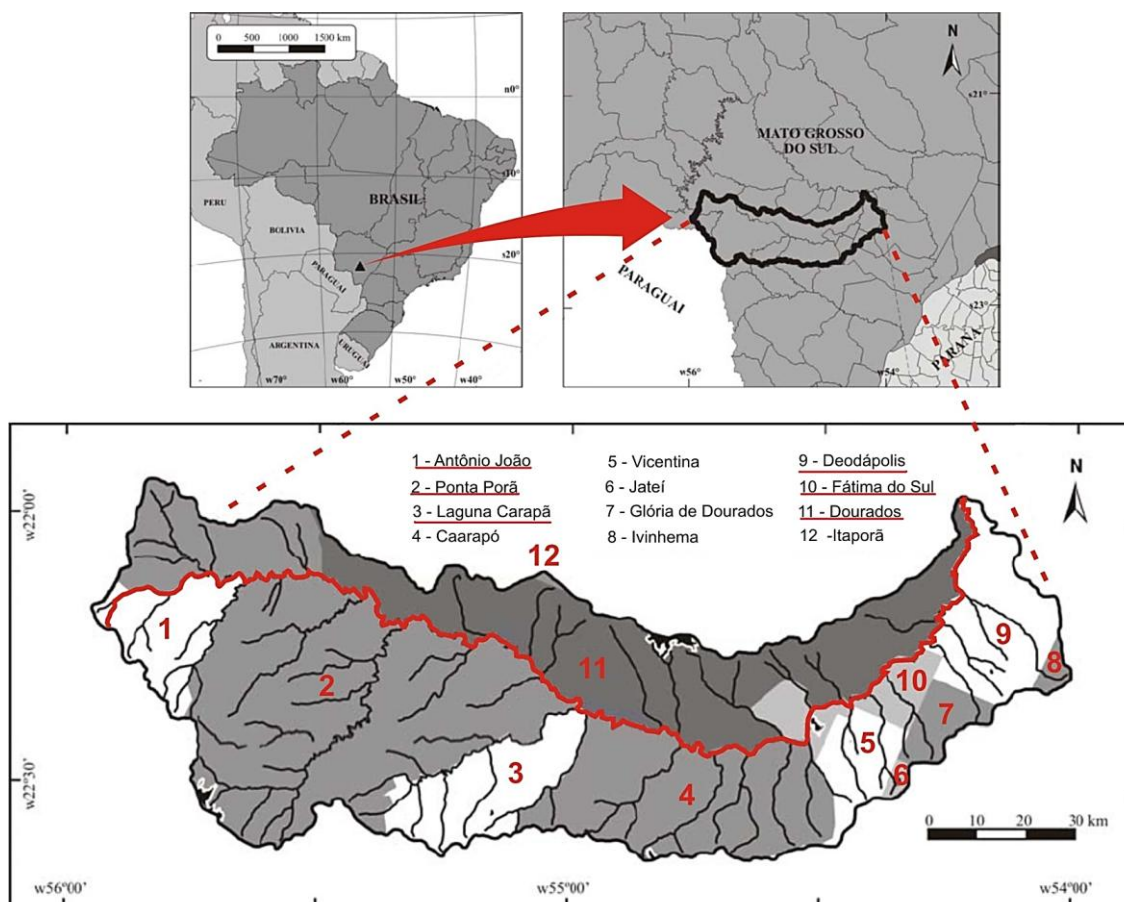
O Rio Dourado é o principal curso d'água da cidade de Dourados-MS que está situada a aproximadamente 235 Km da capital estadual, Campo Grande, próximo á divisa com o estado do Paraná e próximo á fronteira com o Paraguai (cerca de 120 km).

4.1.2 Bacia do Rio Dourados

A área da Bacia do Rio Dourados é de 9.205,41 km², o que perfaz cerca de 20,47 % da sub-bacia do Rio Ivinhema e 5,41% da área da Bacia do Rio Paraná(Mato Grosso do Sul, 2000).

Dos atuais 78 municípios que compõem o Estado de Mato Grosso do Sul, onze pertencem à Bacia do Rio Dourados, e sete destes possuem aí também sua sede: Antônio João, Ponta Porã, Caarapó, Deodápolis, Laguna Carapã, Vicentina e Fátima do Sul. Dourados tem sede parcialmente inserida na Bacia, e, com sede fora da área da Bacia estão os municípios de Glória de Dourados, Jateí e Ivinhema, muito embora com relação a estes dois últimos municípios, apenas uma área muito reduzida encontra-se inserida nesta Bacia (Figura 5) (Mato Grosso Do Sul, 2000).

Figura 5 – Localização dos municípios e do rio Dourado dentro da Bacia.



Fonte: CARNEIRO *et al.*, 2006.

Quase toda área encontra-se estruturada sobre a Formação Serra Geral. Segundo Benevento *et al.* (2006), existem seis unidades de relevo na bacia do rio Dourados (Planície Fluvial; Superfície Dissecada do Arenito Caiuá; Topos Aplanados do Arenito Caiuá; Superfície Basáltica Rebaixada Intra-Bacia; Altas Superfícies Sustentadas por Cascalhos; Superfícies Entalhadas das Cabeceiras de Drenagem), sendo que cada uma tem distribuição específica na área da bacia, dependendo do contexto geológico, altimétrico e de processos deposicionais.

A cobertura vegetal original era constituída de formações das Regiões Fitoecológicas da Savana (Cerrados), na porção oeste da área da Bacia, e da Floresta Estacional Semidecidual na sua porção leste até a foz do rio Dourados no rio Brilhante (Floresta Submontana) e ao longo dos vales dos rios (Floresta Aluvial). Atualmente, essa cobertura encontra-se praticamente desaparecida em toda a região, com exceção de alguns trechos de margens de rios, substituída por pastagens e pela agricultura (Mato Grosso do Sul, 2000).

O estudo é focado no principal constituinte da Bacia, o próprio Rio Dourados. A nascente deste recurso hídrico situa-se nas imediações da Serra de Maracaju, mais especificamente na cidade de Antônio João, a uma altitude de 670 metros, aproximadamente. O Rio percorre ainda todo o planalto, até a cidade de Fátima do Sul, onde então toma a direção Norte até a sua foz, percorrendo uma extensão de 374 quilômetros, até desembocar no Rio Brilhante, a uma altitude próxima de 200 metros.

O Rio Dourados é de suma importância para o município, pois abastece cerca de 75% da população urbana, que é de 196.035 mil habitantes (IBGE, 2010). Suas águas superficiais são utilizadas principalmente para abastecimento público, irrigação, dessedentação de animais e industrial (Mato Grosso Do Sul, 2000).

4.1.3 Tipo e Ocupação do Solo

Na região da bacia do Rio Dourados os tipos de solo predominante são o Latossolo Vermelho Distroférrico, que abrange 74,6% da área e o Latossolo Vermelho Distrófico, com 23,2% (SCORZA JR. e SILVA, 2006). Esta região é caracterizada principalmente pelas atividades de agricultura e pecuária, que de acordo com Gonçalves *et al.* (2010), entre 2001 e 2008 houve um crescimento nas áreas destinadas à agricultura (17,45%), com decréscimo nas áreas de pastagem (20,64%), fato este justificado pela expansão da cultura de cana-de-açúcar no estado, uma vez que é crescente o arrendamento das áreas destinadas à pecuária, para as usinas de açúcar e álcool instaladas nos últimos anos (Tabela 3).

Tabela 3 – Proporção do uso do solo por classe temática da bacia do Rio Dourado, MS para os anos de 2001 e 2008.

Classes de uso do solo	Proporção (%)	
	2001	2008
Agricultura	41,49	48,73
Pastagem	39,60	31,43
Vegetação nativa arbórea	7,79	10,04
Área de várzeas	10,02	7,83
Complexo urbano	0,54	1,12
Eucalipto	0,27	0,45
Corpos d'água	0,29	0,40
Total	100,00	100,00

Fonte: Adaptado de Gonçalves *et al.*, 2010.

Outro aspecto a ser destacado do estudo Gonçalves *et al.* (2010) é o incremento das áreas de corpos d'água (rios, açudes, lagos, etc) que pode ter ocorrido, principalmente, devido à época do ano na passagem dos satélites (LANDSAT 7), pois em 2001 os dados foram coletados durante o inverno, em período de solo mais seco, onde naturalmente ocorre redução das áreas com lâminas d'água.

Segundo Scorza Jr. e Silva (2006), as atividades de agricultura e pastagem levam ao desmatamento, sendo o solo desnudo mais susceptível à lixiviação superficial, podendo também resultar em assoreamentos, e o solo levado para as águas ocasiona a sua turbidez, alterações na composição química e no pH. Vale ressaltar ainda, que a Bacia do Rio Dourados é naturalmente pouco sensível aos processos erosivos, e por isso, o controle de tais processos pode ser facilmente realizado a partir da adoção de práticas conservacionistas dos solos (GONÇALVES *et al.*, 2009).

Em um estudo realizado recentemente, Arai *et al.* (2010) identificaram a ocorrência dos maiores índices de erosividade nos meses de janeiro a março e outubro a dezembro, ocasionando o aumento no riscos de perdas de solo por erosão hídrica nesses meses, o que, conseqüentemente, exige maiores cuidados quanto ao manejo dos solos. Esta erosividade identificada é maior na região da cabeceira e decresce em direção à foz da bacia.

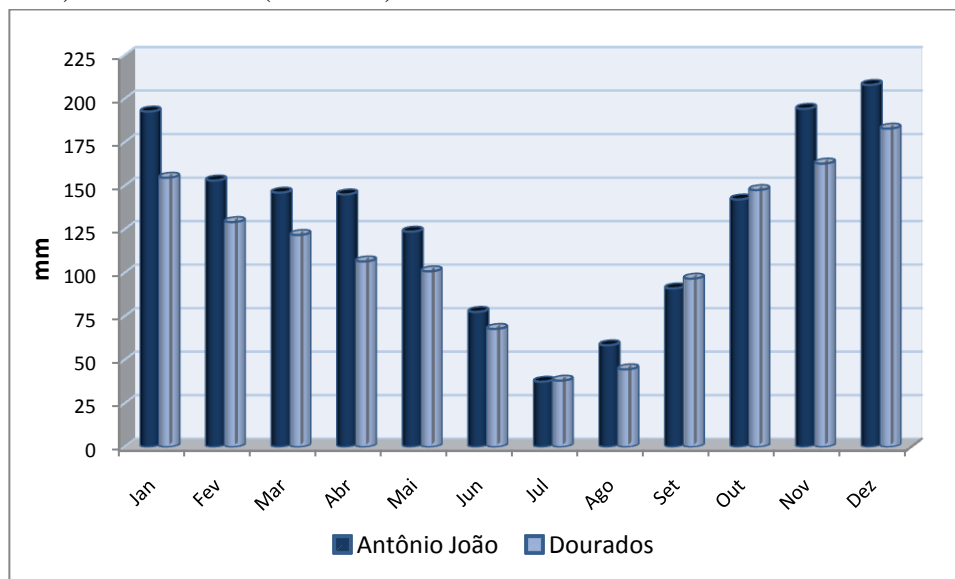
4.1.4 Aspectos climáticos

O tipo climático para a área de estudo é o subtropical, em virtude de uma latitude um pouco mais elevada e do relevo de planalto. Caracteriza-se por verões quentes e úmidos e invernos frios e secos.

Segundo dados da Agência Nacional das Águas (ANA), a média do índice pluviométrico anual registrado na Estação de Antônio João (cidade onde está localizada a nascente do Rio Dourado) é na ordem de 1571 mm. Na cidade de Dourados, município com a maior extensão territorial inserida no Rio Dourado a pluviosidade média é de 1354,9 mm ao ano. As médias mensais dos volumes de chuvas registrados de 1979 a 2008 estão apresentados na Figura 6.

O regime de precipitação do período chuvoso é compreendido entre os meses de outubro a março. A precipitação média decresce da nascente para a foz na Bacia do Rio Dourados (PEREIRA *et al.*, 2007; ARAI *et al.*, 2010).

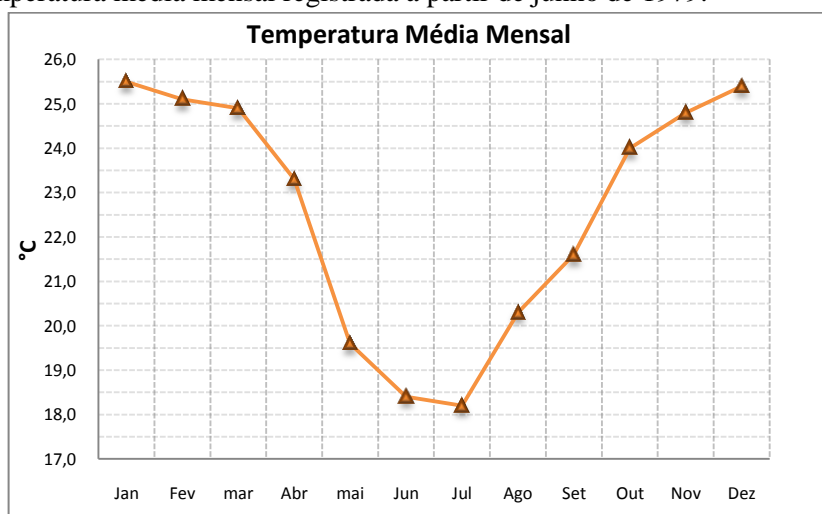
Figura 6 – Sazonalidade das precipitações média mensal registrada na nascente do rio Dourados (Antônio João) e em seu curso (Dourados).



Fonte: Dados da Agência Nacional das Águas (ANA) (BRASIL, 2012).

No verão, o regime térmico é caracterizado por temperaturas médias mensais entre 25 °C e 26 °C em dezembro e janeiro, onde a média da temperatura máxima chega a alcançar 31,6 °C. Nos meses mais frios (junho e julho), a temperatura média mensal oscila entre 18 °C e 19 °C (Figura 7), com a média mínima podendo atingir 12,4°C, de acordo com dados da Estação Meteorológica da Embrapa Agropecuária Oeste.

Figura 7 – Temperatura média mensal registrada a partir de junho de 1979.



Fonte: Dados da Embrapa Agropecuária Oeste (BRASIL, 2012).

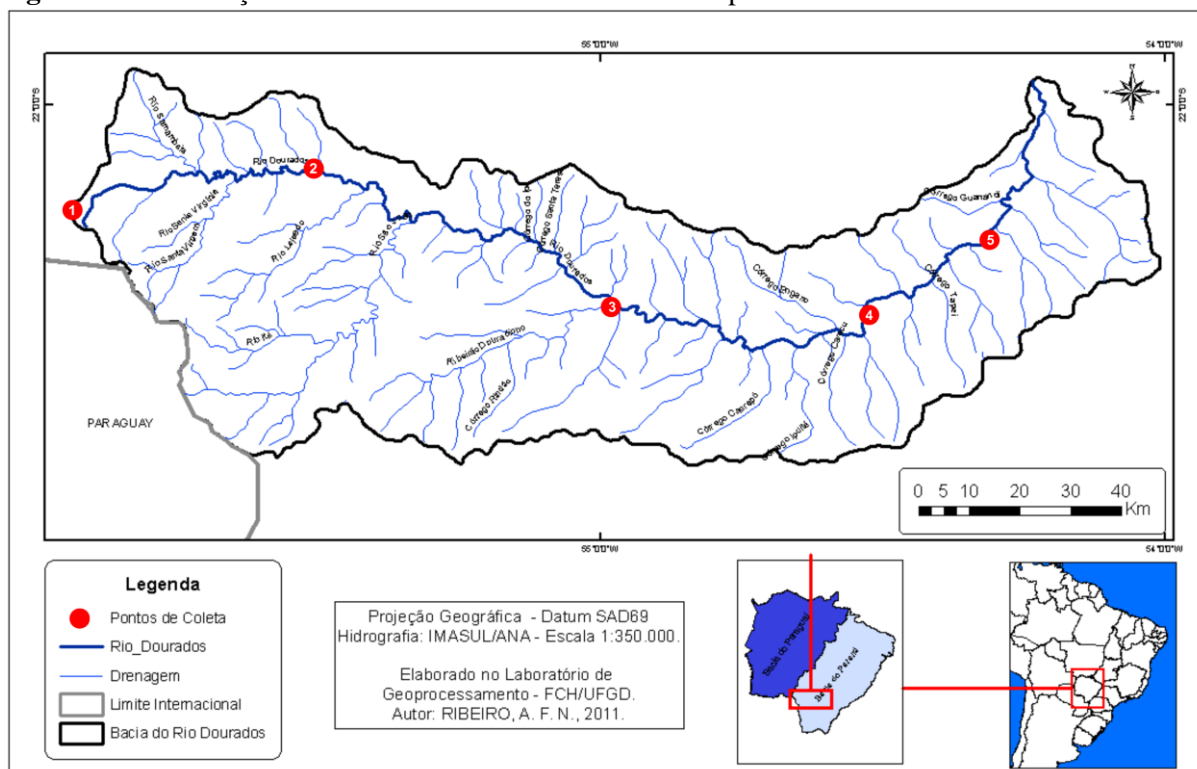
4.2 AMOSTRAGEM

4.2.1 Pontos de coleta para as análises físico-químicas

Para realização das amostragens foram definidos cinco locais de coleta ao longo do Rio Dourados, sendo um situado na nascente, quatro em seu curso e um próximo a sua foz. Os pontos de coleta abrangem os municípios de Antônio João, Ponta Porã, Dourados, Fátima do Sul e Deodápolis (Figura 8). O posicionamento geográfico e a identificação de cada ponto são apresentados na Tabela 4.

Em todos os pontos amostrados não há a presença de fortes correntezas e cachoeiras nas proximidades.

Figura 8 – Localização do rio Dourados dentro da Bacia e os pontos de coleta em cada área estudada.



Fonte: De Paula, 2011.

Tabela 4 – Geoposicionamento dos pontos de coleta e suas identificações.

Ponto	Coordenadas Geográficas		Altitude (m)	Município
	Latitude	Longitude		
P1	22°21'34.2"	54°58'53.9"	668	Antônio João
P2	22°06'46.8"	55°30'40.0"	415	Ponta Porã
P3	22°23'54.2"	54°47'30.5"	333	Dourados
P4	22°22'16.4"	54°31'25.1"	301	Fátima do Sul
P5	22°14'23.6"	54°18'33.2"	293	Deodápolis

O Rio Dourados nasce com a junção de várias minas que se encontram ao longo dos primeiros quilômetros de seu trajeto. O local que foi caracterizado como nascente (P1) é o ponto de encontro de pelo menos três minas d'água. Este trecho do rio fica em uma propriedade particular e é continuamente degradado em consequência de uma olaria instalada em suas proximidades. Também apresenta uma estreita faixa de Área de Preservação Permanente (APP), que foi sendo degradada durante o período de coleta com a derrubada de árvores e queimadas. A água é límpida, transparente e sem odor aparente, com fundo pedregoso, suas margens mostram-se com predominância de solo desprovido de vegetação, com pequena faixa de árvores e arbustos (Figura 9).

Figura 9 – Imagem aérea e térrea do Ponto 1 de coleta.



O ponto 2 (P2) está situado na rodovia MS-164, dentro dos limites do Assentamento Itamarati no município de Ponta Porã. No entorno há a ocorrência de pastagem e lavouras de soja e milho, que possivelmente ocasionaram a redução da APP de forma mais acentuada em uma das margens (Figura 10). O fundo apresenta-se lodoso e em suas margens há predominância de árvores e arbustos e pequenos trechos de solo desprovido de vegetação. As águas não apresentam odor e sua coloração varia de amarelo esverdeada a parda, enquanto a aparência varia de transparente a barrenta entre as estações de seca e chuva.

Figura 10 – Imagem aérea e térrea do Ponto 2 de coleta.



No ponto 3 (P3), situado na rodovia BR-163, encontra-se as instalações da Sanesul de captação de água para o município de Dourados(Figura 11). As margens deste trecho, as APPs são bastante irregulares, sendo identificada a presença de pastagem e cultivo de soja e milho em ambos os lados do Rio. As águas apresentam coloração variada entre os períodos de seca e chuva (amarelo-esverdeada a parda) de aparência transparente a barrenta, não sendo constatado nenhum odor característico.

Figura 11 – Imagem aérea e térrea do Ponto 3 de coleta.



Dentre os pontos amostrados, o ponto 4 é o que mais sofre influencia antropogênica direta. Estando localizado na rodovia BR-376, na entrada da cidade de Fátima do Sul, este local é utilizado para balneabilidade e pesca pela população, apresentando também algumas

residências em seu entorno (Figura 12). Durante o período de coleta, a aparência da água foi barrenta, de cor parda a escura e sem odor. As APPs são bastante reduzidas neste ponto, sendo limitada pelo cultivo de soja e milho e pelo avanço da cidade.

Figura 12 – Imagem aérea e térrea do Ponto 4 de coleta.



O acesso ao ponto 5 (P5) se dá pela rodovia MS-276, entre o município de Deodápolis e o distrito de Indápolis, próximo a foz do Rio Dourados. Neste local a ação humana não é tão evidente, apresentando as APPs mais conservadas entre os pontos estudados, onde as culturas de soja, milho e pastagem encontra-se mais afastadas (Figura 13). Suas águas apresentam coloração pardacenta e aparência barrenta, sem a presença de odor.

Figura 13 – Imagem aérea e térrea do Ponto 5 de coleta.



4.2.2 Frequência, coleta e preservação das amostras

O estudo foi conduzido por etapas selecionadas com base nos ciclos sazonais (seca e chuva) da região.

A coleta das amostras de água no período de seca ocorreu nos meses de abril, junho e agosto de 2011 nos cinco pontos selecionados do Rio Dourados. O intervalo entre uma coleta e outra foi de 50 dias, em média. O período de chuva compreendeu os meses de outubro a dezembro de 2011.

As amostras foram coletadas em recipiente plástico a uma profundidade de 0-30 cm e armazenada em 4 frascos de polietileno (2 L), devidamente identificados e mantidos em caixas de isopor, com gelo ($\pm 4^{\circ}\text{C}$) (CETESB, 1987), para o transporte até o laboratório de Físico-Química da Faculdade de Ciências Exatas e Tecnológicas da UFGD.

Para determinação dos metais as amostras foram filtradas, acidificadas ($\text{pH} > 2$) e armazenadas a 4°C no escuro.

Os demais requisitos para condicionamento, preservação e validade das amostras seguiu-se as normas do “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 1998) para cada variável a ser analisada. As amostras não preservadas quimicamente foram conservadas refrigeradas até a realização do protocolo em laboratório.

4.3 METODOLOGIA

4.3.1 Métodos de Limpeza

Toda vidraria e materiais plásticos utilizados desde a coleta foram previamente descontaminados em banho ácido (HNO_3 10% v/v) por 24h, seguido de enxágue com água destilada/deionizada.

4.3.2 Parâmetros Físico-Químicos

O estudo realizado avaliou os seguintes parâmetros para determinar a qualidade da água: Temperatura, Potencial Hidrogeniônico - pH, Condutividade Elétrica, OD - Oxigênio Dissolvido, DBO_5 - Demanda Bioquímica de Oxigênio, Matéria Orgânica (Oxigênio

Consumido), Nitrogênio Total, Fósforo Total, Acidez Total, Alcalinidade, Cloreto, Dureza, Turbidez, ST - Sólidos Totais e STD - Sólidos Totais Dissolvidos.

A dinâmica de atuação de alguns parâmetros físico-químicos varia de acordo com o tempo e o espaço físico a que são submetidos de forma rápida e muito significativa. Por isso devem ser medidos *in situ*, afim de evitar possíveis alterações (ANJOS, 2003). Em todos os pontos selecionados para as amostragens de água, somente as determinações de temperatura e oxigênio dissolvido foram realizadas “*in loco*”, através de Oxímetro YSI, Modelo 55. As análises 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 foram medidos no laboratório de Físico-Química da Faculdade de Ciências Exatas e Tecnológicas da UFGD, conforme descrito na Tabela 5.

Tabela 5 – Parâmetros físico-químicos avaliados.

Parâmetro	Método	Equipamento	Referência
1. Acidez total	Titulométrico	-	APHA, 1998
2. Alcalinidade total	Titulométrico	-	Adaptado de APHA, 1998
3. Cloreto	Titulométrico	-	APHA, 1998
4. Condutividade	Eletrométrico	Condutivímetro 712 Metrohm	APHA, 1998
5. DBO ₅	Titulométrico	-	APHA, 1998
6. Dureza	Titulométrico com EDTA	-	APHA, 1998
7. Fósforo total	Colorimétrico	Espectrofotômetro	TEDESCO <i>et al</i> , 1995
8. Nitrogênio total	Colorimétrico	Espectrofotômetro	TEDESCO <i>et al</i> , 1995
9. Matéria Orgânica	Titulométrico	-	Adaptado de APHA, 1998
10. OD	Potenciométrico	Oxímetro YSI, Modelo 55	APHA, 1998
11. pH	Potenciométrico	pHmetro, Metrohm	APHA, 1998
12. ST	Gravimétrico	Estufa	APHA, 1998
13. STD	Condutância Específica	Condutivímetro 712 Metrohm	APHA, 1998
14. Temperatura da amostra	Manual com sensor automático	Oxímetro YSI, Modelo 55	APHA, 1998
15. Temperatura ambiente	-	Termômetro com filamento de mercúrio	APHA, 1998
16. Turbidez	Nefelométrico	Turbidímetro – Modelo TD 200 Instrutherm	APHA, 1998

4.3.3 Metais

Na quantificação dos metais foi utilizado o espectrômetro de absorção atômica por chama (GBC932 AA), com correção de fundo feita por lâmpada de deutério, chama de acetileno-ar para os metais ferro, chumbo e zinco e chama de acetileno-óxido nítrico para o alumínio. Para os demais parâmetros operacionais foram seguidas as recomendações feita pelo fabricante do equipamento.

Foram efetuadas análises de solo e sedimento utilizando processo de digestão ácida, seguida da quantificação por espectrômetro de absorção atômica por chama (GBC932 AA). As determinações foram realizadas em quatro dos cinco pontos estudados para água (P1, P2, P4 e P5), apenas para o período de seca, na tentativa de elucidar a presença de alguns metais em água. Portanto, a inserção dos compartimentos solo e sedimento neste estudo visa complementar os objetivos iniciais do projeto.

Tais análises foram realizadas no laboratório de Química Ambiental e Instrumental da UNIOESTE.

Capítulo 5

RESULTADOS E DISCUSSÕES

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

As características dos rios variam conforme a sazonalidade e a espacialidade ao qual estão submetidos. Estas características são consequências da geologia que forma sua bacia de drenagem, do declive, da cobertura vegetal, das características da água da chuva, dos diversos tipos de ações antrópicas, que variam ao longo do tempo e do espaço, justificando que as avaliações da qualidade de corpos d'água sejam feitas envolvendo períodos de seca e precipitação (BAIO, 2009) e em diferentes pontos ao longo do percurso do rio.

O Rio Dourados é enquadrado, segundo a Resolução n° 357/05 do CONAMA, como Classe II, que inclui as águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, à proteção das comunidades aquáticas, à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto, à aquicultura e à atividade de pesca (BRASIL, 2005).

5.1 Variáveis Climáticas

As variáveis climáticas exercem forte influência sobre a qualidade da água porque estão diretamente correlacionadas com a mobilidade dos poluentes nos compartimentos solo, sedimento e água e, portanto, são consideradas de grande relevância em estudos ambientais.

5.1.1 Índice Pluviométrico e Temperatura Atmosférica

Os parâmetros climáticos incluídos no estudo foram o índice pluviométrico (mm) e a temperatura atmosférica (°C).

O volume de chuvas influencia diversos parâmetros de qualidade da água, tanto na evolução quanto na diminuição da poluição na água, principalmente em rios que são sistemas naturalmente vulneráveis a qualquer alteração ocorrida na sua bacia de drenagem.

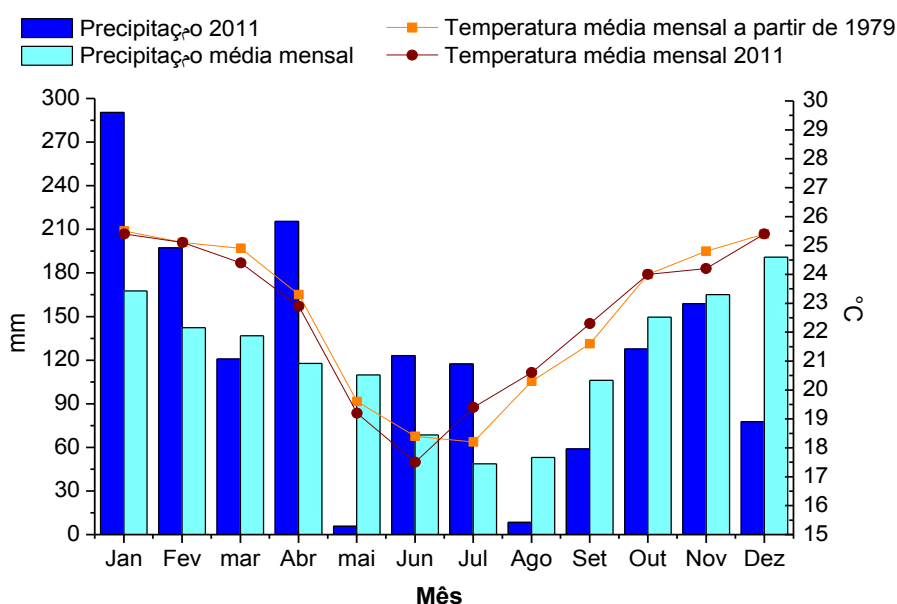
O ano de 2011 foi atípico em relação às precipitações registradas no Município de Dourados, de acordo com os dados da Estação Meteorológica da Embrapa Agropecuária Oeste.

O primeiro semestre foi marcado por um regime de chuvas superior a média mensal dos anos anteriores, com exceção ao mês de março e em destaque ao mês de maio (5,8mm) que não registrava um índice tão baixo desde 1989 (4,8 mm). Ao contrário, no segundo semestre as precipitações ficaram abaixo da média mensal para cada mês, exceto em julho que registrou o dobro acima da média (Figura 14).

Portanto, o período de seca, que se estende de abril a setembro, foi assinalado por um índice pluviométrico acima do esperado para os meses de abril, junho e julho e muito abaixo para nos meses de maio, agosto e setembro, o que descaracteriza o período.

Essa mesma tendência foi verificada por Arai *et al.* (2010), ao estudar a espacialização das precipitações na região da Bacia do Rio Dourados, onde as variações na precipitação média mensal demonstraram que estas não são as mais adequadas como indicadores da precipitação.

Figura 14 – Índice pluviométrico mensal de 2011 e as médias mensais registradas de 1979 a 2008 em comparação com as temperaturas médias mensais registradas em 2011 e as médias obtidas a partir de 1979.



Fonte: Dados da Embrapa Agropecuária Oeste (BRASIL, 2012).

A temperatura média anual na Cidade de Dourados, no período de 1979 a 2010 foi de 22,6 °C, com a menor média mensal observada no mês de julho (18,2 °C) e a maior, no mês de janeiro (25,5 °C). As amplitudes térmicas são menores nos meses secos e maiores nos chuvosos. Em 2011 a mesma tendência é constatada, com a média de temperatura máxima absoluta registrada no mês de janeiro (31,8 °C) e dezembro (32,4 °C) e a média mínima no

mês de junho (11,1 °C), segundo dados da Estação Meteorológica da Embrapa Agropecuária Oeste.

5.2 Variáveis Físico-Químicas

A determinação da qualidade da água é feita mediante o estudo das características físicas, químicas e biológicas e está diretamente relacionada ao uso proposto para o corpo d'água. A avaliação da qualidade da água é especialmente importante quando sua utilização afeta a saúde humana e do ecossistema aquático.

A resolução 357/05 do CONAMA é a lei maior para a qualidade de água no Brasil em vigor e estabelece os valores máximos permissíveis de OD, pH, cloreto, fósforo total, DBO₅, turbidez e sólidos totais dissolvidos, dentre outros. Os resultados das variáveis físico-químicas obtidos no monitoramento das águas superficiais do Rio Dourados, para fins de determinação da qualidade da água, constam na Tabela 6 e 7, bem como valores de referência para águas de Classe II, segundo o CONAMA (BRASIL, 2005).

Tabela 6 - Resultado das variáveis físico-químicas realizadas no período de seca.

	Acidez (mg/L)	Alcalinidade (mg/L)	Cloreto (mg/L)	Condutividade (μ S/cm)	DBO ₅ (mg/L)	Dureza (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Nitrogênio Total (mg/L)	Matéria Orgânica OC (mg/L)	OD (mg/L)	pH	ST (mg/L)	STD (mg/L)	Temperatura (°C)	Turbidez (NTU)
1°Coleta	6,00	5,00	6,00	32,30	1,90	0,00	ND	0,07	2,21	8,00	6,90	226,00	17,10	20,8	17,90
2°Coleta	12,00	5,00	10,00	36,90	2,00	0,00	ND	0,14	18,64	7,90	6,80	300,00	18,70	16,5	13,80
P1 3°Coleta	7,00	7,00	14,50	37,40	0,9	0,00	ND	0,35	24,02	8,60	6,50	64,00	19,30	21,0	10,10
Média	8,33	5,67	10,17	35,53	1,60	0,00	-	0,19	14,96	8,17	6,73	196,67	18,37	19,4	13,93
DP	3,21	1,15	4,25	2,81	0,61	0,00	-	0,15	11,36	0,38	0,21	120,70	1,14	2,5	3,90
1°Coleta	9,00	11,00	3,00	31,30	2,20	4,00	0,05	0,18	31,60	7,20	6,90	786,00	17,30	22,8	207,00
2°Coleta	10,00	10,00	6,00	29,80	2,00	6,00	ND	0,35	10,43	8,10	6,80	348,00	15,30	17,0	21,50
P2 3°Coleta	11,00	11,00	9,50	31,08	1,0	0,00	ND	0,14	22,12	8,40	6,90	68,00	15,80	21,0	12,00
Média	10,00	10,67	6,17	30,73	1,73	3,33	0,05	0,22	21,38	7,90	6,87	400,67	16,13	20,3	80,17
DP	1,00	0,58	3,25	0,81	0,64	3,06	-	0,11	10,61	0,62	0,06	361,89	1,04	3,0	109,94
1°Coleta	10,00	13,00	1,00	37,30	1,80	6,00	0,01	0,14	26,54	7,10	7,30	340,00	20,00	23,0	47,30
2°Coleta	11,00	10,00	6,00	34,40	2,10	10,00	0,01	0,11	13,59	8,20	7,30	112,00	17,40	18,0	45,20
P3 3°Coleta	8,00	11,00	8,50	37,66	1,00	6,00	ND	0,07	23,70	9,20	7,10	84,00	19,00	24,0	16,50
Média	9,67	11,33	5,17	36,45	1,63	7,33	0,01	0,11	21,28	8,17	7,23	178,67	18,80	21,7	36,33
DP	1,53	1,53	3,82	1,79	0,57	2,31	0,00	0,04	6,81	1,05	0,12	140,42	1,31	3,2	17,21
1°Coleta	12,00	14,00	1,00	41,50	1,80	8,00	0,02	0,14	27,49	7,00	7,30	268,00	22,30	22,7	49,40
2°Coleta	12,00	11,00	7,00	38,50	2,00	10,00	0,03	0,07	10,11	7,90	7,20	92,00	19,50	18,0	48,60
P4 3°Coleta	6,00	14,00	8,00	42,92	1,20	9,00	0,01	0,32	19,28	8,70	7,10	98,00	21,60	25,0	17,80
Média	10,00	13,00	5,33	40,97	1,67	9,00	0,02	0,18	18,96	7,87	7,20	152,67	21,13	21,9	38,60
DP	3,46	1,73	3,79	2,26	0,42	1,00	0,01	0,13	8,70	0,85	0,10	99,93	1,46	3,6	18,02
1°Coleta	10,00	14,00	1,00	51,70	1,90	8,00	0,01	0,28	27,49	6,80	7,30	290,00	22,90	23,1	50,20
2°Coleta	14,00	12,00	8,00	40,50	2,40	10,00	ND	0,07	24,33	7,70	7,10	130,00	20,60	18,5	55,90
P5 3°Coleta	5,00	14,00	8,50	43,57	1,10	8,00	ND	0,11	6,58	9,00	7,00	-	21,90	24,0	19,20
Média	9,67	13,33	5,83	45,26	1,80	8,67	0,01	0,15	19,47	7,83	7,13	210,00	21,80	21,9	41,77
DP	4,51	1,15	4,19	5,79	0,66	1,15	-	0,11	11,27	1,11	0,15	113,14	1,15	3,0	19,75
Conama 357/05	-	-	250	-	5	-	0,1			5	6,0 a 9,0	-	500	-	100

DP – Desvio Padrão; ND – Não Detectável.

Limite de quantificação do método para fósforo total e nitrogênio total: 0,01 mg L⁻¹

Tabela 7 - Resultado das variáveis físico-químicas realizadas no período de chuva.

	Acidez (mg/L)	Alcalinidade (mg/L)	Cloreto (mg/L)	Condutividade (µS/cm)	DBO ₅ (mg/L)	Dureza (mg/L)	Fósforo Total (mg/L)	Nitrogênio Total (mg/L)	Matéria Orgânica OC (mg/L)	OD (mg/L)	pH	ST (mg/L)	STD (mg/L)	Temperatura (°C)	Turbidez (NTU)
4°Coleta	14,00	8,00	12,00	31,39	0,50	0,00	ND	0,14	19,43	7,90	6,80	202,00	16,20	20,0	42,7
5°Coleta	10,00	11,00	11,00	41,93	0,70	5,00	ND	0,07	13,27	8,80	7,00	42,00	18,90	23,0	14,6
P1 6°Coleta	12,00	12,00	12,00	53,67	1,80	6,00	ND	0,07	4,11	8,20	7,10	38,00	25,50	23,0	12,7
Média	12,00	10,33	11,67	42,33	1,00	3,67	-	0,09	12,27	8,30	6,97	94,00	20,20	22,0	23,3
DP	2,00	2,08	0,58	11,15	0,70	3,21	-	0,04	7,71	0,46	0,15	93,55	4,78	1,7	16,8
4°Coleta	12,50	10,00	7,00	22,97	0,60	0,00	0,02	0,25	18,80	8,40	7,20	260,00	11,80	22,0	143,0
5°Coleta	7,00	12,00	8,50	34,55	0,60	12,00	ND	0,18	10,74	8,60	7,50	30,00	15,60	24,0	23,4
P2 6°Coleta	10,00	8,00	10,00	46,88	2,00	13,00	ND	0,11	2,84	8,00	7,00	30,00	23,60	24,0	13,6
Média	9,83	10,00	8,50	34,80	1,07	8,33	0,02	0,18	10,80	8,33	7,23	106,67	17,00	23,3	60,0
DP	2,75	2,00	1,50	11,96	0,81	7,23	-	0,07	7,98	0,31	0,25	132,79	6,02	1,2	72,1
4°Coleta	11,50	12,50	8,00	31,17	0,90	1,20	0,03	0,18	12,48	8,50	7,30	138,00	15,90	25,0	38,7
5°Coleta	9,50	15,00	9,00	39,54	0,90	14,00	0,02	0,11	13,90	8,00	7,50	58,00	17,80	27,0	37,6
P3 6°Coleta	10,00	12,00	10,00	48,51	1,90	18,00	ND	0,39	3,48	7,90	7,60	44,00	24,70	28,0	17,0
Média	10,33	13,17	9,00	39,74	1,23	11,07	0,03	0,23	9,95	8,13	7,47	80,00	19,47	26,7	31,1
DP	1,04	1,61	1,00	8,67	0,58	8,78	0,01	0,15	5,65	0,32	0,15	50,71	4,63	1,5	12,3
4°Coleta	11,50	13,00	9,50	36,17	0,80	2,00	0,02	0,21	10,90	8,30	7,40	164,00	18,40	25,0	43,6
5°Coleta	10,00	15,00	10,00	42,65	0,60	16,00	ND	0,25	13,90	7,80	7,20	76,00	19,40	27,0	50,0
P4 6°Coleta	10,00	14,00	12,00	58,16	2,20	19,00	ND	0,39	6,95	7,70	7,50	54,00	29,30	28,0	22,6
Média	10,50	14,00	10,50	45,66	1,20	12,33	0,02	0,28	10,59	7,93	7,37	98,00	22,37	26,7	38,7
DP	0,87	1,00	1,32	11,30	0,87	9,07	-	0,09	3,49	0,32	0,15	58,21	6,03	1,5	14,4
4°Coleta	11,50	14,00	8,00	37,28	0,90	1,70	0,03	0,35	7,58	8,10	7,30	-	18,50	25,0	37,3
5°Coleta	10,00	15,00	11,00	45,26	0,80	17,00	0,02	0,42	14,54	7,60	7,30	52,00	20,40	27,0	57,0
P5 6°Coleta	10,00	14,00	12,00	59,95	2,00	19,00	0,01	0,32	5,69	7,70	7,40	48,00	28,20	28,0	23,5
Média	10,50	14,33	10,33	47,50	1,23	12,57	0,02	0,36	9,27	7,80	7,33	50,00	22,37	26,7	39,3
DP	0,87	0,58	2,08	11,50	0,67	9,46	0,01	0,05	4,66	0,26	0,06	2,83	5,14	1,5	16,8
Conama 357/05	-	-	250	-	5	-	0,1	-	-	5	6,0 a 9,0	-	500	-	100

DP – Desvio Padrão; ND – Não Detectável.

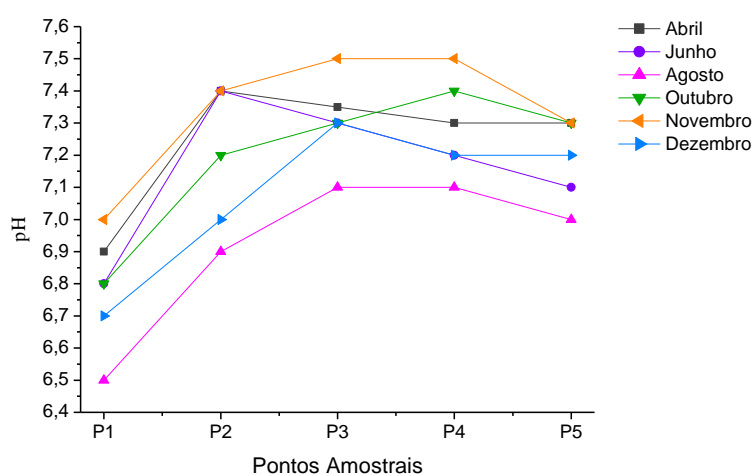
Limite de quantificação do método para fósforo total e nitrogênio total: 0,01 mg L⁻¹

5.2.1 Potencial Hidrogeniônico - pH

O potencial hidrogeniônico não é tido como um poluente, no entanto, é utilizado como parâmetro de avaliação de qualidade da água e suas variações podem ser determinantes quanto às substâncias que podem estar dissolvidas ou precipitadas num corpo d'água. Naturalmente o pH pode refletir o tipo de solo por onde a água percorre e um pH muito ácido ou muito alcalino geralmente está associado à presença de despejos industriais (BAIRD, 2011).

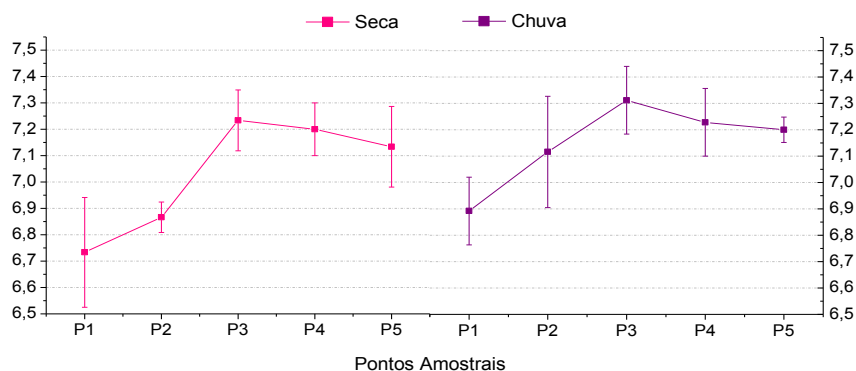
As medidas das variações espaciais de pH para cada mês de coleta (Figura 15), apontam que os valores mínimos foram sempre obtidos na nascente do Rio (P1) e nos pontos conseguintes estes valores foram gradativamente aumentados, na maioria dos meses. No entanto, todos os valores registrados em todas as campanhas se enquadram na Resolução 357/05 do CONAMA (6,0-9,0).

Figura 15 - Variação espacial do pH da água do Rio Dourados.



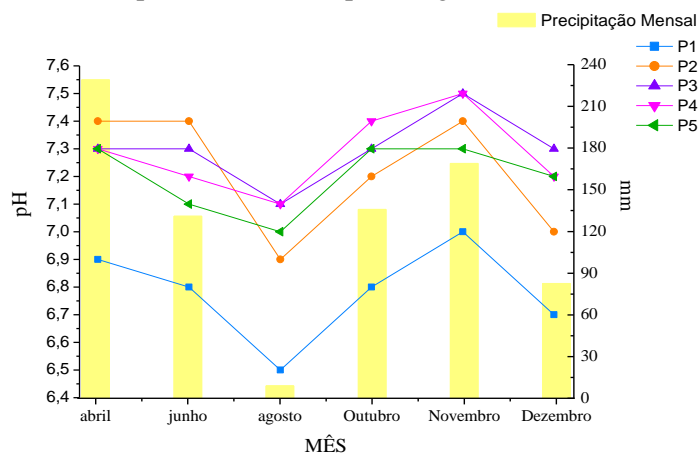
As variações sazonais estão demonstradas graficamente na Figura 16. As médias aritméticas obtidas para o período de seca em todos os pontos amostrados ficaram entre 6,7 e 7,2, sendo o maior desvio padrão (0,21) obtido no P1 e o menor (0,06) no P2. O menor pH (6,5) foi registrado no mês de agosto na nascente do Rio (P1), justamente no mês em que ocorreu a maior estiagem dentre todas as coletas. Para a estação chuvosa as médias ficaram entre 7,0 e 7,4, cuja maior variações do desvio padrão foi obtido no P2 (0,25). O menor pH registrado nesta estação também encontrado na nascente do Rio (6,8)

Figura 16 - Variação sazonal do pH da água do Rio Dourados (■ média; I desvio-padrão).



Os valores de registrados para o período chuvoso são ligeiramente maiores em comparação ao período de seca em todos os pontos. Segundo Carvalho *et al.* (2000), com o aumento das pluviosidades o pH tende a aumentar, aproximando da neutralidade, devido ao somatório de processos que diminuem a acidez, como a maior diluição dos compostos dissolvidos decorrente da maior lavagem do solo, maior volume e velocidade da água. Portanto, há uma interferência direta das precipitações no pH, uma vez que a concentração de substâncias diminui com o aumento no volume de água. A Figura 17 revela de forma mais detalhada, a influência exercida pelo índice pluviométrico nesta variável.

Figura 17 - Influência do índice pluviométrico no pH da água do Rio Dourados.



5.2.2 Temperatura

Os corpos d'água naturais apresentam variações de temperatura sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical, que são característicos do regime climático. A temperatura superficial é influenciada por fatores tais como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade (CETESB, 2011). No estudo em questão, a temperatura

aumentou sucessivamente à medida que os pontos de coleta se distanciavam da nascente, em função do período do dia em que foram feitas as amostragens, pois ao se tratar de rio bastante extenso para ser percorrido rapidamente, as amostras tiveram que ser coletadas entre os períodos da manhã e tarde, mais especificamente, entre as 8:30h e 16:30h, partindo-se da nascente (P1) em sentido a foz (P5).

Na Figura 18 estão demonstradas as variações espaciais ocorridas em todas as campanhas. Em geral as temperaturas ficaram entre 16,5 e 28,0 °C. A temperatura da água sofre intensa influência da temperatura atmosférica, conforme pode ser verificado na Figura 19. As menores temperaturas foram registradas no inverno na campanha de junho, e as maiores nas campanhas de novembro e dezembro (verão). Na campanha do mês de outubro, a temperatura ambiente sofreu uma queda durante a madrugada que antecedeu a coleta, no entanto, a temperatura da água não variou consideravelmente devido às altas temperaturas registradas nos dias anteriores e a elevação gradativa e notória durante o dia da campanha.

Figura 18 - Variação espacial da temperatura da água do Rio Dourados.

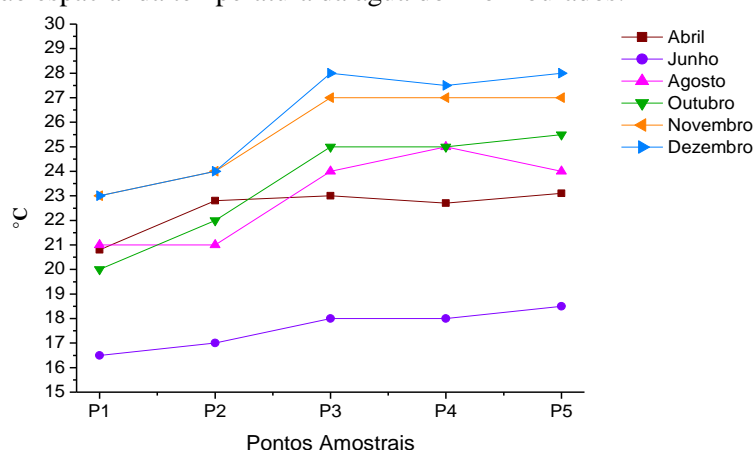
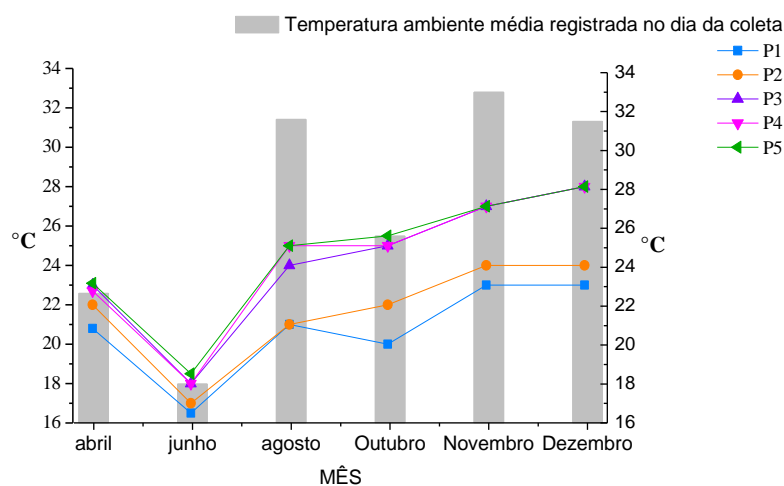
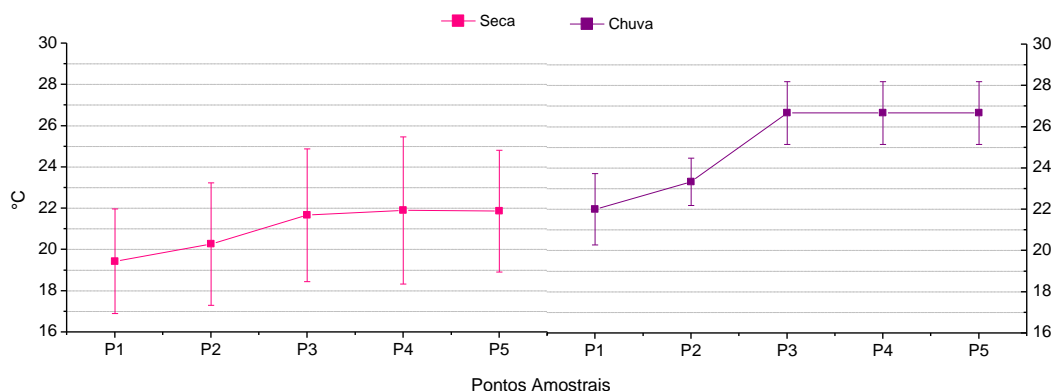


Figura 19 - Variação da temperatura da água do Rio Dourados em função da ambiente.



Considerando a sazonalidade em que foram efetuadas as campanhas, as temperaturas foram notadamente maiores no período chuvoso para todos os pontos amostrados, uma vez que a estação chuvosa coincide com os meses mais quentes do ano (outubro a março) e o período de estiagem com os meses de temperaturas mais amenas, o que justifica as variações encontradas na Figura 20. Os maiores desvios foram registrados no período de seca, decorrentes das constantes oscilações de temperatura ocorridas entre as semanas.

Figura 20 - Variação sazonal da temperatura da água do Rio Dourados (■ média; I desvio-padrão).



5.2.3 Oxigênio Dissolvido (OD)

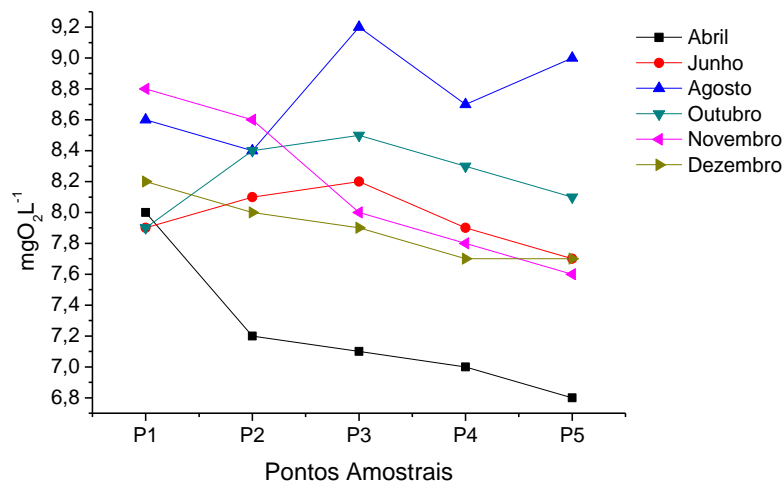
Segundo Richter e Netto (2007), a quantidade de OD presente em águas superficiais não é muito alta, devido a baixa solubilidade do oxigênio que fica em torno de $9,1 \text{ mg L}^{-1}$ a 20°C . Neste estudo, os valores de OD mantiveram-se entre $6,8$ e $9,2 \text{ mg L}^{-1}$, estando de acordo com a resolução 357/05 do CONAMA que recomenda níveis acima de $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ para águas de classe II.

Em termos da espacialidade, o OD apresentou os maiores valores no P1 e nos pontos subsequentes houve um declínio gradativo até o P5, obtendo assim, uma linearidade entre os pontos. Este mesmo comportamento só não foi verificado na campanha de agosto, onde as concentrações de OD aumentaram a partir do P3 (Figura 21).

A redução na concentração de OD no decorrer dos pontos amostrados, colocando em destaque o P2, se deve à provável poluição orgânica nesta parte do rio, que se relaciona às fontes pontuais de possíveis lançamentos de esgotos não tratado provenientes do assentamento Itamarati (P2). O excesso de cargas orgânicas pode ser demonstrado através das altas concentrações de matéria orgânica (oxigênio consumido), sólidos totais, turbidez, fósforo total, alumínio e ferro encontrados para o mesmo ponto e mês. De modo semelhante, Haddad (2007) associou o decréscimo dos níveis de OD às elevadas contagens de Coliformes

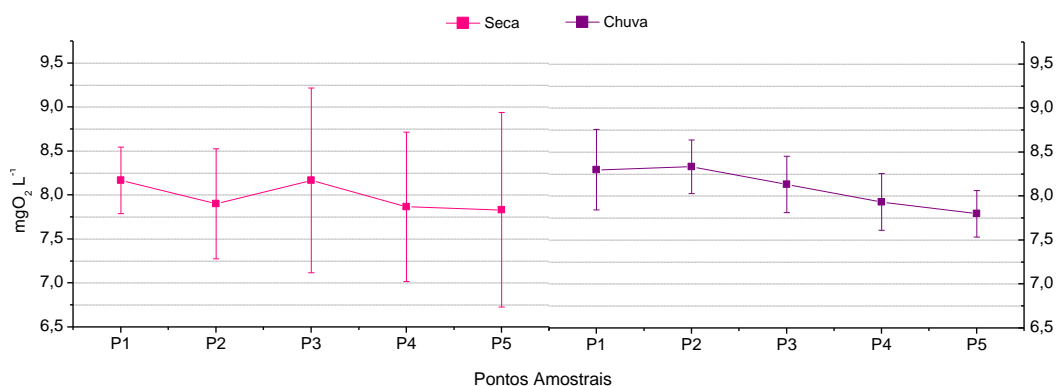
Termotolerantes e as maiores concentrações de fósforo total, sugerindo que tais alterações são indicativas de entradas de cargas de matéria orgânica de origem antrópica.

Figura 21 - Variação espacial do oxigênio dissolvido na água do Rio Dourados.



A variação sazonal, indicada na Figura 22, mostra que para o período chuvoso, as concentrações de OD foram ligeiramente maiores quando comparados com o período de estiagem. Em geral as concentrações médias de OD para o período de seca ficaram entre 7,8 e 8,2 mg L⁻¹, com variações bastante acentuadas de seus respectivos desvios padrões (0,40-1,11). Para o período de chuva as médias ficaram entre 7,8 e 8,3 mg L⁻¹, tendo o desvio padrão variado de modo menos pronunciado (0,26-0,46).

Figura 22 - Variação sazonal do oxigênio dissolvido na água do Rio Dourados (■ média; I desvio-padrão).



Tal variabilidade sazonal também foi encontrada por Souza C. *et al.* (2010), uma vez que os valores de OD tendem a ser mais elevados nos períodos de maior precipitação.

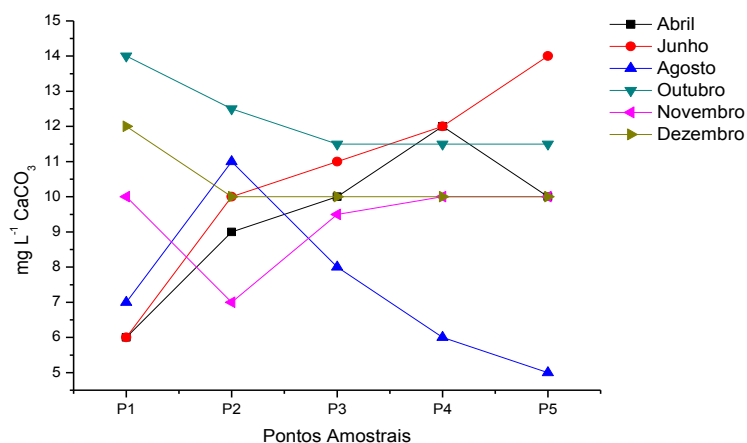
5.2.4 Acidez Total

Assim como a alcalinidade, a acidez é expressa em termos de CaCO_3 e é medida neutralizando-se o CO_2 livre por volumetria ácido-base, usando como solução titulante solução de NaOH (RICHTER e NETTO, 2007).

Conforme citado anteriormente, as formas de acidez estão distribuídas em função do pH da água, onde o $\text{pH} > 8,2$ representa ausência de CO_2 livre, pH entre 4,5 e 8,2 corresponde à acidez carbônica e para $\text{pH} < 4,5$ a acidez está relacionado ácidos minerais fortes (LIBÂNIO, 2005). Como no presente estudo, os valores de pH em todos os pontos e períodos ficaram próximos da neutralidade, a acidez total determinada se deve, portanto, a acidez carbônica.

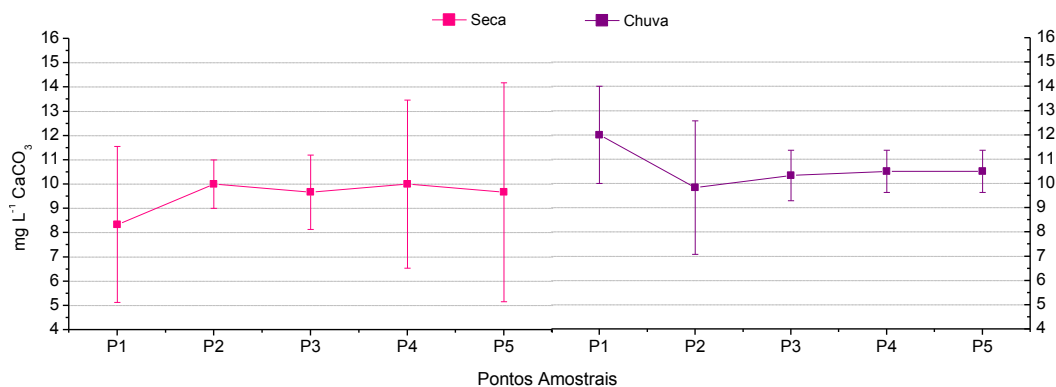
Na variação espacial da acidez indicada na Figura 23, fica evidente o comportamento atípico registrado na campanha de agosto (maior estiagem entre as campanhas), cuja acidez registrada nos pontos 3, 4 e 5 é consideravelmente menor que as encontradas nas demais campanhas. Por outro lado, nesta mesma campanha, houve um expressivo aumento da acidez no P2, o que pode indicar uma possível fonte de poluição pontual, provavelmente advinda do Assentamento Itamarati localizado nas proximidades.

Figura 23 - Variação espacial da acidez total na água do Rio Dourados.



Quanto à sazonalidade apresentada na Figura 24, a acidez apresentou concentrações ligeiramente maiores para o período chuvoso, exceto para o P2. As concentrações médias registrados no período de seca ficaram entre 8,3 e 10,0 $\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$, com pronunciados desvios nos pontos P1 (3,21), P4 (3,46) e P5 (4,51). Para o período de chuva as médias ficaram entre 9,8 e 12,0 $\text{mg L}^{-1} \text{CaCO}_3$, com desvio padrão mínimo de 0,87 (P4 e P5) e máximo de 2,75 (P2).

Figura 24 - Variação sazonal da acidez total na água do Rio Dourados (■ média; I desvio-padrão).

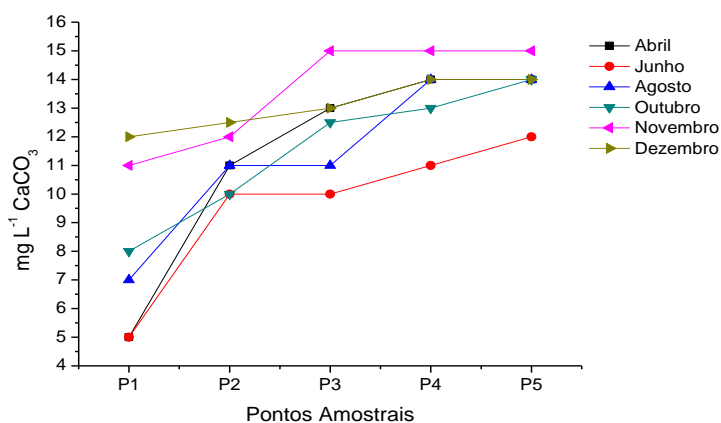


5.2.5 Alcalinidade Total

A alcalinidade foi medida em termos de alcalinidade total (carbonatos e bicarbonatos), no entanto, como os valores médios de pH ficaram em torno de 7,0, verifica-se que a alcalinidade deve-se exclusivamente a presença de bicarbonatos (LIBÂNIO, 2005), representando 100% da alcalinidade total.

Neste trabalho a alcalinidade não apresentou grandes variações entre seus resultados (Figura 25). Os valores mais baixos foram registrados na nascente do Rio (P1) e no decorrer do percurso o aumento foi gradual, sendo este comportamento esperado devido ao aumento da vazão e do alargamento natural do Rio (reflexo do recebimento de afluentes), que acarreta uma maior dissolução dos carbonatos existentes nos solos e rochas.

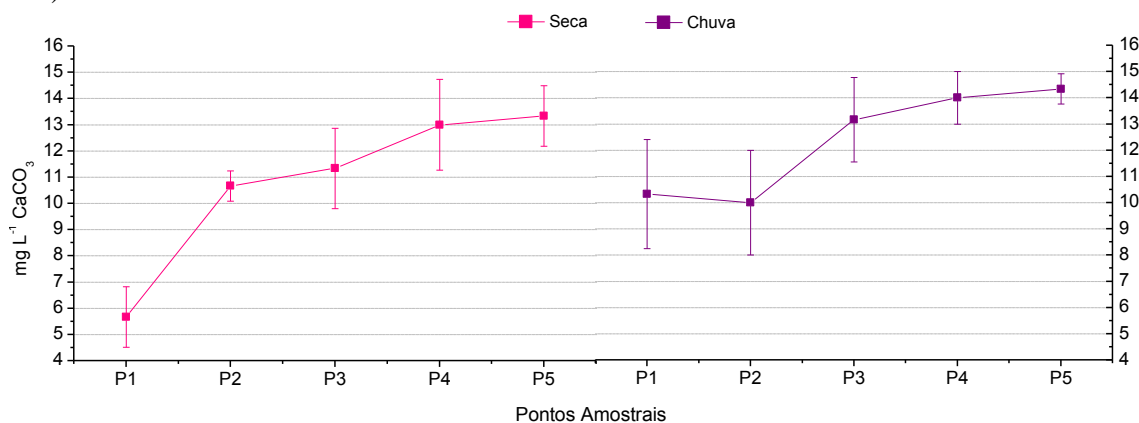
Figura 25 - Variação espacial da alcalinidade total na água do Rio Dourados.



Em relação à variabilidade sazonal, a alcalinidade total no período de seca foi menor do que a registrada no período chuvoso, com exceção novamente do P2 (Figura 26). As concentrações médias na estação seca atingiram mínimas de 5,67 mg L⁻¹ CaCO₃ (P1) e máximas de 13,33 mg L⁻¹ CaCO₃ (P5), com desvios entre 0,58 e 1,73. Na estação chuvosa a

menor média foi registrada no P2 (10,0 mg L⁻¹ CaCO₃) e a maior no P5 (14,33 mg L⁻¹ CaCO₃) e os maiores desvios nos três primeiros pontos (P1,P2 e P3).

Figura 26 - Variação sazonal da alcalinidade total na água do Rio Dourados (■ média; | desvio-padrão).

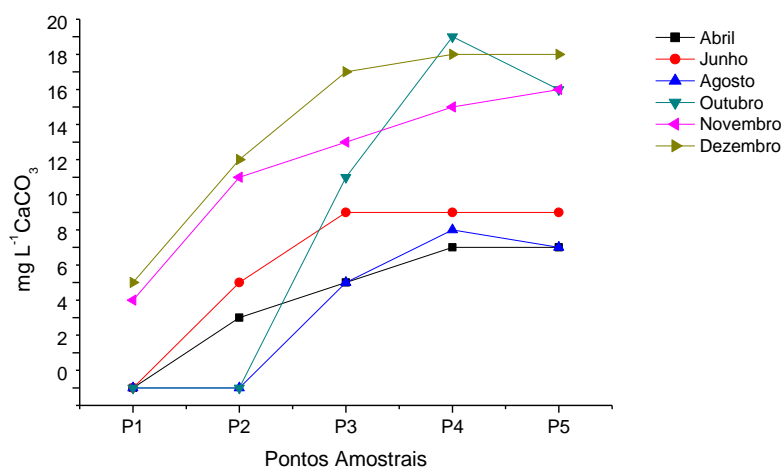


5.2.6 Dureza

A resolução do 357/05 do CONAMA não faz referência a este parâmetro, no entanto, a portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde e a OMS estabelecem para a dureza o teor de 500 mg L⁻¹ em termos de CaCO₃ como o valor máximo permitido para água potável. Os valores encontrados neste estudo não ultrapassam 20 mg L⁻¹ CaCO₃ e, por isso, as águas podem ser classificadas como brandas ou moles segundo Richter e Netto (2007), não apresentando nenhuma restrição de uso.

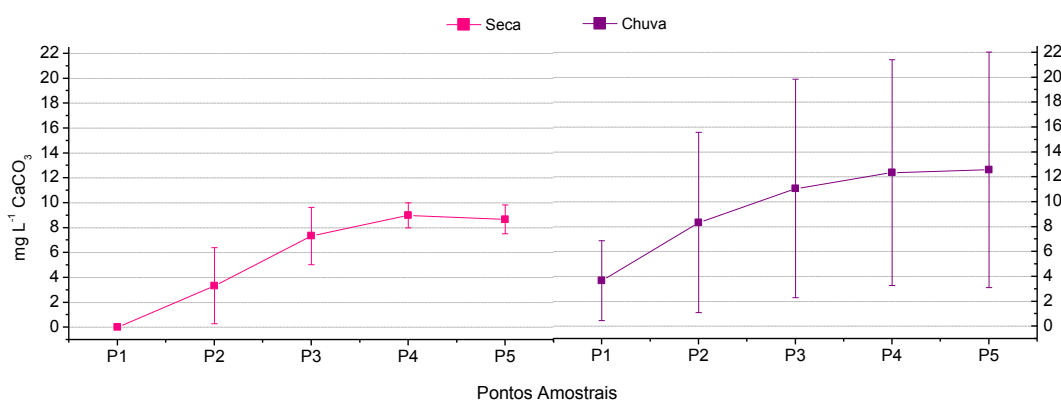
Os resultados com relação à dureza total observadas na Figura 27 mostram que houve um aumento gradual ao longo do rio para todos os períodos, sendo esse aumento mais acentuado no mês de outubro a partir do P3.

Figura 27 - Variação espacial de dureza total na água do Rio Dourados.



A sazonalidade da dureza variou de forma evidente com o volume das chuvas (Figura 28). Os maiores valores para dureza foram encontrados no período chuvoso, onde o aumento no decorrer do percurso do Rio foi gradativo e os desvios encontrados foram consideravelmente altos (3,21-9,46). As menores médias e os menores desvios foram registrados no período de estiagem.

Figura 28 - Variação sazonal da dureza total na água do Rio Dourados (■ média; I desvio-padrão).

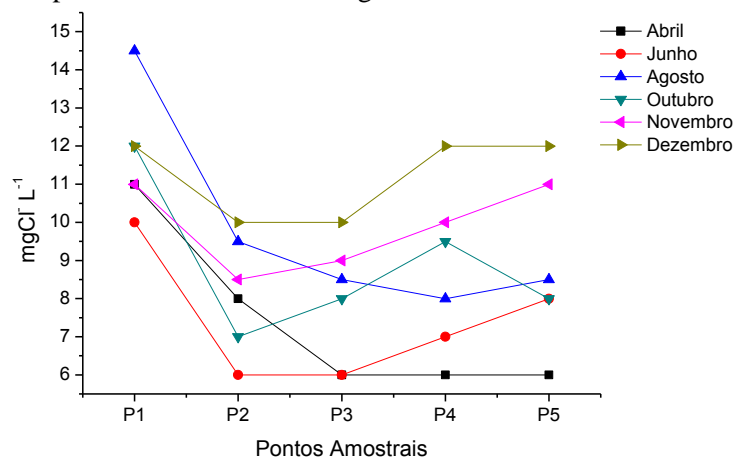


Este comportamento sazonal foi semelhante ao encontrado para a alcalinidade, uma vez que estes parâmetros estão associados, devido aos cátions mais comuns vinculados a alcalinidade, também estarem diretamente relacionados com a dureza da água (Ca^{+2} e Mg^{+2}). Assim, o aumento gradual da dureza entre os pontos, também pode ser justificado devido ao aumento da vazão e do alargamento natural do Rio, que acarreta uma maior dissolução dos carbonatos existentes nos solos e rochas.

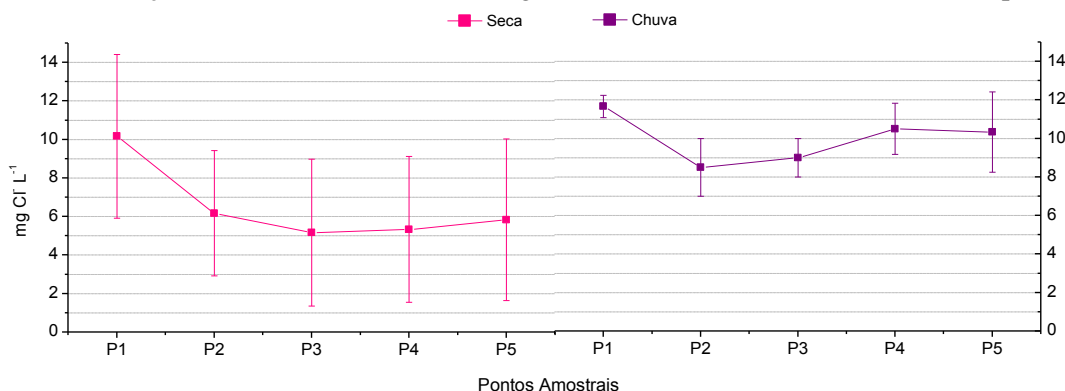
5.2.7 Cloreto

Os cloretos ocorrem em todas as águas naturais e podem ser resultados do contato da água com depósitos minerais. A Figura 29 apresenta a variação espacial do íon cloreto, evidenciando uma redução gradativa dos valores ao longo do percurso do Rio. Observa-se ainda, que os maiores valores foram obtidos na nascente do rio e, entre eles, o maior valor foi influenciado pelo mês de maior estiagem (agosto).

Conforme a resolução 357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005), o valor máximo permitido para o íon cloreto (Cl^-) é de 250 mg L^{-1} , neste estudo os valores identificados na água encontram-se todos abaixo deste nível, não apresentando risco para a população.

Figura 29 - Variação espacial de íons cloreto na água do Rio Dourados.

A Figura 30 apresenta a variação sazonal do íon cloreto evidenciando a influência do período chuvoso no aumento da sua concentração, cuja causa provável se deve ao maior carreamento de solo e sedimento para dentro do rio e ao recebimento de um volume maior de água de seus afluentes, demonstrando que este parâmetro não é influenciado pelo efeito de diluição.

Figura 30 - Variação sazonal de íons cloreto na água do Rio Dourados (■ média; | desvio-padrão).

Contrariamente, Lemos *et al.* (2010), atribuiu os maiores valores ao período de baixa precipitação e os valores menores, à provável diluição ocorrida em função do maior volume de água no período chuvoso. As concentrações médias de íon cloreto encontradas na estação seca ficaram entre 5,17 e 10,17 mg L⁻¹, onde foram evidenciados os desvios mais pronunciados em comparação ao período chuvoso, que apresentou médias em torno de 8,50 e 11,67 mg L⁻¹.

5.2.8 Condutividade Elétrica e Sólidos Totais Dissolvidos

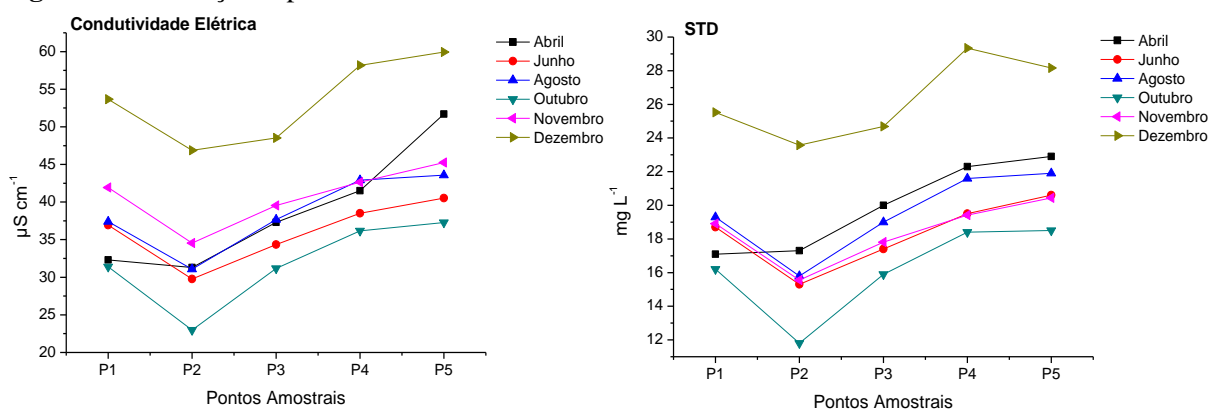
Os maiores responsáveis pelos valores da Condutividade Elétrica (CE) são os íons dos macronutrientes cálcio, magnésio, potássio, sódio, carbonatos, sulfatos e cloretos, enquanto outros íons como nitrito, nitrato, íon amônio e ortofosfato exercem pouco ou nenhuma influência (ESTEVES, 1998).

Já os Sólidos Totais Dissolvidos (STD) são constituídos por partículas que permanecem em solução após a filtração e geralmente possuem diâmetro inferior a 10^{-3} μm (BRASIL, 2006).

A ocorrência de CE e STD na água se deve a entradas naturais, através de processos de lixiviação e erosão, decomposição de rochas e a presença de organismos e detritos orgânicos, ou por meio da ação antropogênica, caracterizada pelo lançamento de lixo e esgotos, descargas industriais, etc.

À medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade da água aumenta (PAIVA e SOUZA, 2010). Essa tendência foi constatada após avaliação dos resultados de CE e de STD obtidos nas seis campanhas feitas no Rio Dourados, cujos dados estão expressos na Figura 31.

Figura 31 - Variação espacial da condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos no Rio Dourados.

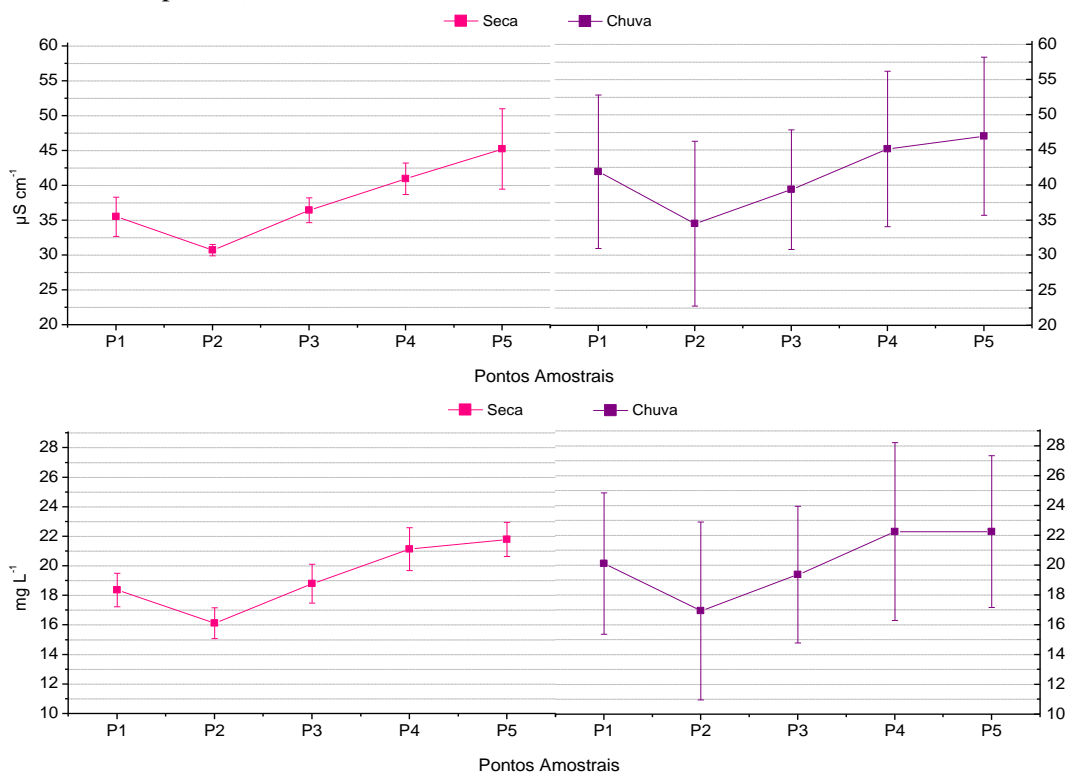


O aumento gradual registrado para ambos os parâmetros em termos de espacialidade pode ser observado a partir do P2, que provavelmente ocorre em função do recebimento de afluentes, escoamento superficial e intemperismo das rochas. A origem dos altos valores de CE na nascente do Rio pode estar associada ao fato de se tratar de uma região com águas subterrâneas com valores de dureza naturalmente altos, o que corrobora com os valores de cloreto encontrados neste mesmo ponto.

A variação sazonal indica uma discreta alteração, porém significativa, dessas variáveis em relação ao volume de chuvas, onde se observa valores de CE e STD ligeiramente

superiores no período chuvoso (Figura 32),

Figura 32 - Variação sazonal da condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos no Rio Dourados (■ média; | desvio-padrão).



Os valores médios para o período seco referentes à CE se posicionaram entre o mínimo de $30,7 \mu\text{S cm}^{-1}$ (P2) e o máximo de $45,3 \mu\text{S cm}^{-1}$ (P5), sendo o menor desvio padrão registrado no ponto 2 (0,8) e maior na ponto 5 (5,8). Para o período chuvoso as médias mínimas ($34,8 \mu\text{S cm}^{-1}$) e máximas ($47,5 \mu\text{S cm}^{-1}$) também foram obtidas no P2 e P5, respectivamente, com variações expressivas do desvio padrão em todos os pontos. Em geral, considera-se que quanto mais poluídas estiverem as águas, maior será a condutividade em função do aumento do conteúdo mineral.

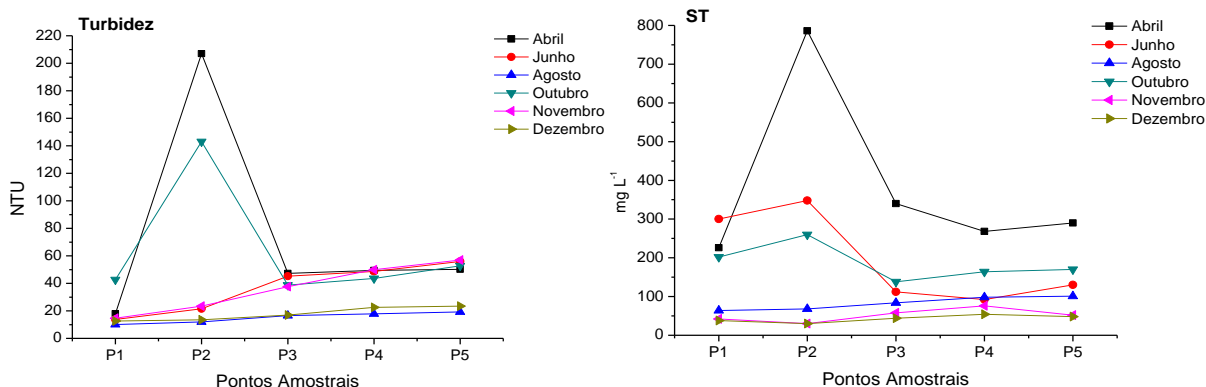
Para STD, o comportamento sazonal encontrado foi bastante similar ao da CE, com médias máximas e mínimas de $16,1$ (P2) e $21,8 \text{ mg L}^{-1}$ (P5), respectivamente, para o período seco e entre $17,0$ (P2) e $22,4 \text{ mg L}^{-1}$ (P5) para o período de chuva, tendo este período também apresentado as maiores variações entre as campanhas.

Segundo Tundisi e Tundisi (2010), em regiões onde há uma floresta ripária bem conservada a CE é muito baixa ($< 20 \mu\text{S cm}^{-1}$), diferentemente de áreas devastadas, onde a condutividade é muito mais elevada ($> 100 \mu\text{S cm}^{-1}$) o que evidencia aumento da composição iônica de água, resultado da drenagem superficial. As margens do Rio Dourados apresentam uma redução gradativa da mata ciliar que pode ter ocasionado o aumento da CE e dos STD.

5.2.9 Turbidez e Sólidos Totais

O parâmetro turbidez na maioria das vezes é associado aos sólidos totais, embora não sejam inteiramente equivalentes. Neste estudo, tais parâmetros apresentaram comportamentos análogos e, portanto, podem estar relacionados. Os valores de turbidez (NTU) e sólidos totais, apresentados na Figura 33, revelam uma distribuição relativamente homogênea na maior parte dos pontos, com exceção do segundo (P2).

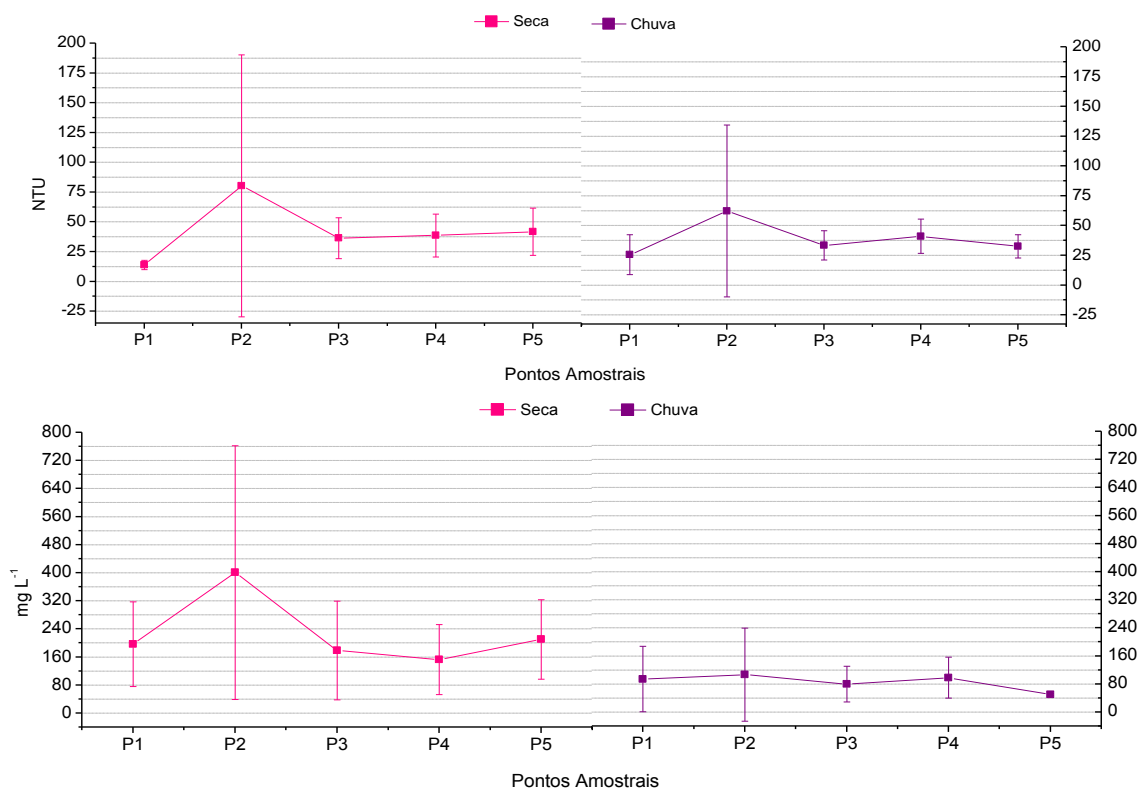
Figura 33 - Variação espacial da turbidez e sólidos totais no Rio Dourados.



As variações com base nos ciclos sazonais foram descaracterizadas para estes parâmetros (Figura 34), influenciadas, em grande parte, pelo volume de chuvas acima da média registrado em duas campanhas do período seco, abril e junho (*vide* Figura 14). O volume de chuvas registrado no mês de abril é ainda maior que os registrados no período chuvoso, o que ocasionou a elevação conjunta da turbidez e dos sólidos totais na maioria dos pontos (especialmente no P2). Tais resultados, obtidos na campanha de abril, impulsionaram a elevação das médias no período de seca.

Embora os períodos sazonais tenham sido descaracterizados, é possível observar na Figura 33, que o volume de chuvas registrado no mês de abril, influenciou drasticamente no aumento da turbidez e dos sólidos totais. Resultados similares foram encontrados por Oliveira *et al.* (2008), onde os maiores valores foram associados ao maior volume de chuvas, uma vez que há a ocorrência de maior carga orgânica carregada para dentro do recurso hídrico.

Figura 34 - Variação sazonal da turbidez e sólidos totais no Rio Dourados (■ média; I desvio-padrão).



Os valores médios referentes à turbidez para o período seco se posicionaram entre 13,9 e 80,2 NTU e para o período chuvoso ficaram entre 23,3 e 60,0 NTU, com variação significativa no P2 para ambos os períodos. A turbidez natural das águas está geralmente compreendida na faixa de 3 a 500 NTU, de acordo com Libânio (2005).

Para os sólidos totais as médias atingiram o mínimo de 152,7 mg L⁻¹ e máximo de 400,7 mg L⁻¹ no período de estiagem e na estação chuvosa as médias se enquadraram entre 50,0 e 106,7 mg L⁻¹, tendo o P2 registrado o maior desvio padrão nos dois períodos.

A maior discrepância registrada (P2) para os parâmetros em questão, se deve, além do maior volume de chuvas, ao fato deste ponto estar situado nas imediações do Assentamento Itamarati, sendo que a montante o Rio corta inúmeras destas propriedades onde a floresta ripária é inexistente em alguns trechos do Rio, facilitando a entrada de grande aporte de material alóctone (detritos produzidos fora do ecossistema aquático). Paiva e Souza (2010) corroboram expondo que a ausência de mata ciliar às margens de rios, contribui para o aumento dos sólidos em suspensão no período chuvoso, já que sem essa proteção há lixiviação do solo, carreando sedimentos para o rio.

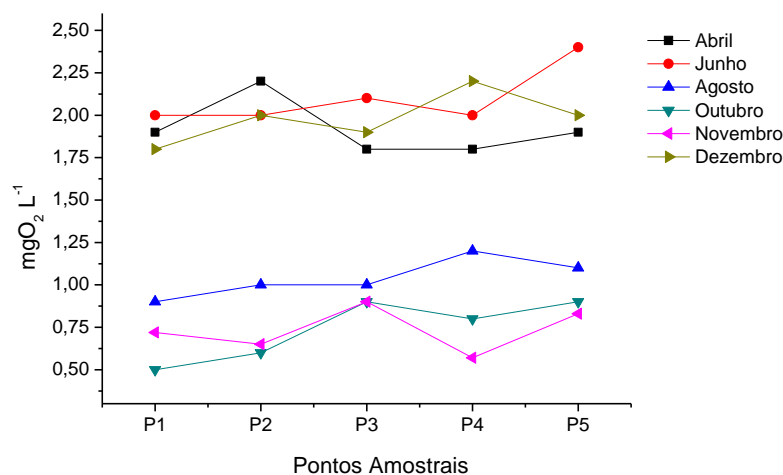
Diante dos dados obtidos para o parâmetro turbidez, apenas nas campanhas de abril e junho o segundo ponto (P2) violou os valores de referência estabelecidos pela Resolução

CONAMA 357/05, que determina a limitação de 100 NTU. Esta mesma resolução não faz menção ao limite máximo permitível para sólidos totais.

5.2.10 DBO₅

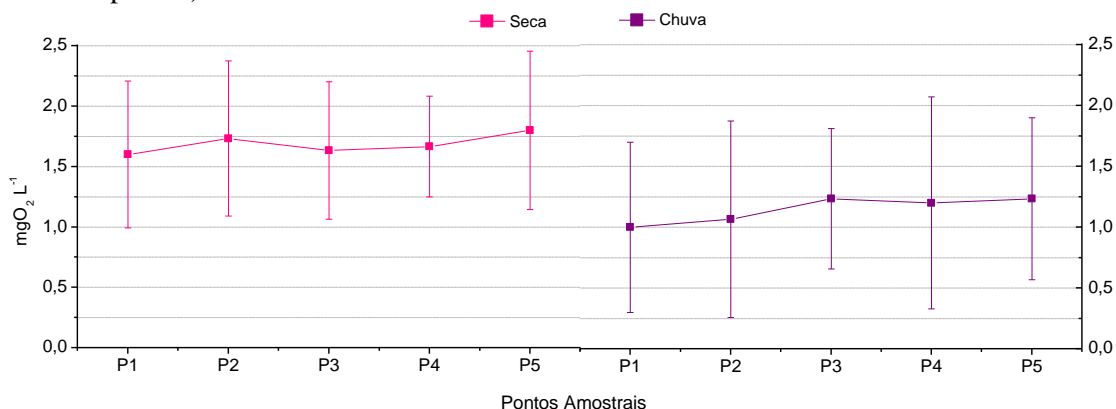
Os resultados presentes na Figura 35 indicam as variações espaciais da DBO apuradas entre os meses avaliados. Considerando todas as coletas, o valor máximo não excedeu 2,5 mg L⁻¹ e, portanto, não ultrapassa o limite de 5 mg L⁻¹ estipulado pela Resolução Conama 357/05. O conhecimento da DBO serve como medição do potencial poluidor de certas substâncias em relação ao consumo de OD em águas com suspeita de contaminação (BRAGA *et al*, 2005), sendo assim, descartada quaisquer suspeitas de contaminação das águas do Rio Dourados em relação a este parâmetro.

Figura 35 - Variação espacial da demanda bioquímica de oxigênio na água do Rio Dourados.



Em relação à sazonalidade Souza C. *et al.* (2010), coloca que em condição de baixa precipitação há um aumento na concentração de matéria orgânica, o que conseqüentemente dificulta sua diluição e acarreta um acréscimo nos valores de DBO em relação ao período de baixa precipitação. Esta tendência também foi observada neste estudo (Figura 36), onde o aumento da DBO no período de estiagem gerou um maior consumo de OD (*vide* Figura 22) em comparação ao período chuvoso, pois influenciado pelo volume de chuvas, o efeito de diluição foi ocasionado. No entanto, ao analisar separadamente o mês de agosto (mês de maior estiagem) na figura 35, nota-se que foram encontrados valores abaixo do esperado. Esta situação anômala foi encontrada em alguns pontos do arroio Pampa no município de Novo Hamburgo – RS, na pesquisa realizada por Naime e Nascimento (2009).

Figura 36 - Variação sazonal da demanda bioquímica de oxigênio na água do Rio Dourados (■ média; I desvio-padrão).

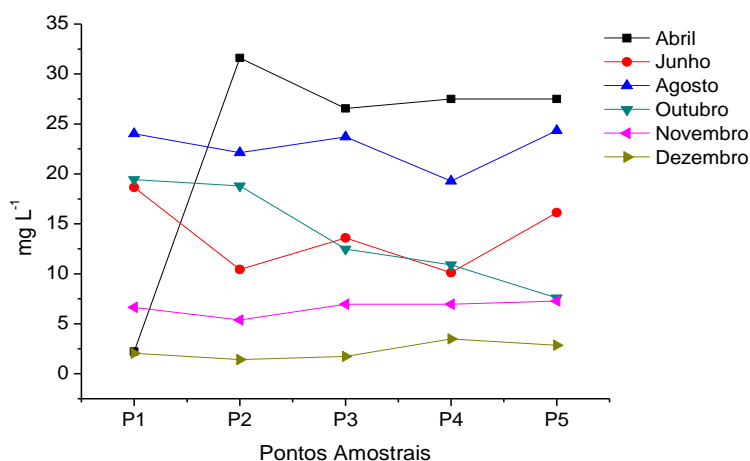


Contudo as médias estabelecidas para o período de seca permaneceram em torno de $1,7 \text{ mg L}^{-1}$ e o desvio padrão máximo encontrado foi de $0,66$ (P5). Já para o período de chuva as médias estiveram entre $1,00$ e $1,23 \text{ mg L}^{-1}$ e o maior desvio também se localiza no P5 ($0,67$)

5.2.10 Matéria Orgânica (Oxigênio consumido)

Especialmente, a matéria orgânica (MO) esteve distribuída conforme demonstrado na figura 37. Os resultados mostram certa linearidade entre os pontos e discrepância entre os meses. O baixo valor registrado na coleta do mês de abril, na nascente do Rio (P1), se deve a ausência de chuvas na região da cabeceira. Outro aspecto importante a ser considerando neste ponto, são as concentrações de MO elevadas em alguns períodos de coleta, fato que pode estar associado à degradação desta área, que fica comprometida pela presença antrópica (residências, olaria, culturas de soja e milho, queimadas e desmatamento).

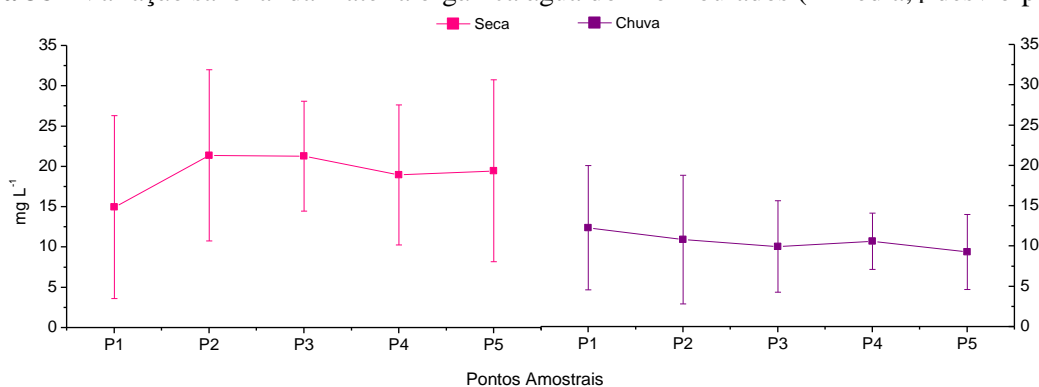
Figura 37 - Variação espacial da matéria orgânica na água do Rio Dourados.



Acompanhando os parâmetros turbidez e sólidos totais, o P2 também apresenta um aumento significativo no mês de abril e pode ser justificado pelo mesmo fato citado anteriormente: possíveis instalações de esgotos clandestinos e/ou criação de animais aliados à ausência de mata ciliar em alguns trechos a jusante deste ponto.

A variação sazonal verificada na Figura 38 revela que os períodos ficaram descaracterizados, apresentando as maiores médias e também os maiores desvios na estação seca. Este comportamento é justificado através do alto volume de chuvas registrado no mês de abril, o que elevou as médias finais deste período.

Figura 38 - Variação sazonal da matéria orgânica água do Rio Dourados (■ média; | desvio-padrão).

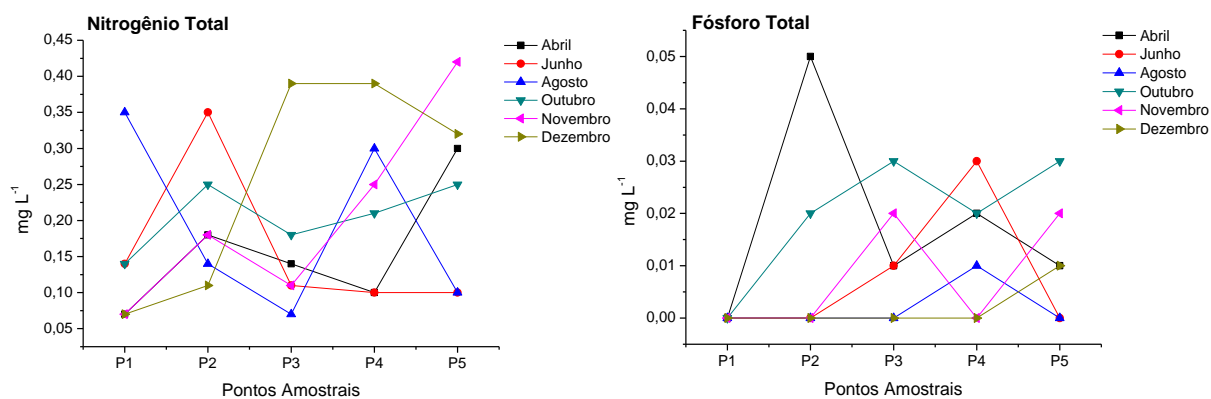


5.2.11 Nitrogênio e Fósforo Total

A entrada de nitrogênio e fósforo em águas superficiais se dá por fontes naturais (proteínas, clorofila, dissolução de rochas, carreamento do solo, decomposição de matéria orgânica), mas principalmente, através de fontes antrópicas, que vão desde lançamento de esgotos sanitários e efluentes industriais, à drenagem de águas pluviais em áreas urbanas e o escoamento de áreas rurais que contenham criadouros de animais e uso de fertilizante em solos agrícolas (LIBÂNIO, 2005).

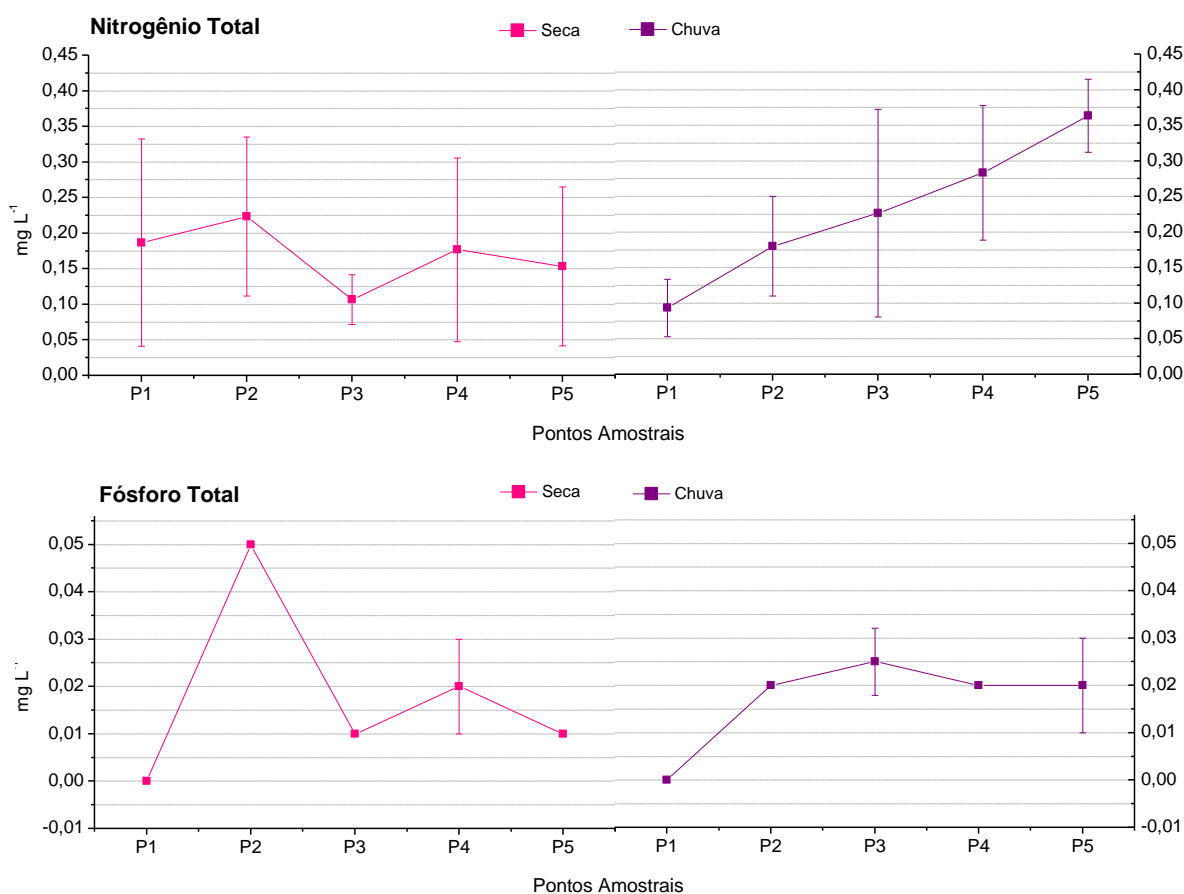
O fósforo total e o nitrogênio total são os melhores indicadores do conteúdo de nutrientes em qualquer ecossistema (ESTEVES, 1998). Os resultados para os parâmetros em questão apresentaram uma considerável discrepância do ponto de vista da espacialização geográfica (Figura 39). No entanto, os valores encontrados para fósforo estão em conformidade com a Resolução nº 357/2005 do Conama, que estabelece o limite de 0,1 mg L⁻¹ para águas de classe II. Esta mesma resolução não estabelece limite para nitrogênio total.

Figura 39 - Variação espacial de nitrogênio total e fósforo total na água do Rio Dourados.



As variações sazonais para os nutrientes fósforo e nitrogênio estão apresentadas na Figura 40. A concentração média de nitrogênio total variou de 0,11 a 0,22 mg L⁻¹ para o período de estiagem e de 0,09 a 0,36 mg L⁻¹ no período chuvoso. Segundo Esteves (1998), os maiores valores de nitrogênio, na época de seca, pode ser consequência dos processos de decomposição da matéria orgânica, favorecido pelo baixo nível de água e diminuição do fluxo, que libera compostos nitrogenados.

Figura 40 - Variação sazonal de nitrogênio total e fósforo total na água do Rio Dourados (■ média; I desvio-padrão).



De acordo com Chapman (1992) citado por Peláez-Rodríguez (2001), as concentrações de fósforo na maioria das águas naturais não poluídas encontra-se entre 0,05 e 0,020 mg L⁻¹, valores muito próximos aos encontrados neste estudo, cujas concentrações médias estiveram abaixo de 0,05 mg L⁻¹ no período de seca e 0,03 mg L⁻¹ no período chuvoso. A alta concentração de fósforo encontrada no mês de abril para o P2 causou o aumento na média final (Figura 39). Abril foi o mês em que ocorreu o maior volume de chuvas, ocasionando um maior escoamento superficial de material alóctone provenientes das propriedades do Assentamento Itamarati, problemática já mencionada anteriormente.

De acordo com Oliveira *et al.* (2008), a presença de fósforo no corpo do rio pode indicar alteração da qualidade por duas diferentes fontes, a degradação e a atividade fotossintética.

5.3 Quantificação de metais no Rio Dourados

5.3.1 Alumínio

A Tabela 8 ilustra a variação dos resultados de alumínio (Al) obtidos durante toda a pesquisa. As concentrações médias de Al no período de seca apresentaram a mínima de 0,67 mg L⁻¹ (P3) e a máxima de 0,93 mg L⁻¹ (P2). Neste mesmo período, todos os valores encontrados em cada coleta excederam os limites preconizados pela resolução 357/05 do Conama, que estabelece o máximo de 0,1 mg L⁻¹ para o alumínio, com exceção apenas do P3 na 3ª Coleta. No período de chuva todas as concentrações encontradas atingiram o limite de quantificação do aparelho (0,01 mg L⁻¹)

Tabela 8 – Variação das concentrações de alumínio encontradas nos períodos de seca e chuva.

Pontos	Unidade	Período de seca			Média	DP	Período de chuva			Média	DP
		1ª Coleta	2ª Coleta	3ª Coleta			4ª Coleta	5ª Coleta	6ª Coleta		
P1	mg L ⁻¹	1,07	0,82	0,3	0,73	0,39	0,01	0,01	0,01	0,01	0
P2	mg L ⁻¹	2,06	0,49	0,24	0,93	0,99	0,01	0,01	0,01	0,01	0
P3	mg L ⁻¹	0,96	0,98	0,06	0,67	0,53	0,01	0,01	0,01	0,01	0
P4	mg L ⁻¹	1,14	1,01	0,15	0,77	0,54	0,01	0,01	0,01	0,01	0
P5	mg L ⁻¹	1,27	1,23	0,16	0,89	0,63	0,01	0,01	0,01	0,01	0

DP – Desvio Padrão

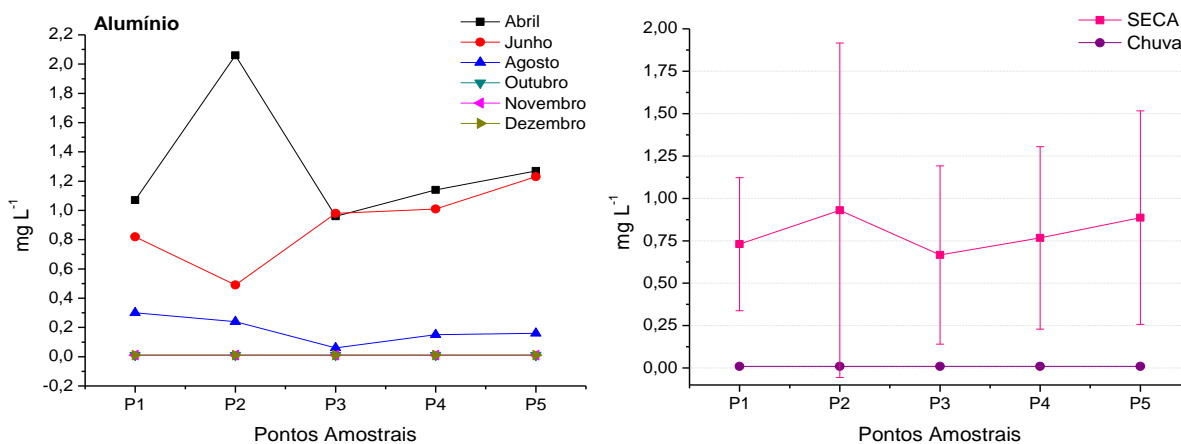
Limite de quantificação do método EAA/Chama: 0,01 mg L⁻¹

Limite preconizado pela resolução 357/05: 0,1 mg L⁻¹ de Al

Os valores das concentrações encontradas em todos os pontos e coletas do período chuvoso remetem a um possível erro analítico e, por isso, não foram considerados para uma discussão acerca da sazonalidade. De modo geral, ao observar os meses individualmente (Figura 41), a presença deste metal na água pode estar associada ao índice pluviométrico, pois nota-se o acréscimo considerável deste metal no mês de junho e em maior proporção no mês de abril, mês em que ocorreu o maior volume de chuvas entre todas as campanhas realizadas. Tal fato pode ter colaborado para carrear solo, que é naturalmente rico em alumínio para dentro do corpo d'água.

Vale salientar ainda, que a presença de altas concentrações deste metal no P2, reflete o alto volume de chuvas registrado no mês de abril, o que ratifica os efeitos que causaram a elevação na turbidez, sólidos totais, matéria orgânica, fósforo total e ferro neste mesmo ponto.

Figura 41 - Variação espacial e sazonal de alumínio na água do Rio Dourados (■ média; | desvio-padrão).



Através dos resultados apresentados na tabela 9, é possível observar as diferentes concentrações encontradas nos compartimentos água, sedimento e solo.

Tabela 9 - Variação na concentração de alumínio nos compartimentos água, sedimento e solo, no período de seca.

Pontos	Compartimento	Unidade	Período de seca			Média	Desvio padrão
			1ª Coleta	2ª Coleta	3ª Coleta		
P1	Água	mg L ⁻¹	1,07	0,82	0,3	0,73	0,39
	Sedimento	g Kg ⁻¹	9,24	9,27	9,34	9,28	0,05
	Solo	g Kg ⁻¹	6,44	9,14	8,99	8,16	1,49
P2	Água	mg L ⁻¹	2,06	0,49	0,24	0,93	0,99
	Sedimento	g Kg ⁻¹	7,57	7,00	9,58	8,05	1,36
	Solo	g Kg ⁻¹	9,75	6,21	9,18	8,38	1,90
P4	Água	mg L ⁻¹	1,14	1,01	0,15	0,77	0,54
	Sedimento	g Kg ⁻¹	7,44	9,60	9,63	8,89	1,26
	Solo	g Kg ⁻¹	9,87	5,75	6,77	7,46	2,15
P5	Água	mg L ⁻¹	1,27	1,23	0,16	0,89	0,63
	Sedimento	g Kg ⁻¹	6,30	8,24	8,47	7,67	1,19
	Solo	g Kg ⁻¹	8,38	9,28	6,88	8,18	1,21

Limite de quantificação do método EAA/Chama: 0,01 mg L⁻¹

Os teores deste metal nos sedimentos de fundo foram os maiores entre os três compartimentos estudados. Isso devido ao fato de que os solos, latossolo vermelho distroférico e latossolo vermelho Distrófico, que compõem o perfil longitudinal do rio possuem um elevado teor de alumínio. Quando carregados para dentro do corpo d'água, uma pequena parte do alumínio tende a permanecer dissolvida, enquanto a maior parte tende a se acumular no sedimento.

5.3.2 Ferro

A concentração de ferro observada na Tabela 10 mostra que os valores obtidos em todas as coletas excederam os limites preconizados pela resolução 357/05 do Conama, que estabelece o máximo de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ para o ferro.

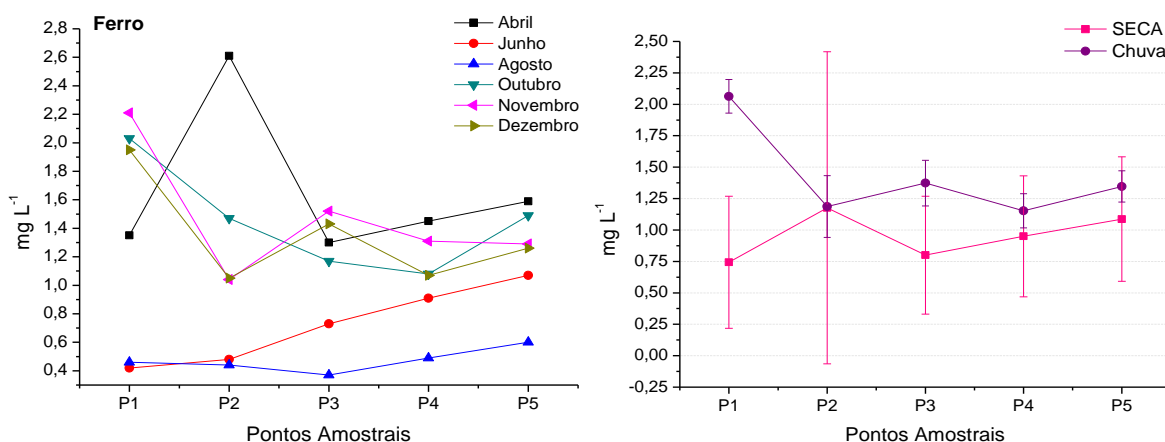
Tabela 10 – Variação média das concentrações de ferro encontradas nos períodos de seca e chuva.

Pontos	Unidade	Período de seca			Média	DP	Período de chuva			Média	DP
		1ª Coleta	2ª Coleta	3ª Coleta			4ª Coleta	5ª Coleta	6ª Coleta		
P1	mg L^{-1}	1,35	0,42	0,46	0,74	0,53	2,03	2,21	1,95	2,06	0,13
P2	mg L^{-1}	2,61	0,48	0,44	1,18	1,24	1,47	1,04	1,05	1,19	0,25
P3	mg L^{-1}	1,30	0,73	0,37	0,80	0,47	1,17	1,52	1,43	1,37	0,18
P4	mg L^{-1}	1,45	0,91	0,49	0,95	0,48	1,08	1,31	1,07	1,15	0,14
P5	mg L^{-1}	1,59	1,07	0,6	1,09	0,50	1,49	1,29	1,26	1,35	0,13

DP – Desvio Padrão; Limite de quantificação do método EAA/Chama: $0,005 \text{ mg L}^{-1}$.
Limite preconizado pela resolução 357/05: $0,3 \text{ mg L}^{-1}$ de Fe.

A variabilidade espacial e sazonal (Figura 42) reflete as influências do índice pluviométrico, visto que as concentrações médias se apresentaram maiores no período com o maior volume de chuvas, estando entre $1,15$ e $2,06 \text{ mg L}^{-1}$ no referido período e entre $0,74$ e $1,18 \text{ mg L}^{-1}$ para o período de seca. Tal fato está relacionado à lixiviação provocado pelas chuvas, que carregam o solo para dentro do corpo d'água, uma vez que o solo da região é naturalmente rico em ferro. Farias (2006) também afirma que as principais fontes naturais do ferro para o ambiente aquático são o intemperismo das rochas que compõem a bacia de drenagem e a erosão de solos ricos nesses materiais.

Figura 42 - Variação espacial e sazonal de ferro na água do Rio Dourados (■ média; | desvio-padrão).



O alto desvio padrão encontrado no P2 (1,18) no período de seca, reflete a alta concentração deste metal registrada no mês de abril. Tal fato corrobora com os efeitos que causaram a elevação na turbidez, sólidos totais, fósforo total e alumínio para o referido ponto. De acordo com Alves *et al.* (2008), por exemplo, a presença de ferro contribui de forma significativa para um aumento na intensidade da turbidez, pois tais compostos inorgânicos, em combinação com a matéria orgânica presente na água, provocam efeito de matéria em estado coloidal (grupos de átomos ou íons), podendo espalhar luz, embora não possam ser vistos a olho nu. Além disso, o ferro pode conferir à água uma coloração amarelada e aspecto turvo decorrente da precipitação do mesmo quando oxidado a Fe^{3+} (RICHTER e NETTO, 2007).

Na tabela 11 estão agrupados os resultados das concentrações encontradas nos compartimentos água, sedimento e solo. O comportamento apontado pelos diferentes compartimentos é bastante semelhante ao encontrado para o alumínio, onde a presença deste metal na água advém da lixiviado do solo, que também possui altos níveis de ferro, e que, como destino final, é acumulado no sedimento.

Tabela 11 – Variação na concentração de ferro nos compartimentos água, sedimento e solo, no período de seca.

Pontos	Compartimento	Unidade	Período de seca			Média	Desvio padrão
			1°Coleta	2°Coleta	3°Coleta		
P1	Água	mg L ⁻¹	1,35	0,42	0,46	0,74	0,53
	Sedimento	g Kg ⁻¹	1,66	1,16	1,24	1,35	0,27
	Solo	g Kg ⁻¹	0,73	0,70	1,44	0,96	0,42
P2	Água	mg L ⁻¹	2,61	0,48	0,44	1,18	1,24
	Sedimento	g Kg ⁻¹	1,61	1,66	1,28	1,52	0,21
	Solo	g Kg ⁻¹	0,84	1,50	0,90	1,08	0,36
P4	Água	mg L ⁻¹	1,45	0,91	0,49	0,95	0,48
	Sedimento	g Kg ⁻¹	0,85	0,99	0,91	0,92	0,07
	Solo	g Kg ⁻¹	0,96	1,58	1,35	1,30	0,31
P5	Água	mg L ⁻¹	1,59	1,07	0,6	1,09	0,50
	Sedimento	g Kg ⁻¹	1,31	1,43	0,89	1,21	0,28
	Solo	g Kg ⁻¹	1,03	0,64	0,70	0,79	0,21

5.3.3 Zinco

As concentrações de zinco presente na água foram bastante variáveis ao longo dos pontos de amostragem, sendo que nenhum dos valores observados ultrapassa o limite estabelecido pela resolução 357/05 do Conama para rios de classe II, que é de 0,18 mg L⁻¹

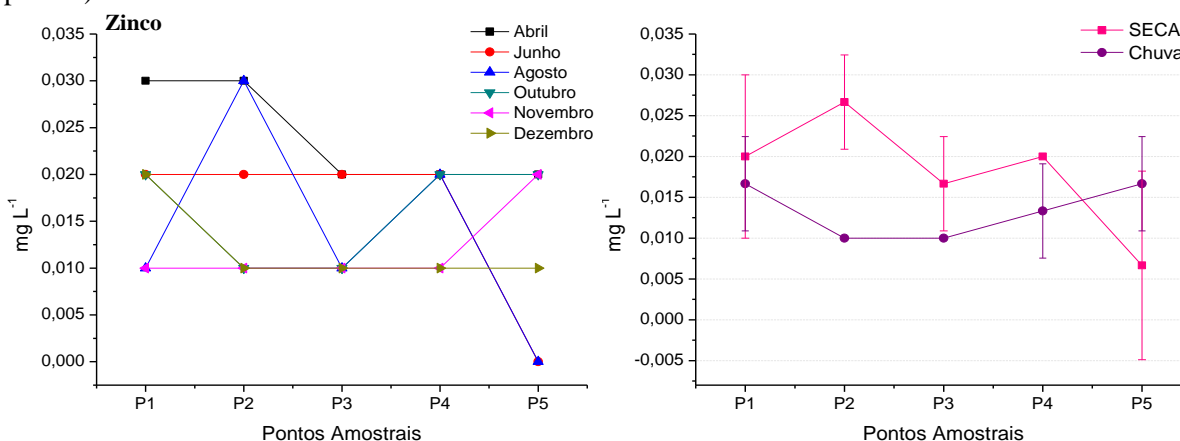
(Tabela 12 e Figura 43). A variação sazonal encontrada, não reflete nenhuma relação com a precipitação, uma vez que no período de seca as concentrações de zinco foram ligeiramente maiores.

Tabela 12 – Variação média das concentrações de zinco encontradas nos períodos de seca e chuva.

Pontos	Unidade	Período de seca			Média	DP	Período de chuva			Média	DP
		1°Coleta	2°Coleta	3°Coleta			4°Coleta	5°Coleta	6°Coleta		
P1	mg L ⁻¹	0,03	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01
P2	mg L ⁻¹	0,03	0,02	0,03	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
P3	mg L ⁻¹	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
P4	mg L ⁻¹	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
P5	mg L ⁻¹	0,02	ND	ND	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01

DP – Desvio Padrão; ND: não detectável; Limite de quantificação do método EAA/Chama: 0,01 mg L⁻¹. Limite preconizado pela resolução 357/05: 0,18 mg L⁻¹ de Zn.

Figura 43 – Variação espacial e sazonal de zinco na água do Rio Dourados (■ média; I desvio-padrão).



Alguns metais pesados, como cobre, zinco e cobalto ocorrem naturalmente nos solos. No entanto, o Zn é um dos micronutrientes cujos sintomas de deficiência são frequentemente observados nas culturas (SOUZA, H. *et al.*, 2010) e, segundo Coutinho *et al.* (2001), o fornecimento deste metal reflete as maiores respostas na produção de grãos na cultura de milho em solos brasileiros. Como a região da Bacia do Rio Dourados é essencialmente agrícola, existe uma forte contribuição antropogênica ocasionada pelos resíduos gerados pela agricultura comercial, cuja utilização de fertilizantes a base de zinco é ampla em culturas de soja e milho e, através da lixiviação do solo, sua presença em ambientes aquáticos pode ser justificada.

A Tabela 13 apresenta as concentrações de zinco encontradas nos compartimentos água, sedimento e solo. Os resultados ratificam que a presença deste metal na água se deve a

lixiviação do solo e que seus elevados teores nos sedimentos, refletem os efeitos de acumulação.

Tabela 13 – Variação na concentração de zinco nos compartimentos água, sedimento e solo, no período de seca.

Pontos	Compartimento	Unidade	Período de seca			Média	Desvio padrão
			1°Coleta	2°Coleta	3°Coleta		
P1	Água	mg L ⁻¹	0,03	0,02	0,01	0,02	0,01
	Sedimento	mg Kg ⁻¹	129,00	14,00	17,00	53,33	65,55
	Solo	mg Kg ⁻¹	29,00	34,00	115,00	59,33	48,27
P2	Água	mg L ⁻¹	0,03	0,02	0,03	0,03	0,01
	Sedimento	mg Kg ⁻¹	83,00	73,00	62,00	72,67	10,50
	Solo	mg Kg ⁻¹	68,00	72,00	38,00	59,33	18,58
P4	Água	mg L ⁻¹	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00
	Sedimento	mg Kg ⁻¹	31,00	102,00	97,00	76,67	39,63
	Solo	mg Kg ⁻¹	56,00	74,00	70,00	66,67	9,45
P5	Água	mg L ⁻¹	0,02	ND	ND	0,01	0,01
	Sedimento	mg Kg ⁻¹	80,00	54,00	34,00	56,00	23,07
	Solo	mg Kg ⁻¹	33,00	26,00	26,00	28,33	4,04

ND: não detectável.

Limite de quantificação do método EAA/Chama: 0,01 mg L⁻¹.

5.3.4 Chumbo

A análise da concentração de chumbo presente na água, mostrada na Tabela 14, revela que no período de seca, apenas na terceira coleta este metal foi detectado, apresentado valores acima de 0,02 mg L⁻¹, valores estes que ultrapassam o limite estabelecido pelo Conama para rios de classe II, que é de 0,01 mg L⁻¹. No período chuvoso, todas as concentrações encontradas permaneceram no limite de quantificação do aparelho (0,01 mg L⁻¹), estando, portanto, no limite máximo permitido pela legislação citada.

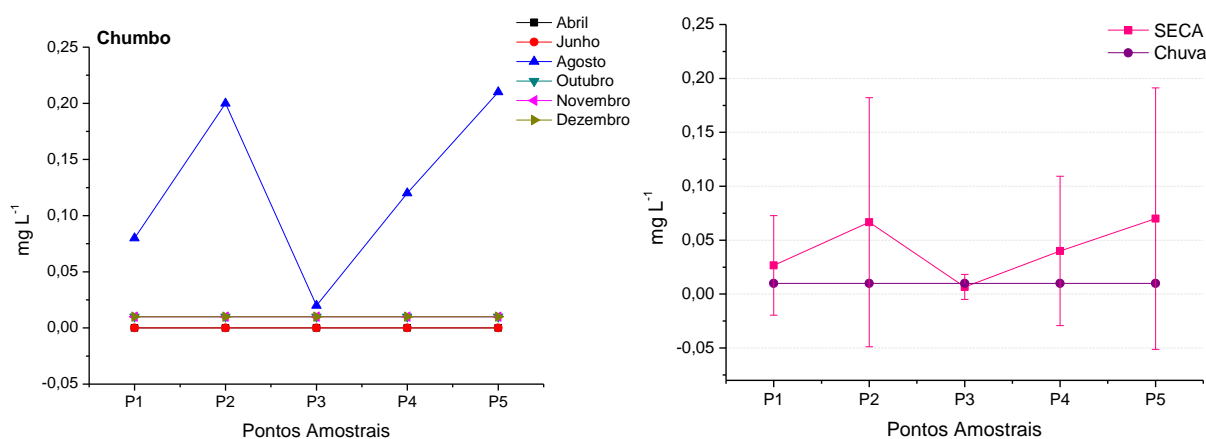
Tabela 14 – Variação média das concentrações de chumbo encontradas nos períodos de seca e chuva.

Pontos	Unidade	Período de seca					Período de chuva			Média	DP
		1°Coleta	2°Coleta	3°Coleta	Média	DP	4°Coleta	5°Coleta	6°Coleta		
P1	mg L ⁻¹	ND	ND	0,08	0,03	0,05	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
P2	mg L ⁻¹	ND	ND	0,2	0,07	0,12	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
P3	mg L ⁻¹	ND	ND	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
P4	mg L ⁻¹	ND	ND	0,12	0,04	0,07	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00
P5	mg L ⁻¹	ND	ND	0,21	0,07	0,12	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00

DP - Desvio Padrão; ND - não detectável; Limite de quantificação do método EAA/Chama: 0,01 mg L⁻¹. Limite preconizado pela resolução 357/05: 0,01 mg L⁻¹ de Pb.

A variação sazonal encontrada para o chumbo nas águas do Rio Dourados, não reflete nenhuma relação com a precipitação nos períodos, onde a maior concentração foi encontrada no período de maior estiagem (agosto) (Figura 44). Os valores das concentrações encontradas no período chuvoso remetem a um possível erro analítico e, por isso, não foram considerados para uma discussão acerca da sazonalidade.

Figura 44 -Variação espacial e sazonal de chumbo na água do Rio Dourados (■ média; | desvio-padrão).



A determinação de chumbo nos compartimentos água, sedimento e solo estão apresentados na Tabela 15. Os resultados denotam que o solo, que apresenta elevada concentração do referido metal, é lixiviado para dentro do corpo aquático, tendo como destino final os sedimentos. Neste sistema aquático, observa-se que a maior parte do chumbo fica retida nos sedimentos, e muito pouco é transportado em suas águas superficiais, assim como foi identificado para os demais metais avaliados.

Vale ressaltar ainda, que muitos fertilizantes utilizados para suprir a deficiência de micronutrientes podem conter metais pesados tóxicos, como cádmio, chumbo e o cromo em sua composição (GONÇALVES e PESSOA, 2002) e, por isso, a presença de metais, como o chumbo, em águas superficiais pode ser uma das causas prováveis, em se tratando de regiões agrícolas. Além disso, os componentes ativos de alguns agrotóxicos, lixiviados pelas águas pluviais, enriquece os sedimentos com esse metal.

A existência de chumbo nas águas superficiais, mesmo em baixas concentrações, é um fato preocupante, dado os efeitos tóxicos desse metal nos ecossistemas aquáticos e a saúde humana.

Tabela 15 – Variação na concentração de chumbo nos compartimentos água, sedimento e solo, no período de seca.

Pontos	Compartimento	Unidade	Período de seca			Média	Desvio padrão
			1ª Coleta	2ª Coleta	3ª Coleta		
P1	Água	mg L ⁻¹	ND	ND	0,08	0,03	0,05
	Sedimento	mg Kg ⁻¹	40,00	19,00	23,00	27,33	11,15
	Solo	mg Kg ⁻¹	17,00	39,00	23,00	26,33	11,37
P2	Água	mg L ⁻¹	ND	ND	0,2	0,07	0,12
	Sedimento	mg Kg ⁻¹	36,00	40,00	26,00	34,00	7,21
	Solo	mg Kg ⁻¹	35,00	28,00	28,00	30,33	4,04
P4	Água	mg L ⁻¹	ND	ND	0,12	0,04	0,07
	Sedimento	mg Kg ⁻¹	10,00	48,00	38,00	32,00	19,70
	Solo	mg Kg ⁻¹	17,00	39,00	27,00	27,67	11,02
P5	Água	mg L ⁻¹	ND	ND	0,21	0,07	0,12
	Sedimento	mg Kg ⁻¹	52,00	27,00	21,00	33,33	16,44
	Solo	mg Kg ⁻¹	53,00	25,00	26,00	34,67	15,89

ND - não detectável; Limite de quantificação do método EAA/Chama: 0,01 mg L⁻¹.

Capítulo 6

CONSIDERAÇÕES FINAIS

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Baseado nos dados analisados, as variações sazonais de alguns parâmetros apresentaram forte correlação com as características naturais, como o índice pluviométrico, sendo este o principal agente influenciador da qualidade da água do Rio Dourados, muito embora os ciclos sazonais tenham sido descaracterizados, em virtude do grande volume de chuvas registrado no período de estiagem.

As variações indicadas pela pluviometria mensal evidenciaram também as influências das APP, principalmente acerca dos parâmetros turbidez, sólidos totais, fósforo total, alumínio e ferro que apresentaram níveis elevados em alguns pontos, denotando a ausência de APP em alguns trechos do rio. Esta problemática identificada é bastante preocupante em se tratando de uma região agropecuária em constante expansão.

Cabe observar que as variações nas concentrações de nitrogênio total, chumbo e zinco, principalmente, não estão relacionadas com nenhum evento natural, sendo provenientes de vias difusas.

Em termos da espacialidade do Rio Dourados, o ponto 1 apresentou algumas variações importantes em diversos parâmetros. Tais variações se refletem em grande parte à ausência de preservação da nascente, reforçando a necessidade urgente de medidas que visem impedir o avanço da sua degradação pela ação humana.

A área mais crítica que mostrou alterações consideráveis em diversos parâmetros analisados é a montante do ponto 2, situado dentro do Assentamento Itamarati, onde há a influência antrópica direta. Neste local, os valores de turbidez, sólidos totais e fósforo total apresentaram-se muito acima dos demais analisados, para o mês de intensa chuva. A contaminação deste ponto pode estar associada ao lançamento de esgoto doméstico clandestino e aos excrementos de animais que têm acesso direto ao Rio Dourados.

Vale a pena ressaltar que o ponto 3, localizado na estação de captação de água destinada ao abastecimento público da cidade de Dourados realizado pela Sanesul, apresentaram os melhores índices quando comparados com os demais pontos para alguns parâmetros. O ponto 4 não apresentou alterações consideráveis, apesar de ser um local utilizado para pesca e balneabilidade. O ponto 5 também não apresentou nenhum indicio de forte contaminação.

Muito embora tenha sido constatado algumas alterações na qualidade destas águas em alguns períodos, o Rio demonstra uma alta capacidade de autodepuração, pois possui a

vantagem de receber águas mais diluídas e com escoamento mais rápido causado pelo aumento no volume de água ao longo de seu percurso.

De modo geral, no decorrer da pesquisa as concentrações médias para as variáveis físico-químicas não ultrapassaram os limites preconizados pela Resolução 357/05 do Conama em todos os pontos, não havendo, portanto, restrição de uso quanto a esses parâmetros.

Para os metais foram diagnosticadas diversas estrapolações dos limites estabelecidos pela legislação, cuja presença de alumínio e ferro pode ser atribuída a fatores naturais, enquanto a origem de zinco e chumbo remetem a fontes antropogênicas.

Diante das concentrações obtidas para o zinco e chumbo, principalmente no que se refere à toxicidade, esses pontos devem ser monitorados com o objetivo de mapear a distribuição, destes e outros metais, nos diferentes compartimentos numa escala espacial e temporal, tendo como linha base os dados obtidos neste trabalho.

Certamente há uma maior necessidade de fiscalização, fomento, planejamento local e regional por parte dos órgãos ambientais e governamentais, no sentido de punir e coibir as infrações às legislações vigentes, melhorar a conservação do solo, recuperar as reservas legais e as APP em torno da Bacia do Rio Dourados.

A constatação de alguns efeitos antrópicos sobre os corpos de água estudados, suscita a realização de novos estudos e investigações mais detalhadas, com o objetivo precípuo de identificar e diagnosticar os impactos e, eventualmente, avaliar o seu nível. Em um horizonte mais distante, visa-se que esta informação auxilie na mitigação dos efeitos deletérios desses impactos ao meio ambiente e à saúde humana.

Capítulo 7
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALVES, E. C. *et al.* Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó – Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. **Acta Sci. Technol.**, Maringá, v. 30, n. 1, p. 39-48, 2008.
2. ALMEIDA, S. G. *et al.* Crise socioambiental e conversão ecológica da agricultura brasileira: subsídios à formação de diretrizes ambientais para o desenvolvimento agrícola. Rio de Janeiro: AS-PTA, 2001. 122p.
3. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standart methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington, 1998.
4. ANJOS, J. A. S. A. **Avaliação da Eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: O caso da Plumbum de Santo Amaro da Purificação/BA**. Tese de Doutorado - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo – USP. São Paulo, 2003. 238 p.
5. ARAI, F. K. *et al.* Espacialização da precipitação e erosividade na Bacia Hidrográfica do Rio Dourados - MS. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 5, p. 922-931, 2010.
6. BAILO, J. A. F. Avaliação da contaminação nos principais corpos d'água município de São Carlos/SP. Dissertação (Mestrado em Ciências) Instituto de Química de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 2009.
7. BAIRD, C. e CANN, M. **Química Ambiental**. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2011. p.844
8. BENEVENTO, K. J. *et al.* Estudo das unidades de relevo como base para a análise geoambiental da bacia do Rio Dourados, MS. VI Simpósio Nacional de Geomorfologia. Goiânia, setembro, 2006.
9. BOUZA-DEAÑO, R. *et al.* Trend study and assessment of surface water quality in the EbroRiver (Spain). **Journal of Hydrology**, v. 361, p. 227-239, 2008.
10. BRAGA, B. *et al.* **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2. ed. São Paulo: Perarson Prentice Hall, 2005. p. 318.
11. BRASIL. Agência Nacional das Águas - ANA. Rede de Monitoramento. Disponível em: <http://pnqa.ana.gov.br/rede/rede_monitoramento.aspx>. Acesso em: 15 de setembro de 2011.
12. BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 302, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. Ministério do Meio Ambiente, 2002. 4p.

13. 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, 2005. 23p.
14. BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. "Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA." Ministério do Meio Ambiente, 2011. 9p.
15. BRASIL. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa Agropecuária Oeste. Condições Meteorológicas, Estação de Dourados, MS. Disponível em: <<http://www.cpao.embrapa.br/clima/index.php?pg=estatisticas>>. Acesso em: 19 de janeiro de 2012.
16. BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água**. 1ª ed. Brasília: FUNASA, 2004b. 146 p.
17. BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria 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 portabilidade e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 59, Seção 1, p. 266-270, 2004a.
18. BRASIL. Ministério da Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. Brasília: Ministério da Saúde, 2006. 212 p.
19. BU, H. *et al.* Temporal and spatial variations of water quality in the Jinshui River of the South Qinling Mts. **China Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 73, p. 907-913, 2010.
20. CARNEIRO, M. A. *et al.* Aptidão da Bacia do Rio Dourados para o cultivo de algumas espécies de eucaliptos. **FLORESTA**, Curitiba-PR, v. 36, n. 3, 2006.
21. CARVALHO, A. P. *et al.* Diagnóstico da degradação ambiental da bacia do rio Taquari em Araguatins (TO). **Caminhos da Geografia**, Uberlândia, v. 07, n. 20, 2007.
22. CARVALHO, A. R. *et al.* Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, v. 23, n. 5, p. 618-622, 2000.
23. CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Variáveis de qualidade das águas. Disponível em: <<http://www.cetesb.org.br>>. Acesso em: 13 de setembro de 2011.
24. CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. 1. ed. São Paulo, 1987, 155p.

25. CÓRDOBA E. B. *et al.* Water quality indicators: Comparison of a probabilistic index and a general quality index. The case of the Confederación Hidrográfica del Júcar (Spain). **Ecological Indicators**, v. 10, p. 1049-1054, 2010.
26. COUTINHO, E. L. M. *et al.* Resposta do milho doce à adubação com zinco. **Revista Ecosistema**, Espírito Santo do Pinhal, v. 26, n. 2, p. 181-186, 2001.
27. DANIEL, O. *et al.* **Mapeamento do uso da terra na bacia do Rio Dourados-MS, por meio de imagens Landsat**. DCA/UFMS, 2002. Disponível em: http://www.do.ufgd.edu.br/omardaniel/arquivos/docs/a_artigos/UsoTerraSig/MapUsoTerraBRDdos.pdf
28. DEBERDT, André Jean. ANÁLISE DA ÁGUA. Disponível em: <http://educar.sc.usp.br/biologia/prociencias/qagua.htm>>. Acesso em: 15 de outubro de 2011.
29. DE PAULA, Suéllen Machado. **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, 2011. 87p.
30. ESTEVES, F. A. **Fundamentos em limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, FINEP, 1998.
31. 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, 2006. 152p.
32. FIORUCCI, A. R. e BENEDETTI-FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química Nova na Escola**, n. 22, p. 10-16, 2005.
33. FROEHNER, S, MARTINS, R.F. Avaliação da composição química de sedimentos do Rio Barigüi na Região metropolitana de Curitiba. **Química Nova**, n. 31: p. 2020-2026, 2008.
34. GOLDEMBERG, J.; VILANUEVA, L. D. **Energia, meio ambiente e desenvolvimento**. 3. ed. Editora EDUSP, 2008. 396p.
35. GONÇALVES Jr., A.C.; PESSOA, A.C.S. Fitodisponibilidade de cádmio, chumbo e cromo, em soja cultivada em Argissolo Vermelho eutrófico a partir de adubos comerciais. **Scientia Agraria**, v. 3, n. 1-2, p. 19-23, 2002.
36. GONÇALVES, G. G. *et al.* Caracterização empírica da fragilidade ambiental em bacias hidrográficas – o caso da bacia do Rio Dourados - MS. Anais 2º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, Corumbá. Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p.422-432, 2009.
37. GONÇALVES, G. G. *et al.* Evolução do uso e cobertura do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Dourados-MS, Brasil. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, v. 11, n. 36, p. 366-374, 2010.

38. GRIBBIN, John E. **Introdução a Hidráulica, Hidrologia e Gestão de Águas Pluviais**. 3. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2009. p. 494.
39. HADDAD, Eduardo Abjaud. **Influência Antrópica na Qualidade da Água da Bacia Hidrográfica do Rio São Miguel, Carste do Alto São Francisco, Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado na Área de Análise Ambiental). Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2007. p. 156.
40. HASHIM, M. A. *et al.* Remediation technologies for heavy metal contaminated groundwater. **Journal of Environmental Management**, v. 92, p. 2355-2388, 2011.
41. HATJE, V. *et al.* Kinetics of trace element uptake and release by particles in estuarine waters: effects of pH, salinity, and particle loading. **Environmental International**, v. 29, p. 619- 629, 2003.
42. JESUS, C. A. G. **Zinco**. Balanço Mineral Brasileiro, 2001. Disponível em: <<http://www.dnpm.gov.br/assets/galeriadocumento/balancomineral2001/zinco.pdf>>. Acesso em: 10 de outubro de 2011.
43. KAZI, T. G. *et al.* Separation and preconcentration of aluminum in parenteral solutions and bottled mineral water using different analytical techniques. **Journal of Hazardous Materials**, v. 172, p. 780-785, 2009.
44. KHAN, S. *et al.* Separation and preconcentration of trace amounts of aluminum ions in surface water samples using different analytical techniques. **Talanta**, v. 80, p. 158-162, 2009.
45. KLEIN, G. L. Aluminum: new recognition of an old problem. **Current Opinion in Pharmacology**, v. 5, p. 637-640, 2005.
46. LEE, J. D. **Química Inorgânica não tão concisa**. 5. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1999. p. 180.
47. LEMOS, M. *et al.* Sazonalidade e variabilidade espacial da qualidade da água na Lagoa do Apodi, RN. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, p. 155-164, 2010.
48. LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP: Editora Átomo, 2005. p. 444.
49. LIMA, W. P. e ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: Rodrigues, R. R.; Leitão-Filho, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Edusp/ Fapesp, 2. ed., 2004. 320 p.
50. LUNA, A. S. **Química Analítica Ambiental**. Rio de Janeiro: EdUERJ, 2003. 164p.
51. LU, J. *et al.* Microemulsion extraction separation and determination of aluminium species by Spectrofluorimetry. **Journal of Hazardous Materials**, v. 185, p. 1107-1114, 2011.

-
52. MATO GROSSO DO SUL. **Microbacia Hidrográfica do Rio Dourados: diagnóstico e implantação da rede básica de monitoramento da qualidade das águas**. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. Fundação Estadual de Meio Ambiente Pantanal. Coordenadoria de Recursos Hídricos e Qualidade Ambiental. Campo Grande, MS, 2000.
53. MADRUGA, F. V. *et al.* Avaliação da influência do córrego dos Macacos, na qualidade da água do rio Mogi Guaçu, no município de Mogi Guaçu - SP. **Engenharia Ambiental**, v. 5, p. 152-168, 2008.
54. MARGALEF, R. **Limnologia**. Editora Omega, Barcelona, 1983. 1100 p.
55. MELO, G. J. Poluição química das águas. In: IX congresso brasileiro de geoquímica. Belém – PA, 2003.
56. MOREIRA, F. R. e MOREIRA, J. C. A importância da análise de especiação do chumbo em plasma para a avaliação dos riscos à saúde. **Química Nova**, v. 27, n. 2, p. 251-260, 2004.
57. NAIME, R. e NASCIMENTO, C.A. Monitoramento físico-químico e microbiológico das águas do Arroio Pampa em Novo Hamburgo – RS. **Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v. 6, n. 2, p. 410-432, 2009.
58. NOORI, R. *et al.* Multivariate statistical analysis of surface water quality based on correlations and variations in the data set. **Desalination**, v. 260, p. 129-136, 2010.
59. OLIVEIRA, L. C. *et al.* Variação espacial e temporal dos fatores limnológicos em riachos da microbacia do Rio São Francisco Verdadeiro. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n. 4, p. 770-781, 2008.
60. OUYANG, Y. *et al.* Assessment of seasonal variations in surface water quality. **Water Research**, v. 40, p. 3800–3810, 2006.
61. PAIVA, L. C. e SOUZA, A. O. Avaliação de alguns parâmetros físico-químicos da água do rio Riachão no município de Caatiba – BA. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 6, n. 9, 2010.
62. PELÁEZ-RODRÍGUEZ, M. **Avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijão e Rio do Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas**. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2001. p.147.
63. PEREIRA, Silvio B. *et al.* Variação temporal do comportamento hidrológico na bacia do Rio Dourados no período de 1973 a 2002. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 2, p. 560-568, 2007.

64. QUITERIO, S. L. *et al.* Avaliação da poluição ambiental causada por particulado de chumbo emitido por uma reformadora de baterias na cidade do Rio de Janeiro, Brasil. **Caderno de Saúde Pública**, v. 22, n. 9, p. 1817-1823, 2006.
65. RAZMKHAH, H. *et al.* 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.
66. RIBEIRO, A. P. **Determinação de elementos-traço e outros elementos de interesse em sedimentos lacustres da estação de tratamento de esgoto de Barueri, São Paulo, por ativação neutrônica.** Dissertação (Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Aplicações) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. São Paulo, 2002.
67. RIBEIRO, G. M. *et al.*. Uso da regressão linear para estimativa da relação entre a condutividade elétrica e a composição iônica da água de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 1, p. 15-22, 2005.
68. RICHTER, C. A. e NETO, J. M. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada.** 1.ed (1991).7.reimpressão. São Paulo: Blucher, 2007.p.332
69. ROLOFF, Tatiana Aparecida. Efeitos da não aplicação do controle de qualidade da água nas indústrias alimentícias. **SaBios: Rev. Saúde e Biol.**, Campo Mourão, v. 1, n.1, 2006.
70. SÁ, M. F. P. *et al.* Peixes do cerrado em perigo. **Ciência Hoje**, Rio de Janeiro, v. 34, n. 200, p. 68-71, 2003.
71. SANGA, H. *et al.* Determination of trace aluminum in biological and water samples by cloud point extraction preconcentration and graphite furnace atomic absorption spectrometry detection. **Journal of Hazardous Materials**, v. 154, p. 1127–1132, 2008.
72. SCORZA JÚNIOR, R. P. e 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, 2006. p. 59
73. SOUZA, C. F. *et al.* Avaliação da qualidade da água do rio Paraíba do Sul no município de Taubaté-SP. **Revista Biociências**, Unitau, v. 16, n. 1, 2010.
74. SOUZA, H. A. *et al.* Avaliação da interação de nutrientes na aplicação de zinco em sementes de arroz. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 26, n. 1, p. 33-39, 2010.
75. SOUZA, D. O. **Estudo de metais pesados (Cd, Cu, Cr, Zn, Pb, Fe, Co, Mn e Hg) no igarapé dos Tanques, área urbana da cidade de Porto Velho – RO.** Monografia – Núcleo de Ciência e Tecnologia. Departamento de Biologia da Fundação Universidade Federal de Rondônia. Porto Velho, 2006. 50p.

76. SUN, M.; WU, Q. Determination of ultra-trace aluminum in human albumin by cloud point extraction and graphite furnace atomic absorption spectrometry. **Journal of Hazardous Materials**, v. 176, p. 901–905, 2010.
77. TEDESCO, M. J. *et al.* **Análise de solo, plantas e outros materiais**. 2.ed. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.
78. TORRADO, P. V. *et al.* **Tópicos em ciências do solo**. In: SOUZA, D. O. **Estudo de metais pesados (Cd, Cu, Cr, Zn, Pb, Fe, Co, Mn e Hg) no igarapé dos Tanques, área urbana da cidade de Porto Velho – RO**. Monografia – Núcleo de Ciência e Tecnologia. Departamento de Biologia da Fundação Universidade Federal de Rondônia. Porto Velho, 2006. 50p.
79. TUNDISI, J. G. e TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotrópica**, v. 10, n. 4, p. 67-75, 2010.
80. TUNDISI, J. G. Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado. **Ciência e Cultura**, v. 55, n. 4, p. 31-33, 2003.
81. ULUSOY, H. İ. *et al.* Development of a cloud point extraction and preconcentration method for determination of trace aluminum in mineral waters by FAAS. **Microchemical Journal**, v. 99, p. 76–81, 2011.
82. USEPA – United States Environmental Protection Agency. Environmental Monitoring & Assessment Program. Disponível em: <http://www.epa.gov/emap/>. Acesso em: 31 de agosto de 2011.
83. VALENTE, J. P. S. *et al.* 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.
84. VIDOTTI, E. C.; ROLLEMBERG, M. C. E. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à bioremediação e à química analítica. **Química Nova**, v. 27, n.1, p. 139-145, 2004.
85. VIRGA, R. H. P. *et al.* Avaliação de contaminação por metais pesados em amostras de siris azuis. **Ciência Tecnologia Alimentos**, v. 27, n. 4, p. 779-785, 2007.
86. XIAOLONG, W. *et al.* Spatial and seasonal variations of the contamination within water body of the Grand Canal, China. **Environmental Pollution**, v. 158, p.1513–1520, 2010.