

UNIVERSIDADE FEDERAL DO MARANHÃO
CENTRO DE CIÊNCIAS SOCIAIS, SAÚDE E TECNOLOGIA
CURSO ENGENHARIA DE ALIMENTOS

LUANA CRISTINA FEITOSA ALVES

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA DO MÉDIO TOCANTINS

Imperatriz
2013

LUANA CRISTINA FEITOSA ALVES

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA DO MÉDIO TOCANTINS

Monografia submetida ao curso de graduação em Engenharia de Alimentos do Centro de Ciências Sociais, Saúde e Tecnologia da Universidade Federal do Maranhão, apresentado como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharelado em Engenharia de Alimentos.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Roberto da Silva Ribeiro

Imperatriz
2013

Alves, Luana Cristina Feitosa

Avaliação da qualidade da água na bacia do médio Tocantins / Luana Cristina Feitosa Alves - Imperatriz, 2013.

84f:

Orientador: Prof. Dr. Paulo Roberto da Silva Ribeiro.

Monografia (Graduação em Engenharia de Alimentos) – Curso de Bacharelado em Engenharia de Alimentos, Centro de Ciências Sociais, Saúde e Tecnologia de Imperatriz Maranhão (CCSST) / Universidade Federal do Maranhão (UFMA), 2013.

1. Água – análise. 2. Poluição. 3 Bacia hidrográfica do Tocantins I.
Título.

CDU 543.3:628.394(282.281.4)

A474a

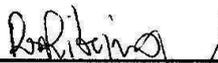
LUANA CRISTINA FEITOSA ALVES

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA DO MÉDIO
TOCANTINS**

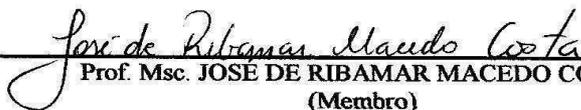
Monografia submetida ao curso de graduação em Engenharia de Alimentos do Centro de Ciências Sociais, Saúde e Tecnologia da Universidade Federal do Maranhão, apresentado como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharelado em Engenharia de Alimentos.

Aprovada em: 21/02/2013

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. PAULO ROBERTO DA SILVA RIBEIRO
(Orientador)



Prof. Msc. JOSÉ DE RIBAMAR MACEDO COSTA
(Membro)



Profª. Dra. TATIANA DE OLIVEIRA LEMOS
(Membro)

*A minha avó Valdete pelo amor incondicional
Que sempre me dedicou.*

MINHA HOMENAGEM

*Aos meus pais que tanto amo, Ubirajara e Fátima, que sempre foram meus amigos,
companheiros e confidentes, que se doaram inteiros e muitas vezes renunciaram seus sonhos
para que eu pudesse realizar os meus.*

*Pelo carinho e confiança que sempre me dedicam, exemplo de honestidade.
e de muito trabalho. A Meu irmão Ubirajara Júnior
de onde sempre recebi grande incentivo e apoio. Foi por vocês que cheguei até aqui e é por
vocês que seguirei em frente.*

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus o que seria de mim, sem a fé que eu tenho nEle. Toda honra e glória seja dada a Ti Senhor.

À minha família por seu amor incondicional e incentivo sempre.

Ao meu namorado Rafael, pela companhia, carinho e apoio.

Ao Universo, que apesar de tantos contratempos conspirou para que este trabalho fosse realizado.

À FAPEMA e a UFMA, pelo apoio financeiro.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Paulo Roberto da Silva Ribeiro, pela paciência na orientação, pela confiança, compreensão e incentivo que tornaram possível a conclusão deste trabalho, muito obrigada mesmo.

Ao Prof. Msc. José de Ribamar Macedo Costa por sua orientação estando sempre disposto a tirar minhas dúvidas.

À Profa. Dra. Tatiana Lemos que tirou minhas dúvidas quanto às análises microbiológicas.

Aos meus amigos do grupo de pesquisa NUPFARQ, pela ajuda prestada na execução deste trabalho, em especial à Francisca Célia, Reginária, Diva, Anderson e Kássia.

A todos os meus amigos da UFMA, amizades estas que acredito serão eternas, em especial vocês minhas “estrelindas”, ter conhecido vocês com certeza me tornou alguém bem melhor.

À UFMA e ao IBAMA, por fornecer o transporte rodoviário, para que fosse feita a coleta das amostras, sem as quais esse trabalho não se realizaria.

Ao Curso de Engenharia de Alimentos pela capacitação profissional proporcionada. Aos professores deste curso que participaram direta e indiretamente na minha formação acadêmica.

Aos membros da comissão examinadora pela atenção.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram na execução deste trabalho.

*“Agradeço todas as dificuldades que enfrentei;
não fosse por elas, eu não teria saído do lugar.*

As facilidades nos impedem de caminhar.

Mesmo as críticas nos auxiliam muito.”

*“Cada dia que amanhece assemelha-se
a uma página em branco, na qual gravamos
os nossos pensamentos, ações e atitudes.*

*Na essência, cada dia é a preparação
de nosso próprio amanhã.”*

Chico Xavier

RESUMO

O desenvolvimento de atividades industriais no Estado do Maranhão tem contribuído para a depreciação da qualidade das águas dos rios que o banham. Tal fato tem ocorrido em função do lançamento de efluentes com grande quantidade de matéria orgânica e inorgânica de matadouros, frigoríficos e curtumes. Esta atividade foi responsável pela poluição das águas dos rios Campo Alegre e Posse, afluentes do Rio Tocantins, levando à mortandade de peixes. Assim, este trabalho objetivou a avaliação da qualidade da água na Bacia do Médio Tocantins, no trecho compreendido entre os Municípios de Ribamar Fiquene e Cidelândia, no Estado do Maranhão. As amostras de água foram coletadas, nos dias 09 e 11 de julho de 2012, em nove sítios de amostragem dispostos neste trecho. Posteriormente, elas foram submetidas à determinação de parâmetros físico-químicos (pH; condutividade elétrica; oxigênio dissolvido; sólidos dissolvidos, totais e sedimentáveis; cor visual, aparente e verdadeira; temperatura; turbidez; nitrogênio: nitrito, nitrato, amoniacal e total; DBO; DQO; cloretos; fosfatos; sulfatos; alcalinidade e dureza total) e parâmetros microbiológicos (coliformes termotolerantes e totais), segundo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater. Os resultados obtidos foram comparados com os padrões de qualidade para águas de Classe 2, segundo a Resolução CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005. A partir destes resultados, observou-se que alguns parâmetros (DBO, nitrogênio amoniacal, fósforo e microbiológicos) encontraram-se em desacordo com a legislação, predominantemente nos sítios de amostragem que se encontram próximos aos centros urbanos, como no município de Imperatriz. Diante disso, conclui-se que a qualidade da água da Bacia do médio Tocantins, está sendo afetada, significativamente, pelo lançamento de esgotos de origem doméstica e comercial, contribuindo para a degradação de suas águas. Dessa forma, torna-se necessária a adoção de medidas imediatas dos órgãos ambientais competentes, visando minimizar a poluição neste rio. Assim, os resultados deste trabalho fornecerão subsídios para os órgãos de controle ambiental e programas ambientais, bem como para a criação de políticas públicas com vistas à prevenção de doenças veiculadas pela água e provocadas pelo uso da água contaminada, promovendo a melhoria da qualidade de vida da população.

Palavras-chave: Qualidade da água. Poluição. Esgoto.

ABSTRACT

The development of productive activities in the State of Maranhão has contributed to the depreciation of water quality of the rivers that bathe. This has occurred due to the discharge of effluents with large amounts of organic and inorganic matter from slaughterhouses, refrigerators and tanneries. This activity was responsible for the pollution of rivers Campo Alegre and Posse, tributaries of the Rio Tocantins, leading to fish kills. Thus, this study aimed to evaluate the water quality in the basin of the Middle Tocantins, in the stretch between the cities of Ribamar Fiquene and Cidelândia in the state of Maranhão. Therefore, water samples were collected at 09 and 11 July 2012, nine sampling sites arranged in this stretch. Subsequently, they were subjected to the determination of physico-chemical parameters (pH, electrical conductivity, dissolved oxygen, dissolved solids, total and sedimentable; visual color, true and apparent, temperature, turbidity, nitrogen: nitrite, nitrate, ammonia and total BOD, COD, chlorides, phosphates, sulfates, alkalinity and total hardness) and microbiological parameters (fecal coliform and total), according to the methodology described in Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Subsequently, the results were compared with the water quality standards for Class 2, according to CONAMA Resolution n° 375, March 17, 2005. From these results, it was observed that some parameters (BOD, ammonia nitrogen, phosphorus and microbiological) found himself in disagreement with this legislation, predominantly in sample sites that are close to urban centers such as the City of Empress. Therefore, we conclude the water quality of the Middle Tocantins basin, is being significantly affected by the discharge of sewage from households and commercial, contributing to the degradation of its waters. Thus, it becomes necessary to adopt immediate measures of environmental agencies in order to minimize pollution in this river. Thus, the results of this study provide subsidies for environmental control agencies and environmental programs, as well as for the creation of public policies aimed at the prevention of waterborne diseases and caused by the use of contaminated water, promoting the improvement of quality of life population.

Keywords: Water quality. Pollution. Sewage.

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1. Coordenadas de localização dos sítios de amostragem na área a ser estudada	35
QUADRO 2. Grupos de análise das amostras de água	36
QUADRO 3. Valores de pH das amostras de água do Rio Tocantins	48
QUADRO 4. Valores de temperatura das amostras de água do Rio Tocantins	49
QUADRO 5. Valores de condutividade elétrica das amostras de água do Rio Tocantins	50
QUADRO 6. Concentração de oxigênio dissolvido das amostras de água do Rio Tocantins	51
QUADRO 7. Valores da cor visual, aparente e verdadeira do Rio Tocantins	52
QUADRO 8. Concentração de STD, sólidos totais e sólidos sedimentáveis no Rio Tocantins	54
QUADRO 9. Valores da Turbidez das amostras de água do Rio Tocantins	56
QUADRO10. Concentrações de nitrito e nitrato nas amostras de água do Rio Tocantins	58
QUADRO11. Concentração de nitrogênio amoniacal das amostras de água do Rio Tocantins	60
QUADRO 12. Concentração de nitrogênio total das amostras de água do Rio Tocantins	62
QUADRO 13. Valores de demanda bioquímica de oxigênio das amostras de água do Rio Tocantins	64
QUADRO 14. Valores de demanda química de oxigênio das amostras de água do Rio Tocantins	66
QUADRO 15. Concentração de cloreto das amostras de água do Rio Tocantins	68
QUADRO 16. Concentração de fosfato total das amostras de água do Rio Tocantins	70

QUADRO 17. Concentração de Sulfato total das amostras de água do Rio Tocantins	72
QUADRO 18. Concentração de Alcalinidade total das amostras de água do Rio Tocantins	74
QUADRO 19. Concentração de Dureza total das amostras de água do Rio Tocantins	76
QUADRO 20. Valores de coliformes totais e termotolerantes (<i>E.Coli</i>) das amostras do Rio Tocantins	78

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 OBJETIVOS	16
2.1 Objetivos Gerais	16
2.2 Objetivos Específicos	16
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1 A água	17
3.2 Qualidade da água	18
3.3 A poluição e a qualidade da água	20
3.4 Parâmetros de qualidade da água	22
<i>3.4.1 Parâmetros físicos e químicos</i>	23
3.4.1.1 <i>Cor</i>	23
3.4.1.2 <i>Turbidez</i>	23
3.4.1.3 <i>Condutividade elétrica</i>	24
3.4.1.4 <i>Temperatura</i>	24
3.4.1.5 <i>Sólidos</i>	25
3.4.1.6 <i>Oxigênio dissolvido</i>	25
3.4.1.7 <i>pH</i>	26
3.4.1.8 <i>Demanda bioquímica de oxigênio</i>	26
3.4.1.9 <i>Demanda química de oxigênio</i>	27
3.4.1.10 <i>Formas Nitrogenadas</i>	27
3.4.1.10.1 <i>Nitrogênio kjeldahl total</i>	28
3.4.1.10.2 <i>Nitrogênio amoniacal</i>	28
3.4.1.10.3 <i>Nitrato</i>	29
3.4.1.10.4 <i>Nitrito</i>	29

3.4.1.11 Dureza.....	29
3.4.1.12 Fósforo total.....	30
3.4.1.13 Alcalinidade total.....	30
3.4.1.14 Cloretos.....	31
3.4.1.15 Sulfatos.....	31
3.4.2 Parâmetros microbiológicos (coliformes totais e termotolerantes).....	32
4 METODOLOGIA	32
4.1 Caracterização da área de estudo.....	32
4.2. Pontos de coleta das amostras de água.....	33
4.3. Coleta e preparação das amostras.....	35
4.4. Tratamento prévio das amostras no laboratório.....	37
4.5. PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS.....	37
4.5.1. Determinação de pH, cor aparente, cor visual, temperatura do ar, temperatura da água, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos (SDT).....	37
4.5.2. Determinação da DBO.....	38
4.5.3. Determinação da DQO.....	39
4.5.4. Determinação de cloreto.....	39
4.5.5. Determinação da concentração de Fosfato Total (Expresso em Fósforo).....	40
4.5.6. Determinação da concentração de Nitrato.....	41
4.5.7. Determinação da concentração de Nitrito.....	41
4.5.8. Determinação da concentração de Nitrogênio Amoniacal.....	42
4.5.9. Determinação da concentração de Nitrogênio Total.....	42
4.5.10. Determinação de Alcalinidade Total.....	43
4.5.11. Determinação da concentração de Sulfato.....	44
4.5.12. Sólidos Totais (ST).....	44
4.5.13. Sólidos Sedimentáveis (SS).....	44

4.5.14. Cor Verdadeira.....	45
4.5.15. Turbidez.....	45
4.5.16. Dureza.....	45
4.5.17. Análise microbiológica.....	46
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	47
5.1. Potencial hidrogeniônico (pH).....	48
5.2. Temperatura.....	49
5.3. Condutividade elétrica.....	49
5.4. Oxigênio dissolvido.....	49
5.5. Cor visual, cor aparente e cor verdadeira.....	51
5.6. Sólidos totais dissolvidos (STD), Sólidos totais e sedimentáveis.....	53
5.7. Turbidez.....	55
5.8. Nitrito e Nitrato.....	57
5.9. Nitrogênio amoniacal.....	59
5.10. Nitrogênio Total.....	61
5.11. Demanda bioquímica de oxigênio (DBO).....	63
5.12. Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	65
5.13. Cloreto.....	67
5.14.Fosfato Total (expresso em fósforo).....	69
5.15.Sulfato.....	71
5.16. Alcalinidade.....	73
5.17. Dureza.....	75
5.18. Coliformes Totais e Termotolerantes (<i>E. coli</i>).....	77
6 CONCLUSÃO	79
REFERÊNCIAS.....	80

1 INTRODUÇÃO

Dentre os recursos hídricos existentes no Brasil, a Bacia do Médio Tocantins-Araguaia é a segunda maior do país. Ela ocupa uma área de 921 mil km², que corresponde a 11% do território nacional, esta bacia é a maior bacia hidrográfica inteiramente brasileira. Além de apresentar-se navegável em muitos trechos, é a terceira do País em potencial hidrelétrico, encontrando-se nela a Usina Hidrelétrica de Tucuruí. O Rio Tocantins é o principal rio dessa bacia, nasce no norte do Goiás e deságua junto à foz do Amazonas e em seu percurso ele recebe o rio Araguaia. As três maiores cidades banhadas pelo Rio Tocantins são: Belém-PA (2 milhões de habitantes), Imperatriz – MA (230 mil habitantes) e Palmas – TO (180 mil habitantes) (ANA, 2006).

Os rios são sistemas complexos caracterizados como escoadouros naturais das áreas de drenagens adjacentes, que em princípio formam as bacias hídricas. A complexidade destes sistemas deve-se ao uso da terra, geologia, tamanho e formas das bacias de drenagem, além das condições climáticas locais. Cada sistema possui características próprias, o que torna difícil estabelecer uma única variável como um indicador padrão para qualquer sistema hídrico. O uso de indicadores de qualidade de água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na microbacia, sejam estas de origens antrópicas ou naturais. Neste sentido, a busca em trabalhos de campo é a obtenção de índices de qualidade de água que reflitam resumidamente e objetivamente as alterações, com ênfase para as intervenções humanas, como o uso agrícola, urbano e industrial (COUILLARD e LEFEBVRE, 1985).

A utilização da água para um determinado propósito não deve prejudicar os diversos usos possíveis, entre os quais figuram as atividades de consumo humano, produção agropecuária, recreativas e a preservação da diversidade biológica. Em consequência, é necessário monitorar os cursos hídricos, a fim de disponibilizar informações que permitam propor medidas de manejo para manter os ambientes aquáticos com qualidade ecológica (STRIEDER et al., 2003). Assim, para assegurar o gerenciamento sustentado dos recursos hídricos e seus múltiplos usos, a avaliação da qualidade da água numa bacia hidrográfica é de fundamental importância (STRIEDER *et al.*, 2006).

O diagnóstico da qualidade da água é de fundamental importância para a indicação da sua utilização, pois determinadas substâncias, quando em concentrações

elevadas, podem causar problemas de saúde pública e impactos ambientais negativos (CRUZ *et al.*, 2007).

A qualidade das águas é representada por um conjunto de características, geralmente mensuráveis, de natureza química, física e biológica. Sendo um recurso comum a todos, foi necessário, para a proteção dos corpos d'água, instituir restrições legais de uso. Desse modo, as características físicas e químicas da água devem ser mantidas dentro de certos limites, os quais são representados por padrões, valores orientadores da qualidade de água, dos sedimentos e da biota (BRASIL, 2005).

Os ecossistemas aquáticos incorporam, ao longo do tempo, substâncias provenientes de causas naturais, sem nenhuma contribuição humana, em concentrações raramente elevadas que, no entanto, podem afetar o comportamento químico da água e seus usos mais relevantes. Entretanto, as substâncias poluentes são lançadas nos corpos d'água pela ação antrópica, em decorrência da ocupação e do uso do solo, resultam em sérios problemas de qualidade de água, que demandam investigações e investimentos para sua recuperação (CALIJURI, 1998). Os aspectos mais graves destes poluentes referem-se às substâncias potencialmente tóxicas, oriundas de processos industriais.

O desenvolvimento de municípios, atividade industrial, atividade agrícola e exploração de recursos minerais sem um planejamento ambiental adequado, provoca alterações bruscas na natureza. Estas alterações resultam em poluição de mananciais forçando uma adaptação ou até mesmo a morte dos seres envolvidos e, em consequência, a qualidade de vida resultante é questionável.

A poluição de origem doméstica na região hidrográfica do Rio Tocantins ocorre de maneira localizada, próxima aos principais centros urbanos. As baixas percentagens de coleta e tratamento de esgotos domésticos fazem com que sejam significativas as cargas poluidoras. A carga orgânica doméstica remanescente (considera a carga orgânica existente após o tratamento do esgoto) é de 283 t DBO₅/dia, que representa 4% do total do País, e está concentrada nas unidades hidrográficas onde a presença humana é mais acentuada (ANA, 2006).

O desenvolvimento de atividades produtivas no Estado do Maranhão tem contribuído para a depreciação da qualidade das águas de seus rios. Segundo a Agência Nacional de Águas – ANA (2006), os principais problemas que comprometem a qualidade das águas superficiais nesta bacia são: a atividade mineradora em garimpos e áreas de

extração de areia em pequenos mananciais, o lançamento de esgotos domésticos, a contaminação por fontes difusas (agrotóxicos, fertilizantes, sedimentos carregados por ação erosiva em solos mal manejados, entre outros) e lançamento de efluentes com grande quantidade de matéria orgânica e inorgânica de matadouros, frigoríficos e curtumes. Esta atividade foi responsável pela poluição das águas dos Rios Campo Alegre e Posse. Nesta ocasião, foi constatada a mortandade de peixes nas águas destes Rios Campo Alegre e Posse, conforme denúncias de agricultores da região, congregados na Associação do Vale do Campo Alegre, que dependem dos rios para sua subsistência. A água destes rios é usada para irrigar as terras, regar as lavouras e matar a sede dos animais. Além disso, os peixes constituem um importante item na alimentação da população ribeirinha do município de Governador Edison Lobão que é banhado por estes rios (VIVIANI, 2006).

O desenvolvimento industrial também é um dos maiores responsáveis pelo comprometimento de nossas águas, seja pela negligência no tratamento de seus rejeitos antes de despejá-los nos rios, seja por acidentes e descuidos cada vez mais freqüentes. Assim, a atividade de indústrias de laticínios no município de Imperatriz – MA tem gerado impactos ambientais altamente significativos na área a ser estudada neste projeto, tal como a geração de quantidades significativas de efluentes líquidos com elevada carga orgânica que podem ser lançados em corpos d'água sem o devido tratamento (ABRAHÃO, 2006).

Nesse contexto, este trabalho vem contribuir para a avaliação da qualidade da água na Bacia do Médio Tocantins. Assim, os dados obtidos neste trabalho fornecerão resultados que permitirão a criação de políticas com vistas à prevenção da contaminação das pessoas pelo uso da água poluída, contemplando as especificidades da região e promovendo a melhoria da qualidade de vida da população carente desta região.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a qualidade da água da Bacia do Médio Tocantins no trecho compreendido entre os municípios de Ribamar Fiquene e Cidelândia, no Estado do Maranhão.

2.2 Objetivos específicos

- Determinar os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água na Bacia do Médio Tocantins entre os municípios de Ribamar Fiquene e Cidelândia, no Estado do Maranhão.
- Verificar a conformidade água no referido trecho desta bacia e, posteriormente, realizar a comparação com os parâmetros especificados na Resolução n° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 17 de março de 2005, para águas de Classe 2.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 A água

A água pura é um líquido inodoro, insípido e possui um matiz azul, que só pode ser observado em camadas de grande profundidade. À pressão atmosférica (760 mm de mercúrio), seu ponto de congelamento é de 0 °C e ponto de ebulição de 100 °C. Além de suas propriedades físicas serem usadas como padrões para definir escalas de temperatura, a água é também considerada um dos agentes ionizantes mais conhecidos (LIRA, 2005 *apud* SANTANA e FREITAS, 2012).

Constituída por dois átomos de hidrogênio unidos a um átomo de oxigênio (H₂O) a água possui propriedades químicas e físicas extremamente importantes à proliferação da vida. Entre elas destacam-se a capacidade de coesão entre suas moléculas, tornando possível a tensão superficial, tão importante para a fotossíntese; o poder de dissociação de substâncias polares, sendo considerado um solvente universal; e a capacidade de se manter em estado líquido em uma faixa de temperatura relativamente ampla (entre 0°C e 100°C), proporcionando uma maior versatilidade em sua utilização (BRASIL, 2009).

A humanidade sempre procurou viver próxima aos corpos d'água. A maioria das grandes cidades foi desenvolvida próxima a rios. Além de ser fonte de água potável, colaboram com o desenvolvimento por meio da navegação. São também fontes de recursos para outros usos necessários ao desenvolvimento da atividade humana, como o consumo de água para agricultura, indústria e geração de energia. Todos estes usos geram poluição, e os corpos d'água. São responsáveis por receber e decompor grande parte deste passivo (VILLA, 2005).

Toda a biota, assim como a maior parte dos ecossistemas terrestres e dos seres humanos, necessita de água doce para sua sobrevivência. Entretanto, cerca de 97,5% da água de nosso planeta está presente nos oceanos e mares, na forma de água salgada, ou seja, imprópria para o consumo humano. Dos 2,5% restantes, que perfazem o total de água doce existente, 2/3 estão armazenados nas geleiras e calotas polares. Apenas cerca de 0,77% de toda a água está disponível para o nosso consumo, sendo encontrada na forma de rios, lagos, água subterrânea, incluindo ainda a água presente no solo, atmosfera (umidade) e na biota (GRASSI, 2001).

O Brasil concentra em torno de 12% da água doce do mundo disponível em rios, sendo, por isso, o primeiro país neste tipo de disponibilidade hídrica (MARCONI, 2009). Por causa de sua diversidade climática, onde predominam os climas equatorial úmido, tropical e subtropical úmido, o Brasil apresenta altas taxas de pluviosidade – entre 1000 e 3000 mm/ano - em 90% do território. Os 10% restantes correspondem à parte do país que possui o clima tropical semiárido. Associada à propensão climática, o país possui condições geológicas que geram excedentes hídricos responsáveis por alimentar uma grande rede de rios perenes (REBOUÇAS et al., 2006).

3.2 Qualidade da água

A água no seu estado de pureza total não existe; deve-se imaginá-la como uma substância que se manifesta sob a forma de numerosas dispersões aquosas, de composição muito variável, que lhe conferem, em consequência, características que nem sempre são aquelas que representam a qualidade desejada (KULCHESKI et al., 2002). Em virtude de aspectos naturais e de ações antrópicas, a disponibilidade de água em termos quantitativos e qualitativos tem sido menor nos últimos anos, seja pelo aumento da demanda, seja pela degradação que encarece o tratamento e a distribuição da água (FEICHAS, 2002 *apud* KLEPKA, 2011).

Quando se pensa em qualidade da água para consumo humano, surge a necessidade de conhecer, estabelecer, estudar e controlar o conjunto de características que fazem (ou não) com que ela seja considerada adequada para este fim. É fundamental conhecer essas características com o objetivo de saber quais são e por que representam a condição pretendida; estabelecê-las para evidenciar a opção por determinada qualidade; estudá-las, a fim de aperfeiçoar seu conhecimento e, controlá-las, visando garantir sua adequação ao consumo humano.

A qualidade da água depende intimamente dos sedimentos existentes e transportados, da estrutura e funcionamento dos ecossistemas envolvidos, uma vez que as atividades humanas não planejadas como: agricultura pesca predatória, desflorestamento e principalmente a ausência de tratamento adequado para efluentes, tendem a serem os problemas mais comuns que afetam os parâmetros biológicos, químicos e físicos da água (KLEPKA, 2011).

A água possui uma série de substâncias, que vão imprimir suas características físicas, químicas e biológicas. A qualidade das águas naturais, bem como daquela fornecida ao consumidor, depende dessas características, as quais vão influir no grau de tratamento que a água será submetida. Este tratamento também depende do uso que se pretende dar à água. Dessa forma, a água destinada ao uso doméstico deve ser desprovida de gosto, ao passo que a água destinada ao resfriamento de caldeiras, esta característica não tem importância. Assim, a qualidade que se deseja na água natural e a que se necessitam na água de consumo, entre outros aspectos, vão influir na escolha do manancial e no processo de tratamento a ser adotado, levando-se em conta o aspecto econômico-financeiro deste tratamento (AZEVEDO NETTO, 1987).

Segundo a Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 17 de março de 2005, as águas doces do Território Nacional são classificadas, segundo a qualidade requerida para os seus usos preponderantes, sendo classificadas em classe especial, classes 1, 2, 3 e 4. As águas do rio Tocantins serão comparadas com águas de classe 2 que são águas que podem ser 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 e à aqüicultura e à atividade de pesca.

De acordo com a mesma Resolução as águas de classe 2 devem seguir algumas condições e padrões tais como:

I - coliformes termotolerantes: para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA nº 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o período de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;

II - cor verdadeira: até 75 mg Pt/L;

III - turbidez: até 100 UNT;

IV - DBO 5 dias a 20°C até 5 mg/L O₂;

V - OD, em qualquer amostra, não inferior a 5 mg/L O₂;

VI - clorofila a: até 30 µg/L;

VII - densidade de cianobactérias: até 50000 cel/mL ou 5 mm³/L; e,

VIII - fósforo total:

a) até 0,030 mg/L, em ambientes lênticos; e,

b) até 0,050 mg/L, em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.

IX - Sólidos dissolvidos totais até 500 mg/L;

X - Cloreto total até 250 mg/L;

XI - Nitrato 10,0 mg/L;

XII - Nitrito 1,0 mg/L N

XIII - Nitrogênio amoniacal total um valor máximo de:

a) 3,7mg/L N, para pH ≤ 7,5;

b) 2,0 mg/L N, para 7,5 < pH ≤ 8,0;

c) 1,0 mg/L N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 e

d) 0,5 mg/L N, para pH > 8,5

XIV - Sulfato total até 250 mg/L SO₄.

3.3 A poluição e a qualidade da água

A poluição da água se define como a alteração de sua qualidade natural pela ação do homem, que faz com que seja parcial ou totalmente imprópria para o uso a que se destina. De um modo geral, a poluição das águas pode ocorrer principalmente por esgotos sanitários, águas residuárias industriais, lixiviação e percolação de fertilizantes e pesticidas, precipitação de efluentes atmosféricos e inadequada disposição dos resíduos sólidos (STUDART e CAMPOS, 2003).

Os conceitos de qualidade da água e poluição estão comumente interligados. Porém, a qualidade da água reflete sua composição quando afetada por causas naturais e por atividades antropogênicas. A poluição, entretanto, decorre de uma mudança na qualidade

física, química, radiológica ou biológica do ar, água ou solo, causada pelo homem ou por outras atividades antropogênicas que podem ser prejudiciais ao uso presente, futuro e potencial do recurso (BRANCO, 1991).

Holt (2000) aponta que se por um lado a industrialização e a urbanização, juntamente com a intensificação das atividades agrícolas, têm resultado no aumento da demanda da água, por outro lado aumentam a contribuição de contaminantes nos corpos d'água. As maiores e mais significativas rotas de contaminação são ocasionadas por emissões diretas e indiretas dos esgotos tratados e não tratados, escoamento e deposição atmosférica e pelo processo de lixiviação do solo. Além disso, o fato da grande maioria da população brasileira estar concentrada em cidades, próximo de rios e mananciais, desencadeando um duplo impacto negativo para os recursos hídricos: a intensificação do uso e o aumento da poluição.

De fato, a situação da poluição dos rios e lagos no Brasil é, de modo geral, muito grave. Rios, reservatórios, praias e baías nas proximidades das maiores áreas urbanas do Brasil, encontram-se poluídos em decorrência do destino inadequado dado a esgotos, efluentes industriais e resíduos sólidos. Grandes rios, e mesmo pequenos córregos, que atravessam as áreas urbanas no Brasil são, muitas vezes, usados como receptores de águas servidas e depósitos de lixo. Além de problemas de poluição e de proliferação de vetores, por ocasião de chuvas intensas, esses cursos de água costumam transbordar, ampliando os problemas sanitários e ambientais (BRASIL, 2000).

Novotny et al. (1993) reforçam que a urbanização provoca alterações na composição atmosférica, nos aspectos quantitativos e qualitativos dos corpos receptores e outros corpos d'água e no solo da bacia. Os autores enfatizam, ainda, que os sistemas ecológicos nativos são substituídos por uma ecologia urbana. Emissões de resíduos aumentam drasticamente e as fontes dessas contaminações são diversas, tais como indústrias, sistemas de coleta e tratamento de efluentes domésticos, coleta e disposição de resíduos sólidos (aterros, lixões), deposição de detritos e restos de materiais diversos.

As diversidades de poluentes lançados nos corpos d'água podem ser agrupadas em duas grandes classes: pontual e difusa. Os resíduos domésticos e industriais constituem o grupo das fontes pontuais por se restringirem a um simples ponto de lançamento, o que facilita o sistema de coleta através de rede ou canais (MEYBECK, 2004).

Em geral, a fonte de poluição pontual pode ser reduzida ou eliminada através de tratamento apropriado para posterior lançamento em um corpo receptor, embora muitas vezes estes resíduos sem tratamento são lançados diretamente nos corpos de água, causando sérios impactos às biotas, aos recursos hídricos, ao homem e demais componentes do sistema. Estas fontes pontuais de poluição têm limites determinados por leis ambientais, valores limites para descarga de efluentes nos recursos hídricos (BRITO, 2003).

As fontes difusas caracterizam-se por apresentarem múltiplos pontos de descarga resultantes do escoamento em áreas urbanas e ou agrícolas e ocorrem durante os períodos de chuva, atingindo concentrações bastante elevadas dos poluentes. A redução dessas fontes geralmente requer mudanças nas práticas de uso da terra e na melhoria de programas de educação ambiental (MEYBECK, 2004).

3.4 Parâmetros de qualidade da água

Na gestão dos recursos hídricos, os aspectos de quantidade e qualidade não podem ser dissociados, o que reforça a importância da avaliação da disponibilidade hídrica, em termos qualitativos, de águas superficiais e subterrâneas. Essa avaliação é tão importante que indicativos de degradação ambiental podem ser mostrados através de dados de qualidade de água (SILVA, 2010).

Os principais parâmetros que indicam poluição nos recursos hídricos são: cor, turbidez, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura, sólidos totais, dissolvidos e sedimentáveis, pH, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, cloreto, fosfato total, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, alcalinidade, sulfato, dureza e análise microbiológica.

3.4.1 Parâmetros físicos e químicos

3.4.1.1 Cor

A água dos rios apresenta diferentes colorações, pode ser amarelada, por influência de materiais como folhas e detritos orgânicos, podendo ficar escura ou negra, quando atravessa áreas de vegetação densa, como no caso do Rio Negro, na Amazônia. É preciso percorrer a margem do rio para saber se a sua coloração não é proveniente de despejos industriais, como curtumes, tecelagens, tinturarias e esgotos domésticos (FARIAS, 2006). Tem sido pouco freqüente a relação entre a cor acentuada e risco sanitário nas águas coradas. O problema maior de coloração na água, em geral, é estético já que causa um efeito repulsivo aos consumidores (CETESB, 2011).

Deve-se distinguir entre cor aparente e cor verdadeira. No valor da cor aparente pode estar incluída uma parcela devida à turbidez da água. Quando esta é removida por centrifugação, obtém-se a cor verdadeira (VON SPERLING, 2005). O limite estabelecido pela legislação para cor verdadeira é de até 75 mg Pt L⁻¹.

3.4.1.2 Turbidez

Turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la (e esta redução se dá por absorção e espalhamento, uma vez que as partículas que provocam turbidez nas águas são maiores que o comprimento de onda da luz branca), devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral, etc. (PERPETUO, 2011).

A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas e que exige manobras operacionais, como alterações nas dosagens de coagulantes e auxiliares. A erosão pode decorrer do mau uso do solo, em que se impede a fixação da vegetação. Os esgotos sanitários e diversos efluentes industriais também provocam elevações na turbidez das águas (PERPETUO, 2011).

A presença de partículas em suspensão, que causam a turbidez, ou de substâncias em solução, relativas à cor, pode concorrer para o agravamento da poluição. A turbidez limita a penetração de raios solares, restringindo a realização da fotossíntese que, por sua vez, reduz a reposição do oxigênio (FARIAS, 2006). O limite estabelecido pela legislação para turbidez é de até 100 UNT.

3.4.1.3 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica da água é uma medida da capacidade desta em conduzir corrente elétrica, sendo proporcional à concentração de íons dissociados em um sistema aquoso. Esse parâmetro não discrimina quais são os íons presentes em água, mas é um indicador importante de possíveis fontes poluidoras (ZUIN et al., 2009).

A condutividade elétrica da água pode variar de acordo com a temperatura e a concentração total de substâncias ionizadas dissolvidas. Em águas cujos valores de pH se localizam nas faixas extremas ($\text{pH} > 9$ ou $\text{pH} < 5$), os valores de condutividade são devidos apenas às altas concentrações de poucos íons em solução, dentre os quais os mais frequentes são o H^+ e o OH^- (APHA, 2005). A legislação não estabelece limite máximo para condutividade elétrica.

3.4.1.4 Temperatura

As variações de temperatura fazem parte do regime climático normal, e os corpos d'água naturais apresentam variações sazonais e diurnas, bem como estratificação vertical; a temperatura superficial é influenciada por fatores como latitude, altitude, estação do ano, período do dia, taxa de fluxo e profundidade (RIBEIRO, 2002).

A elevação anormal da temperatura em um corpo d'água geralmente é provocada por despejos industriais (indústrias canavieiras, por exemplo) e usinas termelétricas (RIBEIRO, 2002).

O controle da temperatura no meio aquático desempenha papel importante neste meio, condicionado as influências de uma série de parâmetros físico-químicos como, por

exemplo, a pressão de vapor e a solubilidade de diversas substâncias, que aumentam com a elevação da temperatura. Os organismos aquáticos apresentam uma faixa de tolerância às variações, e isto pode influenciar a migração dos peixes, desova e incubação dos ovos (CETESB, 2011).

3.4.1.5 Sólidos

Os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem se sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos, ou também danificar os leitos de desova de peixes. Eles podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbica. Altas concentrações de sais minerais, particularmente sulfato e cloreto, estão associados à tendência de corrosão em sistemas de distribuição, além de conferir sabor às águas. A água com concentração de minerais dissolvidos demasiadamente elevados não é conveniente para certos usos. Contendo menos de 500 mg L^{-1} de sólidos dissolvidos é, em geral, satisfatória para usos domésticos e para muitos fins industriais (CETESB, 2011). A legislação estabelece um limite de 500 mg L^{-1} para sólidos dissolvidos totais.

3.4.1.6 Oxigênio dissolvido

O oxigênio dissolvido (OD) é de essencial importância para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução da sua concentração no meio. Dependendo da magnitude deste fenômeno, podem vir a morrer diversos seres aquáticos, inclusive os peixes. Caso o oxigênio seja totalmente consumido, têm-se as condições anaeróbias, com possível geração de maus odores (VON SPERLING, 2005).

O oxigênio dissolvido é um dos parâmetros mais importantes de que se dispõe no campo do monitoramento e avaliação da poluição das águas, pois permite verificar as condições aeróbicas em um curso d'água receptor de material poluente. A medida da concentração de oxigênio dissolvido em águas possibilita prever e estudar fenômenos de fotossíntese e corrosividade. A solubilidade do oxigênio é uma função da temperatura e da

altitude local (CETESB, 2011). A legislação estabelece um valor de oxigênio dissolvido não inferior a 5 mg/L O₂.

3.4.1.7 pH

O pH representa a atividade do íon hidrogênio na água, de forma logaritmizada, resultante inicialmente da dissociação da própria molécula da água e posteriormente acrescida pelo hidrogênio proveniente de outras fontes como efluentes industriais (ácidos sulfúrico, clorídrico, nítrico, etc.), dissociação de ácidos orgânicos como o ácido acético, que resulta da “fase ácida” da decomposição anaeróbia da matéria orgânica, bem como outras substâncias que venham a apresentar reação ácida como solvente (água) (PERPETUO 2011).

O pH é importante em diversas etapas do tratamento da água como a coagulação, desinfecção, controle da corrosividade, remoção da dureza, sendo que águas com pH baixo possuem um alto potencial para a corrosão e agressão às tubulações das águas de abastecimento. Já aquelas com pH elevado tem a possibilidade de incrustar nas tubulações. Em termos de tratamento e abastecimento público, diferentes valores de pH estão associados a diferentes faixas de atuação ótima de coagulantes, sendo frequentemente necessária a sua correção antes e/ou depois da adição de produtos químicos no tratamento (VON SPERLING, 2005).

As águas superficiais possuem um pH entre 4 e 9. Às vezes, são ligeiramente alcalinas devido à presença de carbonatos e bicarbonatos. Naturalmente, nesses casos, o pH reflete o tipo de solo por onde a água percorre. Geralmente um pH muito ácido ou muito alcalino está associado à presença de despejos industriais (FARIAS, 2006). A legislação estabelece que o valor de pH fique entre 6,0 e 9,0.

3.4.1.8 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

A DBO corresponde à fração biodegradável dos compostos presentes na amostra, que é mantida cinco dias a uma temperatura constante de 20°C. A medida da concentração de matéria orgânica biodegradável neste ensaio resulta indiretamente, através de dados de

consumo de oxigênio ocorrido na amostra ou em suas diluições, durante o período de incubação (PERPETUO, 2011).

A DBO é o parâmetro fundamental para o controle da poluição das águas por matéria orgânica. Nas águas naturais a DBO representa a demanda potencial de O_2 dissolvido que poderá ocorrer devido à estabilização dos compostos orgânicos biodegradáveis, o que poderá trazer os níveis de oxigênio nas águas abaixo dos exigidos pelos peixes, levando-os à morte. É, portanto, importante padrão de classificação das águas naturais. A DBO é também uma ferramenta imprescindível nos estudos de autodepuração dos cursos d'água. Além disso, a DBO constitui-se em importante parâmetro na composição dos índices de qualidade das águas (PERPETUO, 2011). A legislação estabelece o valor para DBO 5 dias a $20^\circ C$ até $5 \text{ mg/L } O_2$.

3.4.1.9 Demanda química de oxigênio (DQO)

A DQO consiste na quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica através de um agente químico. Os valores da DQO normalmente são maiores que os da DBO, sendo o teste realizado num prazo menor e em primeiro lugar, servindo os resultados de orientação para o teste da DBO. O aumento da concentração de DQO num corpo d'água se deve principalmente a despejos de origem industrial. A DQO é um parâmetro indispensável nos estudos de caracterização de esgotos sanitários e de efluentes industriais. É muito útil quando utilizada conjuntamente com a DBO_5 para observar a biodegradabilidade de despejos (ARAÚJO et al., 2006). A legislação não estabelece um limite máximo para DQO.

3.4.1.10 Formas nitrogenadas

O nitrogênio é um elemento fundamental na formação das proteínas. Dentro do ciclo do nitrogênio na biosfera, alternam-se várias formas e estados de oxidação. No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado nas seguintes formas (APHA et al., 2005):

1. Molecular (N_2), escapando para a atmosfera;
2. Orgânico (dissolvido e em suspensão);
3. Amoniacal, como amônia (NH_3) e o íon amônio (NH_4^+);

4. Nitrito (NO^{2-});

5. Nitrato (NO^{3-}).

O nitrogênio é escasso nas águas e pode ser retirado do ar por algumas algas. Os fertilizantes utilizados na agricultura possuem nitrogênio como principal nutriente dada a sua importância e escassez no solo (FARIAS, 2006).

Nos animais e vegetais o nitrogênio se encontra na forma orgânica, mas em contato com a água, rapidamente transforma-se em nitrogênio amoniacal. Os compostos de nitrogênio são de grande importância nos processos vitais de todas as plantas e animais (APHA et al., 2005).

3.4.1.10.1 Nitrogênio Kjeldahl Total

O nitrogênio Kjeldahl total consiste na soma dos nitrogênios orgânico e amoniacal. Ambas as formas estão presentes em detritos de nitrogênio orgânico oriundos de atividades biológicas naturais. O nitrogênio Kjeldahl total pode contribuir para a completa abundância de nutrientes na água e sua eutrofização. Os nitrogênios orgânico e amoniacal são importantes para avaliar o nitrogênio disponível para as atividades biológicas. A concentração de Nitrogênio Kjeldahl Total em rios que não são influenciados pelo excesso de insumos orgânicos varia de 1 a $0,5 \text{ mg L}^{-1}$ (ARAÚJO, 2006). A legislação não estabelece um limite máximo para Nitrogênio Total.

3.4.1.10.2 Nitrogênio amoniacal (amônia)

O Nitrogênio Amoniacal é uma substância tóxica não persistente e não cumulativa resultante da decomposição da matéria orgânica. Sua concentração, que normalmente é baixa, não causa nenhum dano fisiológico aos seres humanos e animais. Grandes quantidades de amônia podem causar sufocamento de peixes (ARAÚJO, 2006).

A legislação estabelece para Nitrogênio Amoniacal Total um valor máximo de: $3,7 \text{ mg L}^{-1}$, para $\text{pH} \leq 7,5$; $2,0 \text{ mg L}^{-1}$, para $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$; $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, para $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ e $0,5 \text{ mg L}^{-1}$, para $\text{pH} > 8,5$.

3.4.1.10.3 Nitrato

O Nitrato é a principal forma de nitrogênio configurado encontrado nas águas. Concentrações de nitratos superiores a 5mg L^{-1} demonstram condições sanitárias inadequadas, pois a principal fonte de nitrato são dejetos humanos e de animais. Os nitratos estimulam o desenvolvimento de plantas, sendo que organismos aquáticos, como algas, florescem na presença destes (ARAÚJO, 2006). A legislação estabelece um limite máximo de 10 mg L^{-1} para Nitrato.

3.4.1.10.4 Nitrito

O Nitrito é uma forma química de nitrogênio normalmente encontrada em quantidades diminutas nas águas superficiais, pois o nitrito é instável na presença do oxigênio, ocorrendo como uma forma intermediária. O íon nitrito pode ser utilizado pelas plantas como uma fonte de nitrogênio. A presença de nitritos em água indica processos biológicos ativos influenciados por poluição orgânica (ARAÚJO, 2006). A legislação estabelece um limite máximo de 1 mg L^{-1} para Nitrito.

3.4.1.11 Dureza

A dureza de uma água é a medida da sua capacidade de precipitar sabão, isto é, nas águas que a possuem os sabões transforma-se em complexos insolúveis, não formando espuma até que o processo se esgote. É causada pela presença de cálcio e magnésio, principalmente, além de outros cátions como ferro, manganês, estrôncio, zinco, alumínio, hidrogênio, etc., associados a ânions carbonato (mais propriamente bicarbonato, que é mais solúvel) e sulfato, principalmente, além de outros ânions como nitrato, silicato e cloreto. Os principais compostos que conferem dureza às águas são bicarbonato de cálcio, bicarbonato de magnésio, sulfato de cálcio e sulfato de magnésio (PERPETUO, 2011). A legislação não estabelece um limite máximo para dureza.

3.4.1.12 Fósforo total

O fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes superfosfatados empregados em larga escala domesticamente constituem a principal fonte (15,5% de P_2O_5), além da própria matéria fecal, que é rica em proteínas. Alguns efluentes industriais, como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais, por conta da aplicação de fertilizante no solo (PERPETUO, 2011). A legislação estabelece para fósforo total um valor de até $0,030 \text{ mg L}^{-1}$, em ambientes lênticos; e de até $0,050 \text{ mg L}^{-1}$, em ambientes intermediários.

3.4.1.13 Alcalinidade total

A alcalinidade de uma água é uma medida de sua capacidade de neutralizar ácido e é devida, principalmente a sais de ácidos fracos e bases fortes, e tais substâncias têm efeito tampão, resistindo à queda de pH resultante da adição de ácidos. A porção principal de alcalinidade em águas naturais é causada por hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos (APHA et al., 2005).

A determinação e controle da alcalinidade são importantes na avaliação da qualidade das águas com o objetivo de evitar problemas de corrosão e de incrustação nas tubulações. Além disso, a determinação deste parâmetro é importante no controle do tratamento de esgotos devido a sua capacidade de tamponação. Assim, a medida da alcalinidade é de fundamental importância durante o processo de tratamento da água, pois é em função do seu teor que se estabelece a dosagem dos produtos químicos utilizados (SAWYER et al., 2003). A legislação não estabelece um limite para alcalinidade.

3.4.1.14 Cloretos

Cloretos ocorrem em águas naturais devido a fontes naturais (dissolução mineral) e a atividades antropogênicas (VON SPERLING, 2005). O aumento no teor de cloretos na água é indicador de uma possível poluição por esgotos (por excreção de cloreto pela urina) ou por despejos industriais, o que pode acelerar processos de corrosão em tubulações de aço e de alumínio, além de alterar o sabor da água (CETESB, 2011). A legislação estabelece um limite máximo de 250 mg L^{-1} para cloreto.

3.4.1.15 Sulfatos

Os íons sulfato são encontrados na água devido à lixiviação das rochas sedimentares incluindo o xisto. A maior contribuição são os depósitos de Sulfato como gipsita ($\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{ H}_2\text{O}$) e anidrita (CaSO_4) e, além disso, a oxidação de matéria orgânica e os despejos industriais (MÍDIAN, 2010).

As concentrações de sulfato além de 250 mg L^{-1} não são recomendadas para água de abastecimento público. Teores de sulfato de magnésio além de 150 mg L^{-1} podem provocar um efeito laxativo. Assim, nestas águas o teor de sulfato deve ser controlado, sendo o padrão de potabilidade fixado em 250 mg L^{-1} (BRASIL, 2000).

As concentrações de sulfato em águas naturais variam em geral na faixa de 2 a 80 mg L^{-1} , embora possam exceder a 1000 mg L^{-1} em áreas próximas a descargas industriais ou em regiões áridas onde sulfatos minerais, tal como o gesso, estão presentes. As salmouras podem exibir concentração de sulfato de $200.000 \text{ mg L}^{-1}$ e a água do mar contém 2650 mg L^{-1} de sulfato (MÍDIAN, 2010).

Alguns problemas estão associados à presença de elevado teor de sulfatos na água como a formação de incrustações em caldeiras e em permutadores de calor, o mau cheiro em tubagens de águas residuais, pela redução a íon sulfureto e formação de hidrogenossulfureto e ácido sulfídrico, bem como corrosão de tubagens de águas residuais (bactérias infectam as paredes das tubagens e, na presença de oxigênio transformam ácido sulfídrico em ácido sulfúrico) (MÍDIAN, 2010). A legislação estabelece um limite máximo de 250 mg L^{-1} para sulfato.

3.4.2 Parâmetros microbiológicos (Coliformes Totais e Termotolerantes)

As bactérias do grupo coliforme são consideradas os principais indicadores de contaminação fecal. O grupo coliforme é formado por um número de bactérias que inclui os gêneros *Klebsiella*, *Escherichia*, *Serratia*, *Erwenia* e *Enterobactéria*. Todas as bactérias coliformes são gram-negativas manchadas, de hastes não esporuladas, que estão associadas com as fezes de animais de sangue quente e com o solo (ARAÚJO, 2006).

As bactérias coliformes fecais reproduzem-se ativamente a 44,5°C e são capazes de fermentar o açúcar. O uso da bactéria coliforme fecal para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria coliforme “total”, porque as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente. A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade de existência de microorganismos patogênicos responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, desintéria bacilar e cólera (ARAÚJO, 2006). A legislação estabelece um limite máximo de $2,0 \times 10^4$ NMP 100 mL⁻¹ para Coliformes totais e um limite máximo de $1,0 \times 10^3$ NMP 100 mL⁻¹ para Coliformes termotolerantes (*E. coli*).

4 METODOLOGIA

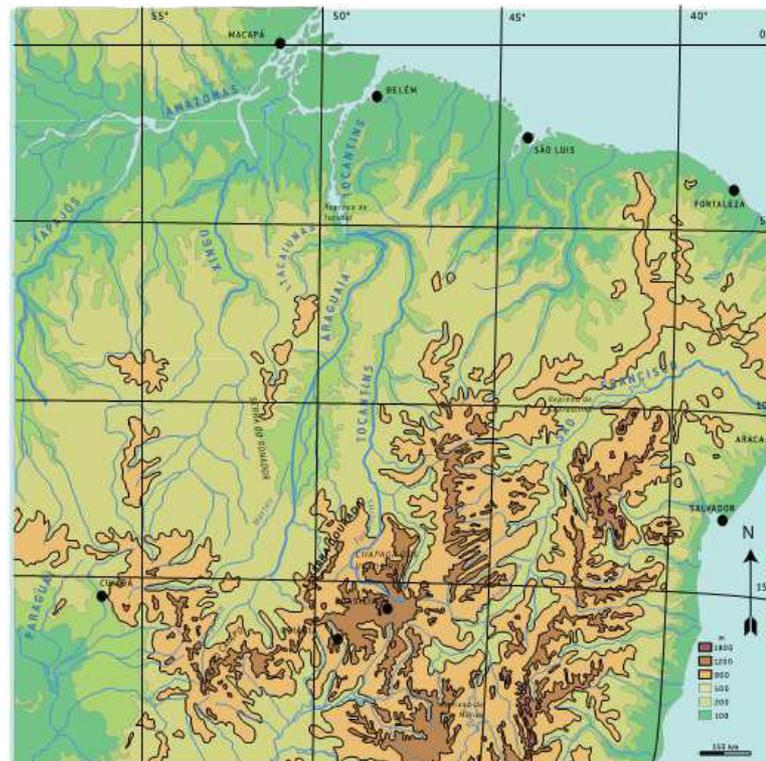
4.1 Caracterização da área de estudo

A Bacia do Rio Tocantins-Araguaia apresenta uma grande área de captação, que se estende de 46° a 55° oeste e 2° a 18° sul, drenando uma área de 767.000 km², dos quais 343.000 km² correspondem ao Rio Tocantins, 382.000 km² ao rio Araguaia (seu principal afluente) e 42.000 km² ao Rio Itacaiúnas (o maior contribuinte de seu curso inferior) (MERONA *et al.*, 2010).

O Rio Tocantins é bastante canalizado, com estreita planície de inundação e densidade de drenagem moderadamente alta. Este rio nasce no escudo Brasileiro e flui em direção ao norte sobre terrenos sedimentares por cerca de 2.500 km até desaguar no rio Pará, próximo à cidade de Belém/PA. Em seu curso superior, o Rio Tocantins é formado por dois tributários principais, os rios Paranã e Maranhão (Figura 1). Esse último nasce na reserva

Biológica de Águas emendadas, no distrito Federal, local onde as bacias dos rios Amazonas, Paraná e São Francisco permanecem em comunicação direta. Abaixo da confluência com o Rio Maranhão, o Rio Tocantins passa gradativamente de um gradiente íngreme (1.400-600m) a um relevo monótono nos cursos médio (500-200m) e inferior (cerca de 100m). Corredeiras e cachoeiras são os habitats mais comuns ao longo do curso superior, sendo essas também encontradas de maneira esparsa do curso médio ao inferior. A última dessas cachoeiras encontra-se hoje submersa pela represa da UHE Tucuruí. Ilhas rochosas ou arenosas e extensas praias são características e predominantes da estação seca no curso médio do rio Tocantins, enquanto ilhas aluviais dominam o cenário no seu curso inferior (RIBEIRO *et al.*, 1995).

Figura 1: Mapa fisiográfico da Bacia Tocantins-Araguaia.



FONTE: (Adaptado de IBGE, 1987).

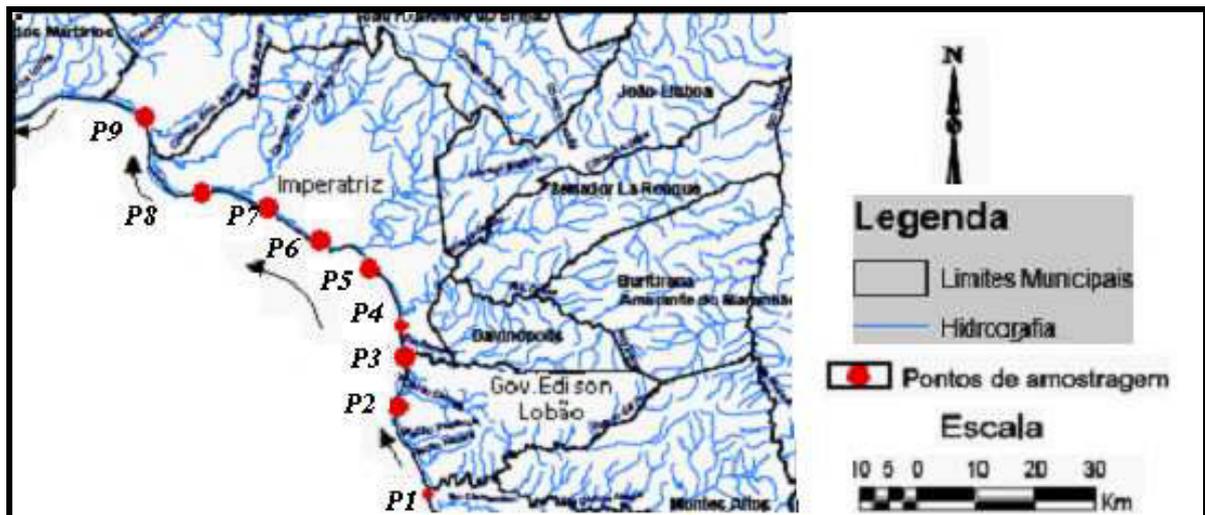
4.2 Pontos de coleta das amostras de água

As amostras de água foram coletadas na Bacia do Médio Tocantins, no trecho compreendido entre os Municípios de Ribamar Fiquene e Cidelândia, no Estado do Maranhão

(Figura 2). As coletas foram efetuadas nos meses de julho/agosto de 2012 onde o rio encontrava-se em seu período seco.

Para atender aos objetivos específicos deste trabalho, foram definidos nove pontos de coleta abrangendo a área da Bacia do Médio Tocantins. A localização destes pontos está apresentada na Figura 2 e suas coordenadas, registradas com o auxílio de um aparelho de GPS, encontram-se no Quadro 1.

Figura 2: Localização dos pontos de amostragem na área a ser estudada.



FONTE: (Garmin Map Source, 2012)

Os sítios de amostragem estão localizados a montante e a jusante da confluência dos principais afluentes do Rio Tocantins, e estão distribuídos da seguinte forma:

- Sítio 1 – Na cidade de Ribamar Fiquene, a jusante do Rio Clementino e a montante do Rio Campo Alegre;
- Sítio 2 – Na cidade de Governador Edison Lobão, a jusante do Rio Campo Alegre e a montante do Ribeirão Dantas;
- Sítio 3 – Na cidade de Governador Edison Lobão, a jusante do Ribeirão Dantas e a montante do Rio Bananal;
- Sítio 4 – Na cidade de Imperatriz, a jusante do Rio Bananal e a montante do Rio Cacau;
- Sítio 5 – Na cidade de Imperatriz, a jusante do Rio Cacau e a montante do Riacho Bacuri;
- Sítio 6 – Na cidade de Imperatriz, a jusante do Riacho Bacuri e a montante do Rio Barra Grande;
- Sítio 7 – Na cidade de Imperatriz, a jusante do Rio Barra Grande e a montante do Córrego São Fidélis;

- Sítio 8 – Na cidade de Imperatriz, a jusante do Córrego São Fidélis e a montante do Córrego Bom Jesus;
- Sítio 9 – Na cidade de Cidelândia, depois da cidade de Imperatriz e a jusante do Córrego Bom Jesus;

Quadro 1 – Coordenadas de localização dos sítios de amostragem na área a ser estudada

Sítios de amostragem	Localização	Altitude (m) – nível do mar
1	05°51'16" S ^a 047°25'33" W ^b	91
2	05°49'28" S ^a 047°26'14" W ^b	117
3	05°45'48" S ^a 047°25'32" W ^b	95
4	05°40'49" S ^a 047°28'12" W ^b	101
5	05°37'28" S ^a 047°28'33" W ^b	107
6	05°34'01" S ^a 047°28'44" W ^b	107
7	05°32'31" S ^a 047°29'19" W ^b	102
8	05°18'32" S ^a 047°51'50" W ^b	102
9	05°32'14" S ^a 047°29'25" W ^b	102

^a Representa a latitude. ^b Representa a longitude.

4.3 Coleta e preparação das amostras

Vidrarias foram previamente enxaguadas, em seqüência, com solução de ácido nítrico a 10% (v/v) ou ácido clorídrico a 10% (v/v) e água deionizada. No quadro 2 estão mostrados os diferentes grupos de amostras coletadas. Frascos de Polietileno de 1 L de capacidade foram enxaguados, em seqüência, com banho de detergente concentrado, solução de HCl a 10% (v/v) e água deionizada para a coleta das amostras do grupo 1 e 2. Para a coleta das amostras do grupo 3 utilizaram-se frascos de vidro temperado, transparentes, da marca Schott, com capacidade de 500 mL e esterilizados em autoclave. As amostras do grupo 4

foram coletadas em frascos de vidro âmbar, de 1 L de capacidade e previamente enxaguados, em seqüência, com solução de HNO₃ a 10% (v/v) e água deionizada.

Quadro 2 – Grupos de análise das amostras de água

GRUPO	FINALIDADE
1	DBO, DQO, Dureza, Alcalinidade, Nitrogênio Total e Amoniacal, Nitrito, Nitrato, Sulfato, Turbidez e Cor Verdadeira.
2	Sólidos Totais, Sólidos Dissolvidos e Sólidos em Suspensão.
3	Análise microbiológica
4	Cl ⁻ e P-PO ₄ ³⁻ (concentração total)

Foi realizado um evento de amostragem (Figura 3) em cada sítio no período considerado (seco). A coleta das amostras de água foi feita manualmente, com o auxílio de um coletor de PVC e depois transferidas para frascos, previamente descontaminados no laboratório, como já descrito anteriormente. Os frascos foram identificados, especificando o ponto da coleta.

Todos os frascos utilizados na coleta das amostras foram enxaguados três vezes com água do próprio local de coleta, antes da amostragem. As amostras foram coletadas a cerca de 10 cm abaixo da superfície líquida. As medidas de pH, temperatura do ar, temperatura da água, cor aparente, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos (TDS) foram feitas no próprio local de amostragem.

Figura 3: Realização de coleta das amostras de água e de análises “in locu” no Rio Tocantins.



FONTE: (O Autor, 2012).

As amostras foram transportadas em caixas de isopor contendo gelo até o laboratório, onde parte delas foram submetidas à preservação com HNO_3 e H_2SO_4 , conforme a necessidade. Em seguida as amostras de água foram refrigeradas a 4°C e analisadas em três repetições.

Os reagentes utilizados nas análises foram de grau analítico, da marca MERCK ou equivalente. Foram feitos ensaios em branco para verificar qualquer contaminação.

4.4 Tratamento prévio das amostras no laboratório

Para a avaliação da cor verdadeira da água e nitrato, foi feita a filtração da amostra, logo após a coleta, como estratégia preliminar de fracionamento. Com esta finalidade, cerca de 50 mL das amostras de água foram filtradas, com auxílio de uma bomba de vácuo, marca FABRE PRIMAR, modelo 341, em filtros de membrana de acetato de celulose, marca Sartorius, de porosidade $0,45\ \mu\text{m}$.

4.5 Procedimentos experimentais

4.5.1 Determinação de pH, cor aparente, cor visual, temperatura do ar, temperatura da água, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e sólidos totais dissolvidos (TDS)

Em etapa anterior às determinações, foi realizada a calibração do aparelho utilizando para as medidas de pH soluções-padrão de pH 4,0 e 7,0 e, para a condutividade elétrica, solução de KCl $0,01\ \text{mol L}^{-1}$ (com condutividade padrão de $1413\ \mu\text{S cm}^{-1}$).

Os valores de pH, temperatura do ar e da água, condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (TDS), foram determinados no próprio local de amostragem, utilizando-se um medidor portátil de pH, temperatura, condutividade elétrica e TDS, da Hanna instruments. As determinações foram realizadas mediante a introdução, em recipiente próprio do aparelho, de pequeno volume de água a ser analisada (cerca de 50 mL). As determinações foram feitas no mesmo volume de água, com o mostrador digital indicando o parâmetro a ser medido.

Os valores das concentrações de oxigênio dissolvido, em mg L^{-1} , foram obtidos utilizando-se um medidor portátil de oxigênio dissolvido HI 9146 da Hanna instruments. As determinações foram realizadas mergulhando o eletrodo sensível ao O_2 na amostra de água, com um desvio de $\pm 0,3 \text{ mg L}^{-1} \text{ O}_2$. Antes das determinações, o aparelho foi calibrado, utilizando-se solução com concentração de oxigênio dissolvido igual a zero. Após a calibração do oxigênio dissolvido para o valor zero, como descrito acima, foi realizada a calibração para o valor de 100 mg L^{-1} de O_2 , com o eletrodo suspenso no ar.

Para determinação da cor aparente, utilizou-se o medidor de cor portátil HI 93727 da Hanna instruments, onde cerca de 10 mL da amostra a ser analisada, foi colocada em cubetas de vidro, que acompanha o próprio aparelho. A medição de cor foi feita, colocando-se a cubeta no instrumento, onde o medidor indica diretamente no mostrador digital a concentração da cor aparente em unidades de cor.

4.5.2 DBO

A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de águas superficiais é uma expressão para a quantidade de oxigênio consumido durante a decomposição de matéria orgânica em processo bioquímico.

A DBO foi determinada pela medição da diferença de pressão em um sistema fechado (DBO respirométrico). Para tanto, utilizou-se o aparelho, OxiDirect, que é um sistema de medição respirométrico onde a DBO é determinada na própria garrafa sem diluição prévia. Este método oferece uma gama de vantagens quando comparado com o tradicional método de diluição. A amostra pode ser testada sob a forma não diluída; a faixa de medição é ampla; a quantidade de trabalho envolvido é significativamente menor.

A unidade de medição DBO, consistindo de garrafa e sensor DBO, representa um sistema fechado. Na garrafa, logo acima da própria amostra, é definido um espaço de ar. Na amostra é adicionado um inibidor de nitrificação, para inibir a bactéria nitrificadora que também consome oxigênio.

Durante a medição da DBO as bactérias presentes na amostra consomem o oxigênio dissolvido na amostra, o qual substituído pelo oxigênio presente na garrafa, acima da amostra. O dióxido de carbono liberado é quimicamente absorvido pelo hidróxido de potássio

presente no suporte de borracha, provocando um declínio da pressão no interior do sistema. Esta diferença de pressão é medida pelo sensor DBO e convertida em resultado através do display, como um valor DBO em mg/L.

As análises foram feitas em duplicata, onde se utilizou 428 mL da amostra e se adicionou 10 gotas do ATH (Inibidor de nitrificação B = Allyl Thiourea). Posteriormente, o OxiDirect foi incubado em estufa a 20° C durante 5 dias.

4.5.3 DQO

A determinação da DQO foi realizada segundo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 2005), através do Método do Refluxo Fechado Colorimétrico, onde foram transferidas 2,0 mL da amostra para tubos com tampa rosqueada. Em seguida, adicionou-se 0,5 mL de dicromato de potássio 1 N (solução digestora), e lentamente, 2,5 mL de solução de ácido sulfúrico com sulfato de prata; tampou-se os tubos, onde o mesmo foi agitado em Vortex, sem molhar a tampa, até ficar homogêneo. O mesmo procedimento foi realizado com água deionizada, para a leitura do branco. Após, colocou-se os tubos no Reator DQO BT 750 da Biothec, a 150° C por 2 horas, para a digestão das amostras. Após o resfriamento das amostras, transferiu-a para cubeta e realizou-se a leitura em espectrofotômetro a 600 nm.

A partir de uma solução padrão de biftalato de potássio, equivalente a uma DQO de 1000 mg/L O₂, foram preparados padrões de diferentes concentrações para a realização da curva de calibração.

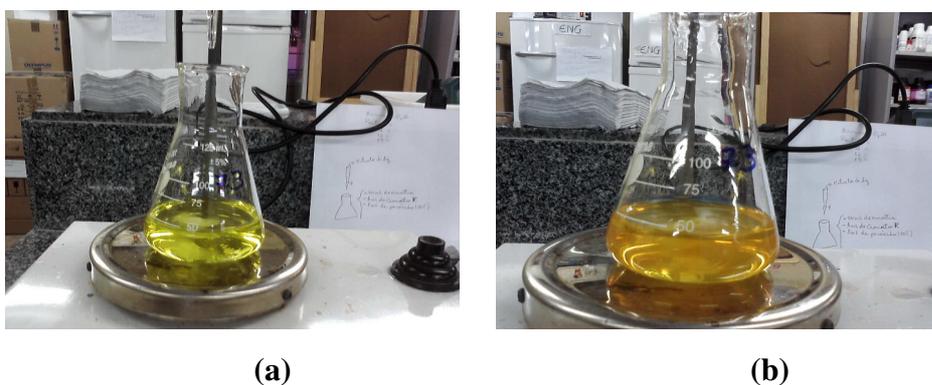
4.5.4 Cloreto

A determinação de cloreto foi realizada segundo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 2005), que se baseia na titulação argentimétrica dos íons cloreto (Figura 4).

Os valores de pH das amostras de água (grupo 4), quando requeridos, foram ajustados para a faixa de 6,5 a 9,0, com soluções de ácido sulfúrico ou hidróxido de sódio 1

mol L⁻¹, de acordo com a necessidade. Em seguida, alíquotas de 50 mL da amostra foram transferidos para frascos de Erlenmeyer de 125 mL. Adicionaram-se, então, em seqüência, 1 mL de solução de cromato de potássio a 5% (m/v) e 1 mL de solução de peróxido de hidrogênio a 30% (v/v), sob agitação. Titulou-se, a seguir, com solução de nitrato de prata 0,0141 mol L⁻¹, até o surgimento de coloração alaranjada.

Figura 4: Titulação para a determinação de cloreto: (a) antes do ponto de equivalência, (b) depois do ponto de equivalência.



Fonte: (O Autor, 2012)

4.5.5 Fosfato total (expresso em fósforo)

A determinação de fosfato nas amostras de água (grupo 4) foi realizada segundo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005). Utilizando-se uma curva de calibração espectrofotométrica, com pequenas modificações. Com esta finalidade, foram pipetados 50 mL das amostras de água para béqueres de 250 mL, adicionando-se em seguida 10 mL da mistura 1:1 (v/v) de ácido nítrico (65%, m/v) e perclórico (72%, m/v). Procedeu-se, posteriormente, à digestão das amostras em chapa aquecedora, a 150° C, até quase a secura. Repetiu-se o procedimento de digestão com outra alíquota de 10 mL da mistura ácida.

Posteriormente, filtrou-se o conteúdo dos béqueres em papel-filtro quantitativo, da marca QUANTY JP, n° 41. Os filtrados foram recolhidos em balões volumétricos de 50 mL de reagente de formação de cor para fosfato e 2 mL da solução de ácido ascórbico a 2% (m/v). Após 10 minutos da adição dos reagentes, as concentrações das amostras foram determinadas em espectrofotômetro UV-Visível a 725 nm, em cubeta de vidro com 1 cm de percurso ótico.

4.5.6 Nitrato

A determinação de nitrato em águas (grupo 1) foi realizada segundo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 2005), com base na obtenção de uma curva de calibração espectrofotométrica. Com esta finalidade, adicionaram-se, a balões volumétricos de 50 mL, volumes de alíquotas de 40 mL das amostras de água (filtrados do grupo 1, obtidos com a passagem das amostras de água através de filtros de membrana). Em seguida, adicionou-se 1 mL de solução de HCl 1 mol L⁻¹, seguido de aferição dos balões volumétricos com água deionizada. Em uma etapa posterior, efetuaram-se as medidas de absorbância das amostras em λ de 220 nm, em espectrofotômetro UV-Visível, com utilização de cubetas de quartzo de 1 cm de espessura.

Como certas espécies de matéria orgânica dissolvida absorvem no mesmo comprimento de onda da espécie nitrato (λ de 220 nm), foi conduzida uma correção de absorbância, tanto para os padrões de nitrato quanto para as amostras.

4.5.7 Nitrito

A determinação de nitrito em águas (grupo 1) foi realizada segundo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 2005), com base na obtenção de uma curva de calibração espectrofotométrica. Com esta finalidade, adicionaram-se, a balões volumétricos de 50 mL, volumes de alíquotas de 40 mL das amostras de água. Em seguida, adicionou-se 2 mL do reagente composto de 50 mL de Ácido Fosfórico, 5 g de sulfanilamida e 0,5 g de dicloridrato de N(1-naftil)-etilenodiamina, seguido de aferição dos balões volumétricos com água deionizada. Em seguida, agitou-se a solução, e aguardou-se entre 10 minutos e 2 horas. Passado esse período, efetuaram-se as medidas de absorbância das amostras a 543 nm, em espectrofotômetro UV-Visível, com utilização de cubetas de vidro de 1 cm de espessura.

4.5.8 Nitrogênio amoniacal

A determinação de nitrogênio amoniacal foi realizada segundo a metodologia adaptada do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), com a utilização do Método de Kjeldahl, por titulação. Com esta finalidade, adicionaram-se alíquotas de 10 mL da amostra de água no balão Kjeldahl de 400 mL. Ajustou-se o pH a, aproximadamente, 9,5 pela adição de solução de NaOH 1 mol L⁻¹, com o auxílio de um potenciômetro. Adicionaram-se 25 mL da solução tampão de fosfato 0,5 mol L⁻¹ para manter o pH em torno de 7,4; durante a destilação. O volume do balão foi completado para 200 mL com água deionizada e, a seguir, feita a destilação, sob uma vazão de 6 a 10 mL por minuto, até a obtenção de 100 mL de destilado. Este foi recolhido em frasco de Erlenmeyer de 200 mL, contendo 50 mL da solução indicadora de ácido bórico a 2% (m/v). Nesta operação, a extremidade por onde sai o destilado deve estar mergulhada na solução de ácido bórico. Logo após, titulou-se o destilado com ácido sulfúrico 0,04 mol L⁻¹ até o aparecimento da cor púrpura-avermelhada.

4.5.9 Nitrogênio total

A determinação de nitrogênio total foi realizada, segundo a metodologia adaptada do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), com a utilização do Método de Kjeldahl, por titulação. Este método consiste de três etapas: digestão, destilação e titulação.

Realizou-se a digestão adicionando-se alíquota de 10 mL amostra de água ao balão Kjeldahl de 400 mL e 0,3 g de ácido salicílico comercial. Misturou-se com movimentos circulares e deixou-se em repouso por 30 minutos. Adicionaram-se 10 mL da mistura digestora de sulfato de potássio, sulfato de cobre e ácido sulfúrico. A seguir, foi feita a digestão a 380° C até que o extrato ficou transparente, levemente esverdeado. Após isso, digeriu-se por mais 30 minutos.

Terminada a digestão, deixou-se esfriar e adicionou-se água lentamente até atingir o volume de 50 mL. Posteriormente, adicionaram-se 10 mL da mistura contendo hidróxido de sódio (50%, m/v) e tiosulfato de sódio (2,5% m/v) e ligou-se o sistema de vapor.

A destilação foi realizada adicionando-se 50 mL de extrato digerido e 50 mL de NaOH (40% m/v) no destilador e, na saída do condensador, adaptou-se um frasco de Erlenmeyer de 125 mL com 10 mL de solução indicadora de ácido bórico (2% m/v). O tubo de saída foi mergulhado dentro da solução, para que não haja perda de nitrogênio. Por arraste de vapor de água, foi feita a destilação à vazão de 6 a 10 mL por minuto e à temperatura de até 35 °C. Após a obtenção de 75 mL de destilado, foi feita a titulação do mesmo com solução de ácido sulfúrico 0,1 mol L⁻¹, até o aparecimento da cor púrpura-avermelhada.

4.5.10 Alcalinidade total

A determinação da Alcalinidade total foi realizada segundo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), que se baseia na titulação com ácido sulfúrico (Figura 5).

Com essa finalidade, alíquotas de 50 mL da amostra foram transferidos para frascos de Erlenmeyer de 250 mL. Adicionaram-se, então, em seqüência, 3 gotas da solução indicadora de verde de bromocresol/vermelho de metila, sob agitação. Titulou-se, a seguir, com solução de ácido sulfúrico 0,02 N até a mudança da cor azul-esverdeada para o róseo.

Figura 5: Titulação na determinação da alcalinidade: **(a)** antes do ponto de equivalência, **(b)** depois do ponto de equivalência.



Fonte: (O Autor, 2012)

4.5.11 Sulfato

A determinação dos íons sulfato nas amostras de água (grupo 1) foi realizada segundo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 2005), que se baseia na Turbidimetria. Para tanto, utilizou-se, uma curva de calibração espectrofotométrica. Com esta finalidade, prepararam-se duas amostras medindo 100 ml cada, com pipeta volumétrica, em erlenmeyers de 250 mL. Numa das amostras adicionou-se 20 mL da solução tampão B, mais 0,5 g de cristais de BaCl_2 , onde foi agitada, em agitador magnético por 60 ± 2 segundos, com velocidade constante. Após a agitação, aguardou-se $5 \pm 0,5$ minutos e efetuou-se a leitura no espectrofotômetro a 420 nm. A outra amostra foi lida no espectrofotômetro, sem a adição de qualquer substância para realizar a correção de sua cor e turbidez.

4.5.12 Sólidos totais (ST)

Esta determinação foi realizada segundo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 2005). Para tanto, cadinhos de 50 mL, foram colocados em estufa ($103 - 105^\circ \text{C}$, por 1 hora), para posterior determinação da massa desses recipientes (tara). Logo após, os cadinhos foram preenchidos com um volume de 50 mL das amostras, suficiente para produzir um resíduo entre 2,5 e 200 mg. Após a desidratação das amostras em banho-maria, os cadinhos foram colocados em estufa para secagem do material residual a $103 - 105^\circ \text{C}$, por 1 hora; após decorrido este tempo, os cadinhos, com resíduo final, foram retirados da estufa, colocados em dessecador e, finalmente, tiveram sua massa determinada em balança analítica.

4.5.13 Sólidos sedimentáveis (SS)

Esta determinação foi realizada segundo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 1998). Com esta finalidade, encheram-se os cones de Imhoff até a marca de 600 mL com as amostras. Após um tempo de sedimentação de 45 minutos, com o auxílio de um bastão de vidro, agitaram-se,

cuidadosamente, as amostras junto às bordas superiores dos cones (foram dadas cerca de três voltas com o bastão), deixando as amostras sedimentarem por mais 15 minutos. Decorrido o período de 1 hora de sedimentação, foi feita a determinação do volume de sedimentos acumulados no fundo do cone.

4.5.14 Cor Verdadeira

Para determinação da cor verdadeira (grupo 1), a amostra foi previamente filtrada em filtros de membrana, como descrito anteriormente. Em seguida, utilizou-se o medidor de cor portátil HI 93727 da Hanna instruments, onde cerca de 10 mL da amostra a ser analisada, foi colocada em Curvetes de vidro, que acompanha o próprio aparelho. A medição de cor foi feita, colocando-se o curvete no instrumento, onde o medidor indica diretamente no mostrador digital a concentração da cor verdadeira em unidades de cor.

4.5.15 Turbidez

A Medição de Turbidez foi feita, utilizando-se o Turbidímetro HI 93703 da Hanna instruments. Para tanto, encheu-se a cubeta, que acompanha o medidor, com cerca de 10 mL da amostra a ser analisada. Em seguida, tampou-se a cubeta e a colocou no medidor para que fosse feita a leitura da turbidez. O valor de turbidez em NTU aparece diretamente no mostrador digital.

4.5.16 Dureza

A determinação da dureza, foi realizada segundo a metodologia descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 2005), utilizando o método de titulométrico com EDTA. Com esta finalidade, tomou-se 25 mL da amostra e a diluiu para 50 mL com água destilada em balão volumétrico, em seguida, a amostra foi transferida para um becker de 100 mL e adicionou-se 1 a 2 mL da solução tampão para elevar

o pH a $10 \pm 0,1$. Após, transferiu-se para um frasco Erlenmeyer de 250 mL e adicionou-se aproximadamente 0,05 g do indicador Preto de Eriocromo T 0,5%.

Posteriormente, titulou-se com EDTA $0,01 \text{ mol L}^{-1}$, agitando continuamente até o desaparecimento da cor púrpura avermelhada e o aparecimento da cor azul (final da titulação). Anotou-se o volume de EDTA gasto (mL). Foi feito um branco com água destilada. Subtraiu-se o volume de EDTA gasto na titulação do branco do volume gasto na titulação da amostra.

4.5.17 Análise microbiológica

Para as análises microbiológicas utilizou-se a Técnica do Substrato Cromogênico Enzimático (Colilert), descrita no Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 2005). Esta metodologia surgiu com o objetivo de superar as limitações e problemas enfrentados pelos métodos tradicionais. Este método se baseia na identificação dos microrganismos pela análise de suas enzimas constitutíveis (COVERT, 1989 *apud* MARQUEZI,2010). Nesta técnica são utilizados substratos cromogênico orto-nitrofenil- β -D-galactopiranosídeo (ONPG) e o fluorogênico 4-metilumbeliferil- β -D-glucoronídeo (MUG), que detectam simultaneamente as bactérias do grupo coliforme total e termotolerantes (*E. coli*) em amostras de água (MANAFI, 2000 *apud* MARQUEZI, 2010).

A detecção destes microrganismos por este método é mais fácil que a análise de colônias típicas, e não há necessidade de se realizar testes confirmatórios ou complementares nem isolar culturas puras, necessitando apenas de uma estufa a $35 \text{ }^\circ\text{C}$ e uma luz ultravioleta (365 nm). Uma outra vantagem desse método é o tempo de análise, que é relativamente rápido e possibilita a correção de problemas possivelmente existentes antes que o produto chegue ao consumidor (IDEXX, 2009).

Com esta finalidade, foi adicionada 1 ampola de Colilert a cada 100 mL de água destilada e esterilizada necessária para cada tipo de água, que foi o meio de cultivo. A quantidade de meio de cultivo variou de acordo com a origem da amostra de água, sendo o cálculo feito com base nas diluições necessárias para cada tipo. Em seguida os erlenmeyers foram agitados para a total dissolução do conteúdo das ampolas onde, 10 mL desse meio foram transferidos para os tubos de ensaio, com o auxílio de uma pipeta estéril;

Para a primeira série, foram adicionados 10 mL da amostra em 5 tubos grandes contendo o meio. Para a segunda série, foi adicionado 1 mL da amostra em cada um dos 5 tubos médios contendo o meio. Para a terceira série, foi adicionado 1 mL da diluição 10^{-1} em 5 tubos médios contendo o meio. Para a quarta série, foi adicionado 1 mL da diluição 10^{-2} em 5 tubos médios contendo o meio; e assim sucessivamente até a série desejada.

Os tubos foram então incubados a 35 °C/24 horas. Após a incubação, foi observada a cor (olho nu) e a fluorescência (365 nm) dos tubos. Através do número de tubos amarelos de cada diluição, e com o auxílio da tabela apropriada, disponível em APHA (2005), foi determinado o NMP de coliformes totais. Para a determinação do NMP de *E. coli* foi realizado o mesmo procedimento usado para a determinação de coliformes totais, porém foram usados os tubos que apresentaram fluorescência sob a luz UV (365nm).

Como resultado pode-se concluir que, se o meio permanecer incolor, indica a ausência de bactérias do grupo coliforme e de *E. coli* na amostra. Se o meio tiver sua cor alterada para amarelo e não apresentar fluorescência sob luz UV, indica presença de bactérias do grupo coliforme e ausência de *E. coli* na amostra. Caso a cor do meio seja alterada para amarela e este apresentar fluorescência sob a luz UV, significa que bactérias do grupo coliforme e *E. coli* estão presentes na amostra analisada.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho refletiram uma situação momentânea da qualidade da água da Bacia do Médio Tocantins, pois foram relativos a uma amostragem de diferentes sítios destes cursos d'água, no período de 09 e 11 de julho de 2012, correspondendo ao período seco. Estes resultados foram comparados com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) para águas de Classe 2 e com dados disponíveis de outros rios. Entretanto, o fato de um trecho de rio estar enquadrado em determinada classe não significa, necessariamente, que ele esteja, atualmente, nessa condição, sendo um indicativo de classe a ser alcançada ou mantida, nesse curso d'água.

Como referência de região não-contaminada, utilizou-se dados citados por PEREIRA (2000) na Fonte do Rochedo (sítio Santo Amaro), no Município de Araponga (MG).

5.1 Potencial hidrogeniônico (pH)

Por influir em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente ou em processos unitários de tratamento de águas, o pH é um parâmetro importante em muitos estudos no campo do saneamento ambiental. (CETESB, 2011).

O Quadro 3 apresenta os valores de pH das amostras de água obtidos nos sítios de 1 a 9 . Em geral, verificou-se que os valores variaram entre a 6,30 a 7,36 nos sítios amostrados e, portanto, dentro da faixa de pH estabelecida Resolução n° 357, de 17/03/2005 do CONAMA, que fixa os valores de pH entre 6,00 e 9,00.

Quadro 3 – Valores de pH das amostras de água do Rio Tocantins

pH									
LB ^a 6,0 – 9,0			FR ^b 5,7				RCL ^c 6,79 ^d – 7,34 ^f		
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Valor	7,18	7,27	7,13	7,35	7,36	6,30	6,52	6,78	7,00

^a LB: Valores estabelecidos pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005), para águas da Classe 2. ^b Fonte do Rochedo, Araponga (MG) (PEREIRA, 2000). ^c Rio Catolé localizado na cidade de Itapetinga, BA (BARRETO, 2009), ^d Menor valor. ^f Maior valor

Os valores encontrados ao longo do Rio Tocantins variaram entre 6,30 e 7,36 sendo similares ao observado no Rio Catolé, que corta a cidade de Itapetinga – BA (BARRETO, 2009). Por outro lado, a Fonte do Rochedo - utilizada como referência de região não-contaminada - apresentou valor de pH igual a 5,70, o que foi atribuído há um possível caráter ácido do solo da região onde foi coletada a amostra (PEREIRA, 2000).

5.2 Temperatura das amostras de água e do ar

Os valores de temperatura obtidos nas amostras de água e do ar encontram-se apresentados, no Quadro 4. Os resultados mostram concordância com aqueles de outras regiões utilizadas como termo de comparação. As variações observadas nos valores de temperatura podem ser justificadas pelo fato de as amostras terem sido coletadas em diferentes períodos do dia.

Quadro 4 – Valores de temperatura das amostras de água do Rio Tocantins

Temperatura do ar e da água (°C)									
FR ^a 17,7*					RCL ^b 23,04 ^c – 29 ^d				
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Valor (ar)	27,0	27,6	34,5	30,9	29,2	31,3	29,4	28,0	29,5
Valor (água)	27,8	28,3	31,4	30,1	29,5	29,8	29,5	28,8	28,4

^a Fonte do Rochedo, Araponga (MG) (PEREIRA, 2000). ^b Rio Catolé, em Itapetinga, BA (BARRETO, 2009). ^c Menor Valor da água ^d Maior valor da água. * Temperatura da água.

5.3 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica da água é uma medida da capacidade desta em conduzir corrente elétrica. Esse parâmetro é um indicador importante de possíveis fontes poluidoras.

Os dados obtidos de condutividade elétrica nos sítios amostrados encontram-se apresentados no Quadro 5. Apesar de receber em seu leito o despejo de esgotos doméstico sem tratamento, as amostras de águas da Bacia do Médio Tocantins não apresentaram valores de condutividade elétrica elevados.

Quadro 5 – Valores de condutividade elétrica das amostras de água do Rio Tocantins

Condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)									
FR ^a					RCL ^b				
10					9 ^c – 997 ^d				
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Valor	50	48	48	43	45	50	44	43	51

^a Fonte do Rochedo, Araponga (MG) (PEREIRA, 2000), ^b Rio Catolé, em Itapetinga, BA (BARRETO, 2009). ^c Menor Valor. ^d Maior Valor

A condutividade das águas superficiais é bastante variada, podendo ser baixa, em valores como 50 $\mu\text{S/cm}$, em locais onde a precipitação é pobre em solutos iônicos e a litologia local é formada por rochas resistentes ao intemperismo, até valores de 50.000 $\mu\text{S/cm}$, que é a condutividade da água do mar (PORTO, 1991 *apud* BARRETO, 2009).

Os valores encontrados neste trabalho variaram na faixa de 43 e 51 $\mu\text{S cm}^{-1}$. O mesmo não foi encontrado por Barreto (2009) no Rio Catolé, que apresentou trechos que divergiram fortemente dos demais, caracterizando a presença significativa de íons.

Possivelmente, este aumento pode ser devido à presença de esgotos domésticos, os quais podem apresentar elevadas concentrações de íons, como, por exemplo, o cloreto, constituinte comum da alimentação humana e animal (RIBEIRO, 2002).

5.4 Oxigênio dissolvido (OD)

O Oxigênio Dissolvido é um dos parâmetros mais importantes, pois permite verificar as condições aeróbicas em um curso d'água, possibilitando prever e estudar a fotossíntese e corrosividade.

As concentrações de oxigênio dissolvido obtidas nas amostras de água encontram-se apresentadas no Quadro 6. As amostras de água examinadas apresentaram concentrações de oxigênio dissolvido maiores que o valor mínimo estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005), variando entre 6,46 e 7,38. Esse comportamento também foi encontrado por PEREIRA (2000), ao analisar a Fonte do Rochedo, que o atribuiu à boas condições de aeração (região de correnteza) e a ausência de espécies químicas capazes de consumirem o oxigênio dissolvido, como por exemplo, matéria orgânica biodegradável.

Cabe ressaltar que os sítios que tiveram menor concentração de OD foram os sítios 2, 6 e 9. O sítio 6 fica na zona urbana da cidade de Imperatriz, a jusante do riacho Bacuri, onde foi observado, várias formas de poluição no local, como garrafas PET, sacolas plásticas, óleo sobre a água, entre outros. E a maior concentração de OD foi no sítio 3, onde a correnteza era forte, havendo a existência de uma queda d'água no local.

As variações nas concentrações de oxigênio dissolvido nos sítios de coleta e suas médias ao longo do Rio Uberabinha, encontradas por GONÇALVES (2009) encontram-se acima de 6,00 mg L⁻¹.

Quadro 6 – Concentração de oxigênio dissolvido das amostras de água do Rio Tocantins

Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)									
LB ^a > 5			FR ^b 8,1				RU ^c 6,26 ^d – 6,51 ^e		
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Valor	6,62	6,46	7,38	6,98	7,21	6,46	7,34	6,98	6,56

^a LB: Valor mínimo estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005), para águas da Classe 2. ^b Fonte do Rochedo, Araponga (MG) (PEREIRA, 2000). ^c Rio Uberabinha, Uberlândia, MG (GONÇALVES, 2009).

5.5 Cor visual, cor aparente e cor verdadeira

Tem sido pouco frequente a relação entre cor acentuada e risco sanitário nas águas coradas. O problema maior de cor na água, em geral, é o estético.

No Quadro 7 estão apresentadas as cores, obtidas visualmente, das águas coletadas nos sítios selecionados, e os valores da cor aparente e da cor visual. Como se pode perceber, as amostras de água apresentaram resultados bem menores, para cor verdadeira do que os encontrados por GONÇALVES (2009), nas amostras do Rio Uberabinha que apresentou valores entre 18,1 mg Pt L⁻¹ e 61,9 mg Pt L⁻¹, enquanto que no Rio Tocantins elas se apresentaram valores abaixo do limite de detecção do método, estando ambos, dentro dos padrões estipulados pela Resolução CONAMA 357 (2005) delibera sobre o parâmetro cor verdadeira até 75,0 mg Pt L⁻¹.

Quadro 7 – Valores da cor visual, aparente e verdadeira do Rio Tocantins

Cores visual, aparente e verdadeira (mg Pt L⁻¹)									
LB ^a 75,0					RU ^b 18,1 – 61,9 ^d				
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Cor visual	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Cristalina	Levemente amarelada	Cristalina	Cristalina	Levemente amarelada
Cor aparente	25,0±5,0	10,0±0,0	20,0±0,0	20,0±0,0	ND	20,0±0,0	25,0±5,0	15,0±5,0	30,0±0,0
Cor verdadeira	ND ^c	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

^aValor máximo para cor verdadeira estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL,2005).^b Rio Uberabinha, da cidade de Uberlândia (MG) (GONÇALVES, 2009).^c ND: não detectado – valor menor que o limite de detecção do método.

5.6 Sólidos totais dissolvidos (STD), sólidos totais e sedimentáveis

Os sólidos podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem se sedimentar no leito dos rios destruindo organismos que fornecem alimentos, ou também danificar os leitos de desova de peixes (CETESB, 2011).

Os valores encontrados nas amostras de água, de sólidos totais dissolvidos (TDS), sólidos totais e sólidos sedimentáveis encontram-se, respectivamente, no Quadro 8.

Os sólidos são responsáveis pelo aparecimento da cor e turbidez nas águas. Os sólidos totais em águas caracterizam o teor de matéria seca das mesmas. Constatou-se que todos os valores de sólidos dissolvidos das amostras analisadas estavam entre 22 e 26 mg L⁻¹, portanto encontravam-se bem abaixo dos valores estabelecidos pela Resolução 357/2005 do CONAMA, que é de 500 mg L⁻¹. Assim, como os valores encontrados por HESPANHOL (2009) nos ribeirões Morangueiro e Sarandi, que foram 108 - 297 mg L⁻¹. Isso significa que os contaminantes lançados nas águas dos ribeirões Morangueiro e Sarandi, não afetaram a carga de sólidos dissolvidos dos mesmos.

Quadro 8 – Concentração de STD, sólidos totais e sólidos sedimentáveis no Rio Tocantins

STD, Sólidos totais (mg L^{-1}) e Sólidos Sedimentáveis (mL L^{-1})									
LB^a 500 mg L^{-1}					RM^b 108-297 mg L^{-1} ^c				
Sítios	1	2	3	4	5	6	7	8	9
STD	26	24	25	22	23	26	22	22	26
Sólidos totais	2,3	2,1	3,1	3,2	2,6	60,0	2,1	7,3	2,8
Sólidos Sedimentáveis	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1

^aValor máximo para TDS estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL,2005).^b Ribeirão Morangueiro, cuja nascente se encontra na área urbana de Maringá (PR) (HESPANHOL, 2009).^c Valores Mínimo e Máximo para TDS.

5.7 Turbidez

A turbidez limita a penetração de raios solares, restringindo a fotossíntese, reduzindo assim a concentração de oxigênio.

Os valores de turbidez para as amostras de água estão apresentados no Quadro 9, em que variaram entre 1,25 e 2,84 UNT. Como se pode observar todos os sítios de amostragem apresentaram valores de turbidez abaixo do limite de 100,00 UNT, estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005). Diante disso, afirma-se que as águas da Bacia do Médio Tocantins não apresentam taxas altas de sólidos em suspensão, mesmo recebendo descargas de esgotos domésticos ao longo do seu leito.

Quadro 9 – Valores da Turbidez das amostras de água do Rio Tocantins

Turbidez (NTU)									
LB ^a – 100,00 NTU									
Sítio	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Valor	1,25±0,02	1,93±0,02	1,59±0,02	1,36±0,10	1,29±0,05	2,08±0,07	2,19±0,06	1,66±0,06	2,84±0,03

^a Valor máximo para Turbidez estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL,2005).

5.8 Nitrito e Nitrato

O nitrito é encontrado em quantidades diminutas nas águas superficiais, sua presença indica processos biológicos ativos devido a poluição orgânica.

O nitrato é a principal forma de nitrogênio encontrado nas águas. Concentrações maiores que 5 mg L^{-1} de nitrato em águas superficiais condições sanitárias inadequadas.

Os valores encontrados nas amostras de água do Rio Tocantins, de nitrito e nitrato, se encontram no Quadro 10, e estão dentro dos valores máximos recomendados pela legislação que é de $1,000 \text{ mg L}^{-1}$ para nitrito e de 10 mg L^{-1} para nitrato. Sendo que os valores, para nitrito variaram entre $0,009 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,012 \text{ mg L}^{-1}$,

Já os valores encontrados, para o nitrato variaram entre $0,490 \text{ mg L}^{-1}$ e $1,34 \text{ mg L}^{-1}$. O fato de ter encontrado maiores concentrações de nitrato no sítio 3, pode ter ocorrido devido, este sítio ser um balneário na estação seca. Os resultados encontrados tanto para o nitrito quanto para o nitrato, estiveram dentro dos limites estabelecidos pela legislação para águas de classe 2.

Estes valores foram semelhantes ao encontrado por Farias (2006), no Rio Cabelo, onde os valores de nitrito variaram entre 0,000 e $0,210 \text{ mg L}^{-1}$. E semelhantes ao encontrado por Carvalho (2004), no Ribeirão Ubá, para os valores de Nitrato, que variaram entre 0,040 e $0,247 \text{ mg L}^{-1}$.

Quadro 10 – Concentrações de nitrito e nitrato nas amostras de água do Rio Tocantins

Nitrito e Nitrato (mg L⁻¹)									
LB ^a 1,000 mg L ^{-1(b)} 10,000 mg L ^{-1(c)}			RC ^d 0,000 – 0,210 ^e			RUB ^f 0,04 – 9,62 ^g			
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Nitrito	0,011±0,001	0,012±0,001	0,012±0,000	0,010±0,000	0,009±0,001	0,012±0,001	0,011±0,001	0,011±0,001	0,012±0,001
Nitrato	0,875±0,015	1,110±0,020	1,34±0,060	0,560±0,060	0,490±0,015	0,835±0,055	0,525±0,055	0,525±0,055	0,970±0,035

^a Valor máximo para, ^(b) nitrito e ^(c) nitrato estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL,2005).^d Rio Cabelo, localizado no litoral sul de João Pessoa, PB, ^e Valores mínimo e máximo de nitrito. (FARIAS, 2006).^f Ribeirão Ubá, localizado na cidade de Ubá, MG. ^g Valores mínimo e máximo de nitrato. (CARVALHO, 2004).^h Valor precedido pelo símbolo <, indicam limite de detecção.^h não detectado.

5.9 Nitrogênio amoniacal

A amônia pode estar presente naturalmente em águas superficiais ou subterrâneas, sendo que usualmente sua concentração é bastante baixa devido à sua fácil adsorção por partículas do solo ou à oxidação à nitrito e nitrato (ALABURDA e NISHIHARA, 1998).

As concentrações de nitrogênio amoniacal obtidas nas amostras de água encontram-se apresentadas no Quadro 11. Em todos os sítios de amostragem analisados, apresentaram concentrações de nitrogênio amoniacal, dentro do limite permitido pela Resolução 357/05 do CONAMA, para águas de Classe 2, que é de $3,70 \text{ mg L}^{-1}$ para $\text{pH} \leq 7,5$. Estes valores variaram entre $0,19 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,43 \text{ mg L}^{-1}$.

Os valores mais elevados foram observados nos sítios 4 e 9. No ponto 4 o valor encontrado pode ser devido ao fato de no local havia a presença de um pesqueiro com ceva de soja. Já no sítio 9, esse valor elevado já era esperado, devido no local haver um cheiro forte de urina e também se localizar a jusante do riacho Bom Jesus que é local de despejo de esgoto da cidade de Cidelândia.

Em três, dos oito sítios analisados por, HESPANHOL, 2009 no Ribeirão Morangueiro, encontraram-se acima do limite permitido pela Resolução 357/05 do CONAMA. Este autor atribuiu estes teores elevados de amônia nos pontos à jusante da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) devido ao processo de tratamento de esgoto por digestão anaeróbia, cuja uma das características é a produção de amônia. Percebe-se que conforme os pontos vão se distanciando da ETE, os valores de nitrogênio vão caindo gradativamente, uma vez que a amônia já está sendo convertida a nitrito.

Quadro 11 – Concentração de nitrogênio amoniacal das amostras de água do Rio Tocantins

Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹) ^a									
LB ^b 3,70 mg L ⁻¹ , para pH ≤ 7,5					RM ^c 0,00 – 27,50				
sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
valor	1,12±0,00	0,75±0,28	0,19±0,03	2,43±0,28	1,50±0,28	1,30±0,28	1,50±0,28	1,30±0,28	2,05±0,28

^a Média de 3 subamostras ± desvio padrão. ^b LB, Valor máximo estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005), para águas da Classe 2. ^c Ribeirão Morangueiro, da cidade de Maringá (PR) (HESPANHOL, 2009)

5.10 Nitrogênio Total

O nitrogênio Kjeldahl total pode contribuir para a completa abundância de nutrientes na água e sua eutrofização (ARAÚJO, 2006).

As concentrações de nitrogênio total obtidas nas amostras de água encontram-se apresentada no Quadro 12 e variaram entre 8,78 mg L⁻¹ e 11,20 mg L⁻¹. Nos sítios 2, 3, 4 e 6 as amostras de água, coletada apresentaram concentrações mais elevadas de nitrogênio total. O alto valor encontrado no sítio 6, pode ser devido está localizado no perímetro urbano da cidade de Imperatriz – MA à jusante do Riacho Bacuri, riacho este que já se encontra eutrofizado pela ação humana, apresentando um odor forte de esgoto. Valores 10 vezes menores de Nitrogênio Total foram encontrados por SILVINO (2008), nas águas da Bacia do Rio Coxipó, em Cuiabá – MT, que variaram entre 0,82 a 1,88 mg L⁻¹, no período compreendido entre abril de 2007 a abril de 2008. O autor cita que as concentrações foram maiores dentro do perímetro urbano e em período de estiagem, provavelmente decorrente, da descarga de efluentes industriais e domésticos.

A Resolução CONAMA 357 (2005) não faz menção a este parâmetro em se tratando de classificação de um corpo d'água na sua classificação em classes.

Quadro 12 – Concentração de nitrogênio total das amostras de água do Rio Tocantins

Nitrogênio Total (mg L ⁻¹) ^a									
LB ^b Não Estabelece					RC ^c 0,82– 1,88				
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Valor	10,08±0,28	11,01±0,28	11,20±0,56	10,83±0,28	8,78±0,84	10,45±0,28	10,08±0,28	9,33±0,28	9,15±0,28

^a Média de 3 subamostras ± desvio padrão. ^b LB, Valor máximo estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005), para águas da Classe 2. ^c Rio Coxipó, no Município de Cuiabá (MT) (SILVINO, 2008)

5.11 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Elevado valor da DBO pode indicar incremento da micro-flora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis, como ainda, obstruir filtros de areia utilizados nas estações de tratamento de água (CETESB, 2011).

Os resultados obtidos dos valores da determinação da DBO_5 estão apresentados no Quadro 13. A amostra de água coletada na Fonte do Rochedo apresentou valor de DBO abaixo do máximo estabelecido pela Legislação Brasileira de 5 mg L^{-1} (BRASIL, 2005), para águas da Classe 2, o que indica a ausência de poluentes orgânicos biodegradáveis (PEREIRA, 2000 *apud* RIBEIRO, 2002).

Os valores de DBO, encontrados nas amostras de água na maioria dos sítios, estão abaixo, do máximo estabelecido pela Legislação, com exceção do sítio 6 que apresentou um valor de DBO de 9 mg L^{-1} , estando portanto, fora dos padrões estabelecidos para água de Classe 2. O sítio 6, que se localiza na cidade de Imperatriz, está abaixo do Riacho Bacuri, que é um riacho já eutrofizado pela ação humana, e é esgoto do Bairro da Caema, evidenciando que a qualidade da água do Tocantins foi afetada significativamente.

Estes valores foram semelhantes aos encontrados por GONÇALVES (2009), no Rio Uberabinha, onde os valores encontrados estavam, entre $3,13 \text{ mg L}^{-1}$ e $7,13 \text{ mg L}^{-1}$, estando, portanto, em desconformidade com a resolução do CONAMA 357, para águas de Classe 2.

Quadro 13 – Valores de demanda bioquímica de oxigênio das amostras de água do Rio Tocantins

Demanda bioquímica de oxigênio (mg L ⁻¹) ^a									
LB ^b		FR ^c					RU ^d		
< 5,0		0,9±0,1					3,13 – 7,13		
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Valor	< 0,0±0,0 ^e	< 0,0±0,0	< 0,0±0,0	< 0,0±0,0	< 0,0±0,0	9,0±0,0	1,5±0,7	< 0,0±0,0	< 0,0±0,0

^aMédia de 2 subamostras ± desvio padrão. ^bLB, Valor máximo estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005), para águas da Classe 2. ^cFonte do Rochedo, Araponga (MG) (PEREIRA,2000). ^dRio Uberabinha, da cidade de Uberlândia (MG) (GONÇALVES, 2009). ^eOs valores estão abaixo da faixa de medição admissível (abaixo de zero).

5.12 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Os valores da DQO normalmente são maiores que os da DBO, como foi constatado em todos os pontos avaliados.

Os resultados das medidas da DQO encontram-se apresentados no Quadro 14, observa-se que em todos os sítios, os valores de DQO, se apresentam bem elevados, em relação à DBO. Dos pontos que apresentaram os maiores valores de DQO, os sítios 6 e 9, estão localizados a jusante de riachos que servem de esgoto para as cidades onde estão localizados.

O sítio 6 apresentou o maior valor de DQO, o que já era um resultado esperado, devido ele se localizar, na zona urbana da cidade de Imperatriz, 100 m abaixo, do Riacho bacuri, estando possivelmente eutrofizado pela ação humana, devido ao acréscimo de substâncias potencialmente oxidáveis pelo intenso lançamento de descargas de esgoto em seu leito.

Valores diferentes foram encontrados por GONÇALVES (2009), no rio Uberabinha, onde os valores encontrados variam entre 9,25 e 30,69 mg L⁻¹, enquanto que, nas amostras analisadas, estes valores variam entre 36,20 e 59,83 mg L⁻¹, demonstrando que nos sítios analisados, há uma grande quantidade de substâncias oxidáveis.

Quadro 14 – Valores de demanda química de oxigênio das amostras de água do Rio Tocantins

Demanda química de oxigênio (mg L⁻¹)^a									
LB^b			FR^c				RU^d		
Não Estabelece			2,0±0,9				9,25 – 30,69		
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Valor	36,20±0,95	55,36±0,95	41,95±0,95	38,75±0,95	40,03±0,95	59,83±0,95	40,03±0,95	48,34±1,45	58,56±1,45

^a Média de 2 subamostras ± desvio padrão. ^b LB Valor máximo estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005), para águas da Classe 2.

^c Fonte do Rochedo, Araçuaia (MG) (PEREIRA, 2000). ^d Rio Uberabinha, da cidade de Uberlândia (MG) (GONÇALVES, 2009).

5.13 Cloreto

O aumento no teor de cloretos na água é indicador de uma possível poluição por esgotos ou por despejos industriais, o que pode acelerar processos de corrosão em tubulações de aço e de alumínio, além de alterar o sabor da água (CETESB, 2011).

No caso da amostra de água coletada na Fonte do Rochedo, a baixa concentração do cloreto pode ser atribuída à introdução deste ânion, no meio aquático, somente por fenômenos naturais, como, por exemplo, dissolução mineral (PEREIRA, 2000). Por sua vez, todos os sítios de amostragem analisados também apresentaram concentração deste ânion abaixo do limite máximo estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005), para águas da Classe 2 (Quadro 15). A maior concentração de cloreto foi encontrada no sítio 9 que fica abaixo do Riacho Bom Jesus, evidenciando que este afluente, vem contribuindo para a degradação desta bacia.

GONÇALVES (2009) encontrou quantidades semelhantes do íon cloreto na águas do Rio Uberabinha, variando entre 1,00 e 7,90 mg L⁻¹, estes valores se encontram dentro da Resolução 357 do CONAMA, 2005, que estabelece como máxima, a concentração de 250 mg L⁻¹ deste íon.

Quadro 15 – Concentração de cloreto das amostras de água do Rio Tocantins

Cloreto (mg L ⁻¹) ^a									
LB ^b			FR ^c				RU ^d		
250,00			1,80±0,04				1,0 – 7,90		
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Valor	0,30±0,10	0,50±0,10	0,90±0,30	0,80±0,20	0,50±0,10	1,10±0,10	0,50±0,10	0,60±0,02	7,60±0,20

^a Média de 3 subamostras ± desvio padrão. ^b LB Valor máximo estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005), para águas da Classe 2. ^c Fonte do Rochedo, Araponga (MG) (PEREIRA, 2000). ^d Rio Uberabinha, da cidade de Uberlândia (MG) (GONÇALVES, 2009).

5.14 Fosfato Total (expresso em fósforo)

O fósforo, principal valor limitante da produtividade primária dos ecossistemas aquáticos, é apontado como principal responsável pela eutrofização artificial destes sistemas. (BRIGANTE e ESPÍNDOLA, 2003 *apud* FARIAS, 2006).

As concentrações de fosfato total obtidas nas amostras de águas examinadas encontram-se apresentadas nos Quadro 16, e estiveram, em sua maioria, todas do limite de detecção, com exceção dos sítios 6 e 9 que apresentaram respectivamente, 0,083 e 0,013. Estando o sítio 6, portanto, fora do valor estabelecido pela legislação que é de 0,030 mg L⁻¹. Este resultado já era esperado, visto que este sítio se localiza na cidade de Imperatriz, abaixo de um esgoto doméstico e um riacho possivelmente eutrofizado pela ação humana. O que evidencia o fato que a qualidade da água está sendo significadamente afetada, pela descarga deste esgoto.

O mesmo não aconteceu, na observação feita por GONÇALVES (2009), onde os valores de fosfato total, nas amostras de água do rio Uberabinha, estiveram mínima de 0,02 mg L⁻¹ e máxima de 0,17 mg L⁻¹. Onde apenas em um ponto, são observados valores de acordo com o preconizado na legislação. Estando os demais pontos, fora dos padrões preconizados pela legislação.

Quadro 16 – Concentração de fosfato total das amostras de água do Rio Tocantins

Fosfato Total (mg L⁻¹)^a									
LB^b 0,030					RU^c 0,020 – 0,170				
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Valor	<0,012 ^d	<0,012	<0,012	<0,012	<0,012	0,830±0,005	<0,012	<0,012	0,013 ± 0,001

^a Média de 3 subamostras ± desvio padrão. ^b LB, Valor máximo estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005), para águas da Classe 2.

^c Rio Uberabinha, da cidade de Uberlândia (MG) (GONÇALVES, 2009). ^d Valores precedidos pelo símbolo < indicam limite de detecção.

5.15 Sulfato

O sulfato pode ser transformado em sulfeto, ocorrendo a exalação do gás sulfídrico, que resulta em problemas de corrosão em coletores de esgoto de concreto e odor, além de ser tóxico. (CETESB, 2011)

As concentrações de sulfato total obtidas nas amostras de águas examinadas encontram-se apresentadas no Quadro 17, observa-se que em todos os sítios, as concentrações de sulfato apresentaram, o valor abaixo, do limite máximo estabelecido pela Resolução 357 do CONAMA (2005), que estabelece um limite máximo de 250 mg L^{-1} para águas de classe 1,2 e 3., assim o Rio Tocantins, encontra-se dentro da classificação para este parâmetro em todos os pontos.

GONÇALVES (2009) encontrou concentrações menores do íon sulfato no Rio Uberabinha, concentrações essas, que variaram entre $0,24$ a $3,23 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto que no Rio Tocantins, as concentrações variaram em torno de $15,82$ a $23,21 \text{ mg L}^{-1}$. O maior valor encontrado foi no ponto 7, este ponto se localiza na cidade de Imperatriz a jusante do Riacho Barra Grande, nas proximidades deste ponto havia um canteiro de obras de uma indústria de papel e celulose.

Quadro 17 – Concentração de Sulfato total das amostras de água do Rio Tocantins

Sulfato Total (mg L⁻¹)^a									
LB^b 250,00 mg L ⁻¹					RU^c 0,24 – 3,23				
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Valor	17,05±1,55	15,82±0,93	16,44±1,86	18,36±0,95	19,7±0,94	19,70±0,50	23,21±0,31	19,88±0,25	17,6±0,63

^a Média de 3 subamostras ± desvio padrão. ^b LB Valor máximo estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL, 2005), para águas da Classe. ^c Rio Uberabinha, da cidade de Uberlândia (MG) (GONÇALVES, 2009).

5.16 Alcalinidade

A alcalinidade é a medida da capacidade da água em neutralizar ácido, sendo causada por hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos, tendo efeito tampão.

As variações das concentrações de alcalinidade total nos sítios de coleta ao longo do Rio Tocantins encontram-se ilustradas no Quadro 18. Valores menores foram encontrados por GONÇALVES (2009), no Rio Uberabinha, sendo que a Alcalinidade variou entre 9,28 a 14,25 mg L⁻¹, enquanto que, no Rio Tocantins a alcalinidade variou entre 18,6 a 26,6 mg L⁻¹.

A Resolução CONAMA 357 (2005) não faz menção a este parâmetro em se tratando de classificação de um corpo d'água na sua classificação em classes.

Quadro 18 – Concentração de Alcalinidade total das amostras de água do Rio Tocantins

Alcalinidade Total (mg L ⁻¹) ^a									
RU ^b									
9,28-14,25									
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Valor	26,60± 0,60	23,60±0,40	23,60±0,00	22,60±0,20	22,60±0,20	24,40±0,40	22,60±0,20	22,40±0,40	18,60±0,20

^a Média de 3 subamostras ± desvio padrão. ^b Rio Uberabinha, da cidade de Uberlândia (MG) (GONÇALVES, 2009).

5.17 Dureza

A dureza total esta relacionada principalmente à presença de cálcio e magnésio na água podendo formar precipitados.

No Quadro 19, estão apresentados os valores da dureza das águas coletadas nos sítios selecionados. Os valores encontrados variam entre 22,9 e 28,3 mg CaCO₃ L⁻¹, classificando-se como água mole, com dureza inferior a 50 mg CaCO₃ L⁻¹.

Valores menores foram encontrados por GONÇALVES (2009) no Ribeirão Uberabinha, onde variaram entre 4,66 a 9,91 mg CaCO₃ L⁻¹. A Resolução CONAMA 357 (2005), não faz menção a este parâmetro na classificação de corpos d'água. Porém, o Ministério da Saúde na Portaria n° 518/2004, determina que o limite máximo permitido para dureza da água é de 500 mg CaCO₃ L⁻¹.

Quadro 19 – Concentração de Dureza total das amostras de água do Rio Tocantins

Dureza Total (mg CaCO₃ L⁻¹)^a									
RU ^b									
4,66 – 9,91									
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Valor	25,90±0,40	24,00±0,40	23,50±0,80	22,90±0,70	23,90±0,10	27,70±0,40	27,70±0,40	26,20±0,40	28,30±0,80

^aMédia de 3 subamostras ± desvio padrão. ^bRio Uberabinha, da cidade de Uberlândia (MG) (GONÇALVES, 2009).

5.18 Coliformes Totais e Termotolerantes (*E.coli*)

A determinação da concentração dos coliformes assume importância como parâmetro indicador da possibilidade da existência de microorganismos patogênicos, responsáveis pela transmissão de doenças de veiculação hídrica, tais como febre tifóide, febre paratifóide, disenteria bacilar e cólera (CETESB, 2011).

Os dados obtidos referentes às análises de coliformes totais e termotolerantes em águas encontram-se apresentados no Quadro 20. As amostras de águas coletadas em todos os sítios avaliados foram detectadas a presença de coliformes totais, sendo que nas amostras de água, do período seco apenas em 2 sítios encontraram-se em desconformidade com o padrão de qualidade legal para águas da Classe 2, ou seja, $2,0 \times 10^4$ NMP 100 mL⁻¹ (BRASIL, 2005). Estes sítios foram 2 e 6. O sítio 2 se localiza em uma chácara, na cidade de Governador Edison Lobão, onde havia a presença de banheiros e um pesqueiro. O resultado encontrado no sítio 6 já era esperado, tanto que para este sítio foi feita mais uma diluição, já que este se localiza na cidade de Imperatriz, logo abaixo do esgoto do bairro da caema.

Também, em todas as amostras foi detectada a presença de coliformes termotolerantes, sendo os sítios 1 e 6, ou seja, em 2, dos 9 sítios amostrados, estavam em desconformidade com o limite estabelecido pela legislação para águas de Classe 2 que é de, 10^3 NMP 100 mL⁻¹ (BRASIL, 2005).

A maior quantidade encontrada de coliformes foi no sítio 6, foi observada a presença de pessoas pescando neste local, o que evidencia que se faz necessária ações dos órgãos competentes, para a conscientização do perigo que é ingerir o respectivo pescado, que pode servir como fonte de doenças tais como gastroenterite e meningite.

Quadro 20 – Valores de coliformes totais e termotolerantes (*E. Coli*) das amostras do Rio Tocantins

Coliformes Totais e Termotolerantes (<i>E. coli</i>) (NMP 100 mL ⁻¹)									
LB ^a 2,0 x 10 ⁴ (b)					LB ^a 10 ³ (c)				
Sítio	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Totais	5,0 x 10 ³	≥1,6 x 10 ⁴	1,6 x 10 ⁴	9,0 x 10 ³	1,6 x 10 ⁴	≥1,6 x 10 ⁵	5,0 x 10 ³	9,0 x 10 ³	1,6 x 10 ⁴
<i>E. coli</i>	1,3 x 10 ³	8,0 x 10 ¹	2,0 x 10 ¹	4,0 x 10 ¹	8,0 x 10 ¹	1,6 x 10 ⁵	4,0 x 10 ¹	4,0 x 10 ¹	8,0 x 10 ¹

^aLB: Valor máximo estabelecido pela Legislação Brasileira (BRASIL,2005), para águas da classe 2. ^b valor para coliformes totais. ^c Valor para coliformes termotolerantes.

6 CONCLUSÃO

Apesar de não estar em condições precárias, a Bacia do Médio Tocantins, no trecho investigado, vem sofrendo bastante com as atividades antropogênicas.

Parâmetros como a Análise Microbiológica; Nitrogênio Amoniacoal, DBO e Fósforo encontram-se fora dos padrões estabelecidos pela Legislação Brasileira (2005), em alguns sítios de amostragem. Os demais sítios se encontram dentro dos padrões estabelecidos pelo CONAMA para águas de classe 2.

O Riacho Bacuri e o córrego Bom Jesus estão contribuindo para a degradação desta bacia. Dessa forma, torna-se necessária a adoção de medidas, tais como, o tratamento adequado para os efluentes domésticos e comerciais, visando minimizar a poluição neste rio.

A discussão e as conclusões em torno dos resultados obtidos devem ser relativizados, em função de ter sido realizada apenas um evento de amostragem em cada sítio. A qualidade da água é um evento dinâmico no tempo e espaço.

REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, S.S. **Tratamento de águas residuárias de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras**. 2006. 120p. Tese (Programa de Pós Graduação em Engenharia Agrícola para obtenção do título de “Magister Scintiae”) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.

ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. **Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços**. Revista de Saúde Pública, 32(2) : 160-5 p. ,São Paulo – SP, 1998.

ANA – Agência Nacional das Águas. **A região hidrográfica dos rios Tocantins e Araguaia**. 2006. 17 p.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th. Washington D.C. APHA, 2005.

ARAÚJO, A. A.; PANTOJA, M. F.; FIGUEIREDO, S. B.; MARQUES, T. M. D., **Relatório de Monitoramento da Qualidade das águas da Sub-Bacia do Rio Cuiabá – MT, 2005/ Cuiabá: SEMA; SURH, 2006.55p.**

AZEVEDO NETTO, J.M. **Técnica de abastecimento e tratamento de água**. 2.ed., São Paulo : CETESB/ASCETESB, 1987. 549 p.

BARRETO, L. V.; ROCHA, A. F.; OLIVEIRA, M.S.C.; **Monitoramento da qualidade da água na microbacia Hidrográfica do Rio Catolé, em Itapetinga-BA**, Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, Enciclopédia Biosfera, vol.5,n.8, Goiânia,2009.16p.

BORSATTO,J.C.; BORSATTO,M.V.; ORLANDO,J.F.;SILVA,M.F.;CAVALCANTI E SILVA,D.G.K. **Análise da qualidade da água nos rios Tocantins e Cacaú no trecho da construção da ponte da amizade**. Engenharia Ambiental. V.7,n.2, p.163-177, Espírito Santo do Pinhal – SP, abr./jun. 2010 . 163-177p.

BRANCO, S. M.; CLEARY, R. W.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; LUCA, S. J.; NOGUEIRA, V.P. Q.; PORTO, M. F. A. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 1991. V. 3

BRASIL. **Gestão dos Recursos Naturais: subsídios à elaboração da Agenda 21 Brasileira**. Brasília, 2000.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº1469, de 29 de dezembro de 2000. **Normas de qualidade da água para o consumo humano**. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, nº14-E, Seção 1,2000.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº375, 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. **Resoluções CONAMA**. DOU nº053, 58-63, 2005.

BRASIL. Fundação nacional de Saúde. **Manual prático de análise de água**: 2ª ed.rev – Brasília: FUNASA, 2006.

BRASIL, Ministério da Educação, Secretaria de Educação Continuada, alfabetização e Diversidade. **Processo Formador em educação ambiental à distância: módulo 3 : mudanças ambientais globais**. Brasília: MEC, 2009. 175p.

BRITO, L. T. L. **Avaliação dos impactos das atividades antrópicas sobre os recursos hídricos da bacia do Salitre - Bahia e classificação das fontes hídricas**. Universidade Federal de Campina Grande, 2003.184p. (Tese Doutorado).

CALIJURI, M. C. **Respostas fisiológicas da comunidade fitoplanctônica a fatores ecológicos em ecossistemas com diferentes estágios de eutrofização**. 1998. 293f. Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998.

CARVALHO, C. F; FERREIRA, A. L; STAPELFELDT, F. **Qualidade das águas do ribeirão Ubá – MG**. REM: R. Esc. Minas, Ouro Preto, 57(3): 165-172, jul. set. 2004

CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2011**. São Paulo,2011. 356p.

COUILLARD, D.; LEFEBVRE, Y. **Analysis of water quality indices**. Journal of Environmental Management, v.21, p.161-179,1985.

CRUZ, P.; REIS, L.; BARROS, A.; NEVES, J.; CÂMARA, F. **Estudo comparativo da qualidade físico-química da água no período chuvoso e seco na confluência dos rios Poti e Parnaíba em Teresina/PI**. II Congresso de pesquisa e Inovação da Rede Norte e nordeste de Educação Tecnológica. João Pessoa – PB – 2007.

FARIAS Maria S.S. **Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do Rio Cabelo**. Tese de doutorado, Universidade Federal de Campina Grande, Brasil, 2006.

GRASSI, M. T. **As águas do planeta terra**. Cadernos temáticos de química Nova na Escola. Edição especial. SBQ, São Paulo, SP, Maio, 2001. 10 p.

GONÇALVES, E.M. **Avaliação da água do Rio Uberabinha - Uberlândia- MG**, Dissertação de Mestrado, Escola de química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 2009,159 p.

HESPANHOL, K.M.H; **Monitoramento e Diagnóstico da Qualidade da água do ribeirão Morangueiro**, Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Maringá. Maringá, PR, 2009. 153p.

HOLT, M. S. **“Sources of Chemical Contaminants and Routes into the Freshwater Environment”**, Food and Chemical Toxicology, v.38,2000. pp. 21-27.

IDEXX LABORATORIES. Disponível em: <http://www.idexx.com/water/>. Acesso em: 15/08/2012.

KLEPKA, V.; **Qualidade da água na bacia do rio Pirapó: Uma Análise das condições bióticas e abióticas**. Diálogos & Saberes, Mandaguari, v. 7, n. 1, p. 9-17, 2011.

KULCKESKI E.; GIONGO Élvio M.S.; PATULSKI T.; MERCER A.R.; STRAPASSON E.L.; CHIARELLO C. **Controle dinâmico da qualidade da água**, SANEPAR,2002. http://www.sanepar.com.br/sanepar/sanare/v16/CONTROLE_QUALIDADE.htm Acesso em: 26/11/2010.

LAURENTI, A., Qualidade de Água I, Ed. Imprensa Universitária – UFSC, (1997).

MARCONI, P.; FERREIRA, T. S.; **Proposta de um sistema de captação e aproveitamento de água de chuva no centro de juventude “Elaine Viviani”, São Carlos – SP**. Monografia para graduação em Engenharia Ambiental da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, SP, 2009.

MARQUEZI, M. C., **Comparação de metodologias para a estimativa do número mais provável (NMP) de coliformes em amostras de água**. Dissertação de Mestrado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

MÉRONA, B.; JURAS, A. A.; SANTOS, G. M.; CINTRA, I. H. A. **Os peixes e a pesca no baixo do rio Tocantins: vinte anos depois da UHE Tucuruí**. 2010 – 208p. il.

MEYBECK M. **The Global Change of continental aquatic systems: dominant impacts of human activities**. Water Sci. Technol. 2004

MÍDIAN C. **Determinação de Sulfato em água pelo método nefelométrico**. Relatório de Química Industrial – Instituto Federal de educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco. Recife, 2010.

NOVOTNY, V., OLEM, H. **Water Quality – Prevention, Identification and Management of Diffuse Pollution**, New York, John Wiley and Sons, Inc. 1993.

PEREIRA, M. G. **Contaminação ambiental pelas indústrias de beneficiamento de caulim e avaliação do emprego de vermicomposto no tratamento de efluentes contendo metais**. Dissertação de Mestrado, Departamento de Química, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 2000. 147 p.

PERPETUO, E. A. **Parâmetros de caracterização da qualidade das águas e efluentes industriais**. Laboratório de Microbiologia. Centro de Capacitação e Pesquisa em Meio-ambiente - CEPEMA – USP. Cubatão – SP, 2011.

REBOUÇAS, A. C. Água Doce no mundo e no Brasil. In: (Orgs). REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas Doces do Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006.

RIBEIRO, M. C. I.; PETRERE Jr., M.; JURAS, A. A. **Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-tocantins river Basin, Brazil**. Regulated Rivers: Research & Management, v. 11, p. 325-350, 1995.

RIBEIRO, P. R. S. **Caracterização química, física e microbiológica de cursos d’água da bacia do rio Turvo Limpo**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Viçosa, Brasil, 2002.

SANTANA, A. C.; FREITAS, D. A. F.; **Educação Ambiental para a conscientização quanto ao uso da água.** Revista Eletrônica Mestrado em Educação Ambiental. V. 28 Universidade Federal do Rio grande – PPGEA /FURG- RS, janeiro a junho de 2012.

SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L.; PARKIN, G. F.. **Chemidtry for envitonmental engineering.** 5° ed. Ilustrada, New York.McGraw-Hill Book Company. 2003. 752p.

SILVA,L.C.S. **Tratamento Biológico e Físico Químico dos Esgotos Domésticos do Município de Mangueira.** Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de Química Industrial, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de pernambuco. Recife, PE, 2010. 40p.

SILVINO,A.N. de O.; **Avaliação e Modelagem da Qualidade da Bacia do Rio Coxipó, no Município de Cuiabá – MT.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Mato Grosso, CUIABÁ,2008. 173p.

STRIEDER, M.N.; RONCHI, L.H.; NEISS, U.G.; OLIVEIRA, M.Z. **Avaliação dos efeitos de fontes de poluição pontual sobre os macroinvertebrados bentônicos no Arroio Peão, RS.** In: RONCHI, L.H.; COELHO, O.G.W. *Tecnologia, diagnóstico e planejamento ambiental.* São Leopoldo: Unisinos, 2003. p.61-85.

STRIEDER, M.N.; RONCHI, L.H.; STENERT, C.; SCHERER, R.T.; NEISS, U.G. **Medidas biológicas e índices de qualidade da água de uma microbacia com poluição urbana e de curtumes no Sul do Brasil.** *Acta Biológica Leopoldensia,* Porto Alegre, v.28, n.1, p.17-24, 2006.

STUDART, T.; CAMPOS, N.**Gestão das Águas.** Princípios e práticas. 2 ed. Porto Alegre. ABRH, 2003.

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

VILLA, A. T. **Avaliação Ambiental de qualidade da água do lago do parque barigui: potencial de poluição orgânica.** Dissertação de mestrado, Universidade Federal do Paraná, CURITIBA, 2005. 204p.

VIVIANI, O. **Natureza agredida em Edison Lobão.** *Jornal Pequeno: O órgão das multidões.* Edição 21,978 – Imperatriz – MA. 11 de agosto de 2006. <http://www.jornalpequeno.com.br/2006/8/11/pagina40029.htm>. Acesso em 29/04/2009

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos,** 3 ed. Universidade Federal de Minas Gerais,Belo Horizonte – MG, Editora SEGRAC.2005.

ZUIN, V. G.; LORIATTI, M.C.; MATHEUS C. E. **O emprego de parâmetros físicos e químicos para a avaliação da qualidade de águas naturais: Uma proposta para a educação química e ambiental na perspectiva CTSA.** *Química Nova na Escola.* Vol.31 n°1, Fevereiro, 2009.8p.