



UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
CAMPUS DE JI-PARANÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL



ALINE DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO JI-PARANÁ
(RONDÔNIA), ATRAVÉS DA CURVA DE DEPLEÇÃO DO OXIGÊNIO
DISSOLVIDO**

Ji-Paraná

2012

ALINE DOS SANTOS

**AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO JI-PARANÁ
(RONDÔNIA), ATRAVÉS DA CURVA DE DEPLEÇÃO DO OXIGÊNIO
DISSOLVIDO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Engenharia Ambiental, Fundação Universidade Federal de Rondônia, *Campus* de Ji-Paraná, como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Nara Luísa Reis de Andrade

Ji-Paraná

2012

Santos, Aline dos

S237a Avaliação da capacidade de autodepuração do Rio Ji-Paraná
2012 (Rondônia), através da curva de depleção do oxigênio dissolvido /
Aline dos Santos ; orientadora, Nara Luísa Reis de Andrade. -- Ji-
Paraná, 2012

63 f. : 30cm

Trabalho de conclusão do curso de Engenharia Ambiental. –
Universidade Federal de Rondônia, 2012

Inclui referências

1. Água – Controle de qualidade. 2. Poluição de água -
Prevenção. 3. Águas residuais - Purificação. I. Andrade, Nara Luísa
Reis de. II. Universidade Federal de Rondônia. III. Título

CDU 628.19 (811.1)



UNIR

UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA
CAMPUS DE JI-PARANÁ
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA AMBIENTAL



TÍTULO: AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO JI-PARANÁ (RONDÔNIA), ATRAVÉS DA CURVA DE DEPLEÇÃO DO OXIGÊNIO DISSOLVIDO.

AUTOR: ALINE DOS SANTOS

O presente Trabalho de Conclusão de Curso foi defendido como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e aprovado pelo Departamento de Engenharia Ambiental, Fundação Universidade Federal de Rondônia, *Campus* de Ji-Paraná, no dia de 09 de maio de 2012.

Profa. Ms. Elisabete Lourdes do Nascimento
Universidade Federal de Rondônia - UNIR

Profa. Margarita Maria Dueñas Orozco
Universidade Federal de Rondônia - UNIR

Profa. Ms. Nara Luisa Reis de Andrade
Universidade Federal de Rondônia - UNIR

Ji-Paraná, de 09 de maio de 2012.

DEDICATÓRIA

Dedico este Trabalho de Conclusão de Curso, aos meus pais, os quais sempre me incentivaram, e lutaram para que esse sonho fosse possível.

A minha base, meu refúgio, o meu porto seguro, que sempre me acolheram e me ensinaram a lutar pelos meus objetivos, por mais difíceis que eles fossem, por mais que eu caísse sempre me levantaram.

A famosa frase "VOCÊ VAI CONSEGUIR", e se eu consegui, foi graças a essas pessoas, que dedicaram suas vidas, em prol da minha felicidade.

Deixo aqui o meu muito obrigado, por ontem, hoje e sempre. O meu amor é a forma mais singela e bonita que eu tenho de agradecer a tudo que fizeram por mim.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, e a meus pais pela força, dedicação e apoio para o desenvolvimento do trabalho.

À minha orientadora Msc. Nara Luísa Reis de Andrade pela orientação, disposição em auxiliar no trabalho e constante disponibilidade.

As Msc. Elisabete Lourdes Nascimento e Ana Lúcia Denardin da Rosa, pelo auxílio no desenvolvimento da pesquisa, idas á campo nas coletas, e em especial a Msc. Elisabete Lourdes Nascimento, pelo auxílio nas análises laboratoriais e co-orientação na pesquisa.

Ao Msc. Alex Mota dos Santos pelo auxílio na elaboração do mapa de localização.

À Profa. Margarita por auxiliar no desenvolvimento do referencial teórico.

Aos acadêmicos André Betiolo, Rhayanna Kalline do Nascimento, Kismara Butzke e Raíssa Ferreira Fonseca e aos Engenheiros Ambientais Marcos Leandro e Sandra Francener, pelo auxílio no desenvolvimento das análises laboratoriais.

Ao Instituto Federal de Rondônia, em especial à Técnica de Laboratório Márcia, pelo auxílio nas análises.

Ao CNPq/UNIR pela bolsa concedida de Iniciação científica através do PIBIC, projeto que proporcionou o desenvolvimento da pesquisa.

Ao programa The Large Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia – LBA, pelos fornecimento dos dados de precipitação e temperatura.

A todos os que deram sua contribuição para que esse trabalho fosse possível, o meu mais sincero, muito obrigada.

RESUMO

A água é um elemento indispensável para a sobrevivência dos seres vivos, no entanto com os processos de industrialização e urbanização os cursos d'água estão tendo suas águas contaminadas por efluentes de diversas origens, comprometendo deste modo sua disponibilidade qualitativa para usos mais restritivos. Assim, o processo de autodepuração torna-se um importante fenômeno natural de depuração dos cursos d'água no que se refere ao restabelecimento de suas características naturais, principalmente em relação às concentrações de oxigênio. Nesse sentido, o presente trabalho visou identificar qual a capacidade que o rio Ji-Paraná localizado no município de Ji-paraná/Rondônia possui de depuração natural, bem como verificar se as concentrações de oxigênio dissolvido estão de acordo com os padrões estabelecidos pela legislação vigente, além de estabelecer perfis e cenários de autodepuração para o Rio Ji-Paraná, a fim de auxiliar na tomada de decisões sobre os fins aos quais o rio pode ser destinado, sem comprometer a qualidade de suas águas, evitando a contaminação e degradação do corpo hídrico. Nesse âmbito, foram realizadas coletas de água do Rio Ji-Paraná em três períodos, abrangendo o período de seca, transição seca/cheia e período de cheia, a fim de atingir a sazonalidade do ciclo hidrológico. A demarcação dos pontos ocorreu através do sistema de posicionamento por satélite, com espaçamento de 100m entre os pontos, totalizando 6 pontos. Foram utilizados também, dados de vazão disponíveis no sítio da Agência Nacional de Águas (ANA) referentes à estação fluviométrica de Ji-Paraná, e dados micrometeorológicos (precipitação e temperatura) do período em estudo, cedidos pelo Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera (Programa LBA). Os dados foram sistematizados e realizaram-se simulações através do aplicativo AD'ÁGUA 2.0, além de

comparar as concentrações de oxigênio obtidas, com a Resolução CONAMA 357/2005. Os resultados evidenciaram que no período de transição seca/chuva houve a maior concentração de oxigênio, e no período de cheia os menores valores para esse parâmetro, não atendendo desta forma aos padrões estabelecidos pela legislação. Para o período de seca e de cheia os perfis de autodepuração apresentaram-se em forma de curva ascendente, no período de transição o perfil foi o mais tradicional, uma curva de depleção, atingindo todas as zonas de autodepuração. Em relação ao emprego de tratamento ao efluente, as simulações não diferiram muito da simulação com o efluente *in natura*, verificando apenas a postergação dos déficits de oxigênio, devido à remoção da parte mais facilmente degradada da carga de matéria orgânica pelo tratamento. Tais resultados evidenciam o alto potencial de depuração do rio Ji-Paraná, haja vista que o rio em questão mostrou-se capaz de depurar o efluente recebido através do Igarapé 2 de Abril em todos os períodos analisados. Assim nota-se a importância de se conhecer os limites dos serviços ambientais prestados pelos corpos hídricos, a fim de auxiliar na assimilação de efluentes sem comprometer o potencial de uso das águas superficiais.

PALAVRAS-CHAVE: qualidade da água, curso d'água, matéria orgânica, modelagem.

ABSTRACT

Water is an essential element for the survival of living beings, but with the processes of industrialization and urbanization waterways are having their waters contaminated by effluents from various sources, thus compromising their availability for qualitative uses more restrictive. Thus, the self-purification process becomes an important natural phenomenon of clearance of waterways as regards the restoration of natural features, particularly in relation to oxygen concentrations. Accordingly, this study aimed to identify what capacity the Ji-Paraná River in the city of Ji-paraná/Rondônia has a natural purification as well as verify that the dissolved oxygen concentrations are in accordance with standards established by law , and to establish profiles and scenarios for self-purification Ji-Parana River in order to assist in making decisions about the purposes for which the river can be designed without compromising the quality of its water, avoiding contamination and degradation of the body water. In this context, water samples were collected from the Rio Ji-Paraná in three periods, covering the period of drought, transition dry / wet and wet period in order to achieve the seasonality of the hydrological cycle. The demarcation of the points came via the satellite positioning system, with 100m spacing between points, totaling six points. Were also used, flow data available at the site of the National Water Agency (ANA) regarding fluviometric station of Ji-Parana, and micrometeorological data (precipitation and temperature) of the study period, assigned by Large-Scale Biosphere-Atmosphere Program (LBA). The data were systematized and simulations were carried out through the application AD'ÁGUA 2.0, and compare the oxygen concentrations obtained with CONAMA Resolution 357/2005. The results showed that during the transition period drought / rainfall was the highest

concentration of oxygen, and the full period of the lowest values for this parameter, thus not meeting the standards set by legislation. For the period of drought and flood profiles of self-purification is presented in the form of upward curve in the transition period the profile was more traditional, a depletion curve, reaching all areas of self-purification. Regarding the use of the effluent treatment, the simulations do not differ much from the simulation with the effluent in natura, checking only the postponement of oxygen deficits due to the removal of the most easily degraded organic matter content of the treatment. These results show the high potential for clearance of Ji-Parana river, in view of the river in question was capable of purifying the effluent Igarapé received through April 2 in all periods analyzed. So note the importance of knowing the limits of environmental services provided by water bodies, to assist in the assimilation of effluent without jeopardizing the potential use of surface water.

KEYWORDS: water quality, watercourse, organic matter, modeling.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Delimitação das zonas de autodepuração e concentrações da matéria orgânica, bactérias decompositoras e OD.	22
Figura 2 – Zonas de autodepuração e os tipos de organismos em cada zona.....	23
Figura 3 – Mapa de localização da área de estudo.....	35
Figura 4 – Ilustração do ponto 1 no Rio Ji-paraná (à montante do lançamento do efluente), Ji-Paraná, Rondônia. Março de 2012.	39
Figura 5 – Ilustração do ponto de lançamento do efluente (ponto LE), Ji-Paraná, Rondônia. Março de 2012.....	39
Figura 6 – Ilustração do ponto 2 no Rio Ji-Paraná (à jusante do lançamento do efluente), Ji-Paraná, Rondônia. Março de 2012.	40
Figura 7 – Ilustração do ponto 3 no Rio Ji-Paraná (à jusante do lançamento do efluente), Ji-Paraná, Rondônia. Março de 2012.	40
Figura 8 – Ilustração do ponto 4 no Rio Ji-Paraná (à jusante do lançamento do efluente), Ji-Paraná, Rondônia. Março de 2012.	41
Figura 9 – Ilustração do ponto 5 no Rio Ji-Paraná (à jusante do lançamento do efluente), Ji-Paraná, Rondônia. Março de 2012.	41
Figura 10 - Volume de chuva precipitado para os meses de coleta.	43
Figura 11 - Temperatura atmosférica média diária registrada para os períodos de coleta.	44

Figura 12 – Variação da vazão média mensal do período de 1977 a 2011.	46
Figura 13 - Simulação da concentração de OD em função da distância para período de seca.	52
Figura 14 - Simulação de eficiência de 70% de remoção da DBO do efluente para período de seca..	54
Figura 15 – Simulação da concentração de OD em função da distância para período de transição de seca para cheia.....	54
Figura 16 – Simulação de eficiência de 70% de remoção da DBO do efluente para período de transição de seca para cheia.	56
Figura 17 - Simulação da concentração de OD em função da distância para período de cheia.	57
Figura 18 – Simulação de eficiência de 70% de remoção da DBO do efluente para período de cheia.	58

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	14
OBJETIVOS	16
Objetivo Geral.....	16
Objetivos Específicos	16
1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	17
1.1 Recursos hídricos	17
1.2 Ciclo hidrológico	18
1.3 Usos da água	18
1.4 AUTODEPURAÇÃO	19
1.4.1 Zonas de autodepuração	21
1.4.1.1 Zona de degradação	23
1.4.1.2 Zona de decomposição ativa	25
1.4.1.3 Zona de recuperação	25
1.4.1.4 Zona de águas limpas	26
1.4.6 Balanço de Oxigênio	27
1.4.7 Curva de depleção do oxigênio	29
1.5 MODELAGEM COMPUTACIONAL	30
1.6 RESOLUÇÃO CONAMA N. 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005	31

2. MATERIAL E MÉTODOS	34
2.1 Caracterização da área de estudo.....	34
2.2 Variáveis do micro clima.....	35
2.3 Aplicativo computacional utilizado para a modelagem de autodepuração.....	36
2.4 Coletas das amostras	38
2.5 Análises Laboratoriais.....	42
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
3.1 Análise do micro clima	43
3.2 Análise quantitativa (vazão) do Rio Ji-Paraná	45
3.3 Análises quali-quantitativas (físico-químicas e microbiológicas) do Rio Ji-Paraná	46
3.4 Simulações da autodepuração do Rio Ji-Paraná	52
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	60
REFERÊNCIAS	63

INTRODUÇÃO

Dentre os recursos naturais fundamentais, a água é o que possui maior destaque, pois sua disponibilidade é necessária a todo tipo de vida no planeta, bem como para a maioria dos meios de produção. A disponibilidade de água significa que ela estará presente não somente em quantidade, mas também que sua qualidade seja satisfatória para suprir as necessidades de um determinado conjunto de seres vivos (SARDINHA, 2008).

As diversas finalidades para as quais os seres humanos utilizam a água fazem com que ocorra a deterioração da sua qualidade, conseqüentemente há um comprometimento do seu potencial de uso, gerando uma limitação na utilização da água.

Os lançamentos de efluentes no corpo hídrico juntamente com a ocupação irregular da bacia hidrográfica contribuem para deterioração da qualidade da água, visto que as matas ciliares ajudam a reter parte dos materiais contaminantes que seriam carreados para o curso d'água.

Essa realidade vem sendo observada na bacia hidrográfica do Rio Ji-Paraná, um importante afluente do Rio Madeira, com aproximadamente 972 km de extensão (KRUSCHE et al. 2005). Localizado no estado de Rondônia.

No município de Ji-paraná as matas ciliares são regulamentadas no âmbito municipal pela Lei n° 980/2000 Art. 4° que altera o Art. 9° - “Será considerada “*non aedificandi*”, uma faixa de 60m (sessenta metros), em cada uma de suas margens dos Rios Ji-Paraná e Urupá, e 15m (quinze metros) para os igarapés e/ou córregos, a partir das suas margens” ou negativa caso não esteja em área de manancial.

Atualmente as margens dos rios, córregos e igarapés do município não atendem a legislação municipal existente quanto à largura mínima de mata ciliar estabelecida. Em muitos casos a mata ciliar foi totalmente devastada, desta forma ao longo das margens dos rios e igarapés foram surgindo várias construções clandestinas e juntamente com elas, ligações de esgoto - uma vez que a região também é carente no que se refere ao saneamento básico.

Além do aspecto visual desagradável, pode haver um declínio dos níveis de oxigênio dissolvido, afetando a sobrevivência dos seres de vida aquática, exalação de gases mal cheirosos e possibilidade de contaminação de animais e seres humanos pelo consumo ou contato com essa água, dentre outros aspectos (SARDINHA, 2008).

O oxigênio é essencial à vida dos organismos aquáticos e baixas concentrações de oxigênio dissolvido na água podem causar atraso no crescimento, redução na eficiência alimentar dos peixes, aumento na incidência de doenças e na mortalidade dos peixes (KUBITZA, 1998).

O balanço de oxigênio dissolvido (OD) no curso d'água varia em função do prevailecimento do consumo de oxigênio, saldo negativo, e produção de oxigênio, saldo positivo. Segundo Andrade (2010), o consumo ocorre principalmente através da respiração dos organismos decompositores da matéria orgânica e dos demais componentes da comunidade aquática. No que diz respeito à entrada de oxigênio, os principais mecanismos são a produção de oxigênio através da fotossíntese realizada pelas algas e a introdução de oxigênio pela interface água/ar.

Um fenômeno natural que auxilia o curso d'água no restabelecimento das condições encontradas anteriormente ao lançamento de efluentes, no que tange as concentrações de oxigênio dissolvido, é o processo de autodepuração, que varia de acordo com as características de cada curso d'água.

Em termos mais amplos, o fenômeno de autodepuração está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio no meio aquático, após as alterações induzidas pelos despejos afluentes (VON SPERLING, 2005). Assim, a capacidade de autodepuração de um corpo hídrico, ou seja, a capacidade que este curso d'água possui de estabilizar uma determinada carga poluidora que for lançada no decorrer de seu percurso, é de fundamental importância na tomada de decisões no que tange ao uso e ocupação da bacia hidrográfica.

A modelagem computacional é uma ferramenta importante para que se possa avaliar a qualidade atual, estimar as condições da qualidade ao longo do percurso e simular efeitos da aplicação ou diminuição da carga poluente em cursos d'água (NUNES, 2008). Portanto, o uso de modelos permite a avaliação e comparação de diferentes estratégias de manejo, incluindo a

construção de cenários futuros para as mais diversas situações THOMMAN e MUELLER (apud BÁRBARA et al., 2005).

No Rio Ji-Paraná vários fatores influem para a deterioração da qualidade d'água, principalmente dentro da cidade, onde há o uso e ocupação desordenados da bacia, devido à falta de um plano diretor eficiente que previsse um planejamento urbano, resguardando a proteção às margens do rio e uma política pública organizada em prol do meio ambiente, visando à qualidade dos recursos naturais do município. Assim, o Rio Ji-Paraná recebe diariamente efluentes tanto de origem doméstica quanto industrial, isso implica na alteração da qualidade da água do rio, afetando a biota aquática endêmica, levando muitas vezes à extinção de algumas espécies que têm sua perpetuação prejudicada devido à presença de substâncias nocivas a sua sobrevivência, além de comprometer a qualidade da água para usos mais restritivos.

Os igarapés que deságuam no Rio Ji-Paraná, a exemplo do Igarapé 2 de Abril, também contribuem para a contaminação da água, visto que recebem ligações clandestinas de esgoto no decorrer de seu percurso, levando o efluente ao Rio Ji-Paraná e comprometendo a qualidade da água.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

O presente estudo tem como objetivo obter os perfis de autodepuração do Rio Ji-Paraná, utilizando o aplicativo AD'ÁGUA 2.0, em pontos localizados na área urbana do município de Ji-Paraná, Rondônia.

Objetivos Específicos

- a) Através da concentração de oxigênio, verificar a capacidade de depuração do curso d'água em questão, com relação ao efluente que recebe do Igarapé 2 de abril;
- b) Verificar se os níveis de oxigênio dissolvido no rio atendem aos padrões estabelecidos na legislação CONAMA 357/2005;
- c) Realizar a previsão de cenários através da aplicação de tratamento ao efluente a fim de fornecer dados visando auxiliar na gestão da bacia hidrográfica e em estudos de impactos ambientais.

1. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

1.1 Recursos hídricos

A água, elemento fundamental para a sobrevivência de todas as formas de vida existentes, principalmente a espécie humana, torna-se o recurso natural de maior importância para a vida no planeta Terra.

De acordo com Conte (2001), a disponibilidade de água, bem como o acesso a ela, são fatores condicionantes para a sobrevivência dos seres humanos, salientando que o desenvolvimento socioeconômico está diretamente relacionado com a presença dos recursos hídricos. Sardinha (2008) aborda que a disponibilidade de água não implica somente no que diz respeito à quantidade, mas também no que tange à qualidade da água para que desta forma se possam satisfazer as necessidades para os devidos fins aos quais for destinada.

Ferreira (2003) ressalta que a água é um elo que faz com que todos os ecossistemas estejam interligados, além de dispor dos nutrientes que são indispensáveis à vida, sendo que a água constitui mais de 70% do corpo humano, além de ser um excelente solvente.

A água encontra-se distribuída no planeta, de acordo com THE GLOBAL TOMORROW COALITION (apud VIANNA et al., 2005) mais de 97% constituem as águas salgadas, o restante constituem as águas doces, destes 77% compõem as geleiras e 22% as águas subterrâneas e o restante encontra-se disponível em forma de água superficial, ou seja, rios, lagos e etc. Vale salientar que segundo E. von Sperling (2006), é imprescindível a distinção dos conceitos empregados para água salgada e água oceânica, destacando que água salgada não é encontrada somente nos oceanos, mas também em lençóis freáticos e em alguns lagos, para que assim se possa inferir com maior precisão a distribuições porcentagens de água salgada e doce.

1.2 Ciclo hidrológico

Com as variações climáticas que ocorrem no planeta, a água encontra-se em três diferentes fases: líquida, sólida e gasosa, essa mudança de estado, ou seja, a movimentação realizada pela água de um meio para outro, gera um ciclo, denominado de ciclo hidrológico. Freitas e Castro Jr (2006) colocam que o vapor d'água é o elemento que apresenta maior variabilidade espacial e temporal, sendo o único componente presente na atmosfera que possui a capacidade de, em condições naturais, mudar seu estado inicial.

Dentre os mecanismos pelos quais ocorre a transferência da água estão a precipitação, a evaporação, transpiração, infiltração e o escoamento superficial. De acordo com Freitas e Castro Jr (2006), a evaporação e a evapotranspiração são as portas de entrada de água para atmosfera, que posteriormente retornam a superfície terrestre por meio da precipitação.

Tundisi (2003) destaca que os principais fatores responsáveis por impulsionar o ciclo hidrológico são as forças dos ventos e da gravidade, e também a energia térmica solar, haja vista que são responsáveis no que tange ao transporte de vapor d'água para os continentes auxiliando na formação de nuvens de precipitação, bem como influenciando no transporte de massas de água e na infiltração.

Na região Amazônica, Andreae et al. (2004) coloca que o ciclo hidrológico sofre grandes influências devido à liberação de partículas emitidas através de queimadas, além de interferir na dinâmica da circulação atmosférica e contribuir para o aumento da poluição do ar, podendo assim retardar o ciclo hidrológico.

O ciclo hidrológico possui grande influência sobre o clima como exposto por Molion (1987), pois além de influenciar nas relações entre precipitação, umidade atmosférica e escoamento superficial, também contribui com a liberação e absorção de energia proveniente dos processos de mudança de fase da água.

Essa interferência antrópica no ciclo hidrológico tem agravado a seca em muitos locais do Brasil, gerando inúmeros empecilhos no desenvolvimento de algumas culturas, agravando a proliferação da fome e miséria no país.

1.3 Usos da água

Recurso natural, renovável através do ciclo hidrológico, a água é utilizada para inúmeras finalidades, como por exemplo, para abastecimento público, dessedentação de

animais, geração de energia elétrica, irrigação na agricultura, criação de peixes, dentre outras que vão desde os mais essenciais como consumo humano até aos destinados ao lazer.

O homem exerce papel fundamental na preservação da água através do uso que destina a ela, Moraes e Jordão (2002), descrevem que o homem desperdiça energia, fazendo com que haja o desequilíbrio no meio ambiente, para conseguir satisfazer suas prioridades, saturando o potencial de assimilação desses impactos por parte da natureza.

O mau uso da água compromete a sua qualidade e disponibilidade, Machado (2003), mostra que na esfera mundial 1,3 bilhões de pessoas carecem de água doce para suprir suas necessidades, e que a humanidade duplica esse consumo por água doce a cada 25 anos aproximadamente, corroborando a ideia de que através do comprometimento da potabilidade da água e o aumento de seu consumo, poderá levar a escassez desse bem.

Um dos grandes responsáveis pela deterioração da qualidade da água é a ocupação desordenada, com a remoção da zona ripária para a instalação de residências e áreas industriais, havendo o comprometimento dos recursos hídricos, pois suas margens encontram-se desprotegidas, além de muitas vezes ocorrer o despejo de resíduos líquidos e sólidos provenientes das residências. Tucci e Cordeiro (2004) enfatizam a necessidade urgente por um planejamento adequado no que se refere à bacia hidrográfica, haja vista que existe um aumento gradativo do consumo de água, com um avanço sobre as áreas de proteção e inundação das bacias, acarretando sérios danos ao meio ambiente.

As impurezas presentes na água podem alcançar valores elevados, causando malefícios ao homem e ao meio, prejudicando o seu uso. Há também a existência de seres patogênicos, que podem utilizar-se da água como meio de transmissão de doenças ao homem (COSTA et al. 2009).

As ações inescrupulosas em relação à água tornam-se um efeito cada vez mais agravante contaminando lençóis freáticos, poluindo mananciais, prejudicando a zonas de recarga dos aquíferos, gerando assoreamento dos rios, comprometendo a qualidade da água dentre outros impactos, frutos de ações como a impermeabilização do solo e remoção das matas ciliares.

1.4 AUTODEPURAÇÃO

Os rios, lagos e outros sistemas aquáticos, de acordo com Von Sperling (1996), possuem capacidade de restabelecer suas características naturais após o recebimento de cargas

poluidoras, isso é possível graças ao potencial de depuração desses sistemas, ou seja, autodepuração, onde através deste fenômeno natural, tem-se a transformação dos compostos orgânicos em compostos inertes, os quais não apresentam riscos ao ambiente aquático.

O fenômeno de autodepuração se deve a fatores físicos como abordado por Palma-Silva et al. (2007), tais como, velocidade do curso d'água, profundidade média do rio, concentração de oxigênio dissolvido presente na água e vazão, salientando que os sistemas aquáticos estão sujeitos a influências diretas e indiretas das ações antropogênicas, fazendo com que ocorram alterações em sua capacidade de autodepuração.

Através da introdução de substâncias poluentes nos cursos d'água ocorrem modificações do meio aquático, prejudicando as espécies presentes naquele local.

Von Sperling (1996) destaca que a autodepuração pode ser compreendida como um fenômeno de sucessão ecológica, colocando que antes do recebimento de poluentes o ecossistema existente no meio aquático encontra-se em equilíbrio, porém após o recebimento do efluente esse equilíbrio é rompido, e posteriormente, no decorrer do tempo e do espaço, ocorre o restabelecimento do equilíbrio inicial do sistema, assim as comunidades aquáticas são substituídas gradualmente, até o momento em que uma comunidade que se encontre estável consiga entrar em equilíbrio com as novas condições oferecidas pelo meio em que se encontram.

Como comentado por Andrade (2010), existe uma grande geração de poluentes, os quais conseqüentemente são responsáveis pela poluição dos cursos d'água. Em meio ao desenvolvimento de tecnologias e mecanismos que reduzam esse impacto, é imprescindível o estudo da capacidade de autodepuração dos corpos hídricos, obtendo dessa maneira, o conhecimento da real carga de poluentes que o sistema hídrico consegue absorver sem comprometer suas características. Quantificar o potencial de autodepuração de um rio constitui-se numa importante ferramenta na gestão dos recursos hídricos, haja vista que esse recurso de assimilação dos rios pode ser usado para a diluição de efluentes decorrentes de tratamento de esgoto, bem como a redução de custos visto que a necessidade de maiores investimentos na estação de tratamento diminui à medida que o corpo receptor auxiliar na assimilação do efluente. Além de evitar a contaminação dos cursos d'água com o lançamento de efluentes acima do que o sistema pode assimilar.

As indústrias constituem-se em uma importante fonte de lançamento de efluentes nos corpos hídricos, contribuindo para a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, como abordado por Faria (2008), que as indústrias podem causar a poluição dos cursos d'água através da inserção de matéria orgânica, principalmente as indústrias frigoríficas, pois as taxas

de oxigênio dissolvido requeridas para a estabilização da carga orgânica lançada são de nível elevado.

Os mecanismos da autodepuração segundo Garcia (1997) podem ser verificados por meio de análises de parâmetros de oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e coliformes totais (CT), os quais são relacionados à qualidade da água, salientando que DBO e CT são as principais causas no que se refere à proliferação de doenças transmitidas através da água, visto que são parâmetros que indicam a contaminação das águas. E os parâmetros de OD e DBO influem no que diz respeito à manutenção do equilíbrio aquático e do ecossistema.

De uma forma simplificada o fenômeno de autodepuração varia de acordo com as características peculiares de cada curso d'água, no decorrer do tempo e do espaço, sendo que durante o transporte de sedimentos acontecem reações com o intuito de estabilizar a carga de matéria orgânica disposta no corpo receptor retornando às condições similares às anteriores ao recebimento dos poluentes.

1.4.1 Zonas de autodepuração

As zonas de autodepuração podem ser identificadas de acordo com a Figura 1, apresentando o ponto de lançamento da matéria orgânica, a distribuição das bactérias decompositoras, bem como a variação do oxigênio dissolvido no corpo hídrico ao longo das zonas de autodepuração, variando em função da distância.

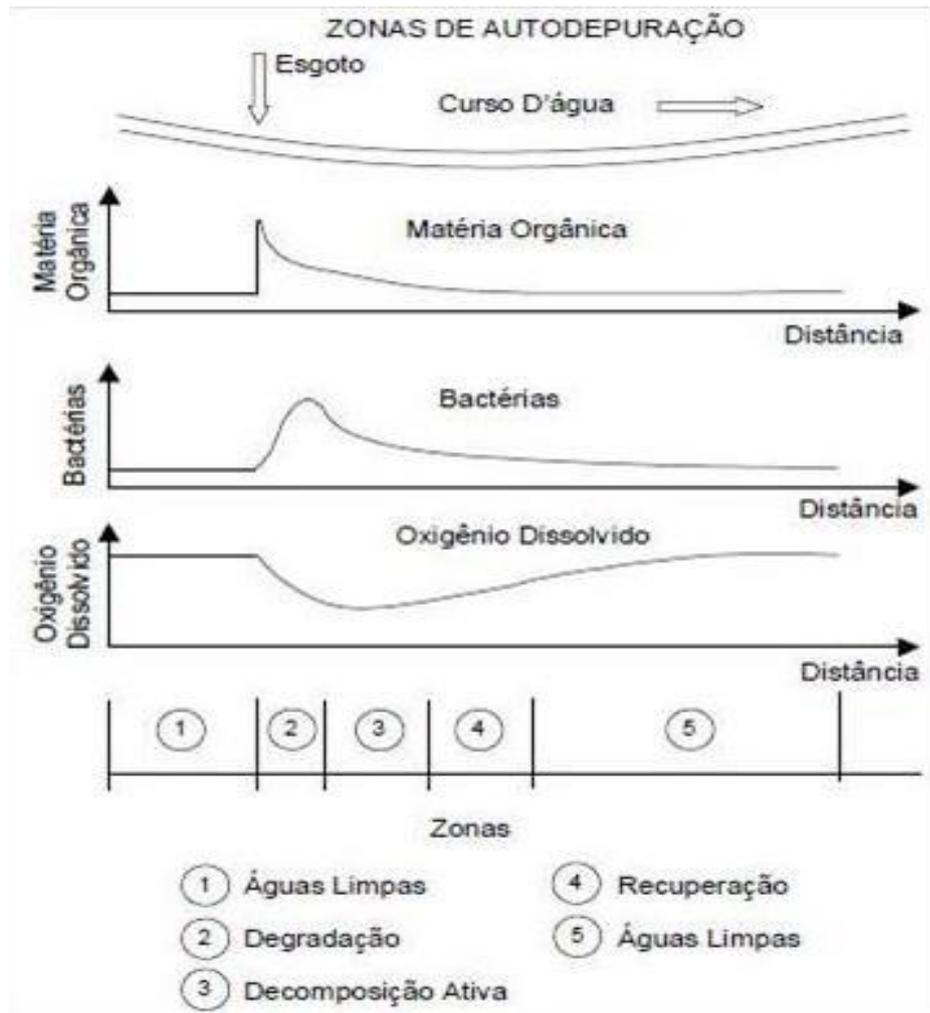


Figura 1 – Delimitação das zonas de autodepuração e concentrações da matéria orgânica, bactérias decompositoras e OD.

Fonte: VON SPERLING, 1996.

São ilustradas na Figura 1, as quatro zonas de autodepuração, primeiramente antes do lançamento do efluente, têm-se a zona de águas limpas, após apresenta-se a zona de degradação, ligeiramente menor que as outras zonas, no que tange a questão espacial, em seguida inicia-se a zona de decomposição ativa, com grande parte da matéria orgânica estabilizada, ocorre a zona de recuperação, prevalecendo a introdução de OD no meio aquático e por fim têm-se novamente a zona de águas limpas.

Com o lançamento da matéria orgânica no corpo receptor, ocorre o processo de depleção do oxigênio, ou seja, um decréscimo na concentração de oxigênio dissolvido, devido a presença de bactérias decompositoras da matéria orgânica, que consomem este oxigênio através da respiração, havendo também um aumento da população desses organismos.

Na Figura 2, estão ilustradas as zonas de autodepuração e os organismos que podem ser encontrados em cada zona.

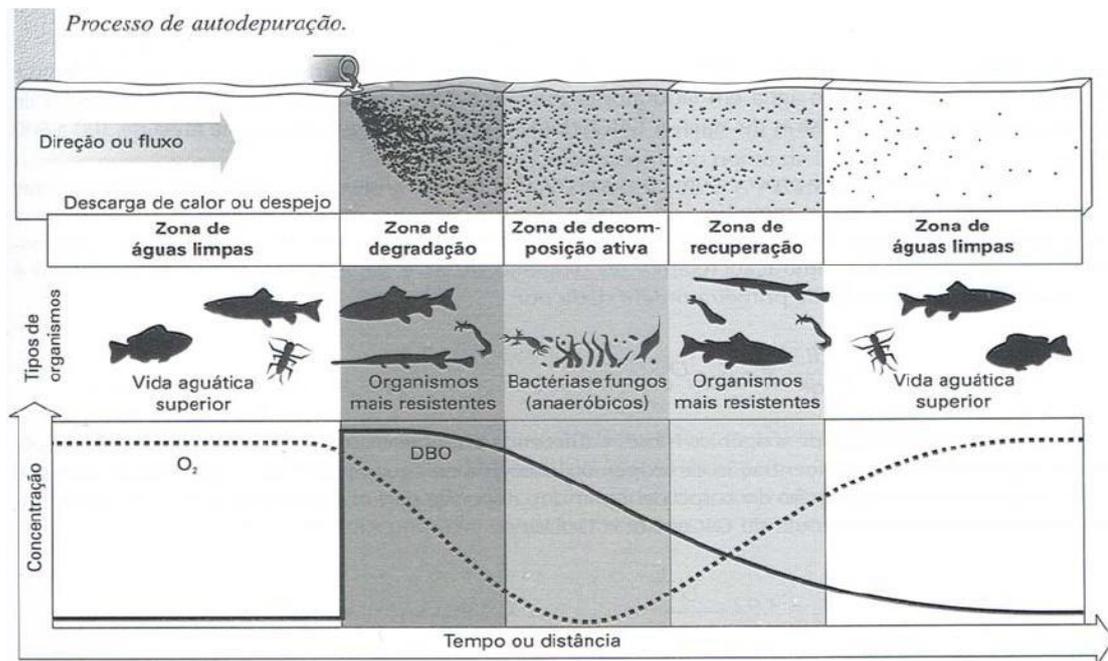


Figura 2 – Zonas de autodepuração e os tipos de organismos em cada zona.
Fonte: BRAGA et al, 2005.

Observa-se na Figura 2, que com a introdução do efluente, apenas alguns organismos continuam presentes, somente os que resistem às novas condições oferecidas pelo meio, onde nas zonas de degradação e decomposição ativa ocorre o maior consumo de oxigênio, e a predominância na zona de decomposição ativa é de organismos anaeróbios, bactérias e fungos.

Com o restabelecimento das concentrações de oxigênio, reaparecem as espécies das zonas de águas limpas.

Os conceitos de cada zona de autodepuração são baseados em Von Sperling (1996) e Braga et al. 2005, e são descritas, a seguir.

1.4.1.1 Zona de degradação

A zona de degradação ocorre quando o equilíbrio do curso d'água é quebrado com a introdução de matéria orgânica no corpo hídrico. Deste modo, as concentrações de oxigênio dissolvido são minimizadas devido à ação dos microorganismos decompositores da matéria orgânica até que essa seja estabilizada.

Com o constante lançamento de efluentes domésticos, caracterizados por possuírem grande quantidade de matéria orgânica, ocorre um aumento na oferta de alimentos às bactérias aeróbias fazendo com que estas se reproduzam e conseqüentemente consumam mais OD (LATUF, 2004).

Conseqüentemente há um aumento na comunidade de bactérias decompositoras relacionado com o aumento da disponibilidade desses nutrientes, compostos orgânicos, no meio aquático.

A diminuição da disponibilidade de oxigênio como exposto por Machado et al. (2005) gera a mortandade de peixes e de outros organismos que necessitam de oxigênio para sobreviverem, bem como até mesmo a morte dos microorganismos aeróbios responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, ou se adaptam as novas condições do meio.

Sem oxigênio as atividades desenvolvidas no meio aquático passam a ser anaeróbias, o que por sua vez leva à produção de gás sulfídrico, subproduto da decomposição da matéria orgânica, exalando maus odores, principalmente do lodo que se formou no fundo do curso d'água oriundo da sedimentação dos sólidos presentes no esgoto.

O gás sulfídrico é formado a partir da ação de microorganismos sobre sulfatos e outros compostos a base de enxofre, que são utilizados como agentes oxidantes (aceptores de elétrons) durante a decomposição de compostos orgânicos em condições anaeróbias (LEITE et al. 2001).

Há um aumento nos teores de gás carbônico, um dos subprodutos do processo respiratório microbiano. Com o aumento das concentrações de CO₂, convertido a ácido carbônico na água, pode haver uma queda no pH da água, tornando-a mais ácida (VON SPERLING, 2005).

É notável nessa zona, devido às características do esgoto, a presença de sólidos os quais variam de acordo com a origem de onde provém o esgoto, fazendo com que aumente a turbidez da água.

Os microorganismos patogênicos também podem estar presentes, principalmente quando o esgoto for de origem doméstica, os quais são responsáveis por inúmeras doenças tais como diarreias. A presença de microorganismos patogênicos no lodo é um reflexo direto do perfil de saúde da população contribuinte do sistema (ANDREOLI et al. 1997).

1.4.1.2 Zona de decomposição ativa

É a zona em torno da qual a concentração de oxigênio dissolvido atinge o valor mínimo, podendo inclusive tornar-se igual a zero em alguns casos. Nessa região, a quantidade de bactérias e fungos diminui (BRAGA et al. 2005).

Haja vista que o oxigênio é um fator limitante na sobrevivência dos organismos, a concentração de oxigênio disponível nessa zona limitará as espécies que constituirão a fauna naquele local. Desta maneira, haverá a proliferação de microorganismos anaeróbios.

Com a acelerada decomposição da matéria orgânica na zona de degradação, na zona de decomposição ativa a fonte de energia dos microorganismos decompositores, estará em quantidades menores ou mesmo totalmente decomposta, desta maneira o número desses microorganismos será reduzido.

Em condições de anaerobiose ocorrem as reações anaeróbias, como exposto por Filho e Castro (2005), ocorrendo em dois estágios, primeiramente ocorre a ação de bactérias facultativas e anaeróbias, realizando a transformação de compostos orgânicos mais complexos em outros compostos orgânicos menos complexos, na segunda fase os ácidos orgânicos são convertidos gerando substâncias gasosas, como o metano (CH_4) e o gás carbônico.

1.4.1.3 Zona de recuperação

A zona de recuperação é a zona onde o curso d'água começa a restabelecer as condições que apresentava anteriormente ao lançamento da carga de matéria orgânica.

São restabelecidas gradativamente as condições aeróbias, devido à matéria orgânica ter sido em grande parte estabilizada, assim a atividade microbiana é reduzida e o consumo de oxigênio por meio da respiração desses microorganismos diminui. O balanço de oxigênio passa então a ser positivo, uma vez que a produção de oxigênio através da fotossíntese realizada pelas algas e a introdução de oxigênio através do processo de reaeração atmosférica, ou seja, a introdução de oxigênio na interface água/ar prevalece em relação ao consumo de OD.

Nessa zona, ocorre um aumento na concentração de oxigênio dissolvido, pois os mecanismos de reaeração acabam predominando sobre os mecanismos de desoxigenação. A concentração de oxigênio pode voltar a atingir a concentração de saturação (BRAGA et al, 2005).

A produção de oxigênio através das algas é favorecida devido à disponibilização de nutrientes para o desenvolvimento desses organismos.

A amônia é convertida a nitritos e estes a nitratos. Além destes, os compostos de fósforo são transformados em fosfatos. Ocorre, portanto, uma fertilização do meio, pela produção de sais minerais (VON SPERLING, 1996).

Outro fator característico dessa zona é um aumento da presença de organismos aeróbios, devido à presença de oxigênio necessário para a sua existência, assim os organismos formadores da comunidade aquática que necessitam de oxigênio passam a se desenvolver a partir dessa zona.

1.4.1.4 Zona de águas limpas

Nessa zona o curso d'água restabeleceu-se voltando apresentar características similares às anteriores ao lançamento da carga de poluentes, apresentando substâncias originárias do processo de oxidação da matéria orgânica na massa líquida.

O consumo de oxigênio na zona de águas limpas é baixo comparado com as outras zonas de autodepuração, tendo um saldo positivo de oxigênio dissolvido, visto que após a transformação dos compostos orgânicos em compostos inertes a atividade microbiana é reduzida, conseqüentemente o consumo de oxigênio através da respiração desses microorganismos também diminui.

As zonas de águas limpas estão diretamente relacionadas com os mecanismos de assimilação da carga orgânica e os mecanismos de produção do oxigênio.

Os compostos resultantes da oxidação da matéria orgânica estão disponíveis no corpo hídrico e servem de nutrientes para alguns organismos, como as algas, favorecendo através da disponibilização de nutrientes a produção de oxigênio.

De acordo com Von Sperling (1996) as condições encontradas nessa zona são similares as anteriores ao lançamento do efluente, porém não são iguais, pois apresentam substâncias decorrentes da decomposição da matéria orgânica, que não estavam presentes anteriormente, sua similaridade diz respeito às concentrações de oxigênio dissolvido, além de apresentar organismos aeróbios, podendo também dispor de organismos patogênicos.

1.4.6 Balanço de Oxigênio

De acordo com Von Sperling (2005), após o lançamento de efluentes domésticos nos corpos d'água, ocorre a diminuição do oxigênio dissolvido, em decorrência do aumento da atividade microbiana, em função da presença de nutrientes contidos na matéria orgânica, o que prejudica a sobrevivência da comunidade aquática residente naquele local.

Nas águas naturais, o oxigênio é indispensável também para outros seres vivos, especialmente os peixes, onde a maioria das espécies não resiste a concentrações de oxigênio dissolvido na água inferiores a $4,0\text{mg.L}^{-1}$ (PINTO et al 2010).

Como destacado por Von Sperling (1996) nos esgotos a matéria orgânica está presente em suspensão e dissolvida, sendo que as partículas maiores que estão em suspensão tendem por efeito da gravidade a sedimentar, contribuindo para a formação de lodo. Já as partículas menores, que não possuem massa suficiente para sedimentar e as substâncias que estão dissolvidas na água, formam a porção da matéria orgânica dissolvida.

A variação de oxigênio dissolvido numa massa líquida, além dos fatores dependentes das características físicas da coleção hídrica e da altitude, a temperatura tem influenciado na sua dissolubilidade (FILHO E SANTOS, 2002).

Andrade (2010) aborda que no fenômeno de autodepuração existe um balanço entre a produção e o consumo de oxigênio, onde os mecanismos de consumo do oxigênio envolvem os processos de oxidação da matéria orgânica presente no corpo hídrico, o processo de nitrificação e a demanda bentônica. No que tange a produção de oxigênio os processos envolvidos são reaeração atmosférica e a fotossíntese.

O processo de oxidação baseia-se no conceito de perda de elétrons de uma substância, quanto mais elétrons a substância perder mais ela vai elevar o seu estado de oxidação. A oxidação química é uma forma de transformar moléculas ambientalmente indesejáveis em outras moléculas menos tóxicas, para que essas possam ser assimiladas de modo mais harmonioso nos ciclos da natureza (JARDIM E CANELA, 2004).

O consumo de oxigênio nesse processo como ressaltado por Perreira (2004) ocorre devido à presença de microorganismos que vão decompor a matéria orgânica, os quais utilizam o oxigênio dissolvido presente na água para realizarem sua respiração. Quando a oxidação da matéria orgânica é total, chama-se de mineralização.

A equação 1, representa esse processo de estabilização da matéria orgânica.

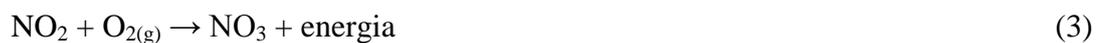


Desta maneira, as bactérias decompositoras em meio a presença de oxigênio, realizam a decomposição da matéria orgânica gerando como produtos o gás carbônico e água, além da liberação de energia durante o processo. Assim, quanto maior for a carga de matéria orgânica no corpo hídrico, maior será o consumo de oxigênio.

Além da oxidação da matéria orgânica, segundo Andrade (2010), há a oxidação da amônia (NH_3) resultando em nitritos (NO_2), e posteriormente sendo realizada a oxidação dos nitritos dando origem a nitratos (NO_3), tal processo é conhecido como Nitrificação.

De acordo com Ferreira (2000) a nitrificação é realizada por bactérias que se desenvolvem em ambientes aeróbios e com a presença de nitrogênio amoniacal, sendo as nitrossomonas, responsáveis pela oxidação da amônia e as nitrobacter responsáveis pela oxidação do nitrito. Ambas são bactérias autotróficas, ou seja, produzem seu próprio alimento.

O processo de nitrificação é representado pela equação 2, onde ocorre a conversão da amônia e nitrito e, a equação 3, referente a reação de transformação do nitrito em nitrato.



De acordo com Von Sperling (1996), o consumo de oxigênio nas reações descritas, é conhecido como demanda nitrogenada ou de segundo estágio, devido à taxa de crescimento das bactérias nitrificantes ser mais lenta que a taxa de crescimento das bactérias heterotóficas, responsáveis pela oxidação da matéria orgânica, assim a reação de nitrificação acontece depois das reações de desoxigenação carbonácea.

A quantidade de oxigênio requerida nessas reações é alta (4,6mg O_2 .mg N amoniacal), maior que a quantidade necessária para oxidação da DBO (FERREIRA, 2000).

Outro processo que consome oxigênio é a demanda bentônica, de acordo com Andrade (2010), que representa o consumo de oxigênio dos microorganismos para estabilização do lodo, proveniente da matéria orgânica que sedimentou-se no fundo do curso d'água, a estabilização do lodo ocorre em maior parte de forma anaeróbia devido à dificuldade de penetração do oxigênio no lodo, já a parte superficial do lodo é estabilizada de forma aeróbia, consumindo oxigênio dissolvido na água, e também devido a velocidade do escoamento da

água e aumento da vazão pode haver o revolvimento de substâncias presentes no lodo que vão ser expostos e consumir oxigênio para sua estabilização.

No que tange a produção de oxigênio, segundo Siqueira e Cunha (1997) existem os processos de reaeração atmosférica que consistem em uma reintrodução de oxigênio através da camada superficial da água em contato com a atmosfera, ou seja, a transferência do oxigênio da atmosfera para o corpo hídrico. Costa e Siqueira (1998) colocam que devido ao contato constante entre as camadas superficiais da água com o ar atmosférico, faz com essa superfície livre absorva o oxigênio presente no ar até o momento em que ocorra a saturação dessa superfície, sendo mais tarde incorporados ao corpo d'água por meio dos processos convectivos, difusão molecular e difusão turbulenta.

A transferência de gases através da interface ar/água constitui uma importante etapa dos ciclos biogeoquímicos de numerosas substâncias, ao governar a sua transição entre o estado dissolvido na água e o estado gasoso na atmosfera (JANZEN et al. 2008).

A fotossíntese é outro processo que resulta na produção de oxigênio, segundo Oliveira (2003) é realizada por organismos clorofilados, necessitando de uma fonte de energia luminosa e nutrientes para a realização do processo, consistindo basicamente na transformação de compostos inorgânicos em compostos orgânicos na presença de energia luminosa. A equação 4 descreve esse processo de forma simplificada, onde o CO_2 e H_2O são transformados em matéria orgânica (MO) e oxigênio.



Os sedimentos da carga orgânica presentes nos efluentes despejados nos cursos d'água contribuem para a diminuição do processo de fotossíntese, haja vista que esses interceptam parte da luz solar dificultando a penetração da luz nas camadas inferiores, a qual é imprescindível na realização da fotossíntese, conseqüentemente há uma diminuição do oxigênio, visto que o mecanismo de maior produção de oxigênio no ambiente aquático é a fotossíntese.

1.4.7 Curva de depleção do oxigênio

O termo depleção do oxigênio significa a diminuição do oxigênio dissolvido na água, devido às reações que ocorrem no corpo hídrico consumindo oxigênio. Neste contexto a curva

de depleção do oxigênio representa o balanço do oxigênio dissolvido, mostrando a variação da concentração de oxigênio ao longo do tempo e do espaço.

Um dos elementos fundamentais para a sobrevivência das espécies é o oxigênio como exposto por Vinatea Arana (1997), sendo o gás de maior disponibilidade na água, seguido pelo nitrogênio, ressaltando sua importância principalmente no que diz respeito aos organismos aeróbicos, que necessitam de oxigênio para existirem.

A depleção de oxigênio elimina as espécies que não são capazes de sobreviver em concentrações inferiores, comprometendo a diversidade biológica em número de espécies e em número de indivíduos dentro da mesma espécie (LEITE, 2004).

Por meio da curva de depleção do oxigênio é possível identificar as zonas de autodepuração e principalmente o ponto crítico, ou seja, o tempo e o local onde a concentração de oxigênio é mínima, desta maneira é possível auxiliar na gestão da bacia hidrográfica no que tange ao lançamento de efluentes no curso d'água, com o intuito de minimizar os impactos sobre os recursos hídricos.

Além desses pontos, a análise do perfil do oxigênio dissolvido demonstra, de acordo com Von Sperling (1996), os impactos da poluição, a relevância no que tange ao balanço do oxigênio no corpo hídrico, análise se o corpo receptor encontra-se em total acordo com a legislação vigente, bem como a localização do restabelecimento das condições adequadas de concentração do oxigênio.

1.5 MODELAGEM COMPUTACIONAL

A modelagem computacional é uma ferramenta de suma importância no auxílio a realização de projeções de fenômenos naturais, através da utilização de modelos matemáticos pode-se criar hipóteses e simular o que poderia acontecer futuramente, baseado em dados coletados em tempo real.

Para Nunes (2008), o uso de modelagens computacionais oferece as vantagens de se avaliar as condições atuais, bem como fazer estimativas no decorrer do espaço e do tempo, além proporcionar a simulação das novas condições que poderiam ser estabelecidas num determinado corpo hídrico com a variação das concentrações de poluentes que o curso d'água receberia.

Os modelos matemáticos utilizados para simular a qualidade e o processo de autodepuração de corpos d'água são importantes ferramentas de auxílio à gestão dos recursos

hídricos, podendo atuar tanto na preservação como no controle da degradação desses recursos (COSTA E TEIXEIRA, 2010).

1.6 RESOLUÇÃO CONAMA N. 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005

A Resolução CONAMA 357 de 2005 dispõe sobre a classificação dos corpos hídricos, estabelecendo diretrizes ambientais, as quais devem ser seguidas para o enquadramento dos cursos d'água.

Nesse contexto a tabela 1 apresenta a classificação das águas doces segundo a Resolução CONAMA 357/2005.

Tabela 1 - Classificação dos corpos d'água doce e seus destinos.

Classe	Destinos das águas
Especial	<ul style="list-style-type: none"> • abastecimento para consumo humano, com desinfecção; • preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e, • preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
1	<ul style="list-style-type: none"> • abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; • proteção das comunidades aquáticas; • recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; • irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e • proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
2	<ul style="list-style-type: none"> • abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; • proteção das comunidades aquáticas; • recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; • 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
	<ul style="list-style-type: none"> • aquicultura e a atividade de pesca.
3	<ul style="list-style-type: none"> • abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; • irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; • pesca amadora; • recreação de contato secundário; e • dessedentação de animais.
4	<ul style="list-style-type: none"> • navegação; e • harmonia paisagística.

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA 357/2005

De acordo com o art. 42 da Resolução CONAMA 357/2005 quando não houver classificação das águas do corpo hídrico, ou seja, quando ainda não ter sido estabelecido o enquadramento do curso d'água, este será classificação em caso de água doce como pertencente à classe 2, salvo exceção quando a qualidade da água for superior, deve-se enquadrá-lo, na classe que tenha um rigor maior.

O enquadramento do corpo hídrico nas classes, segundo o art.2 inciso XX diz respeito ao estabelecimento de padrões a serem alcançados ou preservados para um determinado corpo hídrico de acordo com o uso ao qual é destinado.

Nesse contexto, é levada em consideração também a necessidade de se criar instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas, em relação às classes estabelecidas no enquadramento, de forma a facilitar a fixação e controle de metas, visando atingir, gradativamente, os objetivos propostos (KNAPIK, 2006).

Tabela 2 - Condições de qualidade da água (OD e DBO) de acordo com a classe.

Classe	Máximo DBO _{5,20}	Mínimo OD
1	3mg.L ⁻¹	6mg.L ⁻¹
2	5mg.L ⁻¹	5mg.L ⁻¹
3	10mg.L ⁻¹	4mg.L ⁻¹
4	–	2mg.L ⁻¹

Fonte: Adaptado da Resolução CONAMA 357/2005.

Ainda segunda a Resolução referida, no art. 10 parágrafo I, em relação às classes 2 e 3, os limites estabelecidos de DBO poderão ser elevados se, de acordo com o estudo de autodepuração do curso d'água, mantenham-se as condições estabelecidas de OD, mantidas nas condições de vazão de referência, salvo exceção no que tange a zona de mistura.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

O Rio Ji-Paraná, também conhecido como Rio Machado, está localizado no estado de Rondônia. Pertence à bacia do Rio Madeira e tem sua nascente localizada na chapada dos Parecis. De acordo com Krusche et al. (2005), cerca de 60% dos solos presentes na bacia do rio Ji-Paraná são solos eutróficos sendo que destes há uma presença maior dos latossolos e podzólicos.

A bacia do Rio Ji-Paraná, segundo Krusche et al. (2005), possui uma área de drenagem de 75400 km², com variação de altitude entre 600m a 75m e declividade média de cerca de 0,62 graus, apresentando uma vazão média anual de 700 m³/s. É formado pela confluência dos rios Pimenta Bueno e Comemoração, recebendo contribuições de vários cursos d'água, com 972 km de extensão e largura variando entre 150m a 500m no canal principal, já os tributários variam entre 100m e 400m.

A Figura 3 ilustra o mapa de localização da área de estudo, sendo a esquerda representada a bacia do Rio Ji-Paraná, com os rios que formam o Rio Ji-Paraná. No canto superior direito, está ilustrada a área de estudo, localizando os pontos que foram selecionados para o estudo.

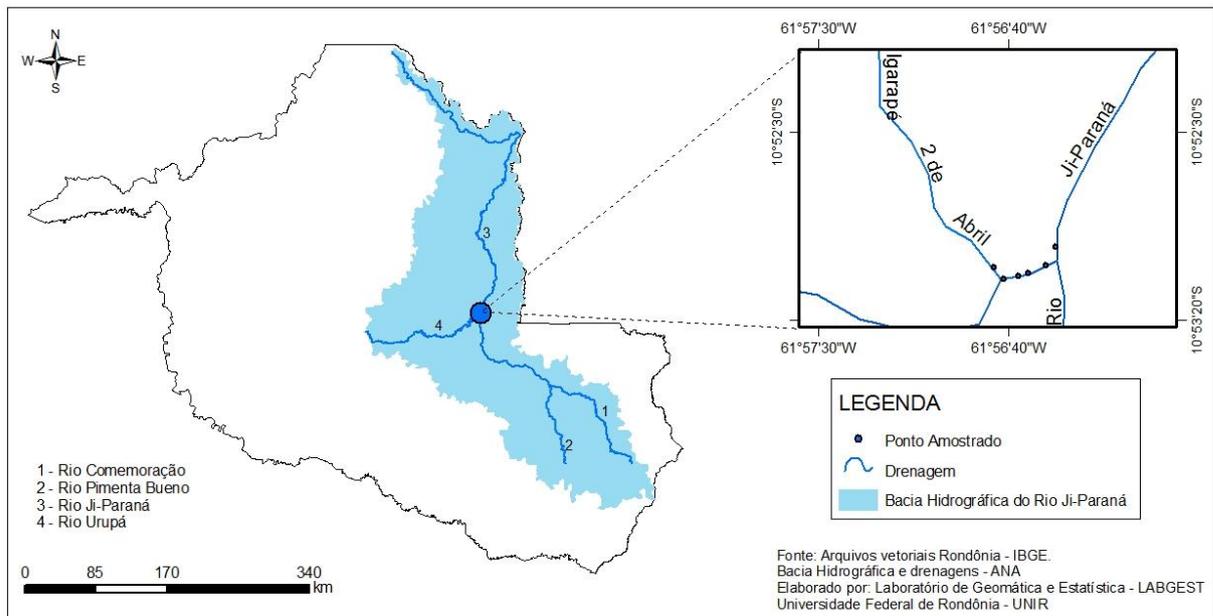


Figura 3 – Mapa de localização da área de estudo.

É importante ressaltar que as margens do rio Ji-Paraná atualmente são ocupadas por construções habitacionais, ocorrendo dessa forma a remoção das matas ciliares, que em muitos locais foi totalmente devastada. Devido à ocupação irregular dessas áreas ribeirinhas ocorre a remoção da floresta nativa, tal fato expõe o solo às ações do intemperismo, provocando o carreamento de sedimentos, ou seja, o assoreamento dos corpos hídricos.

A estação fluviométrica Ji-Paraná, utilizada para obtenção dos dados para o desenvolvimento da pesquisa, está localizada às margens do Rio Ji-Paraná, no município de Ji-paraná – RO, com o código 15560000 onde são realizadas medições do nível d'água, vazões e velocidade, a estação Ji-paraná realiza as medições FDST, onde F indica seção de régua, D indica vazão, S indica sedimento e T indica medições telemétricas. A referida estação está em funcionamento desde dezembro de 1977, sendo assim, existe uma vasta gama de dados registrados pela estação.

De acordo com Agência Nacional de Águas (ANA) (2011) a estação Ji-Paraná está compreendida nas coordenadas geográficas -10:52:25 e -61:56:8, respectivamente latitude e longitude, com altitude de 129,6m, contando com uma área de drenagem de 32800 km² operada atualmente pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM).

2.2 Variáveis do micro clima

Alguns dos fatores que interferem na concentração de oxigênio no corpo hídrico são a precipitação e a temperatura. Desta maneira analisaram-se essas variáveis através de dados

obtidos do Experimento de Grande Escala da Biosfera-Atmosfera (Programa LBA), da estação ULBRA onde as medições são realizadas de hora em hora, efetuando a média diária para os meses que foram realizados as coletas, para correlacionar esses dados com a concentração existente de OD no curso d'água.

Realizou-se uma análise sistemática dos dados fornecidos, para verificação dos dias em que houve maior volume de chuva precipitada, bem como dos períodos onde houve maior incidência de chuvas.

2.3 Aplicativo computacional utilizado para a modelagem de autodepuração

O aplicativo utilizado para a realização das simulações de autodepuração do Rio Jiparaná, foi o aplicativo computacional AD'ÁGUA 2.0. Segundo Santos et al. (2010) o aplicativo tem como objetivo proporcionar a estimativa dos parâmetros no que diz respeito à capacidade de autodepuração dos cursos d'água através de simulações utilizando para isso modelos matemáticos baseados no modelo de Streeter Phelps de 1925.

O modelo de Streeter Phelps é constituído, de forma genérica, por duas equações diferenciais ordinárias: uma modela a oxidação da parte biodegradável da matéria orgânica e outra, o fluxo de oxigênio proveniente da dinâmica da reaeração atmosférica (BEZERRA et al, 2008).

A equação geral utilizada pelo aplicativo, segundo Santos et al. (2010), é baseada no modelo de Street e Phelps para a realização do perfil de oxigênio dissolvido em função da distância, é representada pela equação 5.

$$C_t = C_s - \left[\frac{(k_1 \times L_0)}{(K_2 - k_1)} (e^{-k_1.t} - e^{-k_2.t}) + (C_s - C_0) \cdot e^{-k_2.t} \right] \quad (5)$$

Onde:

C_t = Concentração de oxigênio no tempo t (mg.L^{-1});

C_s = Concentração de saturação do oxigênio (mg.L^{-1});

C_0 = Concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg.L^{-1});

K_1 = Coeficiente da taxa de desoxigenação (dia^{-1});

K_2 = Coeficiente da taxa de reaeração (dia^{-1});

L_0 = Concentração de determinado poluente, no corpo receptor, após a mistura com o despejo (mg.L^{-1});

Ainda, segundo o autor, a equação utilizada pelo aplicativo para obtenção do valor do coeficiente de reaeração é a desenvolvida por O' Connor e Dobbins, descrita pela equação 6.

$$K_{2(20)} = 3,73 \cdot v^{0,5} \cdot H^{-1,5} \quad (6)$$

Onde:

$K_{2(20)}$ = Coeficiente de reaeração a $T = 20^\circ\text{C}$;

V = Velocidade do curso d'água;

H = Profundidade média do curso d'água.

E equação 7 utilizada para corrigir o coeficiente de reaeração para a temperatura real do curso d'água.

$$K_2 = K_{2(20)} \cdot \Theta^{(T-20)} \quad (7)$$

Onde:

K_2 = Coeficiente de reaeração corrigido;

$K_{2(20)}$ = Coeficiente de reaeração a $T = 20^\circ\text{C}$;

Θ = Coeficiente de temperatura;

T = Temperatura do curso d'água.

Para as simulações dos cenários empregando tratamento ao efluente também foi utilizado o aplicativo AD'ÁGUA 2.0, sendo selecionadas as ferramentas no aplicativo simulação com eficiência de 70% de remoção da matéria orgânica, visto que a Resolução CONAMA n° 430 de 2011, estabelece para o lançamento de efluentes, remoção mínima de DBO de 60%.

Os dados para alimentação do sistema do aplicativo AD'ÁGUA 2.0 foram obtidos através de medição *in loco* da temperatura da água e análises laboratoriais de OD e DBO. Em relação às variáveis físicas do rio, como a vazão e a profundidade média, as mesmas foram obtidas através do banco de dados da ANA, referentes à Estação Ji-Paraná, por meio da média mensal, de série histórica de 34 anos. A velocidade foi obtida através da relação vazão/área. A vazão do efluente foi obtida através de medição em campo por meio de flutuadores. E por fim a classificação do corpo d'água seguiu as normas estabelecidas pela Resolução CONAMA 357/2005.

2.4 Coletas das amostras

As coletas foram realizadas visando abranger a sazonalidade do ciclo hidrológico da região. De acordo com Gomes (2011), para a região em estudo, os períodos de cheia compreendem os meses de janeiro a março, os meses de abril a junho período de transição cheia/seca, julho a setembro o período de seca, e os meses de outubro a dezembro característico de transição seca/cheia. A tabela 3 apresenta os períodos de realização das coletas.

Tabela 3 - Data da coleta e período abrangido.

Data da coleta	Período do ciclo hidrológico
21/Setembro/2011	Seca
05/Dezembro/2011	Transição de seca para o período de cheia
07/Março/2012	Cheia

As amostras da primeira coleta (setembro/2011) foram coletadas através de frasco de plástico adaptado com uma mangueira na parte inferior, contendo um dispositivo para fechar e abrir a passagem de água pela mangueira. Em seguida as amostras foram transferidas para frascos de vidro de 65 ml com tampa, os frascos foram então identificados e armazenados.

Na segunda coleta (Dezembro/2011) e terceira coleta (Março/2011), as amostras foram coletadas em frascos de vidro de 1000ml com tampa, identificados e armazenados, utilizou-se a sonda multiparâmetro para determinação de OD *in loco* e DBO, devido à falta de um reagente indispensável na realização da determinação de oxigênio dissolvido pelo método titulométrico (Azida sódica).

Foram realizadas coletas em 6 pontos, 1 ponto no igarapé 2 de Abril considerado como ponto de lançamento de efluente no Rio Ji-Paraná, e 5 pontos distribuídos no Rio Ji-Paraná, sendo um à montante do ponto de lançamento do efluente (ponto LE) e os demais à jusante do ponto LE, com um espaçamento de aproximadamente 100m entre os pontos. Os pontos foram demarcados através do sistema de posicionamento por satélite.

Na Figura 4 visualiza-se o ponto localizado no Rio Ji-Paraná à montante do lançamento do efluente, ponto que apresenta abertura da vegetação, sendo o ponto de maior distância de construções habitacionais comparado aos demais pontos amostrados.



Figura 4 – Ilustração do ponto 1 no Rio Ji-paraná (à montante do lançamento do efluente), Ji-Paraná, Rondônia. Março de 2012.

A Figura 5 representa o ponto considerado como fonte de lançamento de efluentes (ponto LE), próximo a ponte que corta o Igarapé 2 de Abril.



Figura 5 – Ilustração do ponto de lançamento do efluente (ponto LE), Ji-Paraná, Rondônia. Março de 2012.

A Figura 6, identifica o ponto 2 no Rio Ji-Paraná, notando-se a presença de canoas utilizadas pelos ribeirinhos, ponto de fácil acesso.



Figura 6 – Ilustração do ponto 2 no Rio Ji-Paraná (à jusante do lançamento do efluente), Ji-Paraná, Rondônia. Março de 2012.

A Figura 7 ilustra o ponto 3 no Rio Ji-Paraná, ponto em que a presença de vegetação é mais visível.



Figura 7 – Ilustração do ponto 3 no Rio Ji-Paraná (à jusante do lançamento do efluente), Ji-Paraná, Rondônia. Março de 2012.

Na Figura 8, está amostrado o ponto 4 no Rio Ji-Paraná, ponto que apresenta em suas proximidades lançamento de efluentes domésticos.



Figura 8 – Ilustração do ponto 4 no Rio Ji-Paraná (à jusante do lançamento do efluente), Ji-Paraná, Rondônia. Março de 2012.

O ponto com maior presença de resíduos, devido a proximidade com habitações, (ponto 5) está ilustrado na Figura 9.



Figura 9 – Ilustração do ponto 5 no Rio Ji-Paraná (à jusante do lançamento do efluente), Ji-Paraná, Rondônia. Março de 2012.

2.5 Análises Laboratoriais

O método utilizado para a determinação de oxigênio dissolvido na primeira coleta foi o método titulométrico de Winkler descrito em APHA (1995). A equação 8, representa a equação utilizada para a obtenção da concentração de oxigênio dissolvido em mg.L^{-1} :

$$O_2 = \frac{\text{Vol. Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \times N \text{ Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \times 8000}{\text{vol. amostra} - [(\text{vol. Frasco} - 0,5)/(\text{vol. Frasco})]} \quad (8)$$

Onde:

vol. $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ (mL) = Volume (mL) do tiosulfato de sódio consumido na titulação;

$N \text{ Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ = Normalidade do tiosulfato de sódio (0,01N);

8000 = Correção para mg.L^{-1} ;

vol. amostra (mL) = Volume da amostra titulada (mL);

vol. frasco (mL) = Volume do frasco utilizado para armazenar a amostra;

vol. frasco - 0,5 = Volume do frasco - 0,5 (0,25mL de sulfato manganoso e 0,25mL de azida sódica).

No que tange a segunda e a terceira coleta, utilizou-se a sonda multiparâmetro (marca Hanna Instruments, modelo HI 9828) tanto na determinação do oxigênio dissolvido *in situ* como da DBO. Para um monitoramento ambiental que demanda séries temporais e espaciais, os instrumentos de medição direta com eletrodos (sondas) são mais empregados por possibilitar o acompanhamento contínuo da variação de OD e facilitar o manuseio dos numerosos dados (LEITE, 2004).

Para a determinação da DBO, os frascos foram mantidos na incubadora, e no quinto dia, realizou-se a medição da concentração de OD presente na amostra, a diferença entre o valor de OD inicial e final corresponde ao que foi consumido de OD pelos microorganismos presentes na amostra, ou seja, a demanda bioquímica de oxigênio.

Para a determinação do parâmetro potencial hidrogeniônico (pH) utilizou-se a sonda multiparâmetro.

As análises de nitrato e análises de coliformes totais e fecais seguiram a metodologia descrita no Standard of Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 1995).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise do micro clima

A precipitação é um fator determinante na concentração de sedimentos nos cursos d'água, pois influi diretamente na disponibilidade de nutrientes no meio aquático devido ao carreamento de partículas do solo para os rios.

Os poluentes oriundos das poluições de fontes não pontuais são carreados sobre o solo em direção à rede hidrográfica pelo escoamento que é, em geral, resultante da chuva e da irrigação em áreas agricultáveis (LIBOS et al. 2003).

A maioria dos sedimentos em microbacias florestadas é transportada pelos cursos d'água durante umas poucas chuvas de alta intensidade (RANZINI e LIMA, 2002).

Informações levantadas de precipitação através de dados do LBA (2012), referentes à estação meteorológica ULBRA, estão dispostas na Figura 10, referentes aos volumes em mm precipitados registrados para os meses em que foram realizadas as coletas.

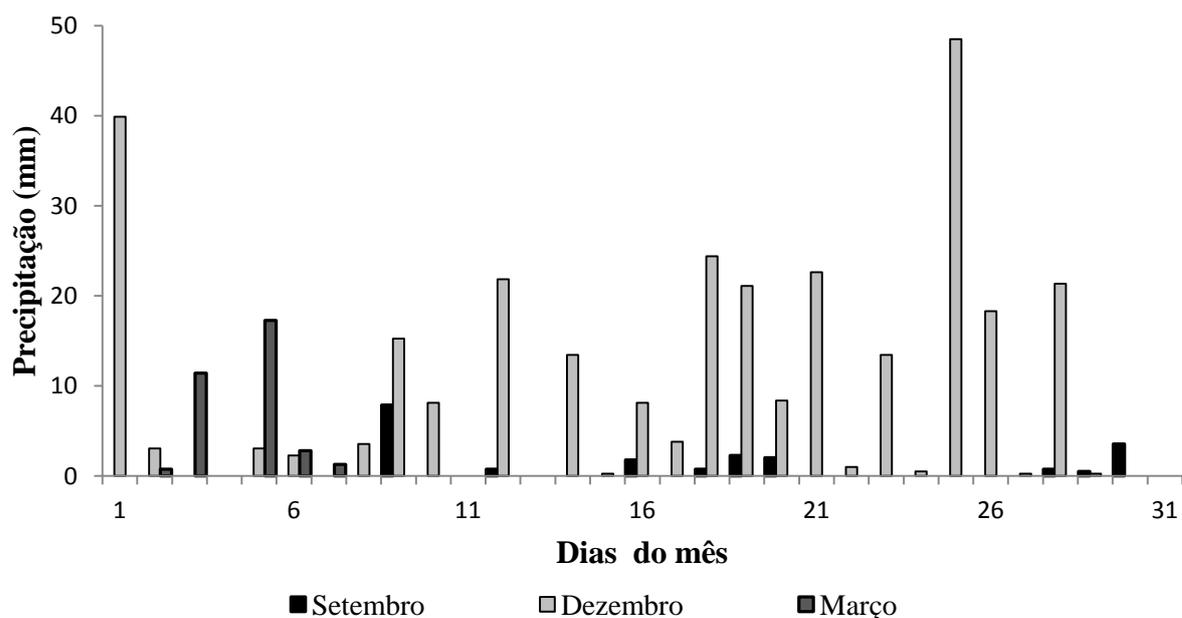


Figura 10 - Volume de chuva precipitado para os meses de coleta.

Os dados obtidos revelaram que no período de realização da primeira coleta (setembro/2011), não houve registros de chuvas, apenas na noite anterior foi registrado a ocorrência de aproximadamente 2mm de chuva, sendo que no mês referido foram registrados apenas 9 dias de incidência de chuvas, totalizando 16,55mm de chuva.

No tocante a questão da concentração de oxigênio dissolvido as precipitações podem ser tanto benéficas quanto maléficas, atuando na diluição do efluente, bem como carreando para o corpo hídrico inúmeras substâncias orgânicas e inorgânicas que podem estar presentes no solo, aumentando desta maneira a disponibilidade de nutrientes no curso d'água.

Na segunda coleta (dezembro/2011), correspondente ao período de transição seca/cheia, de acordo com os dados do LBA, o número de chuvas registradas foi maior, registrando 25 dias com incidência de chuva, havendo no dia primeiro e no dia 25 os maiores volumes precipitados, respectivamente 39,88mm e 48,52mm.

Em março de 2012, período de cheia (terceira coleta), até o dia 7 (dia da coleta), apenas dois dias não houve registros de chuvas, dias 01 e 04, no dia da coleta houve chuva apenas no fim do dia.

Para o parâmetro de temperatura atmosférica, os dados do LBA revelaram média mensal de (27°C) para o período de seca (setembro/2011), (25°C) para o período de transição seca/cheia (dezembro/2012) e (27°C) para o período de cheia, como pode ser observado na Figura 11.

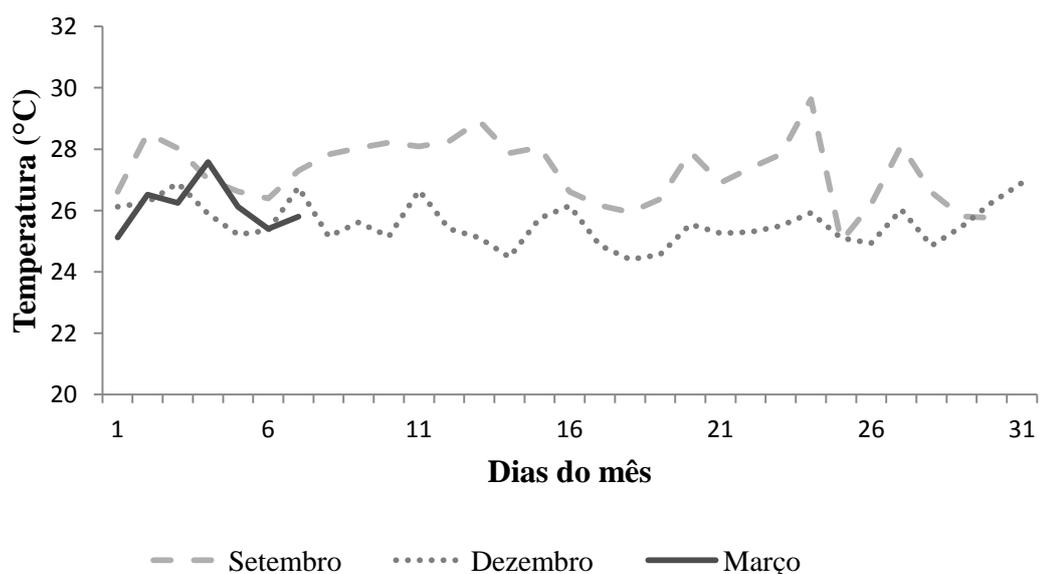


Figura 11 - Temperatura atmosférica média diária registrada para os períodos de coleta.

A temperatura é outro parâmetro que exerce influência sobre a concentração de oxigênio no meio aquático. Isto se deve ao fato de que a solubilidade de oxigênio na água diminui com o aumento da temperatura, enquanto que os processos de decomposição que consomem oxigênio se aceleram (JUNK e MELLO, 1990).

A temperatura afeta a taxa de degradação da matéria orgânica, pois o metabolismo dos organismos decompositores tende a se acelerar com o aumento da temperatura (BRAGA et al, 2005).

Desta maneira quanto maior a temperatura do corpo hídrico, menor tenderá a ser a disponibilidade de oxigênio naquele local.

Quanto maior a temperatura, mais acelerado o metabolismo e a atividade do peixe, resultando em maior consumo de oxigênio e excreção de metabólitos tóxicos como a amônia e gás carbônico e de resíduos fecais (KUBTIZA, 1998).

Em relação à temperatura do corpo hídrico a média para esse parâmetro nos pontos analisados foi de (31°C) na primeira coleta (setembro/2011) período de seca, visto que o maior valor foi registrado no ponto de lançamento de efluente (34°C), corroborando o princípio de que quanto maior a temperatura menor a concentração de oxigênio.

Na segunda coleta, período de transição de seca/cheia (dezembro/2012) a temperatura do corpo hídrico revelou-se mais amena, com média mensal de (29°C).

No período cheia a temperatura do corpo hídrico mostrou-se mais amena em relação aos demais períodos analisados, apresentando valores em torno de (27°C).

3.2 Análise quantitativa (vazão) do Rio Ji-Paraná

Por meio da análise da série de dados obtidos através da ANA referentes à estação Ji-Paraná sob o código 15560000, verificou-se a variação da vazão média mensal. A Figura 12 apresenta a vazão média mensal, resultante da média mensal da série histórica de 34 anos de dados coletados, de 1977 a 2011.

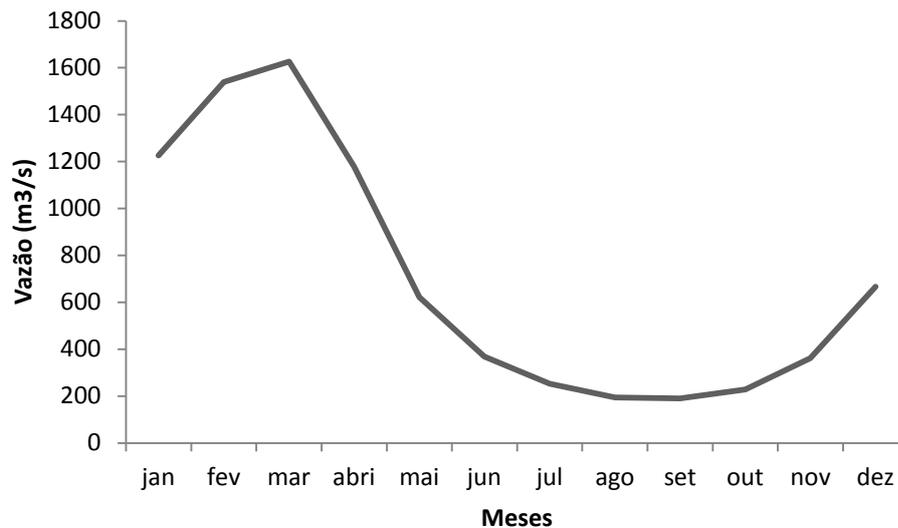


Figura 12 – Variação da vazão média mensal do período de 1977 a 2011.

Com o auxílio da Figura 12 é possível identificar os períodos de cheia e seca, devido ao aumento da vazão em decorrência do aumento das chuvas. Observando em março a ocorrência do pico da vazão média em aproximadamente $1626,09\text{m}^3/\text{s}$, bem como um aumento gradativo da vazão em meados de outubro ($228,7\text{m}^3/\text{s}$). Vale salientar também que o mês de agosto apresentou a menor vazão média, de $189,97\text{m}^3/\text{s}$.

A análise da vazão é de fundamental importância para o fenômeno da autodepuração, visto que quanto maior a turbulência, maior será a taxa de oxigênio introduzida no curso d'água através da atmosfera. Uma forma de auxiliar o processo de autodepuração é regularizar a vazão do rio, e em casos especiais elevando-lhe a turbulência (SCALIZE et al. 2004).

3.3 Análises quali-quantitativas (físico-químicas e microbiológicas) do Rio Ji-Paraná

Os resultados das análises das variáveis quali-quantitativas estão descritos nas tabelas 4, 5 e 6, para os períodos de setembro/2011, dezembro/2011 e março/2012, respectivamente.

Tabela 4 – Resultado das análises para a primeira coleta (setembro/2011).

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto (LE)*
OD _(mg.L⁻¹)	5,1	4,9	5,7	4,1	5,2	0,4
DBO _(mg.L⁻¹)	0,8	0,5	0,9	0,8	0,2	0,4
Coliformes Totais**	3200	3400	7000	33200	11300	420000
Coliformes	100	100	3900	9800	2600	20000
Fecais**						
Nitrato _(mg.L⁻¹)	0,49	0,60	0,60	0,60	0,50	2,15
pH	7,78	7,75	7,62	7,55	7,54	7,06

*Lançamento do efluente (Igarapé 2 de Abril).

** Unidade formadora de colônia - UFC

Tabela 5 – Resultado das análises para a segunda coleta (dezembro/2011).

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto (LE)*
OD _(mg.L⁻¹)	8,37	8,38	8,25	7,8	6,99	6,60
DBO _(mg.L⁻¹)	5,10	5,31	5,09	4,03	3,28	5,96
Coliformes Totais**	9700	10400	12700	12100	6900	490000
Coliformes	3700	1800	3400	3300	1700	50000
Fecais**						
Nitrato _(mg.L⁻¹)	0,89	0,41	0,96	0,95	0,93	2,33
pH	7,15	6,95	6,97	6,94	7,02	6,93

*Lançamento do efluente (Igarapé 2 de Abril).

** Unidade formadora de colônia - UFC

Tabela 6 – Resultado das análises para a terceira coleta (março/2012).

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto (LE)*
OD _(mg.L⁻¹)	4,5	4,65	4,5	5,26	4,45	3,96
DBO _(mg.L⁻¹)	1,05	1,66	1,1	1,3	1,0	1,87
Coliformes Totais**	3100	10300	8600	5000	9600	200000
Coliformes	100	100	1000	600	800	30000
Fecais**						
Nitrato _(mg.L⁻¹)	-	-	-	-	-	-
pH	7,9	7,4	7,4	7,7	7,4	7,36

*Lançamento do efluente (Igarapé 2 de Abril).

** Unidade formadora de colônia – UFC

Em relação às concentrações de OD no período considerado como seca (setembro/2011) apenas os pontos 1, 3 e 5, alcançaram o mínimo admissível, segundo a Resolução CONAMA 357/2005 para o curso d'água do Rio Ji-Paraná, onde, de acordo com o art. 42 da Resolução CONAMA 357/2005, quando não houver classificação das águas do corpo hídrico, ou seja, quando ainda não tiver sido estabelecido o enquadramento do curso d'água, este será classificado em caso de água doce, como pertencente a classe 2, sendo 5,0mg.L⁻¹ o mínimo de OD, salvo exceção quando a qualidade da água for superior, deve-se enquadrá-lo na classe que tenha um rigor maior.

No período de transição (dezembro/2011) os valores registrados de concentração de OD variaram de 6,60mg.L⁻¹ no ponto de lançamento do efluente (ponto LE) e máximo concentração encontrada no ponto 2 sendo de 8,38mg.L⁻¹, visto que a carga de matéria orgânica advinda do efluente conseqüentemente influenciou na redução de OD.

Em relação ao período de cheia (março/2012) a concentração média de oxigênio encontrado no curso d'água foi de 4,7mg.L⁻¹, ficando abaixo do mínimo recomendado para um rio de classe 2, essa concentração encontrada é considerada crítica, pois vários organismos aquáticos necessitam de concentrações superiores de OD para sobreviverem.

O baixo valor de concentração de OD foi encontrado em todos os pontos, apenas o ponto 4 esteve dentro dos padrões estabelecidos com concentração de OD de 5,26mg.L⁻¹, o que provavelmente no último ponto a jusante (ponto 5) esse valor não continuou devido

interferências, como o despejo de esgoto doméstico, reduzindo a concentração de OD para $4,45\text{mg.L}^{-1}$.

Os menores valores de OD encontrados foram no ponto de lançamento de efluentes localizado no Igarapé 2 de Abril, nos períodos de seca e período de cheia, ficando abaixo de 4mg.L^{-1} .

Yamamoto et al. (2004) realizou um estudo no lago Camaleão em Manaus/AM onde pode verificar que a concentração de OD foi menor nos períodos de enchentes, apresentando valores de $0,4\text{mg.L}^{-1}$ e nos períodos de cheia com valores de $1,2\text{mg.L}^{-1}$, sendo que os maiores valores de OD encontrados ocorreram no período da seca por volta de $3,4\text{mg.L}^{-1}$.

Oliveira e Calheiros (1998) em seu estudo realizado na bacia do alto Rio Taquari/ MS, mostraram que em algumas estações estudadas encontraram altas concentrações de OD em torno de $6,6$ a $8,2\text{mg.L}^{-1}$, para os períodos analisados sendo de vazante/seca e enchente/cheia, porém os autores ressaltam que na região do baixo Rio Taquari na área de inundação em épocas de grandes inundações a concentração de OD nessa região pode chegar a $0,0\text{mg.L}^{-1}$.

Um estudo realizado por Casagrande et al. (2006) na bacia Amazônica revela que os valores de oxigênio obtidos foram menores no período da cheia em relação ao período da seca, apresentando valores de OD de $3,6$ a $4,0\text{mg.L}^{-1}$ na cheia e $5,6\text{mg.L}^{-1}$ na seca.

Peixoto et al. (2002) em seu trabalho realizado no Rio Tocantins nos anos de 2000 à 2002 apresentou valores de oxigênio que não diferiram muito do período da seca para o período chuvoso no primeiro ano, porém os maiores valores encontrados foram no período da seca, sendo de $4,81$ a $7,89\text{mg.L}^{-1}$ de oxigênio, a variação encontrada em todo o período analisado corresponde respectivamente a chuva do segundo ano e seca do primeiro ano.

As concentrações de oxigênio encontradas por Silva et al. (2007) em seu estudo em um canal no Rio das Mortes/MT foram maiores no período da seca apresentando valores em torno de $6,87\text{mg.L}^{-1}$ de OD, comparado com o período de cheia que foi de $4,90\text{mg.L}^{-1}$.

Os baixos valores de oxigênio dissolvido (inferior à 4mg.L^{-1}) indicam um provável consumo deste gás devido ao metabolismo microbiano, que leva à depleção do oxigênio dissolvido ou ao excesso de matéria orgânica, pois essa necessita de oxigênio para se decompor (ALMEIDA et al. 2004).

As baixas concentrações de OD no período de cheia podem ser explicadas através da diminuição da incidência solar nos cursos d'água, devido à presença de sólidos carregados pela precipitação para o corpo hídrico, tornando o meio aquático turvo.

De acordo com Braga et al. (2005) a turbidez na água contribui para a diminuição da incidência luminosa no meio aquático, reduzindo a produção de oxigênio através da fotossíntese, principal responsável pela produção desse elemento no corpo hídrico.

A vida aquática depende diretamente da disponibilidade de oxigênio dissolvido na água. O oxigênio é empregado nos processos metabólicos para produção de energia de qualquer organismo vivo aeróbio e facultativo, seja na forma livre ou combinada (BRANDELERO et al. 2010).

Nas análises de coliformes totais e fecais, os maiores valores de densidade encontrados foram no período de seca, com o maior valor registrado de Unidades Formadoras de Colônias (UFC) no ponto 4, de 33200 UFC/100ml para coliformes totais, e 9800 UFC/100ml para coliformes fecais, o que evidencia o lançamento de esgoto a jusante do ponto de lançamento do efluente considerado (foz do Igarapé 2 de Abril), visto que os pontos anteriores próximos ao lançamento do efluente, obtiveram valores menores, em média 5200 UFC/100ml para coliformes totais e 2000 UFC/100ml de coliformes fecais.

Os coliformes totais (CT) estão presentes naturalmente nos solos e sua inserção nos mananciais de água indica o carreamento de material particulado para os mesmos. (NUNES, 2011). Já os coliformes fecais são indicadores de contaminação, do qual a interpretação de sua presença indicaria a introdução de matéria de origem fecal (humana ou animal) na água e, portanto, o risco potencial da presença de organismos patogênicos (SILVA, 2008).

Segundo a Resolução CONAMA 357/2005 no que se refere aos coliformes termotolerantes para a classe 2, o valor resultado não deverá ser superior a 1000 em 100ml em pelo menos 80% de no mínimo 6 amostras coletadas em um ano realizando coletas bimestrais.

Os coliformes termotolerantes, comumente chamados de coliformes fecais, é um subgrupo dos coliformes totais (SANTOS et al. 2011).

Apenas 40% das amostras coletados no Rio Ji-Paraná para o período de seca atenderam aos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para coliformes termotolerantes (tabela 4), sendo nos pontos 1 e 2, apresentando 100 UFC/100ml cada.

No período de transição de seca/cheia todos os pontos amostrados ficaram acima do estabelecido pela Resolução (tabela 5), para a análise de coliformes termotolerantes.

O período de cheia destacou-se como o período que apresentou os melhores resultados para esse parâmetro (tabela 6) com 100% das amostras apresentando valores de no máximo 1000 UFC/100ml atendendo de forma satisfatória a legislação.

O período de cheia foi identificado como o mais homogêneo para o parâmetro coliformes totais, ou seja, o número de UFC do grupo coliformes totais reduziu-se à medida

que se distanciava do ponto de lançamento do efluente (ponto LE), havendo um acréscimo apenas no ponto 5, sendo o ponto a montante do lançamento do efluente (ponto 1) o que obteve o menor número, 3100 UFC/100ml, o primeiro ponto a jusante do lançamento de efluentes (ponto 2) registrando 10300 UFC/100ml, passando para 8600 UFC/100ml (ponto 3), 5000 UFC/100ml (ponto 4) e no último ponto a jusante (ponto 5) 9600 UFC/100ml, o que evidencia a contaminação através do lançamento do efluente.

O resultado apresentado merece preocupação, uma vez que esses organismos aumentam a probabilidade de encontrar outros organismos patogênicos, passíveis de causar doenças.

Em relação às análises de nitrato, os maiores valores encontrados para os períodos analisados foram para o período de transição (dezembro/2011), podendo ser atribuído ao aumento no índice de chuvas, fator responsável pela lixiviação de materiais para o corpo hídrico, podendo desta forma carrear a matéria orgânica para o rio e aumentar a concentração de nitrato.

Segundo a Resolução CONAMA 357/2005 o valor máximo de nitrato aceitável para águas de classe 2 é de $10,0\text{mg.L}^{-1}$ de nitrato. Este valor não foi atingido, sendo que o maior valor encontrado foi no ponto de lançamento de efluentes (ponto LE), Igarapé 2 de Abril, atingindo um valor de $2,15\text{mg.L}^{-1}$ e $2,33\text{mg.L}^{-1}$ de nitrato, respectivamente para o período de seca e de transição, para o período de cheia esse parâmetro não foi analisado devido problemas analíticos.

As concentrações de nitrato nos pontos localizados no Rio Ji-Paraná (pontos 1 ao 5), ficaram bem abaixo dos valores encontrados no ponto de lançamento do efluente (ponto LE), apresentando valores médios de $0,56\text{mg.L}^{-1}$ de nitrato para o período de seca e $0,83\text{mg.L}^{-1}$ de nitrato para o período de transição.

Nunes (2011) realizou um estudo no rio Urupá localizado em Ji-Paraná/RO, encontrando valores médios de nitrato de $0,81\text{mg.L}^{-1}$ na estação chuvosa e $1,29\text{mg.L}^{-1}$ para a estação seca.

Este íon geralmente ocorre em baixos teores nas águas superficiais, mas pode atingir altas concentrações em águas profundas (FREITAS et al. 2001).

O nitrato é o produto final da estabilização aeróbia do nitrogênio orgânico, indicando contaminação antiga por efluentes domésticos, industriais além do uso de fertilizantes nitrogenados na agricultura (SILVA e ARAUJO, 2003). Indicando o fim do processo de nitrificação, assim a quantidade de oxigênio requerida por este processo irá diminuir, e

consequentemente o consumo de oxigênio por parte das bactérias responsáveis pelo processo será reduzido.

Em relação ao Potencial Hidrogeniônico (pH), os menores valores registrados para esse parâmetro foram no período de transição, com valores em torno de 7,0 evidenciando um pH neutro, nos demais períodos a média dos pontos registrada foi de 7,5, evidenciando uma leve alcalinidade. Para este parâmetro quase não houve variação de um ponto a outro, mesmo no ponto a montante do lançamento do efluente. Porém nos períodos de transição e chuvoso os maiores valores de pH foram registrados no ponto a montante do lançamento do efluente (ponto 1).

3.4 Simulações da autodepuração do Rio Ji-Paraná

Na Figura 13 está apresentada a simulação de autodepuração referente ao período de seca, no que tange a concentração de OD em relação à distância.

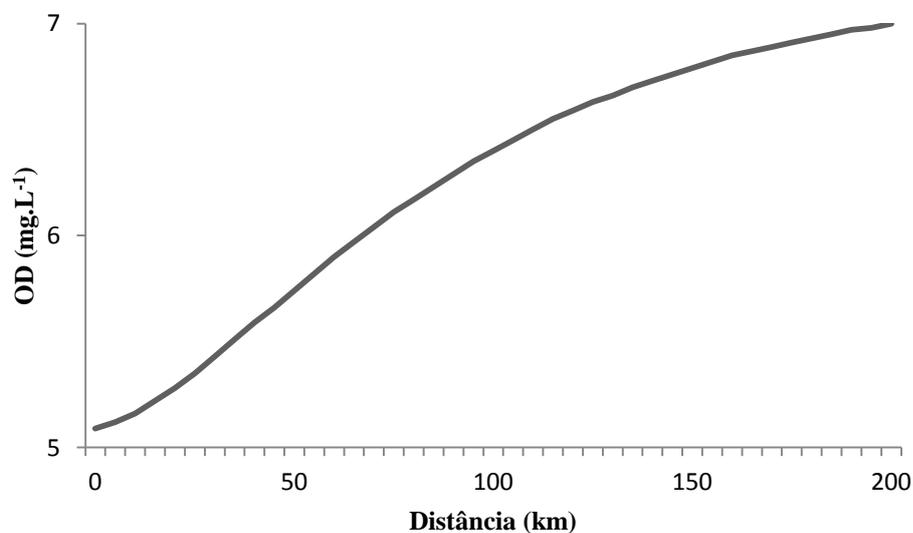


Figura 13 - Simulação da concentração de OD em função da distância para período de seca.

Observa-se que ocorre um aumento gradativo da concentração de OD, em função das características naturais do curso d'água, como por exemplo, o coeficiente de reaeração (k_2) do Rio Ji-Paraná para o período de seca, responsável pela introdução de oxigênio na interface água/ar, determinado através das equações (6) e (7) apresentando valor de $0,30 \text{ dia}^{-1}$.

O processo de troca de oxigênio entre a atmosfera e o corpo d'água é chamado de reaeração ou reoxigenação. A reoxigenação é a absorção física do oxigênio da atmosfera pela água em movimento (SIQUEIRA e CUNHA, 1997).

Vale salientar que o aumento gradativo da concentração de OD no decorrer do tempo, caracteriza a zona de recuperação, haja vista que devido a DBO da água do rio ser baixa ($0,8\text{mg.L}^{-1}$) e a DBO do efluente ser de $0,4\text{mg.L}^{-1}$, ocorre o consumo total do OD existente na amostra, e através do coeficiente de reaeração, origina uma curva ascendente de oxigênio, em função do consumo de OD ser baixo comparado a introdução de oxigênio, havendo desta maneira um saldo positivo de oxigênio no corpo hídrico.

Valente et al. (1997) em seu trabalho realizado no Ribeirão Lavapés localizado em Botucatu/São Paulo verificou que a zona de recuperação se iniciava em local com grandes declives e presenças de cachoeiras, ressaltando ainda pelo autor que esse fator foi decisivo na introdução de OD pois facilita a aeração.

No Rio Ji-Paraná no trecho estudado não há presença de cachoeiras, porém observa-se a presença de pedras, o que auxilia na aeração, devido provocar movimento turbulento na água.

Os valores de OD encontrados nas análises dos pontos a jusante do lançamento do efluente (pontos 2 ao 5) corroboram com o perfil de OD apresentado pela simulação, havendo nos primeiros pontos uma leve variação, visto que foi detectado pontos de lançamento de esgoto doméstico próximos de alguns pontos, contribuindo para a redução de OD no meio aquático, como no terceiro ponto a jusante (ponto 4), apresentando $4,1\text{mg.L}^{-1}$ de OD.

Ao fim da simulação, realizada para um distância de 200 km a concentração de oxigênio se encontra em $7,0\text{mg.L}^{-1}$, seguindo a tendência em aumentar a concentração conforme aumenta a distância, caso não receba mais efluentes.

Essa concentração de OD, $7,0\text{mg.L}^{-1}$, também foi encontrada por Mayer et al. (1998) no Rio Bodocongó na Paraíba, para o período de estiagem no último ponto analisado, abrangendo 48 km de extensão do rio que foi estudado.

Segundo um estudo realizado por Silva et al. (2008) no Rio Purus no Amazonas, encontrou em períodos chuvosos e de estiagem em 25% das amostras analisadas concentrações de OD inferiores a 5mg.L^{-1} , salientado pelo autor que não houve um relação que fosse significativa no que diz respeito as chuvas e a concentração de OD.

Simulando-se a atribuição de um tratamento primário ao efluente em questão, considerando uma eficiência de 70%, representado pela Figura 14, verifica-se que não ocorre uma variação significativa em relação à simulação sem tratamento, isso se deve ao fato de já

estar ocorrendo um aumento gradativo de OD sem tratamento, ou seja, neste caso o tratamento do efluente, na quantidade e com a qualidade em questão, não interfere nos resultados finais do processo de autodepuração.

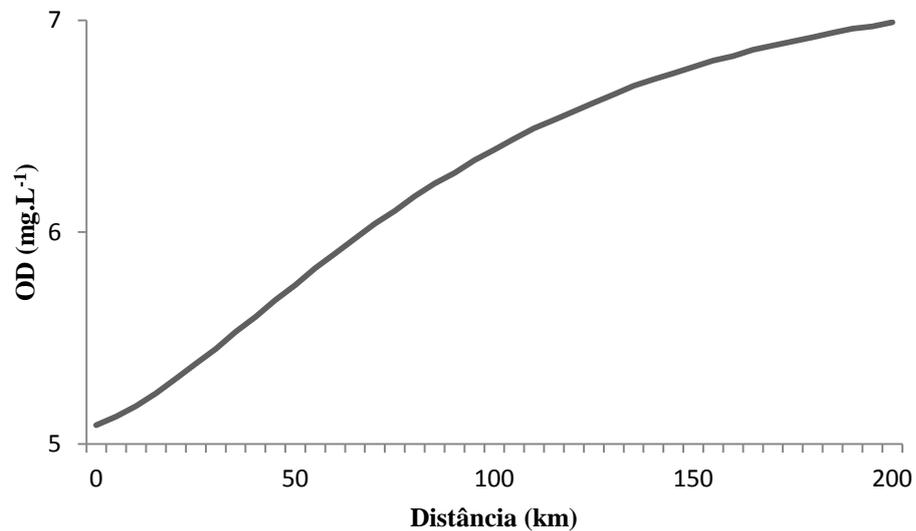


Figura 14 - Simulação de eficiência de 70% de remoção da DBO do efluente para período de seca.

É interessante analisar, que no período considerado de seca, os resultados demonstraram que as condições consideradas ideais no que se refere à concentração de OD, foram mantidas, devido à capacidade de autodepuração revelada pelo Rio Ji-Paraná.

A Figura 15 apresenta a simulação da concentração de OD em função do espaço para o período considerado de transição da seca para o período de cheia.

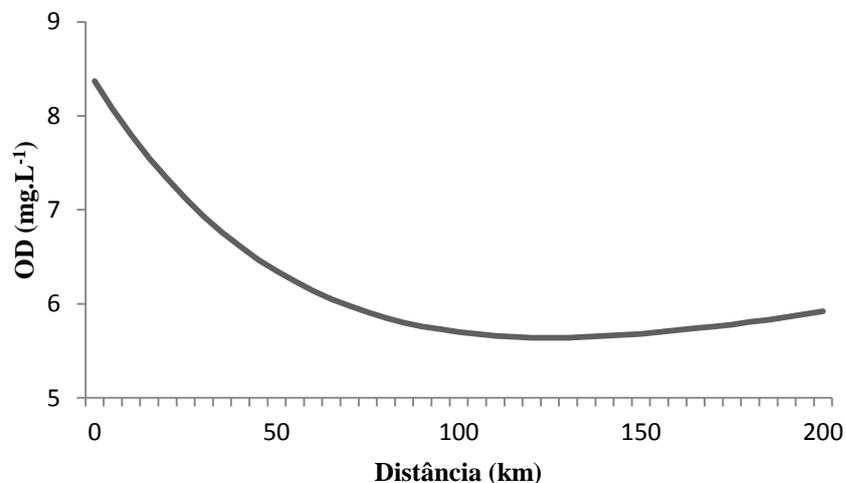


Figura 15 – Simulação da concentração de OD em função da distância para período de transição de seca para cheia.

Através da simulação apresentada na Figura 15, pode-se verificar que a concentração crítica de oxigênio dissolvido é de $5,64\text{mg.L}^{-1}$, ocorrendo a uma distância de 125,43 Km do ponto de lançamento do efluente, levando um tempo para sua ocorrência de 2,10 dias.

Nunes (2008) em seu estudo de autodepuração do Rio Turvo Minas Gerais utilizando como fonte de lançamento de efluentes o córrego Grama, encontrou um tempo crítico de 3,24 dias, maior do que o encontrado para o Rio Ji-Paraná, assim verificou-se que o Rio Ji-Paraná se recuperou mais rapidamente comparado com o Rio Turvo.

Por meio dos resultados obtidos pode-se observar que no período considerado como período de transição da estação seca para o período de cheia a concentração de oxigênio dissolvido no corpo hídrico não chegou a alcançar a concentração mínima admissível para um curso d'água classe 2, que é de $5,0\text{mg.L}^{-1}$, porém chegou a um valor bem próximo, de $5,64\text{mg.L}^{-1}$, indicando sua vulnerabilidade.

É possível identificar através do perfil apresentado na simulação do período de transição seca/cheia que a zona de degradação ocorre aproximadamente até a distância de 90 km, após, temos a zona de decomposição ativa, até o início da zona de recuperação.

Aproximadamente por volta dos 135 km de distância do ponto de lançamento do efluente (ponto LE), o curso d'água começa a restabelecer suas características naturais, ou seja, a concentração de OD começa a aumentar, verificando a zona de recuperação.

A zona de recuperação no estudo realizado por Sardinha (2008) no Ribeirão do Meio na cidade de Leme/São Paulo, foi detectada aos 15 km após o ponto de lançamento do efluente.

Scalize et al. (2004) encontrou para o Ribeirão das Cruzes o início da zona de recuperação a partir dos 5 km a jusante do ponto de lançamento de efluentes da estação de tratamento de esgoto de Araraquara, bem mais próximo ao início do restabelecimento das características naturais do Ribeirão referido comparado ao Rio Ji-Paraná.

Franco et al. (2006) identifica em seu trabalho no córrego Três Barras, em Marinópolis/São Paulo, que a autodepuração ocorre à 30m do local de lançamento do efluente da estação de tratamento de esgoto da Sabesp, porém, o autor destaca que para a especificação de uma distância segura, necessitariam de análises mais precisas.

O coeficiente de reaeração obtido para o Rio Ji-Paraná no período de transição foi de $0,50\text{dia}^{-1}$, valor superior ao obtido no período da seca, desta maneira a introdução de oxigênio no corpo hídrico foi maior nesse período, contribuindo para os altos valores de oxigênio encontrados.

A Figura 16 apresenta a simulação da concentração do OD em função da distância supondo que haja tratamento do efluente com uma eficiência de 70% de remoção da matéria orgânica.

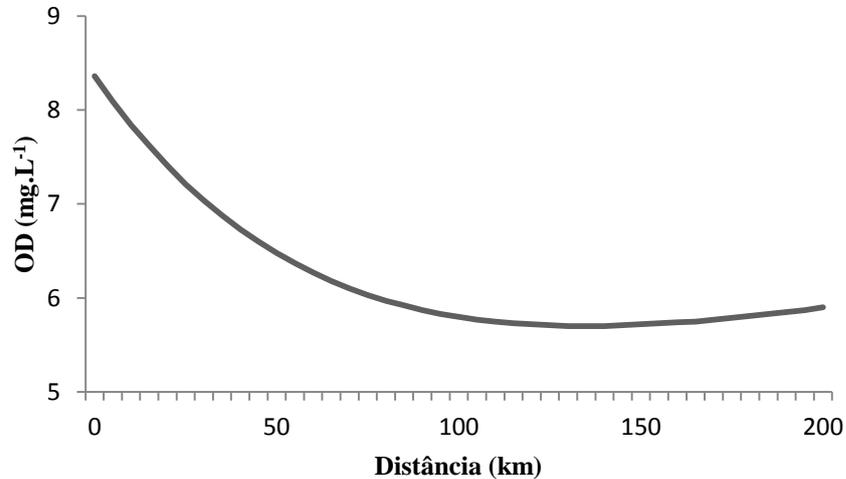


Figura 16 – Simulação de eficiência de 70% de remoção da DBO do efluente para período de transição de seca para cheia.

A simulação revelou que mesmo com tratamento do efluente de 70% de eficiência, a concentração de OD crítica não diferiu muito da concentração crítica de OD sem tratamento, apresentando um valor de $5,70\text{mg.L}^{-1}$, porém a distância que ocorreu essa concentração crítica foi de 134,74 km, postergando no que tange à questão espacial o restabelecimento das características naturais do curso d'água em 9,31 km, passando o tempo crítico para 2,26 dias. Vale salientar que devido a menor carga de matéria orgânica lançada no corpo hídrico, possivelmente propiciou-se uma desaceleração da atividade microbiana comparada com a situação anterior ao tratamento, fazendo com que o consumo de OD ocorresse mais lentamente.

Desta maneira, a definição da eficiência requerida no tratamento do efluente dependerá do uso a ser atribuído ao corpo hídrico no decorrer de seu percurso, desde que respeitado o limite mínimo estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011.

A simulação realizada para o período de cheia demonstrou similaridade com o período de seca, como pode ser observado na Figura 17.

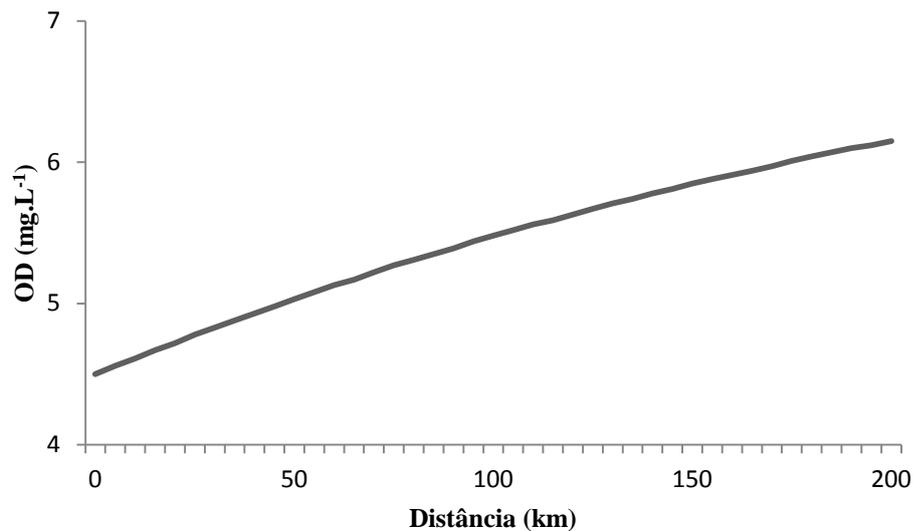


Figura 17 - Simulação da concentração de OD em função da distância para período de cheia.

A simulação revela que no período de cheia, assim como no período de seca, ocorreu um aumento gradativo de oxigênio no curso d'água, este, porém apresenta um perfil mais retilíneo.

O mínimo de OD requerido pela Resolução CONAMA 357/2005, de 5mg.L^{-1} , só é alcançado por volta de 50 km de distância do ponto de lançamento do efluente (ponto LE), sendo que no início da simulação a concentração de OD foi de $4,5\text{mg.L}^{-1}$.

Teles e Silveira (2006) revelaram que no estudo desenvolvido no Ribeirão Preto/SP, o mínimo de OD, ou seja, onde se inicia a zona de recuperação do rio, ocorre aos 187,5 km, atingindo anteriormente um nível nulo de oxigênio.

Os valores de OD obtidos nos pontos a jusante do lançamento corroboram com o perfil da simulação, apresentando valores em torno de 4 a 5mg.L^{-1} de oxigênio.

Esses valores baixos de OD foram encontrados por Bezerra et al. (2008) em sua pesquisa sobre autodepuração utilizando dados disponíveis do Rio Salgado, em Juazeiro do Norte no Ceará, por volta dos 36 km à jusante do ponto de lançamento do efluente.

Desta forma, há uma limitação para esse período analisado, da presença de organismos, pois o OD torna-se um fator limitante para sua existência, havendo uma seleção por parte do meio dos organismos que se desenvolverão naquele local.

Esse déficit na concentração de OD pode ser decorrente de vários fatores, como por exemplo, uma descarga de efluente à montante do ponto analisado, que tenha contribuído para esse déficit ou mesmo uma descarga momentos antes da coleta das amostras para análise, dentre outras fontes cabíveis.

Ademais, durante a estabilização aeróbica da matéria orgânica, as bactérias decompositoras fazem uso do oxigênio em seus processos respiratórios, podendo diminuir sua presença no meio (PEREIRA, 2004).

No que tange a introdução de OD no meio aquático, para o período de cheia ocorreu um coeficiente de reaeração com valor mais elevado comparado aos outros períodos analisados, sendo este no período de cheia de $0,75 \text{ dia}^{-1}$, auxiliando o curso d'água a restabelecer as condições adequadas de oxigênio, e atender aos padrões estabelecidos pelo CONAMA 357/2005, visto que foram registradas concentrações de oxigênio abaixo no admissível, mas devido ao coeficiente de reaeração, as condições mínimas estabelecidas foram alcançadas.

Giansante (1997) encontrou valores de K_2 para o Ribeirão Jacaré, localizado em Itatiba/São Paulo, próximo ao encontrado no Rio Ji-Paraná, sendo de 1 dia^{-1} , ressaltando que devido a esse valor do coeficiente de reaeração, os níveis de OD não são menores no Ribeirão.

Outro elemento interessante remete à concentração de OD no final da simulação, ou seja, aos 200 km de distância, revelando um valor de OD de $6,15 \text{ mg.L}^{-1}$, valor inferior ao encontrado na simulação do período de seca, de $7,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

Na Figura 18 estão expostos os resultados da simulação para o período de cheia empregando tratamento com 70% de eficiência.

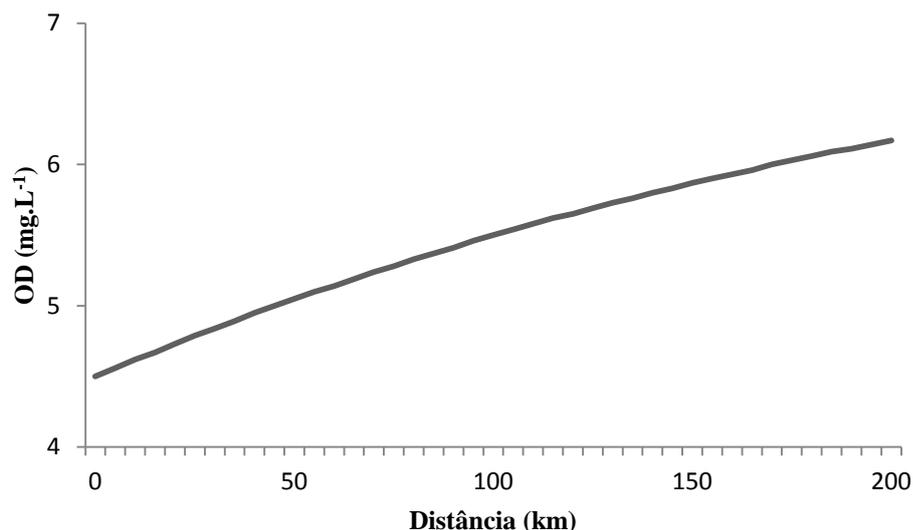


Figura 18 – Simulação de eficiência de 70% de remoção da DBO do efluente para período de cheia.

Nota-se que como o aplicativo gerou valores de concentração de OD muito parecidos na simulação com e sem tratamento, devido à esse fator não foi observado diferença na

capacidade de autodepuração do Rio Ji-Paraná, o perfil é praticamente o mesmo, vale ressaltar que um elemento que diferencia as duas simulações (com e sem tratamento) diz respeito à concentração de oxigênio no final da simulação, sendo a concentração sem tratamento de $6,15\text{mg.L}^{-1}$ e com tratamento, de $6,17\text{mg.L}^{-1}$, indicando uma diferença $0,02\text{mg.L}^{-1}$ de OD a mais caso ocorresse tratamento, sendo pouco expressiva essa divergência.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante dos resultados encontrados foi possível estabelecer de forma satisfatória os perfis de autodepuração para o Rio Ji-Paraná nos períodos e trechos analisados, apresentando-se curvas ascendentes de concentração de OD nos períodos de seca e de cheia, e no período de transição de seca/cheia, identificando-se todas as zonas de autodepuração, perfil mais comumente encontrado.

Os resultados obtidos para o período da seca demonstraram que os níveis de oxigênio nos pontos 1, 3 e 5 satisfizeram os padrões estabelecidos pela legislação CONAMA 357/2005, apesar de ficarem bem próximos ao mínimo requerido, apresentando concentração de OD de $5,1\text{mg.L}^{-1}$ no ponto 1.

O período de transição apresentou-se com as melhores condições ao meio aquático em relação à concentração de OD, registrando os maiores valores para esse parâmetro, sendo de $8,38\text{mg.L}^{-1}$ de oxigênio no ponto 2.

Em relação ao período de cheia, este foi o que apresentou as piores condições de concentração de oxigênio, sendo extremamente crítico no que tange as concentrações de OD presentes no curso d'água, sendo inferior ao mínimo admissível de $5,0\text{mg.L}^{-1}$ segundo a Resolução CONAMA 357/2005, e portanto não atendendo aos padrões requisitados.

Tal fato é considerado maléfico no desenvolvimento de várias espécies que necessitam de concentrações superiores às encontradas, tornando-se fator limitante para a sobrevivência destas.

Desta maneira, pode-se verificar que nos períodos de seca as concentrações de OD no corpo hídrico foram superiores as do período de cheia, corroborando resultados encontrados por autores como Silva et al. (2007).

Os coeficientes de reaeração encontrados para os períodos estudados foram respectivamente de $0,30 \text{ dia}^{-1}$ (seca), $0,50 \text{ dia}^{-1}$ (transição de seca/cheia) e $0,75 \text{ dia}^{-1}$ (cheia), visto que o coeficiente varia em função da velocidade do curso d'água e da profundidade média, este aumenta conforme aumenta o volume de água, ou seja, com os maiores valores registrados nos períodos de cheia.

Devido ao maior coeficiente de reaeração no período de cheia, foi onde houve maior introdução de oxigênio através da interface entre água/ar, sendo de fundamental importância para que o curso d'água conseguisse restabelecer as condições adequadas de oxigênio.

Assim o período de cheia apesar de revelar concentrações de oxigênio abaixo do mínimo, mostrou-se com o maior potencial de restabelecimento comparado aos demais períodos analisados, indicando uma maior capacidade de autodepuração do curso d'água.

Vale ressaltar que os valores do coeficiente de reaeração são muito sensíveis à variações, sendo uma estimativa, haja vista que os diversos métodos de sua obtenção são onerosos, e precisar-se-ia de desenvolver novas pesquisas para afirmar com precisão o valor do coeficiente para cada período, visto que existem poucos dados disponíveis.

Outro fator responsável pelas baixas concentrações de OD no período de cheia refere-se à fotossíntese, visto que é o mecanismo responsável pela maior parte da produção de OD no corpo hídrico, e nos períodos de cheia, a incidência solar diminui devido o período chuvoso, assim a fonte de energia para a realização da fotossíntese é reduzida e conseqüentemente a produção de oxigênio através desse mecanismo diminui.

No que se refere às simulações com tratamento, foi possível observar que, com aplicação de tratamento ao efluente, os resultados não divergiram muito das simulações com efluente *in natura*, no que diz respeito a concentração de OD, sendo o principal ponto diferencial a questão espacial, haja vista que com o tratamento as concentrações críticas de OD ocorrem à distâncias maiores do ponto de lançamento do efluente, provavelmente em decorrência da desaceleração da atividade microbiana como exposto por Santos et al. (2010), devido à menor carga de matéria orgânica lançada no corpo hídrico, assim com o processo mais lento, o consumo de oxigênio também ocorre lentamente, e seu déficit é postergado.

A chuva revelou-se um elemento significativo na questão de disponibilidade de oxigênio no meio aquático, visto que no período de cheia a maior taxa de precipitação pode ter sido responsável pelos baixos índices de OD, através da lixiviação de matéria orgânica e outras substâncias para o corpo hídrico, aumentando a disponibilidade de nutrientes e consequentemente reduzindo a disponibilidade de oxigênio no rio.

Diante dos dados obtidos, verificou-se que, apesar de no período de cheia o Rio Ji-Paraná apresentar valores de OD abaixo dos padrões estabelecidos pela legislação, o rio mostrou-se capaz de depurar o efluente recebido através do Igarapé 2 de Abril, visto que ao final de todas as simulações, os índices de OD foram restabelecidos, atingido os valores mínimos requeridos, de 5mg.L^{-1} .

Salienta-se a necessidade de preservação das margens do Rio Ji-Paraná para retenção de materiais contaminantes, bem como para evitar assoreamento e erosão das margens. Além do mais, são necessários investimentos em saneamento básico e conscientização ambiental, pois o lançamento de efluentes no Rio leva à deterioração da qualidade da água, reduzindo os diversos usos aos quais poderia ser destinado o corpo hídrico e prejudicando a proliferação/manutenção de espécies aquáticas que necessitam de níveis de qualidade da água superior para se desenvolverem.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. M. A. A.; HUSSAR, G. J.; PERES, M. R.; FERRIANI JR, A. L. Qualidade microbiológica do córrego “Ribeirão dos Porcos” no município de Espírito Santo do Pinhal – SP. **Engenharia Ambiental**, v. 1, n. 1, p. 51-56, 2004.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington: APHA, 1995.

ANA. **Agência Nacional de Águas**. Banco de dados hidroweb: sistemas de informações hidrológicas. Disponível em: <<http://hidroweb.ana.gov.br/>> Acesso em: agosto de 2011.

ANDRADE, L. N. Autodepuração dos corpos d’água. **Revista da Biologia**, v. 5, p. 16-19, 2010.

ANDREAE, M.O.; ROSENFELD, D.; ARTAXO, P.; COSTA, A. A.; FRANK, G. P.; LONGO, K.M.; Silva-Dias, M.A.F. "Smoking rain clouds over the Amazon". **Science**, v. 303, n. 5662, p. 1337-1342, 2004.

ANDREOLI, C. V.; BONNET, B. R. P.; LARA, A. I.; WOLTER, F. R. **Proposição de plano de monitoramento da reciclagem agrícola do lodo de esgoto do Estado do Paraná**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais**. Foz do Iguaçu: ABES, 1997.

BÁRBARA, V. F.; CUNHA, A. C.; SIQUEIRA, E. Q. **Análise da qualidade das águas do Rio Araguari (AP) utilizando o sistema de modelagem QUAL2E**. In: CONGRESSO DE

PESQUISA, ENSINO E EXTENSÃO DA UFG - CONPEEX, 2., 2005, Goiânia. **Anais eletrônicos do XIII Seminário de Iniciação Científica** [CD-ROM], Goiânia: UFG, 2005.

BEZERRA, I. S. O.; MENDONÇA, L. A. R.; FRICKORN, H. Autodepuração de cursos d'água: um programa de modelagem Streeter-Phelps com calibração automática e correção de anaerobiose. **REM: Revista Escola de Minas**, v. 61, n. 2, p. 249-255, 2008.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à Engenharia Ambiental: Desenvolvimento Sustentável**, 2. ed. São Paulo: Person Prentice Hall, 2005.

BRANDELERO, S. M.; SIQUEIRA, E. Q.; LIMA, A. C. B. Desoxigenação em água superficial de ambiente lótico. **Revista Ambiente e Água**, v. 5, n. 1, p. 163-171, 2010.

BRASIL. **Lei Nº 980/2000, de 10 de maio de 2000. Introduz modificações na Lei Municipal nº 129, de 1º de setembro de 1987, dando outras providências.** Disponível em: <<http://www.ji-parana.ro.gov.br/>>. Acesso em: 03 dez. 2011.

CASAGRANDE, C. A.; MOURA, J. M. S.; TOLEDO, A. M. A.; ANTUNES, P. M.; LUCAS, A. A. T.; PINAZZA, E.; COGO, M.; MARTINELLI, L. A. Efeitos naturais e antrópicos nas alterações dos teores de oxigênio dissolvido: uma comparação entre as bacias do Rio Amazonas e Piracicaba. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, p. 221-231, 2006.

CONAMA. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Relator: Marina Silva. Diário Oficial da União, Brasília, 18 de março de 2005.

CONAMA. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Relator: Izabella Teixeira. Diário Oficial da União, Brasília, 16 de maio de 2011.

CONTE, M. L. **Avaliação de recursos hídricos: Rio Pardo, um exemplo.** São Paulo: UNESP, 2001.

COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Aplicação do modelo de autodepuração para avaliação da qualidade da água do Ribeirão do Ouro, Araraquara – SP. **Revista UNIARA**, v. 13, n. 1, p. 49-62, 2010.

COSTA, L. L.; LIMA, A. K. V. O.; PEREIRA, F. C. Impactos ambientais dos efluentes das lagoas de estabilização em Campina Grande – Paraíba. **Qualit@s Revista Eletrônica**, v. 8, n. 1, 2009.

COSTA, O. S.; SIQUEIRA, E. Q. **Efeito da umidade na transferência de oxigênio na interface ar-água**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 1998, Lima. **Anais**. Lima: AIDIS, 1998.

E. VON SPERLING. Afinal, Quanta Água Temos no Planeta? **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 11, n. 4, p. 189-199, 2006.

FARIA, D. S. **Capacidade de Autodepuração do ribeirão Anicuns/GO um estudo de caso**. Originalmente apresentado como Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Católica de Goiás, 2008.

FERREIRA, C.M. A importância da água e sua utilização em ranários comerciais. **Panorama da Aqüicultura**, v. 13, n. 79, p. 15-17, 2003.

FERREIRA, E. S. **Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e denitrificação biológica**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Rio Grande do Sul. **Anais**. Rio Grande do Sul: ABES, 2000.

FILHO, D. A; CASTRO, D. G. N. **Influência das fossas sépticas na contaminação do manancial subterrâneo por nitratos e os riscos para os que optam pelo autoabastecimento como alternativas dos sistemas públicos de distribuição de água**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. **Anais**. Campo Grande: ABES, 2005.

FILHO, J. D.; SANTOS, D. C. G. **Avaliação da qualidade da água do Rio Poxim, no entorno da captação do deso, na grande Aracaju – Sergipe – Brasil**. In: SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6., 2002, Vitória. **Anais**. Vitória: ABES, 2002.

FREITAS, M. B; BRILHANTE, O. M.; ALMEIDA, L. M.; Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 17, n. 3, p. 651-660, 2001.

FREITAS, M; CASTRO Jr, W. E. O Ciclo hidrológico; Amazônia-homem-mundo. **T&C Amazônia**. Ano IV, n. 9, p. 59-70, 2006.

FRANCO, R. A. M.; VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T. **Avaliação biológica da qualidade da água para irrigação do córrego Três Barras, Marinópolis, SP**. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM, 16., 2006, Goiânia. **Anais**. Goiânia: CONIRD, 2006.

GARCIA, R. L. **Simulação da qualidade da água em regime não-permanente**. Originalmente apresentado como Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1997.

GIANSANTE, A. E. **Avaliação da capacidade de autodepuração do Ribeirão Jacaré – Itatiba - SP**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais**. Foz do Iguaçu: ABES, 1997.

GOMES, J. B. **Conversão de florestas tropicais em sistemas pecuários na Amazônia: quais são as implicações no microclima da região?** Originalmente apresentado como Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Rondônia, 2011.

JANZEN, J. G.; SCHULZ, H. E.; LAMON, A. W. Medidas da concentração de oxigênio dissolvido na superfície da água. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 278-283, 2008.

JARDIM, W. F.; CANELA, M. C. **Fundamentos da oxidação química no tratamento de efluentes e remediação de solos**. Caderno Temático, v. 1, 10p, 2004.

JUNK, W. J.; MELLO, J. A. S. N. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na Bacia Amazônica Brasileira. **Estudos Avançados**, v. 4, n. 8, p. 126-143, 1990.

KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V. R.; VICTORIA, R. L.; BERNARDES, M. C.; LEITE, N. K.; HANADA, L.; VICTORIA, D. C.; TOLEDO, A. M.; Jean Pierre OMETTO, J. P.; MOREIRA, M. Z.; GOMES, B. M.; BOLSON, M. A.; NETO, S. G.; BONELLI, N.; DEEGAN, L.; NEILL, C.; THOMAS, S.; AUFDENKAMPE, A. K.; RICHEY, J. E. Efeitos das mudanças do uso da terra na biogeoquímica dos corpos d'água da bacia do rio Ji-Paraná, Rondônia. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 2, p. 197-205, 2005.

KNAPIK, H. G. **Modelagem da qualidade da água na Bacia do Alto Iguaçu: monitoramento e calibração**. Originalmente apresentado como Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal do Paraná, 2006.

KUBITZA, F. Qualidade da água na produção de peixes – parte III (final). **Panorama da AQUICULTURA**, v. 8, n. 47, p. 35-43, 1998.

LATUF, M. O. Diagnósticos das águas superficiais do córrego São Pedro, Juiz de Fora – MG. **Geografia**, v. 13, n. 1, p. 21-55, 2004.

LBA - The Large Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia, Rondônia, 2012.

LEITE, A. E. B. **Simulação do lançamento de esgotos domésticos em rios usando um modelo de qualidade d'água, SisBAHIA®**. Originalmente apresentado como dissertação de mestrado, Fundação Oswaldo Cruz, 2004.

LEITE, V. D.; SILVA, J. B. P.; SOUSA, J. T.; ATHAYDE JR, G. B.; SILVA, J. V. N. **Estimativa do potencial de corrosão e toxicidade e ocorrência de odores desagradáveis devido às espécies de enxofre presentes em águas residuárias**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **Anais**. João Pessoa: ABES, 2001.

LIBOS, M.; FILHO, O. C. R.; ZEILHOFER, P. Modelagem da poluição não pontual na Bacia do Rio Cuiabá baseada em geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 4, p. 115-135, 2003.

MACHADO, C. J. S. Recursos Hídricos e Cidadania no Brasil: Limites, Alternativas e Desafios. **Ambiente & Sociedade**, v. 6, n. 2. 2003.

MACHADO, P. J. O.; VALLE, G. M.; RINCO, L.; CARMO, L. F. Z.; LATUF, M. O. Qualidade das águas do Rio Paraibuna no trecho urbano de Juiz de Fora/MG. **Revista Virtú**, v. 1, n.1, 2005.

MAYER, M. G. R.; CEBALLOS, B. S. O.; LUCENA, J. H.; KÖNIG, A.; SUASSUNA, E. N. **Varição espaço-temporal da qualidade das águas de um rio poluído com esgoto doméstico (PB – Brasil)**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 26., 1998, Lima. **Anais**. Lima: AIDIS, 1998.

MOLION, L. C. B. Climatologia dinâmica da região Amazônia: mecanismos de precipitação. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 2, p. 107-117, 1987.

MORAES, D. S. L; JORDÃO, B. Q. Degradação de recursos hídricos e seus efeitos sobre a saúde humana. **Revista Saúde Pública**, v. 36, n. 3, p. 370-374, 2002.

NUNES, D. G. **Modelagem da autodepuração e qualidade da água do rio turvo**. Viçosa: BBT, 2008. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade Federal de Viçosa, 2008.

NUNES, M. L. A. **Avaliação da eficiência de diferentes produtos químicos utilizados na coagulação da água**. Originalmente apresentado como Trabalho de Conclusão de Curso, Universidade Federal de Rondônia, 2011.

OLIVEIRA, E. C. **Introdução a Biologia Vegetal**, 2 ed. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo - USP, 2003. 276p.

OLIVEIRA, M. D.; CALHEIROS, D. F. Transporte de nutrientes e sólidos suspensos na Bacia do Rio Taquari (Mato Grosso do Sul). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 10, n. 2, p. 35-45, 1998.

PALMA-SILVA, G. M.; TAU-K-TORNISIELO, S. M.; PIÃO, A. C. Capacidade de autodepuração de um trecho do rio Corumbataí, SP, Brasil. **HOLOS Environment**, v.1, n. 2, p. 139-153, 2007.

PEIXOTO, R. H. P. B.; OLIVEIRA, D. A.; ARAÚJO, C. C.; BARROS, E. O. **Qualidade da água do Rio Tocantins a jusante da usina de hidrelétrica Serra da Mesa (GO)**. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 28., 2002, Cancún. **Anais**. Cancún: AIDIS, 2002.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**, v. 1, n. 1, p. 20-36, 2004.

PINTO, A. L.; OLIVEIRA, G. H.; PEREIRA, G. A. Avaliação da eficiência da utilização do oxigênio dissolvido como principal indicador da qualidade das águas superficiais da bacia do córrego Bom Jardim, Brasilândia/MS. **Revista GEOMAE**, v.1, n.1, p. 69-82, 2010.

RANZINI, M.; LIMA, W. P. Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus*, no Vale do Paraíba, SP. **SCIENTIA FORESTALIS**, n.61, p. 144-159, 2002.

SANTOS, A. B.; SILVA, L. L.; SILVA, L. H.; LINS, L. F.; ASSIS, E. S.; BRITO, C. M.; ANDRADE, K. F. G.; SANTOS, J. M.; PAIVA, J. E. **Avaliação microbiológica em derivado de milho**. In: JORNADA DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO DA UFRPE, 11., 2011, Recife. **Anais**. Recife: UFRPE, 2011.

SANTOS, A. R.; SAITO, N. S.; PELUZIO, T. M. O.; BRAGA, J. C. **AD' ÁGUA 2.0: sistema para simulação da autodepuração de cursos d'água: manual do usuário.** Alegre: CAUFES, 2010.

SARDINHA, D. S. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (SP). **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n.3, p. 329-338, 2008.

SCALIZE, P. S.; LEITE, W. C. A.; RODRIGUES, J. M.; CORREA, M. S.; VENUZO, S. B.; LOMBARDI, R.; OLIVEIRA, S. C.; SANTOS, M. F. **Avaliação da autodepuração do Ribeirão das Cruzes através da depressão do oxigênio dissolvido após receber efluente da ETE-Araraquara.** In: Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento. Saneamento ambiental: a hora da solução. Rio Grande do Sul, ASSEMAE, 2004. p.8

SILVA, A. C. **Estudo da contaminação do lençol freático através da integração de técnicas geofísicas e geoquímicas em Ji-Parana-RO.** Originalmente apresentado como Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, 2008.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. **ACTA AMAZONICA**, v. 38, n. 4, p. 733-742, 2008.

SILVA, E. F.; MELO, C. E.; VÊNERE, P. C. Fatores que influenciam a comunidade de peixes em dois ambientes no baixo Rio das Mortes, Planície do Bananal, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 2, p. 482-492, 2007.

SILVA, R. C. A; ARAUJO, T. M. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 8, n. 4, p. 1019-1028, 2003.

SIQUEIRA, E. Q.; CUNHA, A. C. **O coeficiente de reoxigenação no modelo QUAL2E: metodologia de previsão.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais.** Foz do Iguaçu: ABES, 1997.

TELES, R. B.; SILVEIRA, A. **“Autodepuração de escoamentos naturais de água” Estudo de caso: de modelagem matemática em um trecho do Ribeirão Preto, Ribeirão Preto – SP.** In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 30., 2006, Punta Del Este. **Anais.** Punta Del Este: AIDIS, 2006.

TUCCI, C. E. M.; CORDEIRO, O. M. Diretrizes estratégicas para ciência e tecnologia em recursos hídricos no Brasil. **REGA**, v. 1, n. 1, p. 21-35, 2004.

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

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

VIANNA, R. C.; VIANNA JR, C. C.; VIANNA, R. M. Os recursos de água doce no mundo – Situação, normatização e perspectiva. **FURG**, v. 11, p. 247-269, 2005.

VINATEA ARANA, L. **Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura**. Florianópolis: Ed. UFSC, 1997. 166p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2º ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 1996. v. 1. 243 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3º ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2005. v. 1. 452 p.

YAMAMOTO, K. C.; SOARES, M. G. M.; FREITAS, C. E. C. Alimentação de *Triportheus angulatus* (Spix & Agassiz, 1829) no lago Camaleão, Manaus, AM, Brasil. **ACTA AMAZONICA**, v. 34, n. 4, p. 653-659, 2004.