



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA AGROALIMENTAR
UNIDADE ACADÊMICA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA AMBIENTAL
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**APLICAÇÃO DE UM MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA
NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRAMAME**

WELLINGTON FORMIGA DE ARAÚJO

POMBAL-PB

2013

WELLINGTON FORMIGA DE ARAÚJO

**APLICAÇÃO DE UM MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA
NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRAMAME**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Coordenação do Curso de Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Campina Grande como requisito para a obtenção de título de bacharel em Engenharia Ambiental.

Orientadora: Prof^a Dr^a Érica Cristine Medeiros Nobre Machado

Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Andréa Maria Brandão Mendes

POMBAL-PB

2013

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL DA UFCG

A663a Araújo, Wellington Formiga de.
Aplicação de um modelo de qualidade de água na Bacia Hidrográfica
do Rio Gramame / Wellington Formiga de Araújo. – Pombal, 2013.
63 f. : il. color.

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia
Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Ciências
e Tecnologia Agroalimentar, 2013.

"Orientação: Profa. Dra. Érica Cristine Medeiros Nobre Machado,
Profa. Dra. Andréa Maria Brandão Mendes".

Referências.

1. Bacia Hidrográfica - Rio Gramame - PB. 2. Ecossistemas Aquáticos.
3. Poluição. 4. Autodepuração. I. Machado, Érica Cristine Medeiros
Nobre. II. Mendes, Andréa Maria Brandão. III. Título.

CDU 556.51(043)

WELLINGTON FORMIGA DE ARAÚJO

**APLICAÇÃO DE UM MODELO DE QUALIDADE DE ÁGUA
NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRAMAME**

Aprovado em 26 de abril de 2013

BANCA EXAMINADORA



Prof.^a. Dr.^a. Érica Cristine Medeiros Nobre Machado
(UFCG – Orientadora)



Prof.^a. Dr.^a. Rosinete Batista dos Santos
(UFCG – Examinador Interno)



Prof.^a. MSc. Susana Cristina Batista Lucena
(IFPB - Examinador Externo)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho a Virgem Maria, a qual sou escravo de amor, a todos os meus irmãos e aos meus pais Jonas e Terezinha pelo apoio.

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar a Deus, meu companheiro inseparável, razão de minha existência. Nada seria possível sem a sua vontade.

A minha orientadora Prof.^a Dr.^a Érica Cristine e a minha co-orientadora Prof.^a Dr.^a Andréa Brandão, pela paciência e direcionamento que foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.

A minha amiga Cibelle Mara, por ter contribuído com este trabalho através de alguns dados repassados.

A Karla Lucena e Jussamara Rodrigues pelo companheirismo e apoio prestado a mim durante o desenrolar de todo o curso.

A todos muito obrigado!

LISTA DE FIGURAS

Figura 01: Fenômenos interagentes no balanço de oxigênio dissolvido.....	08
Figura 02: Demanda bentônica.	10
Figura 03: Principais zonas de autodepuração e consequências do lançamento de cargas orgânicas em um curso d'água.....	12
Figura 04: Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica.....	23
Figura 05: Área de estudo – bacia hidrográfica do rio Gramame	32
Figura 06: Divisão hidrográfica nacional segundo o CNRH nº32/2003.....	32
Figura 07: Localização da bacia hidrográfica do rio Gramame na região hidrográfica atlântico leste.....	33
Figura 08: Bacias hidrográficas do estado da Paraíba.	34
Figura 09: Mapa político da bacia hidrográfica do rio Gramame	35
Figura 10: Mapa com enquadramento dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Gramame.	36
Figura 11: Localização dos usuários de lançamento e trechos afetados pelos efluentes líquidos.....	38
Figura 12: Postos pluviométricos e definição dos polígonos de Thiessen na bacia hidrográfica do rio Gramame.	42
Figura 13: Mapa com as curvas de níveis da bacia hidrográfica do rio Gramame.....	45
Figura 14: Perfil da concentração de OD e DBO em função da distância para o trecho 1 - Cenário normal.....	50
Figura 15: Perfil da concentração de OD e DBO em função da distância para o trecho 2 - Cenário normal.....	52
Figura 16: Perfil da concentração de OD e DBO em função da distância para o trecho 3 - Cenário normal.....	53
Figura 17: Perfil da concentração de OD e DBO em função do tempo para o trecho 1 - Cenário normal.....	54
Figura 18: Perfil da concentração de ODe DBO em função do tempo para o trecho 2 - Cenário normal.....	54
Figura 19: Perfil da concentração de ODe DBO em função do tempo para o trecho 3 - Cenário normal.....	55
Figura 20: Perfil da vazão indisponível para DBO em função do espaço para o trecho 1 - Cenário normal.....	55
Figura 21: Perfil da vazão indisponível para DBO em função do tempo para o trecho 1 - Cenário normal.....	56
Figura 22: Perfil da vazão indisponível para DBO em função do espaço para o trecho 2 - Cenário normal.....	57
Figura 23: Perfil da vazão indisponível para DBO em função do tempo para o trecho 2 - Cenário normal.....	57
Figura 24: Perfil da vazão indisponível para DBO em função do espaço para o trecho 3 - Cenário normal.....	58
Figura 25: Perfil da vazão indisponível para DBO em função do tempo para o trecho 3 - Cenário normal.....	58

LISTA DE TABELAS

Tabela 01: Valores genéricos do coeficiente K1 (base e, 20°C) para vários tipos de efluentes	18
Tabela 02: Valores típicos de K2 (base e, 20°C).....	20
Tabela 03: Concentração de saturação de oxigênio (mg/L) em função da temperatura e altitude.....	21
Tabela 04: Concentrações mínimas permissíveis de OD.	22
Tabela 05: Participação em área dos municípios da bacia hidrográfica do rio Gramame.....	34
Tabela 06: Valores Médios anuais de qualidade dos cursos d'água montante aos lançamentos.	39
Tabela 07: Vazão média histórica em cada ponto de referência	40
Tabela 08: Dados dos postos pluviométricos	41
Tabela 09: Séries históricas de precipitação média na bacia do rio Gramame.....	41
Tabela 10: Valores médios anuais para vazão do rio em três cenários.....	43
Tabela 11: Dados de entrada dos esgotos para modelo, esses valores são médias anuais.	43
Tabela 12: Valores Médios de DBO para diversos tipos de efluentes.	44
Tabela 13: Valores primários encontrados pelo modelo para cada usuário no cenário seco.	48
Tabela 14: Valores primários encontrados pelo modelo para cada usuário no cenário normal.	48
Tabela 15: Valores primários encontrados pelo modelo para cada usuário no cenário chuvoso.....	48

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS.....	vi
LISTA DE TABELAS.....	vii
RESUMO.....	ix
ABSTRACT.....	x
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1. Qualidade da água.....	4
2.2. Alterações na qualidade da água.....	6
2.3. Autodepuração dos corpos de água.....	7
2.4. Modelagem da qualidade da água.....	12
2.4.1. Histórico da Modelação da Qualidade D'água.....	12
2.4.2. Formulação Matemática.....	15
2.5. Indústria e seus efluentes.....	24
2.5.1. A indústria de cerveja e refrigerante.....	24
2.5.2. A indústria têxtil.....	27
2.5.3. A indústria de papel.....	28
2.5.4. Companhia de saneamento.....	29
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	31
3.1 Área de estudo: Bacia Hidrográfica do rio Gramame.....	31
3.2 Modelagem da qualidade das águas superficiais.....	36
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	48
5 CONCLUSÕES.....	60
REFERÊNCIAS.....	61

RESUMO

Diante da importância dos recursos hídricos para a manutenção da vida e das atividades humanas, torna-se indispensável a promoção da proteção dos mesmos por meio de monitoramento e avaliação de sua qualidade, definindo metas para a bacia como um todo e controlando as cargas poluidoras nela lançada. São grandes e numerosos os distúrbios provocados pelas atividades antrópicas que atingem os ecossistemas aquáticos. A manutenção da qualidade das águas deve ser mantida respeitando a capacidade de autodepuração de cada corpo hídrico, e, o estudo dessa capacidade é um elemento importante para gestão das outorgas de lançamento bem como para controle da poluição hídrica. O fenômeno natural da autodepuração consiste na transformação dos compostos orgânicos em substâncias inertes ao longo do tempo e do espaço, que do ponto de vista ecológico, não causa prejuízo aos ecossistemas aquáticos. Grande parte desse fenômeno natural pode ser representado por meio de modelos matemáticos, esses modelos de simulação da qualidade da água são ferramentas úteis na gestão dos recursos hídricos, principalmente quando se necessita representar as alterações impostas pelo homem nos sistemas naturais aquáticos. Conhecendo as fontes de poluição pontual da bacia do Rio Gramame, este trabalho apresenta a aplicação de um modelo de qualidade da água na bacia, considerando os parâmetros de OD e DBO, e o cálculo da vazão indisponível devido a DBO, com vistas a auxiliar o processo de outorga da vazão de lançamento de efluentes.

Palavras chaves: Ecossistemas aquáticos, Poluição, Autodepuração.

ABSTRACT

Given the importance of water resources for the maintenance of life and human activities, it is essential to promote the protection of the same through monitoring and evaluation of its quality, setting goals for the basin and controlling pollutant loads it launched. Are large and numerous disturbances caused by human activities that affect aquatic ecosystems. The maintenance of water quality should be maintained respecting the self-purification capacity of each water body, which study of this capability is an important element in the management of water pollution control. The natural phenomenon of self-purification is the transformation of organic compounds in inert substances over time and space, that the ecological point of view, does not cause harm to aquatic ecosystems. Much of this natural phenomenon can be represented by means of mathematical models, these simulation models of water quality are useful tools in the management of water resources, especially when we need to represent the changes imposed by man in natural aquatic systems. Utilizing the sources of point source pollution of River Basin Gramame, this paper presents the application of a model of water quality in the basin, considering the parameters of DO and BOD, and flow calculation unavailable due to BOD, with a view to assisting the management of effluent discharge.

Keywords: Aquatic ecosystems, Pollution, Self-purification.

1 INTRODUÇÃO

Entre os recursos naturais, o que possui maior destaque é a água, em virtude de sua disponibilidade ser necessária a todo tipo de vida na Terra, bem como para a maioria dos meios de produção. Todo uso da água pelo ser humano, independente da finalidade, sempre resultará na deterioração de sua qualidade, limitando seu potencial de uso (MEYBECK *et al.*, 1996 *apud* SANTOS 2010). Existe uma interligação entre qualidade e quantidade de água, pois muitos problemas de qualidade estão associados a quantidade de água disponível para diluição de poluentes.

Em meio aos diversos usos da água, a disponibilidade da mesma em quantidade e qualidade adequada a cada uso específico, é um fator determinante no processo de desenvolvimento socioeconômico de uma comunidade. Atender essa demanda gerada pelos diversos setores da sociedade é um dos maiores desafios dos comitês de bacia, tendo como um dos motivos o comprometimento da qualidade e a escassez crescente deste recurso natural.

Nas últimas décadas, o crescimento das cidades tem provocado o aumento da pressão das atividades antrópicas sobre os recursos hídricos, como a poluição dos corpos d'água causada pela introdução de matéria e/ou energia (NAGALLI e NEMES, 2009), por isso nos dias atuais é indispensável à busca de maiores esforços para o controle dessa poluição. Um dos meios pelo qual é possível controlar essa poluição é o estudo que busca conhecer a capacidade de autodepuração de cada corpo hídrico, onde se estima a quantidade de efluentes que cada rio pode receber sem ter suas características naturais prejudicadas. Dependendo do grau de poluição de um determinado corpo hídrico, o estudo e controle dos processos de autodepuração podem ser bastante eficientes na melhoria da qualidade da água.

As alterações introduzidas pelas atividades antrópicas nos ecossistemas causam desequilíbrios, ou melhor, levam a novos equilíbrios diferentes dos anteriores, em sua maioria desagradáveis. Segundo Rocha *et al.* (2009), costuma-se chamar essa alteração indesejável de poluição, e são denominados poluentes os agentes causadores de tais alterações, em outras palavras, os autores definem por poluição como “tudo que causa desequilíbrio ecológico, ou seja, perturbações nos

ecossistemas”. Sabe-se que o conceito de poluição e contaminação são bastante variados na literatura, em vista disso para melhor entendimento desse trabalho, entenda-se aqui que: poluição é a alteração indesejável das características físicas, químicas ou biológicas do meio ambiente que causa ou possa causar prejuízo à saúde, à sobrevivência ou às atividades dos seres vivos; enquanto contaminação diz respeito à introdução de qualquer forma de matéria ou energia estranha ao ambiente que afete ou possa afetar negativamente a saúde e o bem estar dos ecossistemas.

Mesmo os corpos d’água possuindo uma capacidade de autodepuração, é importante lembrar que essa capacidade é limitada. O lançamento de efluentes em corpos d’água, além de tornar o aspecto visual desagradável, provoca a exalação de gases fétidos e ainda possibilita a contaminação de animais ou de seres dissolvidos no meio, comprometendo a sobrevivência dos seres aquáticos (SARDINHA *et al.*, 2008).

A capacidade de autodepuração varia entre os corpos hídricos, tornando-se necessária a realização de estudos específicos, no intuito de conhecer a quantidade de efluentes que um corpo hídrico é capaz de receber e diluir, sem haver prejuízo em suas características naturais (SPERLING, 2007). Os rios e lagos conseguem se recuperar graças aos fatores físicos como: velocidade das águas, vazão, profundidade, quantidade de oxigênio dissolvido e cascalhamento. Tal capacidade pode ser alterada por meio da intervenção humana, como as obras de barramento, de retificação, entre outras ações. Pode-se dizer que a qualidade dos corpos d’água, é resultante da capacidade de autodepuração e da intervenção humana (SÃO PAULO, 1995).

Em virtude dos ecossistemas aquáticos possuírem grande importância socioeconômica-ambiental e apresentarem grande diversidade e produtividade biológica, onde estes necessitam de qualidade de água adequada a sua existência, e não só de quantidade; faz-se necessário o desenvolvimento de estudos que venha a contribuir para a resolução dos problemas relacionados à fragilidade e às agressões antrópicas que promovem profundas modificações. Para tanto o presente trabalho visa ser uma ferramenta no controle da qualidade da água do ecossistema supracitado, mais especificamente na bacia Hidrográfica do Rio Gramame no estado da Paraíba, por meio da aplicação de um modelo de qualidade da água levando em conta a autodepuração das cargas poluidoras despejadas ao longo da bacia.

Dessa forma, o objetivo geral deste trabalho consiste em aplicar um modelo de qualidade da água que leve em conta a autodepuração das cargas poluidoras despejadas ao longo da bacia do rio Gramame.

Os objetivos específicos são: aplicar um modelo de qualidade da água que analise a autodepuração dos parâmetros, DBO, OD e vazão indisponível para DBO; adicionar no modelo as interações entre os diversos usuários e os diferentes corpos hídricos envolvidos e analisar o desempenho deste modelo para simulações da bacia Hidrográfica do rio Gramame, frente a diversos cenários de previsão de vazão.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. QUALIDADE DA ÁGUA

A qualidade é definida por meio de um conjunto de parâmetros mensuráveis, em que os valores medidos são comparados com os valores presentes na legislação em vigor ou com os padrões preestabelecidos, e posteriormente classificados. Conforme Melo (2005), referindo-se a qualidade da água não é fácil encontrar uma definição simples e completa por causa da grande complexidade de fatores determinantes, da grande quantidade de opções de variáveis disponíveis para descrever as condições de um corpo d'água e a dependência do uso a que se destina essa água.

Araújo e Santaella (2003 *apud* Melo, 2005), definem qualidade da água como “(...) o termo empregado para expressar a adequabilidade desta para os mais diversos fins: abastecimento doméstico, uso industrial e agrícola, para recreação, dessedentação animal, aquicultura, piscicultura, etc.” Portanto, a avaliação da qualidade da água é o estudo das características da mesma, relativas aos efeitos humanos e usos propostos, especialmente aqueles que interferem na saúde pública e dos ecossistemas em si (GASTALDINI e MENDONÇA, 2001 *apud* MELO, 2005).

Como as definições de qualidade da água estão relacionadas diretamente com a legislação, fica clara a dificuldade de se encontrar uma definição simples e universal, pois cada país adota valores diferentes em suas legislações para os parâmetros de qualidade da água, sendo uns mais rigorosos do que outros no que se refere aos valores de tais parâmetros.

A qualidade e a quantidade da água são duas características indissociáveis na definição da disponibilidade hídrica de uma bacia hidrográfica para o processo de gestão do uso da água. Entretanto, ao contrário da quantidade, que é uma característica facilmente mensurável, a qualidade das águas deve ser relacionada a determinado uso, tal como é estabelecido pela resolução 357/2005, do CONAMA, a qual define as classes de qualidade como o conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros. Outra resolução importante é a 430/2011 do CONAMA, que estabelece as condições e padrões de lançamentos de efluentes para cada classe.

O meio ambiente aquático apresenta diversas variações temporais e espaciais em sua qualidade, devido aos fatores internos e externos ao corpo d'água, tanto os de origem natural ou antrópica, tornando a avaliação do corpo hídrico complexa. A função de se realizar o monitoramento da qualidade d'água é verificar as tendências da qualidade do meio aquático, observando as maneiras como este está sendo afetado por contaminantes e/ou atividades antrópicas (GASTALDINI e MENDONÇA, 2001 *apud* MELO, 2005).

Sob a visão da gestão ambiental, referindo-se aos benefícios econômicos, ambientais, de saúde humana e da prevenção da poluição ou da contaminação das águas limpas, é preciso avaliar a qualidade das águas das diferentes bacias e identificar os principais motivos que levam a ocorrência dessas alterações (CEBALLOS, 1997).

As alterações da qualidade da água não se manifestam apenas nas características estéticas, por isso os estudos atuais relacionados à sua qualidade consideram além das características físicas, também as características químicas e biológicas, as quais podem ser representadas por diversos parâmetros, tais como: cor; turbidez; pH; alcalinidade; dureza; demanda química de oxigênio (DQO); demanda bioquímica de oxigênio (DBO); oxigênio dissolvido (OD); nitratos; nitritos; amônia; nitrogênio total; sílica reativa; cloretos; sulfatos; fosfatos; metais pesados; sólidos; coliformes; fertilizantes; pesticidas; fitoplâncton; zooplâncton; clorofila a; penetração de luz e produção primária (MACHADO, 2011).

Normalmente as populações se preocupam exclusivamente com as características estéticas da água, tendo uma visão limitada do que seja água potável. Essa visão excepcionalmente estética promove em muitas situações o consumo de águas que não atendem os parâmetros biológicos acarretando problemas de saúde aos seus usuários.

A avaliação completa da qualidade da água deve ser fundamentada também no componente hidrológico, além dos físicos, químicos e biológicos (GASTALDINI e MENDONÇA, 2001 *apud* MELO, 2005). De acordo com Melo (2005), o conhecimento do regime hidrológico é essencial para a discussão sobre as análises de qualidade da água e dos impactos de lançamento de efluentes sobre os corpos receptores. Como o valor das vazões é necessário para cálculos de fluxo e balanço de massa, os componentes hidrológicos são importantes para os modelos de

qualidade da água, como por exemplo: velocidade, que influencia na capacidade do corpo hídrico assimilar e transportar poluentes; descarga líquida, que influencia na quantidade de sólidos dissolvidos e em suspensão; entre outros.

2.2. ALTERAÇÕES NA QUALIDADE DA ÁGUA

Diversos registros nos últimos 200 anos apontam que a maioria dos distúrbios nos ecossistemas aquáticos estão relacionados à eutrofização. A alteração nos fatores condicionantes como, biomanipulação (biológico), pesca (social), mudanças climáticas (climatológico) e barragens (físico), afetam o estado atual de um sistema aquático. Toda interferência externa deve ser cuidadosamente investigada no intuito de prevenir mudanças indesejáveis dos padrões naturais do regime hidrológico (quantidade e qualidade da água).

De acordo com Melo (2005), “o ciclo hidrológico é o princípio unificador fundamental de tudo o que se refere à água no planeta.” Segundo o mesmo autor, os processos de evaporação e precipitação existentes no ciclo hidrológico funcionam como um grande destilador, fazendo circular água pura. Porém a água só é realmente “pura” quando se encontra no estado gasoso, pois as impurezas começam a se acumular assim que ocorre a condensação.

As precipitações fazem uma verdadeira lavagem na atmosfera, pois as gotas de chuva dissolvem gases e partículas nela presentes. Uma vez que atingem a superfície, as águas precipitadas dissolvem também as substâncias presentes no solo, adquirindo outras impurezas como cálcio, magnésio, sódio, nitratos entre outros; aparecem também traços de alguns metais como chumbo, manganês, cobre, bem como compostos orgânicos em sua maioria proveniente dos processos de decomposição da matéria orgânica de origem animal e vegetal ocorridos no solo.

As impurezas presentes nas águas sofrem variações de acordo com a geologia local, vegetação e clima, somados aos mais diferentes compostos provenientes das atividades antrópicas que afetam o ar, o solo e a água. O regime de secas e chuvas, dependendo da precipitação pluviométrica e da menor ou maior evaporação, exerce forte pressão nas concentrações de sais e de nutrientes na massa de água e conseqüentemente na biomassa fitoplanctônica (CEBALLOS, 1990).

A chuva exerce grande influência na qualidade das águas superficiais. Elas são responsáveis pela lixiviação de grande variedade de íons para dentro do corpo hídrico, dependendo do clima, da litologia da região, da vegetação circuncidante, do ecossistema aquático (lótico ou lêntico) e do uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica (TUNDISI *et al.*, 2002; ESTEVES, 1998 *apud* MELO, 2005).

2.3. AUTODEPURAÇÃO DOS CORPOS DE ÁGUA

Segundo Andrade (2010), autodepuração é um processo natural, onde as cargas poluidoras orgânicas lançadas em um corpo hídrico são neutralizadas. Para Sperling (1996), a autodepuração pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica, em que o restabelecimento do estágio inicial encontrado antes do lançamento do efluente no meio aquático, é realizado por mecanismos essencialmente naturais.

Em todas as definições encontradas na literatura para autodepuração dos corpos de água, observa-se o consenso que identifica a autodepuração como um processo natural que busca atingir as condições ambientais iniciais antes do lançamento.

A capacidade de autodepuração varia entre os corpos hídricos, o que faz necessário o desenvolvimento de estudos específicos, no intuito de conhecer a quantidade de efluentes que um rio consegue receber e diluir, sem que suas características naturais sejam prejudicadas (SPERLING, 2007).

A autodepuração é decorrente da associação de diversos processos de natureza física (diluição, sedimentação e reaeração atmosférica), química e biológica. Esses dois últimos estão diretamente relacionados, pelo fato da oxidação ser provocada pela decomposição (SPERLING, 1996).

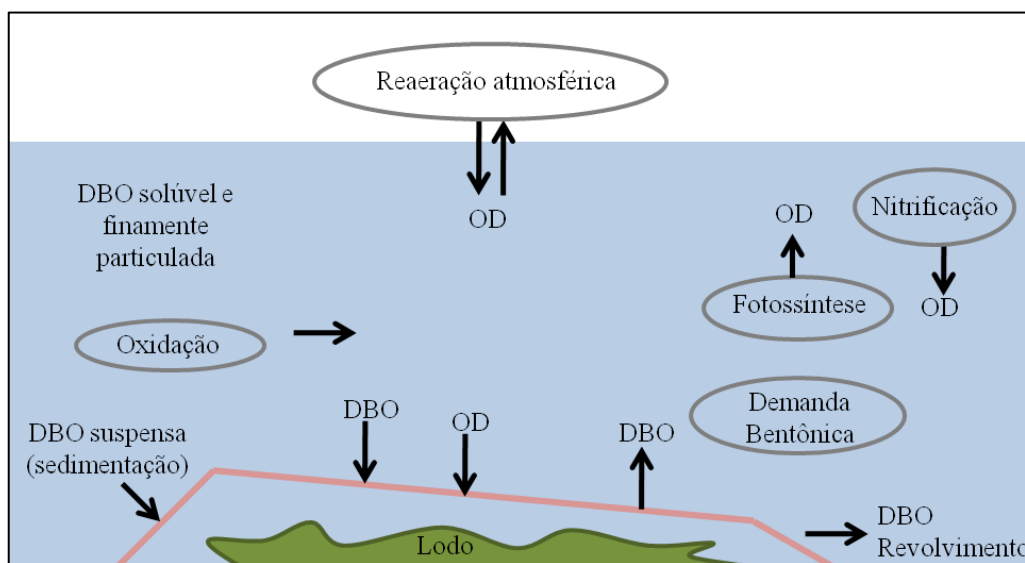
Como o meio ambiente possui uma capacidade suporte, ou seja, possui uma capacidade limitada para degradar e/ou tornar inerte no meio determinado rejeito, é indispensável conhecer as características do meio aquático afetado pelas diversas atividades antrópicas, no intuito de respeitar essa capacidade. Uma vez superada essa capacidade suporte do meio aquático, tem-se como resultado os problemas ambientais, mais especificamente de qualidade da água.

Dos processos envolvidos no fenômeno da autodepuração, um dos mais importantes consiste na decomposição da matéria orgânica por microrganismos

aeróbios, que provoca o decréscimo nas concentrações de oxigênio dissolvido na água devido à respiração desses microrganismos já citados (STEHFEST, 1973 *apud* ANDRADE, 2010).

A quantidade de oxigênio dissolvido na água necessária para decompor a matéria orgânica é definida como Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO). Segundo Braga *et al.* (2005), a matéria orgânica por si mesma não é poluente, no entanto, seu despejo no meio aquático pode acarretar desequilíbrio entre a produção e consumo de oxigênio, prejudicando a biodiversidade dos ecossistemas aquáticos. O balanço entre as fontes de consumo e de produção de oxigênio, no processo de autodepuração encontra-se ilustrada na Figura 1. Os principais fenômenos interagentes no consumo de oxigênio são a oxidação da matéria orgânica, a nitrificação e a demanda bentônica; na produção de oxigênio são a reaeração atmosférica e a fotossíntese (ANDRADE, 2010).

Figura 01: Fenômenos interagentes no balanço de Oxigênio Dissolvido



Fonte: Adaptado de Sperling (2007)

Segundo Andrade (2010), na oxidação os elétrons são removidos de uma substância, aumentando o seu estado de oxidação, onde os poluentes são transformados em compostos menos indesejáveis ao meio ambiente. A oxidação total ou mineralização da matéria orgânica produz produtos finais simples e estáveis, como dióxido de carbono, água e nitrato. A Equação 1 representa a capacidade das bactérias heterotróficas aeróbias de oxidar a matéria orgânica (MO).

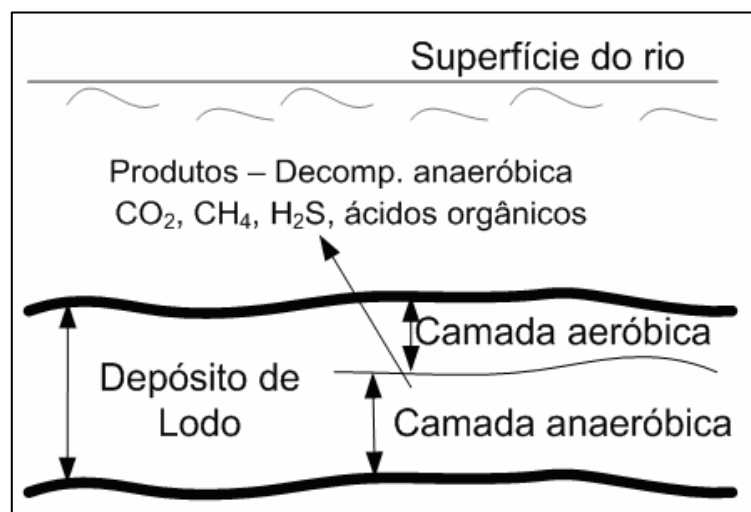


No processo de nitrificação as bactérias autotróficas (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*), utilizam o oxigênio dissolvido na transformação das formas nitrogenadas de matéria orgânica em nitritos (NO_2) e nitratos (NO_3). A oxidação da amônia a nitrito é feita pelas *Nitrosomonas* e a oxidação do nitrito a nitrato é realizada pelas *Nitrobacter* (ANDRADE, 2010). A partir da forma em que se encontra o nitrogênio nos corpos hídricos é possível identificar se determinada poluição é recente ou não, pois inicialmente os efluentes são ricos em amônia e à medida que se distancia do ponto de lançamento, essa amônia é convertida em nitritos e nitratos por meio de tais bactérias.

Posterior as reações de oxidação da matéria orgânica carbonácea, as reações que consomem oxigênio denominam-se demanda nitrogenada ou de segundo estágio. Tal acontecimento é justificado porque as bactérias nitrificantes e autotróficas possuem menor taxa de crescimento que as bactérias heterotróficas (SPERLING, 1996).

Nos corpos hídricos existe também o consumo de oxigênio dissolvido pelos sedimentos da matéria orgânica decantada, essa demanda é denominada demanda bentônica. A maior parte da conversão dessa matéria acontece em condições anaeróbicas, pois é difícil a penetração do oxigênio na camada de lodo, como pode ser observado na Figura 2 (ANDRADE, 2010). Embora esta forma de conversão não implicar no consumo de oxigênio, a camada superficial do lodo, que se encontra em contato direto com a água geralmente sofre decomposição aeróbica, que promove o consumo de oxigênio. (SPERLING, 1996). Em sua grande maioria, essa matéria sedimentada promove a diminuição da DBO da massa líquida, no entanto, nos processos de escoamento das águas essa massa é ressuspensa e ocorre o contrário.

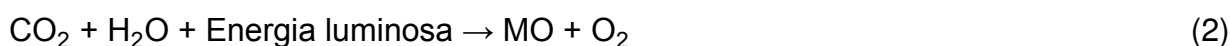
Figura 02: Demanda Bentônica.



Fonte: Andrade (2010)

Entre todos os meios de produção de oxigênio dos ecossistemas aquáticos, pode-se considerar a reaeração atmosférica como o principal processo. Segundo Andrade (2010), tal processo acontece por meio da transferência de gases, um fenômeno físico em que as moléculas de gases são trocadas entre os meios gasosos e líquidos pela sua interface. Graças a esse intercâmbio ocorre o aumento da concentração de oxigênio na fase líquida, caso esta não esteja saturada do mesmo. Os dois mecanismos que promovem esta transferência são: a difusão molecular e a difusão turbulenta (SPERLING, 1996).

Outro processo importante na produção de oxigênio é a fotossíntese (apresentada na Equação 2), especialmente em lagos e rios de movimento lento, representando a maior fonte de oxigênio dissolvido. Tal processo é característico dos organismos clorofilados autotróficos, mais especificamente as algas que o utilizam para a síntese da matéria orgânica. Sperling (1996) afirma ainda que os seres autotróficos realizam muito mais síntese do que oxidação, gerando sempre um superávit de oxigênio.”

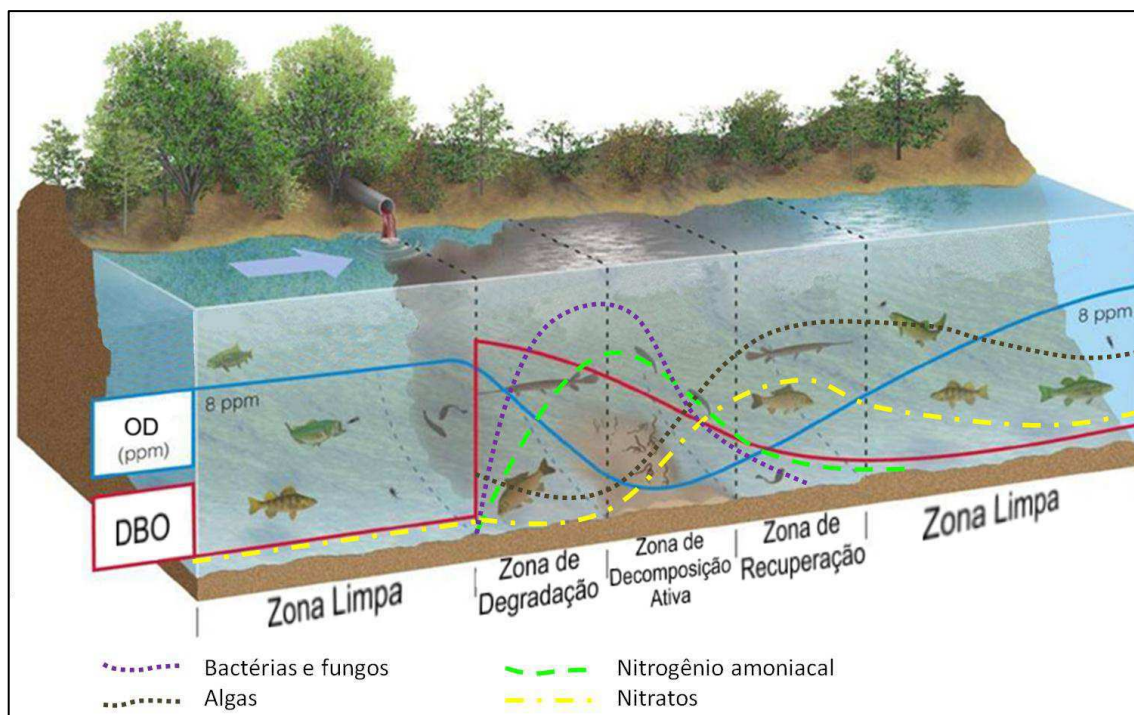


O processo de autodepuração é desenvolvido ao longo do tempo e da direção do percurso do curso d'água. A Figura 3 demonstra como um corpo d'água pode sofrer esse processo de recuperação durante seu curso. Braga *et al.* (2005) dividem

esse processo em quatro zonas de estágios de sucessão ecológica que são fisicamente identificáveis, tais trechos são definidos como zonas de autodepuração (Figura 3), são elas:

- Zona de águas limpas – localizada na região à montante do lançamento do efluente (caso não exista poluição anterior) e também após a zona de recuperação. Essa região é caracterizada pela elevada concentração de oxigênio dissolvido e pela maior diversidade de organismos encontrados, geralmente são peixes que não toleram poluição e necessitam de uma maior quantidade de oxigênio dissolvido na água;
- Zona de degradação – tem seu início a partir do ponto de lançamento, sendo caracterizada pela diminuição inicial na concentração de oxigênio dissolvido, aumento imediato da DBO, proliferação de bactérias e fungos, aumento na concentração de nitrogênio amoniacal e diminuição da diversidade de organismos dando lugar aos mais resistentes a poluição;
- Zona de decomposição ativa – região onde os peixes praticamente desaparecem, a concentração de oxigênio dissolvido atinge o valor mínimo podendo chegar à zero, a concentração de nitrogênio amoniacal diminui à medida que a concentração de nitratos aumenta e a vida aquática é predominada por bactérias e fungos anaeróbios. É nessa zona que ocorre a proliferação das algas;
- Zona de recuperação – região onde se tem início a etapa de restabelecimento do equilíbrio anterior a poluição, nela a DBO é reduzida a anterior ao lançamento do efluente, a população de bactérias e fungos também é reduzida juntamente com a concentração de nitrogênio amoniacal e de nitrato, as algas tem seu crescimento estabilizado e apresenta a presença de vida aquática superior.

Figura 03: Principais zonas de autodepuração e consequências do lançamento de cargas orgânicas em um curso d'água.



Fonte: Adaptado de Braga *et al.* (2005).

2.4. MODELAGEM DA QUALIDADE DA ÁGUA

2.4.1. Histórico da modelação da qualidade d'água

Os principais modelos de qualidade da água utilizados mundialmente foram elaborados, a partir de pesquisas norteamericanas, sob o apoio da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (EPA) e do Corpo de Engenheiros do Exército do país já citado (USACE) (CASTRO, 2010).

Nos primeiros anos do século 20, desenvolveram-se consideravelmente desde sua criação os modelos supracitados. A evolução dos mesmos pode ser dividida em fases que estão relacionadas com as preocupações da sociedade, e com as capacidades computacionais disponíveis em cada época destes períodos (CHAPRA, 1997 *apud* CASTRO, 2010).

Chapra (1997, *apud* CASTRO, 2010), afirma que a maioria dos primeiros trabalhos de modelação era focada no problema de alocação de cargas de esgotos urbanos. No ano de 1925 os pesquisadores Streeter e Phelps desenvolveram um modelo para aplicação no Rio Ohio, que permitiu grande impulso para o

entendimento do fenômeno de autodepuração das águas receptoras de cargas poluentes (ANDRADE, 2010). O modelo Streeter-Phelps foi o pioneiro, e este abordava unicamente dois aspectos importantes: o consumo de oxigênio pela oxidação da matéria orgânica e a produção de oxigênio pela reaeração atmosférica. Consistia num modelo determinístico e estático (Santos *et al.*, 2010).

“A hipótese básica no modelo Streeter e Phelps é que o processo de decomposição da matéria orgânica no meio aquático segue uma reação de primeira ordem. Assim, nesse tipo de reação, a taxa de redução da matéria orgânica é proporcional à concentração de matéria orgânica presente em dado instante de tempo (BRAGA, *et al.*, 2003, *apud* SANTOS *et al.*, 2010).”

As soluções dos modelos da primeira fase eram fechadas, pois ainda não havia computadores. As aplicações eram usualmente limitadas a cinética linear, geometria simples e corpos receptores com escoamento permanente (CHAPRA, 1997 *apud* CASTRO, 2010).

A segunda fase tem seu início quando os computadores digitais se tornaram disponíveis, na década de 1960. Graças a esse fato houve grandes avanços, tanto nos modelos quanto na maneira que esses podiam ser aplicados. O oxigênio continuava sendo o foco dos modelos, mas os computadores possibilitaram a modelação de sistemas com geometrias e cinéticas mais complexas, juntamente com simulações e com escoamento não-permanente, os modelos foram estendidos para sistemas bidimensionais. Ainda nesse período os computadores permitiram uma abordagem mais abrangente para os problemas de qualidade, deixando de focar os efeitos locais de unicamente uma fonte pontual de lançamento, para visualizar pela primeira vez a bacia hidrográfica como um sistema (CHAPRA, 1997 *apud* CASTRO, 2010).

Aconteceu uma nova mudança nos anos de 1970. A sociedade passou a adquirir preocupações gerais com relação ao meio ambiente, deixando de focar unicamente o OD em fontes pontuais urbanas. Assim tem início a terceira fase da evolução dos modelos de qualidade da água (CHAPRA, 1997 *apud* CASTRO, 2010).

A conscientização ambiental do início dos anos 1970, leva-nos a pensar que houve um aumento da confiança em abordagens sistemáticas e ao gerenciamento da qualidade da água, entretanto, não foi o que aconteceu. Chapra (1997, *apud* CASTRO, 2010) aponta três razões principais:

- A eutrofização envolve a sazonalidade do crescimento das algas, que é mais dinâmica que os problemas de lançamento pontuais urbanos. Os

problemas dinâmicos são complicados e exigem maior poder de processamento computacional;

- O movimento ambiental da época espalhou o pensamento que pregava uma urgência com relação a limpeza dos corpos hídricos poluídos, fazendo surgir conceitos como “lançamento zero”;
- A economia apresentava um grande crescimento durante esta fase. Logo, a viabilidade econômica desta estratégia não foi seriamente questionada, provocando a diminuição na idéia de balancear custos e benefícios para a concepção de soluções econômicas.

Em meio aos progressos no campo da modelação, as metas que foram estabelecidas durante esta fase nunca foram alcançadas (CHAPRA, 1997 *apud* CASTRO, 2010).

O mesmo autor afirma que o desenvolvimento da quarta fase da modelação foi provocado pela crise energética ocorrida nos Estados Unidos em meados dos anos de 1970, tal crise trouxe de volta o controle da poluição para a realidade econômica. Com a atenção voltada para os problemas com substâncias tóxicas, o povo e seus representantes tinham que ser convencidos da eficácia da remediação ambiental. Os principais avanços nesta fase consistiram no reconhecimento do papel proeminente dos sólidos no transporte e processos de mistura e decaimento de contaminantes tóxicos. As interações existentes nas cadeias tróficas trouxeram uma nova visão para os modeladores:

“Tais interações na cadeia trófica levaram os modeladores a deixarem de observar o ciclo do carbono apenas como um consumidor de oxigênio e produtor de nutrientes, mas como parte fundamental na concentração e transporte de contaminantes através da cadeia (CHAPRA, 1997 *apud* CASTRO, 2010).”

Ainda hoje os modelos de qualidade da água vêm sofrendo alterações em seu desenvolvimento e em suas aplicações, sendo influenciado pela crescente preocupação com os assuntos ambientais, e a busca da proteção do meio em que vivemos. O cenário atual ainda é marcado pelas pressões econômicas, por isso buscam-se sempre soluções economicamente viáveis; os países em desenvolvimento começaram a reconhecer a necessidade do desenvolvimento sustentável; os computadores atuais apresentam *softwares* e *hardwares* sofisticados e poderosos na geração e gestão de informações, possibilitando nos dias atuais modelos bi e tridimensionais.

2.4.2. Formulação matemática

A modelagem matemática passou a ser uma poderosa ferramenta para a engenharia ambiental, pois permite, com baixo custo, o conhecimento formal e rigoroso dos problemas que envolvem o controle ambiental, trazendo benefícios socioeconômicos (D'AVILA *et al.*, 1991 *apud* SANTOS *et al.*, 2010).

Em meio a uma sociedade capitalista onde as questões ambientais sempre são tratadas em segundo plano, é fundamental o desenvolvimento e aplicação de ferramentas viáveis economicamente que tragam benefícios econômicos, sociais e ambientais sem elevados custos.

A avaliação da autodepuração de um rio geralmente é realizada utilizando-se modelagem matemática, tendo em vista que esta é uma importante ferramenta que auxilia na gestão, controle e proteção dos recursos hídricos, permitindo a simulação dos processos de autodepuração de um rio, auxiliando assim na tomada de decisão referente ao gerenciamento desse recurso hídrico (GASTALDINI; GIORGETTI, 1983 *apud* OPPA, 2007).

De acordo com Santos *et al.* (2010), para que sejam feitos os planos de monitoramento com rigor científico necessário, é preciso realizar o estudo dos mecanismos de propagação de poluentes em rios, como eles se dispersam e se degradam. Para isso o uso da simulação matemática é fundamental na escolha da rede de monitoramento, na definição correta dos parâmetros de interesse e entre outros.

O principal interesse na simulação é a determinação das variações de concentração de certos parâmetros ou poluentes em função da posição e do tempo, baseado em dados conhecidos previamente. Para Santos *et al.* (2010), “isto obviamente passa por conhecimentos básicos de transporte de massa molecular e convectivo, e de cinética das reações biológicas envolvidas no processo”.

Pesquisando na literatura é possível perceber que ao longo dos anos vários modelos de qualidade da água já foram desenvolvidos, e ainda continuam sendo aperfeiçoados, para rios, lagos e reservatórios. Alguns desses modelos são simples, possuindo parâmetros básicos como oxigênio dissolvido e demanda bioquímica de oxigênio, enquanto outros possuem uma diversidade de parâmetros de qualidade da

água maior, chegando a ter critérios como níveis de eutrofização e impactos por toxicidade.

Segundo Silva e Monteiro (2004), o balanço qualitativo tem como base a Equação 3, que é derivada da equação de balanço de massa.

$$C_{\text{mistura}} = \frac{C_a \cdot Q_a + C_b \cdot Q_b}{Q_a + Q_b} \quad (3)$$

Sendo,

C_a = concentração de um determinado parâmetro de qualidade no efluente a;

Q_a = vazão do efluente a;

C_b = concentração de um determinado parâmetro de qualidade no efluente b;

Q_b = vazão do efluente b;

C_{mistura} = concentração de um determinado parâmetro na mistura resultante dos dois efluentes.

A equação baseada no balanço qualitativo é chamada de equação de diluição (Equação 4), proposta por Kelman (1997).

$$Q_{\text{dil}} = Q_{\text{ef}} \cdot \frac{(C_{\text{ef}} - C_{\text{perm}})}{(C_{\text{perm}} - C_{\text{man}})} \quad (4)$$

Sendo,

Q_{dil} = vazão de diluição para determinado parâmetro de qualidade;

Q_{ef} = vazão do efluente que contém o parâmetro de qualidade analisado;

C_{ef} = concentração do parâmetro de qualidade no efluente;

C_{perm} = concentração permitida do parâmetro de qualidade no manancial onde é realizado o lançamento;

C_{man} = concentração natural do parâmetro de qualidade no manancial onde é feito o lançamento.

Silva e Monteiro (2004) explicam que a vazão de diluição é aquela necessária para diluir determinada concentração de um dado parâmetro de qualidade, de modo que a concentração resultante seja igual à concentração permitida pela legislação. Essa vazão de diluição é “apropriada” virtualmente para diluir um dado parâmetro presente em seu efluente. Essa vazão propaga-se para jusante, e seu valor pode

aumentar ou diminuir, ou mesmo se manter constante. As condições que influenciam nesse comportamento são: se o parâmetro que está sendo diluído é conservativo ou não e se as concentrações permitidas do parâmetro nos trechos de jusante ao do lançamento sofrerão mudanças.

Segundo os autores, a concentração final da vazão de mistura, resultante da soma da vazão de diluição e vazão do próprio efluente, não deverá ultrapassar a concentração permitida. Ao utilizar a vazão de mistura de um determinado parâmetro de qualidade, determinado usuário torna indisponível no manancial essa vazão para diluições do mesmo parâmetro, sendo possível apenas sua utilização para diluição de outros parâmetros ou para captação. A partir dessa situação surge o termo vazão indisponível que é dada pela Equação 5, definida por Silva e Monteiro, (2004), que ressaltam, no entanto, que essa indisponibilidade hídrica é virtual.

$$Q_{\text{indisp}_1} = Q_{\text{dil}} + Q_{\text{ef}} \quad (5)$$

Sendo,

Q_{indisp_1} = vazão indisponível no ponto inicial;

Q_{dil} = vazão de diluição para determinado parâmetro de qualidade;

Q_{ef} = vazão do efluente que contém o parâmetro de qualidade analisado.

- *Parâmetro OD*

Neste parâmetro não são calculadas vazões de diluição nem indisponíveis. O cálculo realizado para este parâmetro consiste no valor do OD no manancial em função da existência de lançamentos de efluentes e das características físicas do manancial, em seguida, é verificado se o valor calculado é inferior ao valor mínimo permitido pelo enquadramento ou pelo Comitê de bacia.

À medida que o oxigênio dissolvido na água é consumido ocorre simultaneamente a reoxigenação, por meio de reações exógenas, existe a troca de oxigênio entre a atmosfera e a água. Portanto, o déficit de saturação de oxigênio dissolvido corresponde a soma dos efeitos de desoxigenação e reaeração (ANDRADE, 2010).

Santos *et al.* (2010), apresentam o equacionamento de Streeter e Phelps para o cálculo da concentração de OD em um instante de tempo (Ct), da seguinte forma:

$$C_t = C_s - \left[\frac{K_1 * L_0}{K_2 - K_1} * (e^{-K_1 * t} - e^{-K_2 * t}) + (C_s - C_0) * e^{-K_2 * t} \right] \quad (6)$$

Sendo,

C_0 = concentração inicial de oxigênio, logo após a mistura (mg/L);

C_s = concentração de saturação de oxigênio (mg/L);

K_1 = coeficiente de desoxigenação (dia^{-1});

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

t = tempo.

Muitas dessas variáveis encontram-se tabeladas na literatura, como é o caso do coeficiente de desoxigenação (K_1) que depende do tipo da matéria orgânica e do grau de tratamento, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras (SANTOS *et al.*, 2010). Os valores médios de K_1 encontram-se apresentados na Tabela 01.

Tabela 01: Valores genéricos do coeficiente K_1 (base e, 20°C) para vários tipos de efluentes.

Origem	K_1 (d^{-1})
Água residuária concentrada	0,35 – 0,45
Água residuária de baixa concentração	0,30 – 0,40
Efluente primário	0,30 – 0,40
Efluente secundário	0,12 – 0,24
Efluente terciário	0,10 – 0,20
Rios com águas limpas	0,09 – 0,21
Água para abastecimento público	< 0,12

Fonte: Sperling, (1996) e Castagnino, (s.d.) *apud* Santos *et al.* (2010)

Quando se dispõe de amostras de água a ser analisada, existem processos matemáticos e estatísticos que podem ser utilizados para a determinação do coeficiente de desoxigenação. Para tais métodos, os dados de entrada são os valores de DBO exercida a vários dias, usualmente a DBO de cinco dias e a DBO de 20 dias. Alguns dos métodos para a determinação de K_1 são (SPERLING, 1996):

- Método dos mínimos quadrados, de Reed – Theriault;

- Método da inclinação, de Thomas;
- Método dos momentos, de Moore, Thomas e Snow;
- Método de Thomas;
- Método da diferença de logaritmos, de Fair.

Como a temperatura exerce grande influência no metabolismo microbiano, o valor de K_1 depende da mesma. Por isso, para valores de temperatura diferentes de 20° C é necessário o cálculo do K_1 corrigido, por meio da relação empírica entre a temperatura e a taxa de desoxigenação, expressa na Equação 7 (SANTOS *et al.*, 2010).

$$K_{1T} = K_{120} * \theta^{(T-20)} \quad (7)$$

Sendo,

K_{1T} = valor de K_1 a uma temperatura qualquer;

K_{120} = valor de K_1 a uma temperatura de 20° C;

T = temperatura do líquido (° C);

θ = coeficiente de temperatura (adimensional).

De acordo com Sperling (1996), o valor usual empregado para θ é de 1,047. A justificativa desse valor, com relação a Equação 6 é de que o valor de K_1 aumenta 4,7% a cada acréscimo de 1°C na temperatura da água.

Existem também valores médios tabelados para o coeficiente de reaeração (Tabela 02). O valor deste pode ser determinado por meios estatísticos, em que os dados de entrada são o oxigênio dissolvido a diversos tempos. O valor escolhido do coeficiente K_2 influenciará mais nos resultados do balanço do oxigênio dissolvido do que o coeficiente K_1 , pelo fato das faixas de variação do último ser mais estreita. Existem três métodos para a obtenção de um valor para K_2 (SANTOS *et al.*, 2010):

- Valores médios tabelados;
- Valores em função das características hidráulicas dos corpos d'água;
- Valores correlacionados com a vazão do curso d'água, descrito pela fórmula $K_2 = mQ^n$, sendo m e n coeficientes de ajuste.

Tabela 02: Valores típicos de K_2 (base e, 20°C).

Corpo D'água	K_2 (d^{-1})	
	Profundo	Raso
Pequenas lagoas	0,12	0,23
Rios vagarosos, grandes lagos	0,23	0,37
Grandes rios com baixa velocidade	0,37	0,46
Grandes rios com velocidade normal	0,46	0,69
Rios rápidos	0,69	1,15
Corredeiras e quedas d'água	> 1,15	> 1,61

Fonte: Fair *et al.*, (1973) e Arceivala, (1981) *apud* Sperling (1996).

Assim como K_1 precisa ser corrigido para valores de temperatura diferente de 20°C, a mesma necessidade é válida para K_2 . O último pode ser corrigido pela Equação 8.

$$K_{2T} = K_{220} * \theta^{(T-20)} \quad (8)$$

Sendo,

K_{2T} = valor de K_2 a uma temperatura qualquer;

K_{220} = valor de K_2 a uma temperatura de 20° C;

T = temperatura do líquido (° C);

θ = coeficiente de temperatura (adimensional). O valor de θ usualmente é de 1,024 (SANTOS *et al.*, 2010).

A oxigenação do corpo d'água é influenciada pela temperatura de duas maneiras. A primeira consiste na redução da concentração de saturação da água, enquanto a segunda, acelera o processo de absorção de oxigênio. É possível observar que a água previamente desoxigenada absorve menos oxigênio atmosférico à medida que a temperatura aumenta, se todas as outras condições permanecerem constante (SANTOS, 2001; NUNES, 2008 *apud* SANTOS *et al.*, 2010).

A concentração de saturação de oxigênio é medida em função da temperatura e altitude, onde seu valor diminui com o aumento de ambas, e também se encontra tabelada conforme a Tabela 03.

Tabela 03: Concentração de saturação de oxigênio (mg/L) em função da temperatura e altitude.

Tempe ratura (°C)	Altitude			
	0	500	1000	1500
10	11,3	10,7	10,1	9,5
11	11,1	10,5	9,9	9,3
12	10,8	10,2	9,7	9,1
13	10,6	10,0	9,5	8,9
14	10,4	9,8	9,3	8,7
15	10,2	9,7	9,1	8,6
16	10,0	9,5	8,9	8,4
17	9,7	9,2	8,7	8,2
18	9,5	9,0	8,5	8,0
19	9,4	8,9	8,4	7,9
20	9,2	8,7	8,2	7,7
21	9,0	8,5	8,0	7,6
22	8,8	8,3	7,9	7,4
23	8,7	8,2	7,8	7,3
24	8,5	8,1	7,6	7,2
25	8,4	8,0	7,5	7,1
26	8,2	7,8	7,3	6,9
27	8,1	7,7	7,2	6,8
28	7,6	7,5	7,1	6,6
29	7,8	7,4	7,0	6,6
30	7,6	7,2	6,8	6,4

Fonte: Santos *et al.* (2010).

Um detalhe importante é que as Equações 7 e 8 são válidas apenas em condições aeróbias, em outras palavras, enquanto a disponibilidade de oxigênio igualar ou exceder seu consumo (ANDRADE, 2010 *apud* SPERLING, 2007).

Segundo Andrade (2010), o modelo Streeter-Phelps é simples, adotando um sistema unidimensional, regime permanente com vazão e seção constante e lançamento do efluente pontual e constante. O modelo supracitado considera apenas dois processos no balanço do oxigênio, o consumo pela oxidação da matéria orgânica durante a respiração, e a produção de oxigênio pela reaeração atmosférica.

Sperling (1996) ainda lembra que os teores de OD a serem mantidos nos corpos d'água são estipulados pela legislação. Os valores variam em função da classe a qual o corpo hídrico foi classificado. A tabela a seguir mostra os teores mínimos de OD nos corpos hídricos em função da classe pertencente, segundo a Resolução CONAMA N°357, de 18/03/2005.

Tabela 04: Concentrações mínimas permissíveis de OD.

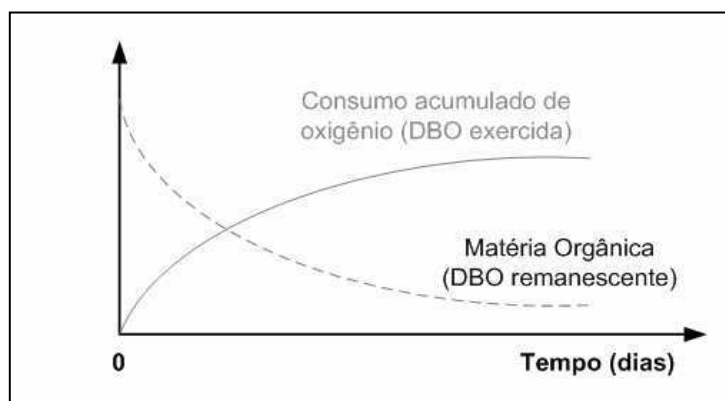
Classe	OD Mínimo (mg/L)
1	6,0
2	5,0
3	4,0
4	Superior a 2,0

Fonte: Resolução CONAMA N°357, de 18/03/2005

- *Parâmetro DBO*

A Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO é um parâmetro não conservativo, ou seja, esse parâmetro sofre autodepuração nos corpos d'água. Existem dois tipos de DBO, a remanescente e a exercida. A primeira diz respeito a concentração de matéria orgânica remanescente na massa líquida em um determinado tempo, enquanto a segunda consiste no oxigênio dissolvido consumido para estabilizar a matéria orgânica até determinado momento (Figura 4). O conceito de DBO pode ser representado por qualquer um dos dois tipos e ambos possuem a mesma unidade de medida, o oxigênio por unidade de volume (ANDRADE, 2010).

Figura 04: Progressão temporal da oxidação da matéria orgânica.



Fonte: Andrade (2010).

A equação da DBO remanescente (DBOrem) desde o instante inicial até o instante t, é descrita pela Equação 9.

$$DBOrem(t) = Lo * e^{-k_1 * t} \quad (9)$$

Sendo,

DBOrem(t) = DBO remanescente em um dado tempo;

Lo = DBO imediata após o ponto de lançamento, em outras palavras, o total de oxigênio necessário para completar a estabilização da matéria orgânica (mg/L);

K₁ = constante de desoxigenação ou coeficiente de decomposição (dia⁻¹), que depende do tipo de efluente;

t = tempo em dias.

A DBO exercida (DBOexe) desde o instante inicial até o instante t, pode ser obtida pela Equação 10 (ANDRADE, 2010):

$$DBOexe(t) = Lo * (1 - e^{-k_1 * t}) \quad (10)$$

Sendo,

DBOexe(t) = DBO exercida em um dado tempo;

Lo = DBO imediata após o ponto de lançamento, em outras palavras, o total de oxigênio necessário para completar a estabilização da matéria orgânica (mg/L);

K₁ = constante de desoxigenação ou coeficiente de decomposição (dia⁻¹), que depende do tipo de efluente;

t = tempo em dias.

Para o cálculo da vazão indisponível (Q_{indisp_n}) da DBO em qualquer trecho a jusante do lançamento, Silva e Monteiro (2004) apresentam a Equação 11:

$$Q_{indisp_n} = \frac{(Q_{ef} + Q_{dil_1}) * C_{perm_1} + e^{-K_1 t}}{C_{perm_n}} \quad (11)$$

Sendo,

Q_{dil_1} = vazão de diluição no trecho onde ocorre o lançamento (m^3/s);

Q_{ef} = vazão do efluente (m^3/s);

K_1 = coeficiente de desoxigenação (dia^{-1});

t = tempo de percurso (em dias) do ponto de lançamento a onde se quer calcular a vazão indisponível;

C_{perm_1} = concentração permitida de DBO para o manancial no trecho do lançamento;

C_{perm_n} = concentração permitida de DBO para o manancial no trecho que se quer calcular a vazão indisponível.

2.5. INDÚSTRIA E SEUS EFLUENTES

Entre os tipos de efluentes, os que mais agredem os ecossistemas aquáticos são os efluentes industriais por serem complexos em sua grande maioria. A seguir será apresentado o processo produtivo, bem como as características gerais dos efluentes de algumas indústrias.

2.5.1. A indústria de cerveja e refrigerante

As fábricas de cervejas e refrigerantes geralmente são mistas, em outras palavras, produzem os dois tipos de bebidas. Porém, existem exceções, tanto de cervejarias que não produzem refrigerantes como empresas que só produzem refrigerantes. A seguir definiremos o processo produtivo dos dois produtos supracitados.

O processo de produção de cerveja dar-se da seguinte maneira. A primeira parte do processo de produção consiste na obtenção do malte, que em geral, é obtido em instalações dedicadas a este propósito, conhecidas como *maltarias*, que podem ou não ser anexas às empresas cervejeiras. A primeira etapa desse

processo consiste na limpeza e seleção de grãos de cevada, que são separados das palhas, pedras, pequenos torrões, pedaços de madeira, etc. Em seguida é feita a seleção a partir do tamanho dos grãos de cevada, geralmente são divididos em três ou quatro graduações, de modo a obter um malte homogêneo (SANTOS, 2005).

Feita a limpeza e seleção da cevada, a próxima etapa consiste na embebição da mesma. Os grãos são colocados em tanques com água fria em condições controladas de umidade, temperatura e teor de oxigênio. Num período de cinco a oito dias quando começam a brotar as radículas, o processo de germinação da semente é interrompido enviando-as para um forno de secagem, onde nos mesmos é feita a caramelização dos grãos transformando-os no malte. A segunda parte do processo tem início na obtenção do mosto, que é uma solução aquosa de açúcares, que serviram de alimentos para as bactérias que realizam a fermentação, originando o álcool (SANTOS, 2005).

O mesmo autor relata que o preparo do mosto consiste em cozinhar o malte com os devidos cuidados. Em seguida o malte passa pelo processo de moagem por meio da ação de moinhos de martelos ou de rolo, de modo a romper a casca dos grãos e expor seu conteúdo. Aspiradores captam o pó gerado, que é enviado para maceração juntamente com o adjunto, que são complementos cozidos que são misturados ao malte (os mais comuns são o milho, trigo e arroz).

A maceração é um processo desenvolvido em via úmida, onde os grãos de malte moídos são misturados à água aquecida, de modo a ativar a ação de enzimas presentes nos grãos. As enzimas do malte têm como função transformar o amido em açúcar e solubilizar as proteínas. Após cerca de uma hora, adiciona-se o conteúdo desta caldeira a caldeira de mostura, dando origem ao mosto (BERENHAUSER, 1999).

Tendo o mosto sido preparado e resfriado em um trocador de calor, o mesmo é filtrado por meio de peneiras para que ocorra a remoção dos resíduos dos grãos de malte e adjunto. Em seguida o mosto é enviado para fervura por um período de 60 a 90 minutos com a finalidade de tornar inativa as enzimas, concentrar o mosto no grau desejado, extrair as substâncias essenciais do lúpulo, precipitar as proteínas indesejáveis e transformar o aspecto e o paladar do mosto. (SANTOS, 2005; BERENHAUSER, 1999).

“É nesta fase que se adicionam os aditivos que proporciona característica organolépticas típicas de cada tipo e marca de cerveja, como o lúpulo, caramelo, açúcar, mel, extratos vegetais, etc (SANTOS, 2005).”

Antes da fermentação o mosto é clarificado. A forma mais comum de realizar a clarificação é submeter o mosto a um processo de decantação hidrodinâmica, por meio de um *whirlpool*, que consiste em um tanque circular onde o mosto entra tangencialmente em alta velocidade, separando as proteínas e outras partículas por efeito centrífugo. Por fim o mosto é mais uma vez resfriado (SANTOS, 2005).

O processo tem sua terceira parte iniciada com a fermentação, onde ocorre a decomposição dos açúcares fermentáveis do mosto em álcool e gás carbônico por meio da ação das leveduras. A fermentação do mosto é dividida em duas etapas: a primeira denominada aeróbia, onde ocorre a reprodução das leveduras que aumentam de quantidade de 2 a 6 vezes; e a segunda denominada anaeróbia, onde as leveduras realizam a fermentação propriamente dita. Esse processo tem uma duração de 6 a 9 dias, e ao final obtém-se o mosto fermentado e uma grande quantidade de CO₂ (BERENHAUSER, 1999; SANTOS, 2005).

Ao final da fermentação a grande quantidade de microrganismos e substâncias indesejáveis, faz necessário promover a separação dos mesmos por meio da maturação durante um período de 15 a 60 dias, dando início a quarta parte do processo. Em seguida ocorre a filtração em conjunto com a carbonatação, para que o teor de CO₂ seja suficiente para atender as necessidades do produto. A carbonatação é feita por meio da injeção do gás carbônico gerado na etapa de fermentação, e eventualmente também se injeta gás nitrogênio para favorecer a formação de espuma (SANTOS, 2005).

Por fim tem-se a última parte do processo denominada envase, que deve ser executado com cuidado para evitar possíveis fontes de contaminação, perda de gás e contato da cerveja com oxigênio, pois tais ocorrências podem comprometer a qualidade do produto. Nessa parte final acontece a lavagem de garrafas retornáveis, o envasamento, a pasteurização para esterilizar o produto e expedição (SANTOS, 2005).

Segundo Berenhauser (1999), o processo de fabricação de refrigerantes é mais simples quando comparado com o da cerveja. Para a produção de refrigerante são necessárias as seguintes matérias primas: água, açúcar, acidulantes, essências naturais ou sucos e gás carbônico.

Inicialmente o açúcar passa por um pré dissolvedor e em seguida é levado a um tanque onde ocorre a preparação de xarope simples, misturando-se água potável quente enriquecida com ácidos orgânicos. O xarope simples é filtrado para promover a clarificação do mesmo. O líquido filtrado é depositado no tanque de pré capa e encaminhado para o resfriamento e para os tanques de armazenamento (BERENHAUSER, 1999).

Em seguida são adicionados aos xaropes simples extratos naturais, e acidulantes, dando origem ao xarope composto. Para refrigerantes *diet* e *light* existe a substituição total do açúcar por edulcorantes não calóricos. O novo xarope é enviado para o dosador, onde é feita a homogeneização com água potável. Esta mistura é resfriada e recebe o gás carbônico. Por fim, tem-se o refrigerante que é envasado (BERENHAUSER, 1999).

Devido a necessidade frequente de operações de limpeza, a indústria cervejeira acaba gerando quantidades significativas de efluentes. A composição destes é influenciada pelo tipo de cerveja, tipo de levedura, qualidade dos processos de filtração, tipo de aditivos e eficiência dos processos de limpeza de equipamentos (SANTOS, 2005).

O autor ainda afirma que a indústria cervejeira apresenta efluentes com alto potencial de poluição em virtude da sua carga orgânica, teor de sólidos em suspensão e presença de fósforo e nitrogênio. Segundo dados de cervejeiras no Brasil em 1993, o efluente dessas indústrias apresentam uma DBO entre 1.000 e 1.800 mg/L e concentração de fósforo segundo dados do banco mundial entre 10 e 30 mg/L.

2.5.2. A indústria têxtil

As indústrias têxteis têm seu processo produtivo diversificado, onde algumas possuem todas as etapas do processo têxtil e outras podem possuir apenas algumas. Cogo (2011) cita as principais etapas do processo da indústria têxtil de forma geral e resumida. Segundo o mesmo o processo pode ser dividido em três etapas:

- A primeira é a fiação, onde ocorrem as operações nas quais as fibras que podem ser naturais ou sintéticas, são abertas, limpas, paralelizadas e torcidas, dando origem aos fios;
- Na segunda etapa do processo, chamada tecelagem. Atualmente existem dois tipos de tecidos, planos e malhas. Os planos são formados por fios longitudinais e transversais, já os de malha são produzidos tendo por base a formação de laçadas;
- Por fim tem-se o beneficiamento, que engloba todos os processos físicos e químicos no qual o tecido é submetido após a tecelagem buscando melhorar as características físicas, químicas e visuais do produto para atender determinado fim.

Sendo uma das maiores responsáveis pela poluição dos corpos hídricos na região em que atua, na indústria têxtil a etapa que mais contribuir para esse acontecimento é principalmente a do beneficiamento (COGO, 2011). Sendo o alto grau de variedade de fibras, corantes, auxiliares e produtos de acabamento utilizados na última etapa do processo de produção, resulta em efluentes com características complexas e diversas (VANDEVIVERE *et al.*, 1998 *apud* Silva, 2011). Os efluentes da indústria têxtil segundo Cavalcanti e Braille (1997 *apud* Silva, 2011), têm como características principais: grande vazão, presença de corantes, sendo que alguns podem ser tóxicos, presença de cor (com valor muito elevado), matéria orgânica em termos de DBO não muito elevada, porém podendo apresentar demanda química de oxigênio (DQO) em função da presença de agentes redutores utilizados em alguns banhos de tingimento.

2.5.3. A indústria de papel

O processo de fabricação de papel tem início com a preparação da madeira. Nas fábricas, após o corte, a madeira passa por um descascador em via úmida e picador, de onde saem na forma de pequenos cavacos (lascas). Em seguida em um tanque chamado digestor, os cavacos resultantes do processo anterior são cozidos dentro de um líquido composto por água e alguns agentes químicos, como sulfitos, resultando em uma polpa.

A polpa segue para o processo de lavagem, que é realizado em tanques e centrífugas, no qual se extrai os cavacos que não se dissolveram e outras impurezas. Feita a limpeza, a mesma é deixada em repouso em outros tanques, essa etapa recebe o nome de branqueamento, nela se separa a celulose de outros resíduos por meio da oxidação. Em muitas fábricas, os rejeitos de madeira são queimados em caldeiras e transformados em energia elétrica em turbogeradores a vapor, que será utilizada para alimentar o próprio processo de fabricação do papel (Mundo Estranho, 2013).

A polpa de celulose, que possui alto teor de água, passa por uma máquina denominada mesa plana, que transforma tal massa em uma grande folha contínua e lisa. A grande folha é movida pela esteira rolante de feltro, passa por rolos de prensagem e secagem utilizando ar quente, nesse processo é retirado o excesso de água, compactado o papel e alisado as folhas. Dependendo do tipo de produto desejado, existe ainda o processo de coater (revestidora), em que um rolo aplica uma película que protege ou dá brilho ao papel, por exemplo, o papel couchê. Por fim, a folha passa por uma enroladeira e por rolos de rebobinagem, de forma que o papel se descola da esteira rolante e forma enormes rolos, estando pronto para o corte e o empacotamento (Mundo Estranho, 2013).

Os efluentes dessas indústrias são caracterizados por elevada carga de DBO e sólidos em suspensão. Apresentam ainda compostos inorgânicos, sulfetos, ácidos, resinosos, terebentina e compostos ligno sulfonatos. Sua coloração branca é resultante da presença de fibras, sólidos em suspensão, cola, amido, material de enchimento, corantes, tinta, óleos e graxas (KONZEN, 2012).

2.5.4. Companhia de saneamento

No Brasil é comum o lançamento dos efluentes domésticos nos corpos hídricos sem qualquer tratamento. Como o consumo doméstico de água consiste basicamente nos atos de higienização e acondicionamento de alimentos, resulta-se em efluentes líquidos com resíduos essencialmente orgânicos.

Cerca de 0,1% do esgoto sanitário é composto de material sólido. Embora essa parcela seja pequena, ela causa desagradáveis transtornos, por apresentar em seu meio microrganismos patogênicos a vida animal em geral. O esgoto doméstico

chega a rede coletora com OD, resultante da água que lhe deu origem e também das turbulências ocorridas na sua formação, caracterizados pela presença de sólidos em suspensão e odores próprios do material. O movimento turbulento através dos condutos de transporte a parte sólida sofre desintegração, apresentando coloração cinza escura e liberação de gases fétidos, oriundo da atividade metabólica dos microrganismos presentes em seu meio.

A concentração da DBO dos esgotos domésticos brutos apresentam um valor médio entre 250 – 350 mg/L e para o fósforo total o valor varia de 5 – 24 mg/L (SPERLING, 2005). As características físicas, químicas e biológicas dos esgotos sanitários lançados nos corpos hídricos podem variar bastante em virtude dos tipos de tratamentos que os mesmos podem sofrer.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO: BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO GRAMAME

Segundo Machado (2011), a bacia Hidrográfica do rio Gramame (Figura 5), no Estado da Paraíba, vive um cenário problemático no que diz respeito as vazões outorgáveis, pois a mesma já apresenta evidências de esgotamento dessas vazões as quais, em vários trechos existem outorgas liberadas muito superiores à recomendada pela legislação vigente. Esta bacia é de grande importância para o estado, sendo considerada estratégica por ser a principal provedora de água para o conglomerado urbano composto pela Grande João Pessoa, da população residente no seu espaço geográfico, e das outras atividades como as industriais, que encontram sustentabilidade a partir dos recursos naturais dessa bacia. Os principais cursos d'água, desta bacia são o Gramame (rio principal), Mumbaba, Mamuaba e Água Boa, todos perenes. Ainda na bacia já citada, encontra-se o principal reservatório fluvial da região litorânea da Paraíba, o Gramame-Mamuaba (SEMARH, 2000).

Conforme a Resolução nº 32/2003 do CNRH o Brasil está dividido em regiões hidrográficas (Figura 6), com a finalidade de orientar, fundamentar e implementar o Plano Nacional de Recursos Hídricos.

A região litorânea em que se encontra a bacia do rio Gramame apresenta um clima classificado como tropical úmido. A região apresenta evaporação média anual de 1300 mm e precipitação média anual de 1740 mm (SANTOS, 2009).

A bacia supracitada apresenta no alto curso dos rios Gramame e Mamuaba solos do tipo latossolos vermelho amarelo distrófico e podzólicos vermelho amarelo orto. No curso médio encontram-se os solos podzóis hidromórficos, por fim no baixo curso predominam os podzólicos, sendo que, nas zonas de acumulação ocorrem os aluvissolos (SANTOS, 2009).

O mesmo autor relata que a instalação das diversas atividades e obras antrópicas resultou na devastação da vegetação nativa da bacia. Em 1998 a ocupação do solo por atividades antrópicas equivalia a 87,1% da área da bacia em estudo, restando apenas 12,9% de vegetação nativa.

Figura 05: Área de estudo – Bacia Hidrográfica do Rio Gramame

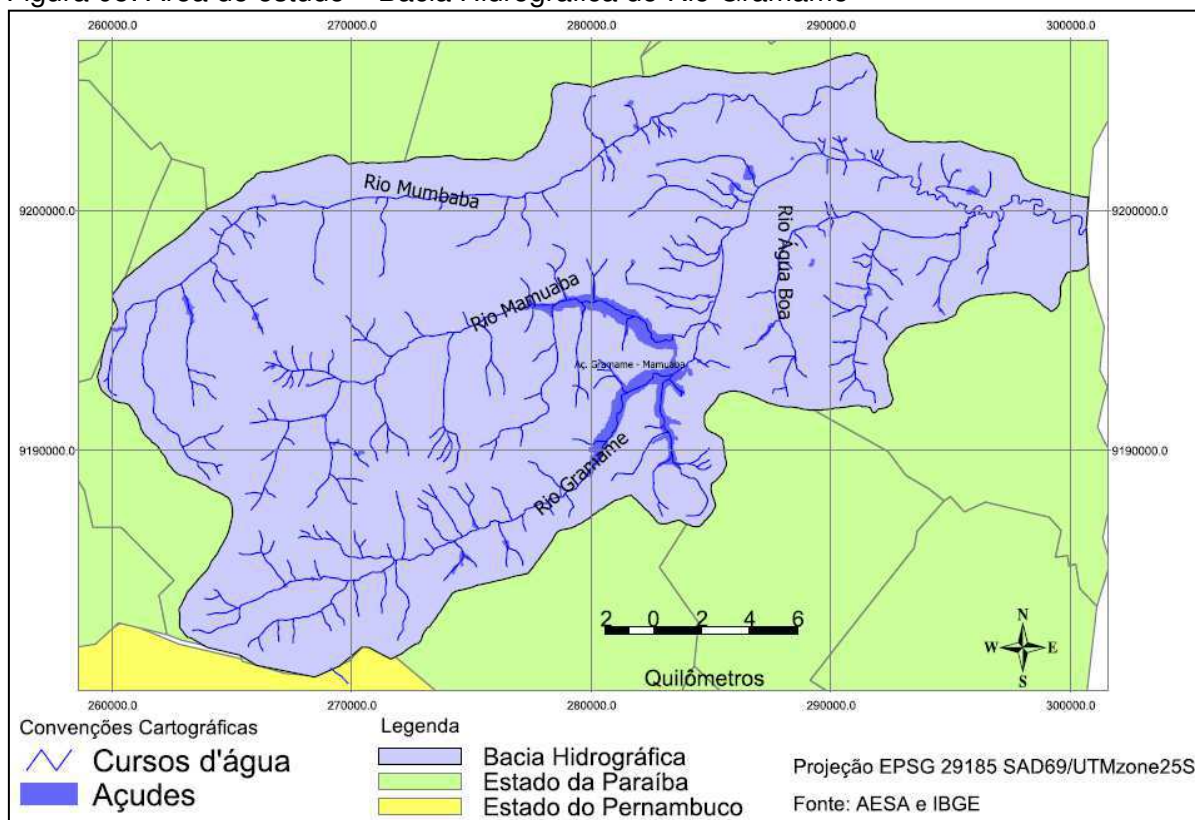


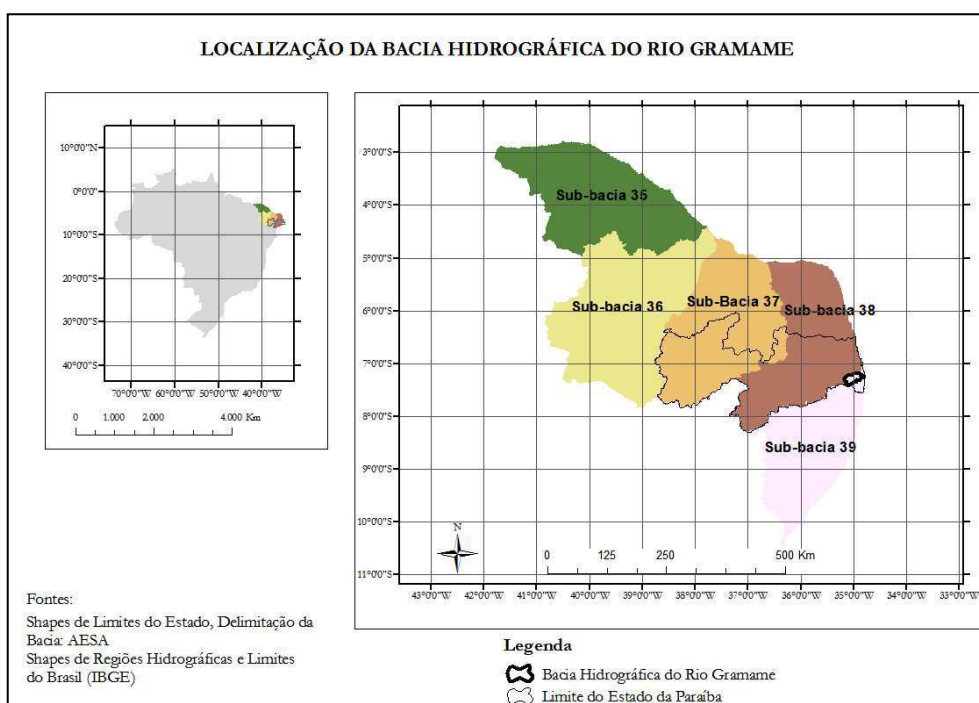
Figura 06: Divisão Hidrográfica Nacional segundo o CNRH N°32/2003.



Fonte: Machado (2011)

A bacia Hidrográfica do rio Gramame está inserida na Região Hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental, que ocupa uma área de 287.346 km² e abriga 21,6 milhões de pessoas. A bacia em estudo pertence à Sub-Bacia 39, que engloba parte do litoral dos estados da Paraíba e Alagoas, e toda costa pernambucana (Figura 7). Segundo Machado (2011), a Sub-Bacia 39 se destaca pelo fato de “abranger mais de uma dezena de pequenas bacias costeiras, caracterizadas pela pequena extensão e vazão de seus corpos d'água”.

Figura 07: Localização da bacia Hidrográfica do Rio Gramame na Região Hidrográfica Atlântico Leste.

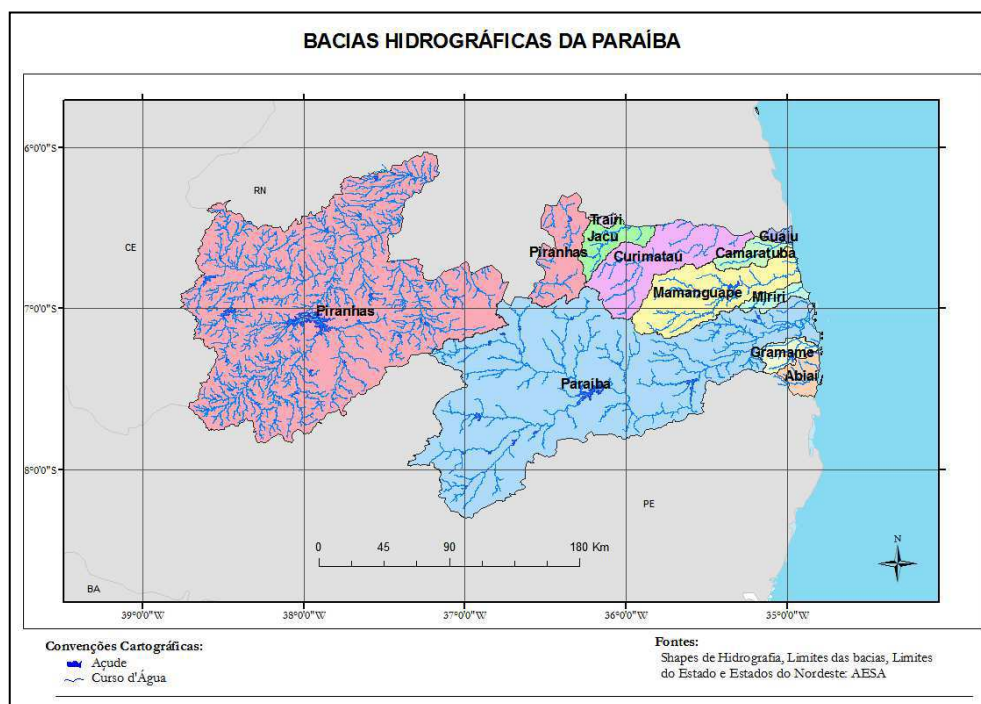


Fonte: Machado (2011)

De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA), nesta região é possível observa grandes evoluções da ação antrópica sobre a vegetação nativa: a caatinga pela pecuária; e a Zona da Mata pela cultura canieira. Uma das atividades que apresentam maior impacto sobre o ambiente é o extrativismo vegetal.

A bacia hidrográfica do Rio Gramame se situa no litoral sul do Estado da Paraíba, próxima à capital João Pessoa, entre as latitudes -7°11' e -7°23', e as longitudes -34° 48' e -35° 10', (Figura 8) (MACHADO, 2011).

Figura 08: Bacias hidrográficas do Estado da Paraíba.



Fonte: Machado (2011)

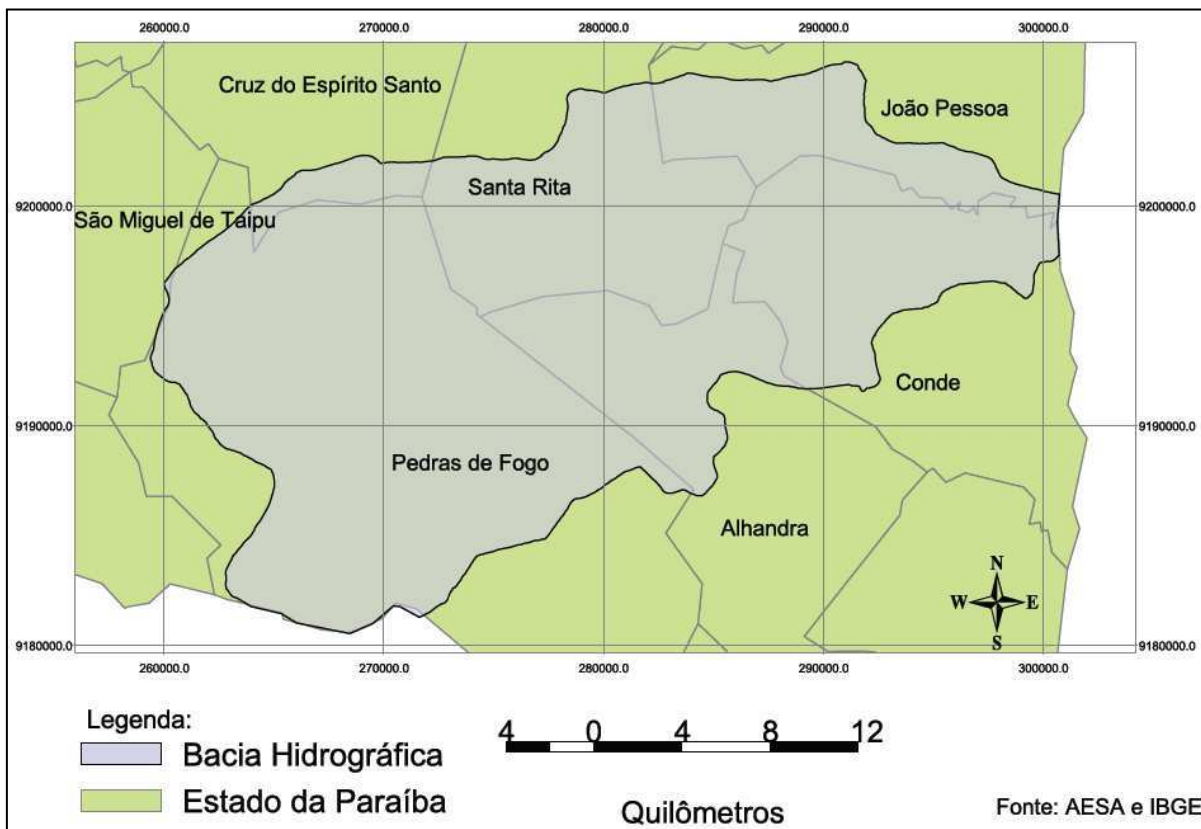
A bacia hidrográfica do rio Gramame compreende, além de João Pessoa, os municípios de Alhandra, Conde, Cruz do Espírito Santo, Santa Rita, São Miguel de Taipu e Pedras de Fogo. Os percentuais de participação em área da bacia por município estão mostrados na Tabela 5, e o mapa político da bacia está apresentado na Figura 9.

Tabela 05: Participação em área dos municípios da bacia hidrográfica do rio Gramame.

Município	Área do município (Km ²)	Área na bacia (Km ²)	Participação (%)
Alhandra	224,42	99,72	16,93
Conde	164,10	76,47	12,98
Cruz do Espírito Santo	189,32	3,50	0,59
João Pessoa	209,94	59,07	10,03
Santa Rita	762,33	155,59	26,41
São Miguel de Taipu	63,60	2,20	0,37
Pedras de Fogo	348,02	192,56	32,69
TOTAL		589,11	100

Fonte: Adaptado de Paraíba (2001)

Figura 09: Mapa político da bacia hidrográfica do rio Gramame.



Os usos consultivos de água existentes na bacia são: abastecimento humano para zona urbana e rural, industrial, abastecimento animal e irrigação. Existe uma hierarquia no suprimento das demandas priorizando em ordem decrescente, o abastecimento humano e abastecimento animal e por fim, o abastecimento industrial e a irrigação (MACHADO, 2011).

O uso mais significativo dos recursos hídricos da bacia (em torno de 58% da demanda total) constitui na exportação da água da bacia para a cidade de João Pessoa, seguido da irrigação (41 % da demanda total) (SEMARH, 2000).

Diante da baixa disponibilidade hídrica para os múltiplos usos é comum a existência de conflitos, como por exemplo, o ocorrido entre os anos de 1998 e 1999, quando os usuários de irrigação se mostraram insatisfeitos com o abastecimento urbano de cidades localizadas fora dos limites geográficos da bacia (SANTOS, 2009).

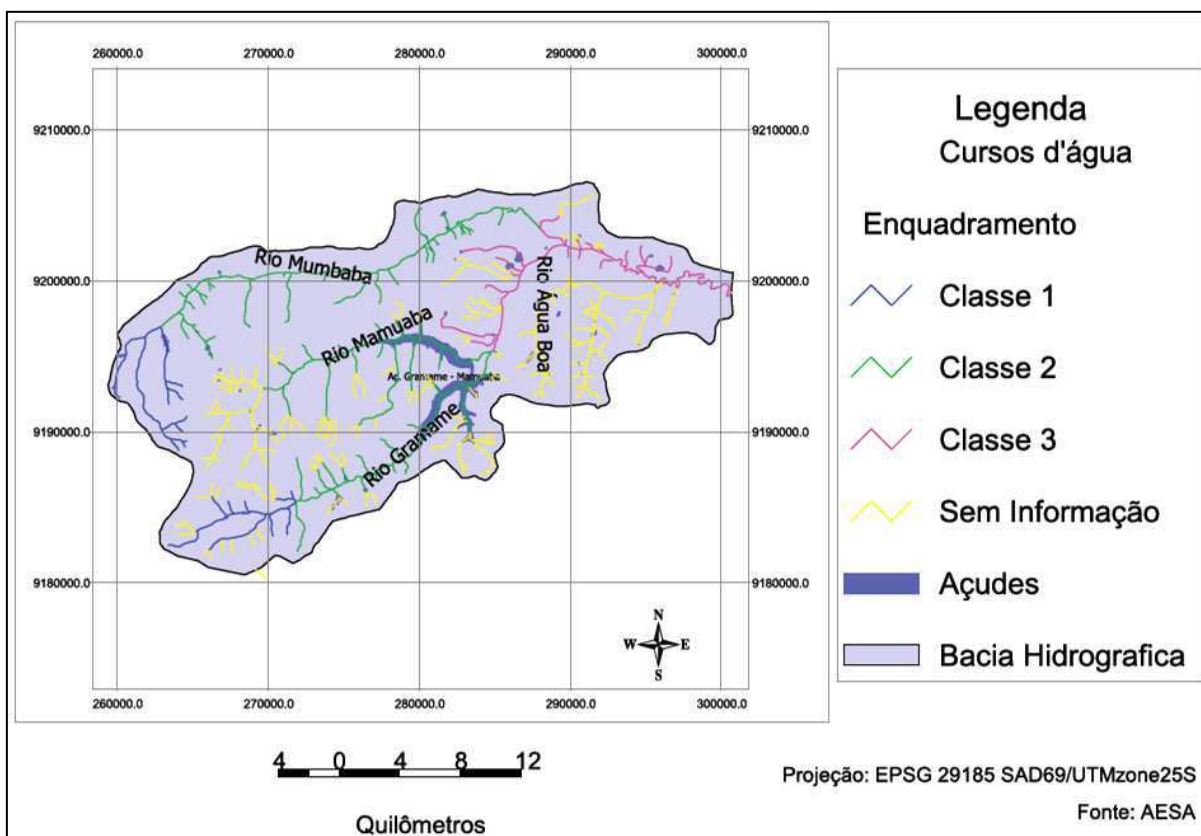
Para confecção dos mapas aqui gerados utilizou-se o software *gvSIG* versão 1.12, a partir de shapes adquiridas na AESA e no IBGE, posteriormente reprojeta-

da projeção SAD69 (EPSG 4291) para a SAD69/UTMzone25S (EPSG 29185)¹, por meio do gestor de geoprocessos existente no *software* supracitado.

3.2 MODELAGEM DA QUALIDADE DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS

De acordo com o Plano Diretor de Recursos Hídricos da bacia do Rio Gramame, as águas superficiais que escoam pela bacia do rio Gramame até a formação dos reservatórios de Gramame e Mamuaba apresentam-se em geral de boa qualidade, sendo classificadas como de Classe 2 pela Resolução CONAMA N° 357/2005. Nos sistemas do riacho da Prata, rios Gramame e Mumbaba apresentam valores elevados de cor, apresentando valores acima do limite máximo estabelecido para águas da classe 2. Tal fato deve-se provavelmente a presença de duas indústrias têxteis instalada na região, pois segundo Silva *et al.* (2001), os efluentes desse tipo de indústria atinge valor de cor acima de 9000 uH. O enquadramento dos cursos d'água desta bacia pode ser observado na Figura 10.

Figura 10: Mapa com enquadramento dos cursos d'água da bacia hidrográfica do rio Gramame.

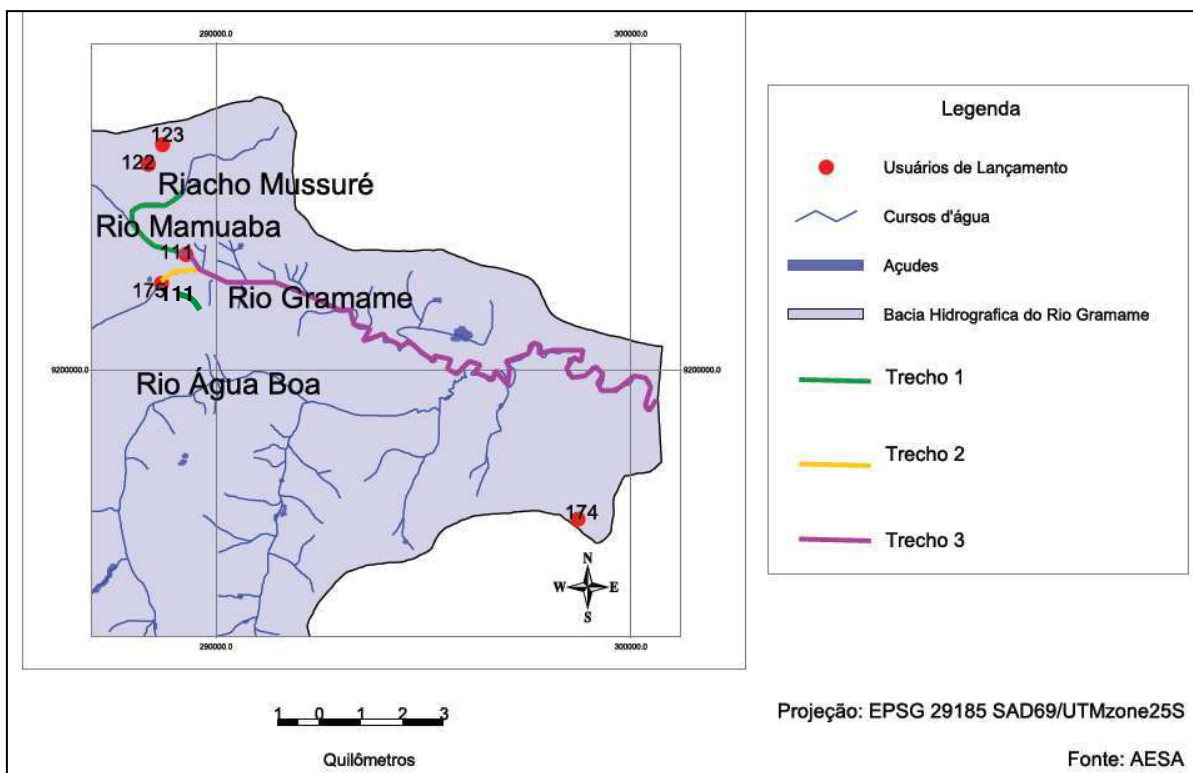


Segundo SEMARH (2000), os riscos de poluição das águas da bacia em estudo são evidentes, devido os inadequados serviços de coleta, transporte, tratamento e destino final dos efluentes líquido e sólidos. Na Figura 10, observa-se que os cursos d'água da região a jusante das barragens de Gramame e Mamuaba vem sofrendo crescente processo de degradação de sua qualidade, em especial o riacho Mussuré, que recebe efluentes de uma indústria de bebidas e uma têxtil. Pode-se constatar que são elevados alguns indicadores de poluição, tais como índice de oxigênio dissolvido (OD) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), tendo como principais fatores de poluição das águas o incremento da implantação de indústrias geradoras de efluentes líquidos no Distrito Industrial de João Pessoa e o lançamento desses efluentes em geral sem tratamento, no referido riacho, que proporcionam o consumo de oxigênio dissolvido nas águas, devido a sua decomposição pelas bactérias aeróbias.

Uma classificação simples da poluição consiste na divisão das mesmas em dois tipos. A poluição pontual e a difusa; onde a primeira diz respeito às descargas diretas dos poluentes no corpo hídrico, sendo de fácil identificação e controle; na segunda, as emissões são originadas de pequenos pontos múltiplos, sendo de difícil identificação e controle (ROCHA *et al.*, 2004). Neste trabalho será considerada apenas a poluição do tipo pontual, que ocorre em cinco pontos próximos ao exutório da bacia.

Para facilitar o desenvolvimento e aplicação do modelo os rios afetados foram divididos em três trechos conforme está representado na Figura 11. O primeiro trecho inicia-se no ponto de lançamento do usuário 123 até o encontro do Rio Mamuaba com o Gramame, o segundo trecho vai do ponto de lançamento do usuário 175 ao ponto de encontro dos rios Mamuaba e Gramame e por fim o terceiro trecho vai do ponto de encontro dos rios já citados até a foz da bacia. A partir dos dados fornecidos pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA, em 2012, de todos os usuários outorgados e com outorgas em andamento da bacia em estudo, selecionou-se todos os usuários de lançamento. Na figura supracitada é possível observar a localização dos usuários de lançamento, os quais foram atribuídos códigos. O usuário 111 e 123 são indústrias têxteis, o 122 trata-se de uma indústria de bebidas, o 174 é uma companhia de saneamento e o 175 consiste numa indústria de papel.

Figura 11: Localização dos usuários de lançamento e trechos afetados pelos efluentes líquidos.



Como não foram encontradas informações a respeito da concentração dos efluentes despejados na bacia do Rio Gramame, oriundo de cada usuário, os valores utilizados para geração de dados do modelo aqui apresentado foram retirados da literatura.

Como todos os usuário lançam seus efluentes em cursos d'água de classe 3, adotou-se a concentração permitida de DBO para manancial em qualquer trecho o valor de 10 mg/L e a DBO permitida no ponto de lançamento igualmente, por não haver mudança de classe (CONAMA, 2005; CONAMA 2011). Quanto ao OD mínimo permissível adotou-se o valor de 4 mg/L conforme apresenta a Tabela 4.

Para o coeficiente de desoxigenação (K_1) utilizou-se os valores apresentados na Tabela 1, em vista dos tipos de indústrias instaladas na bacia adotou-se o valor médio para águas residuárias concentradas ($K_1 = 0,40 \text{ d}^{-1}$). Como todos os efluentes atingem o rio Gramame que apresenta grande extensão e velocidade normal de 0,5m/s (Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Gramame) adotou-se o valor médio da Tabela 2 para o coeficiente de reaeração ($K_2 = 0,58 \text{ d}^{-1}$). Os valores

de ambos os coeficientes foram corrigidos para a temperatura média dos cursos d'água da bacia em estudo, a partir das Equações 7 e 8.

Como a bacia apresenta pontos de monitoramento dos cursos d'água, adotou-se a média desses valores apresentados no Plano Diretor de Recursos Hídricos da bacia do Rio Gramame dos anos de 1992 a 1999, a temperatura média obtida foi de 27,33°C, os demais valores obtidos encontram-se disponível na Tabela 6

Tabela 06: Valores Médios anuais de qualidade dos cursos d'água montante aos lançamentos.

Usuário	DBO do rio a montante do lançamento (mg/L)	OD do rio (mg/L)
111	0,58	6,35
122	13,41	0,75
123	13,41	0,75
174	1,94	2,36
175	1,94	2,36

Fonte: SEMARH (2000)

As vazões dos rios foram geradas considerando cenários de previsão de vazão característicos de anos considerados chuvosos, secos ou normais. Para determinação desta vazão prevista, considerou-se como dado de entrada a informação das previsões probabilísticas de precipitação classificadas em acima da média histórica, abaixo da média histórica e em torno da média histórica, em três cenários hipotéticos: Cenário 1: Ano chuvoso, com probabilidade maior de ocorrência de precipitação acima da média histórica ($P_{ch}=0,8$; $P_n=0,1$ e $P_s=0,1$); Cenário 2: Ano normal, com probabilidade maior de ocorrência de precipitação em torno da média histórica ($P_{ch}=0,1$; $P_n=0,8$ e $P_s=0,1$); e, Cenário 3: Ano seco, com probabilidade maior de ocorrência de precipitação abaixo da média histórica ($P_{ch}=0,1$; $P_n=0,1$ e $P_s=0,8$). Onde, P_{ch} , P_n e P_s é a probabilidade de ocorrência de precipitação acima da média histórica, em torno da média histórica e abaixo da média histórica, respectivamente.

Foi utilizado o método de reamostragem estatística proposto por Croley (1996 *apud* MACHADO, 2011), o qual utilizou estas previsões categorizadas probabilísticas de precipitação para geração de uma série sintética, também de precipitação, com duração de 1.000 anos. Esta série sintética é obtida repetindo-se os registros da série histórica de precipitação de tal modo que a série sintética obedeça às

probabilidades de ocorrência estabelecidas na previsão. A partir da série sintética, assim como utilizado em Machado (2011), foi definido o valor previsto de vazão em cada ponto de referência da seguinte forma: toma-se a precipitação mensal prevista pela média aritmética da precipitação do referido mês de todos os anos da série sintética originada; divide-se esta precipitação mensal prevista pela precipitação mensal média histórica originando um coeficiente de afluência; multiplica-se o coeficiente de afluência mensal pela vazão mensal média histórica em cada ponto de referência para estimativa da vazão mensal prevista.

Os dados de vazão média mensal histórica em cada Ponto de Referência foram obtidas do PDRH da bacia do rio Gramame (SEMARH, 2000), tomadas como aquelas geradas pelo modelo AÇUMOD para os pontos estratégicos equivalentes, para o período de 1972 a 1988. Tais valores estão apresentados na Tabela 7.

Tabela 07: Vazão média histórica em cada ponto de referência

Pr	Vazão (l/s)											
	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
1	102,65	156,78	351,59	557,29	1731,19	865,66	1082,10	543,72	453,61	147,39	91,21	98,76
2	184,10	291,16	607,69	803,18	2077,56	1390,94	1490,32	812,16	646,03	223,66	179,06	162,19
3	538,08	830,76	1616,07	2067,03	3756,35	3542,29	3905,84	2220,56	1649,82	586,08	516,15	471,76
4	29,04	49,04	117,08	155,86	1231,17	252,64	311,31	157,92	127,79	36,76	34,40	27,13
5	54,44	91,91	217,48	287,18	1375,27	461,96	567,68	287,70	233,37	67,47	63,29	50,48
6	344,56	545,51	1176,23	1495,06	2807,09	2546,99	2833,11	1486,28	1187,98	404,35	371,62	282,24
7	70,72	111,80	209,89	248,38	1385,78	427,89	491,00	271,31	199,53	68,32	62,58	56,88
8	97,42	149,45	286,72	342,05	1476,56	585,22	624	340,66	260,42	100,13	91,76	70,99
9	1237,15	1915,53	3856,75	4940,74	7414,47	8661,65	9563,06	5330,18	3986,32	1376,59	1235,77	1071,46
10	394,73	579,10	1131,85	1626,04	3111,03	2580,24	2993,26	1698,38	1268,62	472,29	394,77	359,00
11	760,51	1098,32	2131,6	2907,42	4740,29	4870,59	5516,42	3058,67	2311,22	783,16	669,56	631,33
12	73,52	107,73	187,73	210,23	1350,39	410,92	375,09	216,93	182,27	64,38	45,06	49,21
13	123,32	177,92	341,11	448,4	1653	798,52	904,19	520,60	373,45	116,19	109,31	109,98
14	197,87	287,42	530,84	659,57	1944,26	1207,18	1276,60	735,9	554,50	180,37	154,44	159,54
15	197,89	290,91	510,55	578,68	1865,17	1127,31	1044,24	608,58	500,90	176,30	126,62	137,52
16	468,80	685,62	1229,21	1448,99	3043,23	2746,63	2696,79	1561,47	1237,54	420,76	325,83	345,96
17	2937	4440,12	8841,41	11350,71	15932,82	20263,65	21500,65	11919,47	9076,24	3020,18	2531,90	2371,86

Fonte: Adaptado de SEMARH, (2000)

Já em relação aos dados de precipitação, foi utilizada a precipitação média mensal obtida por meio do método dos Polígonos de Thiessen aplicado por Machado (2011) em nove postos pluviométricos localizados na bacia e em sua vizinhança (Tabela 8), cujos valores históricos de precipitação dos postos foram obtidos do PDRH da bacia, considerando o período de 1972 a 1988. Os valores médios mensais obtidos por Machado (2011) estão apresentados na Tabela 9, e o traçado dos polígonos de Thiessen na Figura 12.

Tabela 08: Dados dos postos pluviométricos.

Código	Nome	Altitude (m)	Entidade
1735132	Fazenda Mamuaba de Cima	136	Cagepa
1734025	Fazenda Mamuaba	71	Cagepa
1734026	Fazenda Mumbaba	89	Cagepa
1735133	Fazenda Santa Emília	139	Cagepa
1734029	Fazenda Veneza	55	Cagepa
1735136	Imbiribeira	101	Cagepa
1735127	Jangada	125	Cagepa
1735135	Riacho do Salto	110	Cagepa
3849878	També	190	Sudene

Fonte: Machado (2011)

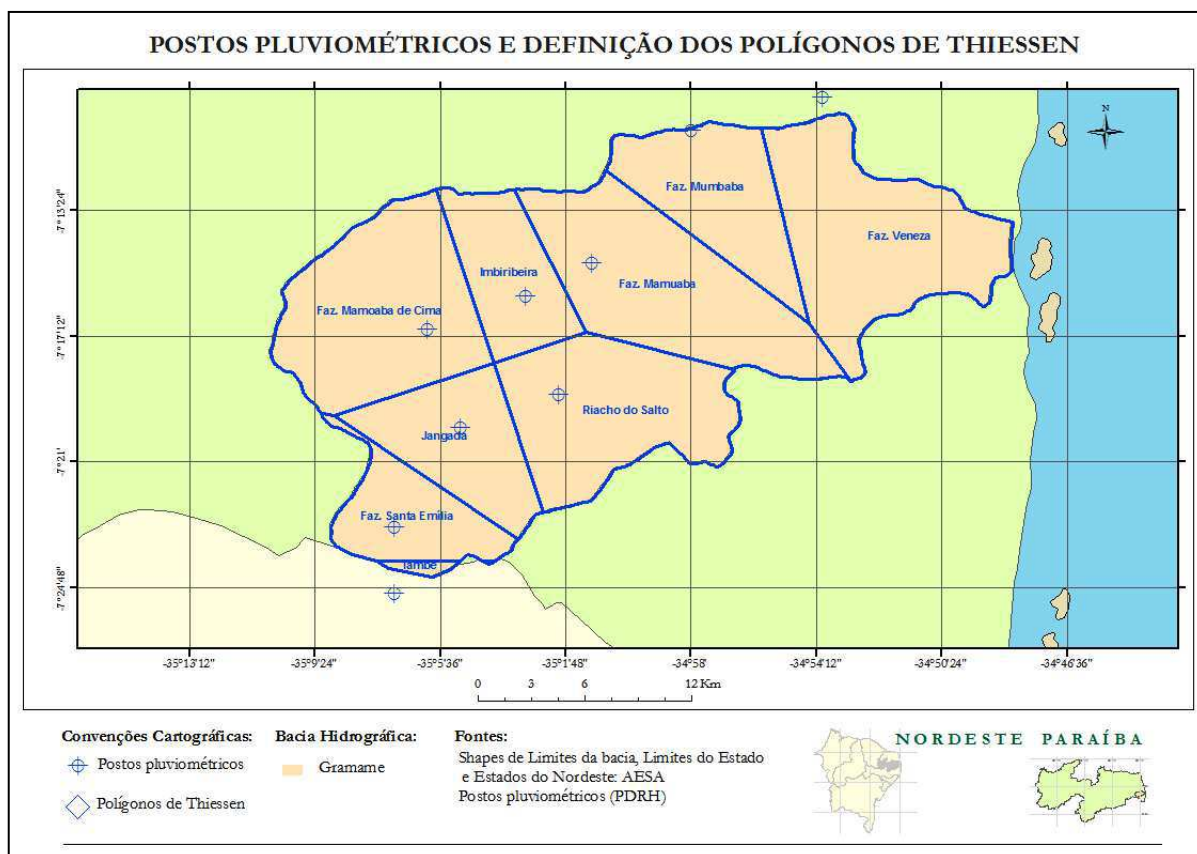
Tabela 09: Séries históricas de precipitação média na bacia do rio Gramame

Ano	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	ANUAL
1972	42,03	95,98	119,4 6	284,0 9	340,7 7	296,4 6	159,4 3	238,4 0	95,44	28,69	5,92	76,61	1783,29
1973	81,52	88,60	116,3 9	296,6 7	210,6 8	447,6 5	183,3 2	90,37	119,2 0	31,31	16,10	27,90	1709,71
1974	102,0 6	124,9 0	228,1 0	240,8 4	296,0 0	177,5 4	282,0 5	106,3 3	136,5 2	17,75	30,48	48,45	1791,03
1975	53,90	41,09	80,39	63,39	248,8 8	242,0 4	375,5 5	100,7 2	58,10	22,56	28,46	106,2 2	1421,29
1976	30,40	108,7 2	382,1 7	162,3 8	220,6 4	164,5 9	250,9 6	66,43	23,39	118,5 8	31,32	75,49	1635,07
1977	132,8 4	96,96	95,33	170,8 0	245,1 4	306,3 0	258,3 2	83,27	45,35	44,51	47,29	30,94	1557,05
1978	11,08	150,3 8	156,3 6	369,0 3	222,3 2	178,0 1	384,9 5	132,6 7	168,9 5	58,68	81,33	71,54	1985,30
1979	51,50	113,5 5	123,2 1	143,3 6	259,7 3	196,0 0	107,4 9	84,62	179,1 5	17,20	46,56	25,33	1347,70
1980	101,2 2	123,6 9	268,4 1	85,84	144,5 0	279,8 7	101,9 3	87,80	51,56	59,98	34,17	59,82	1398,79
1981	78,87	106,5 3	237,1 8	74,07	232,2 8	121,8 6	116,4 7	54,71	140,0 2	18,66	34,50	120,0 2	1335,18

Ano	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	ANUAL
1982	43,34	112,9 4	74,24	193,8 4	299,5 8	186,0 3	237,2 4	222,5 9	162,4 1	16,52	64,34	21,10	1634,17
1983	41,06	139,9 1	172,3 8	75,44	153,3 1	108,8 9	72,93	86,25	48,67	46,46	6,77	16,85	968,90
1984	109,5 7	54,61	106,0 1	257,4 6	375,6 3	156,7 7	226,8 8	177,2 3	44,49	70,58	40,23	3,13	1622,58
1985	102,6 1	137,3 2	309,2 9	267,4 1	212,6 6	346,6 1	420,0 6	163,7 9	98,16	7,57	25,92	44,16	2135,56
1986	115,8 4	89,44	274,6 0	212,5 2	264,6 9	271,3 1	228,5 7	185,6 3	155,5 7	67,48	114,9 7	35,71	2016,31
1987	46,40	134,9 0	260,1 9	257,0 8	102,0 3	304,6 3	305,0 2	108,9 7	47,30	30,56	13,63	7,85	1618,57
1988	68,33	52,23	221,5 4	224,3 1	220,4 5	270,8 7	360,7 7	148,6 2	35,86	12,01	39,81	47,59	1702,39

Fonte: SEMARH (2000)

Figura 12: Postos pluviométricos e definição dos polígonos de Thiessen na bacia hidrográfica do rio Gramame



Fonte: Machado (2011)

A Tabela 10 apresenta os valores médios anuais obtidos para a vazão prevista média, em cada trecho, nos três cenários definidos.

Tabela 10: Valores médios anuais para vazão do rio em três cenários.

Usuário	Vazão do rio no período chuvoso (m³/s)	Vazão do rio no período seco (m³/s)	Vazão do rio no período normal (m³/s)
111	2,760079983	2,13425539	2,480979153
122	0,300571694	0,243351786	0,274932609
123	0,300571694	0,243351786	0,274932609
174	10,70446475	8,25915871	9,602740545
175	10,70446475	8,25915871	9,602740545

As vazões dos esgotos foram estimadas a partir dos valores outorgados para cada usuário (valores disponibilizados pela AESA, em 2012) e estão apresentados na Tabela 11, admitindo que tais valores são iguais ao de diluição, logo a partir da Equação 4, obteve-se a Equação 12.

$$Q_{ef} = \frac{Q_{dil}}{\left(\frac{C_{ef} - C_{perm}}{C_{perm} - C_{man}}\right)} \quad (12)$$

Sendo,

Q_{ef} = vazão do efluente;

Q_{dil} = vazão de diluição do parâmetro analisado;

C_{ef} = concentração do parâmetro analisado no efluente;

C_{perm} = concentração permitida do parâmetro analisado no manancial onde é realizado o lançamento;

C_{man} = concentração natural do parâmetro do parâmetro analisado no manancial onde é realizado o lançamento.

Os resultados de cada usuário são mostrados na Tabela 11 Nessa mesma tabela tem-se a DBO de cada efluente cujos valores são os médios encontrados na literatura, alguns desses valores se encontram na Tabela 12.

Tabela 11: Dados de entrada dos esgotos para modelo, esses valores são médias anuais.

Usuario	DBO do esgoto (mg/L)	Vazão do esgoto (m³/s)	Vazão outorgada (m³/s)
111	2600	0,000819098	0,225208474
122	3300	0,016915146	0,016898148
123	2600	0,012927383	1,40818E-05
174	350	0,000594893	0,021404321

Usuario	DBO do esgoto (mg/L)	Vazão do esgoto (m³/s)	Vazão outorgada (m³/s)
175	300	0,002230847	0,080266204

Tabela 12: Valores Médios de DBO para diversos tipos de efluentes.

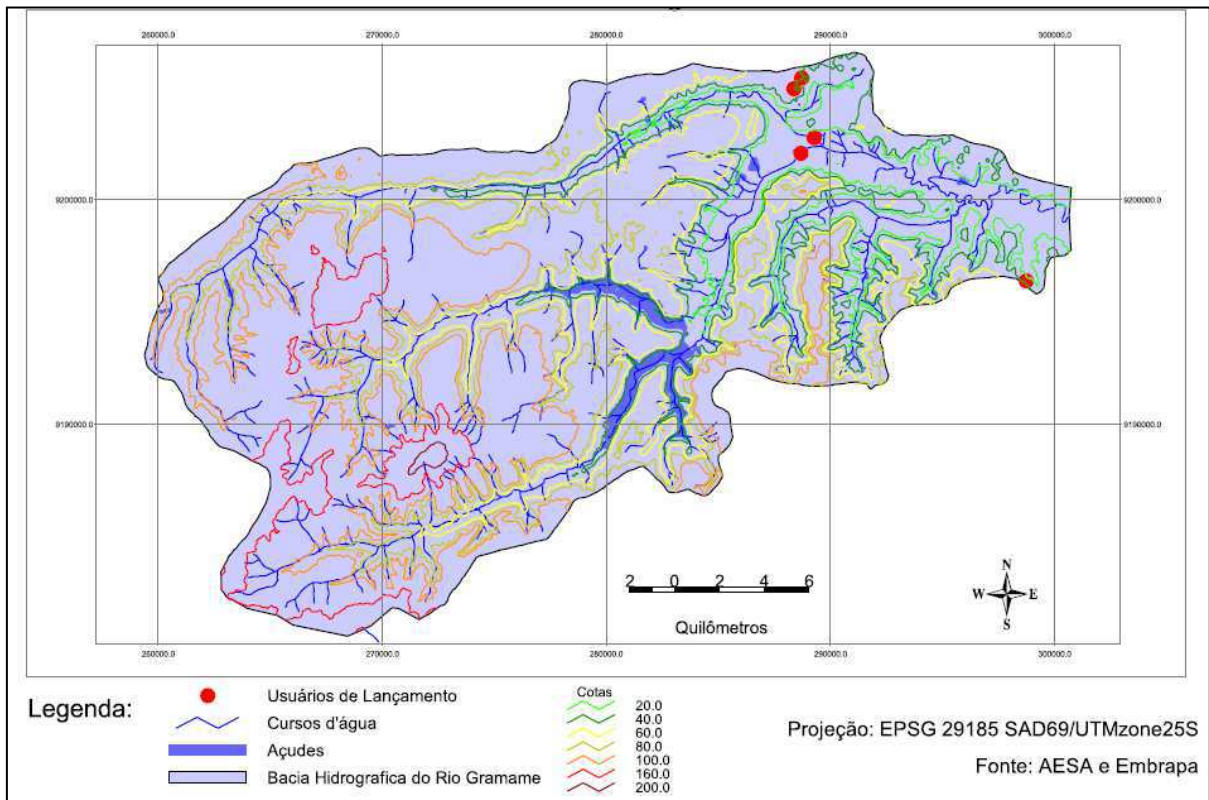
Gênero	Tipo	Concentração de DBO (mg/L)
Bebidas	Cervejaria	800 – 6000
	Refrigerantes	600 – 2000
	Vinhos	50 - 500
Têxtil	Algodão	200 – 1500
	Lã	500 – 600
	Rayon	500 – 1200
	Nylon	350
	Polyester	1500 – 3000
	Lavadeira de lã	2000 – 5000
	Tinturaria	2000 – 5000
Polpa e papel	Alvejamento de Tecidos	250 - 300
	Fabrica de polpa sulfatada	300
	Polpa e papel integrados	300 - 10000

Fonte: Adaptado de Sperling (1996).

Para o valor do oxigênio dissolvido do esgoto adotou-se o valor igual a 0 mg/L, pois os esgotos foram considerados brutos (SPERLING, 2005).

Outro dado de entrada necessário para o modelo consiste na concentração de saturação de oxigênio, cujos valores se encontram na Tabela 3, porém, para o uso desta tabela é necessário conhecer a altitude. Diante do exposto, gerou-se um mapa com as curvas de níveis (Figura 13) no *gvSIG* utilizando a ferramenta sextante – Vectorization – contour lines, a partir de imagens *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM) disponibilizada pela Embrapa.

Figura 13: Mapa com as curvas de níveis da bacia Hidrográfica do Rio Gramame.



Após identificar que os corpos hídricos envolvidos no estudo estão entre a cota de 20 metros, realizou-se a interpolação dos valores da Tabela 3, utilizando a temperatura de 27,33°C e 20 metros de altitude. O valor da concentração de saturação de oxigênio encontrado foi de 8,018 mg/L, esse valor está coerente com os apresentados em SEMARH (2000), que afirma o teor de saturação de oxigênio dissolvido na água dos mananciais superficiais na região Nordeste na faixa de 8 a 9 mg/L.

Com todos os dados de entrada adquiridos, utilizou-se o *software Excel 2007*, para o desenvolvimento do modelo. A Equação 13 foi utilizada para calcular a concentração de oxigênio da mistura de cada usuário e a Equação 14 para o cálculo do déficit de oxigênio de cada usuário (SANTOS, 2010).

$$C_o = \frac{((Q_{rio} \cdot O_{Dr}) + (Q_e \cdot O_{De}))}{Q_{rio} + Q_e} \quad (13)$$

Sendo,

C_o = concentração de oxigênio da mistura (mg/L);

Q_{rio} = vazão do rio no ponto de lançamento (m³/s);

ODr = oxigênio dissolvido no rio antes do lançamento (mg/L);

Qe = vazão do efluente (m³/s);

Ode = oxigênio dissolvido do efluente (mg/L).

$$Do = Cs - Co \quad (14)$$

Sendo,

Do = déficit de Oxigênio (mg/L);

Cs = concentração de saturação de oxigênio (mg/L);

Co = concentração de oxigênio da mistura (mg/L).

Em seguida calculou-se a constante de transformação da DBO₅ a DBO última, pela Equação 15 (SANTOS, 2010):

$$K_T = \frac{1}{1 - e^{-5K_1}} \quad (15)$$

Sendo,

K_T = Constante de transformação da DBO₅ a DBO última;

K₁ = coeficiente de desoxigenação;

Foi calculado também para cada usuário a DBO₅ logo após a mistura em mg/L a partir da Equação 16, apresentada por Santos (2010).

$$DBO_5 = \frac{(Q_{rio} \cdot DBO_r) + (Q_e \cdot DBO_e)}{Q_{rio} + Q_e} \quad (16)$$

Sendo,

DBO₅ = DBO da mistura no quinto dia;

DBO_r = DBO do rio antes do lançamento;

DBO_e = DBO do esgoto;

Q_e = vazão do esgoto;

Q_{rio} = vazão do rio.

Ainda para cada usuário calculou-se a Demanda última de oxigênio logo após a mistura (Lo), conforme a Equação 17.

$$Lo = DBO_5 \cdot K_T \quad (17)$$

Sendo,

L_0 = demanda última de oxigênio logo após a mistura;

DBO_5 = DBO da mistura no quinto dia;

K_T = Constante de transformação da DBO_5 a DBO última.

Com a demanda última de oxigênio logo após a mistura calculada, a etapa seguinte consistiu no cálculo da DBO remanescente (Equação 9) e exercida (Equação 10), ambas em função do tempo e do espaço. A equação por si só é em função do tempo, para se obter o valor em função do espaço procedeu-se da seguinte forma: calculou-se a distância dos trechos em estudo com a ferramenta medir distância existente no *software gvSIG*, seguido da criação de intervalos no *software Excel*. Com as distâncias definidas utilizando o princípio físico que o tempo é igual à razão do espaço pela velocidade, obteve-se o tempo de percurso até o ponto definido para calcular os valores das DBO.

Calculou-se ainda a vazão de diluição para DBO de cada usuário (Equação 4), bem como a vazão indisponível para DBO (Equação 11) em função do tempo e do espaço, utilizando os intervalos de espaço definidos anteriormente.

Finalmente foi possível traçar o perfil do oxigênio dissolvido nos trechos estudados ao longo do tempo e da distância (Equação 6), utilizando mais uma vez os intervalos de espaço já definidos.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

As Tabelas 13, 14 e 15, apresentam os valores primários necessários para a realização da análise dos parâmetros em estudo em função do espaço e tempo. Esses valores foram adquiridos a partir das equações apresentadas anteriormente, e aplicados para os três cenários.

Tabela 13: Valores primários encontrados pelo modelo para cada usuário no cenário seco.

Usuário	Concentração de oxigênio da mistura (mg/L)	Déficit de Oxigênio (mg/L)	Concentração de DBO5 logo apos a mistura (mg/L)	Demanda última de oxigênio logo apos a mistura (mg/L)	Vazão de diluição (m ³ /s)
111	6,3476	1,6704	1,5772	1,6793	0,2252
122	0,7499	7,2681	13,6395	14,5222	-0,0164
123	0,7499	7,2681	13,5907	14,4701	-0,0129
174	2,3598	5,6582	1,9651	2,0922	0,0251
175	2,3594	5,6586	2,0205	2,1512	0,0803

Tabela 14: Valores primários encontrados pelo modelo para cada usuário no cenário normal.

Usuário	Concentração de oxigênio da mistura (mg/L)	Déficit de Oxigênio (mg/L)	Concentração de DBO5 logo apos a mistura (mg/L)	Demanda última de oxigênio logo apos a mistura (mg/L)	Vazão de diluição (m ³ /s)
111	6,3479	1,6701	1,4379	1,5310	0,2252
122	0,7500	7,2680	13,6132	14,4941	-0,0164
123	0,7500	7,2680	13,5699	14,4480	-0,0129
174	2,3599	5,6581	1,9616	2,0885	0,0251
175	2,3595	5,6585	2,0092	2,1392	0,0803

Tabela 15: Valores primários encontrados pelo modelo para cada usuário no cenário chuvoso.

Usuário	Concentração de oxigênio da mistura (mg/L)	Déficit de Oxigênio (mg/L)	Concentração de DBO5 logo apos a mistura (mg/L)	Demanda última de oxigênio logo apos a mistura (mg/L)	Vazão de diluição (m ³ /s)
111	6,3481	1,6699	1,3512	1,4386	0,2252

Usuário	Concentração de oxigênio da mistura (mg/L)	Déficit de Oxigênio (mg/L)	Concentração de DBO5 logo apos a mistura (mg/L)	Demanda última de oxigênio logo apos a mistura (mg/L)	Vazão de diluição (m ³ /s)
122	0,7500	7,2680	13,5959	14,4757	-0,0164
123	0,7500	7,2680	13,5563	14,4335	-0,0129
174	2,3599	5,6581	1,9593	2,0861	0,0251
175	2,3595	5,6585	2,0021	2,1317	0,0803

Analisando os três cenários, observa-se que os valores encontrados em ambos foram bastante próximos, logo a alteração apenas da vazão do rio não é significativa o suficiente para alterar os parâmetros nelas expressos, tal acontecimento é justificado quando observa-se a Equação 13, pois a medida que o divisor aumenta o dividendo também aumenta, logo os valores de concentração de oxigênio da mistura serão sempre muito próximos. Na prática a vazão dos cursos d'água influenciam no processo de autodepuração, pois em períodos de estiagem o processo de autodepuração é dificultado podendo causar mortandade de peixes e outros microrganismos aquáticos (SEMARH, 2000).

Ainda no que diz respeito a Tabelas 13,14 e 15, percebe-se a existência de vazões de diluição negativas para os usuários 122 e 123, que são respectivamente uma indústria de bebidas e outra têxtil, onde ambas despejam seus efluentes no riacho Mussuré. Esses valores negativos indicam que a vazão outorgada para tais indústrias não são suficientes para a diluição dos parâmetros estudados no riacho já citado.

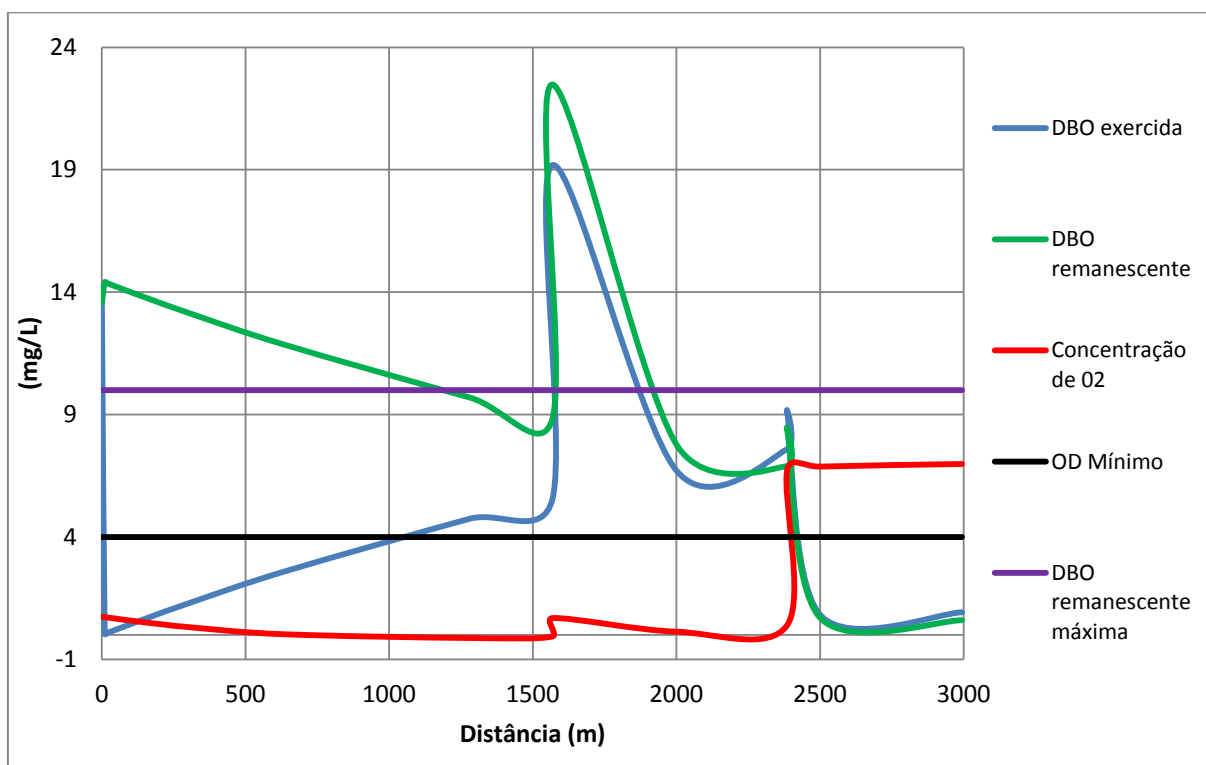
O valor negativo para a indústria de bebidas (usuário 122) justifica-se pela caracterização de seus efluentes com alto potencial de poluição, alta carga orgânica superior a capacidade de degradação dos microrganismos, e o alto teor de sólidos em suspensão dificultam a penetração da luz no corpo d'água, dificultando conseqüentemente o processo de fotossíntese dos seres autotróficos que também auxiliam na degradação da matéria orgânica (SANTOS, 2005).

O valor negativo para a indústria têxtil (usuário 123) também é justificado pelas características complexas de seus efluentes, que apresenta alta carga de matéria inorgânica e DBO, quando não tratados provocam a morte da fauna e flora aquática, bem como interfere nos processo de fotossíntese do corpo hídrico atingido. Além

destes fatos, algumas classes de corantes e seus subprodutos podem ser carcinogênicos e/ou mutagênicos (COGO, 2011).

Como os valores são muito próximos para os três cenários, será imperceptível a diferença na visualização gráfica do perfil da concentração de oxigênio, DBO e vazão de diluição entre os três cenários. Por tanto, a partir desse momento analisar-se-ão os resultados a partir dos trechos do cenário normal, tais análises também são válidas para os demais cenários. As Figuras 14,15 e 16 demonstram o comportamento da concentração de oxigênio dissolvido, da DBO e da vazão indisponível para DBO referente aos três trechos de estudo.

Figura 14: Perfil da concentração de OD e DBO em função da distância para o trecho 1 – Cenário normal.



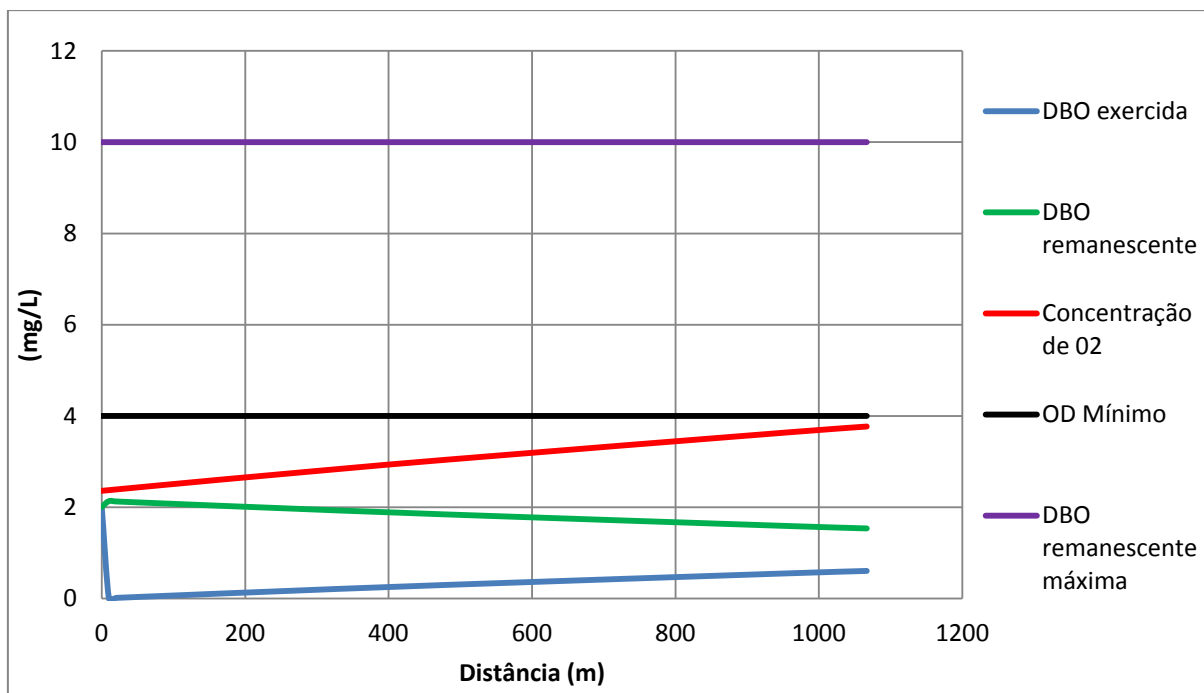
Na Figura 14 é possível identificar os três pontos de lançamento de efluentes no corpo hídrico. O perfil começa a partir do usuário 123, exatamente no ponto 0. É possível observar que à medida que se distancia do lançamento os valores da DBO remanescente e a concentração de oxigênio estão diminuindo o que indica a existência da degradação da matéria orgânica do efluente e do processo de autodepuração. O pico existente entre as distâncias de 1500 e 2000 metros é o

ponto de lançamento do usuário 122 que apresenta uma DBO maior que o anterior. O segundo pico entre as distâncias 2000 e 2500 metros trata-se do lançamento do usuário 111 que por sua vez apresenta um efluente com DBO menor que o usuário anterior, é nessa zona que se encontra o maior nível de poluição, podendo o OD chegar a 0 mg/L. O estranho aumento na concentração do oxigênio deve-se ao fato que é nesse trecho que acontece a mudança de corpo hídrico, mais especificamente do riacho Mussuré para o rio Mamuaba, o último por sua vez apresenta uma boa quantidade de OD muito maior que o riacho já citado (SEMARH, 2000).

Para DBO, no que diz respeito aos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005 para águas doces classe 3, verificou-se que a DBO proporcionada pelo usuário 123 está acima do valor máximo permitido, esse alto valor é justificado em virtude da DBO do próprio manancial que é bastante alta conforme mostra a Tabela 6. O valor da DBO passa a estar em acordo com a resolução já citada próxima a distância de 1500 metros, porém, depois desta distância o valor volta a superar o valor máximo permitido em virtude da presença do efluente da indústria de bebidas. Como por volta da distância de 2000 metros existe a mudança do riacho Mussuré para o rio Mamuaba, o parâmetro aqui analisado volta a estar abaixo do valor máximo permitido e se mantém até o fim do trecho, isso em virtude do rio Mamuaba apresentar DBO baixa conforme apresenta a Tabela 6. Segundo Sperling (1998, *apud* Silva e Monteiro, 2004) um rio bastante limpo possui uma DBO natural de, aproximadamente, 1,0 mg/L, decorrente da matéria orgânica oriunda de folhas e galhos de árvore, peixes mortos, fezes de animais, etc.

Para o OD, os valores apresentados da distância zero até próximo a distância 2500 metros estão abaixo dos valores estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357/2005 para águas doces classe 3. O valor do OD só passa atender a esta resolução quando ocorre a mudança do riacho Mussuré para o rio Mamuaba, que apresenta a concentração de oxigênio em média igual a 6,35 mg/L.

Figura 15: Perfil da concentração de OD e DBO em função da distância para o trecho 2 – Cenário normal.

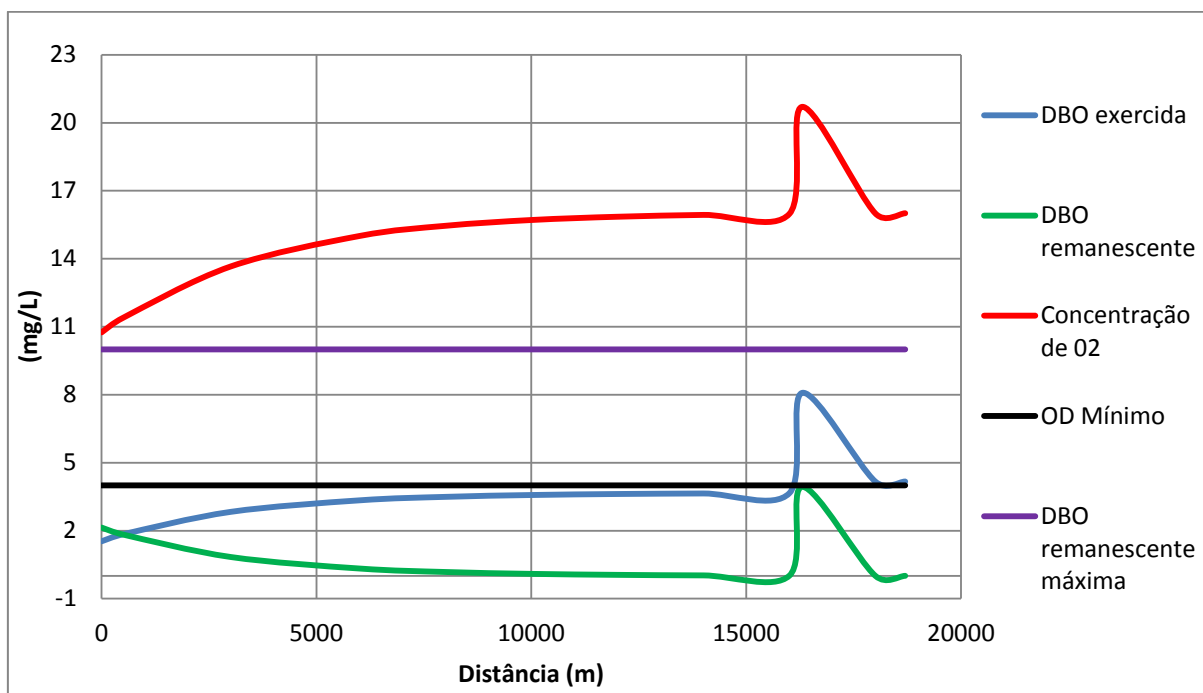


No trecho 2 cujo perfil está representado na Figura 15, percebe-se que o efluente do usuário 175 não é tão complexo quanto os do trecho 1, trata-se de um efluente basicamente orgânico. Mais uma vez é possível observar o processo de degradação da matéria orgânica do efluente e do processo de autodepuração. O que chama atenção é que a concentração de oxigênio que deveria diminuir com a DBO remanescente para que então posteriormente aumentasse, está desde o início aumentando. O provável motivo desse acontecimento é a presença de algas, que em parte são responsáveis pela produção de oxigênio nas águas, e esse trecho é favorável ao desenvolvimento das mesmas, entretanto sua grande concentração pode acarretar alguns problemas, como formação de grande massa orgânica, levando a quantidade excessiva de lodo e à liberação de compostos orgânicos que podem ser tóxicos (SEMARH, 2000).

Quanto aos valores estabelecidos na Resolução CONAMA supracitada para os parâmetros DBO e OD em águas doces classe 3, o trecho dois atende o valor máximo permitido para DBO em toda a sua extensão, ao mesmo tempo que não atende o valor mínimo para o OD também em toda sua extensão. O valor da DBO é justificado pelo fato do lançamento da indústria de papel (175) acontecer no rio Gramame que assim como o rio Mamuada apresenta uma DBO característica de

rios limpos, quanto ao OD deve-se a baixa concentração existente neste trecho do rio mesmo antes do lançamento fato já mencionado na Tabela 6.

Figura 16: Perfil da concentração de OD e DBO em função da distância para o trecho 3 – Cenário normal.



O início do trecho três consiste na junção do trecho 1 com o 2. Na Figura 16 é possível identificar o ponto de lançamento do efluente do usuário 174, no pico que ocorre um pouco depois da distância de 15000 metros. No ponto de lançamento mais uma vez percebe-se o aumento na concentração de oxigênio, que também pode ser provavelmente explicado pela presença de algas, tendo em vista que o efluente deste usuário é rico em matéria orgânica como o do usuário 175 (SEMARH, 2000).

O trecho três apresenta as características das zonas de recuperação e limpa, pois pela Figura 16 percebe-se que desde o início do trecho a DBO remanescente diminui enquanto a concentração de oxigênio aumenta. Este trecho é o único que em toda sua extensão atende todas as condições para os parâmetros de OD e DBO determinados na Resolução CONAMA N° 357/2005.

Das Figuras 17 a 19, são representados os mesmos perfis, só que em função do tempo.

Figura 17: Perfil da concentração de OD e DBO em função do tempo para o trecho 1 – Cenário normal.

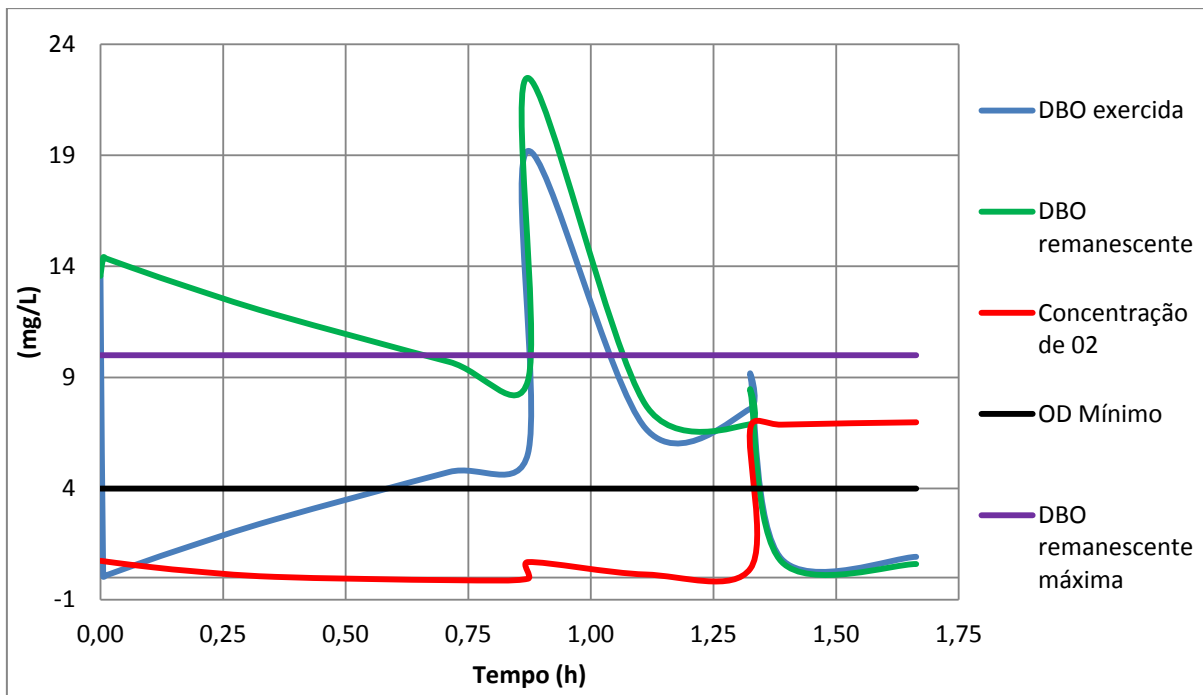


Figura 18: Perfil da concentração de OD e DBO em função do tempo para o trecho 2 – Cenário normal.

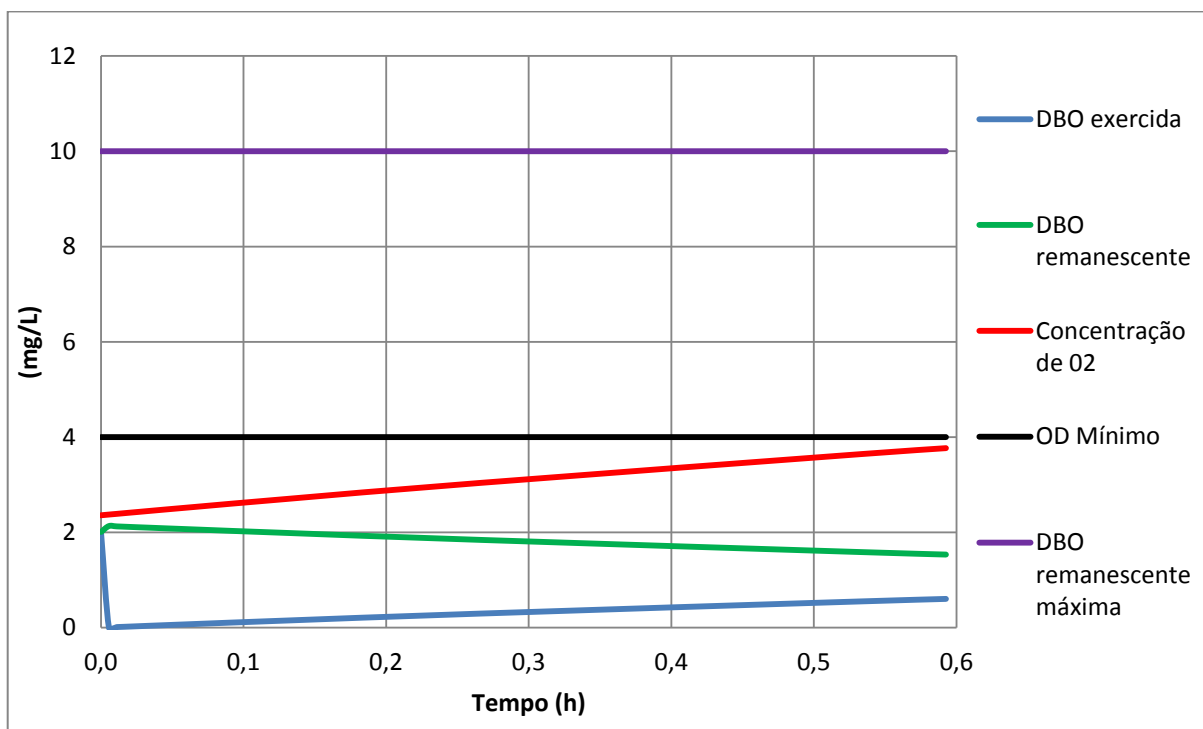
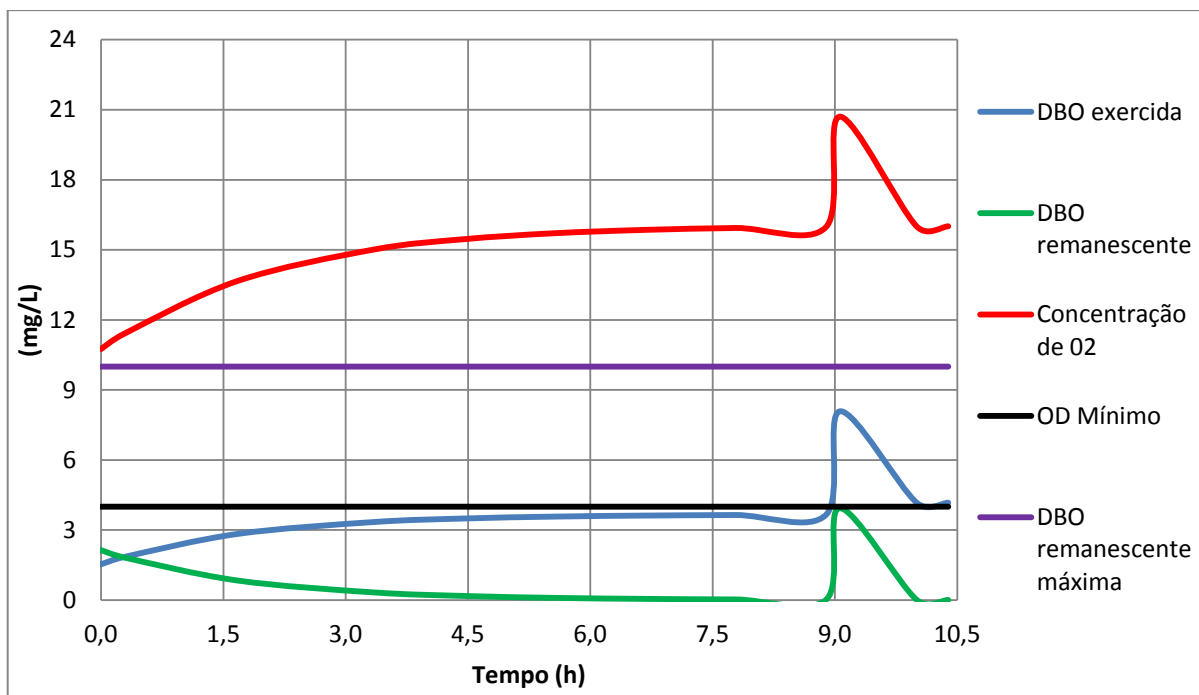


Figura 19: Perfil da concentração de OD e DBO em função do tempo para o trecho 3 – Cenário normal.



O modelo também gera perfil para a vazão indisponível de DBO em função do espaço e do tempo, conforme são apresentados da Figura 20 a 25 para todos os trechos.

Figura 20: Perfil da vazão indisponível para DBO em função da distância para o trecho 1 – Cenário normal.

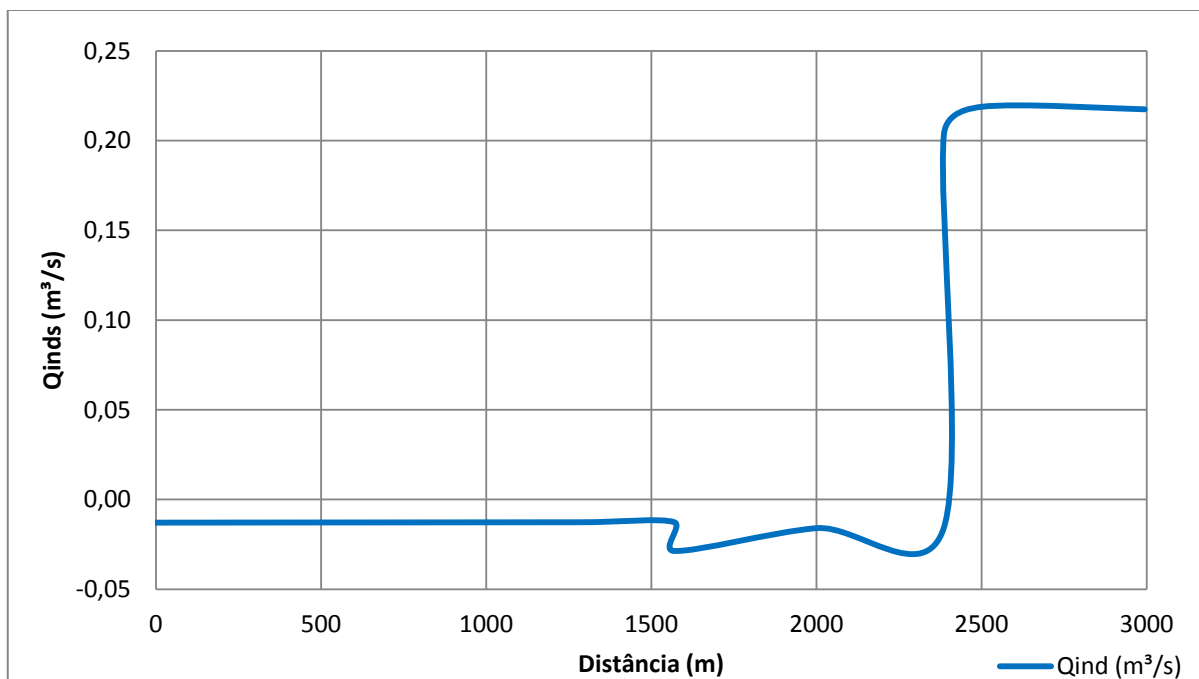
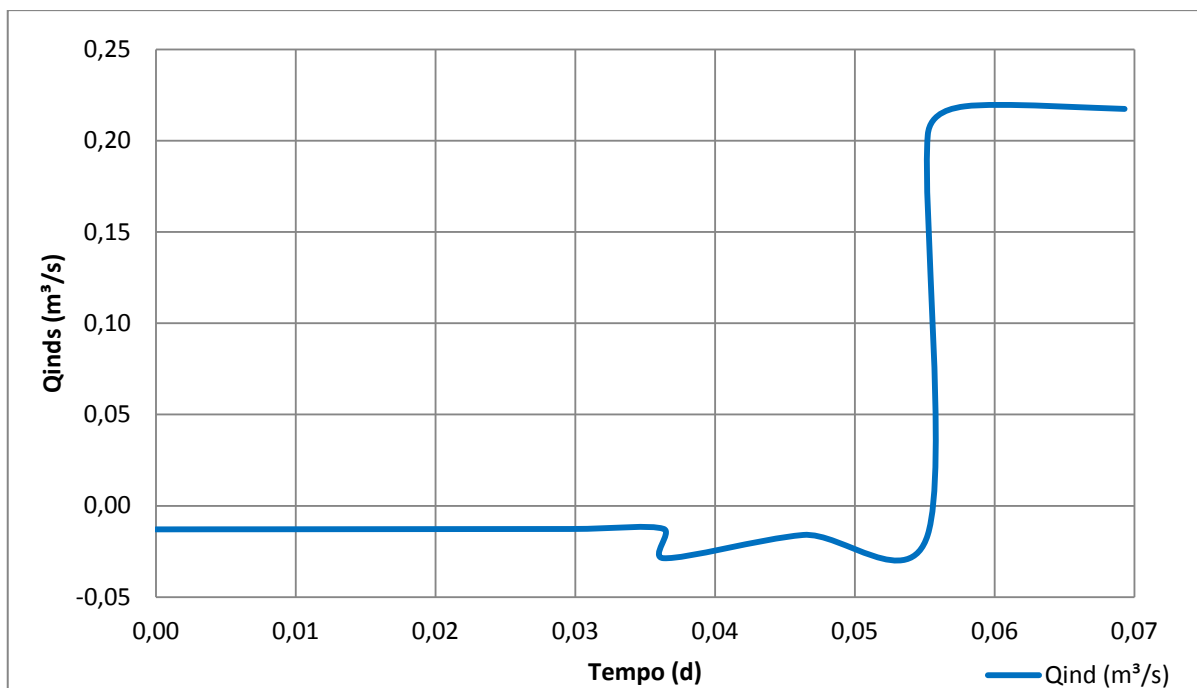


Figura 21: Perfil da vazão indisponível para DBO em função do tempo para o trecho 1 – Cenário normal.



Como o valor da vazão de diluição encontrado foi negativo, conforme foi explicado anteriormente é natural que o valor da vazão indisponível também seja negativa conforme se observa nas Figuras 20 e 21. Nas mesmas figuras observa-se que em alguns trechos com o passar do tempo o valor da vazão indisponível vai aumentando, quando na verdade deveria diminuir segundo Silva e Monteiro (2004), mas tal verdade só é válida para vazões indisponíveis positivas que é o que acontece na realidade, como parte do trecho um apresenta essa vazão negativa acontece o inverso, o valor da mesma aumenta. Aqui os picos presentes nas Figuras 20 e 21 também tratam-se dos pontos de lançamento, próximo a distância 2500 metros observa-se que a vazão passa a ser positiva, por que é nesse ponto que acontece a mudança de corpo hídrico, mais especificamente do riacho Mussuré para o rio Mamuaba, o ultimo por sua vez consegue oferecer a vazão necessária pra diluir a DBO dos efluentes da indústrias 123,122 e 111, a partir de então observa-se o processo natural em que a vazão indisponível tende a voltar a ser disponível graças ao processo de auto depuração, pois como se trata de um parâmetro não conservativo, ocorre naturalmente um decaimento do valor desta vazão.

Figura 22: Perfil da vazão indisponível para DBO em função da distância para o trecho 2 – Cenário normal.

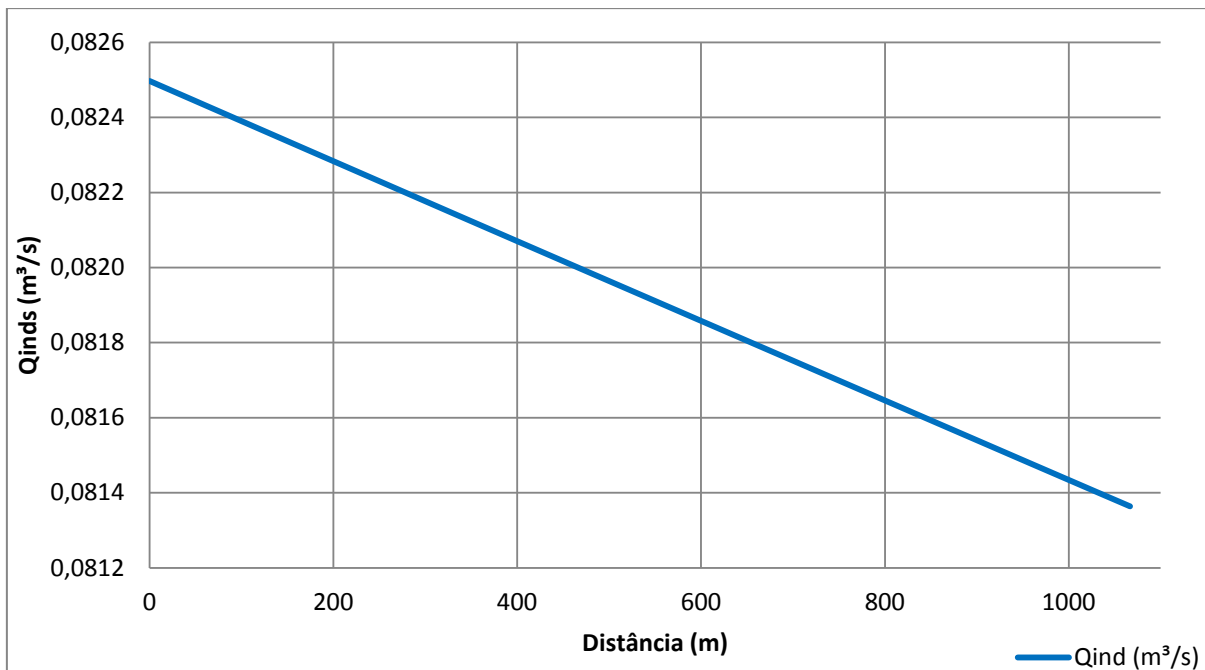
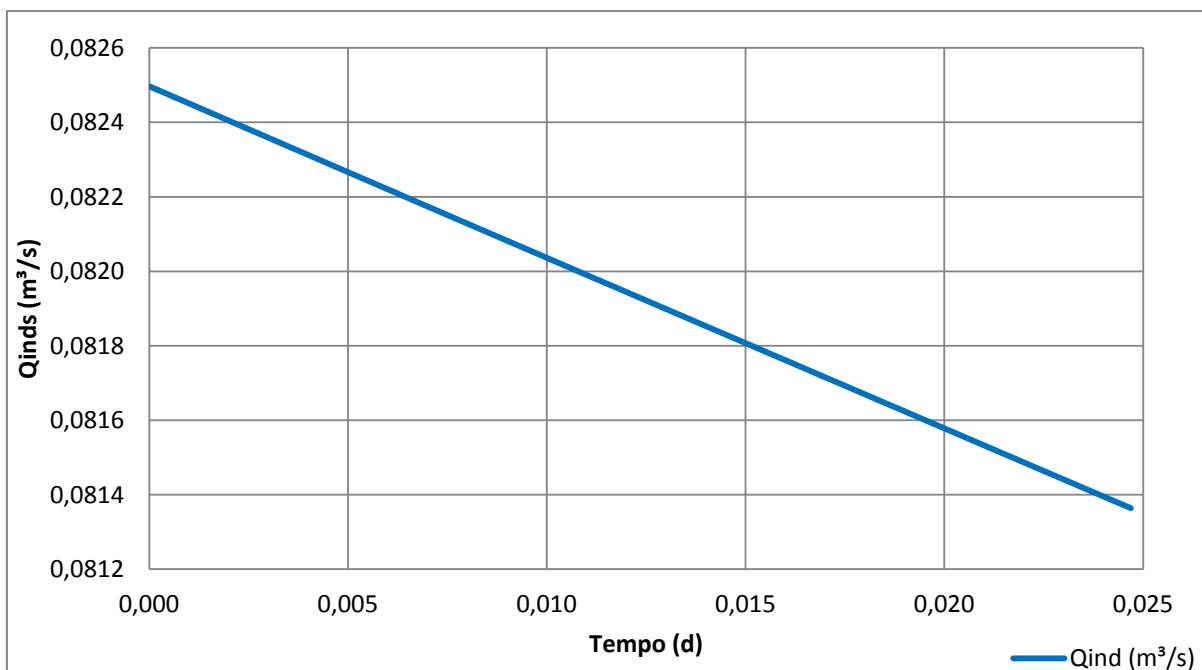


Figura 23: Perfil da vazão indisponível para DBO em função do tempo para o trecho 2 – Cenário normal.



Para o trecho 2 conforme as Figuras 22 e 23, observa-se o comportamento natural.

Figura 24: Perfil da vazão indisponível para DBO em função da distância para o trecho 3 – Cenário normal.

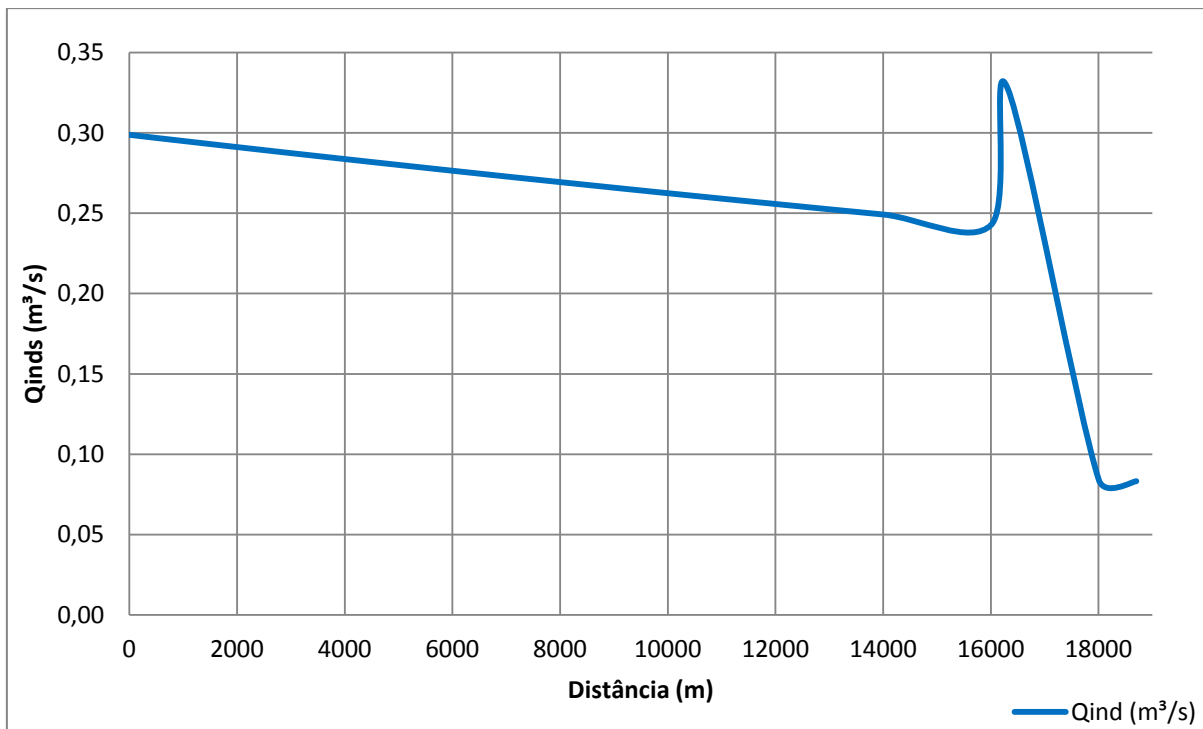
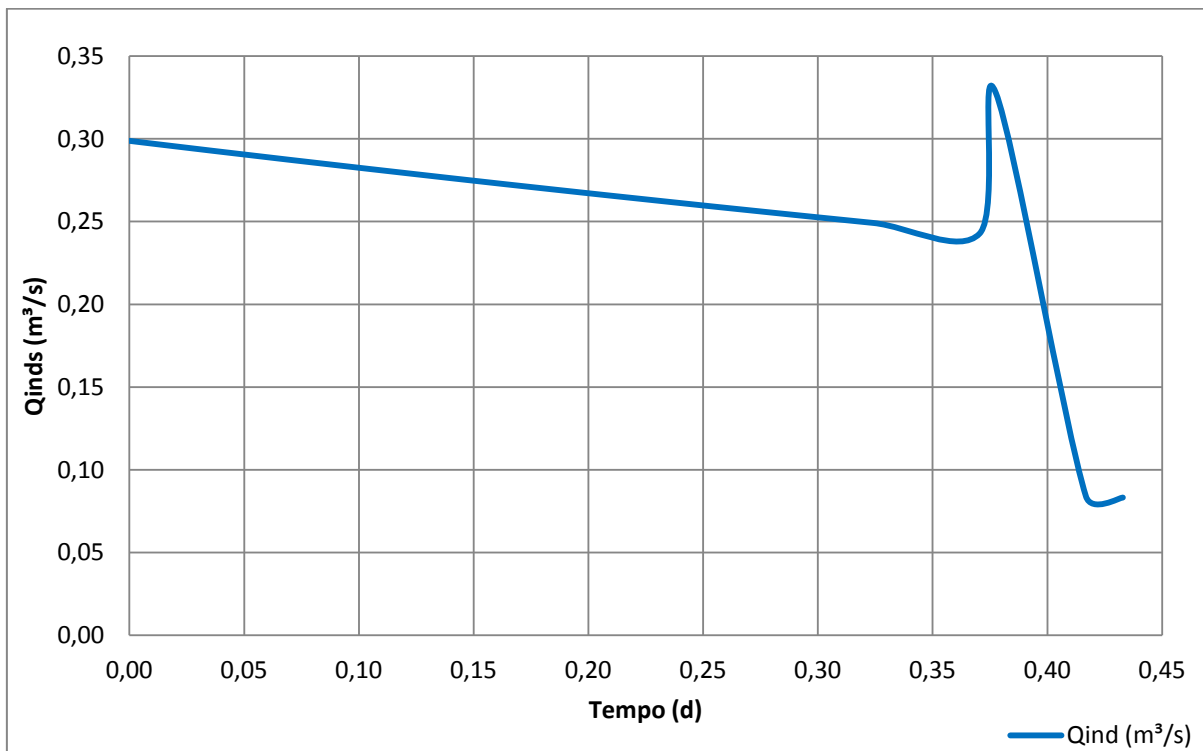


Figura 25: Perfil da vazão indisponível para DBO em função do tempo para o trecho 3 – Cenário normal.



As Figuras 24 e 25, também mostram que não há nenhuma anormalidade neste trecho, é visível o decaimento do valor da vazão indisponível com o decorrer do tempo, o pico que provoca o aumento instantâneo deve-se ao lançamento do efluente do usuário 174.

Por fim, sabe-se que o agravamento dos problemas de degradação da bacia do rio Gramame está relacionado com a grande irregularidade na distribuição da precipitação que ocorre na região da bacia e a baixa vazão desses cursos d'água, que não poderiam ser usados como diluidores de despejos. O lançamento de efluentes mesmo que tratados no riacho Mussuré, significa o escoamento de águas com teores não recomendáveis de poluentes, pelas calhas dos rios em determinados períodos do ano. Nestes casos, não se deve utilizar a capacidade de autodepuração dos cursos d'água para a diluição de despejos (SEMARH, 2000).

5 CONCLUSÕES

Diante do exposto sobre os aspectos ambientais na bacia do rio Gramame, fica evidente que os conflitos pelos recursos hídricos poderão ocorrer em quantidade e qualidade, uma vez que há fontes de poluição provenientes de diversas atividades antrópicas.

O modelo desenvolvido apresenta uma vantagem em relação a outros, por incorporar as interações existentes entre diversos usuários e os diferentes corpos d'água.

No desenvolvimento deste trabalho constatou-se que dos três trechos estudados dois (trecho 1 e 2) apresentam valores que não atendem as condições para os parâmetros de DBO e/ou OD definido para corpos d'água de classe 3, pela Resolução CONAMA 357/2005, que deixa visível o processo de degradação da qualidade das águas dessa região da bacia.

No decorrer do desenvolvimento do modelo ficou explícita a necessidade da caracterização dos efluentes que estão sendo lançados nos trechos em estudados, para melhor representar o perfil dos parâmetros analisados e tomar medidas mais eficazes para a manutenção da saúde destes ambientes aquáticos.

Os resultados que foram apresentados mostram que mesmo os corpos hídricos possuindo a capacidade de se autodepurar, é necessário respeitar seus limites para que esse processo natural ocorra normalmente.

O objetivo de um modelo de qualidade de água desenvolvido é de dotar o órgão responsável pelo gerenciamento da bacia do rio Gramame de uma ferramenta técnica para cenários arbitráveis de desenvolvimento que impliquem em alterar o arranjo de captações e lançamentos de despejos (tratados e não tratados), tais como elementos novos ou ampliações/reduções dos existentes, para dar apoio à tomada de decisões de planejamento do uso do solo, da água e de atividades econômicas na bacia de forma a minimizar os conflitos que porventura venha a ocorrer.

Sugere-se que sejam realizados estudos futuros que venham aperfeiçoar o modelo aqui aplicado, considerando a contribuição da poluição difusa e acrescentando-se ao mesmo, parâmetros que não foram abordados, como por exemplo, a temperatura e os parâmetros conservativos.

REFERÊNCIAS

AESA- Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Disponível em: <<http://www.aesa.pb.gov.br/geoprocessamento/geoportal/shapes.html>>. Acesso em 25 de janeiro de 2013.

ANDRADE, L. N. **Autodepuração dos corpos d'água**. Revista da Biologia, vol. 5, Vitória - MG, dez. 2010.

BERENHAUSER, H. T. **Fabricação de cervejas e refrigerantes, tratamento de efluentes**. Curso: Caracterização e tratamento de despejos industriais, abr. 1999. Notas de Aula.

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**. Person Prentice Hall, São Paulo - SP, 2005.

CASTRO, M. M. **Modelação matemática de lagos e reservatórios caso do reservatório Billings**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo - SP, 2010.

CEBALLOS, B. S. O. **Microbiologia Sanitária**. In: Lagoas de Estabilização e Aeradas Mecanicamente. Ed. Sergio Rolim Mendonça. Ed. UFPB/ABES. Pag: 89 – 150, 1990.

CEBALLOS, B. S. O. **Variabilidade da Qualidade das Águas de Açudes Nordestinos**. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

COGO, M. C. **Etudo de caracterização e disposição dos Resíduos de uma indústria têxtil do estado do Rio Grande do Sul**. Trabalho de diplomação em engenharia química. Departamento de Engenharia Química – UFRGS, Porto Alegre – RS, 2011.

Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357/2005**. De 17 mar. 2005 – Publicada no DOU de 18 mar. 2005, pág. 58-63.

Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 430/2011**. De 13 mai. 2011 –Publicada no DOU de 16 de mai. 2011, pág. 89-98.

KELMAN, J. **Outorga e Cobrança dos Recursos Hídricos**. In: A Cobrança pelo Uso da Água/Antônio Carlos de Mendes Thames ...[et al.]. São Paulo – SP, 2000.

KONZEN, R. A.; XAVIER, C. R.; VANZETTO, S. C. **Remoção de matéria orgânica e compostos específicos em efluentes de indústria de celulose Kraft por reator de biofilme com leito móvel (MBBR)**. In: Seminário de Iniciação Científica e Tecnológica da UTFPR, 17, *Anais* 2012, Curitiba – PR, 2012.

MACHADO, E. C. M. N. (2011) **Metodologia Multiobjetivo para Alocação de Vazão Excedente em Bacia Hidrográficas**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande - PB.

MELO, A. D. **Operação de reservatórios no semiárido considerando critérios de qualidade de água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande - PB, 2005.

Mundo Estranho, disponível em <http://mundoestranho.abril.com.br/materia/como-e-feito-o-papel#>. Acesso em: 08 de Abril de 2013

NAGALLI, A.; NEMES, P. D. **Estudo da qualidade de água de corpo receptor de efluentes líquidos industriais e domésticos**. Ver. Acad., Ciênc, Agrár. Ambient., Curitiba, v 07, n 2, p. 131-144, abr/jun 2009.

OPPA, L. F. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacai Mirim – Santa Maria**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, 2007.

PARAIBA (2001). **Plano Estadual de Recursos Hídricos – Relatório Final**. Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia do Meio Ambiente. Agência executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/perh/>

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução a química ambiental**. Bookman, Porto Alegre - RS, 2004.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução a química ambiental**. 2 ed., Bookman, Porto Alegre - RS, 2009.

SANTOS, A. R.; *et al.* **Ad'água 2.0: Sistema para simulação da autodepuração de cursos d'água – manual do usuário**. CAUFES, Alegre - ES, 2010.

SANTOS, M. S. **Cervejas e refrigerantes**. CETESB, São Paulo – SP, 2005. Disponível em: <HTTP://www.cetesb.sp.gov.br>

SANTOS, R. B. **Avaliação de intervenções hidráulicas na bacia do rio Gramame-PB com o uso das técnicas de análise multiobjetivo e multicriterial**. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande-PB, 2009.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. **Recursos hídricos: histórico, gestão e planejamento**. São Paulo – SP, 1995.

SARDINHA, D. S. *et al.* **Avaliação da qualidade e autodepuração do ribeirão do Meio, Leme (SP)**. Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Rio de Janeiro - RJ, v 30, n 3, p. 329-338, 2008.

SEMARH (2000). **Plano diretor de recursos hídricos da Bacia do rio Gramame**. Governo do Estado da Paraíba, Secretaria Extraordinária do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e Minerais – SEMARH.

SILVA, F. J. A. *et al.* **Descolonização de efluente de indústria têxtil utilizando coagulante natural (Moringa oleifera e quitosana)**. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2001.

SILVA, L. M. C.; MONTEIRO, R. A. **Outorga de direito de uso de recursos hídricos: Uma das possíveis abordagens**. In: Machado, C. J. S. (Org.) - Gestão de Águas Doces. 1 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2004.

SILVA, S. C. **Tratamento químico e biológico de efluentes da indústria têxtil como forma de redução do impacto ambiental aos recursos hídricos – Estudo de caso: Mar Industrial Têxtil e Tinturaria Ltda**. Monografia (Especialista em Auditoria e Perícia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Auditoria e Perícia Ambiental, Universidade do Extremo Sul Catarinense - UNESC, Criciúma, 2011.

SPERLING, V. M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, Belo Horizonte - MG, 2007.

SPERLING, V. M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed., Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, Belo Horizonte - MG, 1996.

SPERLING, V. M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, Belo Horizonte - MG, 2005.