

Universidade Federal da Paraíba
Campus II – Campina Grande
Centro de Ciências e Tecnologia
Departamento de Engenharia Civil
Área de Engenharia Sanitária e Ambiental

Relatório Final de Estágio

**ANÁLISE DA APLICAÇÃO DO
MODELO DE STREETER E PHELPS EM UM
TRECHO DO RIO BODOCONGÓ - PB**

Rodolfo Mamedes de C. M. dos Santos

Matrícula 9511249

Campina Grande, Paraíba
Fevereiro /2000



Biblioteca Setorial do CDSA. Junho de 2021.

Sumé - PB

Universidade Federal da Paraíba – Campus II
Centro de Ciências e Tecnologia
Departamento de Engenharia Civil
Área de Engenharia Sanitária e Ambiental

Relatório Final de Estágio



Rodolfo Mamedes de C. M. dos Santos

Aluno



Prof.^a Dr.^a Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

Orientadora e Supervisora

Campina Grande – PB
Fevereiro de 2000

Este relatório é requisito obrigatório para obtenção do título de Graduado em Engenharia Civil, pela Universidade Federal da Paraíba – Campus II

Índice

1	INTRODUÇÃO	7
2	OBJETIVOS	10
2.1	Geral	10
2.2	Específico	10
3	REVISÃO DE LITERATURA	11
3.1	Os rios	11
3.2	Poluição de águas superficiais	12
3.3	Esgoto doméstico	14
3.4	Autodepuração de cursos d'água	16
3.4.1	Conceito de autodepuração	16
3.4.2	Aspectos ecológicos da autodepuração	16
3.4.2.1	Zona de degradação	17
3.4.2.2	Zona de decomposição ativa	17
3.4.2.3	Zona de recuperação	18
3.4.2.4	Zona de águas limpas	18
3.4.3	Concentração de oxigênio dissolvido num curso d'água – Balanço de Oxigênio	19
3.4.4	Consumidores de oxigênio dissolvido	19
3.4.4.1	Oxidação da matéria orgânica	19
3.4.4.2	Nitrificação	20
3.4.4.3	Demanda Bentônica	21
3.4.4.4	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	22
3.4.4.5	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	22
3.4.5	Produtores de oxigênio	22
3.4.5.1	Reaeração atmosférica	22
3.4.5.2	Fotossíntese	23
3.5	Cinética de desoxigenação	24

3.5.1	Coeficiente de desoxigenação K_1	25
3.5.1.1	A influência da temperatura	26
3.6	Cinética de reaeração atmosférica	28
3.6.1	Coeficiente de reaeração K_2	28
3.6.1.1	A influência da temperatura	29
3.7	Balço de oxigênio – O modelo de Streeter e Phelps	30
4	MATERIAIS E MÉTODOS	33
4.1	Descrição do sistema estudado	33
4.2	Pontos de amostragem	35
4.3	Aplicação do Modelo Streeter-Phelps ao Rio Bodocongó	39
4.3.1	Simulação 1	39
4.3.1.1	Correção de K_1 e K_2	39
4.3.1.2	Déficit inicial de oxigênio dissolvido	40
4.3.1.3	Demanda última de oxigênio (L_0)	40
4.3.2	Simulação 2	41
4.3.3	Simulação 3	42
5	CONCLUSÕES	44
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	45

Índice de Tabelas

<i>Tabela 1 - Doenças associadas com a água</i>	<u>13</u>
<i>Tabela 2 - Valores típicos de K_1 (base e, 20°C)</i>	<u>25</u>
<i>Tabela 3 - Valores de θ usados na correção de K_1</i>	<u>27</u>
<i>Tabela 4 - Parâmetros de entrada no modelo – Simulação 1</i>	<u>40</u>
<i>Tabela 5 - Parâmetros de entrada no modelo – Simulação 2</i>	<u>41</u>
<i>Tabela 6 - Parâmetros de entrada no modelo – Simulação 3</i>	<u>42</u>

Índice de Figuras

Figura 1 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba (PB). _____	33
Figura 2 - Perfil do Rio Bodocongó. _____	34
Figura 3 - Ponto P0 localizado ao longo do Rio Bodocongó. _____	36
Figura 4 - Ponto P1 localizado ao longo do Rio Bodocongó. _____	36
Figura 5 - Ponto P3 localizado ao longo do Rio Bodocongó. _____	37
Figura 6 - Ponto P4 localizado ao longo do Rio Bodocongó. _____	37
Figura 7 - Ponto P5 localizado ao longo do Rio Bodocongó. _____	38
Figura 8 - Comparação entre o perfil de OD para a simulação 1 e o perfil de OD real _____	41
Figura 9 - Comparação entre o perfil de OD para a simulação 2 e o perfil de OD real _____	42
Figura 10 - Comparação entre o perfil de OD para a simulação 3 e o perfil de OD real _____	43

1 INTRODUÇÃO

Os rios constituíram desde antigüidade, os caminhos históricos das civilizações, que neles encontravam o alimento indispensável à sua sobrevivência (BORGES, 1961). Segundo SCHÄFER (1985), eles têm sido, ao longo da história, objeto de continua e crescente agressão. As águas são poluídas e contaminadas pela agricultura, pela indústria e pelo lançamento "in natura" dos esgotos domésticos e de outros resíduos.

A integridade das bacias hidrográficas, vem sendo cada vez mais ameaçada pelo uso que o homem faz do solo e da água. O uso indiscriminado de ambos tem provocado grandes alterações que são tanto maiores quanto maior é a densidade demográfica (PROCHNOW, 1981).

A preocupação atual com o volume e destino final desses resíduos tem origem na conscientização de que não se pode continuar considerando a natureza como fonte inesgotável de recursos de que o homem necessita para viver, bem como lugar para descarte indiscriminado de seus resíduos e, sobretudo da conscientização de que o meio ambiente tem uma capacidade específica limitada para a depuração do que lhes é adicionado (PREZOTTO, 1992).

A água é uma substância essencial á vida dos seres vivos, contribuindo fundamentalmente na estrutura dos organismos. Ela faz parte da composição celular de maneira preponderante, constituindo cerca de 2/3 do peso corporal do homem (Branco, 1986).

A terra tem 3/4 da sua superfície coberta com água. Deste total, 97% está concentrada nos mares e oceanos e apenas 3% é água doce. Desta, 75% está congelada nas calotas polares (geleiras) e dos 25% restantes, 98,8% são águas subterrâneas, ficando apenas 1,2% em rios, lagos e lagoas (Ceballos, 1995; Ehrlich & Ehrlich, 1974).

A região Nordeste do Brasil possui uma extensão territorial de 1.561.177,80 km², 18,2% da área total do território brasileiro, e se caracteriza pelos seus escassos recursos hídricos (Nlichalany, 1994). Nesta região, predomina o clima semi-árido com médias térmicas elevadas, em torno de 25^oC, com chuvas irregulares e

concentradas em poucos meses do ano (Silva *et al.*, 1987). Essa distribuição natural gera numerosos problemas econômicos e sociais tais como corpos aquáticos de pequeno porte que apresentam um comportamento intermitente ou temporário, ficando cheios apenas no período das chuvas e, muitas vezes, secando completamente durante a estiagem. Devido à precariedade de recursos hídricos, a água constitui um problema vital para o nordestino.

Na região Nordeste do Brasil, a água é um dos elementos limitantes ao seu desenvolvimento. As precipitações que aí ocorrem são irregulares temporal e espacialmente. A alta taxa de evaporação e a natureza geológica cristalina da maioria do seu terreno, aliados à crescente demanda de água para abastecimento humano, animal e irrigação dentre outros, conferem a esta região um balanço hídrico anual negativo (SALATI, *et al.*, 1995).

A ocorrência da seca no Nordeste tem se tornado um quadro cotidiano. A seca é definida como a falta de água numa região, é causada pela ausência, insuficiência, interrupção ou má distribuição das chuvas (Gueraa, 1981). No sentido econômico, a seca é definida como um fenômeno de depressão, tendo como marco a paralisação da produção agropastoril e o desemprego (Rosado, 1985). O transtorno causado pela seca se reflete diretamente no incremento de migrações (retirantes) em busca de outras regiões.

O Estado da Paraíba possui uma extensão territorial de 51.958,2 km² (0,63% do território nacional) e uma população de 3.200.620 habitantes, segundo o censo de 1991 (Michalany, 1994). Aproximadamente 99% do seu território é atingido pela seca periódica (Vicente & Carneiro, 1993).

No semi-árido paraibano, a maioria dos rios é intermitente e o seu escoamento superficial, ocorre somente durante dois a quatro meses por ano, no período em que caem as chuvas, secando completamente durante o período de estiagem. Comumente, esses rios se transformam em verdadeiras estradas de areia. São os leitos secos, denominados regionalmente, de rios "cortados" (STEFFAN, 1977).

O rio Bodocongó apresenta regime temporário. O trecho de seu curso que atravessa a área urbana da cidade de Campina Grande, foi convertido ao longo do tempo, em receptor e condutor de esgotos domésticos "in natura", proveniente das áreas que não dispõem de sistema de esgotamento sanitário. Após sua confluência com o

riacho da Depuradora, que drena a região central da cidade, recebe os esgotos da ETE de Campina Grande.

A jusante da ETE, até sua confluência com o Rio Paraíba, suas águas são utilizadas para lavagem de roupa e utensílios domésticos, banho, dessedentação de animais e, principalmente, irrigação. Nesse trecho, está estabelecido um grande número de pequenos agricultores, desenvolvendo horticultura irrigada. A utilização de águas superficiais contaminadas para irrigação de verduras e hortaliças consumidas cruas é extremamente perigosa para a saúde pública. Considerando-se que na época de estiagem, a vazão do rio é proveniente, exclusivamente de esgotos domésticos, esta preocupação torna-se mais relevante.

Segundo a Food and Agriculture Organization (FAO), a população mundial cresce aproximadamente, 2,4% por ano, enquanto as necessidades de água crescem à razão de 4,1%. A demanda de água tende a crescer paulatinamente, acompanhando o ritmo de desenvolvimento industrial, agrícola e sócio-econômico das comunidades. Quanto maior o índice de desenvolvimento industrial e agrícola, bem como a adoção em maior escala das medidas higiênicas das populações, maior será o consumo "per capita" de água (PROCHNOW, 1981).

Uma forma de minimizar o problema do descarte de esgoto domésticos nos rios, é sua reciclagem racional, mediante uma análise abrangente de suas características, potencial de uso e conseqüências desse uso e, nesse aspecto, surge como atraente a reciclagem através do seu uso agrônômico, no aspecto de que os esgotos podem ser fontes de matéria orgânica e nutrientes (PREZOTTO, *op. cit.*).

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Contribuir para o conhecimento da qualidade das águas do rio Bodocongó, no trecho compreendido entre a ETE de Campina Grande (PB), até a sua foz no rio Paraíba, visando obter subsídios para uma utilização racional do mesmo e futuras medidas de recuperação da qualidade de suas águas.

2.2 Específico

- Avaliar a aplicabilidade do Modelo de Streeter e Phelps ao trecho supra citado do rio Bodocongó.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Os rios

A água que flui em um canal de um rio tem origem em três fontes principais: superfície de escoamento, fluxo direto e descarga de água subterrânea. A precipitação é a principal fonte de água para a bacia de drenagem; e a sua distribuição ao longo do ano reflete diretamente na variação temporal da vazão (BEAUMONT, 1975; PASTORINO, 1978).

As águas correntes ou lólicas, apresentam características peculiares em relação aos lagos, no que se refere ao fator dinâmica do movimento do corpo d'água. A declividade dos rios, em relação à sua localização geográfica, e a velocidade da água, não permitem um balanço mais estático de constituintes como pode ser observado nos lagos. Mesmo que os processos físico-químicos sejam idênticos, a dinâmica da correnteza provoca nos rios uma zonação horizontal, enquanto que em lagos existe predominantemente, estratificação vertical (HYNES, 1972; SCHÄFER, 1985).

FITTKAU (1976) *apud* SCHÄFER (1985), considera o rio como uma seqüência de ecossistemas, com uma perda constantemente elevada de energia para o sistema subsequente, que é a causa fundamental na limitação das comunidades. Como a correnteza de um rio é o vetor dinâmico predominante, desloca espacialmente os efeitos, de suas origens. A decomposição bacteriana, por exemplo, transforma substâncias orgânicas em substâncias inorgânicas que, pela força da correnteza são transportadas para regiões inferiores do curso do rio, local em que o efeito dessa transformação se faz sentir. O curso superior de um rio não possui condições para que se realize uma produção primária autóctone e as comunidades que vivem dos poucos nutrientes alóctones são, na maioria predadores, que vivem principalmente de insetos. Estas condições fazem com que o curso superior seja considerado um ecossistema oligotrófico, ao contrário do curso inferior que, recebendo todo o aporte de nutrientes do curso anterior, constitui-se em um ecossistema eutrófico.

3.2 Poluição de águas superficiais

Águas superficiais são as que escoam no terreno sob a ação da gravidade ou que permanecem estagnadas em depressões da crosta terrestre, excetuando os oceanos e mares (Dacach, 1975).

O aspecto básico fundamental, ao nos defrontarmos com um problema de poluição, é a escolha do ângulo sob o qual esse problema deve ser encarado. A definição do que é poluição varia de acordo com a formação do observador. Dal, a falta de entendimento entre o ecologista puro, o piscicultor, o sanitarista ou o homem comum (Branco, 1974).

O conceito primitivo de poluição baseia-se, exclusivamente, nas características físicas e organolépticas da água. Na antigüidade, o homem procurava para consumo as águas limpas, transparentes, sem cheiro e sem sabor. Águas escuras sempre foram associadas a doenças (Azevedo Neto & Alvarez, 1982).

A descoberta dos microrganismos por Leewenhoek, em 1683, foi o primeiro passo para que Kock Pasteur e outros pesquisadores, na segunda metade do século passado, constatassem que muitos destes microrganismos eram causadores de enfermidades. Estes conceitos serviram de base científica para elaboração de normas de proteção de mananciais e da qualidade da água potável (Branco, 1986; Ceballos, 1995; Snow, 1990).

Atualmente, sabe-se que a qualidade das águas superficiais está sujeita a alterações naturais e artificiais que influenciam nas suas características físico-químicas e biológicas. Entre os diferentes fatores naturais se destacam a chuva (pelo poder de arraste de detritos, folhas, solo e fertilizantes químicos inorgânicos e orgânicos que escoam superficialmente), a intensidade de insolação (o aumento da temperatura ambiente estimula a evaporação intensa e, com isso, a concentração de sais aumenta e, simultaneamente, diminui a concentração dos gases dissolvidos) e os ventos (que transportam poeira, sementes e esporos de fungos para o interior dos corpos aquáticos). Os animais, ao terem acesso aos mananciais para beber contribuem na contaminação, através da deposição de fezes e urina. O homem, como usuário dessa água, pode contaminá-la através da coleta, com utilização de recipientes mal higienizados (Diniz, 1994).

As descargas poluidoras estão constituídas pelos despejos dos esgotos sanitários, industriais e agrícolas, os quais alteram a qualidade da água de um rio ou lago, tornando-a inaceitável para usos mais nobres, como consumo humano e irrigação irrestrita (Metcalf & Eddy, 1991).

A poluição dos cursos de água é causada por nutrientes, substâncias químicas orgânicas e inorgânicas e microrganismos patogênicos. Os nutrientes (fósforo e nitrogênio) têm sua principal origem no esgoto doméstico (27,8%), telhados (22,2%), ruas (22,2%), infiltrações (18,5%) e indústria (9,3%) (Herrmann & Klaus, 1997).

As águas superficiais freqüentemente apresentam diversos microrganismos dentre os quais se destacam os patogênicos. Estes, veiculados pela água, entram no organismo humano (Cairncross, 1984). De acordo com Sewell (1978) e Ceballos (1990), as doenças de veiculação hídrica são responsáveis por altas taxas de morbidade e mortalidade nos países subdesenvolvidos. Os microrganismos patogênicos responsáveis por essas doenças atingem a água com as excretas das pessoas doentes e dos animais infectados.

Tabela 1 - Doenças associadas com a água

Doença	Agente Causal
Disenteria bacilar	Bactéria (<i>Shigella dysenteriae</i>)
Cólera	Bactéria (<i>Vibrio cholerae</i>)
Leptospirose	Bactéria (<i>Leptospira</i>)
Salmonelose	Bactéria (<i>Salmonella</i>)
Febre tifóide	Bactéria (<i>Salmonella Typhi</i>)
Disenteria amebiana	Protozoário (<i>Entamoeba histolytica</i>)
Giardiase	Protozoário (<i>Giardia Lamblia</i>)
Hepatite infecciosa	Vírus (Vírus da hepatite A)
Gastroenterite	Vírus(entovírus, parvovírus, rotavírus)
Paralisia infantil	Vírus (<i>Poliomielites virus</i>)
Escabiose	Sarna(<i>Sarcoptes scabier</i>)
Tracoma	Clamídea (<i>Chlamydia tracomatis</i>)
Esquistossomose	Helminto (<i>Schistosoma</i>)
Malária	Protozoário (<i>Plasmodium</i>)
Febre amarela	Vírus (flavivírus)
Dengue	Vírus (flavivírus)
Filariose	Helminto (<i>Wuchereria bancroft</i>)

Fonte: Von Sperling

3.3 Esgoto doméstico

A água que era usada quase que exclusivamente para mitigar a sede, preparar alimentos e banhar o corpo, foi ampliando seu campo de aplicação em benefício do homem, com a implantação do sistema de abastecimento de água (Dacach, 1975). As atividades agrícolas consomem 6 % da água utilizada pelo homem contra 23% da indústria e 8% do consumo doméstico (Mancuso *et al.*, 1992).

A expressão "águas residuárias" designa os despejos líquidos resultantes das várias atividades humanas, podendo, de acordo com a atividade predominante, ser classificadas em domésticas, industriais, comerciais e agrícolas (Azevedo Netto, 1977; Mara, 1976).

As águas residuárias domésticas ou esgotos domésticos são formados por águas servidas, resultantes basicamente de atividades de preparação de alimento, de limpeza das habitações e asseio corporal, assim como de descarga de fezes e urina por via hídrica (Pessoa e Jordão, 1982). A composição e a concentração das águas residuárias domésticas dependem da qualidade e da quantidade da água consumida e da quantidade de material orgânico produzido diariamente pelos indivíduos e variam com a hora do dia, o dia da semana, a estação do ano, características locais e do sistema de esgoto sanitário. Em países onde o consumo de água é alto (350 a 400 L/hab.dia) como os Estados Unidos, a DBO₅ varia de 200 a 250 mg/L, enquanto que nos países tropicais, onde o consumo é bem menor (40 a 100 L/hab.dia), a DBO₅ média é em torno de 400 a 700 mg/L. Portanto, o poder poluente das águas residuárias nos países tropicais é, geralmente, bem maior (Silva e Mara, 1979).

O esgoto doméstico é constituído por cerca de 99,9% de água e 0,1% de material sólido, sendo que aproximadamente 70% deste são sólidos orgânicos, geralmente proteínas, carboidratos e gorduras e 30% correspondem a resíduos inorgânicos como areia, sais e metais provenientes de lavagens de piso, do encaminhamento de águas de chuvas e de águas de infiltração no solo que atinge a rede (Mara, 1976).

As águas residuárias recém produzidas são denominadas de "esgotos frescos" quando se constituem de um líquido turvo de coloração acinzentada, odor de mofo e baixa concentração de oxigênio dissolvido. São chamadas de "esgoto velho" quando a sua cor é escura e exala maus odores, como consequência do desprendimento de

gases (amônia, mercaptanas, sulfeto de hidrogênio) pela decomposição anaeróbia. Em geral, o esgoto é caracterizado pela concentração de matéria orgânica presente, que é normalmente expressa em termos de demanda bioquímica de oxigênio exercida pela matéria residual durante sua oxidação. Os parâmetros comumente utilizados para analisar essa concentração são DQO (quando os resíduos orgânicos são oxidados quimicamente) e DBO (quando a matéria orgânica é oxidada biologicamente) (von Sperling, 1995).

Mara (1976) classificou os esgotos domésticos como de concentração fraca, média, forte e muito forte. Pessoa e Jordão (1982) e Metcalf & Eddy (1991) classificam-nos como de concentração fraca, média e forte.

Os esgotos domésticos, que contêm nutrientes como nitrogênio e fósforo, quando lançados no corpo aquático, podem provocar o fenômeno de eutrofização, poluindo e tornando o corpo aquático impróprio para o abastecimento público, recreação e, em último estágio de poluição, causando até mesmo a morte deste.

O objetivo principal do tratamento de esgoto é corrigir as suas características indesejáveis, de tal maneira que o seu uso ou a sua disposição final possa ocorrer de acordo com a legislação vigente (van Haandel & Lettinga, 1994).

Tratar esgoto é, principalmente, oxidá-lo. É transformar seus componentes em compostos simples, em sais minerais e em gás carbônico através de reações enzimáticas promovidas por microrganismos que se desenvolvem e proliferam rapidamente no esgoto rico em substâncias orgânicas que lhes servem de alimento. Esse processo pode ser observado na própria natureza, no decurso de um rio ou no volume de um lago poluído por despejos orgânicos. É a chamada autodepuração dos cursos d'água (Branco, 1986).

3.4 Autodepuração de cursos d'água

3.4.1 Conceito de autodepuração

A matéria poluidora que atinge um curso d'água sofre um processo natural de depuração que inclui, principalmente, a diluição, a sedimentação e a estabilização química. Esse processo recebe o nome de autodepuração (Branco, 1986). Deve-se considerar que uma água está depurada quando as suas características não mais são conflitantes com a utilização prevista para cada trecho do corpo d'água. Isto, considerando-se que depuração absoluta não existe. O ecossistema chega a atingir novamente o equilíbrio, mas em condições diferentes da anterior, devido ao incremento da concentração de determinados constituintes, oriundos de transformações de componentes introduzidos pelas águas residuárias, com reflexos nas populações aquáticas (von Sperling, 1983).

3.4.2 Aspectos ecológicos da autodepuração

Segundo von Sperling (1995), a autodepuração pode ser entendida como um fenômeno de sucessão ecológica, uma vez que após a entrada da fonte de poluição no corpo aquático, o equilíbrio entre as comunidades é afetado, resultando numa desorganização inicial, seguida por uma tendência posterior à reorganização. Há uma seqüência sistemática de substituição de uma comunidade por outra, até que uma comunidade estável se estabeleça em equilíbrio com as condições locais. A autodepuração é um processo que se desenvolve ao longo do tempo e, considerando a dimensão do curso d'água receptor como predominantemente longitudinal, tem-se que os estágios de sucessão ecológica podem ser associados a zonas fisicamente identificáveis.

De acordo com Suter e Wipple (1954) *apud* Branco (1974), podem ser reconhecidas quatro zonas de autodepuração ao longo de um curso d'água que recebe forte contribuição de esgoto: Zona de Degradação, Zona de Decomposição Ativa, Zona de Recuperação e Zona de Águas Limpas. Suter denomina as Zonas de Degradação e de Decomposição Ativa de Zona de Poluição Recente e Zona Séptica,

respectivamente. No entanto, as denominações atribuídas por Wipple são as que merecem a consagração do uso. Além disso, a zona de decomposição ativa não é necessariamente séptica, não chegando, às vezes, sequer a ser anaeróbia.

3.4.2.1 Zona de degradação

Ao ocorrer o lançamento de despejos orgânicos, em um corpo d'água, tem início a zona de degradação. A água torna-se imediatamente muito turva, de cor acinzentada, havendo formação de depósitos de partículas no fundo. A principal característica química é a alta concentração de matéria orgânica e o processo de decomposição da matéria orgânica, acionado por organismos, pode ter início lento, dependendo da adaptabilidade dos seres decompositores ao substrato fornecido. O teor de gás carbônico segue uma curva inversa à de oxigênio dissolvido e o teor de compostos nitrogenados complexos é também elevado. Proteínas e outras formas de nitrogênio orgânico existem no ponto de lançamento mas são logo oxidados, dando lugar à amônia que cresce progressivamente, em concentração. Há uma diminuição do número de espécies de seres vivos e aumento do número de indivíduos de cada espécie. A demanda bioquímica de oxigênio, produzida por esse material orgânico em decomposição, atinge um máximo no ponto do lançamento, decrescendo em seguida. No ponto onde o oxigênio dissolvido começa a reduzir-se até os 40% de saturação, inicia-se a zona seguinte.

3.4.2.2 Zona de decomposição ativa

Esta zona somente pode ser reconhecida em águas que recebem uma forte carga de esgotos. Caracteriza-se por apresentar acentuada cor cinza e depósitos de lodos escuros, no fundo, com ativo odor fétido. Na porção média desta zona, o oxigênio dissolvido pode ser consumido totalmente pelas bactérias, fungos e outros organismos aeróbios, instalando-se condições de anaerobiose em toda a massa d'água ou, pelo menos, nos pontos de maior concentração de lodo orgânico. O nitrogênio é encontrado em grande quantidade ainda na forma orgânica mas, predominantemente, na forma de N-amoniacoal, que pode ter iniciada sua oxidação a

nitritos. O número de bactérias entéricas diminui rapidamente no decorrer desta zona. A medida em que o oxigênio torna a elevar-se, surgem outros microrganismos. No entanto, a macrofauna é ainda restrita em espécies. No momento em que o oxigênio dissolvido atinge os 40% de saturação, inicia-se a zona seguinte.

3.4.2.3 Zona de recuperação

Na medida em que a concentração de oxigênio dissolvido começa a aumentar, as águas se apresentam mais claras e os depósitos que sedimentam no fundo têm textura mais granulada, apresentando desprendimento de odores. Entre os compostos de nitrogênio, predominam as formas mais oxidadas. O nitrogênio na forma amoniacal é convertido a nitritos e estes a nitratos. Os compostos de fósforo são transformados em fosfatos. O número de bactérias é, ainda, bastante reduzido.

3.4.2.4 Zona de águas limpas

As águas apresentam-se novamente limpas, voltando às condições anteriores à poluição, pelo menos no que diz respeito ao teor de oxigênio dissolvido, à DBO e aos índices bacteriológicos. Na massa líquida há a predominância de formas oxidadas e estáveis dos compostos minerais, embora o lodo do fundo não esteja necessariamente estabilizado.

A escolha dos parâmetros para avaliação da autodepuração está atrelada à idéia de que o conceito de autodepuração não é absoluto e, sim, relativo, dependendo da finalidade a ser dada ou da utilização que se pretende fazer da água. Os parâmetros ideais de autodepuração seriam aqueles que permitissem observar ou avaliar quantitativamente os vários estágios de evolução do meio, no sentido prático da sua utilização. Do ponto de vista ecológico, a flutuação da concentração de oxigênio dissolvido ou dos déficits de saturação de oxigênio é valiosa, por permitir a apreciação, até certo ponto, da evolução do processo de autodepuração. Outra informação útil nesta avaliação é o da variação do índice de coliformes. Esta não permite a avaliação da evolução ecológica do sistema, mas reflete a depuração do ponto de vista da contaminação fecal (Branco, 1986).

3.4.3 Concentração de oxigênio dissolvido num curso d'água – Balanço de Oxigênio

Considerando-se qualquer massa d'água isenta de matérias redutoras (despejos, matéria orgânica em decomposição), tem-se que a sua concentração de oxigênio dissolvido está em permanente equilíbrio com a pressão parcial do oxigênio atmosférico. Essa concentração é proporcional à temperatura da água e pode ser expressa em termos de porcentagem de saturação. Ao receber uma carga poluidora, parte do oxigênio dissolvido será utilizado na oxidação biológica da matéria introduzida, resultando num déficit de oxigênio. Posteriormente, este déficit tende a ser compensado pela reaeração, a partir de oxigênio atmosférico e pela reoxigenação, a partir da produção fotossintética.

3.4.4 Consumidores de oxigênio dissolvido

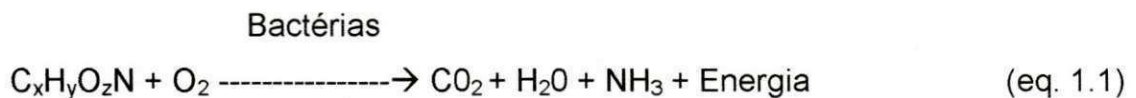
3.4.4.1 Oxidação da matéria orgânica

O processo aeróbio de decomposição envolve mecanismos de respiração aeróbia. A ação biológica é exercida por bactérias aeróbias e aeróbio-facultativas. No metabolismo aeróbio, grande parte da matéria orgânica é estabilizada por microrganismos que utilizam o oxigênio dissolvido do meio, como receptor final de elétrons, na oxidação da matéria orgânica. Nesta respiração, há formação de CO_2 e água e sais minerais, com aproveitamento da energia liberada. Uma parte da matéria orgânica assimilada pelos organismos é usada para a formação de novas células, havendo a incorporação de vários elementos químicos tais como fósforo, nitrogênio e carbono, entre outros (Gotaas, 1956 *apud* Sousa, 1994).

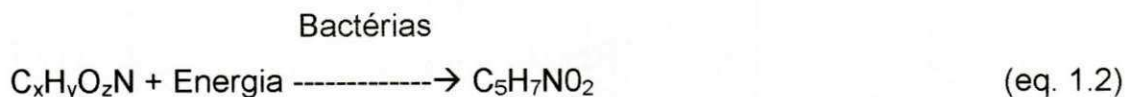
Segundo Ros (1993), o metabolismo das bactérias heterotróficas aeróbias pode ser entendido como a soma de três atividades:

- a) através da membrana celular, o substrato é removido do meio para o interior do organismo, seja de compostos dissolvidos do meio, seja de compostos previamente adsorvidos e solubilizados pelas enzimas produzidas pelo organismo. Parte do substrato introduzido na célula é transformado quimicamente em produtos finais estáveis. Esse processo é acompanhado de liberação de energia que é

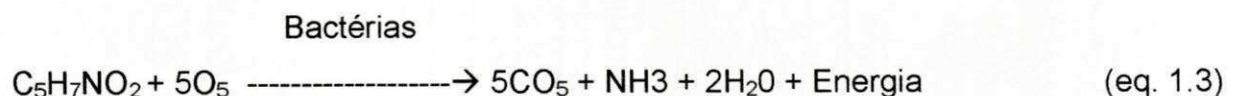
utilizada pelo organismo para desempenhar suas funções vitais como mobilidade, transporte para o interior da célula, etc. Essa transformação química do substrato é denominada Catabolismo.



b) outra parte do substrato orgânico introduzida na célula é utilizada para a formação (biossíntese) de material celular. A biossíntese dá-se através de reações bioquímicas que utilizam os compostos adsorvidos e enzimas catalisadoras produzidas pelas próprias células. Essas enzimas são essenciais para o metabolismo e são específicas para o substrato. O processo de biossíntese de material celular denomina-se anabolismo e é expressado através da seguinte equação:



c) sob circunstâncias extremas o organismo oxida seu próprio material celular, num processo denominado respiração endógena. Na respiração endógena, como no catabolismo, há liberação de energia. Bactérias

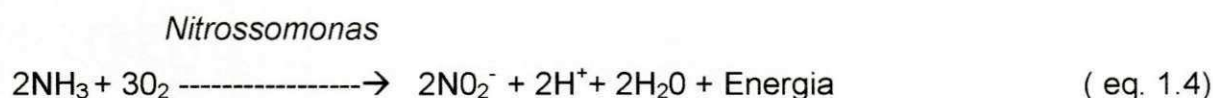


3.4.4.2 Nitrificação

A uréia é a forma principal em que o corpo humano expele o excesso de nitrogênio, sendo rapidamente hidrolizada, transformando-se em amônia. Nitrificação é a biooxidação da amônia em nitrato. Tal conversão é realizada por intermédio da atividade de bactérias nitrificantes e consiste na transformação do nitrogênio

amoniacoal, resultante da decomposição dos compostos orgânicos nitrogenados (oxidação carbonácea), em nitrogênio nitroso (nitritos) ou até nítrico (nitrato), cuja forma é estável.

Segundo Barnes e Bliss (1983), na primeira etapa a amônia é oxidada para nitrito por intermédio de bactérias do gênero *Nitrosomonas*:



Em seguida, as bactérias do gênero *Nitrobacter* oxidam nitrito para nitrato



A determinação das concentrações destes compostos fornece indicações sobre o estágio evolutivo da poluição. Se esta é recente, o nitrogênio estará basicamente na forma de nitrogênio orgânico ou amônia e, se antiga, basicamente na forma de nitrato (Branco, 1986).

3.4.4.3 Demanda Bentônica

A matéria em suspensão presente nas águas residuárias pode vir a sedimentar em determinados trechos de um curso d'água, formando uma camada de lodo no fundo. Estes depósitos apresentam uma camada superficial, aeróbia, de espessura não superior a alguns milímetros e uma inferior, anaeróbia (von Sperling, 1995).

Segundo Bowman e Delfuno *apud* Wetzel (1983), os dados sobre o oxigênio consumido pela comunidade bentônica de que fazem parte bactérias, algas e outros micro e macrorganismos, fornecem informações sobre as taxas de respiração nos sedimentos, desde que possa ser identificada para cada componente da comunidade a sua própria utilização de oxigênio e sejam feitas correções para absorção abiótica de oxigênio.

3.4.4.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Este consumo de oxigênio ocorre principalmente no caso de despejos industriais contendo produtos químicos que exercem uma demanda de oxigênio, através de reações químicas. Usualmente, esta demanda é diretamente perceptível na curva de oxigênio dissolvido no curso d'água (Batalha e Rocha, 1986).

3.4.4.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

O principal efeito ecológico da poluição orgânica em um curso d'água é o decréscimo dos teores de oxigênio dissolvido. Para se medir a concentração da poluição de um determinado despejo pelo consumo de oxigênio que ele ocasionaria, em laboratório, utiliza-se o consumo de oxigênio que um volume padronizado de despejos exerce em um período de tempo pré-fixado, introduzindo assim o conceito de Demanda Bioquímica de Oxigênio (von Sperling, 1995).

A Demanda Bioquímica de Oxigênio é usualmente definida como a quantidade de oxigênio requerida por bactérias na estabilização da matéria orgânica disponível em condições aeróbias. É, portanto, um dos parâmetros no controle da poluição em corpos receptores onde a intensidade de matéria orgânica precisa ser restrita para manter níveis desejáveis de oxigênio dissolvido (Metcalf & Eddy, 1991).

3.4.5 Produtores de oxigênio

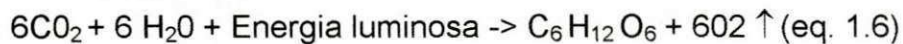
3.4.5.1 Reaeração atmosférica

A transferência de gases é um fenômeno físico, através do qual moléculas de gases são intercambiadas na interface entre o líquido e o gás. Uma película extremamente delgada da água superficial, em contato com a atmosfera, mantém-se permanentemente rica em oxigênio, ainda quando existe intensa poluição das camadas adjacentes. Este intercâmbio resulta num aumento da concentração do gás na fase líquida, caso esta fase não esteja saturada com o gás nas condições dadas (Peavy *et al.*, 1986). Segundo Popel *apud* Branco (1986), a transferência de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida dá-se, basicamente, através de dois mecanismos:

- a) *difusão molecular* - esta pode ser descrita como a tendência de qualquer substância de se distribuir uniformemente por todo o espaço disponível para ela. No entanto, este mecanismo é muito lento, requerendo muito tempo para que um gás atinja as camadas mais profundas de um corpo d'água.
- b) *difusão turbulenta* - este mecanismo envolve os dois principais fatores de uma eficaz aeração: criação de interfaces (através das interfaces ocorrem os intercâmbios gasosos) e renovação destas interfaces (evita pontos de saturação localizada e conduz o gás para as várias profundidades do meio da massa líquida).

3.4.5.2 Fotossíntese

A fotossíntese é um processo biológico básico pelo qual os vegetais e os organismos clorofilados em geral sintetizam a matéria orgânica na presença de energia luminosa, segundo a seguinte equação simplificada:



A principal consequência desse processo é a liberação de oxigênio molecular durante os processos fotossintéticos dos organismos clorofilados, com repercussão favorável no balanço do oxigênio dissolvido no curso d'água. Em determinados rios, com pequena correnteza, a fotossíntese é o principal agente produtor de oxigênio, superior mesmo à reaeração atmosférica, assim como em lagos pequenos (Branco, 1983)

Diversos fatores afetam a velocidade da fotossíntese além da presença imprescindível da luz, um suplemento adequado de CO_2 e água. Sob efeito da luz solar, a velocidade relativa da fotossíntese aumenta, com o aumento da concentração de CO_2 , até um determinado nível, desde que a quantidade de água seja satisfatória. Quando a intensidade luminosa é alta e a concentração de CO_2 é grande, o efeito da temperatura torna-se muito aparente. A taxa da fotossíntese aumenta com o aumento da temperatura, sendo a máxima em torno de 35°C , acima da qual passa a diminuir por causa da destruição de enzimas pelo calor (Sawyer *et al.*, 1994; Metcalf & Eddy, 1991).

3.5 Cinética de desoxigenação

A taxa de reação da DBO é proporcional à quantidade de matéria orgânica oxidável remanescente em qualquer tempo, que é modificada pela população de organismo ativos. Por isto, ela é considerada como uma reação de primeira ordem (Peavy *et al.*, 1986).

No momento em que a população de microrganismos torna-se estável, a velocidade da reação passa a ser controlada pela quantidade de alimento disponível, para os microrganismos e pode ser expressa por:

$$\frac{dL}{dt} = -k_1 L \quad (\text{eq. 1.7})$$

onde:

L : concentração de DBO remanescente (mg/L);

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

t : tempo(dia),

que representa a velocidade com que a matéria orgânica poluidora foi destruída. Integrando a Equação 1.7, entre os limites

$$L = L_0 \rightarrow L_t$$

$$t = 0 \rightarrow t$$

obtem-se:

$$L = L_0 \cdot e^{-K_1 t} \quad (\text{eq. 1.8})$$

onde:

L : concentração de DBO remanescente em um tempo t qualquer (mg/L);

L_0 : concentração de DBO remanescente em um tempo t = 0 (mg/L).

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

t : tempo(dia),

Em termos de consumo de oxigênio, é importante a quantificação da DBO exercida. Esta é obtida através da Equação 2.8, conduzindo a:

$$y = L_0 \cdot (1 - e^{-K_1 t}) \quad (\text{eq. 1.9})$$

onde:

y : DBO exercida em um tempo t (mg/L);

L₀ : concentração de DBO remanescente em um tempo t = 0 (mg/L).

K₁ : coeficiente de desoxigenação (dia⁻¹);

t : tempo(dia),

3.5.1 Coeficiente de desoxigenação K₁

O coeficiente K₁ mede a velocidade de reação ou a atividade dos microrganismos aeróbios presentes na água e depende das características da matéria orgânica, da temperatura e da presença de substâncias inibidoras. Valores médios típicos de K₁ encontram-se apresentados na Tabela 1.

Tabela 2 - Valores típicos de K₁ (base e, 20°C)

Origem	K ₁ (dia ⁻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
Rios com águas limpas	0,09-0,21
Águas para abastecimento público	<0.12

Fonte: von Sperling (1995) adaptado de Fair *et al* 1973; Arceivala, 1981

A interpretação dos dados da DBO deve estar sempre vinculada ao conceito do coeficiente de desoxigenação e, por conseguinte, da taxa de oxigenação da matéria orgânica.

3.5.1.1 A influência da temperatura

A temperatura tem grande influência no metabolismo microbiano afetando as taxas de estabilização da matéria orgânica. A variação dos valores de K_1 com a temperatura e usualmente descrita pela relação de Arrhenius, da forma:

$$K_{1T} = K_{120} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (\text{eq 1.10})$$

onde:

K_{1T} : K_1 a uma temperatura T qualquer (dia^{-1});

K_{120} : K_1 a uma temperatura $T = 20^\circ\text{C}$ (dia^{-1});

T : temperatura do líquido ($^\circ\text{C}$);

θ : coeficiente de atividade de temperatura (coeficiente de Arrhenius).

Nos estudos de autodepuração para a faixa de temperatura usual nos esgotos e cursos d'água no Brasil, von Sperling (1983) recomenda, na falta de evidências mais conclusivas, a utilização do valor de $\theta = 1,047$, determinado em 1925 por Streeter e Phelps, por ser este um valor médio entre os diversos resultados.

Tabela 3 - Valores de θ usados na correção de K_1

Substrato	θ	Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Referência
Esgoto doméstico e cursos d'água	1,047	10 - 37,5	Streeter e Phelps, 1925
Cursos d'água	1,053	9 - 20	Therault, 1927
Esgotos domésticos	1,145	0,5 - 5	Moore, 1941
Esgotos domésticos	1,065	5 - 20	Moore, 1941
Cursos d'água	1,026	0,5-20	Moore, 1941
Esgotos domésticos	1,109	5 - 51	Gotaas, 1948
Esgotos domésticos	1,042	15-30	Gotaas, 1948
Esgotos domésticos	0,967	30 - 40	Gotaas, 1948
Efluente de lodo ativado	1,135	4 - 20	Shroepfer et al., 1960
Cursos d'água	1,056	20 - 30	Shroepfer et al., 1960
Esgotos domésticos	1,126	2 - 15	Zanoni, 1964
Esgotos domésticos	1,047	15 - 32	Zanoni, 1967
Esgotos domésticos	0,985	32-40	Zanoni, 1967
Efluente secundário	1,077	10 - 20	Zanoni, 1969
Efluente secundário	1,048	20 - 30	Zanoni, 1969

Fonte: von Sperling (1983).

3.6 Cinética de reaeração atmosférica

O processo de reaeração atmosférica se desenvolve segundo o conceito de que, havendo consumo do gás dissolvido na fase líquida, ocorrerá um fluxo no sentido gás-líquido, com a finalidade de restabelecer o equilíbrio (von Sperling, 1996)

A cinética da reaeração pode ser explicada por uma reação de primeira ordem:

$$\frac{dD}{dt} = -K_2 D \quad (\text{Eq. 1.11})$$

onde:

D : déficit de oxigênio dissolvido (mg/L);

K_2 : coeficiente de reaeração (dia^{-1});

t : tempo(dia).

Observa-se que a taxa de absorção de oxigênio é diretamente proporcional ao déficit existente. A integração da Equação 1.11, com D_0 em $T = 0$, fornece:

$$D_t = D_0 \cdot e^{-K_2 t} \quad (\text{Eq. 1.12})$$

onde:

D_t : déficit de oxigênio dissolvido em um tempo t qualquer (mg/L);

D_0 : déficit de oxigênio dissolvido em um tempo $t = 0$ (mg/L).

K_2 : coeficiente de reaeração (dia^{-1});

t : tempo(dia).

3.6.1 Coeficiente de reaeração K_2

A magnitude do coeficiente de reaeração (K_2) depende das características hidráulica (velocidade e profundidade) e da temperatura do curso d'água.

Corpos d'água mais rasos e mais velozes tendem a possuir um maior coeficiente de reaeração devido à maior facilidade de mistura ao longo da profundidade e à criação

de maiores turbulências na superfície (von Sperling, 1995).

Vários pesquisadores (O'Connor e Dobbins, 1957; Churchili *et al.*, 1962 e Owens *et al.*, *apud* Branco, 1986), estudando o coeficiente de reaeração (K_2) ao considerar as relações empíricas entre o coeficiente de reaeração e as variáveis hidráulicas do corpo d'água, chegaram à forma genérica:

$$K_2 = V^b / H^c \quad (\text{Eq. 1.13})$$

onde:

K_2 : coeficiente de reaeração base e, 20^o C (dia⁻¹),

V : velocidade do curso d'água (m/s),

H : profundidade do curso d'água (m),

a, b, c : coeficientes empíricos

3.6.1.1 A influência da temperatura

A elevação da temperatura, além de aumentar K_2 , reduz a concentração de oxigênio. O efeito da temperatura sobre o coeficiente de reaeração é expresso pela Equação 2.14.

$$K_{2T1} = K_{2T20} \cdot \theta^{(T1 - T20)} \quad (\text{eq.1.14})$$

onde:

K_{2T1} : coeficiente de reaeração a uma temperatura T qualquer (dia⁻¹);

K_{2T20} : coeficiente de reaeração a 20^oC (dia⁻¹);

θ : coeficiente de atividade da temperatura.

Segundo von Sperling (1983) em estudos de autodepuração, pode ser utilizado o valor de $\theta = 1,024$ determinado por Elmore e West, por este, além de ser fruto de estudos de laboratório mais acurados, situar-se numa faixa média entre os diversos valores apresentados por outros pesquisadores.

3.7 Balanço de oxigênio – O modelo de Streeter e Phelps

Streeter e Phelps, em 1925, baseados na hipótese de que, a qualquer instante dado, o déficit de saturação de oxigênio na água corresponde à resultante da soma dos efeitos da desoxigenação, por decomposição aeróbia da matéria orgânica e da oxigenação, como resultado da reaeração atmosférica, realizando-se simultânea e independentemente uma da outra, chegaram às equações 1.7 e 1.11.

Este modelo matemático clássico tem servido de suporte para todos os outros modelos mais sofisticados que se sucederam.

$$dD / dt = K_1L - K_2D \quad (\text{eq. 1.15})$$

Integrando a Equação 1.15, temos:

$$D_t = \frac{K_1}{K_2 - K_1} L_0 (e^{-K_1t} - e^{-K_2t}) + D_0 \cdot e^{-K_2t} \quad (\text{eq. 1.16})$$

onde:

D_t : déficit de oxigênio dissolvido em uni tempo t (mg/L);

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

K_2 : coeficiente de reaeração (dia^{-1});

L_0 : valor da demanda última relacionada com a DBO da mistura no instante $t = 0$ (mg/l:);

D_0 : déficit de oxigênio dissolvido inicial após a mistura (mg/L).

Observando-se a curva de depressão de oxigênio, verifica-se que a mesma apresenta um ponto de inflexão, que é um ponto de mínimo, chamado ponto crítico, pois é onde se dá a máxima depressão de oxigênio, ou seja, é onde ocorre o déficit crítico.

O cálculo do tempo gasto para se ter a máxima depressão de oxigênio, denominado tempo crítico (t_c), está baseado na solução de um problema de "Máximos e Mínimos" que, resolvido, resulta em:

$$t_c = \frac{1}{K_2 - K_1} \ln \frac{K_2 \cdot (1 - \frac{D_0 \cdot K_2 - K_1}{L_0 \cdot K_1})}{K_1} \quad (\text{eq. 1.17})$$

Onde:

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

K_2 : coeficiente de reaeração (dia^{-1});

L_0 : valor da demanda última relacionada com a DBO da mistura no instante $t = 0$ (mg/L);

D_0 : déficit de oxigênio dissolvido inicial após a mistura (mg/L);

t_c : tempo crítico (dia).

Com o tempo crítico, pode-se calcular o "déficit crítico" através da equação

$$D_c = \frac{K_1}{K_2} L_0 \cdot e^{-K_1 t_c} \quad (\text{eq. 1.18})$$

onde:

D_c : déficit crítico de oxigênio dissolvido em um tempo t (mg/L);

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

K_2 : coeficiente de reaeração (dia^{-1});

L_0 : valor da demanda última relacionada com a DBO da mistura no instante $t = 0$ (mg/L);

t_c : tempo crítico (dia).

As Equações 1.13, 1.14 e 1.15 propostas por Streeter e Phelps são a base da solução de inúmeros problemas de autodepuração relacionados com a variação dos níveis de oxigênio dissolvido nos cursos d'água.

Em 1964, Camp levantou a ocorrência de outros fatores que, dependendo da especialidade de cada curso d'água, concorrem para o balanço de oxigênio dissolvido. São os seguintes fenômenos:

- > Demanda bentônica;
- > Sedimentação e revolvimento;
- > Fotossíntese.

Deste modo, Camp ampliou as equações de Streeter e Phelps introduzindo os três parâmetros e dando maior abrangência á análise do balanço de oxigênio.

O modelo de Streeter e Phelps continua sendo largamente utilizado nos estudos de autodepuração, por este requerer tão somente o conhecimento dos coeficientes de desoxigenação (K_1) e de reaeração (K_2). Isto porque o coeficiente K_2 pode ser avaliado com base nos dados de velocidade e profundidade dos cursos d'água e K_1 , estimado sem auxílio de experiências laboratoriais que, normalmente, se encontram longe do local objeto de estudo. Já no modelo de Camp, as determinações analíticas para avaliação dos coeficientes da demanda bentônica (p), do material que sedimenta (K_3) e da produção fotossintética (α) exigem que as amostras de água ou lodo cheguem aos laboratórios em tempos relativamente curtos (Monteiro, 1975).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Descrição do sistema estudado

O riacho de Bodocongó tem suas nascentes no município de de Puxinanã, sendo barrado pelo açude Milhán e, posteriormente, pelo açude de Bodocongó, na entrada da cidade de Campina Grande(PB), drenando a parte oeste da cidade e recebendo os efluentes do matadouro municipal, de um indústria de papel e de um curtume que se situam próximos ao sangradouro do açude. Recebe ainda as águas de córregos e riachos contaminados com esgotos provenientes de áreas vizinhas mais altas, onde estão situados um hospital, um colégio e as Universidades Federal e Estadual da Paraíba, além das contribuições de lixo e de esgotos domésticos ao longo de todo o seu percurso (PLANO DIRETOR DE ÁGUAS E SOLOS DO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE, 1995).



Figura 1 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba (PB).

Fonte: Mayer *et al* (1998)

Possui uma extensão de aproximadamente 75 km, e no bairro da Catingueira, após sua confluência com o córrego da depuradora, passa a ser chamado rio Bodocongó, onde recebe o efluente da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) da cidade de Campina Grande, atravessando também os municípios de Caturité e Queimadas, no sentido Norte-Sul até sua desembocadura no Rio Paraíba do Norte, no município de Barra de Santana.

O trecho compreendido entre a ETE e o rio Paraíba possui aproximadamente 40 km de extensão, apresenta largura variável de 6 a 8 metros. Neste trecho, suas águas são utilizadas para diversos fins, tais como: irrigação, dessedentação de animais, fabricação de tijolos, lavagem de roupas e recreação de contato primário.

No local em que o rio Bodocongó recebe o efluente da ETE, observa-se uma mudança no seu regime hidráulico, transformando o ambiente lótico para lântico, devido a formação de uma lagoa. Este corpo aquático se apresenta completamente coberto por macrófitas e possui uma área de aproximadamente 16.000 m² (320 m x 50 m). Seu efluente flui por uma pequena queda d'água em terreno natural, gerando novamente um ecossistema lótico, o rio Bodocongó.

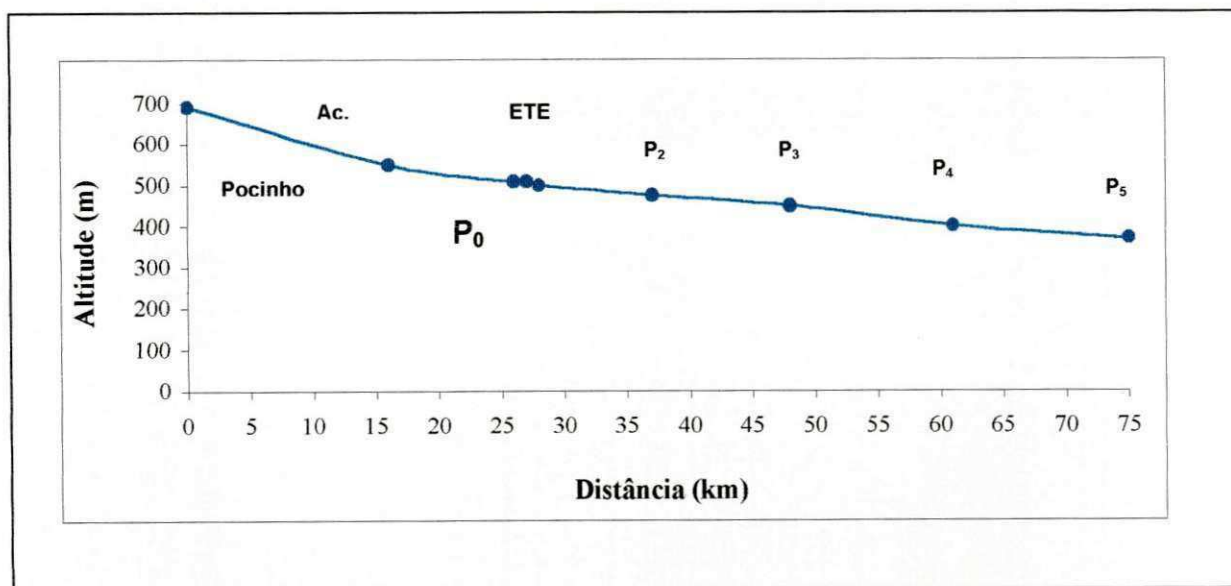


Figura 2 - Perfil do Rio Bodocongó.

Fonte: Mayer 1998

4.2 Pontos de amostragem

O trecho amostrado se estende desde a ETE de Campina Grande a desembocadura do rio Paraíba, no município de Barra de Santana.

As figuras 2.3, 2.4, 2.5, 2.6, 2.7 e 2.8 mostram os seis pontos estudados, escolhidos ao longo do rio Bodocongó. Os critérios de escolha foram distância da ETE, atividades desenvolvidas no local e facilidade de acesso.

P0 - No rio Bodocongó, cerca de 200 metros à montante da ETE no bairro da Catingueira.

P1 - Localizado cerca de 400 metros à jusante da ETE, após a lagoa de macrófitas, no município de Campina Grande.

P2 - Localizado 15 metros à montante de uma pequena ponte de acesso à Fazenda Caiçara, 8 Km à jusante do ponto P1.

P3 - Localizado 18 metros à montante da ponte dos Gomes na fazenda de Malhada Grande, município de Queimadas.

P4 - Localizado no município de Caturité a 420 metros da praça central da cidade em direção leste, distando 13 Km do ponto P3.

P5 - Localizado na cidade de Barra de Santana a 200 metros à montante da ponte sobre o rio Paraíba, distando 14 Km do ponto P4.



Figura 3 - Ponto P0 localizado ao longo do Rio Bodocongó.



Figura 4 - Ponto P1 localizado ao longo do Rio Bodocongó.



Figura 5 - Ponto P3 localizado ao longo do Rio Bodocongó.



Figura 6 - Ponto P4 localizado ao longo do Rio Bodocongó.

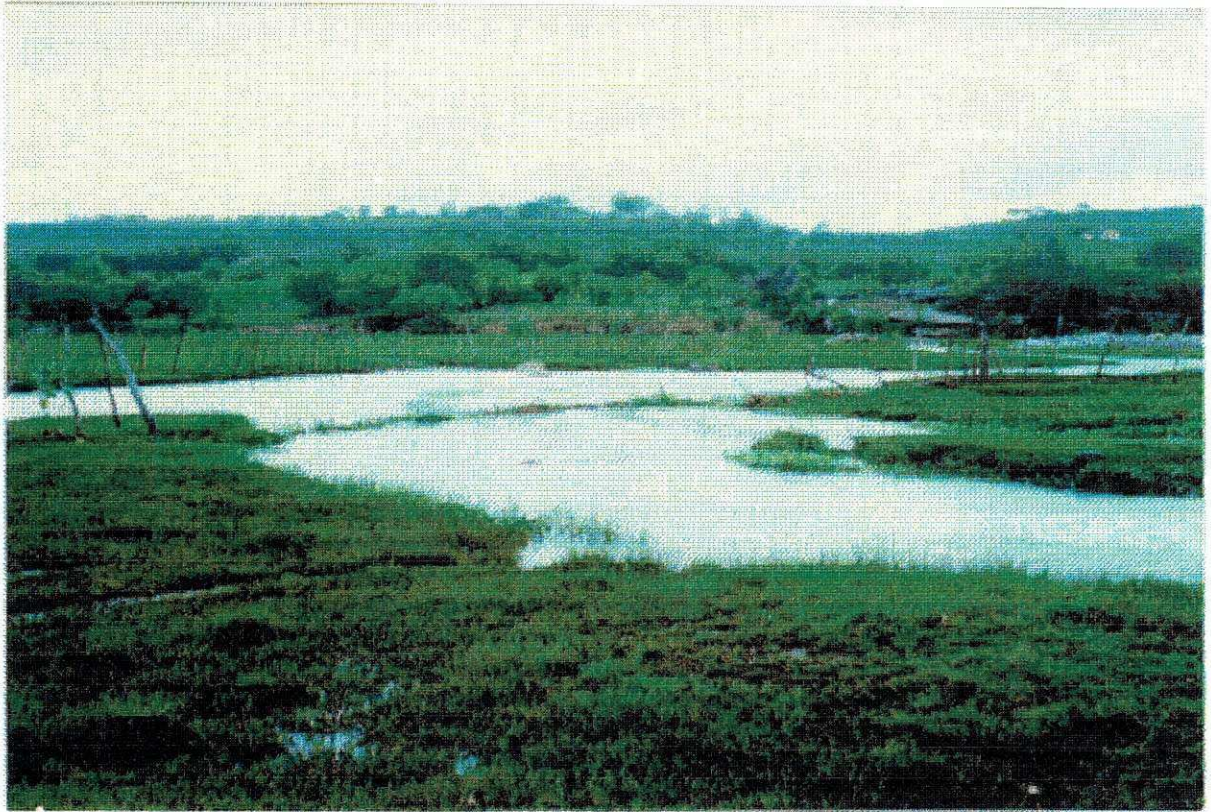


Figura 7 - Ponto P5 localizado ao longo do Rio Bodocongó.

4.3 Aplicação do Modelo Streeter-Phelps ao Rio Bodocongó

O modelo Streeter-Phelps foi aplicado aos dados do rio Bodocongó com a finalidade de analisar sua validade na descrição do perfil de OD neste manancial, sabendo-se que estas expressões descrevem de uma forma apenas aproximada os fenômenos que ocorrem nos rios. Desta forma, os resultados obtidos a partir deste modelo devem ser encarados como tendências, mais ou menos precisas, dependendo de vários fatores que os influenciam.

Como exemplo de aplicação deste modelo, foram realizadas três simulações a partir dos dados da coleta realizada no dia 01/02/1997.

Na primeira simulação o rio foi dividido em dois trechos: trecho P1 – P3 e trecho P3 – P5, admitidos como homogêneos. Os dados de entrada no do modelo, nesta simulação foram extraídos de estudos realizados por MAYER (1997) neste rio.

Na segunda simulação, considerou-se o rio como um trecho único, isto é com comprimento de 47 km, onde a temperatura, a velocidade e o coeficiente de saturação foram obtidos através de ponderação dos valores utilizados para os dois trechos considerados na primeira simulação. Para os demais parâmetros de entrada foram considerados os dados do primeiro trecho.

Na terceira simulação, também considerou-se o rio como um trecho único, com comprimento de 47 km, porém com todos os parâmetros de entrada iguais aos obtidos para o trecho P1 – P3.

4.3.1 Simulação 1

4.3.1.1 Correção de K_1 e K_2

$$K_{1T} = K_{1(20^{\circ}\text{C})} \cdot \theta^{(T-20)} \quad \text{e} \quad K_{2T} = K_{2(20^{\circ}\text{C})} \cdot \theta^{(T-20)}$$

$$K_{1(26^{\circ}\text{C})} = 0,18\text{d}^{-1} \quad (\text{base } 10)$$

$$K_{2(26^{\circ}\text{C})} = 1,35\text{d}^{-1} \quad (\text{base } 10)$$

$$K_{1(29^{\circ}\text{C})} = 0,21\text{d}^{-1} \quad (\text{base } 10)$$

$$K_{2(29^{\circ}\text{C})} = 1,45\text{d}^{-1} \quad (\text{base } 10)$$

4.3.1.2 Déficit inicial de oxigênio dissolvido

$$D_0 = C_s - OD$$

Trecho P1 – P3: $D_0 = 6,02\text{mg/L}$

Trecho P3 – P5: $D_0 = 3,25\text{mg/L}$

4.3.1.3 Demanda última de oxigênio (L_0)

$$L_0 = DBO_5 \cdot \left(\frac{1}{1 - 10^{-5 \cdot K_1}} \right)$$

Trecho P1 – P3: $L_0 = 50,34\text{mg/L}$

Trecho P3 – P5: $L_0 = 6,59\text{mg/L}$

Tabela 4 - Parâmetros de entrada no modelo – Simulação 1

	Trecho P1 – P3	Trecho P3 – P5
Temperatura da água (T)	26°C	29°C
Concentração de saturação de oxigênio (C_s)	7,62mg/L	7,25mg/L
Velocidade do curso d'água (v)	0,26m/s	0,23m/s
Coeficiente de desoxigenação (K_1)	0,18d ⁻¹	0,21d ⁻¹
Coeficiente de reaeração (K_2)	1,35d ⁻¹	1,45d ⁻¹
Oxigênio dissolvido inicial (OD)	1,6mg/L	4,0mg/L
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5)	44,0 mg/L	6,0mg/L
Extensão de cada trecho (d)	20,0 km	27,0 km
θ_1 (coeficiente para correção de K_1)	1,047	1,047
θ_2 (coeficiente para correção de K_2)	1,024	1,024

Perfil de OD – Simulação 1

Simulação 1

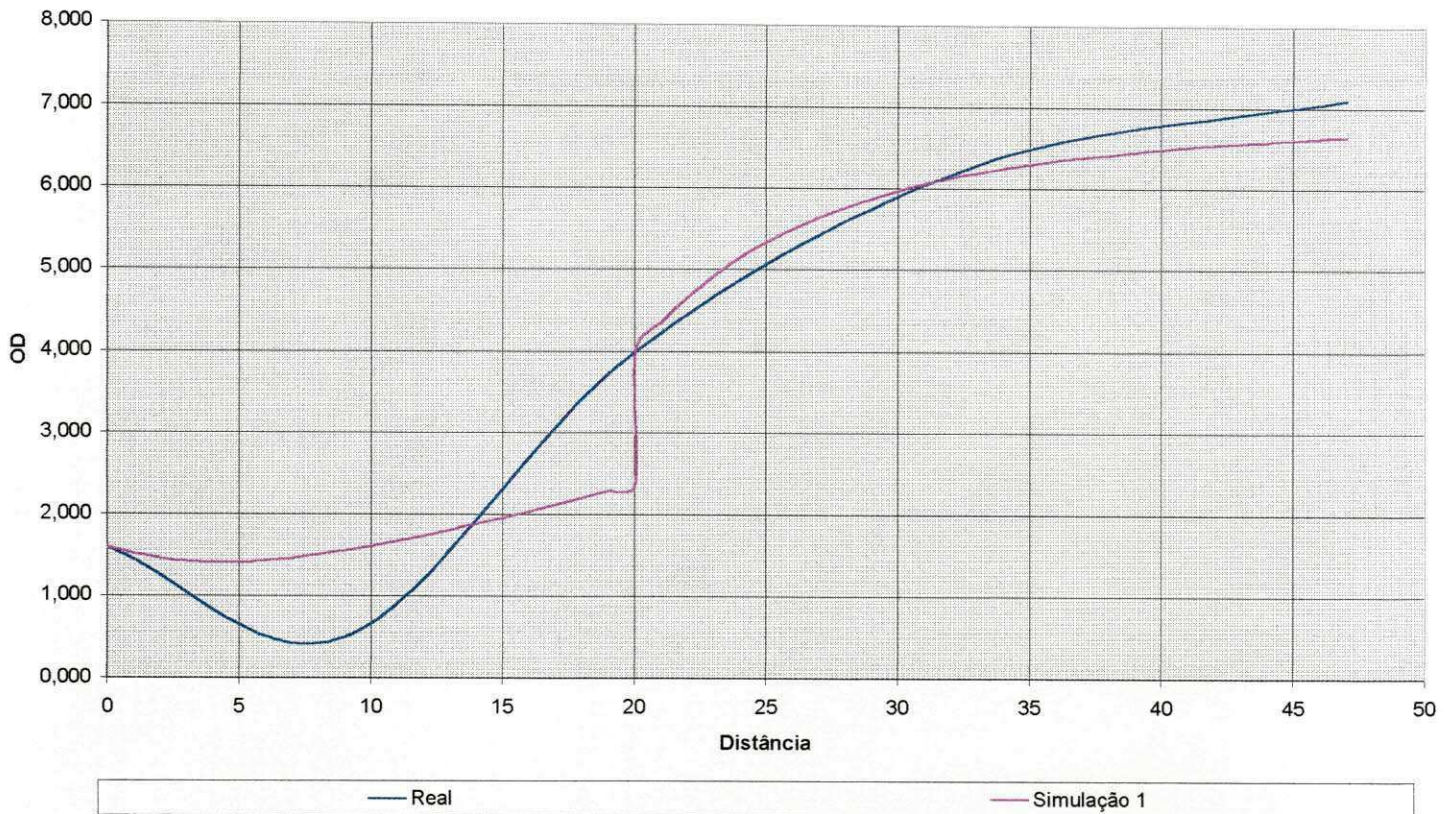


Figura 8 - Comparação entre o perfil de OD para a simulação 1 e o perfil de OD real

4.3.2 Simulação 2

Tabela 5 - Parâmetros de entrada no modelo – Simulação 2

Temperatura da água (T)	27,72°C
Concentração de saturação de oxigênio (C_s)	7,42mg/L
Velocidade do curso d'água (v)	0,24m/s
Coeficiente de desoxigenação (K_1) – 20°C	0,18d ⁻¹
Coeficiente de reaeração (K_2) – 20°C	1,35d ⁻¹
Oxigênio dissolvido inicial (OD)	1,6mg/L
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5)	44mg/L
Extensão do trecho (d)	47 km

Simulação 2

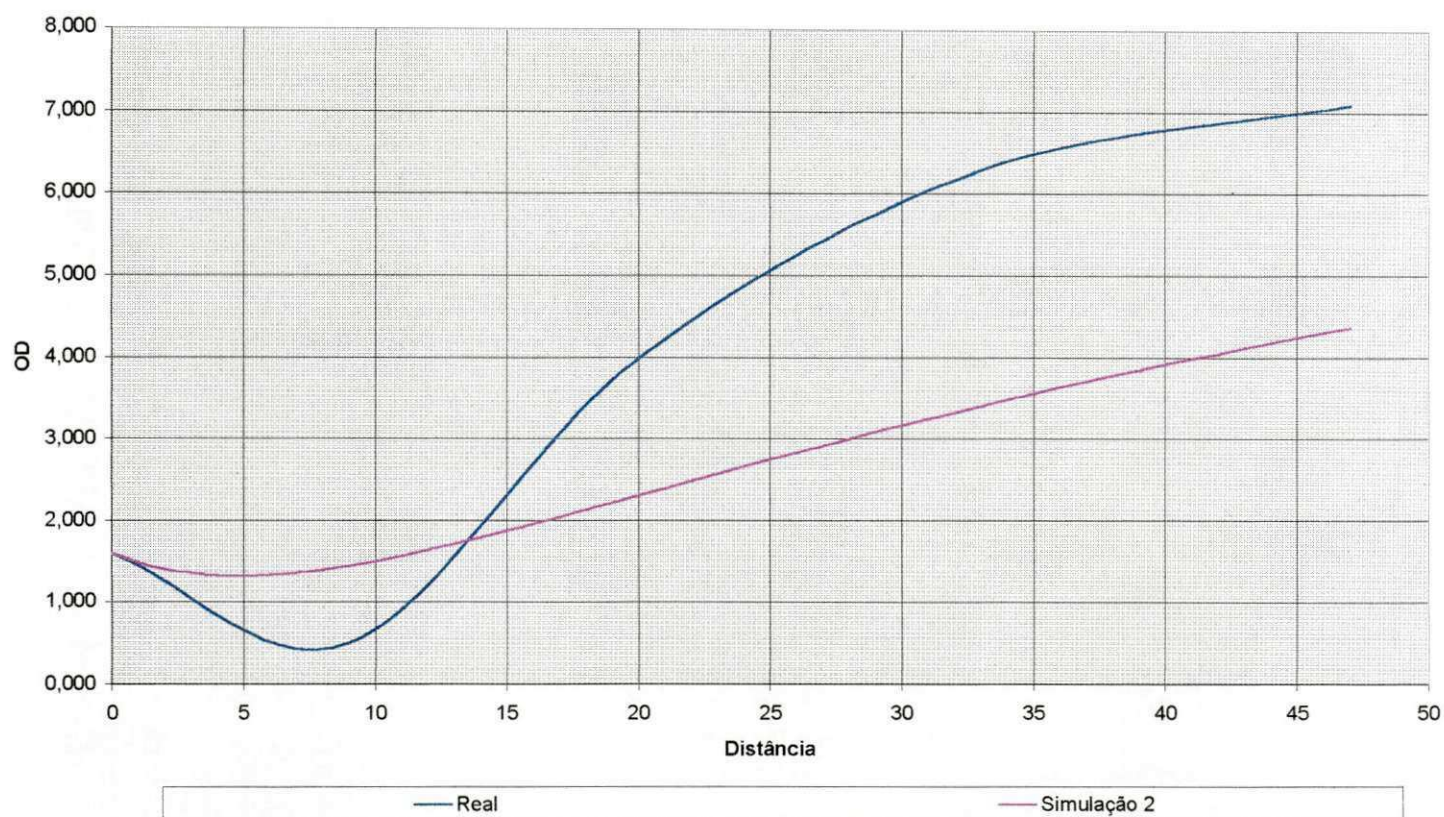


Figura 9 - Comparação entre o perfil de OD para a simulação 2 e o perfil de OD real

4.3.3 Simulação 3

Tabela 6 - Parâmetros de entrada no modelo – Simulação 3

Temperatura da água (T)	26°C
Concentração de saturação de oxigênio (C_s)	7,62mg/L
Velocidade do curso d'água (v)	0,26m/s
Coefficiente de desoxigenação (K_1) – 20°C	0,18d ⁻¹
Coefficiente de reaeração (K_2) – 20°C	1,35d ⁻¹
Oxigênio dissolvido inicial (OD)	1,6mg/L
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5)	44mg/L
Extensão do trecho (d)	47 km

Simulação 3

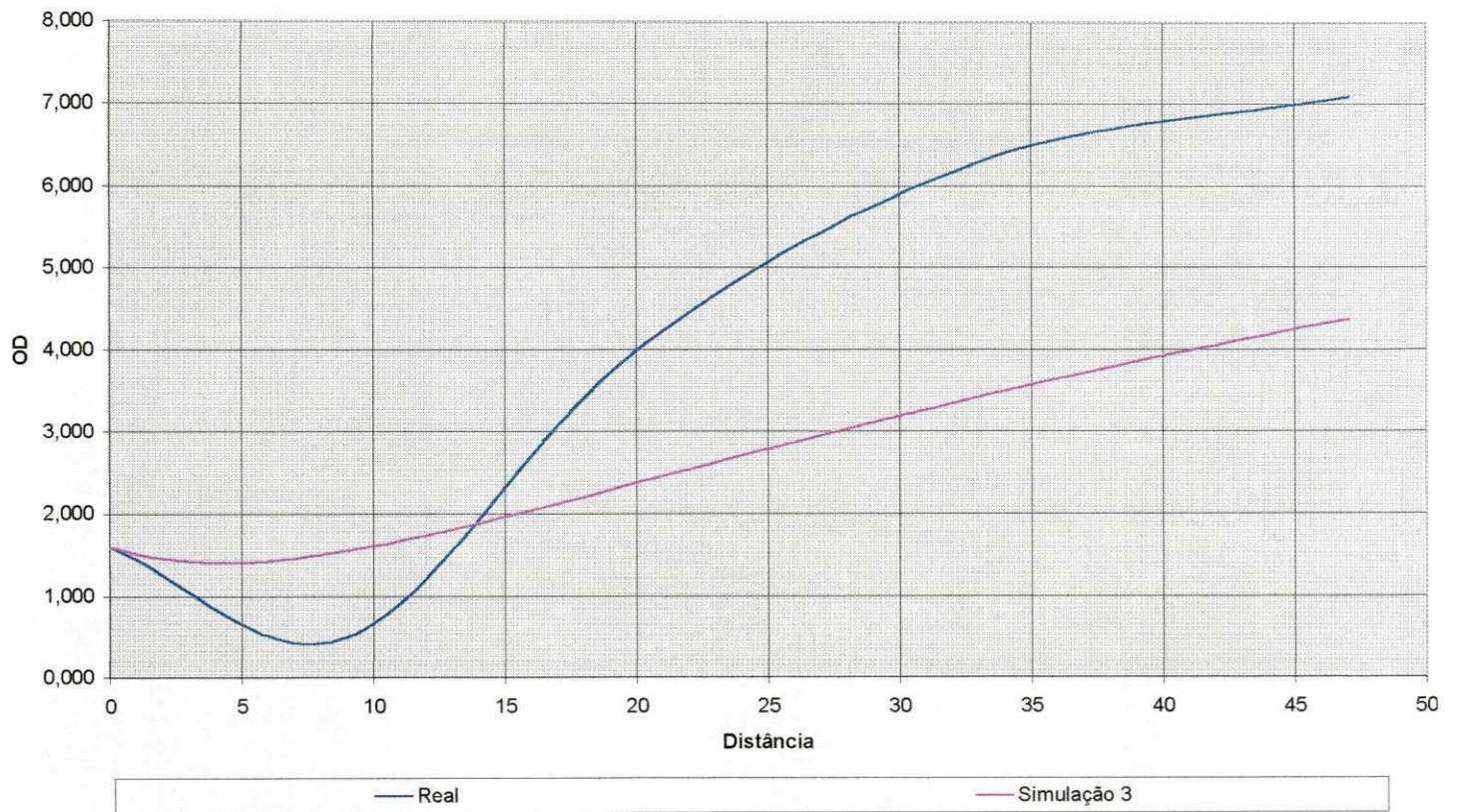


Figura 10 - Comparação entre o perfil de OD para a simulação 3 e o perfil de OD real

5 CONCLUSÕES

A partir da análise das três simulações feitas, observa-se que a melhor alternativa para se aplicar o modelo de Streeter e Phelps ao trecho em estudo do rio Bodocongó é a alternativa referente à simulação 1, isto é, considerar o rio como sendo composto por dois trechos distintos, com características igualmente distintas, e por conseguinte, com perfis de OD diferentes.

Pode-se explicar o fato da primeira simulação ter se ajustado melhor aos dados de OD obtidos no campo, levando-se em consideração que o modelo de Streeter e Phelps foi concebido para ser aplicado em rios com certas características, como por exemplo lançamento pontual de esgotos, fluxo em pistão e velocidade constante. Tais características não estão presentes no rio Bodocongó, uma vez que a velocidade ao longo do leito do rio varia bastante, como pode ser observado nos dados de entrada para a simulação 1, os dejetos são lançados ao longo de grande parte do leito do rio, sobretudo nos períodos de chuva.

Outro fator importante que deve ser considerado é o progressivo aumento do nível de eutrofização do rio Bodocongó a medida em que caminhamos no sentido da sua foz, que pode ser encarado como grande responsável pelo aumento do OD.

Sendo assim, apesar da simulação 1 ter se aproximado dos valores de OD obtidos no campo, é necessário um estudo mais elaborado do nível de eutrofização deste rio a fim de se verificar se o aumento do nível de OD ao do seu leito se deve realmente ao fenômeno de autodepuração, ou ao fenômeno da eutrofização.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BRANCO, S. M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária**. Ed. 3ª São Paulo, CETESB/ASCETESB, 640p. 1986.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução Nº 20 – 18 de Julho de 1986. Ministério da Habitação, Urbanismo e Meio Ambiente – **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. 2ª ed., SEMA, Brasília, DF. 98p. 1986.
- GOVERNO DO ESTADO DA PARAÍBA. **Atlas Geográfico do Estado da Paraíba**. João Pessoa, Paraíba, Secretaria do Estado da Paraíba/UFPb, 100p. 1985.
- MAYER, M. G. R. **Aspectos sanitários e físico-químicos da autodepuração do Rio Bodocongó**. (1998), Campina Grande (PB), 106p. (Dissertação de mestrado da Universidade Federal da Paraíba – Campus II).
- PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMPINA GRANDE. **Plano diretor de águas e solos do município de Campina Grande**. Campina Grande, Paraíba, PMCG, 320p. 1995.
- VON SPERLING, M. **Autodepuração dos cursos d'água**. (1983), Belo Horizonte (MG), 366p. (Dissertação de Mestrado da Universidade Federal de Minas Gerais).
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Vol 1. 240p. 1996.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION. **The international drinking water supply and sanitation decade: review of mid-decade progress (as at December, 1985)**. Geneva, WHO, 25p. 1987.