

## **Aplicação do modelo simplificado de Streeter-Phelps para analisar a qualidade da água do rio Piranhas-Açu ao receber múltiplos lançamentos de efluentes**

### *Application of the Streeter-Phelps simplified model to analyze the water quality of the Piranhas-Açu river after receiving multiple effluent discharges*

**Djayson Manuel da Conceição**  
conceicao.djayson@hotmail.com  
Universidade de Fortaleza

**Ingrid Fernandes de Oliveira Alencar**  
ingrid.foa@hotmail.com  
Universidade de Fortaleza

**Regis Ribeiro Caminha Barbosa**  
regiscaminha@hotmail.com  
Universidade de Fortaleza

**Raquel Jucá de Moraes Sales**  
raqueljuca@gmail.com  
Universidade de Fortaleza

**Bruno Aragão Martins de Araújo**  
brunoaragao84@hotmail.com  
Universidade de Fortaleza

#### **Resumo**

Este estudo trata da aplicação do modelo simplificado de Streeter-Phelps para analisar a qualidade das águas do rio Piranhas-Açu ao receber múltiplos lançamentos, bem como avaliar a condição do rio para a concessão de outorga de lançamento. Para tanto, foram analisados os parâmetros DBO e CTT nos cenários: para vazões médias; comparação dos resultados do cenário 1 com os padrões estabelecidos em legislação; e vazões máximas e mínimas do rio. Pelos resultados, observou-se ser possível outorgar licenças para lançamento de efluentes com concentrações de 100 mg/L. Para concentrações de 200 mg/L, só seria possível o lançamento de apenas duas fontes; e, com concentrações de até 300 mg/L, só haveria possibilidade de apenas uma fonte para que não houvesse comprometimento das condições naturais do rio. Quanto aos CTT, observou-se que, para vazões máximas, os lançamentos passíveis de concessão de outorga podem conter concentrações até 75000 NMP/100 mL, enquanto que, para vazões mínimas, até 15000 NMP/100 mL.

**Palavras-chave:** Demanda Bioquímica de Oxigênio. Coliformes Termotolerantes. Outorga de Lançamento.

#### **Abstract**

This study evaluates the application of the Streeter-Phelps simplified model to analyze the water quality of the Piranhas-Açu river after receiving multiple releases and the condition of the river for concession launching. For that, DBO and CTT parameters in the scenarios were analyzed for average flow rates; comparison of scenario 1 results compatible with the legislation standards and maximum and minimum flow of the river. Results evidenced the possibility of awarding grants to release emissions with concentrations of 100 mg/L; to concentrations of 200 mg/L, it would be possible the launching of only two sources; with concentrations up to 300 mg/L the only possibility would be one source, in order to preserve the natural conditions of the river. Regarding CTT, it was observed that for maximum flows, the subject of a concession release may contain concentrations up to 75,000 MPN/100 mL, while for minimum flow rates up to 15,000 MPN/100 mL.

**Keywords:** Biochemical Oxygen Demand. Thermotolerant Coliforms. Launch grant.

## **1 Introdução**

A escassez da água é um dos fatores de maior relevância no que diz respeito à crise ambiental. Segundo Scare e Zylberstajn (2007), a magnitude dessa circunstância sobrevém tanto pelo crescente índice de poluição dos corpos hídricos quanto pela grande demanda de consumo desse recurso, devido ao enorme crescimento da massa populacional mundial. Com base nisso, Corcoran (2010) afirma que o crescimento populacional acarreta aumento no consumo, de tal forma que intensifica e expande a produção das indústrias, tornando as descargas de efluentes desreguladas ou até mesmo ilegais. Isso afeta a qualidade da água dos corpos hídricos e ocasiona o desequilíbrio do ecossistema aquático. Não só esgotos industriais, mas também esgotos domésticos são fontes poluidoras, devido ao fato de muitas regiões ainda não terem um saneamento adequado e eficiente, ou devido ao grande número de ligações clandestinas em redes de esgotamento pluvial nos grandes centros urbanos.

As poluições industrial e doméstica, que são provenientes da atuação direta do homem no meio ambiente, estão cada vez mais saindo de controle. Para Meybeck et al. (1996), sempre que o homem faz uso da água, ocorre alteração em sua qualidade. Chagas (2005) complementa que as substâncias nocivas que formam a composição dos esgotos provenientes da ação antropogênica podem alterar as características da água. De acordo com Nuvolari (2003), quando há um lançamento de efluente sem nenhum tratamento em um corpo hídrico, dependendo da vazão de ambos, haverá uma considerável mudança na qualidade da água. Sardinha et al. (2008) descrevem que, na ocorrência desse fato, há uma redução na taxa de oxigênio dissolvido, o que prejudica a biota aquática. O autor ainda complementa que o rio pode obter vários aspectos desagradáveis, como a emanação de mau cheiro, a poluição visual e até contaminação de uma pessoa e do que quer que entre em contato ou consuma essa água.

Santin e Goellner (2013) expõem que a problemática ambiental relacionada aos recursos hídricos é o tema mais discutido dentro do âmbito ecológico, pois está cada vez mais importante à medida que a população mundial cresce. Para combater essa realidade, existem instrumentos legislativos públicos criados para obter o gerenciamento e a valorização dos recursos hídricos. As autoras ainda explanam que o Código de Águas Brasileiro, estabelecido em 1934, teve o propósito de determinar um regime jurídico que iniciou mudanças frente ao uso e à propriedade da água, e que a Constituição Federal de 1988 trouxe uma legislação que permitiu que a União, juntamente com os Estados, desenvolvesse sistemas de gestão dos recursos hídricos de acordo com cada região.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) estabeleceu resoluções para auxiliar na gestão dos recursos hídricos no território brasileiro. A Resolução nº 357 de 2005 dispõe sobre o enquadramento dos corpos hídricos para a obtenção de sua classificação segundo os padrões de qualidade da água. A resolução considera que o bem-estar humano e o equilíbrio ecológico não devem ser afetados pela alteração na qualidade das águas. O capítulo IV dessa resolução, que estabelecia condições e padrões de lançamento de efluentes, foi revogado pela Resolução nº 430 de 2011, também do CONAMA.

De acordo com Sales (2014), o uso legal da água pode ser permitido por meio da outorga de direito de uso da água. Segundo a autora, com o uso desse instrumento, a gestão de recursos hídricos pode ter melhor controle mediante aspectos quantitativos e qualitativos para a liberação do uso e do direito de acesso à água. Além da outorga de direito de uso da água, há a outorga para lançamento de efluentes, que deve atender aos padrões de lançamento de efluentes exigidos pelas resoluções do CONAMA. Melo (2006) elucida que, como existem riscos de deterioração do ecossistema aquático devido ao lançamento de efluentes nos cursos d'água, devem ser realizados de forma rigorosamente segura. Santos (2012) relata que a outorga para lançamento de efluentes pode ser relevante quanto à redução e ao controle da poluição dos corpos de água. Rebouças (2006) complementa que seriam necessários investimentos vindos da União para que houvesse um gerenciamento ambiental com eficiência dos recursos hídricos. Além disso, a sociedade carece da consciência de que a água não é um bem ilimitado.

Von Sperling (2007) descreve que a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é um parâmetro que identifica a quantidade da matéria orgânica na massa líquida. O autor ainda comenta que, assim como a demanda química de oxigênio (DQO), a DBO é um método de medição do consumo de oxigênio presente na água. Assim sendo, sempre que se referir à demanda bioquímica de oxigênio, estará se referindo à matéria orgânica. Entretanto, segundo Andrade (2010), a DBO deve ser considerada como um parâmetro de qualidade da água, e não como um componente poluidor. O autor define DBO como o consumo de oxigênio que os microrganismos aeróbios necessitam para decompor a matéria orgânica.

Como relatam Andrade Filho e Silva (2007), há uma enorme dificuldade para a comprovação de existência de microrganismos patogênicos em uma determinada água, então isso geralmente ocorre na detecção de outras bactérias similares. Para Von Sperling (2007), a concentração final dessas bactérias, após a diluição do esgoto no corpo receptor, é de fato bastante reduzida, o que torna sua detecção por ensaios de laboratórios dificultosa. Christovão (1974) aponta que, se há presença desses coliformes na água, haverá patógenos contidos na massa líquida, visto que possuem resistência superior. Thomann e Mueller (1987) descrevem que os coliformes totais já não são tão utilizados como indicadores de qualidade de água devido ao fato de serem encontrados em águas e solos não contaminados. A World Health Organization (WHO) (1993) reconhece que a *Escherichia coli*, que é a principal bactéria dos coliformes termotolerantes, pode estar presente tanto em esgotos brutos como em esgotos tratados.

## 2 Metodologia

Como aporte metodológico, este estudo trata da aplicação do modelo simplificado de Streeter-Phelps para analisar os parâmetros demanda bioquímica de Ooxigênio (DBO) e coliformes termotolerantes (CTT), fazendo-se o diagnóstico do rio Piranhas-Açu ao receber múltiplas fontes poluidoras de lançamentos de efluentes para diferentes cenários de análise. A partir dos resultados das simulações, foi possível observar as condições do rio, bem como verificar se há possibilidade de se conceder outorga para lançamento de efluentes.

Os dados observados neste rio, que se definem como vazão, área, velocidade e seções transversais, foram disponibilizados pela Secretaria de Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte, tendo sido coletados no dia 20 de agosto de 2002. Com a combinação dos dados com simulações de múltiplos lançamentos de efluentes no percurso do corpo hídrico, foi possível desenvolver uma planilha a partir do aplicativo Excel, que permitiu maior facilidade e agilidade para a obtenção dos resultados.

### 2.1 Formulação do modelo

A seguir, estão expressas as equações diferenciais, a partir do modelo de Streeter-Phelps, do desenvolvimento progressivo das concentrações da DBO e de coliformes termotolerantes.

#### 2.1.1 Demanda bioquímica de oxigênio

$$\frac{dL}{dt} = -K_d \cdot L \quad (1)$$

Onde:

L = Concentração de DBO de remanescente [mg/L];

t = Tempo [dia];

$K_d$  = Coeficiente de remoção da DBO no rio [dia<sup>-1</sup>].

De acordo com Sperling (2007), a temperatura influencia substancialmente o valor do coeficiente de remoção da DBO, pois interfere no metabolismo dos organismos decompositores. O autor apresenta a relação empírica entre a temperatura e coeficiente analisado conforme a equação (2):

$$K_{dT} = K_{d20} \cdot \theta^{(T - 20)} \quad (2)$$

Onde:

$K_{dT}$  =  $K_d$  a uma temperatura T qualquer [dia<sup>-1</sup>];

$K_{d20}$  =  $K_d$  a uma temperatura T=20°C qualquer [dia<sup>-1</sup>];

$\theta$  = Coeficiente de temperatura, com valor usual 1,047;

T = Temperatura do líquido [°C].

#### 2.1.2 Coliformes termotolerantes

$$\frac{dN}{dt} = -K_b \cdot N \quad (3)$$

Onde:

N = Número de coliformes (org/100mL, ou NMP – Número mais provável – por 100mL);

t = Tempo [dia];

$K_b$  = Coeficiente de decaimento bacteriano [dia<sup>-1</sup>].

Sperling (2007) demonstra a variação do coeficiente de decaimento dos microrganismos em função da temperatura de acordo com a formulação abaixo (equação 4):

$$K_{bT} = K_{b20} \cdot \theta^{(T - 20)} \quad (4)$$

## 2.2 Solução do modelo considerando apenas uma fonte poluidora pontual

O lançamento de efluentes nos corpos hídricos pode ocorrer diretamente, por fontes pontuais, ou indiretamente, por fontes difusas. Neste estudo, foram simuladas apenas fontes pontuais de lançamento, cujas equações 5 e 6 expressam a concentração de DBO remanescente em um tempo “t” qualquer e a concentração de coliformes termotolerantes após um tempo “t” respectivamente.

### 2.2.1 Demanda bioquímica de oxigênio

$$L = L_0 \cdot e^{-K_d \frac{x}{u}} \quad (5)$$

Onde:

L = DBO remanescente em um tempo t qualquer [mg/L];

$L_0$  = DBO remanescente em  $t = 0$  [mg/L];

$K_d$  = Coeficiente de remoção da DBO no rio [ $\text{dia}^{-1}$ ].

x = Distância percorrida [m];

u = Velocidade do rio a montante do lançamento [m/dia].

### 2.2.2 Coliformes termotolerantes

$$N = N_0 \cdot e^{-K_b \frac{x}{u}} \quad (6)$$

Onde:

N = contagem de coliformes após um tempo t qualquer [NMP/100 mL];

$N_0$  = contagem de coliformes no ponto inicial, da mistura ( $t = 0$ ) [NMP/100 mL];

$K_b$  = coeficiente de decaimento bacteriano [ $\text{dia}^{-1}$ ];

t = tempo [dia].

### 2.2.3 Equação da mistura

#### 2.2.3.1 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)

Para um lançamento de esgoto na seção inicial de um trecho definido,  $L_0$ ,  $L_{01}$  e  $L_{02}$  são determinados pela equação da mistura Chapra (1997) - equações 7, 9 e 11 -, bem como  $N_0$ ,  $N_{01}$  e  $N_{02}$  - equações 12, 14 e 16.

$$L_0 = \frac{Q_r \cdot L_r + Q_w L_w}{Q_r + Q_w} \quad (7)$$

Onde:

$L_0$  = Concentração de DBO na mistura efluente-rio [mg/L];

$Q_r$  = Vazão do rio a montante do lançamento [ $\text{m}^3/\text{s}$ ];

$C_r$  = Concentração de DBO no rio, a montante do lançamento [mg/L];

$Q_w$  = Vazão dos esgotos [ $\text{m}^3/\text{s}$ ];

$C_w$  = Concentração de DBO nos esgotos [mg/L].

Para o caso de haver um segundo lançamento pontual posterior ao primeiro, temos:

$$L = L_{01} \cdot e^{-K_d \frac{x}{u}} \quad (8)$$

Onde:

$$L_{01} = \frac{Q_{r1} \cdot L_1 + Q_{w1} \cdot L_{w1}}{Q_{r1} + Q_{w1}} \quad (9)$$

Sendo:

$Q_{r1} = Q_r + Q_w$ , Vazão do rio mais a vazão do primeiro lançamento [ $m^3/s$ ];

$L_1 = L_r + L_w$ , Concentração de DBO do rio e do primeiro lançamento de efluente a montante do segundo lançamento [ $mg/L$ ];

$Q_{w1}$  = Vazão do segundo lançamento de efluente [ $m^3/s$ ];

$L_{w1}$  = Concentração de DBO do segundo lançamento de efluente [ $mg/L$ ].

Para o caso de haver um terceiro lançamento pontual posterior ao segundo, temos:

$$L = L_{02} \cdot e^{-Kd \frac{x}{u}} \quad (10)$$

Onde:

$$L_{02} = \frac{Q_{r2} \cdot L_2 + Q_{w2} \cdot L_{w2}}{Q_{r2} + Q_{w2}} \quad (11)$$

Sendo:

$Q_{r2} = Q_r + Q_w + Q_{w1}$ , Vazão do rio mais a vazão do primeiro e do segundo lançamento de efluente [ $m^3/s$ ];

$L_2 = L_1 + L_{w1}$ , Concentração de DBO do rio, do primeiro e do segundo lançamento de efluente a montante do terceiro lançamento [ $mg/L$ ];

$Q_{w2}$  = Vazão do terceiro lançamento de efluente [ $m^3/s$ ];

$L_{w2}$  = Concentração de DBO do terceiro lançamento de efluente [ $mg/L$ ].

### 2.2.3.2 Coliformes Termotolerantes (CTT)

$$N_0 = \frac{Q_r \cdot N_r + Q_w \cdot N_w}{Q_r + Q_w} \quad (12)$$

Onde:

$N_0$  = Concentração de coliformes na mistura efluente-rio [NMP/100mL];

$Q_r$  = Vazão do rio a montante do lançamento [ $m^3/s$ ];

$N_r$  = Concentração de coliformes no rio, a montante do lançamento [NMP/100mL];

$Q_w$  = Vazão dos esgotos [ $m^3/s$ ];

$N_w$  = Concentração de coliformes nos esgotos [NMP/100mL].

Para o caso de haver um segundo lançamento pontual posterior ao primeiro, temos:

$$N = N_{01} \cdot e^{-Kb \frac{x}{u}} \quad (13)$$

Onde:

$$N_{01} = \frac{Q_{r1} \cdot N_1 + Q_{w1} \cdot N_{w1}}{Q_{r1} + Q_{w1}} \quad (14)$$

Sendo:

$Q_{r1} = Q_r + Q_w$ , Vazão do rio mais a vazão do primeiro lançamento de efluente [ $m^3/s$ ];

$N_1 = N_r + N_w$ , Concentração de coliformes do rio e do primeiro lançamento de efluente a montante do segundo lançamento [NMP/100mL];

$Q_{w1}$  = Vazão do segundo lançamento de efluente [ $m^3/s$ ];

$N_{w1}$  = Concentração de coliformes do segundo lançamento de efluente [NMP/100mL].

Para o caso de haver um terceiro lançamento pontual posterior ao segundo, temos:

$$N = N_{02} \cdot e^{-Kb \cdot \frac{x}{u}} \quad (15)$$

Onde:

$$N_{02} = \frac{Q_{r2} \cdot N_2 + Q_{w2} \cdot N_{w2}}{Q_{r2} + Q_{w2}} \quad (16)$$

Sendo:

$Q_{r2} = Q_r + Q_w + Q_{w1}$ , Vazão do rio mais a vazão do primeiro e do segundo lançamento de efluente [ $m^3/s$ ];

$N_2 = N_1 + N_{w1}$ , Concentração de coliformes do rio, do primeiro e do segundo lançamento de efluente a montante do terceiro lançamento [NMP/100mL];

$Q_{w2}$  = Vazão do terceiro lançamento de efluente [ $m^3/s$ ];

$N_{w2}$  = Concentração de coliformes do terceiro lançamento de efluente [NMP/100mL].

### 2.3 Caracterização da região

A caracterização do rio em estudo foi feita a partir do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Piranhas-Açu, de 2014, disponibilizado pela Agência Nacional de Águas (ANA) e pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA).

A bacia hidrográfica Piranhas-Açu está situada na região hidrográfica Atlântico Nordeste Oriental, a qual abrange 15% do território brasileiro, sendo dividida em: 60% no estado da Paraíba e 40% no estado do Rio Grande do Norte. Devido estar inserido na região do semiárido brasileiro, na qual em apenas alguns meses do ano ocorrem chuvas concentradas, o rio Piranhas-Açu, assim como muitos outros da região, é intermitente. Entretanto, foram construídos pelo Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS) dois grandes reservatórios de regularização ao longo do seu percurso para controlar a vazão e obter a perenização. O primeiro é o Curema-Mãe d'Água e o segundo é o Armando Ribeiro Gonçalves, localizados, respectivamente, nos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte. O nome Piranhas-Açu só é considerado a jusante do segundo reservatório, que fica próximo à cidade de Assú. A montante é chamado apenas de *Piranhas*.

O trecho do rio analisado nesta pesquisa está situado na Unidade de Planejamento Hidrológico (PRH) Bacias Difusas do Baixo Piranhas, em que fica a jusante do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves, no estado do Rio Grande do Norte, na foz do rio Piranhas-Açu. Vale salientar que, de acordo com o PRH da Bacia do Rio Piranhas-Açu, o enquadramento, processo que classifica os corpos hídricos perante o padrão de qualidade das águas, ainda não foi aprovado.

O rio Piranhas-Açu ainda não possui o enquadramento da região em estudo aprovado, o qual o classificaria. Entretanto, segundo o art. 42 da Resolução nº 357 de 2005, do CONAMA, deve ser considerada a classe II para os corpos hídricos que não têm o enquadramento aprovado. Além disso, devido ao fato de possuir profundidade inferior a 2,50 metros, é considerado raso.

### 2.4 Dados para as simulações

Para a análise da concentração da DBO ao longo do trecho do rio, a primeira fonte foi inserida na seção inicial de análise do rio; a segunda fonte foi inserida a 18,10km da primeira fonte de lançamento; e, finalmente, a terceira fonte foi inserida a 30 km da primeira fonte de lançamento. A unidade utilizada para concentração de coliformes termotolerantes é NMP/100mL (NMP - Número mais provável).

A análise foi feita com concentrações variando de 100 mg/L a 500 mg/L, para cada fonte. A montante da primeira fonte poluidora foi considerado que o rio não contém grandes concentrações de DBO, podendo ser estimada uma carga de 2,00 mg/L. O coeficiente de remoção da DBO ( $K_d$ ) é estabelecido por Von Sperling (2007) com o valor de 0,50  $dia^{-1}$  devido ao fato de as seções transversais em estudo apresentarem profundidades inferiores a 1 metro. Há, ainda, a necessidade de ajustar esse coeficiente para a temperatura de 26°C do caso em estudo, resultando no valor de 0,659  $dia^{-1}$ .

A partir de uma concentração bruta de esgoto de  $1,5 \times 10^6$  NMP/100mL, o estudo foi feito com concentrações de coliformes presentes neles, tendo passado por tratamentos eficientes de 70%, 75%, 85%, 95% e 99% de eliminação dos organismo, sendo que, na montante da primeira fonte poluidora, foi considerado que o rio não contém grandes

concentrações de coliformes termotolerantes, podendo ser estimada uma carga de 10,00 NMP/100mL. Von Sperling (2007) indica um valor usual aproximado de  $1 \text{ dia}^{-1}$  para o coeficiente de decaimento bacteriano ( $K_b$ ), pois resultados obtidos em vários estudos apontam para valores aproximados. Porém, da mesma forma que o coeficiente de remoção da DBO, deve ser ajustado conforme a temperatura utilizada pelo estudo, de  $26^\circ\text{C}$ , resultando no valor de  $1,501 \text{ dia}^{-1}$ .

A Tabela 1 informa os dados das seções monitoradas utilizados para a realização desse estudo.

**Tabela 1:** Dados das seções monitoradas

Dados	Seções			
	1	2	3	Fim
Coordenadas	S 05°39'51" W 36°52'50"	S 05°34'01" W 36°53'20"	S 05°23'43" W 36°50'12"	S 05°16'16" W 36°44'57"
Área (m <sup>2</sup> )	12,68	22,06	14,76	38,09
Velocidade (m/s)	0,79	0,38	0,37	0,06
Velocidade (m/dia)	68256	32832	31968	5184
Vazão (m <sup>3</sup> /s)	9,957	8,369	5,524	2,303
Distância (m)	0	12065	24466	17813
Distância acumulada (m)	0	12065	36531	54344

Fonte: Adaptado de Holanda (2015).

## 2.5 Cenários de análise

Para as simulações do modelo de análise, foram propostos três cenários de estudo:

### 2.5.1 Cenário 1

Na primeira análise, foi feito o estudo do comportamento do rio ao receber múltiplas fontes pontuais de lançamento em condição normal, com as vazões monitoradas, para os parâmetros DBO e CTT com as concentrações definidas.

### 2.5.2 Cenário 2

Neste cenário, a análise foi feita comparando os resultados obtidos no cenário 1 com os padrões de qualidade de água doce estabelecidos pelas Resoluções nº 357 de 2005 e nº 274 de 2000, ambas do CONAMA. Dando ênfase ao que foi dito anteriormente para o rio em estudo, foi considerada apenas a classe II de águas doces.

### 2.5.3 Cenário 3

Depois de definida a classificação do rio Piranhas-Açu no cenário 2, pôde-se analisar o terceiro cenário, voltado para o padrão de qualidade da água, aplicando a classe II, a partir do estudo feito com vazões de cheia e de seca, que são as condições, respectivamente, mais favoráveis e desfavoráveis em que o comportamento do curso d'água poderá se encontrar perante ao lançamento de efluentes.

Para as vazões máximas (cheia) e mínimas (seca) e suas respectivas áreas, foram utilizados os mesmos valores usados por Veras (2015):  $14,5 \text{ m}^3/\text{s}$  e  $2,6 \text{ m}^3/\text{s}$  para as vazões de cheia e seca, e  $16,50 \text{ m}^2$  e  $2,96 \text{ m}^2$  para as áreas das seções transversais do rio nos períodos de cheia e seca respectivamente.

## 3 Resultados e discussão

O modelo matemático simplificado de Streeter-Phelps formulou resultados com facilidade nos cenários definidos anteriormente. Foi possível, através dos cenários 2 e 3, fazer a verificação do comportamento dos parâmetros DBO e CTT com relação ao padrão de qualidade das águas, segundo as resoluções do CONAMA.

### 3.1 Cenário 1

Este cenário apresenta o comportamento dos parâmetros DBO e CTT para a vazão normal no percurso do rio em estudo, ao se aplicar os lançamentos de efluentes com diferentes concentrações (através da fonte 1, na seção inicial, da fonte 2, a 18,1 km, e da fonte 3, a 30 km). As Tabelas 2 e 3 apresentam as concentrações da DBO e CTT, respectivamente, após a mistura.

**Tabela 2:** Concentração da DBO após a mistura.

Concentração da DBO (mg/L)			
CONCENTRAÇÃO DO EFLUENTE (MG/L)	Fonte 1	Fonte 2	Fonte 3
100	2,974	3,778	4,107
200	3,969	6,358	7,277
300	4,963	8,939	10,448
400	5,957	11,519	13,618
500	6,952	14,099	16,789

Fonte: Autor (2016).

**Tabela 3:** Concentração de CTT após a mistura.

Concentração da CTT (NMP/100ml)			
CONCENTRAÇÃO DO EFLUENTE (NMP/100ML)	Fonte 1	Fonte 2	Fonte 3
450000	4484,396	9018,294	10412,767
375000	3738,647	7515,787	8677,619
225000	2247,148	4510,771	5207,324
75000	755,650	1505,755	1737,028
15000	159,050	303,749	348,910

Fonte: Autor (2016).

Após a análise, foi observado (Figs. 1 e 2) que, conforme a concentração do efluente aumenta em um mesmo lançamento (fonte 1) para uma seção (inicial) com mesma vazão, a autodepuração do rio acontecerá em um ponto mais distante do lançamento, acarretando uma maior área poluída do rio. Quando há uma diminuição de vazão no percurso do corpo hídrico, mesmo sem nenhum outro lançamento, o aumento é significativo para maiores concentrações. Isso ocorre na seção 2 do rio, que pode ser verificado no primeiro pico entre as distâncias de 10 km e 20 km nas figuras citadas.

O segundo ponto a observar são os dois lançamentos seguintes, que estão em um trecho do rio com a mesma vazão; lembrando que a montante do segundo ponto há a poluição remanescente do primeiro lançamento estabilizando-se na massa líquida. Desse modo, o efluente inserido pela fonte 2 deve ser somado a essa remanescente, que, por sua vez, serão somadas a concentração da fonte 3. Assim, pode-se notar que, em cada lançamento, quanto maior a carga de poluente, maior é aumento no resultado dos parâmetros, de forma que o corpo hídrico pode não ter capacidade de recompor suas condições naturais nessa região, mesmo para concentrações baixas. Caso o lançamento seja contínuo ao longo do rio, podem ocorrer processos, como a eutrofização, devido à grande carga de matéria orgânica se decompondo na massa líquida, podendo até chegar ao estado de anóxia, o qual pode se tornar um processo irreversível, em que todo e qualquer tipo de vida aquática na região afetada deixará de existir.



Figura 1 – Comportamento da DBO no rio para o lançamento de três fontes.

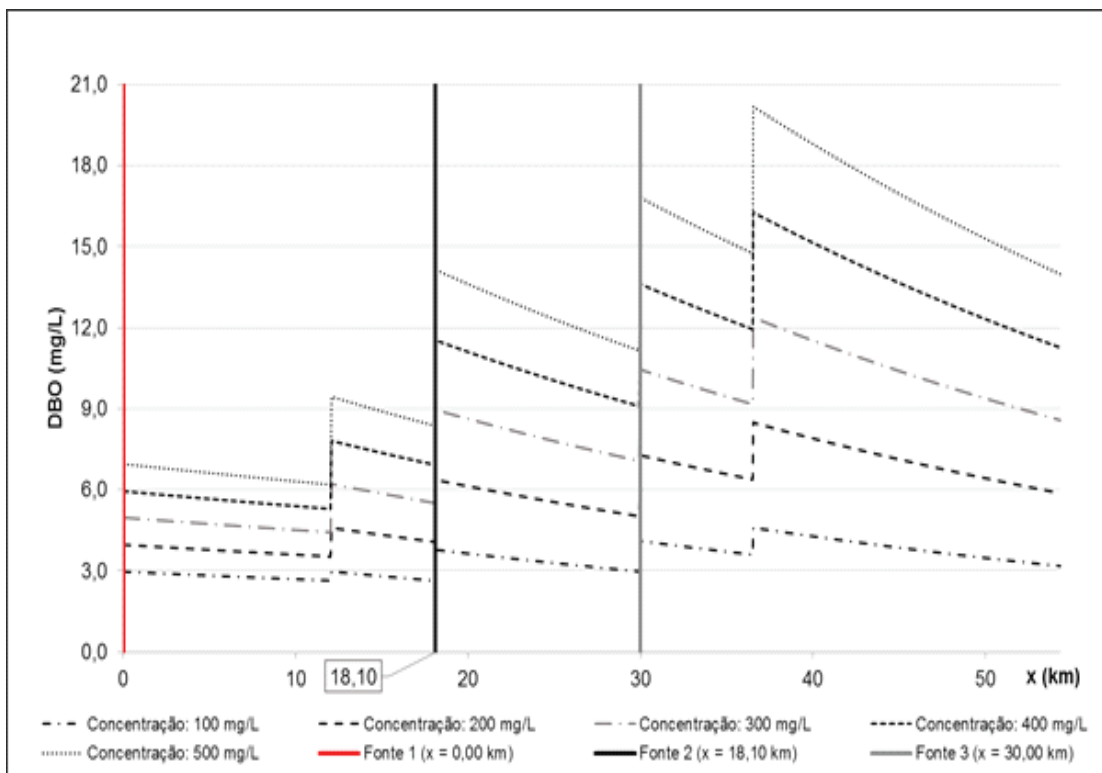
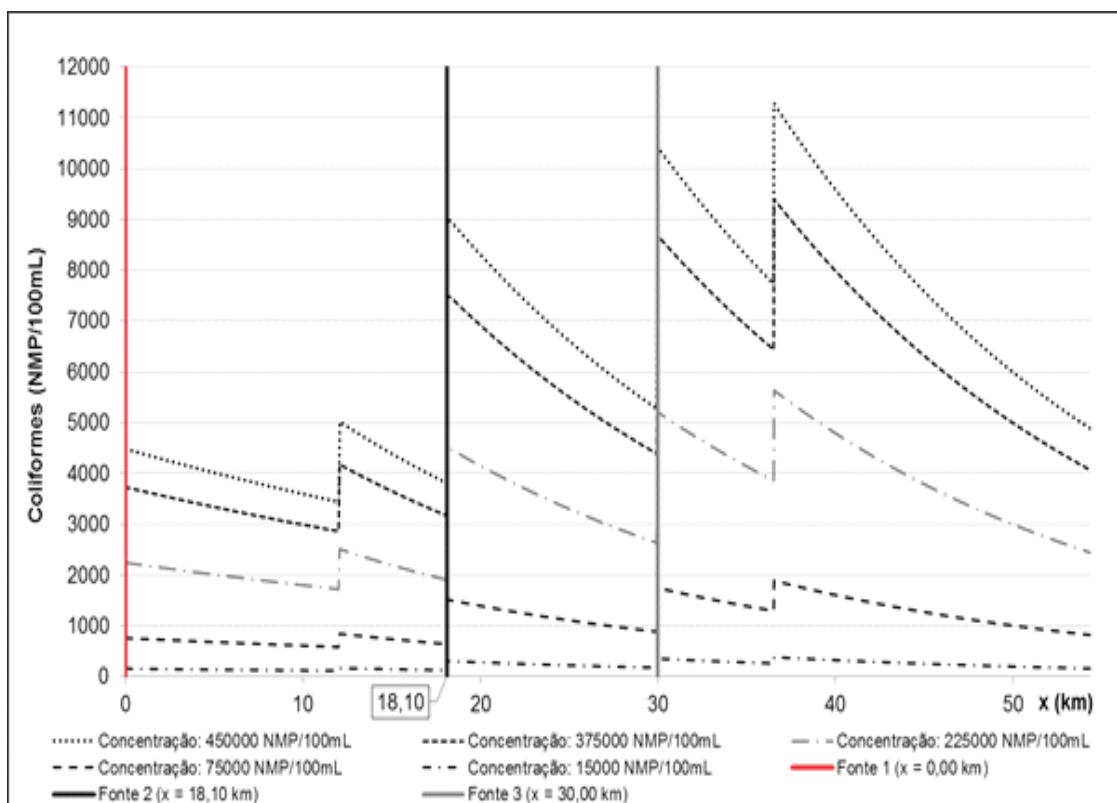


Figura 2 – Comportamento de CTT no rio para o lançamento de três fontes.



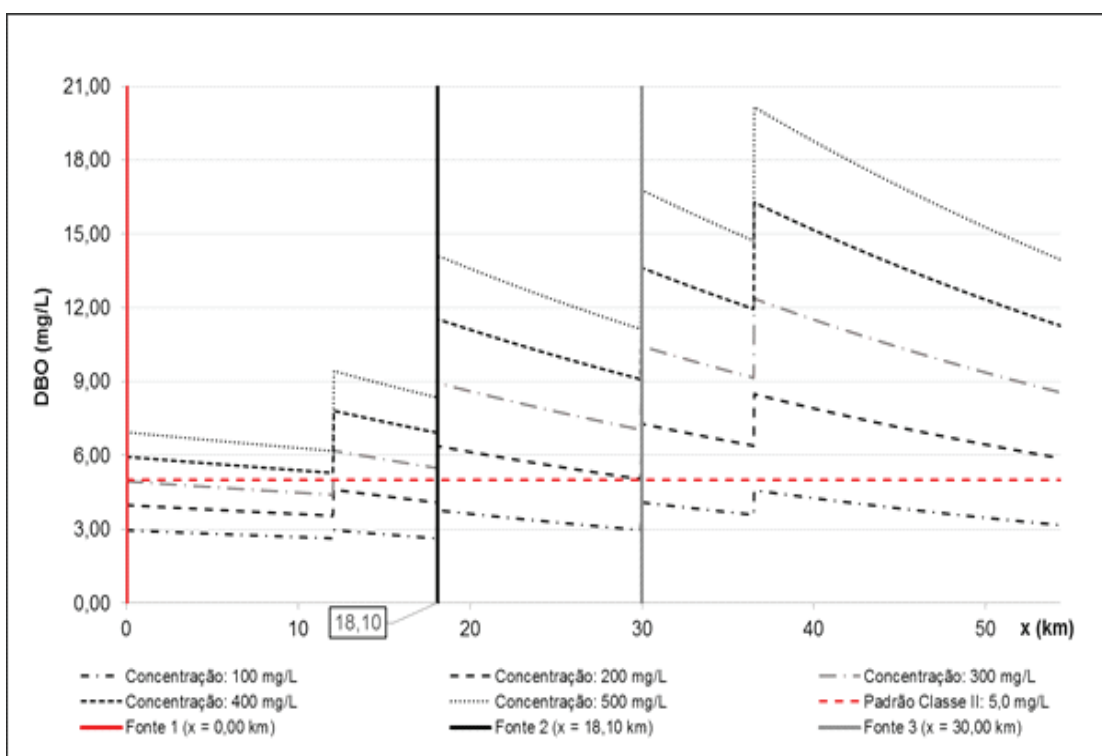
### 3.2 Cenário 2

A análise feita compara os resultados do cenário 1 com o padrão de qualidade das águas conforme as resoluções do CONAMA, lembrando que o rio foi caracterizado como classe II.

Na análise da DBO em relação à classe II com a vazão normal, ilustrada pela Fig. 3, o lançamento de efluente com concentração de 100 mg/L pode ser feito em todas as fontes ao longo do percurso do rio. Para a concentração de 200 mg/L, seu lançamento é limitado até a segunda fonte, para a qual a carga de DBO é um pouco elevada no ponto de mistura, mas ocorre o decaimento até o limite de 5,0 mg/L. Ainda para esse lançamento, a inserção da fonte 3 ocorre em um ponto crítico, pois quando começa o decaimento da carga da matéria orgânica, logo acontece a mudança de seção, onde a vazão ponto diminui, ocorrendo um pico de concentração. Para a concentração de 300 mg/L, só fica permitido o lançamento da fonte 1, de modo que a concentração fica um pouco elevada quando há diminuição de vazão na seção 2, mas ocorre o decaimento posteriormente. Não são permitidos lançamentos de efluentes para as outras concentrações devido ao fato de estarem acima do limite exigido pela classe II.

Contudo, a concessão de outorga pode ser aplicada para lançamentos de efluentes com concentrações de 100 mg/L por todo o percurso, de 200 mg/L para as fontes 1 e 2, e de 300 mg/L apenas para a fonte 1. Há possibilidade de concessão de outorga para as concentrações de 200mg/L e 300 mg/L para todo o percurso caso a distância entre as fontes de lançamento fossem maiores.

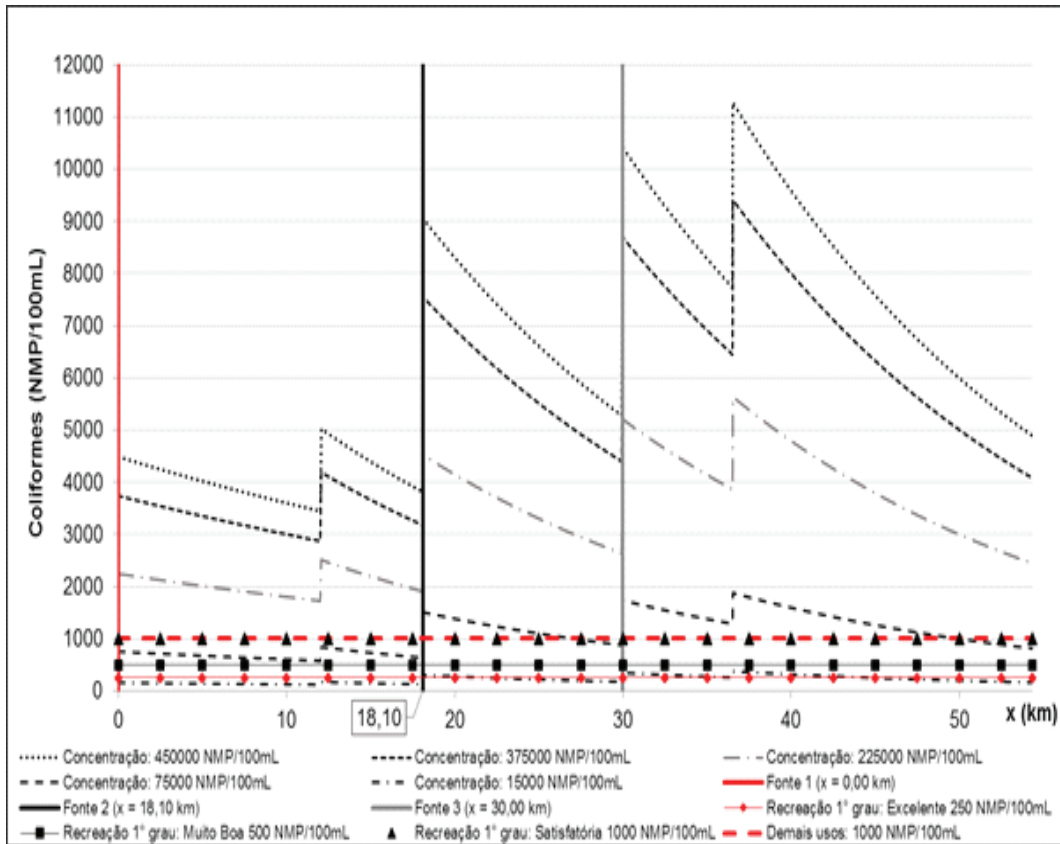
**Figura 3 – Análise da DBO com a classe II.**



Para coliformes termotolerantes, a classe II determina os níveis de limite de concentração, que variam entre menor ou igual a 250 NMP/100 mL (condição excelente) e menor ou igual 1000 NMP/100 mL (condição muito boa para demais usos), conforme Resolução nº 430/ 2011 do CONAMA.

Foi observado, ao ser analisada a Fig. 4, que a concentração de 15000 NMP/100mL, referente a 99% de eliminação dos organismos, pode ser lançada por todo o percurso do rio para vazão normal. Isto pode ser observado quando se observa que o lançamento da fonte 2 está abaixo de 250 NMP/100mL (condição excelente) e, após este lançamento, alterna entre as faixas de qualidade de água excelente e muito boa, que é aceitável pelo padrão de qualidade. Para a concentração de 75000 NMP/100mL, o lançamento é aceitável até a fonte 2, para a qual a carga de poluente é elevada acima de 1000 NMP/100mL, caso que não é aceito pelo padrão de qualidade. As outras concentrações não são permitidas devido ao fato de estarem acima do limite exigido para a classe II.

Figura 4 – Análise de CTT com a classe II.



Assim como para a DBO, a concessão de outorga de lançamento de efluentes pode ser aplicada para coliformes termotolerantes e para todos os outros parâmetros de qualidade das águas. Nesse caso, a outorga só é permitida para as concentrações, em todas as fontes, de 15000 NMP/100mL, e 75000 NMP/100mL apenas na primeira fonte. Para ambos os parâmetros em estudo, se as fontes apresentassem distâncias maiores entre si, possivelmente a condição seria mais propícia ao lançamento normal de efluentes para as concentrações menores.

### 3.3 Cenário 3

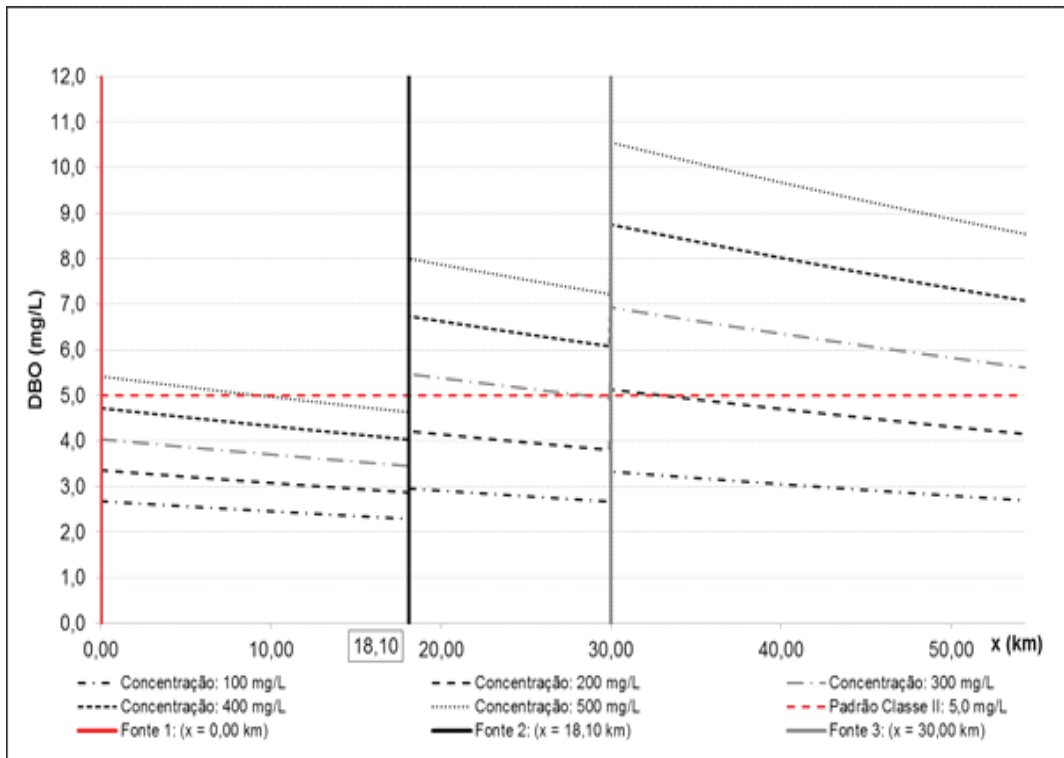
O cenário foi analisado tomando como base a classe II para o padrão de qualidade da água, aplicando as vazões máximas e mínimas para o rio Piranhas-Açu.

Foi observado, na análise da DBO (Fig. 5) que, para o período de cheia do rio, até o lançamento da fonte 2, as concentrações de efluentes aqui estudadas têm aceitação perante as exigências da legislação, excetuando-se apenas o lançamento de 500 mg/L da DBO, em que a carga de poluente resultante na massa líquida fica acima do permitido até uma distância de aproximadamente 10 km. Após esse ponto, devido ao decaimento, estaria dentro do limite. A partir da fonte 2, apenas os lançamentos com concentração de 100mg/L e 200 mg/L são permitidos. No período de estiagem, o que pode ser verificado na Fig. 6, a situação é mais precária, pois o lançamento de efluentes com qualquer concentração em

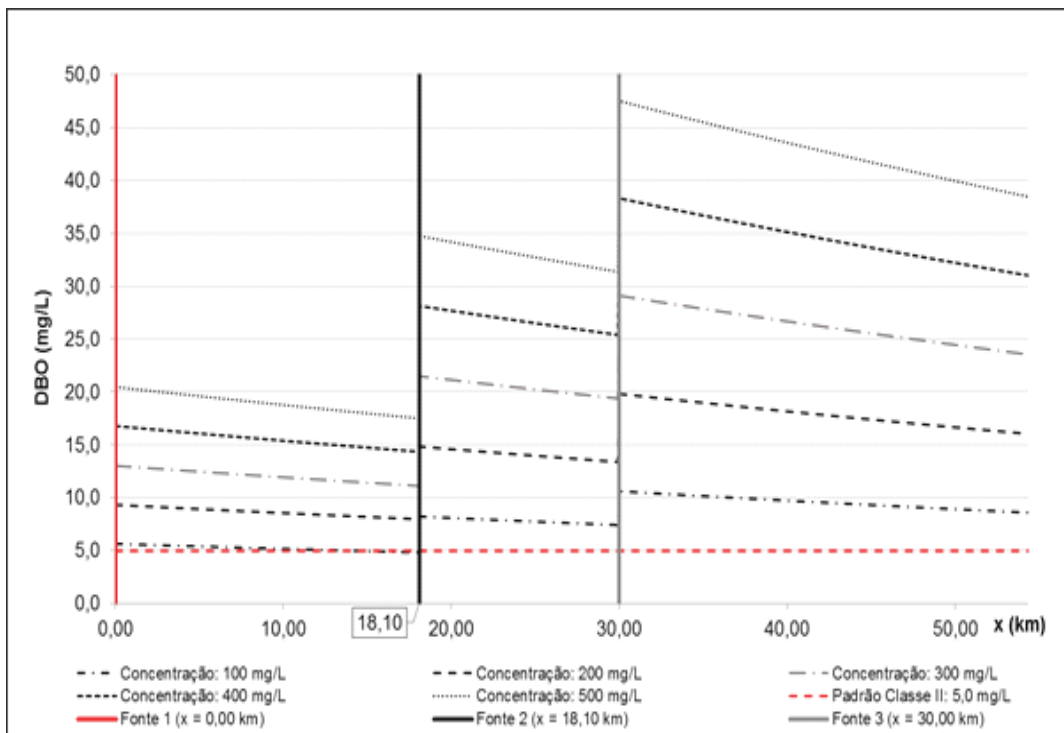
Aplicação do modelo simplificado de Streeter-Phelps para analisar a qualidade da água do rio Piranhas-Açu ao receber múltiplos lançamentos de efluentes

estudo ultrapassa o limite exigido pelas resoluções do CONAMA, ficando proibido o lançamento de qualquer poluente ao longo de todo o percurso do rio.

**Figura 5** – Análise da DBO com a classe II para vazão de cheia (14,5 m<sup>3</sup>/s).



**Figura 6** – Análise da DBO com a classe II para vazão de seca (2,6 m<sup>3</sup>/s).



Na análise de CTT (Fig. 7), o comportamento das concentrações apresenta aspectos parecidos com os da DBO, na qual, para vazão máxima (período de cheia), apenas as cargas de poluentes de 15000 e 75000 NMP/100mL são aceitáveis, sendo que estas têm seu valor elevado acima do permitido no lançamento da fonte 3. Para a vazão mínima (período de seca), como demonstrado na Fig. 8, apenas a de 15000 NMP/100mL é permitida em todo o percurso do rio. Como as concentrações de maior valor estão fora do limite permitido, e para um melhor entendimento da situação, a Fig. 9 complementa a análise mostrando o gráfico com menores valores no eixo das ordenadas.

Figura 7 - Análise de CTT com a classe II para vazão de cheia (14,5 m³/s).

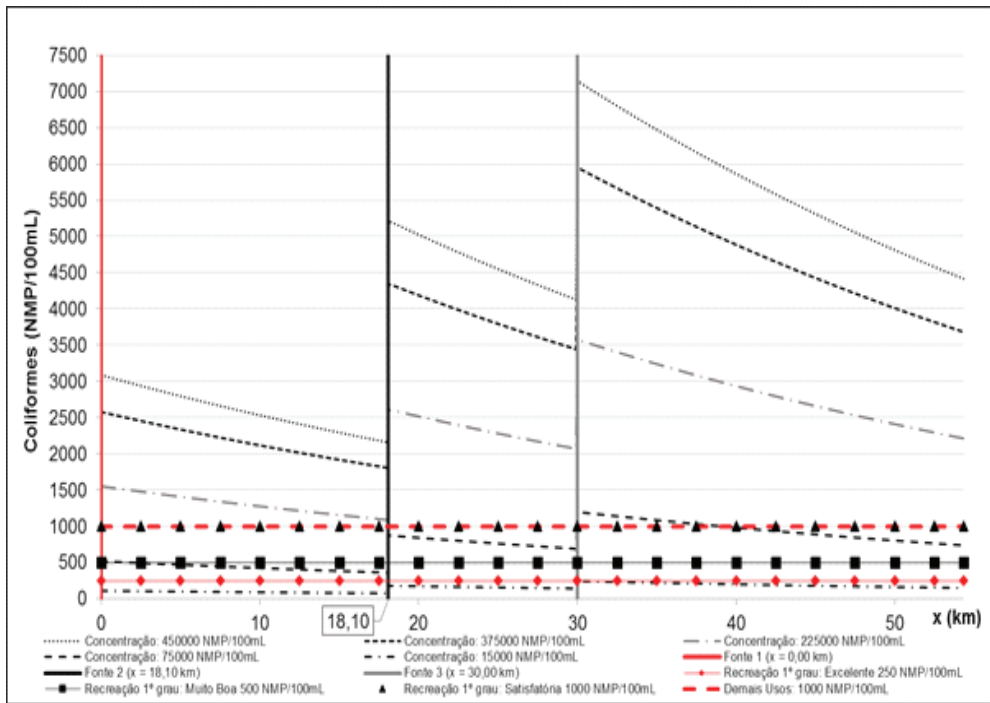


Figura 8 – Análise de CTT com a classe II para vazão de seca (2,6 m³/s).

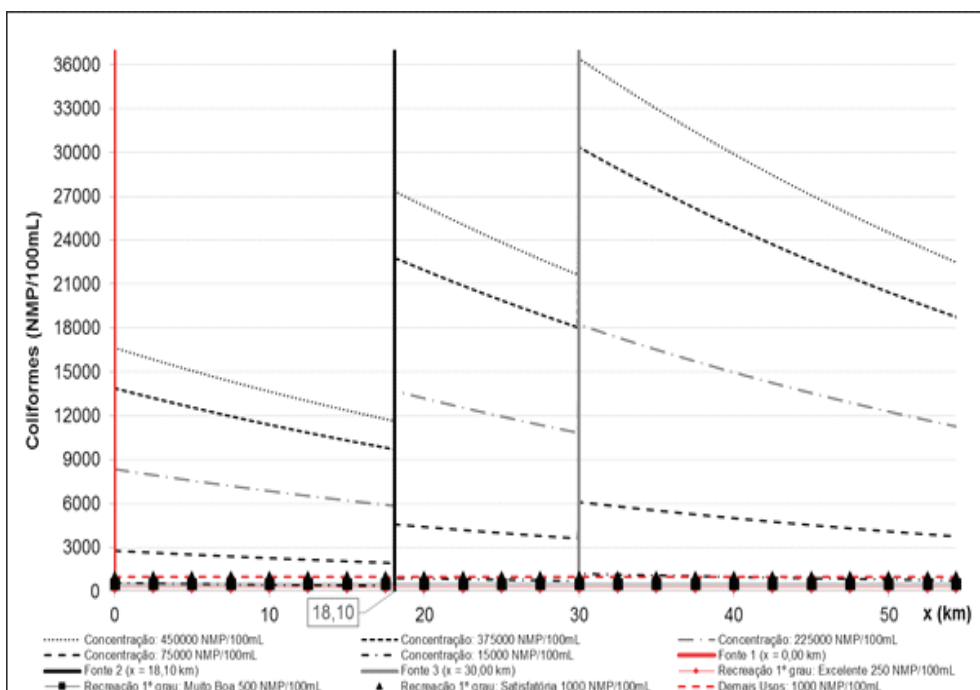
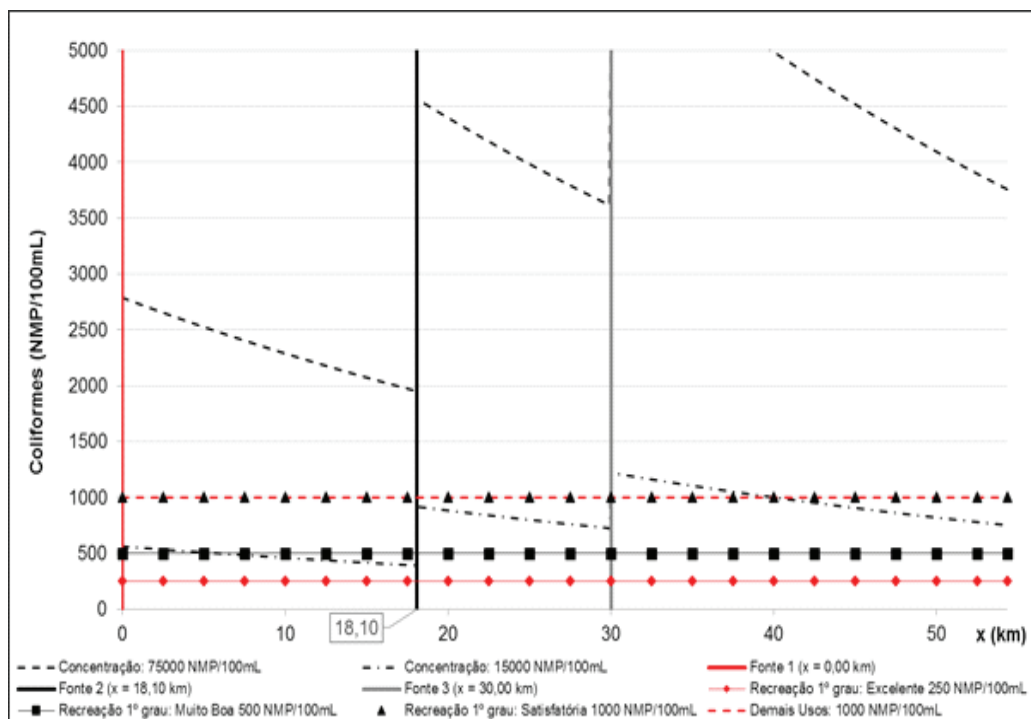


Figura 9 - Complemento da figura 8.



Partindo do que foi observado, a concessão de outorga para lançamento de efluentes pode ser aplicada, nas condições mais favoráveis do rio, para concentrações de 15000 e 75000 NMP/100mL, e, em condições mais desfavoráveis, apenas para a concentração de 15000 NMP/100mL. Para as demais concentrações, acima das citadas, não se deve permitir o lançamento, ou seja, a outorga não deverá ser concedida, uma vez que o rio não terá capacidade hídrica de suportar a carga de poluentes inserida.

Comparando os resultados obtidos neste estudo (Figs. 5 a 8), referente ao estudo de múltiplos lançamentos de efluentes para parâmetros da DBO e CTT, com os resultados gerados no estudo de Veras (2015), sobre o lançamento de apenas uma fonte pontual inserida no início do rio, observou-se que, para um único lançamento de efluente, mesmo para maiores concentrações, o corpo hídrico do rio Piranhas-Açu tem capacidade de autodepuração até o final de seu percurso nos períodos de cheia. À medida que vão sendo inseridas mais fontes de lançamentos de efluentes, a situação se agrava.

#### 4 Conclusões e recomendações

A partir das análises feitas, foi possível concluir que o monitoramento dos parâmetros de qualidade das águas superficiais tem uma grande relevância para auxiliar a gestão de recursos hídricos na tomada de decisão e na concessão de outorga de lançamentos de efluentes.

Foi observado que, quando há múltiplos lançamentos de efluentes com concentrações altas de poluentes, comparados a um único lançamento pontual, o corpo hídrico passa a ter um comportamento comprometido por intensa poluição e contaminação, pois a carga de poluente inserida por uma fonte inicial não se dissipa até o lançamento da segunda fonte de poluente. O mesmo ocorre para uma terceira fonte, e assim por diante.

Para altas concentrações de DBO em lançamentos simultâneos de efluentes, há o acúmulo de grandes quantidades de matéria orgânica, o que leva à consequente redução do oxigênio dissolvido na massa líquida. Isso ocorre devido à decomposição da matéria orgânica por bactérias aeróbias, que, nesse processo, consomem o oxigênio. Os coliformes termotolerantes apenas indicam o potencial da água para transmitir doenças a humanos e animais; devendo-se atentar para os níveis de tolerância exigidos pelas resoluções do CONAMA para águas doces, pois são bactérias que podem ou não ser patogênicas.

Para períodos de cheia, em que o rio tem sua vazão máxima, e para concentrações menores de lançamentos, o rio consegue se recuperar até os trechos estudados, permitindo à gestão de recursos hídricos conceder outorga de lançamento, dentro dos padrões analisados vigentes pela legislação. Nos períodos de seca, a situação é totalmente restrita, ou seja, o monitoramento deve ser mais rigoroso até para menores concentrações, pois o lançamento de efluentes pode proporcionar altas cargas de poluentes, o que é inapropriado para a regularização da qualidade da água. No cenário 1, o rio foi analisado em suas condições normais, com vazões médias e diferentes em cada trecho, o que propiciou um aumento significativo nos valores de maiores concentrações dos parâmetros.

A concentração resultante será menor a cada seção do corpo hídrico para maiores velocidades, ocorrendo o inverso para menores. Isso pode ser justificado de modo que, quanto menor a velocidade da água, menor sua capacidade de transportar sedimentos, resultando em uma maior concentração de poluentes quando inseridos por um lançamento de efluente. Conseqüentemente, há um maior risco de não ocorrer a autodepuração do rio, tornando a região afetada imprópria para a vida da biota aquática devido à falta de oxigênio na água, podendo tornar o processo irreversível, entrando em estado de anóxia.

O modelo matemático simplificado de Streeter-Phelps mostrou-se eficiente no diagnóstico de impactos causados em rios onde a coleta de dados é precária, e pode auxiliar o sistema de gestão de recursos hídricos a obter resultados satisfatórios, viabilizando a concessão de outorga de lançamentos.

## Referências

- ANDRADE FILHO, F. M.; SILVA, L. M. **Avaliação das concentrações de coliformes no afluente e efluente da ETE de Goiânia em 2007**. 2008. 13 f. TCC (Graduação), Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2008. Disponível em: <<http://www.ucg.br/ucg/prope/cpgss/ArquivosUpload/36/file/AVALIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE COLIFORMES NO AFLUENTE E EFLUENTE DA ETE GOIÂNIA EM 2007.pdf>>. Acesso em: 10 abr. 2016.
- BRASIL. Resolução nº 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 25 de janeiro de 2001. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>>. Acesso em: 08 abr. 2016.
- \_\_\_\_\_. Resolução nº. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 08 abr. 2016.
- BRASIL. Resolução nº. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 16 de maio de 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 08 abr. 2016.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 16 de maio de 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 10 abr. 2016.
- CÂNDIDO, A.; SANTOS, S. H<sub>2</sub>O: o símbolo da vida. **Abaste CE**, Fortaleza, v. 2, n. 6, p. 8-11, abr./jun. 2000.
- CHAGAS, P. F. **Perspectivas da aplicação da teoria fuzzy para cálculo de risco em sistemas hidrodinâmicos**. 2005. 189 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.
- CHAPRA S.C. 1997. **Surface water-quality modeling, McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering**. McGraw-Hill, New York, New York.
- CHRISTOVÃO, D. A. Padrões bacteriológicos; caracterização bacteriológica de poluição e contaminação. In: CETESB. **Água. Qualidade, padrões de potabilidade e poluição**. São Paulo. p. 57-119, 1974.
- CORCORAN, E. (Ed.). **Sick water? The central role of wastewater management in sustainable development**. Genebra: Unep, 2010. Disponível em: <[http://www.unep.org/pdf/SickWater\\_screen.pdf](http://www.unep.org/pdf/SickWater_screen.pdf)>. Acesso em: 15 abr. 2016.

- HOLANDA, V. P. D. de. **Análise do déficit e concentração de oxigênio dissolvido em trecho do rio piranhas-açu, sujeito a lançamento de efluentes, mediante a utilização do modelo de Streeter-Phelps simplificado.** 2015. 47 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade de Fortaleza, Fortaleza, 2015.
- MARTINS, A. S. **Poluição da água - eutrofização: caracterização do processo e medidas de combate.** 2006. Disponível em: <<http://biohelp.blogs.sapo.pt/652.html>>. Acesso em: 28 maio 2016.
- MELO, M. C. **Avaliação e proposição de critérios de outorga para lançamento de efluentes em corpos d'água.** 2006. 120 f. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/bitstream/handle/1843/ENGD-6TLNLZ/214m.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 23 abr. 2016.
- MEYBECK M.; KUUSISTO E.; MAKELA A.; MALKKI E. WATER QUALITY. **Water quality monitoring.** In: J. Bartram, R. Balance (eds). *A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. E&F.N. Spon, London, p. 9-34, 1996.
- NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola.** São Paulo, Edgard Blucher, 520p. 2003.
- REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.). *Águas Doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação.* 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006. Cap. 1. p. 1-35.
- SALES, R. J. M. **Aplicação da lógica fuzzy no modelo de Streeter-Phelps para analisar o risco de contaminação das águas de rios, considerando múltiplos processos e múltiplos lançamentos.** Fortaleza, 2014, 116 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2014.
- SANTIN, J. R.; GOELLNER, E. **A gestão dos recursos hídricos e a cobrança pelo seu uso.** Passo Fundo: UPF, 2013.
- SANTOS, S. H. L. **Aplicação da teoria fuzzy em modelos de transporte de massa para o cálculo do risco na concessão de outorga para lançamento de efluentes em rios.** 2012. 104 f. Tese (Doutorado), Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012. Disponível em: <[http://www.teses.ufc.br/tde\\_busca/arquivo.php?codArquivo=7693](http://www.teses.ufc.br/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=7693)>. Acesso em: 10 out. 2015.
- SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; GONÇALVES, J. C. S. I. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do meio, Leme (Sp).** Faculdades COC, Ribeirão Preto, 2008.
- SCARE, R. F.; ZYLBERZSTAJN, D. Escassez de Água e Mudança Institucional: Análise da Regulação dos Recursos Hídricos nos Estados Brasileiros. **Rac-eletrônica**, São Paulo, p.31-46, abr. 2007. Disponível em: <[http://www.anpad.org.br/periodicos/arq\\_pdf/a\\_623.pdf](http://www.anpad.org.br/periodicos/arq_pdf/a_623.pdf)>. Acesso em: 28 maio 2016.
- SGARIONI, M. Quanto tempo o corpo agüenta sem água? 2004. **Revista Superinteressante.** Disponível em: <<http://super.abril.com.br/ciencia/quanto-tempo-o-corpo-aguenta-sem-agua>>. Acesso em: 5 abr. 2016.
- THAME, A. C. de M. Água: a iminência da escassez. **Abaste CE**, Fortaleza, v. 2, n. 7, pag. 20-21, jul./set. 2000.
- THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of Surface Water Quality Modelling and Control.** Harper & Row, Publishers, New York, 1987.
- VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** 1. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2007. (Série Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 7).
- VERAS, R. S. **Aplicação de um modelo matemático para estudar a qualidade de água do rio Piranhas-Açu/RN tomando como referência os parâmetros DBO e Coliformes Termotolerantes.** 2015. 65 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade de Fortaleza, Fortaleza, 2015.
- WHO (World Health Organization). **Guidelines for drinking-water quality.** Volume 1. Recommendations. WHO, Geneva. 2º ed. p. 188, 1993.



## **Sobre os autores**

### **Djayson Manuel da Conceição**

Engenheiro Civil, Universidade de Fortaleza – Unifor.

### **Ingrid Fernandes de Oliveira Alencar**

Estudante de Engenharia Civil, Universidade de Fortaleza – Unifor.

### **Regis Ribeiro Caminha Barbosa**

Engenheiro Civil, Universidade de Fortaleza – Unifor.

### **Raquel Jucá de Moraes Sales**

Tecnóloga em Saneamento Ambiental - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará,

Mestre e Doutora em Engenharia Civil - Recursos Hídricos - Universidade Federal do Ceará.

Professora auxiliar do Centro de Ciências Tecnológicas da Universidade de Fortaleza.

### **Bruno Aragão Martins de Araújo**

Graduado em Engenharia Química - Universidade Federal do Ceará.

Mestre em Engenharia Civil - Universidade Federal do Ceará.

Coordenador do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária do Centro de Ciências Tecnológicas da Universidade de Fortaleza.