



IV-171 - DETERMINAÇÃO E MODELAGEM DA CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO DO RIO MELCHIOR - DF

Raquel Alves Medeiros⁽¹⁾

Acadêmica do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Católica de Brasília.

Renata Guimarães Maciel⁽²⁾

Acadêmica do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Católica de Brasília.

Rafaela Aloise de Freitas⁽³⁾

Acadêmica do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Católica de Brasília.

Glauceny Cirne de Medeiros⁽⁴⁾

Professora Dra. do curso de Graduação em Engenharia Civil da Universidade Católica de Brasília.

Marcelo Gonçalves Resende⁽⁵⁾

Professor Dr. do curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Mestrado em Planejamento e Gestão Ambiental da Universidade Católica de Brasília.

Endereço⁽¹⁾: SHA conj. 4 chác. 81/28 casa 25 - Taguatinga - DF - CEP: 71993-400 - Brasil - Tel: (61) 34011958 – e-mail: raquelmedeiros.alves@gmail.com

RESUMO

O rio Melchior é um corpo receptor de efluentes das Estações de Tratamento de Esgotos Melchior e Samambaia. É um rio que já foi considerado poluído por receber esgotos brutos das cidades de Samambaia, Taguatinga e Ceilândia. A qualidade de suas águas melhorou significativamente após o início da operação da ETE Melchior. É importante manter a qualidade desse rio, pois o mesmo é um afluente do rio Descoberto, que é cotado como possível reservatório para abastecimento de água no Distrito Federal. Para conhecer a atual condição do corpo hídrico, este estudo visa: analisar a qualidade das águas do rio, a jusante dos lançamentos, em determinado trecho; determinar a capacidade de autodepuração do rio; e por meio da modelagem ambiental prever o comportamento dos poluentes ao longo do rio, utilizando o software STELLA. A capacidade de autodepuração foi determinada pelos coeficientes de desoxigenação (K_1) e reaeração (K_2). Os resultados da qualidade da água mostraram que o trecho estudado não é suficiente para verificar a recuperação do rio. Porém, a modelagem possibilitou estender a análise para além do trecho estudado, constatando assim, uma melhora da qualidade e consequentemente a recuperação. Por fim, concluiu-se que o rio Melchior é capaz de suportar e assimilar a carga de poluentes que recebe das ETES. Notou-se também uma possível necessidade de rever a classificação das águas do rio perante a resolução CONAMA 357/05.

PALAVRAS-CHAVE: autodepuração, rio Melchior, qualidade da água, modelagem ambiental.

INTRODUÇÃO

O rio Melchior, localizado na bacia do Descoberto, até meados de 2005 era um receptor natural das drenagens das cidades Ceilândia, Taguatinga e Samambaia. Aproximadamente 40% da população do Distrito Federal se concentra nessas cidades. Dessa forma, era iminente a contaminação do corpo hídrico pelo descarte de esgoto bruto no mesmo (RIBEIRO, 2001). Além dos esgotos brutos, o rio era um receptor de efluentes tratados da Estação de Tratamento de Esgotos Samambaia pela CAESB (Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal), e em 2005, com o início da operação da ETE Melchior o rio também passou a receber os efluentes dessa estação. Segundo Ribeiro (2001), a importância de manter a qualidade do rio é evidenciada pelo fato de o rio Melchior ser um afluente do Rio Descoberto, sendo esse portador do reservatório de Aproveitamento Hidrelétrico Corumbá IV, que poderá ter uso futuro como reservatório para abastecimento de água no DF.

A qualidade das águas do rio Melchior melhorou significativamente após a instalação da ETE Melchior, pois a mesma passou a atender o lançamento bruto daquelas cidades. Apesar do tratamento dos esgotos lançados no rio, estes efluentes fazem com que aumente o consumo de oxigênio dissolvido no corpo hídrico, via respiração dos microrganismos, depurando assim a matéria orgânica. O oxigênio dissolvido tem sido utilizado tradicionalmente para a determinação do grau de poluição de autodepuração em cursos d'água, sendo seu teor expresso em concentrações quantificáveis e passíveis de modelagem matemática (VON SPERLING *apud*



SARDINHA, 2008). O decréscimo da concentração de oxigênio dissolvido tem diversas implicações do ponto de vista ambiental, constituindo-se em um dos principais problemas das águas em nosso meio (VON SPERLING, 1996).

Um corpo hídrico poluído por lançamentos de matéria orgânica biodegradável sofre um processo natural de recuperação denominado autodepuração, que se realiza por processos físicos (diluição, sedimentação), químicos (oxidação) e bioquímicos (oxidação da matéria orgânica por microrganismos heterotróficos). Deve-se ressaltar que os compostos orgânicos biorresistentes e os compostos inorgânicos (inclusive os metais pesados) não são afetados por esse processo (BRAGA et al. *apud* NAHON, 2006).

Em termos mais amplos, o fenômeno da autodepuração está vinculado ao restabelecimento do equilíbrio do meio aquático, por mecanismos essencialmente naturais, após as alterações induzidas pelos despejos de efluentes (VON SPERLING, 1996). Para Sperling (1996) o restabelecimento do equilíbrio não implica que uma água depurada seja totalmente limpa, para tanto, deve-se considerar que uma água esteja depurada quando as suas características não mais sejam conflitantes com o tipo do uso do trecho. O mesmo autor explica que é de grande importância o conhecimento do fenômeno de autodepuração e da sua quantificação, tendo em vista os objetivos de utilizar a capacidade de assimilação dos rios e impedir o lançamento de despejos acima do que se possa suportar o corpo d'água. É a partir desses dois objetivos que verificamos a necessidade da determinação prévia da capacidade de autodepuração de rios que irão receber algum tipo de despejo de efluentes. A qualidade do corpo hídrico e o nível de tratamento dependem da classe de uso que o mesmo está inserido, cujos padrões são definidos pela Resolução CONAMA 357/05.

A capacidade de autodepuração de um sistema depende diretamente de dois processos operantes: a desoxigenação (K_1) e reoxigenação (K_2). O coeficiente de autodepuração é a medida do processo natural de neutralização da matéria poluidora que atinge um curso de água, incluindo diluição, sedimentação e estabilização química. O fenômeno de reoxigenação ou reaeração é o mais sensível, uma vez que, tanto a poluição como a sua estabilização é determinada em termos de oxigênio dissolvido e déficit de saturação (BRANCO *apud* PALMA - SILVA, 2007).

Os modelos matemáticos são técnicas que permitem representar alternativas propostas e simular condições reais que poderiam ocorrer dentro de uma faixa de incertezas, inerentes ao conhecimento técnico – científico (TUCCI *apud* SARDINHA, 2008). Através da modelagem matemática é possível determinar o nível de poluição e o grau de autodepuração de um recurso hídrico. As principais variáveis de qualidade da água utilizadas em uma modelagem são: DBO, DQO, vazão, temperatura, pH, condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido, coliformes totais, entre outros. A escolha das variáveis depende do objetivo e do modelo a ser utilizado. Análises físico-químicas e bacteriológicas também podem servir de suporte para a determinação da capacidade de depuração de um rio.

Desta forma, o trabalho tem como objetivo prever a quantidade e capacidade do curso hídrico de receber uma carga de efluentes, respeitando a sua capacidade de voltar ao equilíbrio natural do sistema, deixando de ocorrer alterações significativas que gerem impactos negativos ao meio aquático.

ÁREA DE ESTUDO

O rio Melchior, localizado no Distrito Federal, é o principal afluente do rio Descoberto que por sua vez pertence à bacia do Paraná. A Unidade Hidrográfica do Descoberto possui área de drenagem total de 895,9 km², onde a Unidade Hidrográfica do rio Melchior corresponde a 23,2% desse total (207,8 km²), estando compreendida entre as longitudes 48°02'30"W e 48°15'21"W e entre as latitudes 15°48'S e 15°55'17"S (RIBEIRO, 2001). A Figura 1 mostra a Unidade Hidrográfica do Descoberto e a localização do rio Melchior na mesma, assim como das cidades que ocupam essa bacia.

De acordo com Ribeiro (2001), a Unidade Hidrográfica do Melchior tem como atividade antrópica predominante a ocupação urbana, com as cidades de Taguatinga, Ceilândia e Samambaia. Por ser uma região de alta densidade populacional, a unidade hidrográfica sofre grandes pressões das atividades humanas, impactando sua qualidade ecológica.



Duas Estações de Tratamento de Esgotos lançam seus efluentes no rio Melchior, a ETE Samambaia e a ETE Melchior. O lançamento de Samambaia está a montante da Melchior, e distam um do outro em aproximadamente 100 metros. Samambaia, em operação desde 1996 e vazão média de 222,50 L/s, trata os efluentes da cidade satélite Samambaia. Em 2005 a CAESB inaugurou a ETE – Melchior, com uma vazão média de tratamento de 1465 L/s, que atende às cidades de Taguatinga, Ceilândia, Samambaia e Águas Claras. Antes da mesma, os esgotos dessas cidades eram lançados diretamente do rio Melchior. A inclusão dessa estação faz com que o percentual de esgoto tratado em relação ao coletado seja de 100% (COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO DISTRITO FEDERAL, 2008).

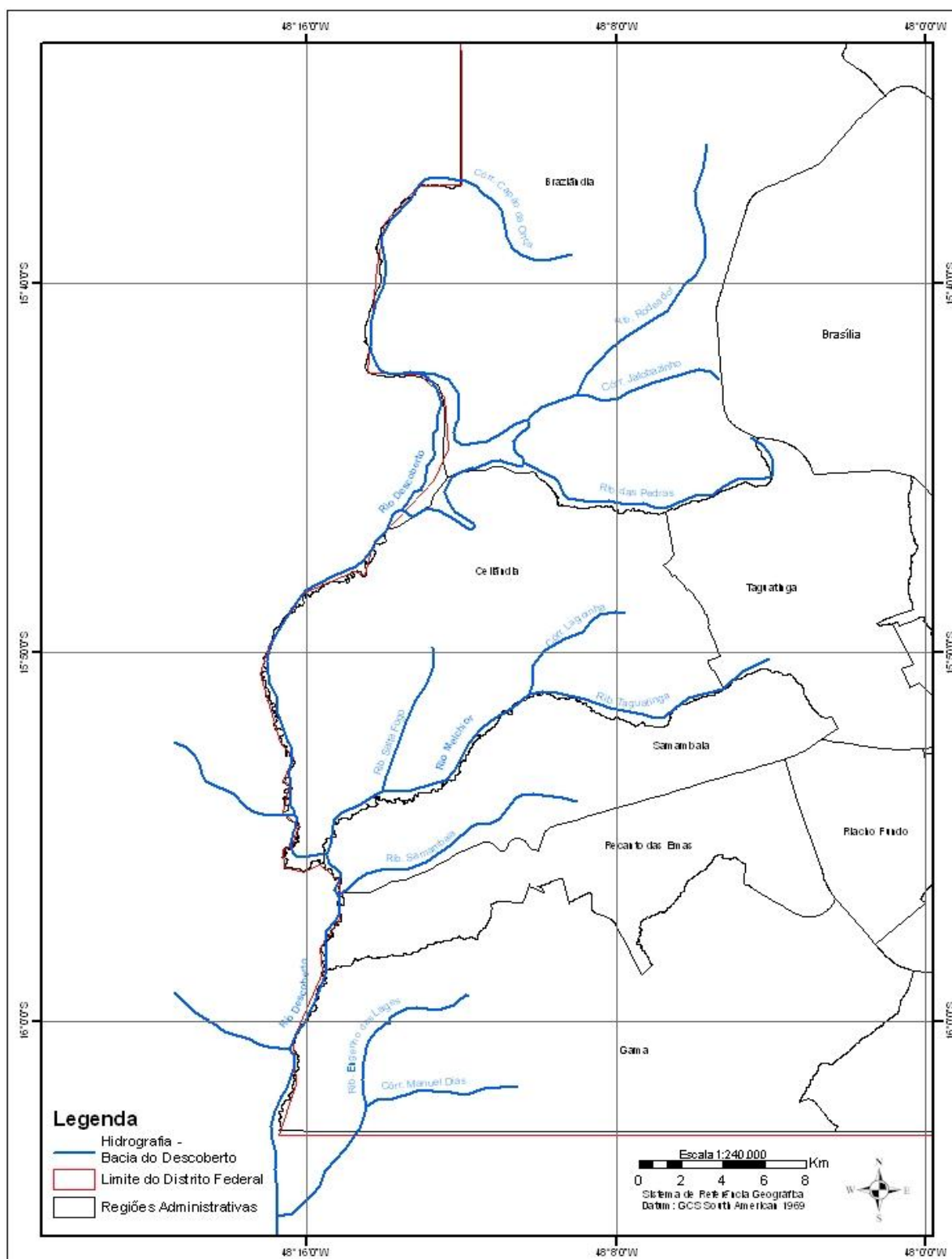


Figura 1: Mapa de localização da Bacia do Descoberto, Brasília – DF.



MATERIAL E MÉTODOS

COLETA DE DADOS

Para a estimativa da capacidade de autodepuração e verificação da qualidade das águas do rio Melchior foram realizadas análises, *in situ* e *ex situ* da água em cinco pontos de um trecho do rio. O percurso feito foi de 100 metros, com intervalo de 20 m entre os pontos, a partir do lançamento de efluentes da ETE Melchior. Realizaram-se duas campanhas, uma no período de estiagem e outra no período chuvoso, para comparar a depuração em épocas distintas.

Foram determinados os seguintes parâmetros: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total (PT), oxigênio dissolvido (OD), coliformes fecais (CF), coliformes totais (CT), amônia (NH_3), nitrato (NO_3), sólidos dissolvidos totais (SDT), pH, temperatura, turbidez e condutividade. A amostragem foi feita em triplicata e analisada pelo Laboratório de Águas da Universidade Católica de Brasília.

QUANTIFICAÇÃO E MODELAÇÃO DA AUTODEPURAÇÃO

Foi utilizado o programa Stella, na sua versão demo gratuita, para simulação da capacidade de autodepuração do rio. Para a confecção do modelo será feita uma relação de balanço de massa para os parâmetros de OD e DBO. A quantificação da capacidade de depuração do rio é representada pelos coeficientes de oxigenação (K_1) e desoxigenação (K_2).

O software STELLA (Structured Thinking Experimental Learning Laboratory with Animation) é uma ferramenta que permite a construção de modelos de sistemas dinâmicos de simulação de fácil compreensão. O programa foi desenvolvido em 1987 nos EUA com o objetivo de facilitar o planejamento de processos e auxiliar à tomada de decisão. O STELLA é um pacote ideal para iniciantes em dinâmica de sistemas, e atualmente é considerada uma ferramenta importante por pesquisadores e modeladores em todas as áreas do conhecimento por permitir a representatividade de sistemas complexos de maneira simplificada. (ALBUQUERQUE, 2005)

Previsões de oxigênio dissolvido são usadas para determinar o comportamento de certa atividade ao longo de um corpo hídrico. Parte do processo para obter este comportamento consiste na modelagem dos impactos que o efluente orgânico terá nos níveis de OD da área afetada.

Para gerar o modelo baseado em Martin e McCutcheon (1998), é necessário considerar os fluxos de entrada e saída de O_2 no rio Melchior. Esses fluxos são funções da quantidade de OD e DBO na água do rio após receber o esgoto. Os dados utilizados para determinar o comportamento do OD e DBO no rio, sob certa influência externa, foram os seguintes:

- OD e DBO do rio após receber o efluente;
- Coeficiente de desoxigenação (K_1);
- Coeficiente de reaeração (K_2);
- O nível de OD_{sat} do rio antes de misturar com o efluente.

A análise envolve dois passos:

1. Estabelecer os valores iniciais de OD e DBO imediatamente após a mistura do efluente com o rio. Esses valores foram determinados por meio dos resultados das análises do material amostrado do ponto 3.
2. Prever o OD esperado do trecho. Esses níveis vão ser determinados por um processo de entrada “inflow” chamado de reoxigenação (ou aeração), e um de saída “outflow” chamado de desoxigenação.

À medida que a água viaja rio abaixo, ela absorve O_2 da atmosfera (reoxigenação), acrescentando níveis de OD. Ao mesmo tempo, o processo de desoxigenação consome OD através da decomposição de resíduos orgânicos.

O consumo de resíduo orgânico ocorre quando a matéria orgânica é decomposta pelo rio. Esse consumo é medido pela diminuição do valor de DBO da água. O fluxo de saída de DBO pode ser descrito da seguinte forma:

$$DBO_{sat}(t) = K_1 * DBO(t) \quad (1)$$

Quando o resíduo é consumido, o OD da água também é. De fato, o consumo de DBO é o mesmo que o de OD. Assim, tem-se que definir que o fluxo de saída de OD é igual ao de DBO. O fluxo de OD de saída é descrito da seguinte forma;

$$OD_{saída}(t) = K_1 * DBO(t) \quad (2)$$

Por essa razão, chama-se K_1 de coeficiente de desoxigenação.

Ao mesmo tempo em que OD é consumido pela decomposição orgânica, ele também é adicionado na água através da aeração. A taxa em que isso ocorre depende do quanto mais de oxigênio a água pode suportar. Esse fenômeno é chamado de déficit de oxigênio. O déficit de oxigênio é igual a: $OD_{sat} - OD$. Quanto maior esse déficit, maior a capacidade da água de absorver oxigênio da atmosfera.

Para descrever o processo de desoxigenação graficamente, pode-se adicionar um fluxo de entrada no reservatório de OD. Esse fluxo de entrada vai ser determinado pelo valor de OD_{sat} , o atual nível de OD, e a taxa constante que define a velocidade dos fluxos de entrada na água. O fluxo de reoxigenação no tempo t tem o valor $OD_{in}(t)$:

$$OD_{in}(t) = K_2 * (OD_{sat}(t) - OD(t)) \quad (3)$$

Onde K_2 é chamado de coeficiente de reoxigenação.

Finalmente, a DBO da parcela de fluxo de água pode também ter um fluxo de entrada tanto do efluente orgânico quanto de morte natural e processo de deterioração de plantas e animais presentes na água. Essa entrada é independente dos níveis normais de OD e DBO, depende mais do tipo de ecossistema que se está estudando. Para esse propósito, consideraremos isso uma constante, matematicamente definido como:

$$DBO_{in}(t) = A = 1(\text{mg/L}) \quad (4)$$

O valor para DBO_{in} foi obtido por meio do modelo descrito por Martin e McCutcheon (1998).

Por fim, para a modelação do sistema, as variáveis utilizadas serão relativas ao ponto três, pois o mesmo está melhor posicionado em relação a mistura do rio com o efluente. A partir do modelo descrito anteriormente, obtém-se a esquematização, conforme a Figura 2:

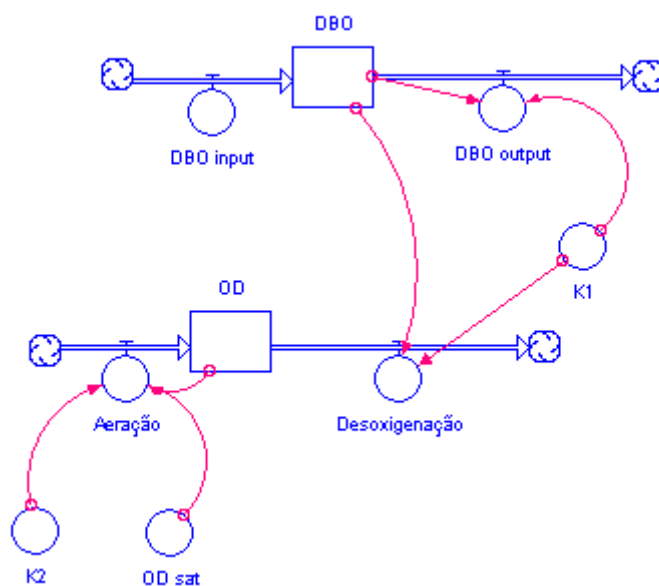


Figura 2: Esquematização do modelo.



Concentração de saturação do Oxigênio Dissolvido (mg/L)

Para determinar o valor da concentração de Oxigênio Dissolvido Saturado (OD_{sat}) do trecho estudado foi utilizada a fórmula descrita por O'CONNOR e DOBBINS (1958, *apud* NAHON, 2006):

$$\ln C'_s = -139,34411 + \left(\frac{1,575701 \cdot 10^5}{T} \right) - \left(\frac{6,642308 \cdot 10^7}{T^2} \right) + \left(\frac{1,243800 \cdot 10^{10}}{T^3} \right) - \left(\frac{8,621949 \cdot 10^{11}}{T^4} \right) \quad (5)$$

Onde:

Cs': concentração de oxigênio de equilíbrio, a 1 atmosfera de pressão (mg/l)

T: temperatura da água (K - Kelvin) = (°C) + 273,15

A equação (5) deve ser corrigida para a pressão atmosférica local:

$$C_s = C'_s \cdot f_A \quad (6)$$

Onde:

Cs: concentração de saturação de oxigênio dissolvido em condições locais de temperatura e pressão (mg/l);

f_A : fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude (-)

Por sua vez, o fator de correção f_A pode ser obtido através da equação (NAHON, 2006):

$$f_A = 1 - \frac{A}{950} \quad (7)$$

Onde:

f_A : fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude (-)

Cs': Concentração de oxigênio de equilíbrio, a 1 atmosfera de pressão (mg/l)

A: altitude (m)

Coeficiente de desoxigenação (K_1) e coeficiente de aeração (K_2)

O valor de K_1 do o trecho do rio em estudo foi estipulado de acordo com o Quadro 1, que representa os valores típicos de K_1 (VON SPERLING, 1996). Considerando a qualidade do tratamento dos efluentes lançados no rio e a qualidade do mesmo antes do lançamento, escolheu-se o valor médio para origem de efluente secundário, equivalente à 0,18 (dia⁻¹).

Quadro 1 – Valores típicos de K_1 (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 |
| Água para abastecimento público | < 0,12 |

Fonte: Von Sperling (1996)

Conforme Palma-Silva et al. (2007), o cálculo do coeficiente de reaeração (K_2) considera os dados hidráulicos, já que as condições de vazão determinam a difusão do oxigênio. Para o trecho estudado, obteve-se o K_2 a partir da fórmula de O'Connor e Dobbins. (1958, *apud* NAHON):

$$K_2 = 3,95 \cdot \frac{V^{0,5}}{R^{1,5}} \quad (8)$$

Onde:

V = velocidade média do trecho (m/s);

R = profundidade média do trecho (m);

K_2 = coeficiente de reaeração (dia⁻¹).



Os valores de velocidade média e profundidade foram obtidos por meio de medidas realizadas em campo, no trecho do rio a montante do lançamento de efluentes da ETE Samambaia.

RESULTADOS

QUALIDADE DA ÁGUA

Os resultados das análises físico-químicas e bacteriológicas durante os períodos de seca e chuva são representados nas Tabela 1 e Tabela 2 respectivamente:

Tabela 1 – Média das análises físico-químicas e bacteriológicas do rio Melchior na época de seca

| Parâmetro | Unidade | Ponto 1 | Ponto 2 | Ponto 3 | Ponto 4 | Ponto 5 |
|---------------------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Amônia | (mg/l) | 10,00 | 5,67 | 4,67 | 4,33 | 2,67 |
| Coliformes Fecais | NMP/100mL | 2,79E+05 | 1,65E+05 | 1,65E+05 | 1,80E+05 | 1,61E+05 |
| Coliformes Totais | NMP/100mL | 2,42E+06 | 2,05E+06 | 1,83E+06 | 2,27E+06 | 2,19E+06 |
| DBO | (mg/l) | 19,33 | 24,00 | 26,00 | 22,00 | 20,00 |
| DQO | (mg/l) | 66,67 | 62,67 | 77,67 | 51,00 | 49,33 |
| Fósforo total | mg/l P | 6,70 | 4,56 | 4,05 | 4,84 | 4,51 |
| Nitrato | (mg/l) | 4,37 | 3,40 | 4,60 | 4,70 | 4,87 |
| Oxigênio dissolvido | (mg/l) | 3,73 | 3,57 | 3,57 | 3,43 | 3,47 |
| pH | x | 7,05 | 7,22 | 7,29 | 7,34 | 7,31 |
| Condutividade | (µg/l) | 667,00 | 471,00 | 461,33 | 453,33 | 446,67 |
| SDT | (mg/l) | 333,33 | 235,33 | 231,00 | 227,00 | 223,33 |
| Turbidez | U.T | 26,67 | 14,20 | 16,03 | 13,80 | 15,30 |

Tabela 2 – Média das análises físico-químicas e bacteriológicas do rio Melchior na época de chuva

| Parâmetro | Unidade | Ponto 1 | Ponto 2 | Ponto 3 | Ponto 4 | Ponto 5 |
|---------------------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Amônia | (mg/l) | 6,23 | 5,73 | 4,30 | 4,09 | 3,53 |
| Coliformes Fecais | NMP/100mL | 1,82E+06 | 2,20E+05 | 2,22E+05 | 1,96E+05 | 1,93E+05 |
| Coliformes Totais | NMP/100mL | 2,42E+06 | 2,42E+06 | 2,19E+06 | 2,42E+06 | 2,42E+06 |
| DBO | (mg/l) | 26,33 | 21,00 | 14,00 | 5,33 | 6,67 |
| DQO | (mg/l) | 49,67 | 43,00 | 32,67 | 11,00 | 11,00 |
| Fósforo total | mg/l P | 22,67 | 20,00 | 18,67 | 19,00 | 18,33 |
| Nitrato | (mg/l) | 3,83 | 2,77 | 2,37 | 2,57 | 2,77 |
| Oxigênio dissolvido | (mg/l) | 2,30 | 2,91 | 2,89 | 2,88 | 2,79 |
| pH | x | 7,32 | 7,21 | 7,09 | 7,03 | 7,01 |
| Condutividade | (µg/l) | 622,33 | 268,00 | 256,33 | 265,80 | 263,13 |
| SDT | (mg/l) | 311,33 | 133,67 | 128,27 | 132,90 | 151,57 |
| Turbidez | U.T | 7,06 | 12,27 | 11,70 | 10,93 | 12,67 |

O nitrogênio amoniacal é padrão de classificação das águas naturais e padrão de emissão de esgotos. A amônia é um tóxico bastante restritivo à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. Além disso, a amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente. Por estes motivos, a concentração de nitrogênio amoniacal é importante parâmetro de classificação das águas naturais e normalmente é utilizado na constituição de índices de qualidade das águas (CETESB, 2009). Conforme os valores de amônia obtidos no trecho estudado, tanto no período de seca quanto no de chuva, nota-se a diminuição da sua concentração. Como mostra a Figura 3, não se verificam significativas diferenças nos resultados para o período chuvoso e o de seca. Na seca o decaimento da concentração é maior devido a maior capacidade de oxidação do rio. Apenas no ponto 1 (seca) o valor é mais elevado, porém, esse fator está mais relacionado ao tratamento do efluente do que com a qualidade do rio em si.

Os coliformes fecais pertencem a um subgrupo de bactérias do grupo coliformes totais que normalmente habitam o trato digestivo de animais de sangue quente, incluindo o homem, outros mamíferos e as aves. Esse grupo é utilizado como indicador da contaminação fecal da água e alimentos, revelando o potencial destes de carrear doenças. (CETESB, 2009). Os altos valores de coliformes são devido à proximidade do lançamento, ao mesmo



tempo em que não houve espaço suficiente para o processo de depuração. Tal comportamento pode ser visualizado nas Figuras 4 e 5.

A DBO é o parâmetro tradicionalmente mais usado para a caracterização de águas residuárias brutas e tratadas, como também para a caracterização da qualidade dos corpos d'água. A quantidade de matéria orgânica presente, indicada pela DBO, é importante para se conhecer o potencial poluidor de um efluente, para o dimensionamento do sistema de tratamento mais adequado e medir a eficiência desse sistema (CETESB, 2009). Conforme os valores obtidos nas tabelas 1 e 2, tanto no período de seca, quanto no de chuva, a concentração de DBO diminui. Isso mostra que mesmo em um curto trecho o rio já apresenta sinais de recuperação. Existe diferença de comportamento desse parâmetro para os dois períodos (Figura 6), o que também ocorre com a DQO (Figura 7). O aumento da DBO, na seca, do ponto 1 para o ponto 2 pode indicar uma interferência do lançamento proveniente da ETE Samambaia, localizada a montante dos pontos analisados. No período de chuva isso não acontece, o que pode indicar um grau de diluição maior no rio.

O fósforo aparece em águas naturais devido principalmente às descargas de esgotos sanitários. Concentrações elevadas de fósforo podem contribuir para a proliferação de algas e acelerar, em determinadas condições, o processo de eutrofização (CETESB, 2009). Além disso, o fósforo constitui-se em um dos principais nutrientes para os processos biológicos. Observou-se que os valores de fósforo na época da seca foram muito superiores do que na época da chuva, porém, como pode ser visto na Figura 8, o comportamento é o mesmo, onde predomina o seu decaimento.

O Nitrato é a forma oxidada da amônia, e sua presença no rio indica uma fonte de poluição antiga. Em altas concentrações, nas fontes domésticas de água, pode trazer graves problemas de intoxicação tanto no ser humano como nos animais (CETESB, 2009). Os valores de nitrato no período chuvoso foram superiores ao da seca, porém, como mostra a Figura 9, possuem um comportamento semelhante. A partir do ponto 2 (seca) e 3 (chuva) a concentração aumenta. Este fato pode estar relacionado com a presença da ETE Samambaia que lança seus efluentes à montante do emissário da ETE Melchior (ponto 1).

O oxigênio dissolvido é vital para os seres aquáticos aeróbicos. O nível de disponibilidade de OD na água vai depender do balanço entre a quantidade consumida por bactérias para oxidar a matéria orgânica (fontes pontuais e difusas) e a quantidade produzida no próprio corpo d'água através de organismos fotossintéticos, processos de aeração natural e/ou artificial. Se o balanço do nível de OD permanece negativo por tempo prolongado, o corpo d'água pode tornar-se anaeróbico, causando a geração de maus odores, o crescimento de outros tipos de bactérias e morte de diversos seres aquáticos aeróbicos, inclusive peixes (CETESB, 2009). Portanto, o OD é um dos principais parâmetros de caracterização dos efeitos da poluição das águas decorrentes de despejos orgânicos. Como mostra a Figura 10, os valores de oxigênio dissolvido são muito baixos nesse trecho, para ambos os períodos, o que representa uma grande quantidade de matéria orgânica, que é característico de lançamentos de efluentes domésticos.

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, determinadas condições de pH contribuírem para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes (CETESB, 2009). O comportamento do pH (Figura 11) é inverso entre a época de chuva e de seca. Mas a variação dos valores é baixa e permanecem em uma faixa de neutralidade adequada. Para as águas do DF, o pH verificado é alto, visto que geralmente os valores variam de 5 a 6, que representa a característica do solo ácido do DF. O alto valor está relacionado com os poluentes presentes no efluente, que elevam o pH.

A condutividade é uma expressão numérica da capacidade de uma água conduzir a corrente elétrica. Depende das concentrações iônicas e da temperatura e indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água. À medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados, a condutividade da água aumenta (CETESB, 2009). Nos dois períodos o comportamento da condutividade é semelhante, onde ocorre principalmente o seu decaimento. Os valores no período da chuva são inferiores ao da seca, isso mostra uma maior capacidade de diluição do rio e uma baixa interferência de carreamento de material da bacia. A relação entre condutividade e sólidos dissolvidos, de acordo com a Figura 12, pode ser confirmada nos resultados de ambos os períodos. No ponto 5, período chuvoso, a concentração de SDT (Figura 13) aumentou devido a presença de erosão na margem do mesmo.

Segundo a CETESB (2009), a turbidez de uma amostra de água é o grau de atenuação de intensidade que um feixe de luz sofre ao atravessá-la devido à presença de sólidos em suspensão, tais como partículas inorgânicas (areia, silte, argila) e de detritos orgânicos, algas e bactérias, plâncton em geral, etc. No período de seca, o valor do ponto 1 é maior para o mesmo ponto no período chuvoso. Isto pode estar relacionado com a característica do tratamento para a época de coleta. Na chuva, já ocorre o inverso, a partir do ponto 1 a concentração aumenta. Isso ocorre porque neste período, o material do solo da região é carregado para o corpo hídrico. Tal comportamento pode ser visualizado na Figura 14.

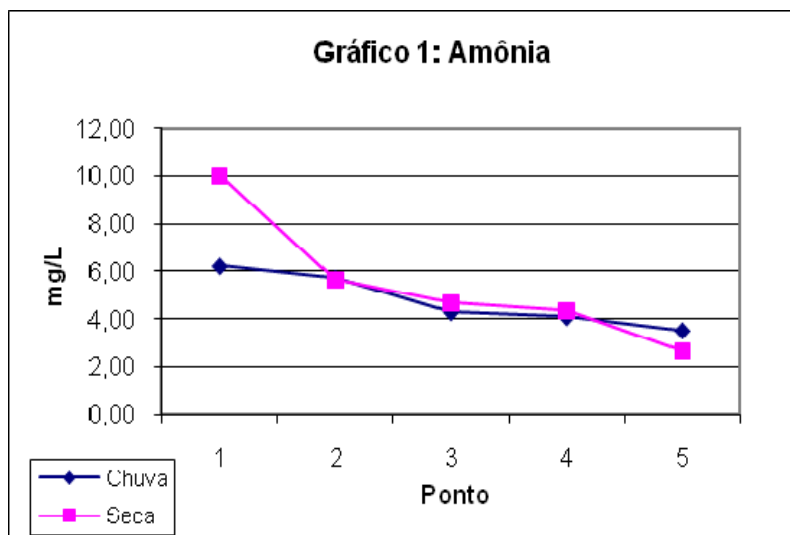


Figura 3: Concentração da amônia no rio Melchior.

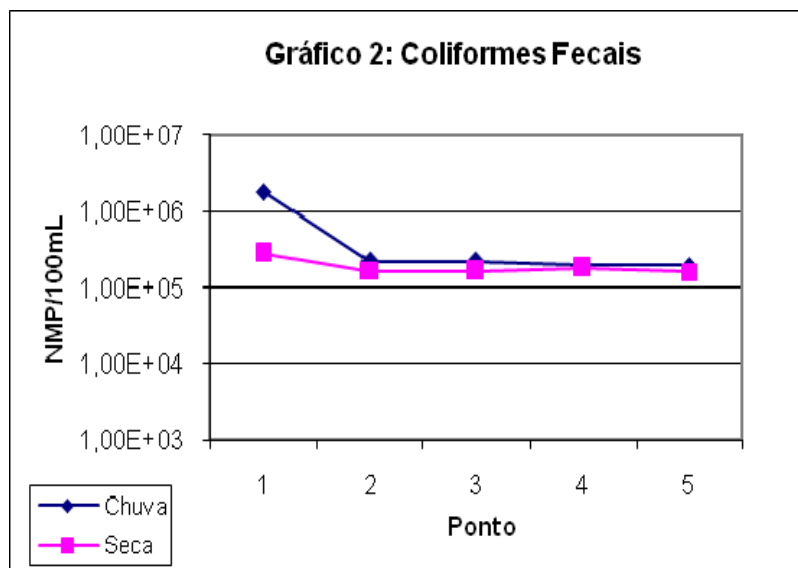
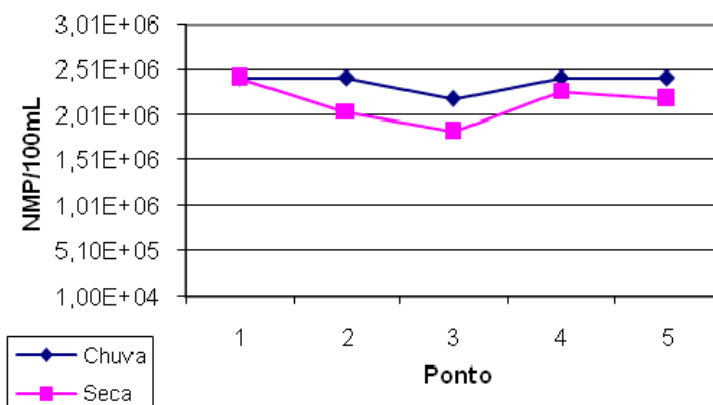
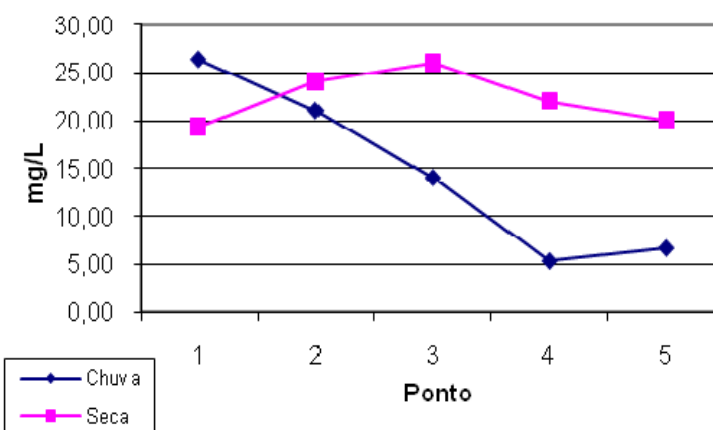
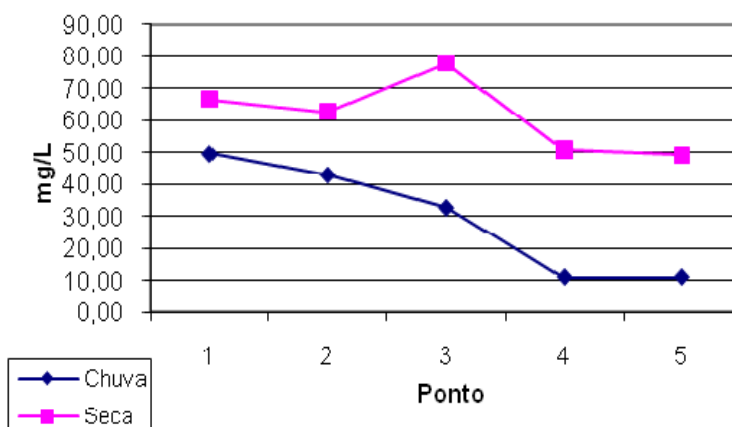


Figura4: Concentração de Coliformes Fecais no rio Melchior

**Gráfico 3: Coliformes Totais****Figura 5: Concentração de Coliformes Totais no rio Melchior****Gráfico 4: Demanda Bioquímica de Oxigênio****Figura 6: Concentração de DBO no rio Melchior.****Gráfico 5: Demanda Química de Oxigênio****Figura 7: Concentração de DQO no rio Melchior**

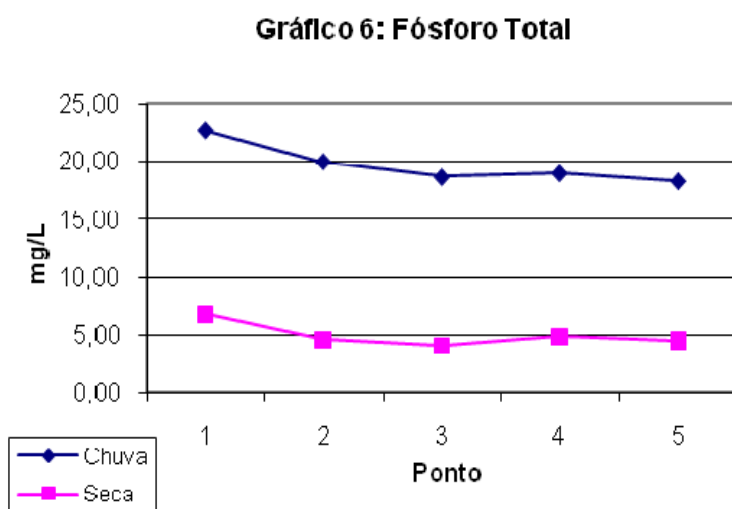


Figura 8: Concentração de Fósforo Total no rio Melchior .

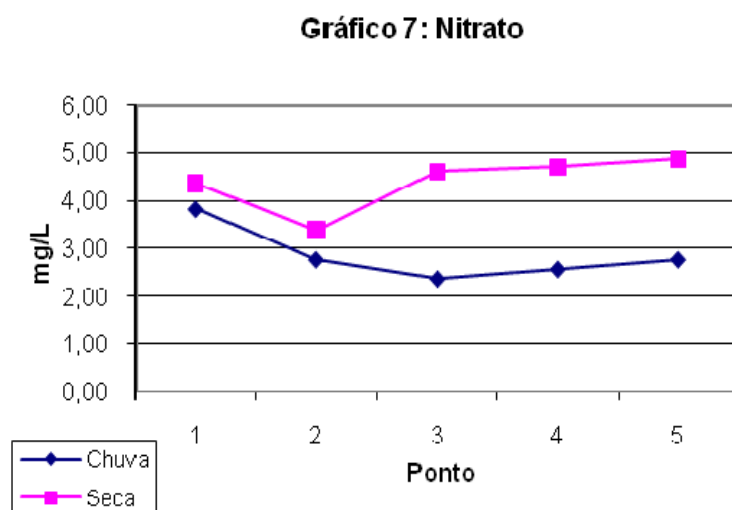


Figura 9: Concentração de nitrato no rio Melchior.

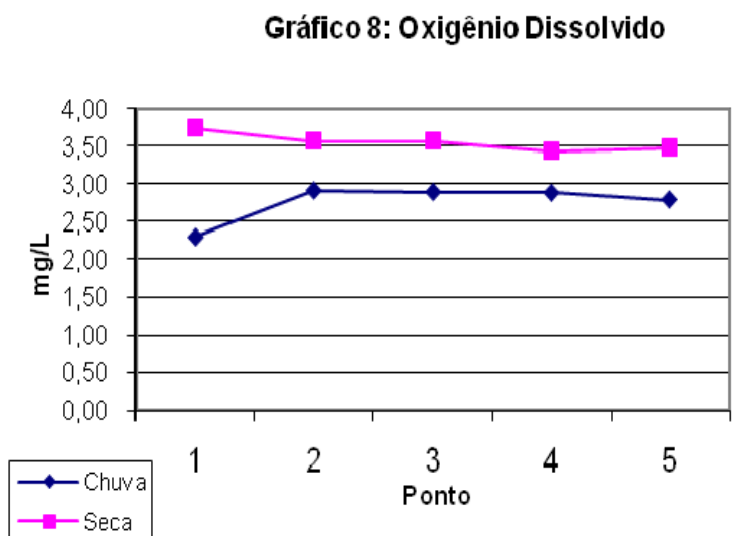


Figura 10: Concentração de OD no rio Melchior.

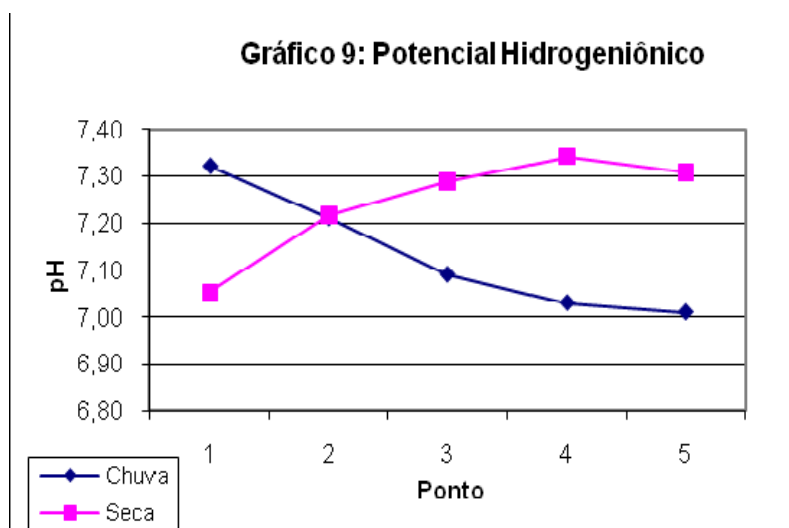


Figura 11: Valor do pH no rio Melchior.

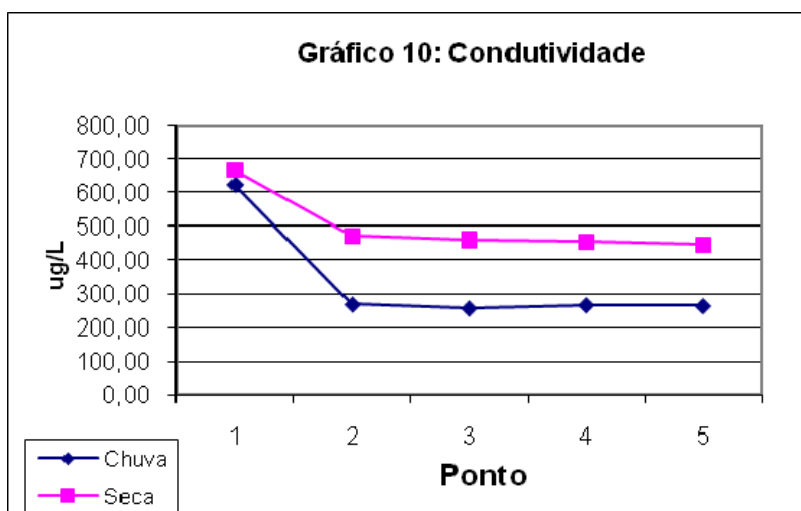


Figura 12: Concentração da Condutividade no rio Melchior.

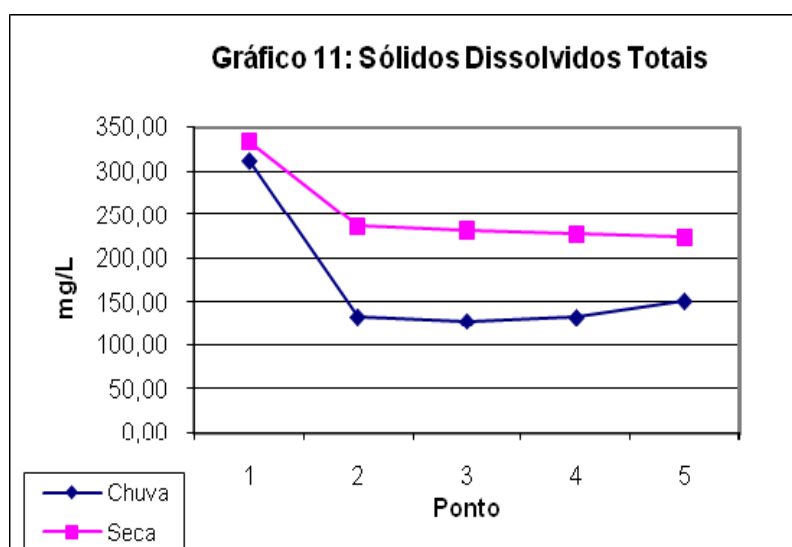


Figura 13: Concentração de SDT no rio Melchior.

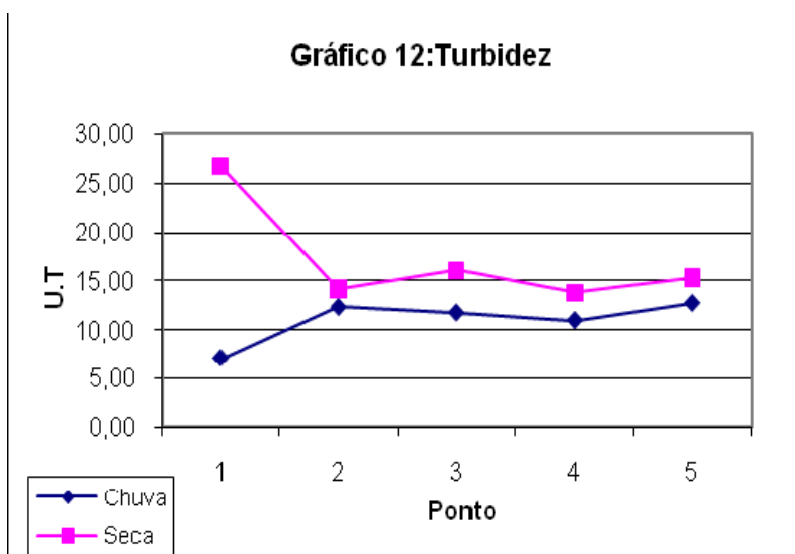


Figura 14: Concentração da turbidez no rio Melchior.

Considerando que o rio é de classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA 357/05, para o trecho em estudo no período da seca, apenas o pH e a turbidez atenderam totalmente aos padrões estabelecidos. Os parâmetros: coliformes fecais, DBO, fósforo total e oxigênio dissolvido não estão de acordo com a resolução. No caso da amônia, somente o ponto 5 satisfaz o valor para a respectiva classe. Na época de chuva, observou-se o mesmo comportamento para todos os parâmetros.

CAPACIDADE DE AUTODEPURAÇÃO

Para o cálculo de K_2 conforme a equação 8, foi medido em campo a profundidade e velocidade médias do trecho do rio, obtendo-se um valor de 2,43. O valor de OD_{sat} foi calculado a partir da equação 6, onde os dados foram obtidos por meio de medidas em campo de temperatura e altitude, distintos para seca e chuva, os quais foram de 7,42 mg/L e 8,30 mg/L, respectivamente. A Tabela 3 apresenta os valores utilizados para o cálculo de K_2 e OD_{sat} nos períodos de seca e de chuva:

Tabela 3: Dados para o cálculo do coeficiente de reaeração (K_2) e oxigênio saturado (OD_{sat}).

| | Seca | Chuva |
|------------------------|------|-------|
| Velocidade média (m/s) | 0,18 | 0,18 |
| Profundidade média (m) | 0,69 | 0,69 |
| Altitude (m) | 974 | 974 |
| Temperatura (°C) | 25,4 | 19,6 |

Os valores utilizados para a modelação do sistema no período de seca e chuva estão dispostos na tabela 4:

Tabela 4: Dados da modelagem da autodepuração do rio Melchior.

| | Seca | Chuva |
|----------------------------|------|-------|
| DBO (mg/L) | 26,0 | 14,0 |
| OD (mg/L) | 3,57 | 2,89 |
| K_1 (dia ⁻¹) | 0,18 | 0,18 |
| K_2 (dia ⁻¹) | 2,43 | 2,43 |
| OD_{sat} (mg/L) | 7,42 | 8,30 |
| DBO _{in} (mg/L) | 1,0 | 1,0 |

Ao rodar o modelo, obtém-se um gráfico e uma tabela descritiva do comportamento das concentrações, demonstrando, assim, como se dá o processo de depuração do rio. O comportamento do período de seca e de chuva está representado nas figuras 15 e 16, respectivamente:

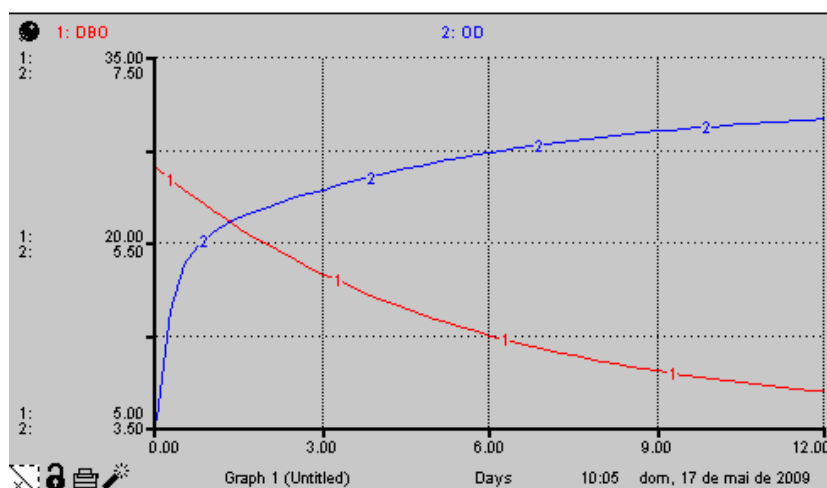


Figura 15: Autodepuração do rio Melchior no período de seca

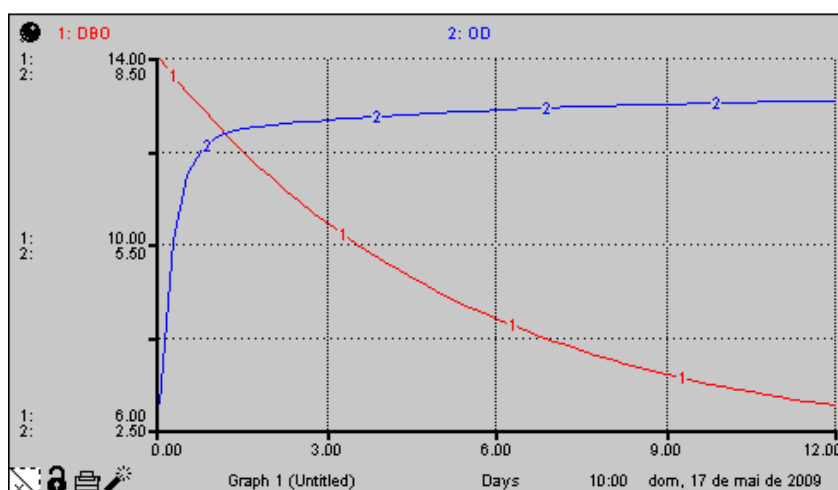


Figura 16: Autodepuração do rio Melchior no período de chuva.

O modelo mostra a capacidade de autodepuração do rio Melchior. Percebe-se que com o tempo, os valores baixos de OD e os valores altos de DBO são invertidos, retomando um ambiente mais saudável até atingir um grau de estabilidade. O ponto de convergência entre as linhas nos gráficos representa o início da recuperação do sistema. No período chuvoso percebe-se que a recuperação do rio é mais rápida, isso pode ocorrer devido ao valor de OD_{sat} ser maior e o valor de DBO ser menor. Dessa forma, mesmo com um valor de OD inferior ao da seca, no período chuvoso a recuperação é mais eficaz, alcançando valores de OD mais adequados em menor tempo.

O valor máximo de OD atingido na seca, é de aproximadamente 7 mg/L, enquanto a DBO mínima é de 8 mg/L. Calcula-se um aumento de 96% para OD e uma redução de 69% de DBO, de suas concentrações.

No período de chuva o valor máximo de OD foi de aproximadamente 8 mg/L, e o mínimo de DBO foi de 6,5 mg/L. Correspondendo a um aumento de 177% do OD e uma redução de 54% de DBO.

As figuras mostram que o rio consegue se recuperar em relação ao oxigênio dissolvido de forma a atender os padrões para a classe 2 fixados pelo CONAMA 357/05. O mesmo não acontece com a demanda bioquímica de oxigênio, pois apesar dos valores reduzirem significativamente, não conseguem alcançar o padrão estabelecido. Tendo como base no comportamento verificado no modelo (Figuras 15 e 16), é possível que a concentração de DBO reduza de forma a se enquadrar no máximo permitido em relação a sua classe.



CONCLUSÕES

Percebeu-se que o trecho estudado de 100 metros não é suficiente para verificar a total depuração do rio, porém, foi possível notar um pequeno comportamento de melhora da qualidade da água. Por meio da modelagem, esse comportamento foi constatado de forma mais significativa. Conclui-se que o rio é capaz de suportar a carga de poluentes que é recebida diariamente das ETE's Melchior e Samambaia.

O rio Melchior é considerado, segundo a Resolução CONAMA 357/05, como de classe 2. Essa classificação foi baseada no Art. 42, capítulo 6 da referida resolução, que diz: "Enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2...". No entanto, de acordo com os resultados obtidos, talvez seja necessário reavaliar tecnicamente esta classificação.

A partir da modelagem verificou-se que o rio consegue melhorar os padrões de qualidade em relação a DBO e OD, que são parâmetros determinantes para a avaliação da qualidade de águas receptoras de efluentes domésticos. Isso indica a sua capacidade de autodepuração.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALBUQUERQUE, Flávio G. (Org.). **Introdução ao software Stella® 8.0**. Responsável Técnico Lúcio Franklin. Brasília: Universidade Católica de Brasília; Laboratório de Modelagem Ambiental e de Recursos Hídricos, 2005. 12 p.
2. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução n.º 357 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. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 15 abr. 2009.
3. COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO DISTRITO FEDERAL. **Sistemas de tratamento: ETE Melchior**. Brasília, 2008. Disponível em: <http://www.caesb.df.gov.br/_conteudo/produtosServicos/sistemasEsgotos.asp#>. Acesso em: 20 out. 2008.
4. COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO DISTRITO FEDERAL. **Sistemas de tratamento: ETE Samambaia**. Brasília, 2008. Disponível em: <http://www.caesb.df.gov.br/_conteudo/produtosServicos/sistemasEsgotos.asp#>. Acesso em: 20 out. 2008.
5. COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Variáveis de qualidade das águas**. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp>>. Acesso em: 5 mai. 2009.
6. MARTIN, J. L. e MCCUTCHEON, S. C. **Hydrodynamics and Transport for Water Quality Modeling**. Lewis Publishers. 1998.
7. NAHON, Iuri Machado. **Sistema de apoio à análise de outorga de lançamento de efluentes para a variável demanda bioquímica de oxigênio: estudo de caso da Bacia do Alto Iguaçu**. 2006. 175 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006. Disponível em: <<http://dspace.c3sl.ufpr.br:8080/dspace/bitstream/1884/6650/1/disserta%C3%A7%C3%A3o%20vers%C3%A3o%20final.pdf>>. Acesso em: 21 set. 2008.
8. PALMA-SILMA, G. M. et al. Capacidade de autodepuração de um trecho do rio Corumbataí, SP, Brasil. **HOLOS Environment**, v. 7, n. 2, p. 139, out. 2007. Disponível em: <<http://cecemca.rc.unesp.br/ojs/index.php/holos/article/viewFile/1381/1142>>. Acesso em: 1 out. 2008.
9. RIBEIRO, Marcelo Orlandi. Estudo da poluição e autodepuração nos rios Melchior e Descoberto, na Bacia do Descoberto – DF/GO: com auxílio de modelos matemáticos de simulação de qualidade da água, para estudos de seu comportamento atual e futuro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 21., 2001, João Pessoa. **ABES – Trabalhos Técnicos**. Belo Horizonte: ABES, 2001. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/brasil21/vi-061.pdf>>. Acesso em: 29 set. 2008.
10. SARDINHA, Diego de Souza et al. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do Ribeirão do Meio, Leme (SP). **Engenharia Sanitária Ambiental**. Rio de Janeiro, v. 13, n. 13, p. 329-338, jul./set. 2008. Disponível em: <http://www.abes-dn.org.br/publicacoes/engenharia/resaonline/v13n03/_ArtigoTecnico-002_08.pdf>. Acesso em: 29 set. 2008.



11. VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1996.