



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA

Instituto de Química

Thiago Vinícius Ferreira Albuquerque

**Caracterização de parâmetros influenciadores na qualidade de corpo receptor
de efluentes industriais no DAIA**

Trabalho de Conclusão de Curso

Brasília – DF

2019

Thiago Vinícius Ferreira Albuquerque

**Caracterização de parâmetros influenciadores na qualidade de corpo receptor
de efluentes industriais no DAIA**

Trabalho de conclusão de curso em Química Tecnológica apresentado ao Instituto de Química da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção do título de Bacharel em Química Tecnológica.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Fabríz Sodré.

Brasília – DF

2019

Em primeiro lugar agradeço o Prof. Dr. Fernando Fabríz Sodré por me orientar neste trabalho, se disponibilizando a sanar qualquer dúvida e a prestar todo tipo de auxílio necessário para a conclusão do mesmo.

Agradeço também os doutorandos Hadassa Ramos e Artur Moraes por todo o apoio e aprendizado, como também pela enorme assistência logística relacionada às coletas realizadas.

RESUMO

O presente trabalho buscou examinar a qualidade da água dos Córregos Extrema e Abraão, localizados no município de Anápolis, no estado de Goiás, por meio da análise de diferentes parâmetros físicos e químicos. Os dados foram usados para diagnosticar quadros de contaminação da água e os valores obtidos também foram comparados com valores legislados pela Resolução n.º 357/05 do CONAMA ou referenciados na literatura. Tais corpos aquáticos sofrem aportes oriundos de atividades industriais desenvolvidas no Distrito Agroindustrial de Anápolis (DAIA). As amostras foram coletadas em cinco pontos amostrais, sendo um no Córrego Abraão, que recebe efluentes da estação de tratamento de esgotos (ETE) do DAIA, e outros quatro distribuídos no córrego extrema, um à montante e três à jusante da afluição do Córrego Abraão no Córrego Extrema. As coletas foram realizadas nos meses de setembro e outubro. Os resultados obtidos, em especial para sólidos suspensos totais (2,8 a 120,6 mg/L), alcalinidade (16,42 a 242,54 mg/L), cloretos (14,63 a 130,96 mg/L), condutividade (51 a 1307 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e carbono orgânico dissolvido (2,25 a 186,34 mg/L), indicaram forte influência antrópica na qualidade das águas. Os locais mais próximos do ponto de lançamento do efluentes da ETE foram os mais impactados, possivelmente por poluentes de origem industrial e doméstica. A variação dos parâmetros ao longo do Córrego Extrema sugere a existência de outras fontes de contaminação, possivelmente de origem difusa.

PALAVRAS-CHAVE: qualidade da água, efluentes industriais, DAIA.

ABSTRACT

The present work aimed to assess the water quality of Extrema and Abraão streams, located in the city of Anápolis (Goiás - Brazil), using different physicochemical parameters. The data were used to identify water pollution processes and the values obtained were compared with those legislated by CONAMA (nº. 357/05) or with previous data published in the literature. These aquatic bodies receive industrial and domestic-like discharges from the Agroindustrial District of Anápolis (DAIA, in Portuguese Distrito Agroindustrial de Anápolis). Samples were collected at five sampling points, one in the Abraão stream, which receives effluents from the DAIA wastewater treatment plant (WWTP), and four distributed along the Extrema stream, one upstream and three downstream of the confluency of Abraão stream. The samplings were carried out in September and October 2019. The results obtained, in particular for total suspended solids (2.8 to 120.6 mg/L), alkalinity (16.42 to 242.54 mg/L), chlorides (14.63 to 130.96 mg/L), conductivity (51 to 1307 μ S/cm) and dissolved organic carbon (2.25 to 186.34 mg/L) suggest a strong anthropogenic influence on the water quality. Sampling points located nearby the WWTP were the most impacted, probably by industrial and domestic derived-pollutants. The variation of the parameters along the Extrema stream suggests the existence of other sources of contamination, possibly of diffuse origin.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	11
OBJETIVOS	12
Gerais	12
Específicos.....	12
REVISÃO DE LITERATURA	13
Monitoramento e uso de águas	13
Alguns parâmetros de qualidade da água	15
<i>Alcalinidade</i>	15
<i>Condutividade Elétrica</i>	15
<i>Sólidos</i>	16
<i>Oxigênio dissolvido</i>	17
<i>Temperatura</i>	18
<i>pH</i>	18
<i>Cloreto</i>	19
<i>Carbono</i>	19
<i>Nitrogênio</i>	20
<i>Fósforo</i>	20
Tratamento de águas residuárias	21
<i>Tratamento preliminar</i>	21
<i>Tratamento primário</i>	22
<i>Tratamento secundário</i>	22
<i>Tratamento terciário</i>	22
<i>Tipos de tratamento</i>	22
A ETE-DAIA	26
MATERIAL E MÉTODOS	30
Área de estudo	30
Amostragem.....	31
Determinação de sólidos suspensos totais.....	35
Determinação de fósforo reativo total.....	36
Determinação de cloreto	37
Alcalinidade.....	38
Carbono orgânico dissolvido	38

Nitrogênio total	40
Parâmetros físico-químicos	40
RESULTADOS E DISCUSSÃO	41
Observações preliminares	41
Parâmetros de Qualidade da Água	41
Correlação entre parâmetros	46
CONCLUSÕES	50
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51
ANEXO A – TABELAS DE PARÂMETROS MEDIDOS DE EFLUENTES INDUSTRIAIS	55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Resultados obtidos pela determinação de parâmetros aquáticos selecionados em amostras dos Córregos Abraão e Extrema em Anápolis – GO.	42
Tabela 2 - Medidas de OD e PCs.	43
Tabela 3 - Comparação entre parâmetros de qualidade medidos neste trabalho e no trabalho de Buss et al., 2002.	44
Tabela 4 - Diferenças nas taxas de variação entre concentrações de FRP e cloretos.	45
Tabela 5 – Características de efluente de uma típica indústria farmacêutica em Bombay (Wang, 2009).	55
Tabela 6 – Compostos orgânicos tóxicos em efluentes de indústria de acabamento de metal (Wang, 2009).	56
Tabela 7 – Concentração de elementos selecionados em efluentes de diferentes indústrias de laticínios (Wang, 2009).	57
Tabela 8 – Concentrações máximas e mínimas em efluentes de indústria de azeite de acordo com a tecnologia aplicada (Wang, 2009).	58
Tabela 9 – Características de efluentes de indústria de refrigerantes (Wang, 2009).	59

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - sistema de tratamento de efluentes do tipo Australiano: lagoa anaeróbia seguida de facultativa (adaptado de Sperling, 2007).	23
Figura 2 - tratamento de efluentes seguido de lagoas de maturação (adaptado de Sperling, 2007). ...	24
Figura 3 - Tratamento de efluentes por lagoa aerada seguida de lagoa de decantação (adaptado de Sperling, 2007).	24
Figura 4 - Tratamento de efluentes do tipo lodo ativado convencional (RESENDE, 2016).	24
Figura 5 - Sistema de tratamento de lodos ativados em nível terciário (Califórnia) (RESENDE, 2016). ..	25
Figura 6 - Fluxograma típico de uma planta industrial de tratamento de efluente com reuso (Giordano, 2015).	26
Figura 7 - Tratamento preliminar (gradeamento e desarenador) (RESENDE, 2016).....	27
Figura 8 - Lagoa anaeróbica (RESENDE, 2016).....	28
Figura 9 - Tanque de aeração (RESENDE, 2016).	28
Figura 10 - Decantador secundário (RESENDE, 2016).....	29
Figura 11 – Descarte do lodo, proveniente do decantador secundário, em valas. (RESENDE, 2016). ..	29
Figura 12 – Unidade de tratamento químico (Arquivo pessoal).	30
Figura 13 - Mapa abrangendo a região do DAIA (Anápolis-GO) e a localização dos pontos amostrais nos Córrego Abraão (A) e Extrema (M, J1, J2 e J3).	31
Figura 14 - Fotografia do ponto amostral M, localizado no Córrego Extrema, em Anápolis-GO (Arquivo pessoal).	32
Figura 15 - Fotografia do ponto amostral A, localizado no Córrego Abraão, em Anápolis-GO (Arquivo pessoal).	32
Figura 16 - Fotografia do ponto amostral J1, localizado ao lado de pequena ponte, no Córrego Extrema, em Anápolis-GO (Arquivo pessoal).	33
Figura 17 - Fotografia do ponto amostral J2, localizado no Córrego Extrema, em Anápolis-GO (Arquivo pessoal).	34
Figura 18 - Fotografia do ponto amostral J3, localizado no Córrego Extrema, em Anápolis-GO (Arquivo pessoal).	34
Figura 19 - Gráfico da porcentagem de saturação de oxigênio (PCs) em função da distância percorrida pela água desde o ponto A.	43
Figura 20 - Gráfico do fósforo reativo total em função da distância.	45
Figura 21 -Gráfico da concentração de cloretos em função da distância.	45
Figura 22 - Gráfico da alcalinidade em função da concentração de cloretos.	47
Figura 23 - Gráfico da condutividade em função da concentração de cloretos.....	47
Figura 24 - Gráfico da concentração de carbono orgânico dissolvido em função da concentração de cloretos.	48
Figura 25 - Gráfico do oxigênio dissolvido em função da concentração de cloretos.	48
Figura 26 - Gráfico da concentração de nitrogênio total em função da concentração de fósforo reativo total.....	49
Figura 27 - Gráfico da concentração de nitrogênio total em função do oxigênio dissolvido.	49
Figura 28 - Gráfico da concentração de fósforo reativo total em função do oxigênio dissolvido.....	50

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ANA	Agência Nacional De Águas
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
CETESB	Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo
CID	Carbono Inorgânico Dissolvido
COD	Carbono Orgânico Dissolvido
CODEGO	Companhia de Desenvolvimento Econômico de Goiás
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
C _s	Concentração de Saturação do Oxigênio na Água
DAIA	Distrito Agroindustrial de Anápolis
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FRT	Fósforo Reativo Total
ISO	International Organization for Standardization
OD	Oxigênio Dissolvido
PC _s	Porcentagem de Saturação de Oxigênio
SST	Sólidos Suspensos Totais
NT	Nitrogênio Total
WEF	Water Environment Federation
WHO	World Health Organization

INTRODUÇÃO

Além de ser crucial para o metabolismo dos seres vivos, a água também é insubstituível em diversas atividades essenciais para a sociedade. Dentre estas, podemos destacar a do setor agropecuário: estima-se que ele seja responsável por 60% do total de água consumida no país, enquanto que o setor industrial e os municípios são responsáveis por 17 e 23% do consumo, respectivamente (FAO, 2015).

Além de aspectos quantitativos relacionados à demanda e disponibilidade hídrica, é importante que a água atenda à certos parâmetros de qualidade de modo que seja possível usá-la para diferentes fins e atividades desejadas. Considerando que alguns usos da água podem impactar recursos hídricos e ecossistemas, é imperativo o estabelecimento de rotinas de monitoramento para que seja possível identificar possíveis processos e fontes de contaminação (CASTRO, 2011).

Uma fonte de poluição de constituição bastante diversificada são os efluentes industriais, como exemplificado no Anexo A, reflexo da diversificação de suas atividades. Sistemas de tratamento industriais geralmente removem cerca de 90% dos materiais sólidos e orgânicos do efluente, e também são desenvolvidos para solucionar problemas específicos de uma determinada indústria, como a remoção de metais ou a neutralização de ácidos. Porém, assim como sistemas municipais, eles podem contribuir para a poluição hídrica, mesmo com o intuito contrário. Algumas das possíveis causas são: operação imprópria e baixa performance do sistema de tratamento; condições adversas causadas pelos 10% ou mais de sólidos, matéria orgânica, ou outras matérias que não podem ser removidos através de processos de tratamento padrão; substâncias específicas que são tóxicas em baixas concentrações e de difícil remoção por completo, além de substâncias não legisladas. Além disso é necessário levar em conta que em muitos países em desenvolvimento mais de 70% dos efluentes industriais são lançados em corpos aquáticos sem tratamento (QADRI, et al., 2019).

Apesar de esporádicos, derramamentos acidentais também constituem uma fonte relevante de poluição, causando muitas vezes um impacto catastrófico. Sua imprevisibilidade é um fator que desfavorece a remediação (VIGIL, 2003).

Sendo assim, áreas que demandam diferentes usos concomitantes da água sobrecarregam os sistemas de tratamento, possuindo maior potencial para impactar recursos hídricos. Uma dessas áreas é o Distrito Agroindustrial de Anápolis (DAIA). Criado em 1976, o DAIA atualmente ocupa uma área de cerca de 950 hectares do município de Anápolis/GO e detêm 151 empresas, incluindo indústrias químicas e as do Polo Farmacêutico Goiano (JESUS, et. al., 2005). Além dos usos associados à produção industrial de diferentes materiais e bens de consumo, esta região usa corpos hídricos de baixa vazão para o descarte de efluentes industriais e domésticos. Como exemplos de corpos receptores de efluentes provenientes da região é possível citar o Córrego Abraão, um interessante objeto de investigação já que além de receber grande carga de efluentes, foi outrora objeto do estudo conduzido por Ferreira et. al (2005), que por sua vez revelou uma diminuição na riqueza taxonômica da entomofauna aquática do córrego em questão. Além disso o Córrego Abraão é tributário do Córrego Extrema, o que torna este último um outro objeto de interesse.

OBJETIVOS

Gerais

Realizar um estudo acerca da qualidade da água dos Córregos Extrema e Abraão, receptores de efluentes industriais do DAIA – GO, através da determinação de parâmetros de qualidade da água.

Específicos

- Efetuar análises físico-químicas das amostras coletadas, o que inclui determinação de sólidos suspensos totais (SST), cloretos, fósforo reativo,

condutividade, temperatura, pH, carbono orgânico dissolvido, nitrogênio e carbono orgânico dissolvido;

- Examinar os dados obtidos durante as análises realizadas com o intuito de aferir o grau de precarização da qualidade da água e também com o propósito de correlacionar os parâmetros usados.

REVISÃO DE LITERATURA

Monitoramento e uso de águas

Além da ingestão direta de água, existem outros usos da mesma que implicam no seu uso diário pela população, como por exemplo seu emprego para lavar louças, para cuidar da higiene pessoal, e até mesmo em atividades recreativas como natação. E apesar de tais usos serem minoritários mesmo dentro do contexto do uso doméstico, eles requerem que a água seja monitorada de forma que esteja adequada (AHUJA, 2013). Além disso, além da água que chega em nossas torneiras, águas superficiais e subterrâneas também devem atender diferentes usos, na maioria das vezes de maneira concomitante. Por exemplo, águas superficiais podem ser usadas para irrigação, navegação, para produção de água para consumo humano, para processos industriais, para proteção da vida aquática e de ecossistemas.

Em ambientes aquáticos urbanos, os processos de poluição da água são diversos, fruto da diversidade de atividades desenvolvidas no contexto de uma determinada bacia hidrográfica inserida sob condições de elevada demanda. Águas residuárias domésticas, notadamente aquelas que aportam sem qualquer tipo de tratamento, possuem grande potencial poluidor em áreas urbanas, bem como possíveis fontes pontuais e/ou difusas associadas a outros tipos de atividades, tais como as comerciais, as agrícolas e as industriais. Com isso em mente, além de uma série de contaminantes conhecidos, é indispensável levar em consideração, nos dias de hoje, a existência de contaminantes de interesse emergente tipicamente não monitorados ou regulados que podem causar impacto ecológico ou na saúde humana.

Dentre esses contaminantes emergentes, os fármacos e os produtos de higiene pessoal têm sido exaustivamente estudados, tal como ilustrado no relatório da revista *Chemical & Engineering News* que abordou a exposição de crianças ao bisfenol A, um potencial desregulador endócrino, via fórmulas infantis líquidas presente em recipientes plásticos (ERICKSON, 2008).

Além de substâncias de interesse emergente que tornam cada vez mais difícil o monitoramento adequado de águas, devemos também considerar a diminuição da qualidade da água causada por fontes difusas oriundas de terras agrícolas, do desenvolvimento urbano, da colheita florestal e da atmosfera. Contaminantes de origem difusa são mais difíceis de serem efetivamente monitorados, avaliados, e controlados, em comparação àqueles de origem pontual. Para remediar este problema, seria necessário quantificar e compreender melhor as atividades humanas associadas às diferentes fontes de poluição e como essas atividades tomam lugar, ou seja, obtendo informação de como descartar substâncias, como converter terras ao longo do tempo, como usar a água de maneira harmoniosa e como operar práticas adequadas de manejo da terra (AHUJA, 2013).

Como consequência natural da pluralidade de suas origens, a constituição da poluição difusa é variada. Um exemplo é a contaminação causada pela água pluvial, que pode carregar diferentes tipos de contaminantes dependendo do lugar de onde escoar. O escoamento que vem de rodovias e estacionamentos frequentemente contém óleo, gasolina, e outros fluidos automobilísticos, enquanto que o escoamento proveniente de campos agrícolas pode conter pesticidas, fertilizantes, herbicidas, e dejetos animais. Águas pluviais contendo tais contaminantes eventualmente chegam até rios, lagos, e córregos, resultando em sérios problemas ambientais. Águas da chuva também podem entrar em canos de esgoto sanitário através de rachaduras ou juntas inapropriadas, fluir até estações de tratamento e sobrecarregar o seu sistema (VIGIL, 2003).

Um aspecto notório da poluição de fonte difusa é a sua variação durante curtos períodos, variando de hora em hora ou sazonalmente, fazendo com que seja difícil monitorar e quantificar as fontes ao longo do tempo. Desta forma, medidas únicas ou periódicas não são adequadas para caracterizar as condições da qualidade da água,

precisando ser realizadas ao longo das temporadas, eventos hidrológicos e meteorológicos, e em tempo real (AHUJA, 2013).

Como já mencionado, há hoje centenas de compostos orgânicos sintéticos, como pesticidas e orgânicos voláteis presentes em solventes e gasolina, sendo introduzidos no meio ambiente diariamente, e enquanto a quantificação desses é de grande importância, análises já convencionais como as de oxigênio dissolvido (OD) e sólidos suspensos ainda são uma ferramenta útil para avaliar o grau de poluição de águas e se é pertinente realizar análises posteriores. Outros exemplos de análises preliminares são dados a seguir (AHUJA, 2013).

Alguns parâmetros de qualidade da água

Alcalinidade

A alcalinidade pode ser definida como a habilidade de neutralizar um ácido, ou como a soma de todas as bases tituláveis. Bicarbonatos, carbonatos e íons hidrogênio contribuem para a alcalinidade e para a criação de compostos de hidrogênio na água não tratada ou já tratada. Bicarbonatos são os componentes majoritários por conta da ação do dióxido de carbono em materiais básicos do solo; boratos, silicatos e fosfatos podem ser componentes minoritários. A alcalinidade de águas brutas também pode ser influenciada por sais provenientes de ácidos orgânicos, como por exemplos ácidos húmicos (SPELLMAN, 2014).

Servindo como um tampão que estabiliza e previne flutuações no pH, a alcalinidade em valores significativos costuma ser benéfica já que a efetividade de processos de tratamento comuns é interferida por rápidas variações no pH. Além disso, uma baixa alcalinidade (menor que 80 ppm) contribui para as tendências corrosivas da água (SPELLMAN, 2014).

Condutividade Elétrica

Dependendo da temperatura e da concentração de íons no meio, a condutividade é um parâmetro que aponta a presença de sais, não fornecendo informação sobre a quantidade relativa de cada, conseqüentemente sendo um indicador indireto da concentração de poluentes. Altos valores estão relacionados às características corrosivas, sendo que medidas superiores a 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a depender das condições da bacia hidrográfica, costumam assinalar um ambiente impactado (CETESB, 2009).

Sólidos

Em muitas aplicações municipais e industriais a concentração de matéria particulada é de importância já que sólidos suspensos podem proteger microrganismos ou criar uma demanda por desinfecção que interfere com a desinfecção efetiva. Tais partículas também podem aderir à superfícies de transferência de calor tais como aquelas encontradas em trocadores de calor, dutos de resfriamento e radiadores e assim comprometer a taxa de troca de calor (BRATBY, 2016).

Além disso, o depósito de partículas sedimentares pode afetar comunidades aquáticas de forma severa. A sedimentação é capaz de entupir e desgastar as brânquias dos peixes, sufocar ovos e larvas de insetos aquáticos que se encontram no fundo e de preencher o espaço poroso das pedras onde os ovos poderiam ser depositados (SPELLMAN, 2014).

A presença individual de certas partículas inorgânicas é condenável por afetar qualidades estéticas da água, e quando na forma de pequenos coloides adsorvem matéria orgânica natural, pesticidas e outros químicos orgânicos sintéticos, metais, e outras substâncias tóxicas. Podendo ser o resultado do intemperismo, essas partículas podem consistir de óxidos de ferro como goethita, hematita, e hidróxido de ferro amorfo; dióxido de sílica; calcitas; argilas como caulinita, montmorillonita, moscovita, bentonita; óxidos de alumínio; entre outros (BRATBY, 2016).

É relevante observar que durante o processo de remoção de contaminantes da água algumas partículas podem ser adicionadas. Estações de tratamento de água

devem levar em consideração a necessidade de remover as partículas que são adicionadas ou criadas durante o tratamento assim como as já presentes (BRATBY, 2016).

Oxigênio dissolvido

Devido à diferença de pressão parcial o oxigênio da atmosfera dissolve-se na água de acordo com a Lei de Henry, que define a concentração de saturação de um gás na água, em função da temperatura, como sendo igual ao produto entre a pressão exercida pelo gás sobre o líquido e uma constante inversamente proporcional à temperatura (CETESB, 2009).

A taxa de reintrodução de oxigênio dissolvido em águas naturais através da superfície depende das características hidráulicas e é proporcional à sua velocidade, sendo que a taxa de reaeração superficial em uma cascata é maior do que a de um rio de velocidade normal, que por sua vez apresenta taxa superior à de uma represa, com a velocidade normalmente bastante baixa (CETESB, 2009).

Apesar de não ser muito significativa nos trechos de rios à jusante de fortes lançamentos de esgotos, outra fonte relevante de oxigênio nas águas é a fotossíntese de algas. A cor e turbidez elevadas atrapalham a penetração dos raios solares, sendo que poucas espécies resistentes às condições severas de poluição conseguem sobreviver. A contribuição fotossintética de oxigênio só é expressiva após grande parte da atividade bacteriana na decomposição de matéria orgânica ter ocorrido, bem como após terem se desenvolvido também os protozoários que, além de decompositores, consomem bactérias clarificando as águas e permitindo a penetração de luz (CETESB, 2009).

Águas poluídas são caracterizadas por uma baixa concentração de oxigênio dissolvido (devido ao seu consumo na decomposição de compostos orgânicos), enquanto que as águas limpas apresentam concentrações de oxigênio dissolvido elevadas, chegando até a um pouco abaixo da concentração de saturação. No entanto, um corpo d'água com crescimento excessivo de algas pode apresentar, durante o período diurno, concentrações de oxigênio bem superiores a 10 mg/L,

mesmo em temperaturas superiores a 20°C, caracterizando uma situação de supersaturação. Isto ocorre principalmente em lagos de baixa velocidade da água, nos quais podem se formar crostas verdes de algas à superfície (CETESB, 2009).

Temperatura

A temperatura ambiente tem o efeito mais profundo e universal na temperatura de sistemas de água natural rasos, porém, quando a água é usada pela indústria para dissipar calor, o local onde o efluente é descarregado pode sofrer mudanças locais de temperatura bem acentuadas (SPELLMAN, 2014).

Determina, em parte, a eficiência de processos de tratamento da água, impactando a taxa na qual substâncias reagem ou se dissolvem. Quando fria, mais substâncias são necessárias para uma coagulação e floculação eficiente ocorrer. Já quando a temperatura é alta, pode haver uma maior demanda de cloro por conta do aumento da reatividade, como também um crescimento no nível de algas e outras matérias orgânicas. Afeta também a capacidade da água de conter oxigênio, bem como a resistência de organismos a certos poluentes (SPELLMAN, 2014).

pH

Outro parâmetro significativo para os ecossistemas aquáticos é o pH. Valores excessivamente baixos afetam os tecidos das brânquias de peixes, aumentando o muco nas suas superfícies, que por sua vez interfere na troca de gases respiratórios e íons através das brânquias. Desta forma a falha no equilíbrio ácido-base do sangue resultando em estresse respiratório e a diminuição da concentração e sódio no sangue, o que causa um distúrbio osmótico, são os sintomas fisiológicos predominantes do estresse ácido (BOYD, 2015).

Complicações também podem ocorrer em meios com alto pH. Células mucosas na base dos filamentos branquiais se tornam hipertróficas e o epitélio branquial se separa das células pilares. Dano branquial contribui para problemas de respiração e equilíbrio ácido-base no sangue. Em pH alto também ocorre dano ao cristalino e

córnea de peixes. Águas onde o pH se encontra no intervalo de 6,5 a 9 são as mais adequadas para a vida aquática (BOYD, 2015).

Cloreto

O cloreto é um dos componentes iônicos majoritários de amostras de água de diferentes origens. Sob condições usuais a solubilidade de íons cloreto é alta e sua concentração em soluções amostrais não é alterada por processos químicos ou biológicos, mudanças no pH, ou radiação luminosa (NOLLET, 2007). Não sendo tóxico para humanos, seu consumo diário médio é de 6 gramas (WHO, 1996).

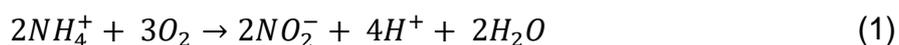
Fontes de água doce, subterrânea, reservatórios superficiais, ou córregos normalmente contêm menos que 10 mg/L de cloreto. Em regiões temperadas o aumento na concentração de cloreto e sódio em rios é frequentemente consequência do uso de sais para descongelar estradas (Prowse, 1987); (Mattson & Godfrey, 1994); (Siver et al., 1996). Já em regiões tropicais, uma notável fonte de cloreto e sódio, em áreas mais urbanizadas, é o esgoto humano, enquanto que em áreas rurais as fontes são mais difusas, como aquelas resultantes de campos agrícolas (Herlihy et al., 1998); (NOLLET, 2007).

Carbono

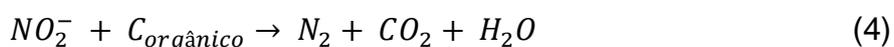
O carbono orgânico em água doce é proveniente da matéria viva e também de componente de vários efluentes e resíduos. Sua importância ambiental deve-se ao fato de servir como fonte de energia para bactérias e algas, além de complexar metais. A parcela formada pelos excretos de algas cianofíceas pode, em concentrações elevadas, tornar-se tóxica, além de causar problemas estéticos (CETESB, 2009). O carbono orgânico total na água é um exemplo de indicador útil do grau de poluição de um corpo hídrico, sendo que valores típicos da normalidade se encontram na faixa de 0,001 a 50 mg/L (NOLLET, 2007).

Nitrogênio

O nitrogênio é um elemento de grande importância em termos de geração e controle de poluição da água. Sua presença pode acarretar no consumo de oxigênio dissolvido por conta da conversão de amônio para nitrito e de nitrito para nitrato (nitrificação, equações 1 e 2) (SPERLING, 2007); (LEHR, 2005).



Representada nas Equações 3 e 4, a desnitrificação, redução biológica conduzida por bactérias heterotróficas e que pode ocorrer em estações de tratamento de esgoto, acarreta em uma economia de oxigênio e alcalinidade (quando controlada), ou na piora da capacidade de assentar o lodo (quando não controlada) (SPERLING, 2007); (LEHR, 2005).



Na forma de amônia é tóxica para peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5 mg/L. Além disso, na forma de nitrato, está associado à doenças como meta-hemoglobinemia (SPERLING, 2007).

Fósforo

Em sistemas aquáticos o fósforo se encontra em uma variedade de formas orgânicas e inorgânicas, podendo existir na sua forma dissolvida, coloidal, ou particulada, sendo o ortofosfato, na sua forma monoprotônica e diprotônica (HPO_4^{2-} e $H_2PO_4^-$), a espécie predominante (NOLLET, 2007).

O fósforo presente em sistemas hídricos pode ser oriundo de fontes naturais como mineralização de algas ou dissolução de minérios de fosfato, fontes antropogênicas pontuais, como descarga de esgoto e efluentes industriais, ou difusas, como terras agrícolas. O interesse ambiental no elemento provém de seu papel crítico no processo de eutrofização, podendo ser um nutriente limitante para o crescimento de algas em muitos sistemas aquáticos (NOLLET, 2007).

Tratamento de águas residuárias

Efluentes devem ser corretamente descritos conforme suas peculiaridades para a verificação do grau de tratabilidade, que irá direcionar o tipo e concepção do tratamento a ser implementado, com o emprego das tecnologias apropriadas, inclusive com previsão de reuso do efluente final, se necessário (Giodarno e Surerus, 2015).

Os fatores fundamentais a serem considerados em efluentes industriais, de acordo com Sperling (2005), são a biodegradabilidade, concentração de matéria orgânica, tratabilidade, toxicidade e disponibilidade de nutrientes. A biodegradabilidade é a capacidade de processos bioquímicos catalisados por microrganismos degradarem os resíduos, enquanto que a tratabilidade se relaciona com a eficácia de processos de tratamento convencionais. Além dos já citados, os principais parâmetros usados para a avaliação do esgoto também contam com metais (As, Cd, Ca, Cr, Co, Cu, Pb, Mg, Hg, Mo, Ni, Se, Na, Zn), sulfato, e outros gases além do O₂, como CO₂, H₂S, CH₄.

Apesar das distintas elaborações possíveis para estações, os níveis de tratamento que nelas podem conter são definidos de forma comum (Sperling, 2005):

Tratamento preliminar

Tem a função de retirar sólidos grosseiros, areia, óleos e graxas de maneira a evitar complicações nas unidades subsequentes, como obstrução de redes, diminuição da eficácia do tratamento biológico e desgaste de bombas.

Tratamento primário

Busca remover sólidos sedimentáveis e uma parcela da matéria orgânica, através de mecanismos predominantemente físicos.

Tratamento secundário

Nele predominam os processos biológicos, aeróbicos ou anaeróbicos, cuja principal função é a retirada de matéria orgânica e outros nutrientes, como nitrogênio e fósforo.

Tratamento terciário

Também nomeado de polimento final, tem como objetivo a retirada de poluentes não biodegradáveis ou servir de complemento ao tratamento secundário. Este tratamento é necessário quando há a intenção de reutilizar o efluente para algum fim, seja no próprio processo industrial, na recarga do lençol freático ou recuperação de manancial.

Tipos de tratamento

As configurações para plantas de tratamento de efluentes industriais podem ser anaeróbicas ou aeróbicas, ou uma combinação de ambas. A preferência por uma categoria ou outra depende de certos parâmetros, como: natureza do afluente, clima, custos operacionais, custos de implantação, disponibilidade de energia, necessidade de reuso da água, legislação vigente, entre outros.

Os processos de tratamento anaeróbios incluem as lagoas anaeróbicas e os reatores de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB). Em relação à processos industriais, as lagoas anaeróbicas são bastante utilizadas em efluentes de indústrias

frigoríficas, de laticínios e também abatedouros e os reatores UASB são implementados no tratamento de diferentes variedades de esgotos industriais. Estes processos são uma alternativa de tratamento em casos em que é fundamental a existência de condições estritamente anaeróbias. O que pode ser alcançado através do influxo de uma grande carga de DBO (ou DQO) por unidade de volume da lagoa, de forma que o consumo de oxigênio passe a ser superior à sua taxa de entrada no sistema (Sperling, 2007).

Assim como nos sistemas de lagoas de estabilização, para os reatores UASB geralmente há a necessidade de um pós-tratamento do efluente anaeróbico para aprimorar a eficácia do sistema como um todo. Assim sendo, é costumeiro o uso de lagoas facultativas e de maturação, denominadas também de lagoas de polimento quando são designadas a receber o efluente do reator anaeróbico. Tais sistemas são ilustrados nas Figuras 1 e 2.

Já os sistemas aeróbicos são constituídos essencialmente pelas lagoas aeradas e pelo lodo ativado. Segundo Sperling (2007), eles são adotados quando é um sistema predominantemente aeróbico e mais compacto que aqueles de lagoas facultativas ou anaeróbicas é desejado. Nas figuras apresentadas, as lagoas anaeróbias podem ser substituídas por reatores UASB. Um sistema típico de lagoa aerada de mistura completa é apresentado na Figura 3 e de lodo ativado na Figura 4.

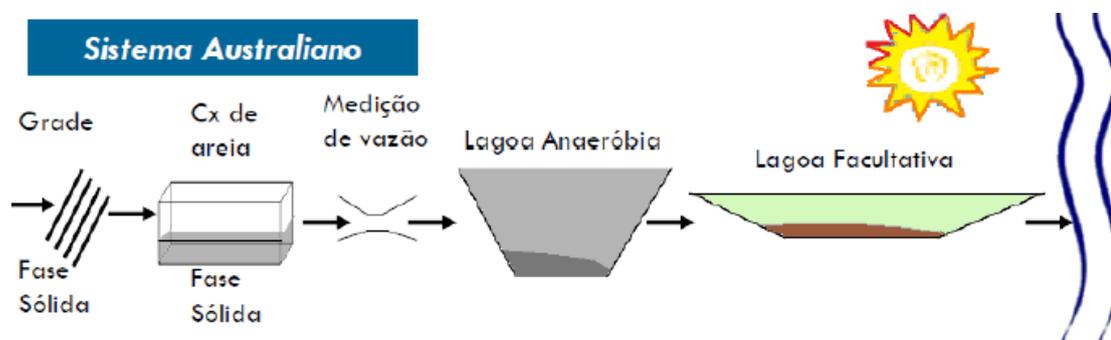


Figura 1 - sistema de tratamento de efluentes do tipo Australiano: lagoa anaeróbia seguida de facultativa (adaptado de Sperling, 2007).

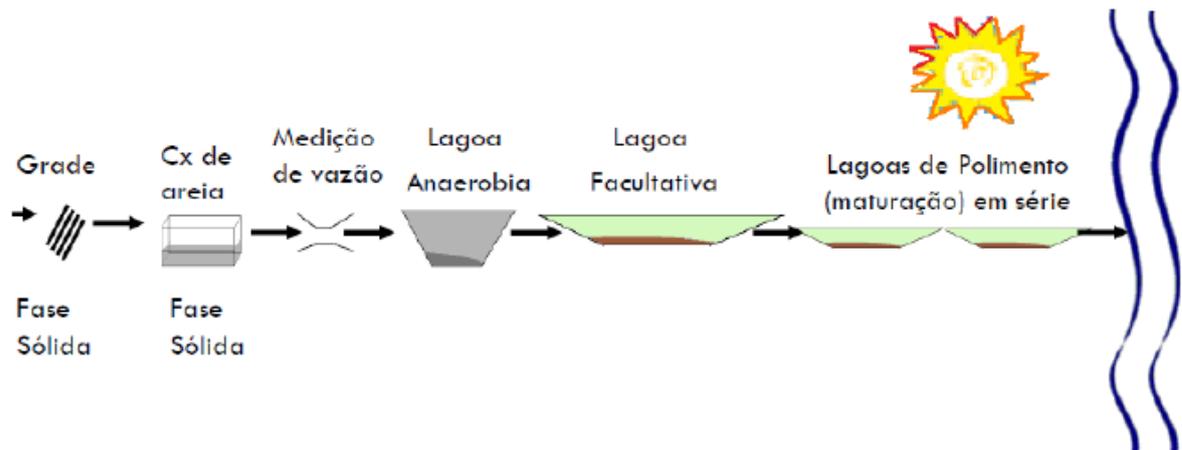


Figura 2 - tratamento de efluentes seguido de lagoas de maturação (adaptado de Sperling, 2007).

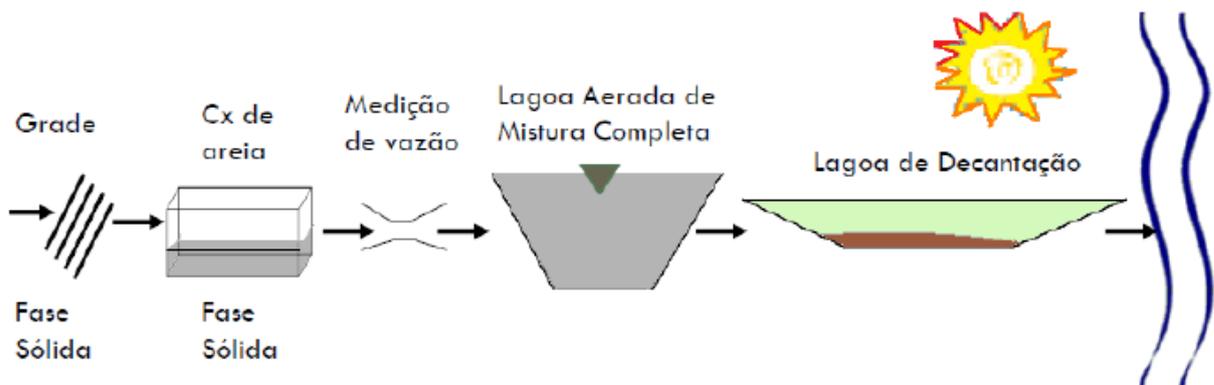


Figura 3 - Tratamento de efluentes por lagoa aerada seguida de lagoa de decantação (adaptado de Sperling, 2007).



Figura 4 - Tratamento de efluentes do tipo lodo ativado convencional (RESENDE, 2016).

Na Figura 5 é apresentado um sistema de lodo ativado completo com tratamento terciário e desinfecção do efluente final. Nesta ilustração todos os níveis de tratamento podem ser bem observados. Outro aspecto relevante é o tratamento do lodo gerado no processo de tratamento biológico ou químico, o qual, dependendo das

características, deve ser disposto adequadamente em aterros sanitário ou incinerados.

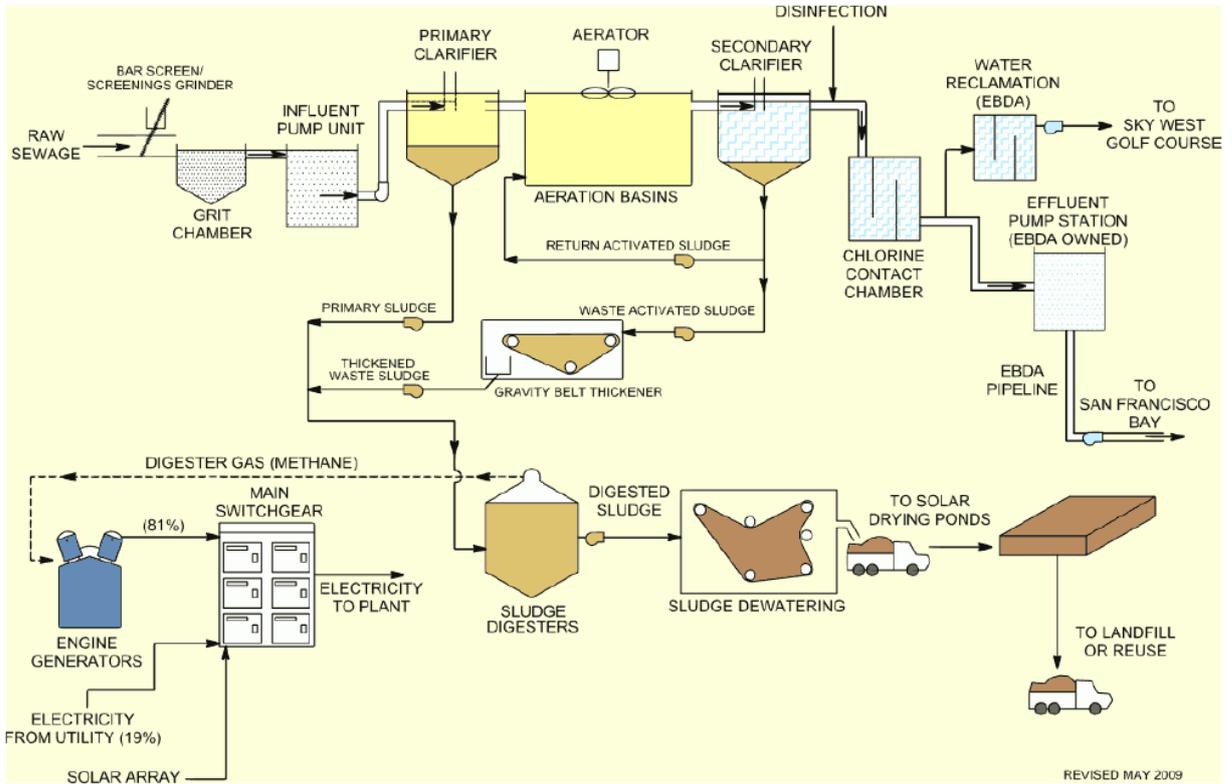


Figura 5 - Sistema de tratamento de lodos ativados em nível terciário (Califórnia) (RESENDE, 2016).

As etapas do tratamento preliminar realizado em uma estação de tratamento de esgoto (ETE) que recebe efluentes industriais não variam de forma significativa daquelas utilizadas no sistema de tratamento sanitário convencional. Em muitos processos industriais as unidades do tratamento preliminar podem ser suprimidas ou substituídas por outras, tais como flotores, caixas de gordura, entre outros. A Figura 6 destaca um fluxograma com possíveis unidades de tratamento.

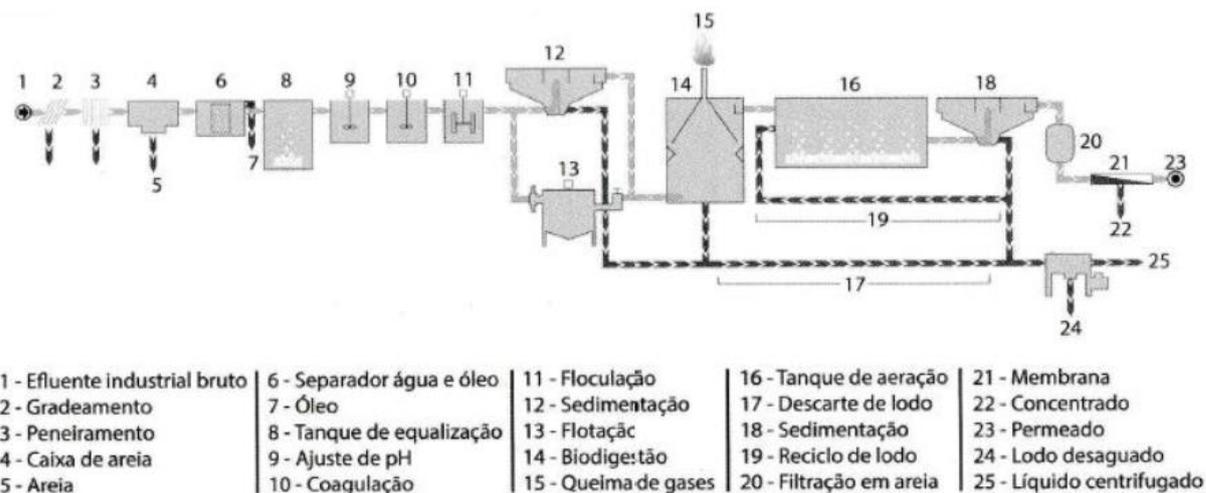


Figura 6 - Fluxograma típico de uma planta industrial de tratamento de efluente com reuso (Giordano, 2015).

Cada unidade operacional exerce importante influência na eficiência global de uma ETE. A adoção de um ou outro tipo de unidade depende da concepção do projeto, que considera a natureza do afluente e a qualidade desejada do efluente final.

A ETE-DAIA

O DAIA foi arquitetado de forma apropriada, abrangendo questões relacionadas ao atendimento de água tratada, coleta, e tratamento de esgotos para as indústrias situadas na sua região. Porém, no que está relacionado ao tratamento de esgotos, existe um problema no que foi concretizado até hoje. A ETE concebida inicialmente para o distrito não foi efetivada, sendo implementada no seu lugar uma ETE de outro plano, inapta a alcançar seu objetivo inicial (RESENDE, 2016).

Ao longo do tempo, diversas intervenções foram feitas na ETE, no entanto serviram para mitigar as dificuldades enfrentadas apenas temporariamente. As dimensões da ETE não foram o suficiente para acompanhar o crescimento do número de empresas e a expansão das já existentes, o que é preocupante considerando o importante papel da ETE de tratar efluentes mistos (esgoto sanitário + industrial) da rede coletora do DAIA, incluindo efluentes oriundos dos mais diversos ramos de atividade industrial, tais como papel e celulose, têxtil, gestão de resíduos, construção, metalurgia, farmacêutica, etc. Apesar de existir um novo projeto de longo prazo para

o aprimoramento da ETE, ele não parece tão próximo de sua conclusão. As Figuras de 7 a 12 ilustram algumas unidades já existentes na planta (RESENDE, 2016).



Figura 7 - Tratamento preliminar (gradeamento e desarenador) (RESENDE, 2016).



Figura 8 - Lagoa anaeróbica (RESENDE, 2016).



Figura 9 - Tanque de aeração (RESENDE, 2016).



Figura 10 - Decantador secundário (RESENDE, 2016).



Figura 11 – Descarte do lodo, proveniente do decantador secundário, em valas. (RESENDE, 2016).



Figura 12 – Unidade de tratamento químico (Arquivo pessoal).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Juntamente com grande parte do município de Anápolis, são ilustradas na Figura 13 as regiões relacionadas ao presente trabalho. Fica evidente que o Córrego Extrema se afasta do aglomeramento urbano durante considerável parte de seu percurso. Também é perceptível a proximidade entre a ETE do DAIA e o Córrego Abraão, e se aproveitando disto a primeira lança seus efluentes no segundo. Envolto por áreas de uso agropecuário, o Córrego Abraão transporta seus contaminantes para o Rio das Antas, ao afluir sobre este logo após o ponto J3.



Figura 13 - Mapa abrangendo a região do DAIA (Anápolis-GO) e a localização dos pontos amostrais nos Córrego Abraão (A) e Extrema (M, J1, J2 e J3).

Amostragem

Cada campanha amostral consistiu em obter cinco amostras: uma no ponto de lançamento dos efluentes da ETE do DAIA no Córrego Abraão (A), , uma no Córrego Extrema (M) à montante da afluição do Córrego Abraão, e outras três em pontos à jusante da afluição, todos localizados no Córrego Extrema, como ilustrado na Figura 13. As respectivas coordenadas aproximadas dos pontos são $16^{\circ}23' 23,4''S$ $48^{\circ}55'1,67''W$; $16^{\circ}22'48,16''S$ $48^{\circ}55'24,16''W$; $16^{\circ}22'22,6''S$ $48^{\circ}54'34,0''W$; $16^{\circ}21'29,5''S$ $48^{\circ}52'15,4''W$; $16^{\circ}18'12,5''S$ $48^{\circ}48'11,8''W$.

Para acessar três dos cinco pontos foi necessário percorrer trilhas envoltas em vegetação, acarretando em maior risco de picadas e mordeduras por parte dos animais possivelmente presentes ali. Para contornar este problema perneiras e outros equipamentos de proteção foram utilizados (CETESB, 2011). As Figuras 14 a 18, obtidas nos locais de amostragem, exemplificam bem a vegetação da região.



Figura 14 - Fotografia do ponto amostral M, localizado no Córrego Extrema, em Anápolis-GO (Arquivo pessoal).



Figura 15 - Fotografia do ponto amostral A, localizado no Córrego Abraão, em Anápolis-GO (Arquivo pessoal).



Figura 16 - Fotografia do ponto amostral J1, localizado ao lado de pequena ponte, no Córrego Extrema, em Anápolis-GO (Arquivo pessoal).



Figura 17 - Fotografia do ponto amostral J2, localizado no Córrego Extrema, em Anápolis-GO (Arquivo pessoal).



Figura 18 - Fotografia do ponto amostral J3, localizado no Córrego Extrema, em Anápolis-GO (Arquivo pessoal).

Amostras foram colhidas com auxílio de um amostrador extensível do tipo Swing em um frasco de plástico de 1 L, previamente limpo e lacrado, e manuseado com luvas. Além disso, quando havia profundidade suficiente, a amostragem foi realizada com no mínimo 30 cm de distância da superfície e do fundo do corpo hídrico, com o intuito de evitar uma falta de representatividade como resultado da presença de filmes superficiais ou o recolhimento de depósitos do fundo (HUNT, 1986). Após devidamente lacradas e armazenadas em caixas de isopor contendo gelo, foram transportadas até o Laboratório de Quimiometria e Química Ambiental do IQ-UnB. O armazenamento das amostras e a realização das análises foram inspirados na norma ISO 5667/3 (2003), que sugere temperaturas de armazenamento de 4 °C ou menos, e também para que se dê prioridade temporal para análises de alcalinidade e carbono orgânico.

Determinação de sólidos suspensos totais

Todas as amostras foram filtradas em microfiltros de fibra de vidro GF-3 (Macherey Nagel, 0,6 µm) previamente limpos, dessecados e pesados. Após a passagem de um volume conhecido, os microfiltros foram então secos em estufa (Ethik Technology, EST.402) a uma temperatura de 104°C por aproximadamente quatro horas. Depois de retiradas, as membranas foram armazenadas em um dessecador enquanto esperava-se pela estabilização da temperatura. O peso posteriormente medido em balança classe I de cinco casas de precisão (Mettler Toledo, XS205DU) foi comparado com o peso auferido antes da filtração para que fosse determinada a massa do conjunto dos sólidos retido no filtro (APHA, Seção 2540 D., 1999). O volume de amostra filtrado foi usado para obter a concentração de sólidos em suspensão em mg/L.

Determinação de fósforo reativo total

O método utilizado consiste na reação, em meio ácido, do molibdato de amônio e do tartarato de antimônio e potássio com ortofosfato para formar ácido fosfomolibdico, que é então reduzido para azul de molibdênio pelo ácido ascórbico, e na sua determinação espectrofotométrica no comprimento de onda fixo de 880 nm (APHA, Seção 4500-P E., 1999). O espectrofotômetro (Agilent, Cary 8454 UV-Vis) foi utilizado juntamente com uma cubeta de quartzo de 1 cm.

Soluções de 500 mL de molibdato ($(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, Sigma-Aldrich), tartarato ($\text{K}_2\text{Sb}_2(\text{C}_4\text{H}_2\text{O}_6)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, Merck) e ácido sulfúrico foram preparadas nas concentrações de 0,032 mol/L, 0,008 mol/L, e 2,5 mol/L, respectivamente. Soluções de 6 mL de ácido ascórbico 0,1 mol/L (Cinética Química) também foram feitas. Para a construção de uma curva padrão soluções de fosfato de potássio (Vetec) foram confeccionadas nas concentrações de aproximadamente 0,15, 0,30, 0,50, 0,75, 1 e 1,2 mg/L.

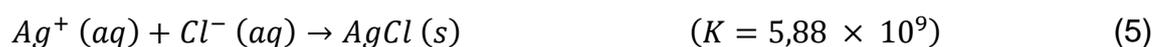
Para cada campanha amostral foram usados aproximadamente 10 mL de reagente combinado, constituído de ácido sulfúrico, tartarato, molibdato e ácido ascórbico, na proporção volumétrica 10/1/3/6, respectivamente, e também combinados nessa ordem.

Para a análise de amostras do ponto M e das soluções de fosfato de potássio foram misturados 2,5 mL de amostra ou de solução de fosfato de potássio e 0,4 mL do reagente combinado. Já para amostras dos outros pontos, o mesmo foi feito com a diferença de que a amostra foi diluída, com água ultrapura tipo 1 (Milli-Q, Millipore) e com auxílio de micropipeta (HTL, Labmate Pro), de 2,5 mL para 5,4 mL, no caso da análise dos pontos J2 e J3. Amostras coletadas no ponto A e no ponto J1 foram diluídas de 2,5 para 8,3 mL.

As amostras obtidas na segunda coleta apresentaram nítida turbidez. Por isso foi preparado, como recomendado pela APHA, um branco para cada triplicata distinta, constituído de amostra, solução de ácido sulfúrico e molibdato de amônio. Para as soluções padrão foi utilizada água ultrapura tipo 1 como branco.

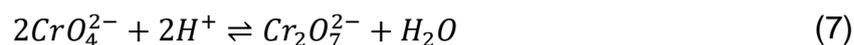
Determinação de cloreto

A concentração de íons cloreto nas amostras foi obtida através do método de Mohr, onde o excesso de cátions de prata provenientes do titulante reagem com o cromato, proveniente do indicador cromato de potássio, formando o composto vermelho cromato de prata (Equação 6) (APHA, Seção 4500-Cl⁻ B., 1999):



A solução titulante de nitrato de prata foi padronizada usando 15 mL de uma solução de cloreto de sódio de concentração 0,0141 mol/L e armazenada em garrafa de vidro âmbar.

Em triplicata, 5 mL de cada amostra foram diluídos até aproximadamente 100 mL e titulados, usando-se 1 mL de cromato de potássio e valendo-se de um pré-tratamento com 1 mL de peróxido de hidrogênio com o intuito de remover íons sulfeto, tiosulfato e sulfito possivelmente presentes. O pH foi mantido próximo de 7 para evitar a formação de hidróxido de prata, ácido crômico ou íon dicromato, de cor laranja, como descrito pela equação 7 (BRITO, 1997); (GREENWOOD, 1997):



A concentração de íons cloreto, em mg/L, se dá então por:

$$\frac{mg Cl^-}{L} = \frac{(A - B) \times C \times 35450}{Volume\ de\ amostra\ (mL)} \quad (8)$$

Onde “A” é o volume em mL de AgNO₃ gasto para a amostra, “B” o volume gasto para o branco, e “C” a concentração de AgNO₃ do titulante.

Alcalinidade

A alcalinidade foi medida através da titulação de 20 mL de cada amostra, em triplicata, empregando-se ácido clorídrico como titulante. O ácido clorídrico usado foi padronizado por meio da titulação de 40 mL de solução de carbonato de sódio 0,05 N (APHA, Seção 2320 B., 1999).

Após cada incremento do ácido, retido em uma bureta de 25 mL, as soluções de amostra (20 mL e amostra + 100 mL de água ultrapura) foram agitadas com uma barra magnética até o seu pH ser estabilizado, e após o início do repouso esperou-se que o pH se estabilizasse novamente e só então o seu valor foi relacionado com o volume de ácido adicionado.

Após medições pontuais da variação do pH, as mesmas foram utilizadas para a construção de curvas de titulação cujos pontos de inflexão foram visualizados através da interseção do gráfico da segunda derivada das curvas com o eixo y = 0.

Todos os valores de pH foram obtidos mediante o uso de pHmetro (Hanna, HI 3221) devidamente limpo e calibrado com soluções de pH 4, 7 e 10. A alcalinidade foi expressa em miligramas de CaCO₃ da seguinte forma:

$$\text{Alcalinidade, } \frac{\text{mg CaCO}_3}{\text{L}} = \frac{A \times C \times 50000}{Am} \quad (9)$$

Onde “A” é o volume em mL do ácido usado para alcançar o último ponto de inflexão, “C” a concentração do ácido, e Am o volume de amostra titulada, em mL.

Carbono orgânico dissolvido

O teor de carbono orgânico dissolvido nas amostras foi obtido em um analisador de carbono multi N/C 3100 (Analytic Jena) disponível na Central Analítica do Instituto de Química da UnB. As amostras foram inseridas no equipamento através de agulha injetora responsável por transferir uma alíquota da amostra para uma câmara onde também foi injetada solução ácido fosfórico 10%, convertendo assim todo o carbono inorgânico para CO₂, que é então transferido para um detector NDIR (sensor de infravermelho não dispersivo) e medido. Além disso o equipamento também injeta um volume de amostra em um reator aquecido a aproximadamente 800 °C e preenchido com o catalisador Pt(Al₂O₃), e então o CO₂ resultante da oxidação de todo o carbono é detectado pelo sensor. Pela diferença entre o carbono inorgânico e o carbono total analisados o equipamento determina a concentração de carbono orgânico total (APHA, Seção 5310 B., 1999).

Curvas analíticas foram preparadas usando soluções padrão de concentrações 2,5, 5, 12,5, 25, e 50 mg/L de carbono orgânico e inorgânico. Para o seu preparo, primeiramente foram feitas soluções estoque de carbono orgânico e inorgânico, com 1 g/L cada, através da dissolução em água (tipo 1) de cerca de 0,2125 g de biftalato de potássio e de 0,88325 g de carbonato de sódio, respectivamente, até o preenchimento de balões de 100 mL. Após isso, volumes entre 0,25 e 5 mL foram transferidos, utilizando-se de micropipetas de 1 e 5 mL, para balões de 100 mL, que foram então preenchidos até sua marca.

A análise das amostras colhidas na primeira coleta referentes ao ponto montante e ao ponto J3 resultou em um valor de carbono inorgânico maior que o carbono total. Para contornar esse problema, foram feitas análises de carbono orgânico não purgável, como recomendado pelo procedimento operacional padrão do equipamento, através da adição de aproximadamente 50 µL de HCl 2 mol/L na amostra e purga da mesma previamente à sua injeção.

Nitrogênio total

O mesmo equipamento empregado para análise de carbono orgânico foi usado para quantificar nitrogênio total, ou seja, a soma de compostos nitrogenados orgânicos, como ureia e ácido nicotínico, e compostos inorgânicos, como nitratos e amônio (NT).

Para a análise de nitrogênio também foram confeccionadas curvas analíticas, desta vez valendo-se de soluções padrão de concentrações 0,5, 1, 2,5, 5, 10 mg/L de nitrogênio, preparadas a partir da diluição com água (tipo 1) de 0,05 a 1 mL de solução estoque até 100 mL. Para o preparo desta solução estoque de 1 g/L de nitrogênio, 0,2365 g de sulfato de amônio e 0,3611 g de nitrato de potássio foram dissolvidos e diluídos com água (tipo 1) até a marca de um balão de 100 mL.

O gás formado pela oxidação térmica adentra o detector onde óxidos de nitrogênio residentes são difundidos via um diafragma altamente seletivo até a célula eletroquímica de medida. A oxidação dos óxidos de nitrogênio que ocorrem no ânodo modifica o fluxo entre os eletrodos proporcionalmente à concentração de óxido de nitrogênio. A mudança no fluxo é avaliada como um sinal e permite a detecção do conteúdo de nitrogênio na amostra analisada. O eletrólito da célula serve apenas como catalisador.

Parâmetros físico-químicos

Oxigênio dissolvido, pH, condutividade e temperatura foram medidos através de sonda multiparâmetro (Hanna, HI9829), que realizou, em curto intervalo de tempo, 100 medidas consecutivas de cada parâmetro, em cada local de amostragem. A calibração foi feita previamente, com solução padrão de rápida calibração (Hanna, HI9828-0), fornecida juntamente com a aquisição da sonda. Para a calibração do pH e condutividade, a sonda foi mergulhada na solução, e para a calibração de OD, a sonda foi secada e inserida em recipiente ausente de solução.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Observações preliminares

Testemunhos ouvidos na área de estudo afirmam que existe anomalia em como as indústrias tratam seus resíduos. Habitantes da região relataram episódios de mudanças temporárias, porém extraordinárias, na cor e textura aparente dos corpos aquáticos, bem como o fim de comunidades aquáticas em certas localidades.

Além disso, funcionários da ETE afirmaram que o efluente que chega na estação não recebe o devido pré-tratamento, adentrando a unidade de forma irregular tanto em relação à sua composição quanto às variações no fluxo e composição através do tempo.

Deve-se notar que corpos de água que ainda não passaram por devida avaliação de sua classe pelos órgãos competentes são provisoriamente enquadrados na classe 2. A avaliação da qualidade da água de um corpo através apenas da compatibilidade entre seus parâmetros e aqueles legislados para sua classe não é recomendável, já que a classe é definida por um conjunto de usos para os quais um corpo foi designado a suprir, e sendo assim uma incompatibilidade de um de seus parâmetros com uma certa atividade não significa a inaptidão do corpo de servir a todos os outros usos de sua classe.

Parâmetros de Qualidade da Água

Os valores obtidos para cada parâmetro de qualidade em amostras coletadas nos cinco pontos amostrais são mostrados na Tabela 1.

Tabela 1 - Resultados obtidos pela determinação de parâmetros aquáticos selecionados em amostras dos Córregos Abraão e Extrema em Anápolis – GO.

Parâmetros	Mês da coleta	Pontos amostrais				
		M	A	J1	J2	J3
Temperatura (°C)	Set	23,79	25,83	27,39	26,360	22,4
	Out	24,11	26,920	26,290	26,45	23,310
pH	Set	6,1	7,6	7,12	7,08	7,01
	Out	6,37	7,67	7,26	6,7	6,6
SST (mg/L)	Set	2,8	62,33	40,2	22,7	3,2
	Out	15,13	82,5	87,3	61,07	120,6
Alcalinidade (mg/L)	Set	16,42	240,19	196,06	110,00	42,79
	Out	30,36	242,54	142,29	51,45	20,39
Cl ⁻ (mg/L)	Set	24,83	119,5	105,8	65,77	15,73
	Out	21,09	130,96	61,23	14,63	20,41
FRT (mg/L)	Set	0,00	3,23	3,26	2,12	0,74
	Out	0,03	2,80	2,62	1,32	1,25
Condutividade (µS/cm)	Set	51	1045	842	414,1	164
	Out	106	1307	687,6	266	129,7
OD (mg/L)	Set	6,3	5,5	3,4	3,0	6,3
	Out	5,04	2,3	3,0	2,1	3,5
COD (mg/L)	Set	3,18	186,34	112,43	20,30	2,25
	Out	18,23	115,90	54,94	55,51	3,51
CID (mg/L)	Set	5,06	28,12	27,14	19,67	8,90
	Out	7,70	38,02	29,30	31,32	3,46
NT (mg/L)	Set	0,40	2,10	1,52	0,76	0,69
	Out	0,93	3,27	3,17	1,68	1,16

SST: sólidos suspensos totais, FRT: fósforo reativo total, OD: oxigênio dissolvido, COD: carbono orgânico dissolvido, CID, carbono inorgânico dissolvido, NT: nitrogênio total.

Vista como um parâmetro isolado, a temperatura dos pontos de amostragem não se mostrou anormal, sempre permanecendo na faixa da temperatura ambiente do dia. No decorrer do dia em que foi feita a primeira coleta, as temperaturas do ambiente em Anápolis variaram de 17 a 32 °C, enquanto que durante o dia da segunda coleta elas ficaram na faixa de 17 a 28 °C. Já os valores de pH se apresentaram próximos da neutralidade, considerando os altos valores de alcalinidade.

Já os valores de OD medidos se encontram abaixo do que é desejado. O artigo 15 da Resolução n.º 357/05 do CONAMA estabelece que qualquer amostra de águas doces de classe 2 não deve ter um valor de OD inferior a 5 mg/L, o que não foi observado. Também já foi relatado o valor de OD de 5.2 (3.5–6.1) mg/L em um local de poluição considerável e em um contexto onde a redução no valor de OD foi um dos três fatores mais importantes para determinar o quão os grupos dos animais estudados estavam sendo afetados (Buss, 2002).

Além de valores de OD, a Tabela 2 também mostra a proximidade dos corpos em relação a sua concentração de saturação de OD (C_s), denotada pelo símbolo “ PC_s ” e calculada como mostrado na equação 10:

$$PC_s = \frac{OD}{C_s} \times 100 \quad (10)$$

Tabela 2 - Medidas de OD e PC_s .

Pontos	OD		PC_s	
	Setembro	Outubro	Setembro	Outubro
M	$6,3 \pm 0,1$	$5,04 \pm 0,05$	$74,20 \pm 1,18$	$59,71 \pm 0,59$
A	$5,5 \pm 0,4$	$2,3 \pm 0,2$	$67,24 \pm 4,89$	$28,67 \pm 2,49$
J1	$3,4 \pm 0,3$	$3,0 \pm 0,1$	$42,74 \pm 3,77$	$36,98 \pm 1,23$
J2	$3,0 \pm 0,1$	$2,1 \pm 0,2$	$37,03 \pm 1,23$	$25,96 \pm 2,47$
J3	$6,3 \pm 0,2$	$3,5 \pm 0,2$	$72,29 \pm 2,30$	$40,85 \pm 2,33$

Durante a segunda coleta notou-se um aparente acréscimo de lama no corpo hídrico, que parece não só ter diminuído o seu OD como também a taxa de troca do gás entre o ambiente e o corpo (Figura 19), como ilustrado pela similaridade do valor de PC_s do ponto M e J3 na primeira coleta.

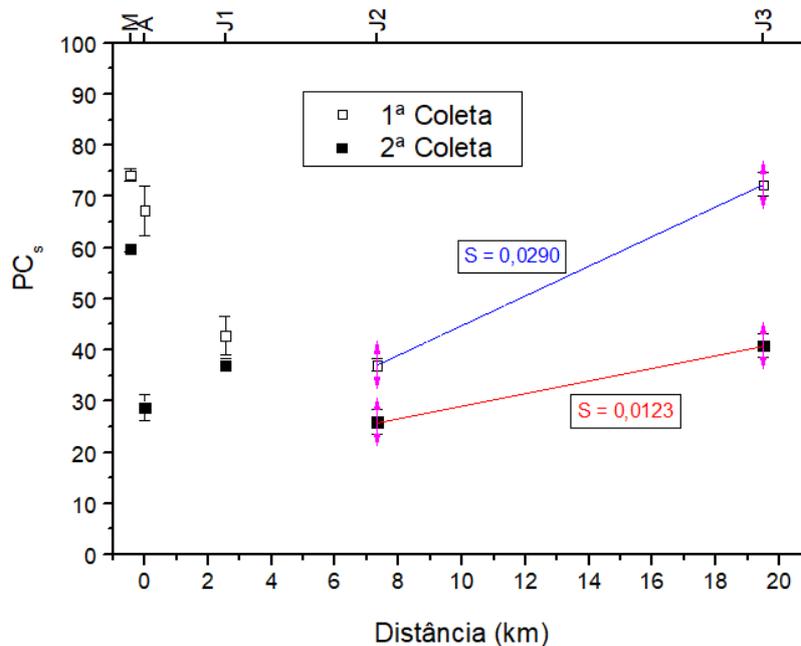


Figura 19 - Gráfico da porcentagem de saturação de oxigênio (PC_s) em função da distância percorrida pela água desde o ponto A.

Buss et al. (2002) mostraram que o efeito combinado da presença de cloreto, alcalinidade, e condutividade, entre outras coisas, resultou em uma qualidade da água que levou a uma redução na riqueza taxonômica pela exclusão de espécies sensíveis e um aumento na densidade de táxons tolerantes, resultando em uma diminuição de índices de diversidade da comunidade. Em seu trabalho, realizado no município de Guapimirim, Rio de Janeiro, a qualidade da água de um único sítio (G) foi classificada como pobre. Localizado a jusante da cidade, era um corpo de água receptor de poluição bruta, não possuía nenhuma vegetação ripária e seu leito estava dominado por lodo e pedras cobertas por finos sedimentos. Valores apresentados neste trabalho, mostrados comparativamente na Tabela 3, são ainda maiores ao observado por Buss et al., (2002).

Tabela 3 - Comparação entre parâmetros de qualidade medidos neste trabalho e no trabalho de Buss et al., 2002.

Parâmetros	Pontos amostrais		
	G*	A	J3
Cl ⁻ (mg/L)	5,0 (2,4 – 8,3)	(119,5 – 131,0)	(15,7 – 20,4)
Alcalinidade (mg/L)	30,5 (21,4 – 42,0)	(242,5 – 240,2)	(20,4 – 42,8)
Condutividade (μS/cm)	61,2 (40,0 – 100,0)	(1045 – 1307)	(129,7 – 164)

* Buss et al., 2002.

Como mencionado anteriormente, o cloreto é um íon conservativo, o que significa que as variações medidas são um indicativo de que o corpo aquático foi diluído. Espera-se então que a concentração de outros parâmetros medidos tenha diminuído a uma taxa ainda maior, já que além de terem sofrido a mesma diluição são também consumidos como nutrientes. Porém, como mostra a Tabela 4, mesmo admitindo a maior incerteza de forma a minimizar a diluição e maximizar a variação na concentração desses outros parâmetros, como por exemplo o fósforo (Figura 20), a diferença entre os dois nem sempre satisfaz a expectativa de ser sempre maior que zero.

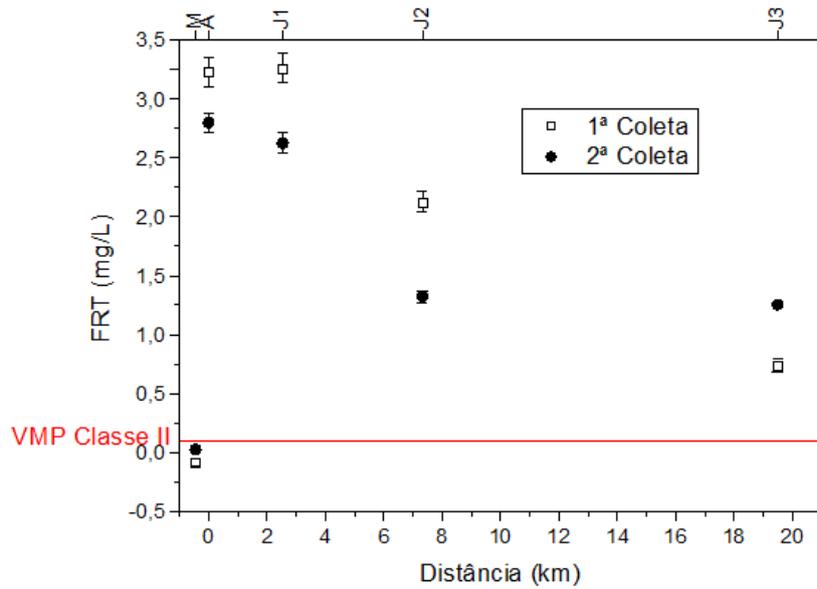


Figura 20 - Gráfico do fósforo reativo total em função da distância.

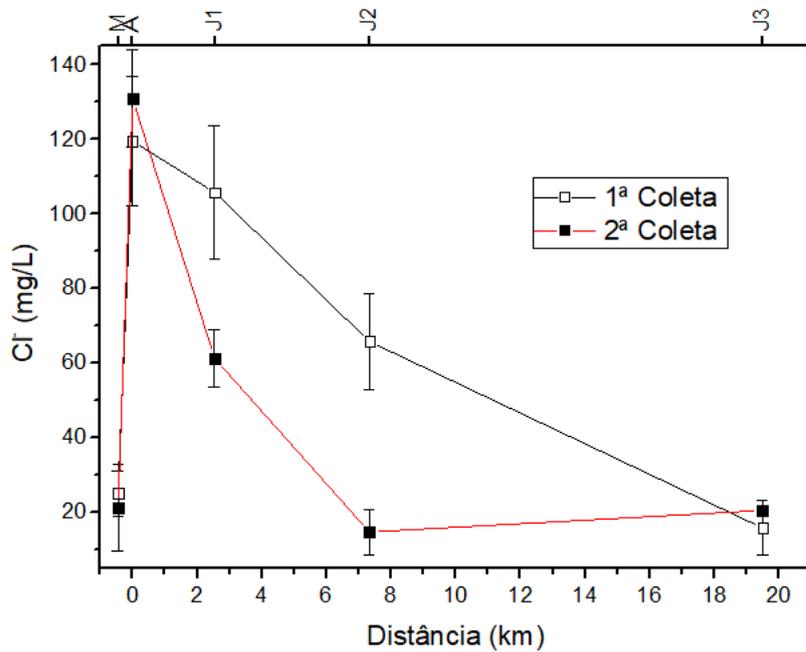


Figura 21 - Gráfico da concentração de cloretos em função da distância.

Tabela 4 - Diferenças nas taxas de variação entre concentrações de FRP e cloretos.

Dif. nas taxas de variação	1ª Coleta	2ª Coleta
$Máx(Cl^-_{J1}/Cl^-_A) - Mín(P_{J1}/P_A)$	$1,21 - 0,93 = 0,28$	$0,59 - 0,88 = -0,29$
$Máx(Cl^-_{J2}/Cl^-_{J1}) - Mín(P_{J2}/P_{J1})$	$0,89 - 0,61 = 0,29$	$0,39 - 0,47 = -0,08$
$Máx(Cl^-_{J3}/Cl^-_{J2}) - Mín(P_{J3}/P_{J2})$	$0,44 - 0,31 = 0,13$	$2,47 - 0,90 = 1,57$

As irregularidades nas variações de cloreto de uma coleta para outra e a concentração similar de fósforo entre os pontos J2 e J3 da segunda coleta são outros fatores que também apontam para a existência de mais fontes de poluição.

Outro parâmetro que não deve ser ignorado é a concentração de nitrogênio total. Alguns compostos nitrogenados, como o nitrato, podem não apresentar toxicidade muito elevada, porém, além de fonte de nutriente, o nitrato pode passar por um processo de conversão à amônio sob condições anóxicas. A redução dissimilatória de nitrato em amônio foi considerada uma provável causa de impedir um aumento significativo de nitrato em regiões poluídas no trabalho de Martinelli (1999), que apresentou valores de OD em torno de 4,26 e 5,54 mg/L, dependendo do nível da água.

Correlação entre parâmetros

A correlação entre alguns dos parâmetros medidos é ilustrada nas Figuras 22 a 28. As Figuras 27 e 28 mostram certa tendência de aumento da concentração de FTR e NT à medida que o OD diminui, o que é esperado já que os microrganismos, usando o oxigênio do meio, conseguem degradar a matéria orgânica, assim liberando os nutrientes ali contidos. A relação mostrada na Figura 23, entre condutividade e concentração de cloretos, também é esperada, levando em conta seu caráter iônico e também o que já foi falado sobre sua abundância. A correlação positiva entre a concentração de cloretos e COD, e também entre a concentração de cloretos e alcalinidade, como demonstrado nas Figuras 22 e 24, implica na correlação positiva entre COD e alcalinidade, o que salienta o quanto a matéria orgânica contribui para o efeito tamponante do meio aquoso.

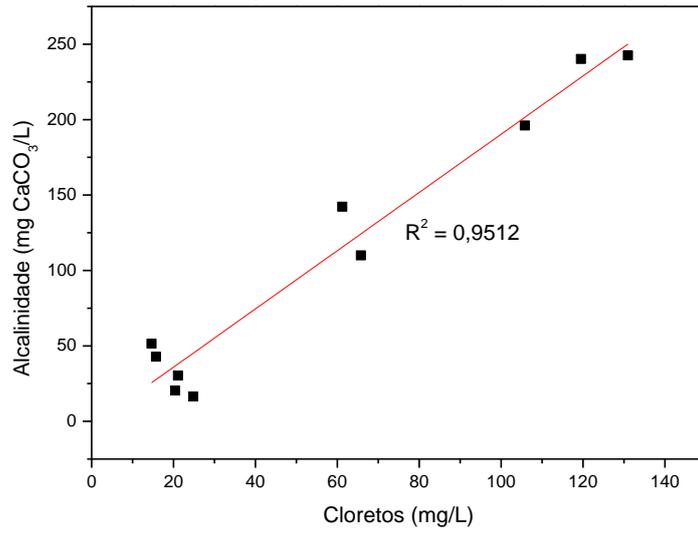


Figura 22 - Gráfico da alcalinidade em função da concentração de cloretos.

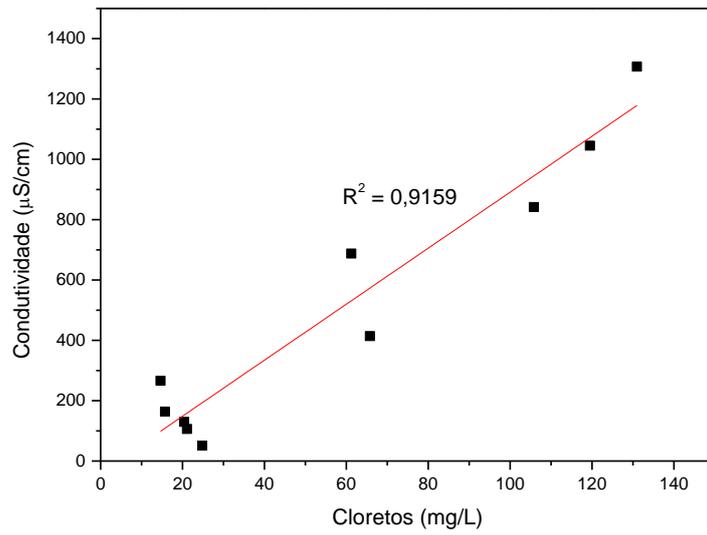


Figura 23 - Gráfico da condutividade em função da concentração de cloretos.

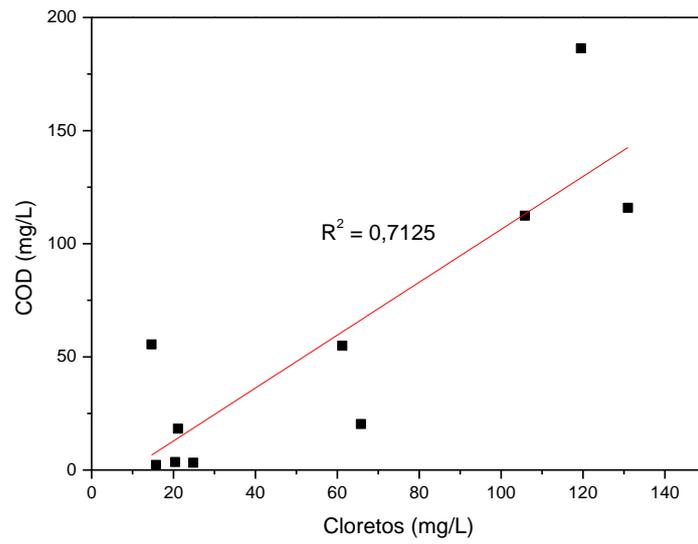


Figura 24 - Gráfico da concentração de carbono orgânico dissolvido em função da concentração de cloretos.

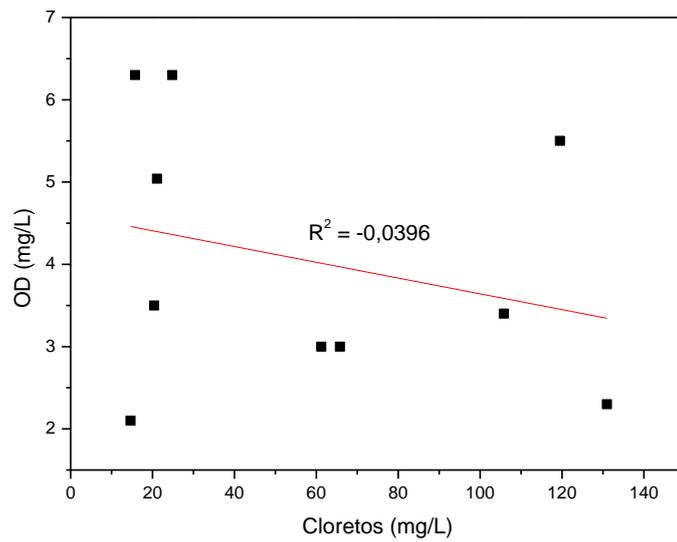


Figura 25 - Gráfico do oxigênio dissolvido em função da concentração de cloretos.

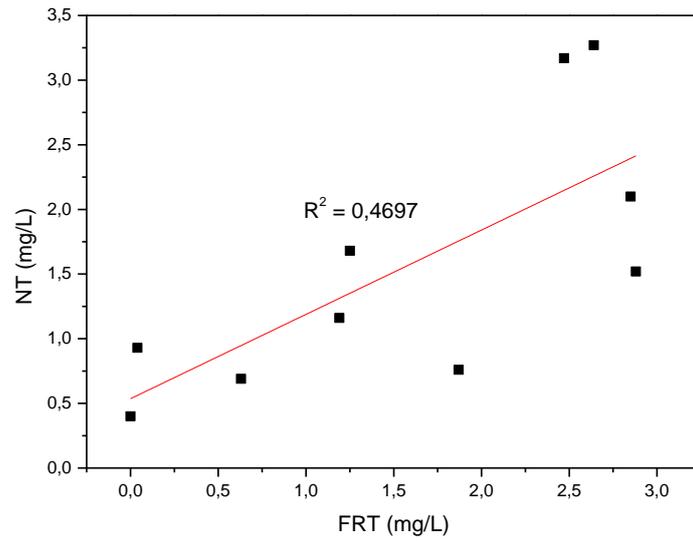


Figura 26 - Gráfico da concentração de nitrogênio total em função da concentração de fósforo reativo total.

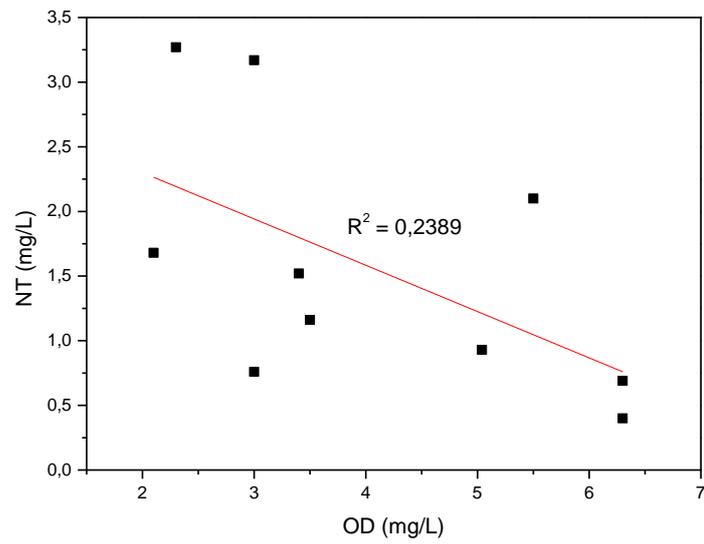


Figura 27 - Gráfico da concentração de nitrogênio total em função do oxigênio dissolvido.

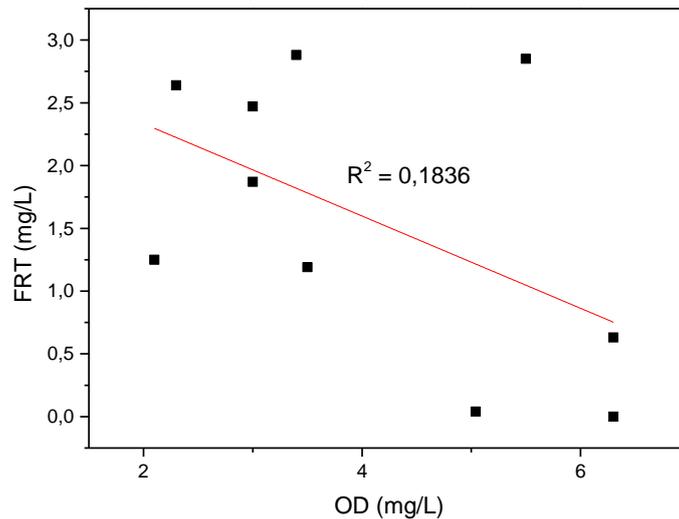


Figura 28 - Gráfico da concentração de fósforo reativo total em função do oxigênio dissolvido.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos revelam nítida influência antropogênica nos corpos de água examinados, sugerindo múltiplas fontes de contaminação. Valores atípicos de alcalinidade, cloreto, COD, FRT e OD foram os que mais se destacaram. Através de um número maior de amostras e da determinação de outros parâmetros como a vazão, concentração de metais e compostos orgânicos, etc., será possível realizar um estudo mais aprofundado e multivariado, e assim mais capaz de avaliar o impacto sofrido pela região. Um estudo mais amplo também poderá viabilizar a criação de um índice de qualidade da água específico para a região. A adição de unidades operacionais na ETE, assim como a otimização e o redimensionamento das já existentes constituem medidas que já começaram a ser adotadas nos últimos anos, apesar de vagarosamente, e são eficientes para mitigar o impacto dos corpos de água receptores, como mostrou Resende (2016). Porém é necessário conceber soluções de longo prazo, que naturalmente são limitadas pela capacidade de expansão máxima da ETE, visto o alto nível de urbanização do DAIA. Garantir que cada indústria reserve uma parcela de seus recursos territoriais e financeiros para a implantação de um sistema de pré-tratamento de qualidade de seus efluentes brutos e introduzir um sistema de reuso da água, tanto nas indústrias como em todo o DAIA, são formas de assegurar um desenvolvimento sustentável para a região e o seu entorno.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHUJA, S. **Monitoring Water Quality: Pollution Assessment, Analysis, and Remediation.** Elsevier, 2013.

APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association; WEF – Water Environment Federation. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20th ed. 1999.

BRATBY, J. **Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment.** 3rd ed. London: IWA Publishing, 2016.

BRITO, F. et al. Equilibria of chromate (VI) species in acid medium and ab initio studies of these species. **Polyhedron** Vol. 16, No. 21, pp. 3835-3846, 1997.

BOYD, C. E. **Water Quality: An Introduction.** 2nd ed. Springer International Publishing, 2015.

BUSS, D. F. et al. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. **Hydrobiologia** 481: p. 125–136, May 2002.

CASTRO, J. D. B.; OLIVEIRA, B.; SOUZA, C. A. F. **Estudo Sobre os Problemas Ambientais Causados pela Industrialização na Região Oeste de Anápolis / GO.** 2011.

CETESB; ANA – Agência Nacional De Águas. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos.** 2011.

CETESB – Companhia Ambiental Do Estado De São Paulo. **Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: Apêndice A: Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas e de Amostragem.** 2009.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **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 nº 053, p. 58-63.

ERICKSON, B. E. Bisphenol A Battle. **Chemical and engineering news**. 86 (46) p. 42-45. November, 2008.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **AQUASTAT Country Profile – Brazil**. Rome, Italy, 2015.

FERREIRA, S. F. et al. **Composição da entomofauna aquática no Córrego Abraão sob influência da Estação de Tratamento de Efluentes do DAIA (Distrito Agroindustrial de Anápolis), Anápolis-Goiás**. 2005.

GIORDANO, G.; SORERUS, V. **Efluentes industriais** – estudo de tratabilidade. 1 ed. Rio de Janeiro: Publit, 2015.

GREENWOOD, N. N.; EARNSHAW, A. **Chemistry of the Elements**. 2nd ed. Butterworth-Heinemann, 1997.

HAYNES, W. M., ed. **CRC Handbook of Chemistry and Physics**. 96th ed. Internet Version: CRC Press, 2016.

HUNT, D. T. E.; WILSON, A. L. **The Chemical Analysis of Water: General Principles and Techniques**. 2nd ed. London: Royal Society of Chemistry, 1986.

ISO - International Organization for Standardization. **ISO 5667-3: Water quality — Sampling — Part 3: Guidance on the preservation and handling of samples**. 2003.

ISO. **ISO 8655-6: Piston-operated volumetric apparatus — Part 6: Gravimetric methods for the determination of measurement error**. 2002.

JESUS, J. D. N. de et al. **Análise de variáveis limnológicas da Estação de Tratamento de esgotos do DAIA (Distrito Agroindustrial de Anápolis) Goiás, Brasil**. 2005.

HERLIHY A.T., Stoddard J.L. & Johnson C.B. (1998) The relationship between stream chemistry and watershed land cover data in the Mid-Atlantic region, U.S. **Water, Air, and Soil Pollution**, 105: p. 377-386. July, 1998.

LEHR, J. H.; KEELEY, J. **Water Encyclopedia**: Oceanography; Meteorology; Physics and Chemistry; Water Law; and Water History, Art, and Culture. New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 2005.

MARTINELLI, L. A. et al. Effects of Sewage on the Chemical Composition of Piracicaba River, Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution** (1999) 110: p. 67-79.

MATTSON M.D.; GODFREY P.J. (1994) Identification of road salt contamination using multiple regression and GIS. **Environmental Management**, 18: p. 767-773. September, 1994.

MEIA, J. et al. Atomic weights of the elements 2013. **Pure and Applied Chemistry**. 88(3): p. 265–291. December, 2015.

NOLLET, L. M. L., ed. **Handbook of Water Analysis**. 2nd ed. USA: CRC Press, 2007.

PATNAIK, P. **Handbook of Inorganic Chemicals**. USA.: McGraw-Hill Professional, 2002.

PROWSE, C. W. The impact of urbanization on major ion flux through catchments: a case study in southern England. **Water, Air, and Soil Pollution**, 32: p. 277-292. February, 1987.

QADRI, H, et al., ed. **Fresh Water Pollution Dynamics and Remediation**. Springer Singapore, 2019.

RESENDE, J. A. V. **Avaliação Do Projeto De Tratamento De Efluentes Industriais Do Distrito Agroindustrial De Anápolis, Goiás**. 2016.

SIVER P.A., et al. Historical Changes in Connecticut Lakes Over a 55-Year Period. **Journal of Environmental Quality**, 25: p. 334-345. March, 1996.

SPELLMAN, F. R. **Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations**. 3rd ed. USA: CRC Press, 2014.

SPERLING, M. von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª ed. Belo Horizonte, MG: Editora UFMG, 2005.

SPERLING, M. von. **Waste Stabilisation Ponds: Biological Wastewater Treatment Volume 3**. IWA Publishing, 2007.

SPERLING, M. von. **Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal: Biological Wastewater Treatment Series Volume 1.** IWA Publishing, 2007.

WANG, L. K.; HUNG, Y. T.; SHAMMAS, N. K. **Handbook of Industrial and Hazardous Wastes Treatment.** CRC Press, 2009.

WHO – World Health Organization. **Guidelines for drinking -water quality: Health criteria and other supporting information Vol. 2.** 2nd ed. Geneva, 1996.

ANEXO A – TABELAS DE PARÂMETROS MEDIDOS DE EFLUENTES INDUSTRIAIS

Tabela 5 – Características de efluente de uma típica indústria farmacêutica em Bombay (Wang, 2009).

Parâmetros	Faixa de concentração	Média
pH	5.5–9.2	7.2
DQO (mg/L)	1,200–7,000	2,500
SST (mg/L)	30–55	40
Alcalinidade total (CaCO ₃ mg/L)	70–1,500	750
Ácidos voláteis totais (mg/L)	70–2,000	750
NH ₄ ⁺ -N (mg/L)	80–500	200
PO ₄ ³ P (mg/L)	3.5–35	16
SO ₄ ² (mg/L)	100–700	300
Cloreto (mg/L)	500–1,200	900
Sulfeto (mg/L)	2–8	5
Cobalto (mg/L)	0–0.6	0.2
Potássio (mg/L)	5–25	18
Chumbo (mg/L)	0.05–0.9	0.35
Ferro (mg/L)	0.2–0.9	0.45
Zinco (mg/L)	0.05–0.15	0.09
Cromo (mg/L)	0.1–0.6	0.3
Mercúrio (mg/L)	0.15–0.50	0.25
Cobre (mg/L)	0–0.10	0.1
Cádmio (mg/L)	0.07–0.25	0.10
Sódio (mg/L)	200–3,000	2,000
Manganês (mg/L)	0.1–0.4	0.2
Silício (mg/L)	5–50	25
Magnésio (mg/L)	5–60	40
Estanho (mg/L)	0.1–1.5	0.6
Alumínio (mg/L)	0.05–0.20	0.10
Bário (mg/L)	0.1–0.3	0.16
Arsênio (mg/L)	0.1–0.5	0.25
Bismuto (mg/L)	0.09–0.3	0.15
Antimônio (mg/L)	0.50–3.0	1.4
Selênio (mg/L)	0.1–0.95	0.38

Tabela 6 – Compostos orgânicos tóxicos em efluentes de indústria de acabamento de metal (Wang, 2009).

Acenafteno	4-Clorofenil fenil éter	Fluoreno
Acroleína	4-Bromofenil fenil éter	Fenantreno
Acrilonitrila	bis (2-Cloroisopropil) éter	1,2,5,6-Dibenzantraceno
Benzeno	bis (2-Cloroetoxi) metano	Indeno(1,2,3-cd) pireno
Benzidina	Cloreto de Metileno	2,3-Fenileno pireno
Tetracloroeto de carbono	Cloreto de metila	Pireno
Clorobenzeno	Brometo de metila	Tetracloroetileno
1,2,4-Triclorobenzeno	Bromofórmio	Tolueno
Hexaclorobenzeno	Diclorobromometano	Tricloroetileno
1,2-Dicloroetano	Clorodibromometano	Cloreto de vinila
1,1,1-Tricloroetano	Hexaclorobutadieno	Aldrina
Hexacloroetano	Hexaclorociclopentadieno	Dieldrina
1,1-Dicloroetano	Isoforona	Clordano
1,1,2-Tricloroetano	Naftaleno	4,4-DDT
1,1,2,2-Tetracloroetano	Nitrobenzeno	4,4-DDE (p,p-DDX)
Cloroetano	2-Nitrofenol	4,4-DDD (p,p-TDE)
bis (2-Cloroetil) éter	4-Nitrofenol	Alfa-endosulfan
2-Cloroetil vinil éter	2,4-Dinitrofenol	Beta-endosulfan
2-Cloronaftaleno	4,6-Dinitro-o-cresol	Sulfato de endosulfan
2,4,6-Triclorofenol	N-nitrosodimetilamina	Endrin
Paraclorometa cresol	N-nitrosodifenilamina	Aldeído de endrin
Clorofórmio	N-nitrosodi-n-propilamina	Heptacloro
2-Clorofenol	Pentaclorofenol	epóxido de heptacloro
1,2-Diclorobenzeno	Fenol	(HCH-hexacloro-ciclohexano)
1,3-Diclorobenzeno	bis (2-Etilhexil) ftalato	Alfa-HCH
1,4-Diclorobenzeno	Butil benzil ftalato	Beta-HCH
3,3-Diclorobenzidina	Di-n-butil ftalato	Gama-HCH
1,1-Dicloroetileno	Di-n-octil ftalato	Delta-HCH
1,2-trans-Dicloroetileno	Dietil ftalato	(PCB-Bifenilos policlorados)
2,4-Diclorofenol	Dimetil ftalato	PCB-1242 (Aroclor 1242)
1,2-Dicloropropano	1,2-Benzantraceno	PCB-1254 (Aroclor 1254)
1,3-Dicloropropileno	Benzo(a)pireno	PCB-1221 (Aroclor 1221)
2,4-Dimetilfenol	3,4-Benzofluoranteno	PCB-1232 (Aroclor 1232)
2,4-Dinitrotolueno	11,12-Benzofluoranteno	PCB-1248 (Aroclor 1248)
2,6-Dinitrotolueno	Criseno	PCB-1260 (Aroclor 1260)
1,2-Difenilidrazina	Acenaftileno	PCB-1016 (Aroclor 1016)
Etilbenzeno	Antraceno	Toxafeno
Fluoranteno	1,12-Benzoperileno	2,3,7,8-Tetraclorodibenzo-p-dioxina

Tabela 7 – Concentração de elementos selecionados em efluentes de diferentes indústrias de laticínios (Wang, 2009).

Industria	P Total (mg/L)	PO ₄ -P (mg/L)	TKN (mg/L)	NH ₄ -N (mg/L)	Na ⁺ (mg/L)	K ⁺ (mg/L)	Ca ²⁺ (mg/L)	Mg ²⁺ (mg/L)
Queijo								
14 Queijo/planta de lacto-soro	29–181	6–35	14–140	1–34	263–1265	8.6–155.5	1.4–58.5	6.5–46.3
Queijo/planta de lacto-soro	0.2–48.0	0.2–7.9	13–172	0.7–28.5	–	–	–	–
Fábrica de Queijo	45	–	102	–	550	140	30	35
Queijo/planta de produto de caseína	85	–	140	–	410	125	70	12
Queijo/ planta de produto de caseína	100	–	200	–	380	160	95	14
Leite								
Leite/planta de engarrafamento de nata	–	20–50	50–60	–	170–200	35–40	35–40	5–8
Manteiga/leite em pó								
Manteiga/planta de leite em pó	35	–	70	–	560	13	8	1
Manteiga/plante de queijo Comté	50	–	66	–	–	–	–	–
Lacto-soro								
Efluente de lacto-soro	640	–	1400	–	430	1500	1250	100
Soro de queijo cru	379	327	1462	64.3	–	–	–	–

Tabela 8 – Concentrações máximas e mínimas em efluentes de indústria de azeite de acordo com a tecnologia aplicada (Wang, 2009).

Parâmetros	Centrífuga	Prensas tradicionais
pH	4.55–5.89	4.73–5.73
Matéria seca (g/L)	9.5–161.2	15.5–266
Peso específico	1.007–1.046	1.02–1.09
Óleo (g/L)	0.41–29.8	0.12–11.5
Açúcares redutores (g/L)	1.6–34.7	9.7–67.1
Polifenóis totais (g/L)	0.4–7.1	1.4–14.3
O-difenóis (g/L)	0.3–6	0.9–13.3
Hidroxitiroso(mg/L)	43–426	71–937
Cinzas (g/L)	0.4–12.5	4–42.6
DQO (g/L)	15.2–199.2	42.1–389.5
Nitrogênio orgânico (mg/L)	140–966	154–1106
Fósforo total (mg/L)	42–495	157–915
Sódio (mg/L)	18–124	38–285
Potássio (mg/L)	630–2500	1500–5000
Cálcio (mg/L)	47–200	58–408
Magnésio (mg/L)	60–180	90–337
Ferro (mg/L)	8.8–31.5	16.4–86.4
Cobre (mg/L)	1.16–3.42	1.10–4.75
Zinco (mg/L)	1.42–4.48	1.6–6.50
Manganês (mg/L)	0.87–5.20	2.16–8.90
Níquel (mg/L)	0.29–1.44	0.44–1.58
Cobalto (mg/L)	0.12–0.48	0.18–0.96
Chumbo (mg/L)	0.35–0.72	0.40–1.85

Tabela 9 – Características de efluentes de indústria de refrigerantes (Wang, 2009).

Parâmetro	Valor (mg/L)
DQO	1200–8000
DBO ₅	600–4500
Alcalinidade	1000–3500
SST	0–60
SSV	0–50
NH ₃ -N	150–300
PO ₄ -P	20–40
SO ₄	7–20
K	20–70
Fe	10–20
Na	1500–2500
Ni	1.2–2.5
Mo	3–8
Zn	1–5
Co	3–8