



BÁRBARA CHAVES AGUIAR BARBOSA

**DETERIORAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS URBANAS: ESTUDO DE
CASO NO RIO COCÓ NO TRECHO QUE CIRCUNDA O LIXÃO DO
JANGURUSSU**

FORTALEZA - CEARÁ

2012



BÁRBARA CHAVES AGUIAR BARBOSA

**DETERIORAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS URBANAS: ESTUDO DE CASO
NO RIO COCÓ NO TRECHO QUE CIRCUNDA O LIXÃO DO JANGURUSSU**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, como requisito para obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. GLÓRIA MARIA MARINHO SILVA
Co – Orientadora: Prof^ª. Dr^ª KELLY DE ARAÚJO RODRIGUES PESSOA

FORTALEZA - CEARÁ

2012

Catálogo na fonte: Islânia Fernandes Araújo (CRB 3 – nº 917).

B238d Barbosa, Bárbara Chaves Aguiar.

Deterioração da qualidade das águas urbanas: estudo de caso no Rio Cocó no trecho que circunda o lixão do Jangurussu. / Bárbara Chaves Aguiar Barbosa. - Fortaleza: IFCE, 2012.
104 f.

Dissertação (Tecnologia e Gestão Ambiental).
Orientadora: Profª. Drª. Glória Maria Marinho Silva

1. GESTÃO AMBIENTAL - DISSERTAÇÃO. 2. RIO COCÓ (FORTALEZA-CE) – QUALIDADE DA ÁGUA. 3. RIO COCÓ - POLUIÇÃO. 4. LIXÃO DO JANGURUSSU (FORTALEZA-CE) – CONTAMINAÇÃO DO RIO COCÓ. I. Título.

CDD 628.161

BÁRBARA CHAVES AGUIAR BARBOSA

**DETERIORAÇÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS URBANAS: ESTUDO DE CASO
NO RIO COCÓ NO TRECHO QUE CIRCUNDA O LIXÃO DO JANGURUSSU**

Dissertação submetida à Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará como requisito para a obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental.

Aprovada em ____/____/____

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Glória Maria Marinho Silva (Orientadora)

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE

Prof^a. Dr^a. Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE

Profa. Dr^a. Marisete Dantas de Aquino

Universidade Federal do Ceará – UFC

Dedico este trabalho aos meus amados pais, Neuma e Ivan.

“Ainda que eu atravessasse o vale escuro,
nada temerei, pois estais comigo. Vosso
bordão e vosso báculo são o meu
amparo.” Salmo 22:4.

AGRADECIMENTOS

A Deus.

Aos amados irmãos, Karoline e Ítalo, que sempre, sempre, me apoiaram e incentivaram na carreira acadêmica, além de serem os melhores irmãos que alguém poderia ter.

Aos precursores desta jornada, mãe e pai, que sempre me amaram e deram base para que eu pudesse crescer, no amplo sentido que essa palavra possui.

A professora Glória, pela orientação, atenção, dedicação, empenho e por acreditar em mim. Pelas oportunidades e pelo carinho, pelo exemplo de mulher que é forte, e guerreira.

A professora Kelly, por ser meu principal exemplo profissional, e primeiro, além de me proporcionar bons momentos de amizade e respeito. Por todos os puxões de orelha e pelos conselhos sempre tão pertinentes.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pela concessão da bolsa de estudos e apoio financeiro através do processo 577054/2008-2.

Ao Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará pela formação no curso de mestrado.

A professora Marisete Dantas, pela participação na banca examinadora com considerações pertinentes e prontamente atendidas.

Aos companheiros do LATAM, pelo conhecimento dividido, em especial ao Marcus, amigo, companheiro e professor de todas as horas.

As queridas amigas, Camila, Juliane e Michelle, pelo amor de sempre.

Ao amado Danilo, por todos os bons momentos proporcionados, e pela ajuda em muitas discussões proveitosas.

Aos meus pequenos, Matheus e Ana, por me incentivarem a ser uma pessoa melhor.

RESUMO

A qualidade das águas dos mananciais urbanos vem sendo deteriorada cotidianamente, seja por lançamentos clandestinos de esgotos domésticos ou industriais, seja pela contaminação através do despejo de resíduos sólidos dispostos de maneira inadequada. Este último tipo de contaminação é característico dos estados nordestinos do Brasil, fator agravado pela localização dos lixões, a proximidades dos recursos hídricos. Com base nessa perspectiva, o presente estudo se desenvolveu, objetivando avaliar a qualidade das águas do rio Cocó, maior rio de Fortaleza – CE, e que circunda o lixão do Jangurussu, desativado há 14 anos, mas que ainda representa prejuízo à saúde do homem e do ambiente. A avaliação da qualidade da água foi feita pelos instrumentos de Índice de Estado Trófico – IET, e Índice de Qualidade de Água – IQA, compostos por análises físicas, químicas e biológicas (potencial hidrogeniônico, demanda química de oxigênio; demanda bioquímica de oxigênio; nitrato; nitrito; amônia; ortofosfato; fósforo total; condutividade; coliformes termotolerante; turbidez e oxigênio dissolvido). Em adição, foram realizadas análises de metais, com intuito de verificar a contaminação advinda do percolado do lixão. Os resultados médios obtidos no período de chuvas para P1, P2, P3, P4, P5 e P6, respectivamente, foram: demanda bioquímica de oxigênio – 24, 23, 19, 17, 27, 27 mg.L⁻¹; oxigênio dissolvido – 3,3, 2,5, 2,8, 2,7, 3,1, 2,6 mg.L⁻¹; potencial hidrogeniônico – 7,1, 7,4, 7, 7,1, 7,2, 7,2; amônia – 36, 33, 36, 34, 39, 36 mg.L⁻¹; nitrito – 0,5, 0,5, 0,5, 0,5, 0,6, 0,5 mg.L⁻¹; nitrato – 0,1 mg.L⁻¹ em todos os pontos; condutividade elétrica – 0,9, 1, 0,9, 0,9, 0,9, 0,9 mS; turbidez – 21, 29, 27, 28, 30, 28 UT; fósforo total – 17, 17, 14,5, 14,7, 14,5, 15 mg.L⁻¹ e ortofosfato – 4,4, 4, 4, 4, 4, 4 mg.L⁻¹; para o Índice de Estado Trófico os valores foram 69, 68, 70, 70, 70 e 70. No período sem precipitações os valores observados foram: oxigênio dissolvido – 1,8, 1,2, 2,2, 2,2, 1,7, 1,6 mg.L⁻¹; potencial hidrogeniônico – 7,3, 7,3, 7,3, 7,3, 7,4, 7,5; amônia – 54, 64, 65, 60, 72, 54 mg.L⁻¹; nitrito – 0,5, 0,5, 0,5, 0,5, 0,6, 0,5 mg.L⁻¹; nitrato – 0,1 mg.L⁻¹; condutividade elétrica – 0,8 mS em todos os pontos; turbidez – 20, 19, 19, 19, 21, 23 UT; fósforo total – 16, 15, 15,5, 15, 17, 17,5 mg.L⁻¹ e ortofosfato – 5,2, 5,4, 5, 5, 4,5, 5 mg.L⁻¹; e 68, 68, 70, 69, 69 e 70 para o Índice de Estado Trófico. Não foram realizadas análises de demanda bioquímica de oxigênio no período seco. Quanto aos metais, os valores obtidos encontraram-se constantes durante o monitoramento, e as médias observadas em ppm, foram: cromo variou de 0,2 a 4,4 no P1, 0,03 a 4,52 no P2, 0,2 a 4,47 no P3, 0,03 a 4,43 no P4, 0,02 a 4,41 no P5 e 0,04 a 4,41 no P6. O Chumbo variou de 0 a 2,1 no P1, 0 a 2,3 no P2, 0 a 2,0 no P3, 0 a 2,1 no P4, 0 a 2 no P5 e 0 a 2,3 no P6. O zinco variou de 0 a 6,22 no P1, 0 a 5,7 no P2, 0 a 1,19 no P3, 0 a 0,73 no P4, 0 a 0,98 no P5 e 0 a 4,19 no P6. O cobre teve variação de 0 a 0,23 no P1, 0 a 4,51 no P2, 0 a 0,22 no P3, 0 a 0,21 no P4, 0 a 0,22 no P5 e 0 a 0,22 no P6, e o ferro apresentou variação de 0,82 a 1,89 no P1, 1,02 a 2,27 no P2, 1,3 a 2,18 no P3, 0,81 a 2,22 no P4, 0,86 a 2,15 no P5 e 1,02 a 3,25 no P6. O IQA também revelou que o rio Cocó está com características de elevada poluição. É necessário apontar que a poluição no rio pode estar associada ao chorume advindo do lixão do Jangurussu, e também do lançamento de esgotos domésticos e industriais da comunidade circunvizinha ao local.

Palavras-chave: Jangurussu, IET, IQA, qualidade de água, rio Cocó.

ABSTRACT

The water quality of urban watersheds has been deteriorating daily, either through illegal releases or industrial wastewater, either by contamination through the dumping of solid waste disposed of improperly. The latter type of contamination is characteristic of the northeastern states of Brazil, a factor compounded by the location of the dumps, the nearby water resources. Based on this perspective, this study was developed to evaluate the water quality of the Coco River, the largest river of Fortaleza - CE, and surrounding the landfill's Jangurussu, disabled 14 years ago, but it still represents damage to human health and the environment. The assessment of water quality was made by instruments Trophic State Index - IET, and Water Quality Index - AQI, composed of physical, chemical and biological weapons (hydrogen potential, chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand, nitrate, nitrite, ammonia, orthophosphate, total phosphorus, conductivity, thermotolerant coliform, turbidity and dissolved oxygen). In addition, analyzes were made of metals, in order to verify the contamination originating from the landfill leachate. The average results obtained during the rainy season for P1, P2, P3, P4, P5 and P6, respectively, were: biochemical oxygen demand - 24, 23, 19, 17, 27, 27 mg.L⁻¹, dissolved oxygen - 3.3, 2.5, 2.8, 2.7, 3.1, 2.6 mg.L⁻¹; hydrogen potential - 7.1, 7.4, 7, 7.1, 7.2, 7.2; ammonia - 36, 33, 36, 34, 39, 36 mg.L⁻¹, nitrite - 0.5, 0.5, 0.5, 0.5, 0.6, 0.5 mg.L⁻¹; nitrate - 0.1 mg.L⁻¹ at all points, electrical conductivity - 0.9, 1, 0.9, 0.9, 0.9, 0.9 mS, turbidity - 21, 29, 27, 28, 30, 28 UT, phosphorus - 17, 17, 14.5, 14.7, 14.5, 15 mg.L⁻¹ and orthophosphate - 4.4, 4, 4, 4, 4, 4 mg.L⁻¹; to the Trophic State Index values were 69, 68, 70, 70, 70 e 70. In the period without precipitation, the values were: dissolved oxygen - 1.8, 1.2, 2.2, 2.2, 1.7, 1.6 mg.L⁻¹; hydrogen potential - 7.3, 7, 3, 7.3, 7.3, 7.4, 7.5, ammonia - 54, 64, 65, 60, 72, 54 mg.L⁻¹, nitrite - 0.5, 0.5, 0.5, 0.5, 0.6, 0.5 mg.L⁻¹; nitrate - 0.1 mg.L⁻¹; electrical conductivity - 0.8 mS at all points; turbidity - 20, 19, 19, 19, 21, 23 UT, phosphorus - 16, 15, 15.5, 15, 17, 17.5 mg.L⁻¹ and orthophosphate - 5.2, 5.4, 5, 5, 4.5, 5 mg.L⁻¹, and 68, 68, 70, 69, 69 to e 70 Trophic State Index. No analyzes of biochemical oxygen demand in the dry season. As for metals, the values were found during the constant monitoring, and the observed averages in ppm, were: chromium ranged from 0.2 to 4.4 in P1, P2 in 0.03 to 4.52, 0.2 to 4.47 at P3, P4 at 0.03 to 4.43, 0.02 to 4.41 in P5 and in P6 0.04 to 4.41. The lead varied from 0 to 2.1 in the P1, 0 to 2.3 in P2, P3 in the 0 to 2.0, 0 to 2.1 in P4, 0-2 in P5 and in P6 0 to 2.3. Zinc varied from 0 to 6.22 in the P1, P2 in the 0 to 5.7, 0 to 1.19 in P3, 0 to 0.73 in P4, P5 at from 0 to 0.98, and 0 to 4.19 in P6. Copper was ranging from 0 to 0.23 at P1, 0 to 4.51 in P2, 0 to 0.22 in P3, P4 in 0 to 0.21, 0 to 0.22 in P5 and 0 to 0.22 in P6, and iron showed variation from 0.82 to 1.89 in P1, P2 in 1.02 to 2.27, 1.3 to 2.18 in P3, P4 in 0.81 to 2.22, 0, 86 to 2.15 in P5 and in P6 1.02 to 3.25. The IQA also revealed that the river is Coco with characteristics of high pollution. It is necessary to point out that pollution in the river may be associated with the landfill leachate coming from the Jangurussu, and also the release of domestic sewage and industrial community surrounding the site.

Keywords: Jangurussu, IET, IQA, quality of water, river Cocó.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Processos ocorridos devido à urbanização não planejada, desordenada.	6
Figura 2 - Destinação final dos resíduos sólidos urbanos em 2009 e 2010.	11
Figura 3 – Moradias sobre o lixão do Jangurussu, as margens do rio Cocó.	13
Figura 4 – Vista lateral do Lixão do Jangurussu.	14
Figura 5 – Bacia Metropolitana de Fortaleza, com destaque para bacia Cocó - Coaçu.	15
Figura 6 – Parque Ecológico Adahil Barreto.	18
Figura 7 - Percentuais de municípios com rede de coleta e tratamento de esgoto em todos os distritos, segundo as Grandes Regiões – 2008.	20
Figura 8 - Ciclo do carbono, nitrogênio e enxofre na decomposição aeróbia.	24
Figura 9- Fatores que afetam a interação OD-DBO.	27
Figura 10- Representação esquemática dos efeitos de um efluente orgânico sobre um rio.	33
Figura 11 – Delimitação geográfica de Fortaleza.	34
Figura 12 – Localização do Lixão do Jangurussu..	35
Figura 13 – Vista do Ponto 1 de coleta no rio Cocó, localizado em cima da ponte da Av. Presidente Costa e Silva.	36
Figura 14 – Vista do Ponto 2 de coleta no rio Cocó, primeiro ponto paralelo à comunidade que reside nas imediações do lixão.	37
Figura 15 – Vista dos Pontos 3 e 4 de coleta no rio Cocó, os quais estão em paralelo com o lixão.	37
Figura 16 – Vista do Ponto 5 de coleta no rio Cocó, localizado no final do lixão.	38
Figura 17 – Vista do Ponto 6 de coleta no rio Cocó, localizado na ponte da avenida Pompílio Gomes.	38
Figura 18 - Coleta e armazenamento nos reservatórios de polietileno.	40
Figura 19 – Variação do pH nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.	44
Figura 20 – Variação da condutividade nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.	45
Figura 21 – Lançamento clandestino de resíduos na base do lixão do Jangurussu.	46
Figura 22 – Despejo de empresa de gesso na base do lixão.	47
Figura 23 – Variação da turbidez nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.	47
Figura 24 – Variação de oxigênio dissolvido nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.	49
Figura 25 - Variação da DBO nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.	50

Figura 26 – Lançamento de esgoto por galeria pluvial no Ponto 1	51
Figura 27 – Variação da amônia nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.	53
Figura 28 - Variação do nitrito nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.	54
Figura 29 - Variação do nitrato nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.	55
Figura 30 – Variação do fósforo total ao longo do período	56
Figura 31 – Variação do ortofosfato ao longo do período de amostragem.	58
Figura 32 – Variação do IET ao longo do período de amostragem.	62

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Fases do desenvolvimento das águas urbanas.	7
Tabela 2 - Tipo de destinação final de resíduos sólidos nas regiões do Brasil	12
Tabela 3 – Dados de abastecimento de água e esgoto em Fortaleza e no Ceará.	20
Tabela 4 - Principais processos edáficos relacionados à qualidade da água.	21
Tabela 5 – Coordenadas UTM e Geográficas dos pontos de amostragem do rio Cocó	36
Tabela 6 – Precipitações no litoral de Fortaleza no período das coletas.	39
Tabela 7 - Variáveis monitoradas durante o desenvolvimento da pesquisa.	40
Tabela 8 – Índice de qualidade da água estabelecido no guia da Rede das águas.	41
Tabela 9 - Classe de estado trófico e suas características principais.	42
Tabela 10 – Relação entre DQO e DBO nos pontos de coleta feita com valores do período seco.	51
Tabela 11- Variação da concentração de CTT nos diferentes pontos do rio Cocó.	59
Tabela 12 - Variação das concentrações dos metais pesados para os pontos de coleta.	60
Tabela 13 – Pontuação média dos parâmetros realizados no rio Cocó, segundo a ficha de avaliação da Rede das Águas.	63

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

CAGECE – Companhia de Águas e Esgoto do Ceará

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo

CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

COGERH – Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO - Demanda Química de Oxigênio

EMLURB – Empresa Municipal de Limpeza e Urbanização

FLED - faixas litorâneas de escoamento difuso

FUNCEME – Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos do Ceará

IAP – Instituto Ambiental do Paraná

IB – Índice de Balneabilidade

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IET – Índice de Estado Trófico

IFCE – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará

IPECE – Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará

IQA - Índice de Qualidade das Águas

LATAM - Laboratório de Tecnologia Ambiental

Mton – Milhões de toneladas

N – Nitrogênio

OD – Oxigênio Dissolvido

P – Fósforo

PERH – Plano Estadual dos Recursos Hídricos

pH - potencial hidrogeniônico

PT – Fósforo total

RCD – Resíduos sólidos de demolição e construção

RMF - Região Metropolitana de Fortaleza

RSI – Resíduos sólidos industriais

RSS – Resíduos sólidos de saúde

RSU – Resíduos sólidos urbanos

SANEAR – Programa de Saneamento Básico Ceará

SEMACE – Superintendência Estadual do Meio Ambiente do Ceará

SER - Secretaria Executiva Regional

SRH – Secretaria de Recursos Hídricos

UNT – Unidade Nefelométrica de Turbidez

USEPA – Agência Americana de Proteção Ambiental

UTM – Universal Transverso de Mercator

SUMÁRIO

RESUMO	viii
ABSTRACT	ix
LISTA DE FIGURAS	x
LISTA DE TABELAS	xii
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	4
2.1. Geral.....	4
2.2. Específicos.....	4
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1. Resíduos Sólidos: Terminologias e Geração.....	7
3.2. Rio Cocó: Cenário de Impactos Antrópicos Negativos em Fortaleza.....	15
3.2.1. A bacia hidrográfica do rio Cocó	15
3.2.2. Rio Cocó no trecho de Fortaleza	16
3.3. Qualidade de Águas: Parâmetros de Avaliação.....	21
3.4. Qualidade de Águas: Índices	28
3.5. Trabalhos na Área de Poluição/Contaminação de Mananciais.....	28
3.6. Poluição em Ambientes Lóticos: Rios.....	30
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	34
4.1. Área de Estudo.....	34
4.2. Aspectos Metodológicos para Caracterização da Qualidade da Água.....	35
4.2.1. Pontos de coleta	35
4.2.2. Logística e preservação das amostras.....	38
4.3. Análises Realizadas.....	40
4.4. Teste Estatístico.....	41
4.5. Índice de Qualidade de Água – IQA.....	41
4.6. Determinação do Índice de Estado Trófico – IET.....	42
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	43
5.1. Análises Físicas, Químicas e Biológicas	43
5.1.2. Análises microbiológicas	58
5.1.3. Metais.....	59
5.2. Índice de Estado Trófico – IET	61
5.3. Índice de Qualidade de Águas – IQA	62

6. CONCLUSÕES	64
7. RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	65
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66
ANEXOS	83
ANEXO 1 – GUIA DE AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	84
ANEXO 2 – GUIA DE AVALIAÇÃO APLICADO NO RIO COCÓ.	87

1. INTRODUÇÃO

A contemporaneidade trouxe consequências da ação desenfreada do homem sobre a natureza. Em especial, a poluição dos corpos hídricos se apresenta como um dos principais problemas, devendo-se isso à extrema dependência do homem em relação à água. Sem água a vida não é possível (MINELLA, 2005).

São várias as fontes de poluição nos mananciais do mundo inteiro. Muda-se o país, mas o tipo de poluição não, apenas acentua-se ou diminui. Dentre elas, pode-se citar despejos domésticos, industriais, farmacêuticos, da agricultura, da pecuária, inúmeros lançamentos contendo substâncias alóctones nos rios, lagos, lagoas e nos mares. Ainda tem-se a acentuação do problema com a entrada de resíduos sólidos das mais diversas fontes (desde resíduos urbanos, passando pelos hospitalares, e chegando aos radioativos) nesses recursos (CLARKE e KING, 2005).

É perceptível como os problemas ambientais se correlacionam. Associada à poluição dos mananciais, a contaminação do meio ambiente pela disposição inadequada dos resíduos sólidos tem acentuado a gravidade do problema. O fenômeno da urbanização e o acentuado consumismo da sociedade do século XXI são bases para geração de quantidades cada vez maiores de escórias da produção. É a chamada “era dos descartáveis” (MAGERA, 2005).

E, se a disposição não é controlada, os danos são ainda maiores, como no caso dos lixões a céu aberto ou chamados de aterros controlados, localizados próximos a corpos hídricos, os quais recebem o percolado advindo dos lixões e podem ter suas águas contaminadas.

Os corpos hídricos têm capacidade natural de diluir e assimilar cargas orgânicas advindas de processos naturais mediante processos físicos, químicos e biológicos. Tal assimilação é conhecida como autodepuração, processo em que o manancial consegue decompor a carga de compostos submetida seja de fonte alóctone ou autóctone. Entretanto, essa capacidade é limitada, podendo ocorrer situações de contaminação e poluição, de difícil regressão quando a carga poluidora lançada for acima da capacidade de depuração do corpo hídrico (BARTH, 1987), situação observada geralmente nos recursos hídricos das grandes cidades, especialmente naquelas em que a estrutura de saneamento básico não é preparada para o número de indivíduos que ali habitam.

É nesse contexto que as águas urbanas estão mais poluídas quando comparadas às águas em ambientes rurais, sem a presença acentuada de conglomerados urbanos.

As cidades do nordeste são as mais prejudicadas com a disposição inadequada dos resíduos sólidos. A Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2009) constatou que cerca de 60% dos resíduos das cidades nordestinas tem destinação final inadequada (lixões e aterros controlados), o que aumenta a probabilidade de contaminação nessas cidades.

Várias pesquisas têm sido desenvolvidas para avaliar a contaminação dos mananciais pela proximidade com os lixões e aterros controlados (TSUTIYA, 2006). O principal instrumento utilizado para tais avaliações é a análise da qualidade das águas, por meio de parâmetros físicos, químicos e biológicos, os quais indicam o grau de poluição da água em estudo (ANA, 2011). Embasado nessa preocupação, o presente estudo identificou que Fortaleza não se apresenta de maneira distinta das demais cidades que não controlam a destinação de seus resíduos. A capital cearense dispõe de apenas um aterro sanitário, cuja capacidade máxima de operação está prevista para acabar no final do ano de 2012.

O lugar anterior a esse aterro era conhecido como lixão do Jangurussu, nome do bairro no qual está instalado. Inicialmente designado aterro, o lixão do Jangurussu recebeu por mais de quatorze anos, milhares de toneladas de resíduos advindos de Fortaleza e de sua região metropolitana. Um dos maiores prejuízos causado ao ambiente por esse lixão foi a contaminação das águas do Rio Cocó, o qual passa a 50 metros do local onde a montanha de lixo se concentrou durante todo seu tempo de vida útil (SANTOS, 2007, OLIVEIRA, 1997). Outros prejuízos podem ser citados, tais como poluição do ar nos arredores do lixão (provocado pela poeira causada na entrada e saída dos caminhões que levavam os resíduos), problemas de saúde dos catadores de lixo, tendo em vista que essas pessoas não utilizam nenhum tipo de equipamento de proteção individual e que muitas crianças também realizam a catação, contaminação do solo, através do chorume gerado pelo lixiviado advindo da degradação dos resíduos; contaminação dos poços, os quais serviam água para a comunidade, além da proliferação de insetos, ratos e baratas, prejuízos que perpassam a esfera ambiental, social e econômica.

Atualmente o lixão está desativado, embora ainda possam ser vistos lançamentos clandestinos de materiais dos mais diversos tipos de empresas, as quais não pagam coleta particular (como preconiza a Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei 12.305/2010 – BRASIL, 2010), fato este que deixa a desativação apenas de forma parcial.

Este estudo, tendo em vista tal situação, e a falta de pesquisas recentes que pudessem avaliar a influência do lixão sob o rio Cocó, se propôs a monitorar análises físicas, químicas e biológicas, das águas do referido rio que circundam o lixão do Jangurussu.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar a qualidade de água no trecho do Rio Cocó que circunda o Lixão do Jangurussu.

2.2 Específicos

- Realizar análises físicas e químicas da água do rio Cocó no trecho que circunda o lixão do Jangurussu;
- Aplicar o Índice de qualidade de água – IQA e de estado trófico - IET;
- Verificar a presença de metais pesados na água do rio Cocó;
- Avaliar a influência das precipitações sob os parâmetros de monitoramento da água do rio Cocó.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

O processo de urbanização moderno ocorrido inicialmente nos países da Europa trouxe inúmeros problemas para a relação homem *versus* natureza (CARRIÓN, 1986). A intensificação dos aspectos negativos do processo de urbanização só ocorreu a partir da segunda metade do século XIX, com o incremento dos processos advindos da Revolução Industrial (MATTOS, 2002).

A urbanização tem como consequência o adensamento populacional, maior demanda por serviços públicos, água, recursos naturais e maior geração de resíduos sólidos, como pode ser visualizado no fluxograma representado na Figura 1. É nesse contexto que um bem imprescindível à manutenção da vida, a água, torna-se alvo da degradação no ambiente urbano (TUCCI, 2008).

De acordo com Tucci (2008), os principais problemas relacionados com a infraestrutura de água no ambiente urbano são:

- Falta de tratamento de esgoto: (maioria das cidades brasileiras) não possuem tratamento e lança os efluentes na rede de esgotamento pluvial, que escoam pelos rios urbanos;
- Ocupação do leito de inundação ribeirinha;
- Impermeabilização e canalização dos rios urbanos com aumento da vazão de cheia e sua frequência; aumento da carga de resíduos sólidos e da qualidade da água pluvial sobre os rios próximos das áreas urbanas;
- Deterioração da qualidade da água por falta de tratamento dos efluentes tem criado potenciais riscos ao abastecimento da população em vários cenários, e o mais crítico tem sido a ocupação das áreas de contribuição de reservatórios de abastecimento urbano que, eutrofizados, podem produzir riscos à saúde da população.

Tucci (2008) correlacionou o percurso histórico das águas consideradas urbanas em fases distintas: fase higienista, corretiva e a fase denominada desenvolvimento sustentável. Elas retratam o comportamento da sociedade no que tange a utilização das águas urbanas. A fase higienista, do início do século XX, é caracterizada pela preocupação em lançar longe da sociedade os resíduos produzidos, como forma de evitar proliferação de doenças.

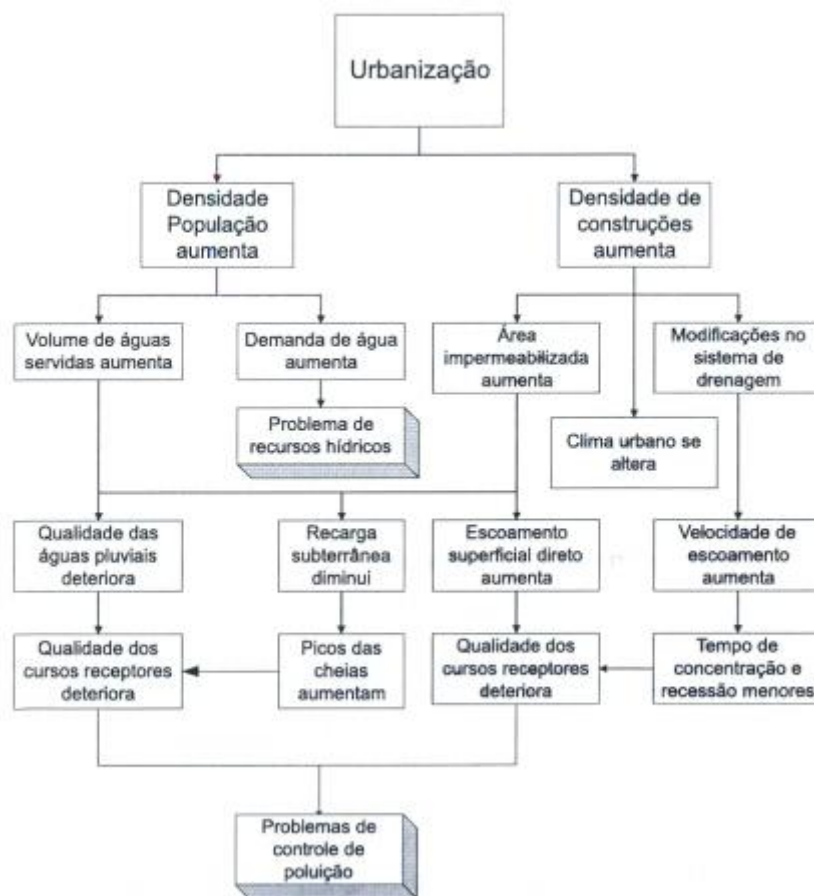


Figura 1 – Processos ocorridos devido à urbanização não planejada. Fonte: TUCCI, 2008.

Na fase corretiva, depois dos anos de 1970, mediante aprovação da Lei de água limpa, nos EUA, importância maior foi atribuída à preservação dos mananciais, com incentivo a tecnologias de tratamento de efluentes para que estes não causassem tantos problemas de cunho social e ambiental. Por fim, a fase denominada de desenvolvimento sustentável, iniciada na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento - ECO - 92 (no ano de 1992), buscou propor medidas que visassem diminuir os ainda altos níveis de poluição (TUCCI, 2008). Na Tabela 1 é apresentada, para melhor visualização, diferenciação das fases.

É necessário apontar que o Brasil ainda está na fase higienista, segundo Tundisi (2008) e Tucci (2008), pois, em outras palavras, o processo de gestão integrada do meio ambiente e o aperfeiçoamento que as tecnologias proporcionaram para a preservação do ambiente, não conduziram o Brasil para a conservação de suas águas urbanas.

Algumas causas para essa falta de conservação podem ser elencadas, como o entrave político nas questões relativas ao meio ambiente, a desvinculação do tema como problemática de cunho governamental e não só individual, falta de planejamento nos sistemas de saneamento básico, que além de não suprir toda a demanda brasileira, ainda não acompanham o ritmo de crescimento das cidades, dentre outros (CARRIÓN, 1986).

Tabela 1 – Fases do desenvolvimento das águas urbanas.

Fase	Características	Consequências
Pré-higienista: Até início do século XX	Esgoto em fossas ou na drenagem, sem coleta ou tratamento e água da fonte mais próxima, poço ou rio.	Doenças e epidemias, grande mortalidade e inundações.
Higienista: Antes de 1970	Transporte de esgoto distante das pessoas e canalização do escoamento.	Redução das doenças, mas rios contaminados, impactos nas fontes de água e inundações.
Corretiva: Entre 1970 e 1990	Tratamento de esgoto doméstico e industrial, amortecimento do escoamento.	Recuperação dos rios, restando poluição difusa, obras hidráulicas e impacto ambiental.
Desenvolvimento sustentável: Depois de 1990	Tratamento terciário e do escoamento pluvial, novos desenvolvimentos que preservam o sistema natural.	Conservação ambiental, redução das inundações e melhoria da qualidade de vida.

Fonte: TUCCI, 2008.

Ainda nessa perspectiva, Pascoalino *et al.* (2009) afirmaram que a distribuição populacional das áreas metropolitanas geralmente não segue a distribuição das infraestruturas habitacionais e de saneamento ofertadas, aumentando as vulnerabilidades socioambientais da cidade, fatores que potencializaram a pressão urbana exercida sobre os recursos hídricos em sua capacidade e qualidade e condicionaram a propagação de doenças infecciosas de veiculação hídrica.

3.1 Resíduos Sólidos: Terminologias e Geração

Do ponto de vista histórico, segundo Dias (2001), o lixo surgiu no dia em que os homens passaram a viver em grupos, fixando-se em determinados lugares e abandonando os hábitos de andar de lugar em lugar à procura de alimentos. A partir daí, processos visando à

eliminação do lixo passaram a ser motivo de preocupação, embora as soluções visassem unicamente transferir os resíduos produzidos para locais afastados das aglomerações humanas primitivas. Presentes em todos os estágios das atividades humanas, desde simples restos de animais mortos até baterias de celulares de última geração, os resíduos, em termos tanto de composição como de volume, variam em função das práticas de consumo e dos métodos de produção. As principais preocupações estão nas consequências que estes podem ter sobre a saúde humana e sobre o ambiente (MOLLAT, 1989).

O processo chamado de Revolução Industrial, nascido inicialmente na Inglaterra, entre os séculos XVIII e XIX, fez com que este país fosse o primeiro a gerar energia em larga escala, utilizando suas reservas de carvão – procurando o crescimento econômico desenfreado, sem qualquer preocupação com o ambiente. O mesmo processo de produção foi disseminado pelo mundo na segunda metade do século XIX e início do século XX. Os resíduos então passaram a ser um problema de toda humanidade (MATTOS, 2002).

No Brasil, segundo pesquisa realizada pela ABRELPE em 2009, foram gerados cerca de 215 milhões de toneladas de resíduos sólidos, valor superior a 1 tonelada por habitante. Desses, 66,7 milhões de toneladas (Mton) são urbanos (RSU), 8 Mton são provenientes de serviços de saúde (RSS), 90 Mton são industriais (RSI) e 50,3 Mton são de construção e demolição (RCD) (ABRELPE, 2009).

A própria definição de resíduos sólidos, publicada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), através da Norma Brasileira Regulamentadora (NBR-10.004/2004), dimensiona a complexidade e a diversidade de setores que envolvem a questão dos resíduos. Esta norma define resíduos sólidos como “aqueles resíduos nos estados sólido ou semi-sólido, que resultam de atividades da comunidade de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola e de varrição [...]”.

Especificamente sobre resíduos sólidos urbanos que incluem as atividades domésticas e comerciais, o Brasil possui tecnologias compatíveis com países desenvolvidos, que poderiam ser implementadas. No entanto, a ausência de políticas públicas eficazes e a ineficácia dos instrumentos legais têm colaborado para a precariedade do setor (CALDERAN; KONRAD, 2011).

De acordo com a Lei 12305/2010 (BRASIL, 2010) da Política Nacional de Resíduos Sólidos, os resíduos sólidos são classificados quanto à sua origem: resíduos sólidos urbanos; resíduos sólidos industriais; resíduos sólidos de serviços de saúde; resíduos sólidos rurais

(resíduos sólidos oriundos de atividades agropecuárias); e resíduos sólidos especiais ou diferenciados (aqueles que por seu volume, grau de periculosidade, de degradabilidade ou outras especificidades, requeiram procedimentos especiais ou diferenciados para o manejo e a disposição final dos rejeitos, considerando os impactos negativos e os riscos à saúde e ao meio ambiente); quanto à sua finalidade: resíduos sólidos reversos (resíduos sólidos restituíveis, por meio da logística reversa¹, visando ao seu tratamento e reaproveitamento em novos produtos, na forma de insumos, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos); rejeitos (resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos acessíveis e disponíveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada).

Outras classificações adotadas pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (10.004/2004) são quanto à sua natureza (seco ou úmido), composição química (orgânico ou inorgânico), ou pelos riscos potenciais que representam ao ambiente e à saúde pública (perigoso, não inerte ou inerte), sendo classificados como resíduos sólidos classe I, II A e II B, sendo:

- Classe I - Lixo perigoso – caracteriza-se por possuir uma ou mais das seguintes propriedades: inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade;
- Classe II A - Lixo não inerte – pode ter propriedades como combustibilidade, biodegradabilidade ou solubilidade;
- Classe II B - Lixo inerte não tem constituinte algum solubilizado em concentração superior ao padrão de potabilidade de águas.

Existem várias formas de disposição e tratamento de resíduos urbanos que são comumente escolhidas em função de custo, da área disponível e da necessidade do município. As mais comuns e utilizadas no Brasil são lixões ou vazadouros a céu aberto e aterros sanitários (IBGE, 2010).

Lixões ou vazadouros a céu aberto caracterizam-se pela simples descarga dos resíduos e acarretam vários problemas de saúde à população vizinha do local devido à proliferação de vetores de transmissão de doenças. Esses locais exalam maus odores e contaminam solos,

¹ Área da logística que trata, genericamente, do fluxo físico de produtos, embalagens ou outros materiais, desde o ponto de consumo até ao local de origem (CALDERAN; KONRAD, 2011).

águas superficiais e subterrâneas, através dos líquidos percolados (ou chorume²) gerados no local. Associam-se também aos lixões, o total descontrolado quanto ao tipo de resíduos recebidos, sendo possível encontrar resíduos de origem industrial e de serviços de saúde. Geralmente existem catadores que moram no local e sobrevivem da venda de materiais recicláveis coletados no próprio local (JUNCÁ, 2001).

Os aterros sanitários utilizam técnicas de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, sem causar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais. Esse método se utiliza de princípios de engenharia para confinar os resíduos sólidos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho ou a intervalos menores se for necessário. É realizada a impermeabilização do solo, o chorume gerado é captado por drenos horizontais para tratamento e são instalados drenos verticais para liberação dos gases formados durante a decomposição anaeróbia da matéria orgânica (D' ALMEIDA e VILHENA, 2000).

No Brasil, segundo dados da ABRELPE (2009), o tipo de destinação final de resíduo mais usual é o aterro sanitário, prevalecendo os lixões no norte e nordeste do país, os quais representam 40% do total de destinação final, como apresentado na Figura 2 e na Tabela 2. Além disso, é importante salientar que a quantidade de resíduos gerada em determinada região é diretamente proporcional ao número de habitantes, e sua composição varia em função da economia, hábitos alimentares, cultura e se há ou não programas de coleta seletiva. Em média, 60% dos resíduos sólidos, de origem urbana, gerados no Brasil são compostos de matéria orgânica.

A responsabilidade pela prestação de serviços de limpeza urbana é do município, segundo a política nacional dos resíduos sólidos, lei 12.305/2010. Na maioria das cidades brasileiras, a coleta de resíduos é realizada pela iniciativa privada na forma de concessão ou permissão.

² Chorume: substância originada em lixões, a partir da decomposição de material orgânico, com potencial tóxico para o homem e o ambiente.



Figura 2 - Destinação final dos resíduos sólidos urbanos em 2009 e 2010. Fonte: Pesquisas ABRELPE 2009 e 2010.

No Brasil, a geração de resíduos sólidos urbanos (RSU) registrou um crescimento expressivo de 2009 para 2010 – foram gerados mais de dois milhões e meio de resíduos, superando a taxa de crescimento populacional urbano que foi de cerca de 1% no mesmo período. A comparação da quantidade total gerada em 2010 com o total de resíduos sólidos urbanos coletados demonstrou que 6,7 milhões de toneladas de RSU deixaram de ser coletados no ano de 2010 e, por consequência, tiveram destino impróprio (ABRELPE, 2010).

O Brasil apresenta configuração de destinação inadequada em todas suas regiões, embora seja de maneira desigual. Os municípios que possuem os maiores índices de lixões são os pertencentes ao nordeste do país, como apresentado na Tabela 2. Os 1.794 municípios distribuídos nos nove estados da região nordeste do país tiveram, juntos, uma geração de 50.045 toneladas de RSU por dia no ano de 2010, das quais apenas, 38.118 toneladas/dia foram coletadas (ABRELPE, 2010).

Com a edição da Lei Federal nº. 12.305/2010, que instituiu a Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010), o país começou a contar com uma definição legal, em âmbito nacional, do que são os resíduos sólidos urbanos. Nos termos da lei, podem ser entendidos como tais, os resíduos domiciliares, isto é, aqueles originários de atividades domésticas em residências urbanas e os resíduos de limpeza urbana, quais sejam, os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana.

No tocante à geração de resíduos, a comparação entre os dados de 2010 e 2009 revelou um crescimento de 2,8% no índice per capita de geração de RSU na região nordeste, que atingiu a marca de 1,289 kg por habitante por dia. Os dados relativos à destinação de resíduos nos anos de 2009 e 2010 indicam que os resíduos foram destinados de maneira inadequada,

sendo encaminhados para lixões e aterros controlados que, do ponto de vista ambiental, pouco se diferenciam de lixões, pois não possuem o conjunto de sistemas necessários para proteger o meio ambiente de contaminações (ABRELPE, 2010).

Tabela 2 - Tipo de destinação final de resíduos sólidos nas regiões do Brasil.

Disposição Final	2010 – Regiões e Brasil											
	Norte	%	Nordeste	%	Centro-Oeste	%	Sudeste	%	Sul	%	BRASIL	%
Aterro Sanitário	85	19	439	24	150	32	798	48	692	58	2.164	39
Aterro Controlado	107	24	500	28	145	31	639	38	369	31	1.760	32
Lixão	257	57	855	48	171	37	231	14	127	11	1.641	29
Brasil	449		1.794		466		1.668		1.188		48	

Fonte: ABRELPE (2010).

Os dados da ABRELPE (2009) mostram que dos 5.565 municípios brasileiros, somente 38,4% destinaram os resíduos em aterros sanitários, enquanto que 61,6% apresentaram destinação final inadequada, sendo que, destes, 31,2% foram para aterros controlados e 31,3% para lixões. Para Ferreira (2000), a disposição inadequada dos resíduos domiciliares foi o principal fator responsável pelos impactos negativos no ambiente e na saúde pública em países da América Latina e, possivelmente, em todos os países periféricos.

No Brasil, a ampliação da coleta domiciliar e da disposição adequada dos resíduos ainda são etapas a serem vencidas. A produção de resíduos sólidos urbanos é crescente e os padrões atingidos pela reciclagem são pouco significativos no conjunto do total gerado. Para Eigenheer *et al.* (2005), perdeu-se a oportunidade de planejar a implantação de aterros sanitários como pré-condição para uma gestão integrada e adequada de resíduos sólidos, principalmente, por causa dos grandes gastos desperdiçados com projetos de reciclagem.

Outro componente presente no cenário da maioria dos municípios brasileiros é a presença de catadores de materiais recicláveis oriundos do lixo urbano, que contribuem para que haja razoável recuperação desses materiais, através da inserção no processo produtivo. Embora parte dos catadores tenha atuação mais organizada, através de cooperativas e associações, a maioria ainda realiza a catação em péssimas condições sanitárias, remexendo

os recipientes de acondicionamento da coleta domiciliar, ou em “lixões”, configurando modelo extremo de exploração capitalista da mão de obra (MAGERA, 2005).

Na maior parte dos países considerados em desenvolvimento, como o Brasil, existe grande número de pessoas – muitas delas crianças – que sobrevivem de “lixões”, de onde catam restos de alimentos e materiais que possam vender para o reaproveitamento ou reciclagem (MILLER JR., 2007), conforme apresentado na Figura 3, onde são observadas moradias de famílias que trabalham com o lixo e residem em cima do lixão do Jangurussu, objeto de estudo desta pesquisa.



Figura 3 – Moradias sobre o lixão do Jangurussu, as margens do rio Cocó.

A situação de precariedade desse trabalho de baixa renda, baseado na venda de material reciclável, a exclusão social e a ausência de direitos trabalhistas, são somados aos riscos à saúde que os catadores sofrem, vivendo no meio de materiais e elementos nocivos.

Apesar da legislação que proíbe a cata do lixo e o seu transporte em carrinhos empurrados pelo próprio trabalhador, esta atividade é amplamente realizada, à medida que a precarização do trabalho arruína uma parcela cada vez maior de pessoas, que antes tinha (em sua maioria) emprego regular e situação familiar estável. Dessa forma, conclui-se que no Brasil “[...] os resíduos sólidos não têm recebido a atenção merecida do Poder Público, da coletividade e dos indivíduos em geral” (ARRUDA, 2004).

O lixão do Jangurussu

No cenário da geração e disposição dos resíduos sólidos, a população do Nordeste, em especial a da capital cearense, sofre com a falta de gestão e planejamento no setor de resíduos. Os lixões não são novidade na capital cearense. O primeiro lixão de Fortaleza foi o do João Lopes (1956 a 1960), localizado próximo ao açude João Lopes, no bairro Monte Castelo. Nesse período, Fortaleza contava com apenas 514.818 habitantes, e consequentemente, produzia uma baixa taxa de resíduos sólidos (SOARES, 2004). O segundo estava localizado na Barra do Ceará, e operou nos anos de 1961 a 1965 (BRANDÃO, 1995).

Durante o período de 1966 e 1967, os resíduos coletados em Fortaleza foram encaminhados ao Lixão do Buraco da Gia, no bairro Antônio Bezerra. Fortaleza já contava com aproximadamente 842.702 habitantes nesse período. E, de 1968 a 1977, o lixão utilizado foi o localizado no Bairro Henrique Jorge, atrás da Avenida Fernandes Távora.

Entre 1978 e 1998, funcionou o Lixão do Jangurussu (Figura 4) nas proximidades do Rio Cocó. O referido lixão ocupou área total equivalente a 240.000m² e foi fonte de trabalho de mais de 400 catadores, em 1992, e 501, em 1997 (BENTO, 2011).



Figura 4 – Vista lateral do Lixão do Jangurussu.

3.2 Rio Cocó: Cenário de Impactos Antrópicos Negativos em Fortaleza

3.2.1 A bacia hidrográfica do rio Cocó

A bacia hidrográfica do rio Cocó, que se localiza na bacia metropolitana de Fortaleza – Figura 5, é a mais extensa de Fortaleza, cobrindo 215,9 km², o que corresponde a aproximadamente 60% da área municipal. Com 45 quilômetros de extensão, o rio Cocó nasce na Serra da Aratanha, no município de Pacatuba e deságua entre a praia do Futuro e Sabiaguaba, em Fortaleza. Possui vinte e nove afluentes na margem direita e dezesseis na esquerda, além de quinze açudes e trinta e seis lagoas (IPECE, 2007).

De acordo com o Plano Diretor de Drenagem de Fortaleza, a bacia do Cocó pode ser dividida em três grandes sub-bacias. A primeira, com uma área de 91,3 km² corresponde à parte superior do rio, controlada pelo açude do Gavião; a segunda engloba tanto a área a jusante do açude, drenada pelo próprio Cocó, como aquela drenada pelo riacho Lameirão com uma área de 230,2 km²; e a terceira compreendendo as áreas drenadas pelo rio Cocó e seu afluente rio Coaçu, com 195,7 km² (AUMEF, 1987).

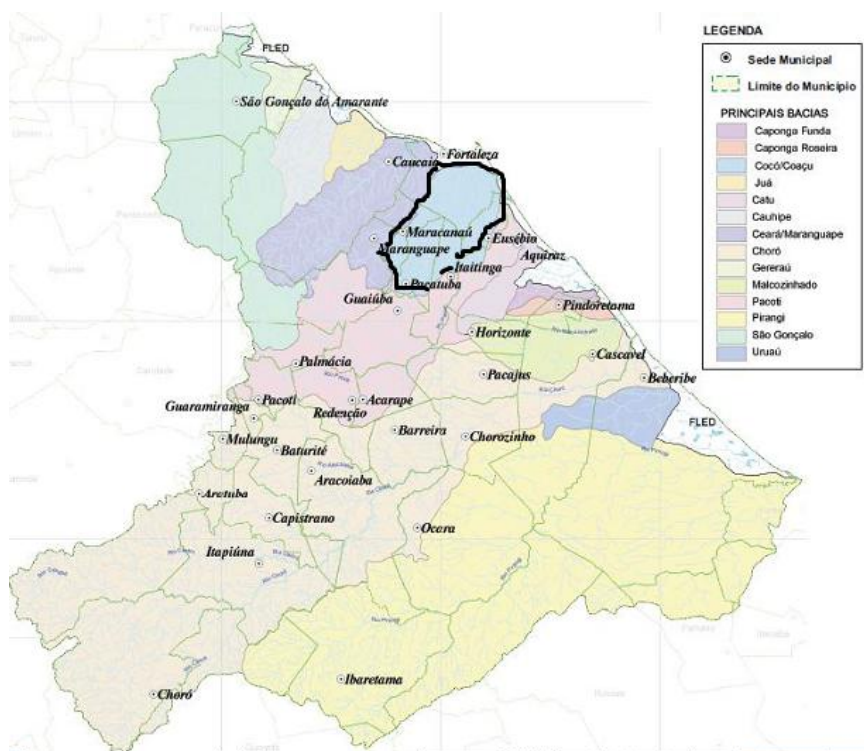


Figura 5 – Bacia Metropolitana de Fortaleza, com destaque para bacia Cocó - Coaçu.

Fonte: IPECE, 2007.

Do ponto de vista geomorfológico, a área da bacia pode ser dividida em cinco unidades geoambientais: Planície Litorânea, Planície Flúvio-Marinha, Planície Fluvial Inundável, Planície Fluvial Não Inundável e Superfície de Tabuleiros (FORTALEZA, 2004). O clima predominante na microrregião onde está localizada a bacia de drenagem do rio Cocó, de acordo com a classificação de Köppen, é considerado como sendo do tipo AW', o que corresponde ao tropical chuvoso, quente e úmido, com chuvas concentradas no verão e outono (IPLANCE, 1995).

Nóbrega (1998) relatou que o clima predominante na bacia do rio Cocó/Coaçu é o tropical úmido, com precipitações concentradas no período de março a maio, com média anual de cerca de 1.400 mm. Dada a relevância econômica e ecológica da área para Fortaleza e sua Região Metropolitana, a bacia hidrográfica do rio Cocó assume papel de destaque dentro das demais bacias metropolitanas (SANTOS, 2006).

Os mananciais que compõem a bacia do rio Cocó são conformados por 6 sub-bacias, onde os principais macrodrenantes são os rios Cocó, Coaçu, os canais do Tauape, Jardim América e Aguanambi (IPLANCE, 1995). A vegetação predominante na área da bacia de drenagem do rio Cocó é a transição floresta/caatinga e de caatinga/hipoxerófila, porém já muito alterada pela ação antrópica, com exceção da encosta na serra da Aratanha, a qual apresenta matas ciliares totalmente preservadas, e da parte média da sub-bacia do rio Coaçu, que tem a vegetação nativa bem conservada e heterogênea, onde se alternam uma cobertura rasteira com uma de pequeno e médio porte (AUMEF, 1987).

3.2.2 Rio Cocó no trecho de Fortaleza

O rio Cocó, como dito anteriormente, drena cerca de 60% da área da região metropolitana de Fortaleza, com mais de dois milhões de habitantes, recebendo, ao longo do seu percurso, diferentes influências antrópicas. São carreados para o rio os efluentes do Distrito Industrial de Maracanaú, com cerca de cem empresas, incluindo químicas, têxteis, farmacêuticas, metalúrgicas, alimentícias, dentre outras. Outro tipo de impacto negativo no manancial é a percolação do restante do chorume produzido pelo Lixão do Jangurussu, localizado na margem do rio e os efluentes domésticos, sem tratamento, das comunidades instaladas nas margens do rio, como constatado por Oliveira (1997). Os últimos 11 km do seu percurso são protegidos como parque ecológico, preservando assim uma superfície de 526 hectares de mangue (PARAQUETTI *et al.*, 2008).

Os impactos no manancial não são recentes. Desde a década de 70 ações negativas vêm sendo realizadas no rio. Dentre elas têm-se a dragagem no leito do rio com a finalidade de dar acesso à passagem dos barcos carregados de sal, essa escavação resultou em modificações na calha do rio, modificando o aspecto sinuoso (meândrico) para um canal praticamente retilíneo (ROCHA *et al.*, 2009).

Na Proposta de Proteção, Conservação e Recuperação do Rio Cocó são apresentados os impactos ambientais identificados por estudo da Superintendência Estadual do Meio Ambiente – SEMACE, afirmando que em toda a extensão do rio “o homem tem provocado muitas alterações”, usando os recursos ambientais de forma irracional. É relatado ainda que, atravessando a Região Metropolitana de Fortaleza, a qualidade da água do rio torna-se crítica em quase todo o trajeto, recebendo diversos tipos de poluentes (SEMACE, 2010). Tal estudo evidenciou que os principais impactos ambientais associados ao Rio Cocó foram:

- a) Disposição de resíduos sólidos (lixo doméstico), ressaltando-se a falta de infraestrutura dos locais vistoriados – lugares de moradias de baixa renda – e a tendência de agravamento do problema, em virtude do crescimento da população na área.
- b) Ocupações irregulares por barracos, problema esse que está diretamente ligado ao anterior, tendo não apenas questões ambientais envolvidas, mas essencialmente profundos problemas sociais, que vão desde o desemprego à falta de moradia.
- c) Construções irregulares de alvenaria, prédios e residências, que invadem as áreas de preservação permanente do rio.
- d) Lançamento de efluentes, incluindo-se desde efluentes de cemitérios e matadouros, a efluentes de oficinas, lavagem de carros e troca de óleo.
- e) Desmatamento da vegetação de mangue para implantação de equipamentos nas margens do estuário, afetando diretamente a biodiversidade do manguezal.
- f) Ocupação de áreas de preservação permanente do mangue e rio por avenidas, centros comerciais e edifícios residenciais; reduzindo a área de influência do fluxo das marés e, conseqüentemente, impedindo a ampliação da vegetação de mangue;
- g) Impermeabilização de trechos do leito principal do estuário, com a extinção de áreas de recarga de aquífero, planície de inundação e de riachos afluentes do rio Cocó.

O processo de ocupação nas margens do rio vem se intensificando a cada dia, principalmente a especulação imobiliária, considerada como um dos principais responsáveis

pela apropriação do solo de forma inadequada, implicando com isto as condições socioambientais no litoral cearense (VIANA, 2003).

Nas proximidades da ponte na avenida Presidente Costa e Silva, também conhecida como Perimetral, o rio recebe as águas do riacho Timbó, que por muito tempo foi utilizado para captação dos efluentes das indústrias localizadas no Distrito Industrial de Maracanaú. Seguindo na direção Sudoeste – Nordeste, o rio encontra pela margem esquerda o lixão do Jangurussu. Ao passar pela BR-116, o rio sofre grande impacto ocasionado pela devastação e aterramento de sua área, para ocupação pela população menos abastada, nesse ponto o rio foi dragado como medida corretiva dos processos de inundações da área (ROCHA *et al.*, 2009).

Na margem esquerda do rio está localizado o Parque Ecológico Adahil Barreto (Figura 6), mais conhecido como “Parque do Cocó”. O Parque Ecológico do Cocó possui área de 1.155,2 hectares. Ao cruzar a ponte da Avenida Engenheiro Santana Júnior observa-se uma maior faixa de mangue pela sua margem esquerda. Na margem direita, se observam impactos de aterramento ocorridos pela construção do Shopping Center Iguatemi, suas vias de acesso e área de estacionamento, além do empreendimento recente do mesmo grupo – a torre comercial do Iguatemi.



Figura 6 – Parque Ecológico Adahil Barreto. Fonte: GOOGLE EARTH, 2012.

Há décadas Fortaleza e sua região metropolitana convivem com uma série de problemas socioambientais recorrentes: assentamentos informais de população de baixa renda e loteamentos em áreas de preservação e/ou fragilidade; ocupação desordenada de áreas de dunas e faixas de praia; lançamento de esgoto ao longo dos rios, riachos e lagoas; desmatamento, aterro e disposição de resíduos sólidos e líquidos em áreas de mangue; pessoas morando em situação de risco e em condições insalubres; aumento da temperatura e alterações do microclima em diversas áreas da cidade (SOARES, 2004).

A população de Fortaleza, antes do sistema Pacoti/Riachão, utilizava poços artesanais, rios, açudes e lagoas como fonte de abastecimento de água, fato preocupante do ponto de vista sanitário, visto que os mananciais da capital cearense já não dispunham de qualidade para o consumo humano. Em 1981, quando o sistema ficou concluído, os recursos hídricos urbanos em geral foram deixados de lado, a população já não iria mais precisar utilizá-los (VASCONCELOS *et al.*, 1995).

Em se tratando de rede de esgotamento sanitário, a cidade de Fortaleza recebeu projetos de sistema de esgoto apenas em 1911, quase meio século depois da implantação da rede de abastecimento de água. Tal sistema só começou a funcionar em 1927, abrangendo apenas o atual centro da cidade. Os esgotos tinham destinação final canalizada diretamente para o mar, na praia Formosa, sem qualquer tipo de tratamento (CAGECE, 2010).

Foi apenas em 1934, no Governo Vargas, o qual promulgou o Código das Águas, que se iniciou a intervenção estatal no setor de saneamento e o processo de nacionalização das concessionárias estrangeiras. O Código das Águas, Decreto nº 24.643/1934, foi a primeira norma legal que disciplinou o aproveitamento industrial das águas e o aproveitamento e exploração da energia hidráulica. O Código de 1934 é bastante abrangente: trata das águas doce e marinha, das águas superficiais e subterrâneas, das águas pluviais, da contaminação e poluição hídrica, das margens e dos álveos, da navegação e hidroeletricidade.

Os investimentos no setor de saneamento, antes de responsabilidade das concessionárias estrangeiras, passaram a ser oriundos do orçamento governamental federal. Além disso, o governo, em 1940, criou o Departamento Nacional de Obras de Saneamento (DNOS) (ISPN, 1995).

Atualmente, segundo pesquisa de saneamento divulgada pelo IBGE, a proporção de municípios que possuem rede coletora de esgotos e os que têm seus esgotos tratados ainda revela uma forte disparidade, como mostrado na Figura 7.

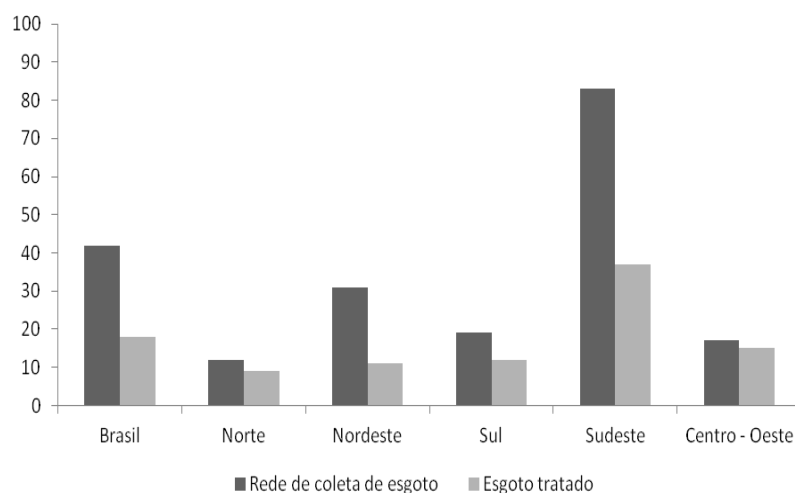


Figura 7 - Percentuais de municípios com rede de coleta e tratamento de esgoto em todos os distritos, segundo as Grandes Regiões – 2008. Fonte: IBGE, 2010.

Em nível regional, a Companhia de Águas e Esgotos do Ceará – CAGECE revelou através de seus dados de abastecimento de água e esgoto (Tabela 3), o desnível em relação à proporção de água que chega até a casa da população e ao que acontece com o esgoto gerado nas residências.

Tabela 3 – Dados de abastecimento de água e esgoto em Fortaleza e no Ceará.

Abastecimento de Água	Fortaleza	Ceará
Número de localidades atendidas	1	262
População urbana coberta	2.494.425	4.972.719
Índice de cobertura com abastecimento de água	98,3%	96,9%
Extensão da rede de distribuição de água	4.624.508 km	10.639.495 km
Esgotamento Sanitário	Fortaleza	Ceará
Número de localidades atendidas	1	79
População urbana coberta	1.360.313	1.897.270
Índice de tratamento de esgoto	100%	100%
Índice de cobertura de serviços de coleta e de esgoto	53,60%	37,23%
Extensão da rede coletora de esgoto sanitário	2.234.617 km	3.888.353 km

Fonte: Dados da CAGECE de 2010. Disponível em: <http://www.ceara.gov.br/governo-do-ceara/projetos-estruturantes/saneamento>

3.3 Qualidade de Águas: Parâmetros de Avaliação

Os parâmetros foram definidos com base na resolução 357/2005 do CONAMA, como: “substâncias ou outros indicadores representativos da qualidade da água” (BRASIL, 2005). A qualidade de água é um conceito relativo que depende diretamente do uso a que se destina, balneabilidade, consumo humano, irrigação, transporte e manutenção da vida aquática. Deste modo, os parâmetros relativos à qualidade da água são numerosos e o conhecimento sobre o estado da qualidade de uma determinada água normalmente é realizado com análises de suas presenças e concentrações (TUNDISI, 2008).

A grande quantidade de parâmetros de qualidade da água impossibilita na prática a utilização de todos eles, sendo o tempo consumido e o custo financeiro para realização das análises os maiores impeditivos, deste modo, para avaliação de determinado corpo hídrico, é necessário elencar parâmetros que possam indicar a situação do manancial para um uso pretendido (ALVES, 2006). Os principais processos edáficos que afetam a qualidade das águas são de natureza física, química e biológica, conforme Tabela 4.

Tabela 4 - Principais processos edáficos relacionados à qualidade da água.

Processos	Impacto na qualidade da água
Erosão do solo	Transporte de materiais dissolvido e em suspensão através de enxurradas
Lixiviação	Percolação de nutrientes e materiais orgânicos dissolvidos
Fluxo de macroporos	Transporte acelerado de contaminantes da superfície para regiões sub-superficiais
Mineralização do húmus	Liberação de compostos solúveis antes imobilizados na matéria orgânica

Fonte: ELETROBRÁS, 1986.

Na Resolução 357 do CONAMA são listados mais de 100 parâmetros de qualidade de água, sendo 11 nas condições de qualidade e o restante nos padrões de qualidade, englobando 34 elementos inorgânicos e 54 orgânicos (BRASIL, 2005).

A análise de alguns parâmetros associado as suas concentrações podem indicar as influências de atividades antrópicas na qualidade da água em áreas urbanas (OD, coliformes, DBO, DQO), agrícolas (nitrato, fósforo, turbidez) e industriais (metais pesados como chumbo, zinco). É relevante pontuar que a identificação das fontes de poluição é difícil, tendo-se em vista que pode ser um elemento ou substância utilizado no meio agrícola, na

indústria ou em cidades. A observação de concentrações naturais de alguns parâmetros permite avaliar se houve incremento ou decréscimo nas águas derivadas da influência antrópica na qualidade da água (HARMANCIOGLU *et al.*, 1998).

O monitoramento de parâmetros de qualidade da água constitui-se em ferramenta básica para avaliar alterações ambientais causadas pela ação antrópica e, conseqüentemente, fornece base para identificação dos tipos e graus de poluição. A definição, caracterização, importância e indicações dos principais parâmetros utilizados na avaliação da qualidade das águas são físicos, químicos e biológicos.

Dentre os físicos destaca-se a temperatura, a qual influencia direta ou indiretamente os processos físicos, químicos e biológicos ocorridos na coluna de água. Suas variações podem ocorrer em função da sazonalidade climática, variação diurna e estratificação vertical do corpo hídrico. A vida no meio aquático é dependente de limites inferiores e superiores da temperatura da água (ALVES, 2006).

Nessa perspectiva, aumentos de temperatura diminuem as concentrações de oxigênio dissolvido, gás carbônico, pH e a viscosidade, entre outras propriedades (SAWYER *et al.*, 1994). Segundo Tsutiya (2006), outro fator relacionado à temperatura e de grande importância ecológica é a estratificação térmica. Neste fenômeno, a camada mais superficial do corpo d'água (epilímnio), apresenta as maiores temperaturas o que, juntamente com o aporte de nutrientes, favorece o aumento da produtividade na camada superficial.

O decréscimo da solubilidade do oxigênio por temperaturas elevadas pode acarretar aumento da atividade biológica e da DBO, e conseqüentemente, fazer decrescer a quantidade do OD. O aumento contínuo da temperatura da água tende a elevar a taxa de mortalidade de peixes começando por espécies mais sensíveis (IGAM, 2005).

Outro relevante parâmetro é a turbidez, a qual se relaciona com o grau de partículas suspensas e dissolvidas na água, principalmente por materiais sólidos em suspensão, os quais atenuam por absorção e espalhamento um feixe de luz ao atravessar a água. Águas superficiais tendem a ser mais turvas que as subterrâneas (SALGADO *et al.*, 2007).

As características das águas superficiais podem ser alteradas pela turbidez, como aparência, cor, sabor e odor e lhe conferir rejeição para fins de abastecimento humano. O aumento da turbidez relaciona-se indiretamente com a fotossíntese, alterando a cadeia trófica aquática e influenciando comunidades biológicas na água, podendo levar à mortalidade de peixes. Uma das causas frequentes da elevação da turbidez é a erosão do solo nas margens dos

corpos de água, muitas vezes devido às práticas agrícolas inadequadas (agricultura e pastagem), além da entrada de esgoto doméstico e/ou industrial (CARVALHO *et al.*, 2004).

A turbidez como característica física se constitui em uma inferência da concentração de partículas suspensas na água obtida a partir da passagem de um feixe de luz através da amostra, sendo expressa em unidades de turbidez (UT) (LIBÂNIO, 2008). Normalmente sua origem natural provém da presença de rochas, argila e silte, além de algas e outros microrganismos. Já a turbidez de origem antropogênica deriva de despejos domésticos, industriais, de microrganismos e da erosão (VON SPERLING, 2005).

Dentre os parâmetros químicos destaca-se o potencial hidrogeniônico – pH, o qual expressa a acidez ou basicidade de determinada solução aquosa (TSUTIYA, 2006). Para Esteves *et al.*, (1988), o pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo que uma das mais difíceis de se interpretar em função do grande número de fatores que podem influenciá-lo. O pH é muito influenciado pela quantidade de matéria morta a ser decomposta, sendo que quanto maior a quantidade de matéria orgânica disponível, menor o pH, pois para haver decomposição desse material muitos ácidos são produzidos (como o ácido húmico). As águas conhecidas como pretas (por exemplo o Rio Negro, no Amazonas) possuem pH muito baixo, devido ao excesso de ácidos em solução (LIBÂNIO, 2008).

Segundo Payne (1986) o pH pode sofrer modificações causadas pela atividade fotossintética, o qual, em poucas horas, varia de menos de 8 para até 11 unidades. Também Sawyer *et al.*, (1994) afirmam que valores altos de pH foram observados em áreas onde há rápido crescimento de algas, principalmente em corpos d'água de pequena profundidade. Este fenômeno ocorre devido à retirada de gás carbônico da água pela atividade fotossintética das algas, o que provoca redução da capacidade de tamponação do corpo d'água favorecendo o aumento do pH. Por outro lado, a redução dos níveis de gás carbônico provoca a dissociação do íon HCO_3^- , liberação de íons hidroxila o que também contribui para o aumento do pH.

Outra variável importante é a condutividade elétrica. Relaciona-se com a quantidade de íons presentes na água, representa a capacidade da água em transmitir corrente elétrica devido à presença de sais dissolvidos na forma de íons carregados na solução (ESTEVES *et al.*, 1988). As águas naturais possuem condutividade que varia dependendo do contexto litológico. Ela se eleva pela descarga de sais originados de atividades industriais, de despejos

domésticos, e mesmo de excrementos animais (IGAM, 2005). Não há limites de tolerância pré-estabelecidos para a condutividade elétrica da água.

Outras variáveis de elevada representatividade no que concerne a avaliação do grau de poluição de corpos aquáticos, as frações nitrogenadas e fosfatadas exprimem a carga de nutrientes do manancial. O nitrato (NO_3^-) é a principal forma de ocorrência de nitrogênio (N) na água, sendo possível sua presença nas águas naturais superficiais. Nelas, as concentrações se situam normalmente entre 0 e 18 mg.L^{-1} , e variam com a estação do ano, podendo aumentar quando o rio é alimentado por aquíferos ricos em nitratos. O nitrato é fixado por plantas durante o seu crescimento, reduzindo sua concentração na água, como esquema apresentado na Figura 8 (PARAQUETTI *et al.*, 2008).

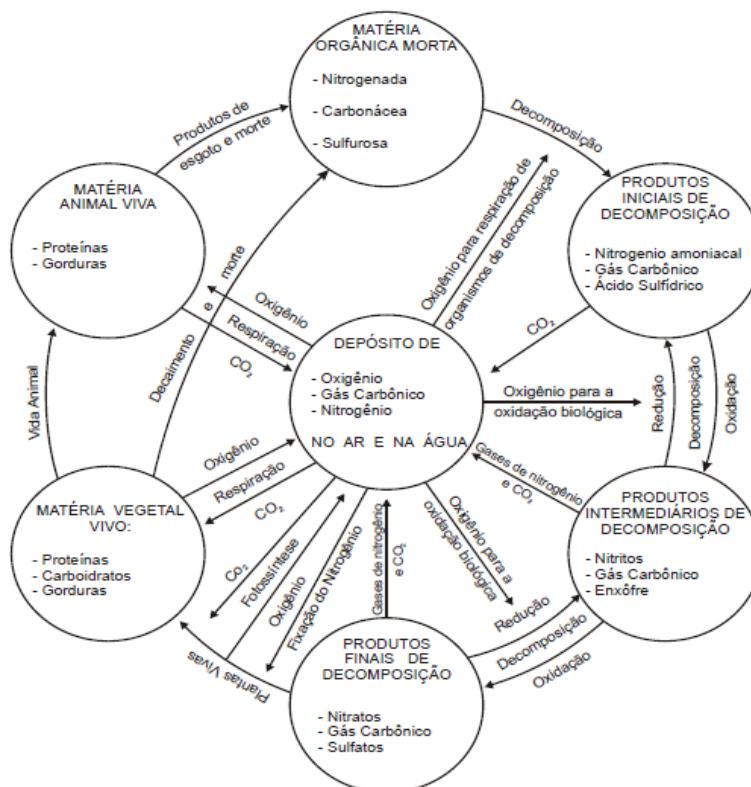


Figura 8 - Ciclo do carbono, nitrogênio e enxofre na decomposição aeróbica. Fonte: Fair *et al.*, (1973).

Os compostos fosfatados adentram os mananciais através de aportes alóctones, como detergentes, inseticidas e pesticidas, ou seja, por atividade do homem. Alterações na concentração natural de fósforo na água se devem ao lançamento de esgotos domésticos e industriais, fertilizantes agrícolas e materiais particulados de origem industrial contido na

atmosfera. Em sistemas naturais, sua origem é da intemperização das rochas fosfáticas presentes na bacia hidrográfica (REYNOLDS, 2006). No entanto, atividades como agricultura ou despejo de esgotos urbanos irão alterar as concentrações naturais do fósforo em rios, lagos e reservatórios.

Arelado a esses compostos estão as frações de matéria orgânica, expressas geralmente em termos de DQO e DBO. A Demanda Química de Oxigênio se deve às reações relativamente rápidas de certos tipos de constituintes e compostos químicos principalmente inorgânicos (sulfetos, por exemplo) com o oxigênio na água. Ela é a medida da quantidade de oxigênio necessária para a oxidação da matéria orgânica por um agente químico. É chamada também de demanda imediata de oxigênio (LAMB, 1985), pois as reações ocorrem mais rapidamente, são superiores e orientam os testes de DBO.

Já a Demanda Bioquímica de Oxigênio é uma avaliação da quantidade de oxigênio dissolvido necessário ao consumo em reações bioquímicas por organismos aeróbios ao degradar a matéria orgânica. Há uma relação direta entre o aumento da carga orgânica (despejos orgânicos) e a concentração de DBO, quanto maior a quantidade de despejos orgânicos, maior a concentração de DBO, e esta elevação na concentração pode acarretar um desequilíbrio na vida aquática com mortandade de peixes e organismos devido à redução de OD, podendo resultar em problemas de odor e sabor desagradáveis (IGAM, 2005; LAMB, 1985). O limite da DBO 5 dias a 20°C na resolução 357/2005 para classe 1, 2 e 3 é de 3, 5 e 10 mg.L⁻¹ de O₂, respectivamente (BRASIL, 2005).

Essas variáveis estão diretamente relacionadas à disponibilidade de oxigênio no meio. E seus valores dependem de características físicas e químicas, principalmente temperatura e salinidade com as quais varia de forma inversa. Sua concentração pode ser nula em ambientes anaeróbicos (HOUNSLOW, 1965). Em águas superficiais naturais nas temperaturas de 5, 10 e 20°C, as concentrações de saturação são 12,8, 11,3, e 9,1 mg.L⁻¹, respectivamente (TUNDISI, 2008). Quando há o lançamento de esgotos domésticos, verifica-se aumento da carga de matéria orgânica e processos respiratórios de bactérias reduzindo os níveis de OD. Este possibilita a depuração (natural ou nas estações de tratamento de esgotos) das águas, permitindo avaliar os efeitos dos resíduos oxidáveis nos corpos d'água receptores de efluentes (IGAM, 2005).

Von Sperling (2005) afirma que em ecossistemas aquáticos, as principais fontes produtoras de oxigênio são a reaeração atmosférica e a fotossíntese, enquanto as principais

fontes de consumo são a oxidação da matéria orgânica dissolvida e a presente no sedimento (demanda bentônica) e a nitrificação. Esteves (1998) justificou estas variações afirmando que os níveis de oxigênio na água dependem diretamente do processo fotossintético, da respiração e da decomposição de matéria orgânica no meio aquático, como esquema apresentado na Figura 9.

Associado à essas variáveis, o grupo de bactérias que fermentam a lactose a 44 - 45°C, as termotolerantes, se apresentam como indicadores de contaminação por esgotos sanitários e são instrumentos de monitoramento ambiental. Podem estar na água natural ou no solo, onde dificilmente se encontram bactérias coliformes patogênicas.

Coliformes termotolerantes são aceitos como indicadores de contaminação fecal por serem abundantes em fezes humanas, aumentando a probabilidade de sua detecção. Elas não têm vida amena na água por força de alterações do suprimento alimentar, temperatura, luz, sedimentação e ataque de outros seres, porém, sua resistência no ambiente é parecida com a de bactérias patogênicas intestinais, sendo a sua presença na água um bom indicador de riscos de presença de organismos patogênicos. O uso deste indicador se deve também às técnicas rápidas, simples e econômicas que são largamente utilizadas (VON SPERLING, 2005).

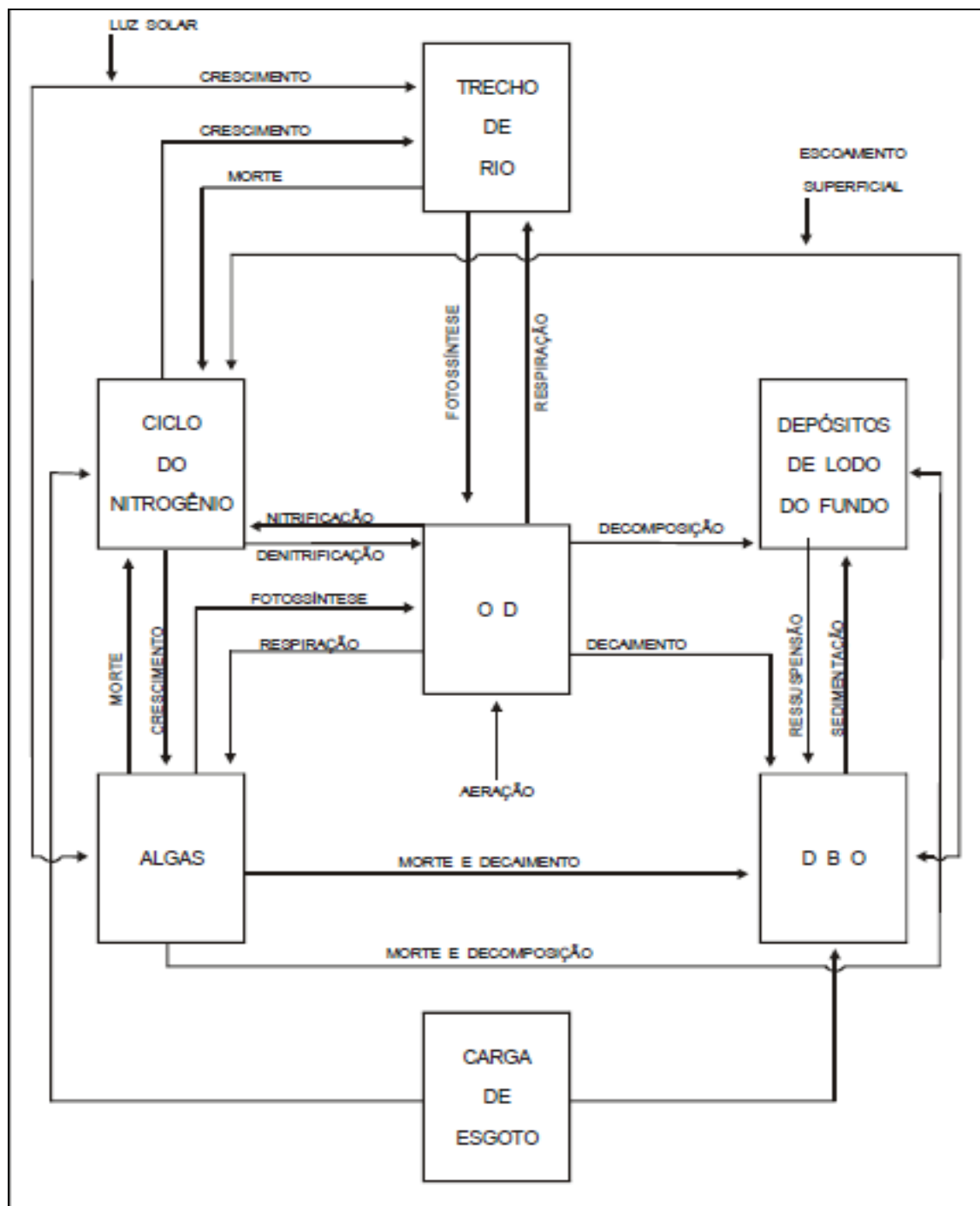


Figura 9 - Fatores que afetam a interação OD-DBO. Fonte: James (2008) apud Gastaldini (1982)³.

³ GASTALDINI, M.C.C. Análise do Mecanismo de Autodepuração do Rio Jacaré-Guaçu através de Modelo de Qualidade de Água. São Carlos, S.P., 1982. Dissertação (Mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

3.4 Qualidade de Águas: Índices

Os índices de qualidade da água têm sido propostos com o objetivo de sintetizar as variáveis analisadas em um só número, que represente a condição e evolução da qualidade da água no tempo e no espaço. Esses índices podem ser usados como acessórios na interpretação de dados, auxiliando na avaliação dos resultados, e representam a qualidade da água numa escala numérica (VON SPERLING, 2005).

O IQA é um instrumento de avaliação da qualidade da água que expressa resultados com um valor numérico simples, e beneficia não só especialistas, mas principalmente usuários, administradores de recursos hídricos, e cidadãos em geral. Ele pode ser aplicado para elaborar mapas de qualidade da água transmitindo informações importantes de forma simples, direta e de fácil compreensão (ANA, 2011).

A elaboração do IQA demanda a seleção de parâmetros para a sua composição, um peso para cada um deles de acordo com sua importância relativa, uma escala de avaliação para cada parâmetro relacionando valores de campo com a qualidade, e a escolha de uma forma de agregação (reunindo num só índice as qualidades individuais).

Desde 1965 o desenvolvimento do IQA é um processo dinâmico e exibe em todo mundo uma variedade de parâmetros, com ou sem pesos, além de fórmulas aritméticas (aditivo) e geométricas (multiplicativo) (MAGALHÃES Jr., 2003). Muitas vezes são necessárias adaptações regionais que considerem aspectos físicos e humanos de cada local.

No Brasil, são cada vez mais incentivados estudos acerca dos IQA's, tendo-se em vista que a qualidade dos recursos hídricos do país está cada vez mais degradada. Especificamente no estado do Ceará, ainda existem poucos trabalhos com aplicação do índice em rios.

3.5 Trabalhos na Área de Poluição/Contaminação de Mananciais

Em estudo de Alves *et al.*, (2012) os autores avaliavam a qualidade das águas, em três pontos de coleta, do rio Arari, localizado na ilha de Marajó, utilizando o IQA e o IET como instrumentos de avaliação. Observaram que o IQA variou de ruim a regular, sendo o resultado relacionado à elevada concentração de coliformes nos trechos analisados. Quanto ao IET, os valores obtidos indicaram que o rio está classificado como supereutrófico, devido a disponibilidade de nutrientes no manancial. Os autores concluíram que as ações antrópicas não foram determinantes na qualidade das águas do referido rio, e o IET revelou

características das águas do norte do Brasil, águas muito escuras com muitos nutrientes, o que pode ser considerado um processo de eutrofização natural.

Beserra *et al.* (2007) analisaram a influencia de um lixão já desativado em João Pessoa – PB sob as águas subterrâneas da região do entorno do lixão e constataram que os pontos localizados próximos a região onde eram depositados os resíduos tinham qualidade de água inferior aos demais, indicando assim, a influência do lixão para os recursos hídricos subterrâneos do local.

Na mesma perspectiva, Santos (2008), avaliou a qualidade das águas superficiais e subterrâneas no entorno de um aterro em Cuiabá – MT, e constatou que havia contaminação das águas subterrâneas nos locais onde não houve impermeabilização do solo, assim como nos pontos de coleta das águas superficiais localizados a jusante do aterro, indicando que houve contaminação da água pelo percolado gerado no aterro, o que pode ter ocorrido pelo mau funcionamento das lagoas de estabilização que tratavam o chorume, as quais não eram monitoradas.

Para Sisinnio e Moreira (1996) os resultados encontrados no estudo acerca da influência do aterro controlado do Morro do Céu no município de Niterói no estado do Rio de Janeiro, mostram que a qualidade das águas superficiais e subterrâneas é ruim, destacando-se a presença de coliformes nas amostras analisadas, além da evidência – nas águas superficiais – de grande carga de compostos orgânicos expressos pelos valores de DQO e DBO₅, e das concentrações de Fe, Mn, Ni e Zn acima dos limites permitidos pela legislação ambiental.

Em estudo realizado nas águas do córrego Mata-Paca na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu as concentrações de Fe e Mn dissolvidos, Ni e Zn observadas, encontram-se acima daquelas recomendadas como valores máximos permitidos, que estabelece a classificação das águas de acordo com seus usos preponderantes (SISINNO e MOREIRA, 1996).

Conforme estudo no aterro controlado (antigo lixão) do Distrito Federal os resultados apresentaram elevados teores de nitrito, nitrato, fosfato, oxigênio consumido e oxigênio dissolvido. No oxigênio consumido foram observadas maiores distorções, indicando ambiente propício à proliferação de bactérias anaeróbias (BOAVENTURA *et al.*, 1995). Os teores de fosfato e nitrogênio amoniacal indicam contaminação recente por matéria orgânica, mostrando os efeitos do aterro sanitário sobre a água subterrânea na área.

Em Belo Horizonte foram pesquisadas duas diferentes situações: um lixão que funcionou de 1967 a 1972 e um aterro sanitário de 1972 até 2004. A pesquisa revelou elevado índice de contaminação por metais (Al, Ba, Fe, Mn, Ni e Pb) na água subterrânea sob o lixão desativado há 30 anos, enquanto o aterro sanitário envia o chorume sem qualquer tratamento para um córrego, possibilitando a sua infiltração para contaminar as águas subterrâneas. Esse chorume apresentava elevadíssimas concentrações dos mais variados metais, além de altas taxas de contaminação bacteriológica (coliformes termotolerantes e de estreptococos fecais) (COSTA, 2004).

3.6 Poluição em ambientes lóticos: Rios

Ambientes lóticos são caracterizados por possuírem alto nível de heterogeneidade, tais como, diferenças de substrato, profundidade, velocidade, correnteza e heterogeneidade temporal como variações das condições climáticas (COOPER *et al.*, 1997). Para Round (1965), riachos e rios fornecem habitat diferentes de outros corpos d'água, pois estão sujeitos às mudanças ao longo de seu percurso, associadas com as propriedades físicas e químicas do ambiente (profundidade, vazão, geologia, turbidez, etc.).

Ward (1989) explicou a referida heterogeneidade através de quatro dimensões: longitudinal, que vai desde a montante até a jusante; lateral correspondente à troca de matéria e energia entre o corpo hídrico e a região próxima, o que inclui a vegetação marginal; vertical que integra as interações entre o canal e a coluna d'água e a quarta dimensão, a qual corresponde ao tempo, que sobrepõe uma hierarquia temporal nas três dimensões de espaço.

Já Wetzel (2001) e Tundisi (2008) relataram que entre as diferenças dos ambientes lóticos existe um fluxo contínuo unidirecional; ausência de estratificação térmica e alta variação das condições físicas e químicas, devido à presença característica da correnteza; rios e riachos apresentam variações estruturais ao longo do seu percurso, o que provoca a formação de diversos tipos de ambientes, desde locais rasos até com grandes profundidades; além disso, a erosão é uma característica mais presente em ambientes de águas correntes do que em ambientes lênticos, tornando mais intenso o fluxo de materiais e nutrientes.

Os rios apresentam um fluxo unidirecional temporário ou permanente de água ou de materiais orgânicos ou inorgânicos, suspensos ou dissolvidos, correspondentes às águas lóticas (ESTEVES, 1998). No âmbito dos aspectos hidráulicos, observa-se que o ambiente

lótico, com a interferência da contaminação, pode, dependendo da profundidade, favorecer o aparecimento da estratificação térmica em certas épocas do ano (TUNDISI, 2008).

O aumento de profundidade corresponde a uma queda de temperatura e, conseqüentemente, a um aumento de densidade surgindo em alguns locais do manancial uma resistência à circulação vertical da água. Esta falta de circulação contribuirá para que, nas camadas inferiores, o ambiente se torne anóxico, possibilitando a ocorrência de gás metano, gás sulfídrico e altas concentrações de ferro e manganês (HESPANHOL, 2008).

Os rios nunca devem ser considerados isoladamente, visto que o papel das áreas adjacentes é muito marcante. As propriedades físicas e biológicas dos sistemas lóticos refletem as características da água da chuva, da geologia, do declive do leito, da vegetação e da ação antrópica (HORNE e GOLDMAN, 1994). As características dos sistemas lóticos estão, portanto, intimamente ligadas à natureza da bacia de drenagem. Na Figura 10 pode-se visualizar a representação dos efeitos de despejo de carga orgânica em rios.

Além de poluições pontuais, como lançamentos de esgoto, também interferem nos mananciais o solo transportado até o leito dos rios, devido a processos erosivos. De acordo com Schulz *et al.* (2003), a erosão é um problema que acompanha a humanidade desde seus primórdios. De forma semelhante, tem-se observado que, em relação ao outro lado do ciclo sedimentológico, que é a deposição dos sedimentos (a erosão é vista como a remoção), a humanidade também tem sofrido severas conseqüências, como enchentes e assoreamentos (SCHULZ *et al.*, 2003). Geralmente, a causa dos danos em relação ao transporte de solo é devido ao desrespeito dos usuários da terra com a própria terra, buscando uma superexploração desta, seja com objetivos agrários ou de ocupação para fins urbanísticos (SCHULZ *et al.*, 2003).

Numa bacia hidrográfica desprovida de qualquer tipo de proteção do solo, as partículas da camada superficial do solo deslizam até os leitos dos rios e córregos, por ação das chuvas, onde se depositam podendo causar assoreamento (SANTOS *et al.* 2001).

Corredeiras, meandros, quedas d'água entre outras características fazem com que o manancial tenda a recuperar a qualidade de suas águas. Contudo, anteriormente ao êxodo rural, as poluições eram feitas apenas de maneira difusa e atualmente, com o aumento das populações urbanas, as poluições passaram a ter também caráter pontual e de alta concentração, dificultando a resposta dos corpos d'água em se autodepurar. BRAGA *et al.* (2002) relata que os poluentes, ao atingirem os corpos de água, sofrem a ação de diversos

mecanismos físicos, químicos e biológicos existentes na natureza, que alteram seu comportamento e respectivas concentrações.

De acordo com Von Sperling (2005), a autodepuração é um processo que se desenvolve ao longo do tempo e considerando-se a dimensão do curso d'água receptor como predominantemente longitudinal, tem-se que os estágios da sucessão ecológica podem ser associados a zonas fisicamente identificáveis no rio, como segue (BRAGA *et al.*, 2002):

- **Região anterior ao lançamento de matéria orgânica** - em geral é uma região de águas limpas, com elevada concentração de oxigênio dissolvido e vida aquática superior, isso se já não existir poluição anterior;
- **Zona de degradação** - localiza-se à jusante do ponto de lançamento do poluente biodegradável. É caracterizada por diminuição da concentração de oxigênio dissolvido, sedimentação de parte do material sólido e aspecto indesejável. Nessa região ainda existem peixes, quantidade elevada de bactérias e fungos, mas poucas algas;
- **Zona de decomposição ativa** – zona onde concentração de oxigênio dissolvido atinge o valor mínimo. Nessa região a quantidade de bactérias e fungos diminui, havendo também uma redução ou mesmo eliminação da quantidade de organismos aeróbios;
- **Zona de recuperação** - zona de aumento da concentração de oxigênio dissolvido. Os mecanismos de reaeração acabam predominando sobre os mecanismos de desoxigenação, a concentração de oxigênio pode voltar a atingir a concentração de saturação. O aspecto das águas melhora continuamente, havendo uma redução na quantidade de bactérias e fungos e um aumento na quantidade de peixes e outros organismos aeróbios. Existe uma tendência para proliferação de algas, devido a disponibilidade de nutrientes, resultante da decomposição da matéria orgânica;
- **Zona de águas limpas** - é a zona na qual a água volta a apresentar condições satisfatórias com relação às concentrações de oxigênio dissolvido e DBO e com relação à presença de organismos aeróbios. Todavia, isso não significa necessariamente que ela esteja livre de organismos patogênicos.

Além da autodepuração do curso d'água, outro fator importante para a melhoria das condições de qualidade da água é o tratamento prévio das águas residuárias lançadas no manancial. Pois o potencial poluidor do esgoto, dado pela sua DBO e pela concentração de

oxigênio dissolvido são muito influentes no processo de depuração. Daí a necessidade de tratar os efluentes de esgoto antes de lançá-los aos rios.

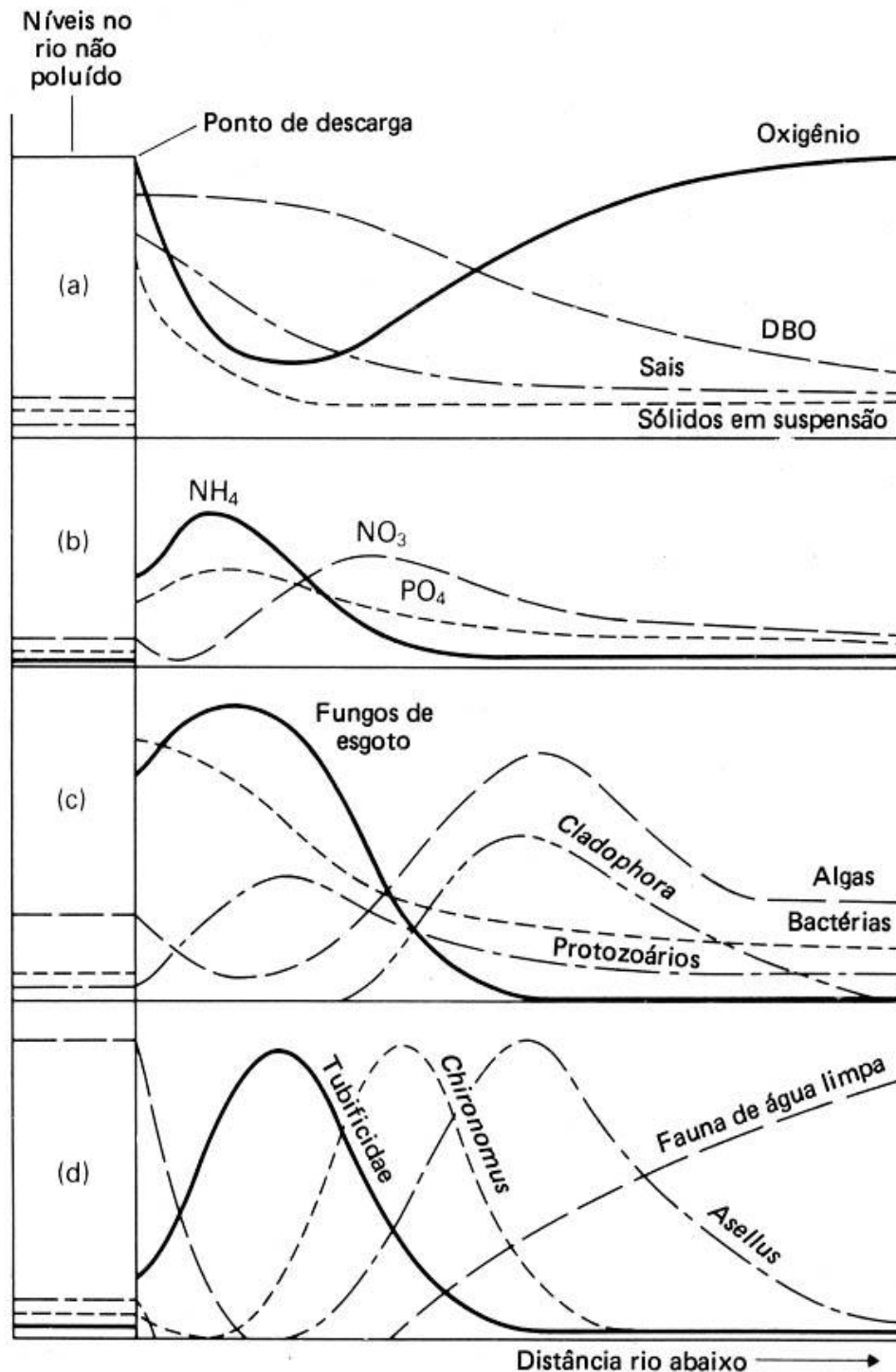


Figura 10- Representação esquemática dos efeitos de um efluente orgânico sobre um rio.
Fonte: Mellanby (1982).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

O município de Fortaleza possui uma área de aproximadamente 336 km² e está localizado na zona litorânea do estado do Ceará, região Nordeste do Brasil, limita-se ao norte com o Oceano Atlântico, ao sul com os municípios de Pacatuba, Eusébio, Maracanaú e Itaitinga, ao leste com o município do Eusébio e o Oceano Atlântico e ao oeste com o município de Caucaia, como apresentado na Figura 11 (IPECE, 2007).

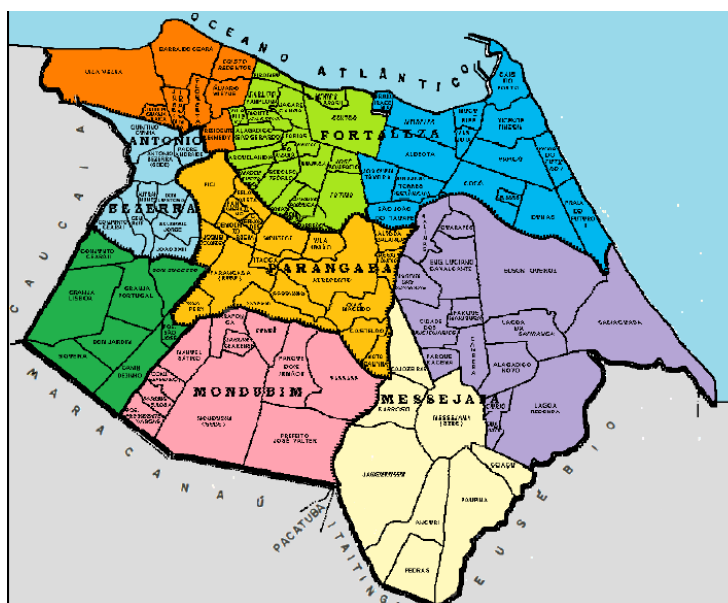


Figura 11 – Delimitação geográfica de Fortaleza. Fonte: P.M.F, 2004.

A população de Fortaleza está próxima a dois milhões e meio de habitantes - 2.452.185 (IBGE, 2010), colocando a cidade entre as mais populosas do Brasil. Fortaleza possui muitos mananciais em seu território, dentre rios e lagoas. Entre as lagoas, as maiores e mais importantes são as de Parangaba, Messejana, Opaia, Maraponga e Porangabussu. Dentre os rios pode-se destacar o rio Ceará, que marca a divisa do município de Fortaleza com o de Caucaia desembocando na praia da Barra do Ceará; o rio Maranguapinho, maior afluente do rio Ceará, nasce na serra de Maranguape e tem uma extensão de 34 km dos quais 17 km passam por dentro de vários bairros da capital; e o rio Cocó, que é o mais importante rio de Fortaleza. É neste rio onde está localizada a área verde mais importante da cidade, o Parque Ecológico do Cocó. O rio Coaçu é o maior afluente do Cocó e divide a capital cearense do Município de Eusébio e o rio Pacoti faz a divisa entre os municípios de Fortaleza e Aquiraz

(SILVA e CAVALCANTE, 2000). O bairro Jangurussu, onde o lixão do Jangurussu está inserido, localiza-se na Secretaria Executiva Regional VI (SER VI⁴).

4.2 Aspectos Metodológicos para Caracterização da Qualidade da Água

Este estudo fez parte de um projeto financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq (Processo 577054/2008-2) e foi desenvolvido em quatro etapas principais: revisão da literatura, visitas “in loco” para escolha e georreferenciamento dos pontos de coleta das águas e análise das amostras em laboratório, com duração de 2009 a 2011.

4.2.1 Pontos de coleta

A distribuição dos pontos de coleta para monitoramento tomou como referência o sentido do fluxo do rio, conforme a seguinte disposição: dois pontos à montante do lixão (P1 e P2), um ponto após a comunidade ribeirinha e no início do lixão (P3), dois pontos durante o lixão (P4 e P5) e um ponto à jusante (P6), como apresentado na Figura 12.



Figura 12 – Localização do Lixão do Jangurussu. Fonte: GOOGLE EARTH, 2011.

⁴ Secretarias descentralizadas do município de Fortaleza, ao todo são 7, com a SER do centro da cidade.

Na Tabela 5 são apresentados os pontos de amostragem e referidas coordenadas UTM e Geográficas e nas Figuras abaixo, 13, 14, 15, 16 e 17, são apresentadas as caracterizações visuais dos pontos de coleta.

Tabela 5 – Coordenadas UTM e Geográficas dos pontos de amostragem do rio Cocó.

	PONTOS DE AMOSTRAGEM	COORDENADAS	
		UTM	GEOGRÁFICAS
Rio Cocó	Ponto 1 (P1) – Montante do Lixão	24M 0552346/ 9576712	S 03°49'76" W 38°31'71"
	Ponto 2 (P2) - Montante do Lixão	24M 0552382/9576778	S 03°49'73" W 38°31'69"
	Ponto 3 (P3) – Início do Lixão	24M 0552599/ 9576968	S 03°49'62" W 38°31'57"
	Ponto 4 (P4) – Durante o Lixão	24M 0552797/9577070	S 03°49'57" W 38°31'46"
	Ponto 5 (P5) - Durante o Lixão	24M 0553009/ 9577238	S 03°49'48" W 38°31'35"
	Pont 6 (P6) – Jusante do Lixão	24M 0553161/9577288	S 03°49'45" W 39°31'27"



Figura 13 – Vista do Ponto 1 de coleta no rio Cocó, localizado em cima da ponte da Av. Presidente Costa e Silva. Destaque para presença de vegetação densa na área de coleta, o rio neste ponto, apresenta aspecto visual de lagoa, tendo em vista a falta de escoamento da água. Presença de galeria pluvial escoando para o rio.



Figura 14 – Vista do Ponto 2 de coleta no rio Cocó, primeiro ponto paralelo à comunidade que reside nas imediações do lixão. Início de turbilhonamento nas águas do rio, pois há uma declividade entre o ponto 1 para o ponto 2.



Figura 15 – Vista dos Pontos 3 e 4 de coleta no rio Cocó, os quais estão em paralelo com o lixão. No ponto 4 há revolvimento da massa de água, e o rio é aparentemente mais raso.



Figura 16 – Vista do Ponto 5 de coleta no rio Cocó, localizado no final do lixão.



Figura 17 – Vista do Ponto 6 de coleta no rio Cocó, localizado na ponte da avenida Pompílio Gomes. Presença de muitas empresas de reciclagem.

4.2.2 Logística e preservação das amostras

As coletas da água do rio Cocó foram efetuadas quinzenalmente entre 15/03/2010 e 08/12/2010, perfazendo um total de 14 coletas, no horário matutino (iniciadas entre 8:30 –

9:00 h e concluídas por volta das 11:30 – 12:00 h). As coletas foram divididas em período chuvoso (de março de 2010 a julho de 2010) e período seco (de agosto de 2010 a fevereiro de 2011), tal divisão baseou-se nos períodos caracterizados pela FUNCEME, e os números das precipitações estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Precipitações no litoral de Fortaleza no período das coletas.

Meses Das Coletas	Precipitações observadas (mm)	Precipitações esperadas (mm)	Meses Das Coletas	Precipitações observadas (mm)	Precipitações esperadas (mm)
Março 2010	136	274	Agosto 2010	0	13
Abril 2010	174	277	Setembro 2010	0	9
Maio 2010	75	166	Outubro 2010	0	5
Junho 2010	35	101	Novembro 2010	1	5
Julho 2010	14	40	Dezembro 2010	43	25
Total	434	858		44	59

Fonte: FUNCEME, 2012.

As amostras foram coletadas na superfície da coluna de água, com profundidade entre 20 e 40 cm. A sequência da execução das coletas seguiu sempre a mesma ordem, começando sempre pelo P1, depois P2, P3, P4, P5 e finalmente P6.

Para preservação das amostras, utilizaram-se frascos de vidro para análise de Coliforme Termo Tolerante - CTT, metais, DBO e o restante das amostras foram coletadas e armazenadas em reservatórios de polietileno, com capacidade para 5 L, como apresentado na Figura 18. Os recipientes de vidro utilizados para coleta das amostras foram previamente rotulados e autoclavados, já os reservatórios de polietileno foram esterilizados com solução de ácido clorídrico a 10% por 24 h. Após as coletas, as amostras foram acondicionadas em caixas térmicas, a temperatura de 4° a 10°C, e encaminhadas ao Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) do Instituto Federal do Ceará (IFCE) para processamento imediato e adequada preservação.



Figura 18 - Coleta e armazenamento nos reservatórios de polietileno.

4.3 Análises realizadas

As variáveis analisadas foram: DQO; DBO; nitrato; nitrito; amônia; ortofosfato; fósforo total; condutividade; CTT; turbidez; OD, pH e metais pesados, todas as análises seguiram a metodologia proposta em APHA (1998). O método de realização das análises está apresentado na Tabela 7.

Tabela 7 - Variáveis monitoradas durante o desenvolvimento da pesquisa.

Variável	Método Empregado
Amônia	Nesslerização Direta
Nitrito	Colorimétrico
Nitrato	Método colorimétrico do Salicilato de sódio
Fósforo total	Método colorimétrico do Ácido Ascórbico
Ortofosfato	Método colorimétrico do Ácido Ascórbico
pH	Potenciometria
Turbidez	Turbidímetro
Condutividade	Condutivímetro
DBO	Método da diluição e incubação a 20° C - 5 dias
DQO	Método da digestão com dicromato em meio ácido
OD	Método de Winkler modificado pela azida sódica
CTT	Técnica dos tubos múltiplos
Metais	Espectrofotometria de absorção atômica de chama

4.4 Teste Estatístico

Foram utilizados testes de estatística simples, do software Excel, Q1, Q3, mínimo, média, máximo. Estas funções representam 25% das amostras que estiveram naquele intervalo de valores, 75% das amostras que estiveram naquele intervalo de valores, o menor valor observado, a média dos valores e o maior valor, respectivamente.

4.5 Índice de qualidade de água – IQA

O IQA permite o acompanhamento da qualidade da água, podendo ser instrumento de apoio à tomada de decisões pelo poder público. Na presente pesquisa, utilizou-se o IQA proposto pela Rede das Águas, o qual consiste em um guia de avaliação da qualidade da água (conforme anexo 1). Tal instrumento estima a qualidade da água através da análise de quatorze parâmetros, quais sejam eles: transparência da água, espumas, lixo flutuante, cheiro, material sedimentável, peixes, larvas e vermes vermelhos, lavas e vermes transparentes ou escuros, coliformes, oxigênio dissolvido, DQO, pH, nitrato e fósforo. Com o somatório da pontuação estabelecida no guia para cada parâmetro, o IQA é classificado de acordo com seu grau de poluição, conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 – Índice de qualidade da água estabelecido no guia da Rede das águas.

IQA	
Pontuação	Nível de qualidade
Entre 14 e 20 pontos	Péssima
Entre 21 e 26 pontos	Ruim
Entre 27 e 35 pontos	Aceitável
Entre 36 e 40 pontos	Boa
Acima de 40 pontos	Ótima

Fonte: Rede das Águas, 2002.

Caso ocorresse impossibilidade de obter algum dos parâmetros de avaliação, dever-se-ia dividir o número total de pontos obtidos pelo número de pontos medidos, e em seguida multiplicado o resultado por 14.

4.6 Determinação do índice de estado trófico – IET

O Índice do Estado Trófico tem por finalidade classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, ou seja, avalia a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo das algas ou ao aumento da infestação de macrófitas aquáticas (CETESB, 2011). Nesse índice, os resultados calculados a partir dos valores de fósforo, devem ser entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo (ANA, 2011). A determinação do IET foi feita de acordo com Lamparelli (2004) a partir do emprego da Equação 1:

$$IET = 10 * (6 - ((0,42 - 0,36 * (\ln * PT)/\ln 2))$$

Equação 1

Sendo: fósforo total (Pt) expresso em mg.L⁻¹.

Os valores do IET foram classificados segundo classes de estado trófico, apresentadas na Tabela 8 abaixo, juntamente com suas características.

Tabela 9 - Classe de estado trófico e suas características principais.

Valor do IET	Classes do Estado Trófico	Características
= 47	Ultraoligotrófico	Corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa.
47 < IET ≤ 52	Oligotrófico	Corpos d'água limpos, de baixa produtividade.
52 < IET ≤ 59	Mesotrófico	Corpos d'água com produtividade intermediária.
59 < IET ≤ 63	Eutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais.
63 < IET ≤ 67	Supereutrófico	Corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais. Ocorrem com frequência episódios florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos.
> 67	Hipereutrófico	Corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Fontes: Adaptado de CETESB (2007); LAMPARELLI (2004).

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

O Rio Cocó por não estar enquadrado oficialmente em nenhuma classe passa automaticamente a ser considerado água doce classe 2, segundo a resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). As águas doces de classe 2 apresentam as seguintes características: “classe 2: a) águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) água com proteção das comunidades aquáticas; c) águas com recreação de contato primário; águas que podem ser usadas na irrigação de hortaliças, plantas frutíferas, parques, e áreas nas quais o público possa vir a ter contato direto ; e e) águas com uso na aquicultura e a atividade de pesca.” (BRASIL, 2005).

Nesse contexto, a análise das variáveis, assim como do índice de estado trófico e de qualidade de águas, tomará como pressuposto o que foi postulado na Resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente, assim como a resolução 430/2011, a qual complementa a Resolução 357/2005.

5.1 Análises Físicas, Químicas e Biológicas

O CONAMA definiu como padrão um pH entre 5 e 9 para águas doces classe 2, de acordo com a resolução 430/2011. Valores diferentes dessa faixa de pH não são adequados à manutenção da vida aquática, influenciando diretamente sobre a fisiologia de diversas espécies. No presente estudo observou-se que todos os dados coletados estavam dentro do padrão estabelecido pela resolução em vigor.

Aparentemente, as precipitações não influenciaram no potencial hidrogeniônico. Para Esteves (1998), o pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes e ao mesmo tempo uma das mais difíceis de interpretar. Tal complexidade se deve ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. Na maioria das águas naturais, segundo este autor, o pH da água é influenciado pela concentração de íons H^+ originados na dissociação do ácido carbônico que gera valores baixos de pH e das reações de íon carbonato e bicarbonato com a molécula de água, que elevam os valores de pH para a faixa alcalina.

Os menores valores de pH foram observados no período em que houve precipitação. Desta forma, a possível explicação para tal comportamento da variável é a concentração de íons H^+ da água das chuvas de grandes cidades – consideradas poluídas, a qual é considerada alta, o que provoca, conseqüentemente pH ácido (MOLINA, 2006; BARROS *et al.*, 2008). A pouca variação entre uma estação e outra em quase todos os meses deste estudo, indicam que

a contaminação do rio exerceu pouca influencia sobre este parâmetro no período seco, exceto no momento das primeiras chuvas no local, onde ocorre carreamento de material particulado que está no solo, e pode influenciar na acidez das águas. Na Figura 19 fica melhor visualizada a variação do pH no decorrer do estudo.

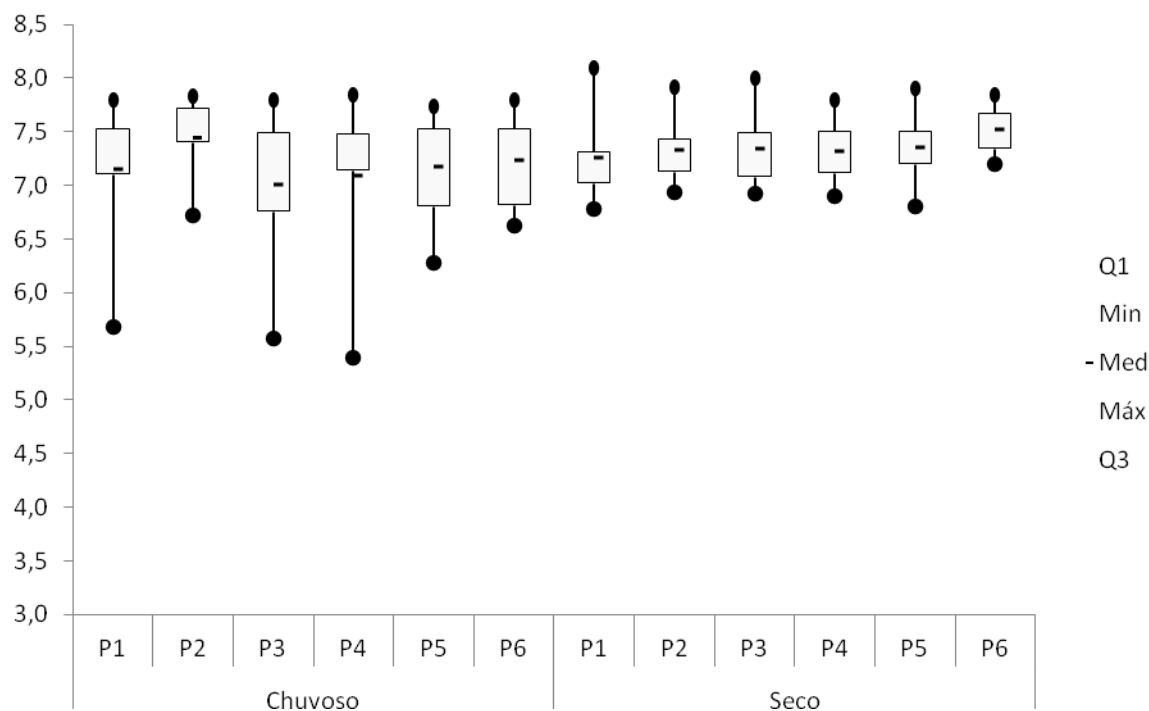


Figura 19 – Variação do pH nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.

Hespanhol (2009) também observou que o pH dos ribeirões Morangueiro e Sarandi, em Maringá, onde havia predominância de uso urbano e agrícola da bacia hidrográfica, também não sofreu influencia significativa das precipitações pluviométricas, mesmo detectando valores elevados de carga orgânica alóctone. A autora relatou que a variação de pH também ficou, como no presente estudo, na faixa do padrão da Resolução CONAMA 357/2005, não sendo esta variável influenciada pela poluição.

Em relação à condutividade elétrica, a mesma variou pouco no decorrer deste estudo, tanto do ponto de vista da presença de precipitações, como da disposição dos pontos de coleta. As médias dos seis pontos no período chuvoso foi de 0,9, 1, 0,9, 0,9, 0,9, 0,9 mS para os pontos P1, P2, P3, P4, P5 e P6, respectivamente, e de 0,8 mS nos seis pontos no período sem precipitações.

A condutividade elétrica indica a capacidade da água natural de transmitir corrente elétrica em função da presença de substâncias dissolvidas que se dissociam em ânions e cátions, é também um importante indicador de eventual lançamento de efluentes por relacionar-se à concentração de sólidos dissolvidos (LIBÂNIO, 2008).

Os maiores valores obtidos para condutividade foram no P1, P3, P4 e P5. No P1, há entrada de esgoto pela galeria pluvial que desemboca no rio Cocó, situação que pode ter conferido maior valor da condutividade no P1. Nos pontos 3,4 e 5, que são os pontos mais próximos do lixão, o aumento nos valores da condutividade pode ser indicativo da presença do percolado do lixão que ainda contamina o trecho do rio (LAUREANO e SHIRAIWA, 2008), como apresentado na Figura 20.

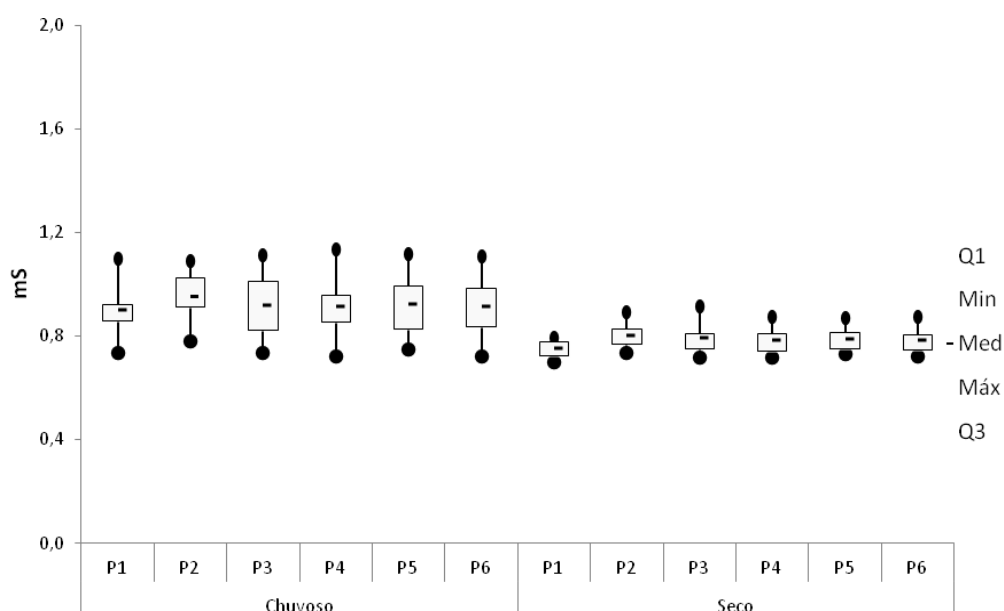


Figura 20 – Variação da condutividade nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.

Godoi (2008), avaliando a qualidade das águas do Córrego Pirajuçara em São Paulo, uma região densamente poluída, também infere que valores maiores de condutividade são representativos de contaminação por esgotos domésticos, no entanto, os valores obtidos pela autora variaram de 181 a 589 $\mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$, valores superiores aos encontrados no presente estudo.

Conforme observado, os valores encontrados para condutividade elétrica no Rio Cocó, indicam que o despejo de esgotos não foi significativo para que ocorressem altas concentrações de sais na água.

Para a variável turbidez, os valores médios encontrados nos pontos tiveram oscilações consideráveis tanto no período chuvoso quanto no seco. Para o primeiro, as médias dos pontos foram 21; 29; 27; 28; 29 e 28 UT, respectivamente para o P1, P2, P3, P4, P5 e P6. É válido observar a coleta do dia 15/06/2010, no qual houve aumento considerável da turbidez de todos os pontos, sendo atribuído à precipitação ocorrida no dia anterior a coleta.

Com as chuvas, há o escoamento do material particulado que ficou armazenado na base do lixão pelos lançamentos clandestinos, como pode ser visualizado nas Figuras 21 e 22, o que termina por acarretar turvação da água. Semelhante a este estudo, Borges (2008) ao analisar a qualidade da água do manancial de abastecimento público de Ouro Preto, Ribeirão do Funil em Minas Gerais, observou também aumento na turbidez da água quando havia precipitações.

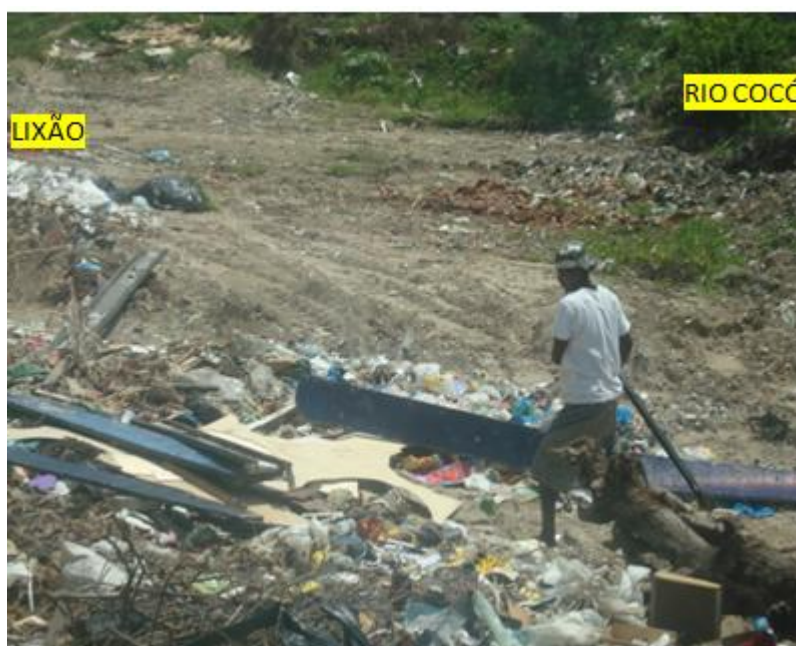


Figura 21 – Lançamento clandestino de resíduos na base do lixão do Jangurussu.

Conforme Borges (2008), as chuvas provocam o escoamento de partículas para dentro do leito do rio, além de aumentar o volume e a vazão da água, o que influencia na ressuspensão dos sedimentos e na erosão de encostas das margens, o qual contribui para o aumento da turbidez.



Figura 22 – Despejo de empresa de gesso na base do lixão.

No período seco, observou-se diminuição dos valores de turbidez das águas do rio Cocó, como apresentado na Figura 23, ficando as médias em 20; 19,4; 19; 19; 21; e 23 UT. Conforme preconiza a resolução CONAMA 357/2005, a turbidez de águas doces classe 2 terá máximo de 100 UT, valor este não ultrapassado em nenhuma coleta, com nenhum ponto.

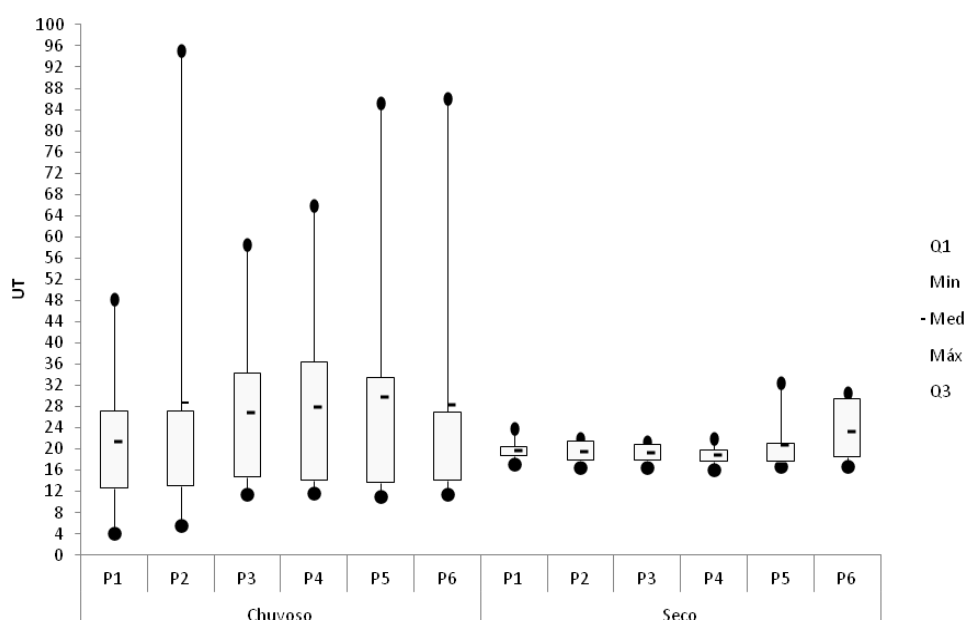


Figura 23 – Variação da turbidez nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.

Almeida e Schwarzbald (2003) também atentaram para o fator sazonal, que interfere na análise da qualidade da água, consequentemente, na análise da turbidez, dada a ação de remoção de partículas pela chuva.

Pessoa (2002) obteve valores de turbidez variando de 4 a 84 UT no rio Cocó, no trecho foz do na praia do Caça e Pesca e a jusante do “lixão” do Jangurussu sob aponte da Avenida Deputado Paulinho Rocha, respectivamente, com maiores valores no período de chuva, assim como no presente estudo. É salutar ressaltar que o trecho que Pessoa (2002) analisou a jusante do lixão do Jangurussu foi o mesmo estudado nesta pesquisa, e a proximidade dos valores encontrados pode corroborar o perfil de escoamento do rio Cocó, assim como os seus desníveis.

Resultado semelhante à este trabalho foi encontrado por Godoi (2008), que avaliou a qualidade das águas superficiais urbanas, especificamente no Córrego Pirajuçara - SP, e constatou que os valores maiores de turbidez foram encontrados quando houve precipitações pluviométricas, tendo máxima de 69 UT. O corpo hídrico analisado pelo referido autor, assim como o Rio Cocó, possui extensa área que percorre a cidade de São Paulo, sofrendo impactos com o lançamento de esgotos domésticos e resíduos sólidos.

Com relação à concentração de oxigênio dissolvido, observou-se que houve variações significativas ao longo das coletas, podendo-se observar médias no período chuvoso 3,3, 2,5, 2,8, 2,7, 3,1, 2,6 mg.L⁻¹; e 1,8, 1,2, 2,2, 2,2, 1,7, 1,6 mg.L⁻¹ no período seco, para os pontos P1, P2, P3, P4, P5 e P6, respectivamente, apresentando maiores concentrações no período chuvoso.

O lançamento de matéria orgânica na água resulta no seu processo de estabilização, que é realizado por micro-organismos, tais como as bactérias presentes nos cursos d'água, sobretudo as aeróbias. Porém, estas bactérias promovem a biodegradação da matéria orgânica consumindo parte do oxigênio dissolvido (OD) presente nas águas dos rios ou lagos (MACHADO *et al.*, 2003). Na Figura 24 é mostrado o comportamento desta variável ao longo dos seis pontos de coleta.

O artigo 15 da Resolução CONAMA 357/2005 definiu que se aplicam às águas doces de classe 2 as condições e padrões da classe 1 previstos no artigo anterior, à exceção de alguns parâmetros, inclusive OD, que em qualquer amostra, não deve ser inferior a 5 mg.L⁻¹.O₂, valor este não alcançado em nenhuma das amostras coletadas.

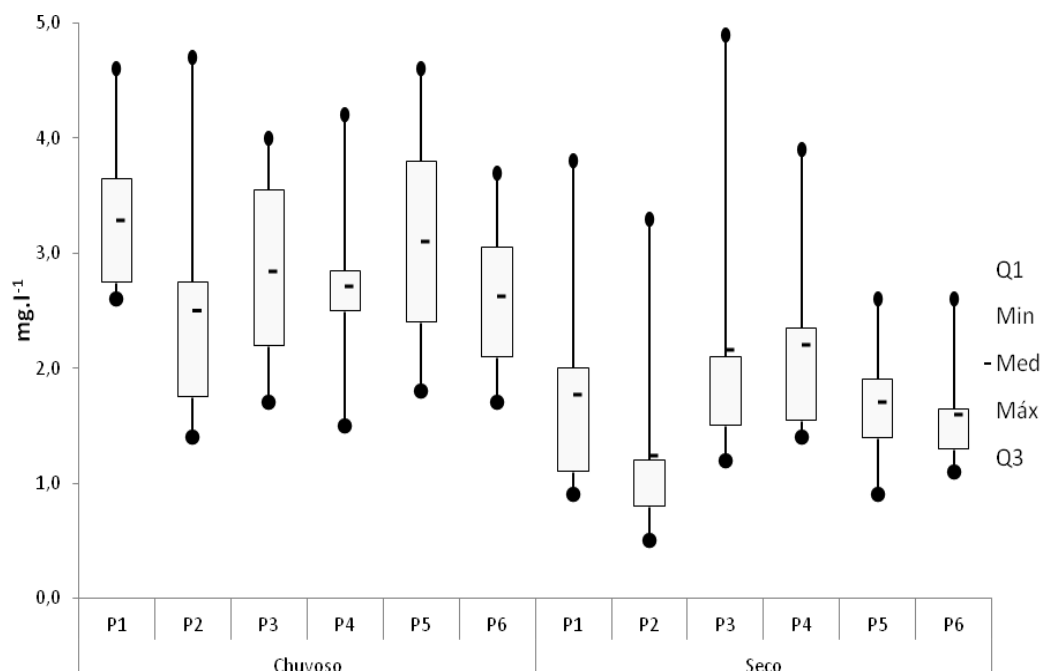


Figura 24 – Variação de oxigênio dissolvido nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.

Pessoa (2002), também analisando as águas do rio Cocó, alcançou variações de 0,14 mg.L⁻¹.O₂ a 10,28 mg.L⁻¹.O₂ ao longo de 4 pontos de coletas. Essa amplitude de variação foi atribuída aos pontos em que o autor obtinha amostragem, por exemplo, no ponto em que se registrou maior percentual de OD, 10,28 mg.L⁻¹.O₂, foi o ponto mais livre de influências antrópica, localizava-se na zona estuarina do manancial. Em contrapartida, o valor mais baixo foi encontrado nos pontos próximos a lançamentos de esgoto *in natura*. No ponto de coleta próximo ao lixão do Jangurussu, Pessoa (2002) obteve variação de OD de 0,3 a 5,7 mg.L⁻¹.O₂, com as maiores concentrações registradas no período chuvoso, assim como neste trabalho.

Em estudo similar, realizado por Madruga *et al.*, (2008) sobre o córrego dos Macacos, do Rio Mogi Guaçu em São Paulo, o teor de OD médio alcançou 3,9 mg.L⁻¹.O₂, enquanto os valores mínimos e máximos foram de 3,45 e 4,27 mg.L⁻¹.O₂ , respectivamente, indicando, de acordo com os autores, diminuição da qualidade das águas do córrego.

Valores muito baixos de oxigênio dissolvido em rios são característicos de elevado aporte de matéria orgânica proveniente de esgotos domésticos, sendo que, as concentrações de OD podem diminuir no período de chuvas, devido ao possível arraste de matéria orgânica e outros poluentes presentes na bacia hidrográfica, para o manancial (SANTOS, 2007). Porém,

existem outras possibilidades registradas na literatura, como as de SILVA *et al.* (2008) e GODOI, (2008), por exemplo, onde os autores observaram que as chuvas não foram determinantes para a diminuição do OD das águas, atribuindo tal situação à maior circulação de águas ocasionada pelo aumento do volume presente no ambiente na estação chuvosa, assim como características do rio – ressalto hidráulico, e da bacia de drenagem podem ser determinantes nesta avaliação.

Em acordo com o presente estudo, Mizutori (2009) observou variação de 0,4 a 9,4 mg.L⁻¹.O₂ e Godoi (2008) obteve variação de 0 a 3,52 mg.L⁻¹.O₂, ambos monitorando rios urbanos, também perceberam que com as chuvas, as concentrações do oxigênio dissolvido encontradas eram maiores que no período de estiagem.

Os baixos valores de OD encontrados refletem a situação de degradação do manancial em estudo, uma vez que o oxigênio participa ativamente no processo de autodepuração dos corpos de água (PIVELI e KATO, 2006). O excesso de matéria orgânica alóctone degradada pelos micro-organismos consome o OD disponível, o que acarretada sua diminuição no ambiente e consequentemente pode causar desequilíbrio no ecossistema do rio.

Para a concentração da demanda bioquímica de oxigênio, foi verificada uma variação de 2 mg.L⁻¹ a 61 mg.L⁻¹ ao longo dos ponto de coleta, e durante o período seco, pois não houve análise dessa variável no período chuvoso, como mostra a Figura 25. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) retrata a quantidade de oxigênio requerida para estabilizar, por meio de processos bioquímicos, o material orgânico.

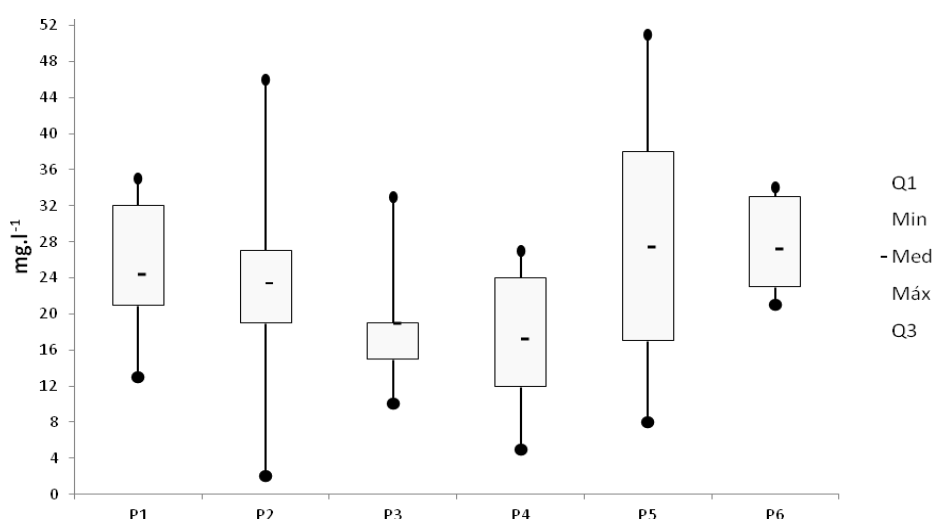


Figura 25 - Variação da DBO nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.

A DBO encontrada no rio Cocó ultrapassou o limite máximo estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005, que é de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$, com variações médias para os pontos 1, 2, 3, 4, 5 e 6: 28 mg.L^{-1} , 28 mg.L^{-1} ; 22 mg.L^{-1} ; 32 mg.L^{-1} e 32 mg.L^{-1} respectivamente, no período seco.

A Companhia de Saneamento Ambiental (CETESB, 2005), classificou as águas com DBO menor de que 4 mg.L^{-1} como águas limpas, e como poluídas as que possuem valores de DBO maiores que 10 mg.L^{-1} . Baseando-se nesta classificação, no que diz respeito à DBO, as águas do rio Cocó, que se localizam no trecho circunvizinho ao lixão do Jangurussu, podem ser consideradas poluídas.

Já a demanda química de oxigênio registrada, apresentou variação de 0 mg.L^{-1} a 434 mg.L^{-1} . O teste de DQO mede o consumo de oxigênio ocorrido durante a oxidação química da matéria orgânica. O valor obtido é, portanto, uma indicação indireta do teor de matéria orgânica presente (VON SPERLING, 2005).

O maior valor encontrado para esta variável foi registrado no Ponto 1, o qual está localizado a montante do lixão, nas proximidades de uma comunidade desprovida de esgotamento sanitário e que lança seus esgotos diretamente no rio através de ligações clandestinas na rede de galeria pluvial, como apresentado na Figura 26.



Figura 26 – Lançamento de esgoto por galeria pluvial no Ponto 1, localizado a montante do lixão do Jangurussu.

Os valores de DQO no estudo de Madruga *et al.*, (2008) acerca do rio Mogi Guaçu em São Paulo, a montante e a jusante da foz do córrego dos Macacos atingiram 11,4 e 17 mg.L⁻¹ respectivamente, valores menores dos que os encontrados no presente trabalho. Na pesquisa de Sampaio (2007) a média da Lagoa de Parangaba apresentou teor de matéria oxidável com valor de 84 mg.L⁻¹. Assim, é possível verificar que os teores identificados no rio Cocó estão demasiadamente altos, indicando que o rio está recebendo aportes exógenos de matéria orgânica recalcitrante continuamente, como apresentado pela relação entre DQO e DBO na Tabela 10.

Tabela 10 – Relação entre DQO e DBO nos pontos de coleta feita com valores do período seco.

	P1	P2	P3	P4	P5	P6
DQO/DBO	0,7	1,0	2,5	2,6	1,4	2,7
	2,8	6,1	9,7	7,9	6,7	4,5
	2,7	9,7	2,7	1,3	3,0	0,6
	3,3	1,3	4,9	5,3	1,8	3,2
	3,2	4,5	4,6	2,9	4,8	6,2
	1,0	1,2	2,8	2,5	1,5	1,7
	3,7	4,6	4,2	3,7	3,5	5,1

A relação DQO/DBO expressa o grau de biodegradação dos compostos presentes na água. Quanto maior a relação, maior a concentração de material de difícil degradação no manancial (Metcalf e Eddy, 1992). A razão DBO/DQO reflete o grau de degradação dos lixiviados no lixão. Kjeldsen *et al.* (2002) verificaram que a composição do percolado é dependente do estágio de degradação dos resíduos. Na fase ácida, a concentração é alta devido ao aumento da matéria orgânica e ocorre formação da amônia. Na fase metanogênica, o conteúdo significativo dissolvido da matéria orgânica decresce e a composição da matéria orgânica modifica-se, indicado por altas relações DQO/DBO.

Quanto às frações nitrogenadas, as médias obtidas para nitrogênio amoniacal no período chuvoso foram 36, 33, 36, 34, 39, 36 mg.L⁻¹ e para o período seco 54, 64, 65, 60, 72, 54 mg.L⁻¹, para os pontos P1, P2, P3, P4, P5 e P6, respectivamente. Observou-se que as maiores médias foram registradas no período seco, como pode ser visualizado na Figura 27.

No estudo de Pessoa (2002), a relação da concentração de nitrogênio amoniacal com as precipitações pluviométricas não foi condizente com a encontrada nesta pesquisa, na qual os valores de amônia foram superiores no período chuvoso, o que, segundo o autor, foi atribuído à maior vazão de esgoto e chorume no rio Cocó, além de carreamento de material presente nas margens do rio.

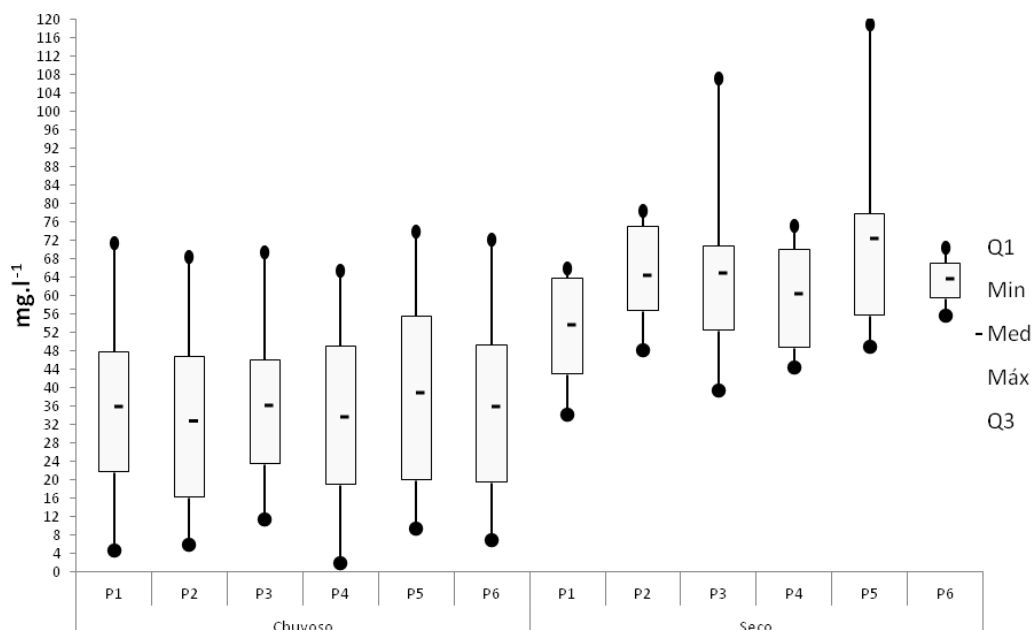


Figura 27 – Variação da amônia nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.

Pessoa (2002) relatou que as suas menores concentrações de amônia no período chuvoso poderiam ser atribuídas a maior oxigenação da coluna de água, fazendo com que ocorresse maior diluição deste composto nitrogenado e pela maior oxidação favorecendo o processo de nitrificação.

Para Pessoa (2002), a fonte mais comprometedora do ciclo de nitrogênio foi o despejo de esgoto doméstico, sem tratamento prévio, lançado *in natura* nos corpos de água. O que foi verificado em seu trabalho, visto que, os pontos de coleta de maiores concentrações de amônia foram aqueles que sofreram maiores interferências antrópicas estações a jusante do lixão do Jangurussu.

Branco (1981) relatou que as altas concentrações de nitrogênio amoniacal são acompanhadas por baixos valores de oxigênio dissolvido, como foi confirmado neste estudo, onde se observou, por exemplo, na coleta 15/04/2010, que o pico de amônia foi acompanhado por baixos valores de oxigênio dissolvido, fato que pode ser atribuído à utilização do oxigênio dissolvido pelas bactérias que oxidam a amônia.

Lamparelli (2004), estudando graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo encontrou concentrações de nitrogênio amoniacal em média de $1,24 \text{ mg.L}^{-1}$, para 610 pontos estudados. Estes valores da concentração de nitrogênio amoniacal foram muito inferiores aos encontrados na presente pesquisa sobre um trecho do rio Cocó, e esta diferença pode ter sido causada por fatores antrópicos como o lançamento de esgotos domésticos e industriais.

Para o nitrito, observou-se linearidade nos valores encontrados, como pode ser visualizado na Figura 28. No entanto, uma discreta diferença entre o período chuvoso e seco foi observada, com médias no período de maior precipitação $0,9 \text{ mg.L}^{-1}$; $0,85 \text{ mg.L}^{-1}$; $0,9 \text{ mg.L}^{-1}$; $0,95 \text{ mg.L}^{-1}$; e $0,9 \text{ mg.L}^{-1}$, e no período subsequente, seco, as médias foram $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$; $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$; $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$; $0,25 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,25 \text{ mg.L}^{-1}$, para os pontos P1, P2, P3, P4, P5 e P6, respectivamente.

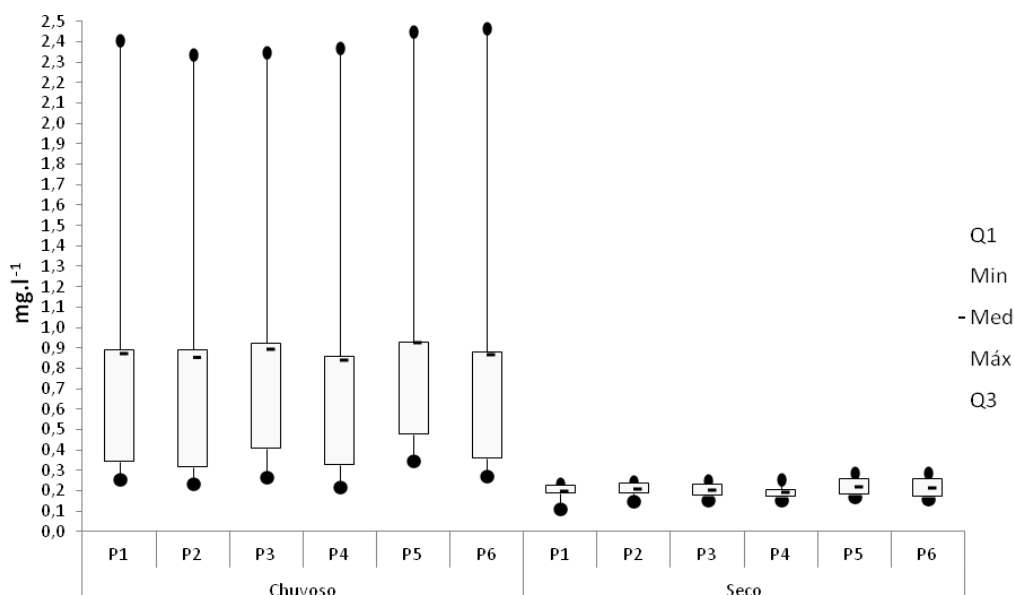


Figura 28 - Variação do nitrito nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.

Em ambientes naturais, a concentração de nitrito é baixa, se comparada à de N-amoniacal e nitrato. Geralmente em mananciais poluídos, é que a concentração de nitrito pode assumir valores significativos (ESTEVES, 1988). No entanto, se a poluição interferir na concentração de oxigênio dissolvido, a conversão de nitrito e nitrato ficará afetada (GODOI, 2008), fato ocorrido neste estudo, visto que os baixos valores de oxigênio dissolvido não foram suficientes para que houvesse conversão para as formas mais oxidadas do nitrogênio.

Com relação aos valores de nitrato, estes podem ter sido resultado do aporte a partir das margens do rio (SAWYER *et al.*, 1994), visto que a concentração de oxigênio dissolvido parece não ter sido suficiente para conversão até nitrato, pois como pode se visto na Figura 29, a maior concentração foi de $0,60 \text{ mg.L}^{-1} \text{ NO}_3^-$. Godoi (2008) também não obteve concentrações significativas de nitrato avaliando as águas do córrego Pirajuçara em São Paulo, e atribuiu tal situação aos baixos valores de oxigênio dissolvido do manancial que provocam condições de anoxia nas águas do córrego.

A fração mais oxidada do nitrogênio também pode identificar poluições antigas, considerando-se despejos por cargas orgânicas (VON SPERLING, 2005). Diante dessa informação é necessário ressaltar que o lixão do Jangurussu parece não ser a única fonte de contaminação do rio Cocó, estando essa função atrelada aos esgotos domésticos lançados continuamente.

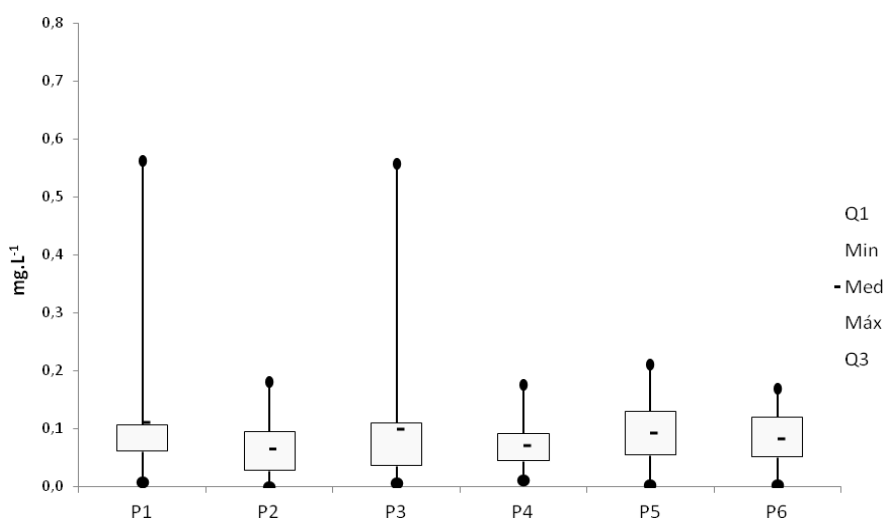


Figura 29 - Variação do nitrato nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.

Quanto às frações fosfatadas, Reynolds (2006) comentou que estas se apresentam no ambiente aquático como fator determinante para o crescimento de vegetais, sendo componente dos ácidos nucleicos e do ATP e, portanto, essencial no processo de síntese enzimática e transferência de energia, a nível celular.

A média total dos valores encontrados de fósforo total, na presente pesquisa durante o período chuvoso foram 17, 17, 14,5, 15, 14,5 e 15 mg.L⁻¹ e 16, 15, 15,5, 15, 17, e 17,5 mg.L⁻¹ para os pontos P1, P2, P3, P4, P5 e P6, respectivamente, durante o período seco. Os valores encontrados ultrapassam em todas as coletas o limite para classe 2 do CONAMA 357/2005 que é de 0,1 mg.L⁻¹, como pode ser visualizado na Figura 30.

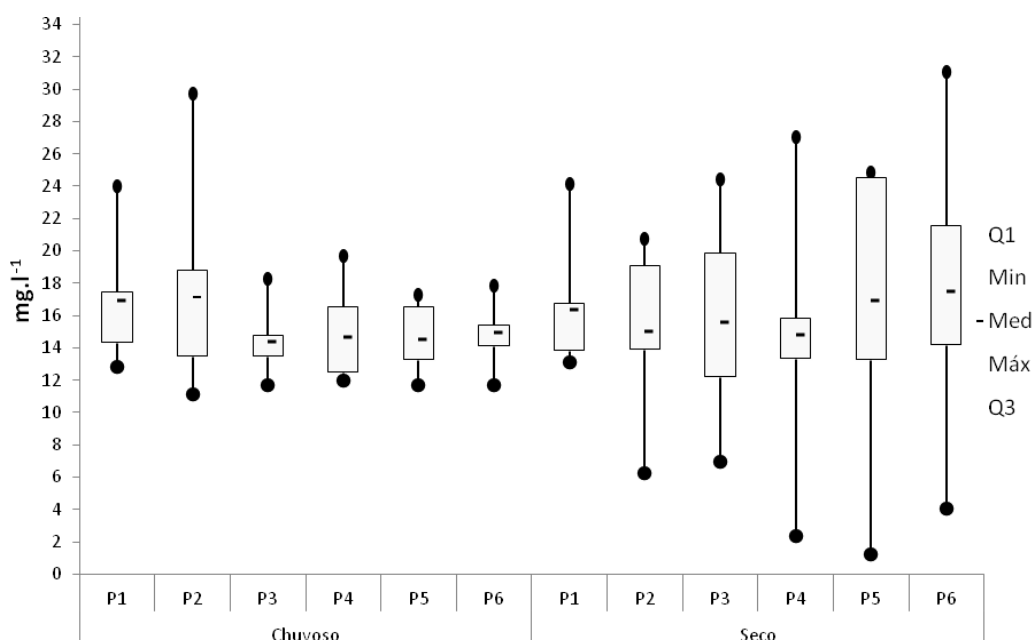


Figura 30 – Variação do fósforo total nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.

O fósforo em ambientes aquáticos naturais, normalmente ocorre na forma oxidada como fosfato, podendo estar na fração inorgânica, geralmente como ortofosfato, ou orgânica. Em esgotos domésticos o fósforo se encontra principalmente como fosfato e, segundo Araújo (1993), seus teores são geralmente de 6,5 – 9,0 mg.L⁻¹ de fósforo total e 2,0 – 7,0 mg.L⁻¹ de ortofosfato solúvel, valores superados em todos os pontos de coleta deste estudo.

A remoção de fósforo total do manancial ocorre pela assimilação, principalmente, como fósforo orgânico presente na biomassa e auxiliada pelo processo de sedimentação no

fundo do manancial (TUNDISI, 2008). Tal comportamento de sedimentação não foi observado nos pontos em estudo, pois as concentrações de fósforo se mantiveram praticamente as mesmas, não ocorrendo significativa sedimentação. Embora se trate de ambiente lótico, observou-se que o trecho do rio Cocó estudado possui baixa velocidade de escoamento de suas águas, principalmente, no período de estiagem. No entanto as contribuições permanentes de nutrientes de fontes pontuais e difusas podem ter contribuído significativamente para altas concentrações deste composto.

Em estudo realizado por Oliveira (1997) acerca da caracterização das águas do rio Cocó a montante, nas proximidades e a jusante do lixão do Jangurussu, o autor encontrou valores médios de fósforo total variando de $0,87 \text{ mg.L}^{-1}$ a $7,42 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo a menor concentração a montante do lixão e a maior nas proximidades do lixão. Já neste estudo, o menor valor encontrado para essa variável foi no P5, no final do lixão, o que indica que a principal fonte de poluição das águas do rio Cocó já não é somente o lixão do Jangurussu.

Embora segundo Esteves *et al.* (1988), as concentrações de fósforo estejam associadas à geologia da bacia de drenagem, os resultados encontrados são muito superiores se comparados com outros estudos como os de Lamparelli (2004), Oliveira (1997), Godoi (2008), Pessoa (2002) e Santos (2008).

Ainda segundo Lamparelli (2004), as concentrações médias dos nutrientes, sobretudo do fósforo, foram mais elevadas em corpos lóticos ($0,193 \text{ mg.L}^{-1}$) do que em ambientes lênticos ($0,075 \text{ mg.L}^{-1}$). Valores baixos de padrão para fósforo estão associados à importância ambiental do fósforo em mananciais. Concentrações elevadas de fósforo estão relacionadas ao processo de eutrofização, seja natural ou artificial, através da entrada contínua desse nutriente por meio dos esgotos domésticos (ALVES, 2012).

Para o ortofosfato, observou-se médias de 4,4, 4, 4, 4, 4, 4 mg.L^{-1} no período chuvoso e de 5,2, 5,4, 5, 5, 4,5, 5 mg.L^{-1} no período seco, para os pontos P1, P2, P3, P4, P5 e P6, respectivamente, como pode ser observado na Figura 31, chegando porém a alcançar, picos de concentração com $9,2 \text{ mg.L}^{-1}$ na coleta do dia 13/10/2010. Do ponto de vista limnológico, todas as formas de fosfato são importantes, no entanto, o ortofosfato (P-orto) assume maior relevância, por ser a principal forma de fosfato assimilado pelos organismos aquáticos e plantas (ESTEVES, 1998; SAWYER *et al.*, 1994).

O período seco parece ter tido certa influência sobre a dinâmica dessa variável, pois houve aumento na concentração deste composto nos pontos estudados. No entanto, é evidente

a grande variabilidade, o que era esperado ao longo do eixo montante-jusante, influenciando de maneira relevante a qualidade de água. Possivelmente esta variação é em consequência das intervenções antrópicas na área.

Pessoa (2002) em sua pesquisa constatou que no rio Cocó as maiores concentrações ($0,78 \text{ mg.L}^{-1}$) de ortofosfato foi encontrado no trecho próximo ao lixão o que evidencia as interferências antrópicas, principalmente pelo despejo de lixo e esgotos da população que vive as suas margens. O que também foi constatado nesta pesquisa, pois os valores médios de fósforo em todos os pontos estudados ficaram bem acima do que o permitido pela legislação ($< 0,1 \text{ mg.L}^{-1} \text{ P}$).

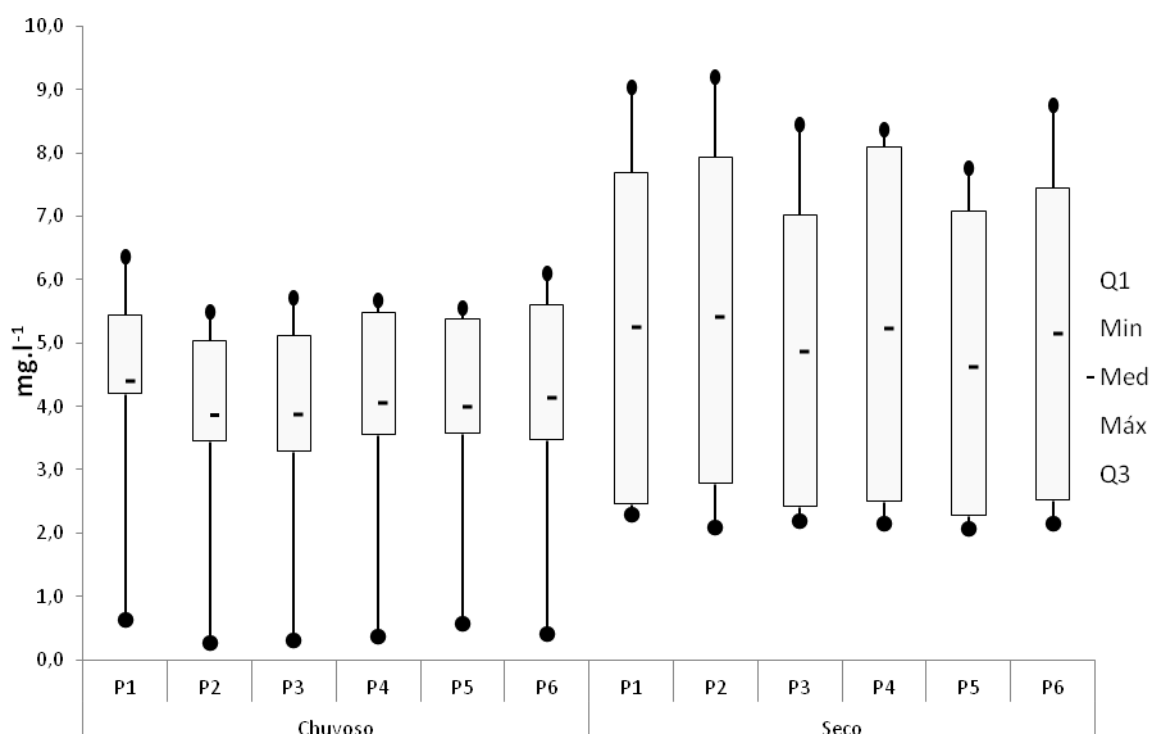


Figura 31 – Variação do ortofosfato nos pontos de coleta ao longo do período de amostragem.

5.1.2 Análises Microbiológicas

Na Tabela 11 estão apresentados os valores obtidos de coliformes termotolerantes – CTT expressos em número mais provável - NMP/ 100 mL nos seis pontos de coletas.

Em todos os pontos de coletas analisados pode-se constatar que a água do rio Cocó no trecho que circunda o lixão, segundo a Resolução do CONAMA N° 357/2005, é imprópria

para o consumo humano ou animal, a qual estabeleceu limite máximo de 1.000 coliformes termo tolerantes/100 mL em 80% das amostras analisadas.

Em termos de balneabilidade, o trecho analisado do rio encontra-se impróprio de acordo com a Resolução do CONAMA 274 de 24 de novembro de 2000, que considera desta forma, as águas cujo valor do NMP obtido na última amostragem for superior a 2500 coliformes por 100 mililitros.

Tabela 11- Variação da concentração de CTT nos diferentes pontos do rio Cocó.

Coleta	NMP/100 mL					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
10/jan/10	$5,0 \times 10^5$	$3,0 \times 10^5$	$2,4 \times 10^5$	$2,4 \times 10^5$	$9,0 \times 10^5$	$2,4 \times 10^5$
23/ago/10	$2,4 \times 10^5$	$5,0 \times 10^5$	$5,0 \times 10^5$	$1,3 \times 10^5$	$2,4 \times 10^5$	$5,0 \times 10^5$
13/out/10	$3,0 \times 10^5$	16×10^5	$3,0 \times 10^5$	$1,7 \times 10^5$	$2,4 \times 10^5$	$2,2 \times 10^5$
25/nov/10	$1,3 \times 10^5$	$9,0 \times 10^5$	$3,0 \times 10^5$	16×10^5	$1,1 \times 10^5$	$2,8 \times 10^5$
08/dez/11	$1,6 \times 10^5$	16×10^5	16×10^5	$1,6 \times 10^5$	$9,0 \times 10^5$	16×10^5
31/jan/11	$1,6 \times 10^5$	16×10^5	16×10^5	16×10^5	16×10^5	16×10^5
09/fev/11	$5,0 \times 10^5$	90×10^5	22×10^5	11×10^5	17×10^5	90×10^5
23/fev/11	160×10^5	28×10^5	35×10^5	160×10^5	22×10^5	160×10^5

Os valores do NMP de coliformes termotolerantes encontrados nas amostras analisadas do rio Cocó mostraram que este corpo hídrico encontra-se fortemente impactado por despejos domésticos.

5.1.3 Metais

Os metais pesados podem ocorrer naturalmente nas águas, porém em baixas concentrações, o aumento dessas concentrações é provocado, principalmente, por despejos de origem industrial, uso de fertilizantes e pesticidas, escoamento urbano, dentre outros (GONÇALVES, 2008). A presença de metais pesados foi constatada em todos os pontos e coletas realizadas. As concentrações médias obtidas encontraram-se constantes durante o monitoramento, e estão apresentadas na Tabela 12.

Segundo a resolução CONAMA 357/2005, observa-se que todos os valores máximos encontrados dos metais excedem o máximo permitido para o enquadramento das águas doces

em classe 2: 0,01 ppm, 0,009 ppm, 0,05 ppm, 0,3 ppm, 0,18 ppm respectivamente para o chumbo, cobre, cromo, ferro e zinco.

Tabela 12 - Variação das concentrações dos metais pesados para os pontos de coleta.

Metal	N° de amostragem	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5	Ponto 6
		Variação (ppm)	Variação (ppm)	Variação (ppm)	Variação (ppm)	Variação (ppm)	Variação (ppm)
Cr	12	0,2 a 4,4	0,03 a 4,52	0,2 a 4,47	0,03 a 4,43	0,02 a 4,41	0,04 a 4,41
Pb	13	ND a 2,1	ND a 2,3	ND a 2,0	ND a 2,1	ND a 2,0	ND a 2,3
Zn	12	ND a 6,22	ND a 0,57	ND a 1,19	ND a 0,73	ND a 0,98	ND a 4,19
Cu	11	ND a 0,23	ND a 4,51	ND a 0,22	ND a 0,21	ND a 0,22	ND a 0,22
Fe	5	0,82 a 1,89	1,02 a 2,27	1,3 a 2,18	0,81 a 2,22	0,86 a 2,15	1,02 a 3,25

ND – Não Detectável pelo método.

Com relação ao ferro, em todos os pontos observou-se que a concentração deste elemento manteve-se abaixo do limite permitido que é 5 ppm. Este elemento exerce grande influência na ciclagem de outros nutrientes importantes como o fosfato. Além disto, tem grande importância no metabolismo de certas bactérias, capazes de obter energia necessária para a redução de CO₂, a partir de oxidação das formas reduzidas de ferro (ESTEVES, 1998). No entanto, quando em grande quantidade pode conferir gosto desagradável a água e coloração avermelhada.

De acordo com Lima (2008) *apud* ⁵ Lixo Municipal (2002), a concentração de ferro no chorume produzido em lixões com média de 16 anos (o lixão do Jangurussu possui 14 anos de desativação) é de 0,6 ppm, o que pode indicar que o lixiviado produzido pelo lixão do Jangurussu ainda está poluindo o rio Cocó.

Também para o zinco a concentração média em chorume de lixões com idade de 16 anos foi ultrapassada em todas as coletas, para Lima (2008) a concentração é de 0,1 ppm. Com relação à legislação, somente o ponto 1 apresentou valor máximo acima do limite permitido que é 5 ppm. Isto pode ser explicado também pela presença de galeria pluvial neste

⁵ LIXO MUNICIPAL-Manual de Gerenciamento Integrado. 2° ed. Brasília, DF:CEMPRE, 370 p,2002.

ponto. De acordo com Pusch *et al.*, (2007) os metais comumente encontrados nas águas de escoamento urbanos são o zinco, chumbo, cobre, cádmio, cromo e níquel. Geralmente as concentrações de metais encontradas nestas águas são superiores para o zinco, com valores da ordem de 20 a 5.000 $\mu\text{g L}^{-1}$, seguido do chumbo e do cobre, com valores de 5 a 200 $\mu\text{g L}^{-1}$.

Furtado (2007) relatou que este elemento desempenha uma função essencial em centenas de processos corporais, do crescimento celular à maturação sexual e imunidade, até mesmo para os sentidos do paladar e do olfato, porém, em altas doses, o zinco é tóxico, pois ele se acumula no fígado, pâncreas, próstata, suco pancreático e líquido seminal.

A concentração do chumbo excedeu o limite permitido em 230 vezes, sendo a média encontrada em chorume de lixões 1 ppm. O cromo também foi encontrado em concentrações muito acima do permitido pela legislação e cerca de quatro vezes em concentração maior que o chorume considerado velho, segundo Lima (2008).

Em relação ao cobre, Oliveira Filho e Oliveira (2011) relatam que uma das principais formas de contaminação de águas é a ação antropogênica, através de fundição e mineração, pela queima de carvão como fonte de energia, pelos incineradores de resíduos dos aterros municipais e pelas excretas de animais e humanos (esgotos). A concentração do cobre em chorume de lixões com idade de 16 anos é, em média, menor que 0,5 ppm, valor este também encontrado neste estudo, o que pode corroborar a hipótese de que o percolado do lixão ainda pode estar escoando para o rio Cocó.

5.2 Índice de Estado Trófico – IET

O IET revelou que o trecho do rio Cocó que circunda o antigo lixão do Jangurussu está classificado como hipereutrófico, apontando assim, a elevada carga de poluentes exógenos que adentram no manancial. Segundo a CETESB (2005) e Lamparelli (2004) valores maiores que 67 são considerados para classe de estado trófico – hipereutrófico.

Na Figura 32 são apresentados os valores do Índice de Estado Trófico (IET) obtidos durante a pesquisa no trecho do rio Cocó estudado que apontam para o enquadramento do trecho do manancial como hipereutrófico.

Tal classificação está alicerçada na disponibilidade de nutrientes, e como já discutido anteriormente, as concentrações de nutrientes no trecho do rio Cocó em estudo apresentam-se elevadas quando comparadas à ambientes naturais ou oligotróficos.

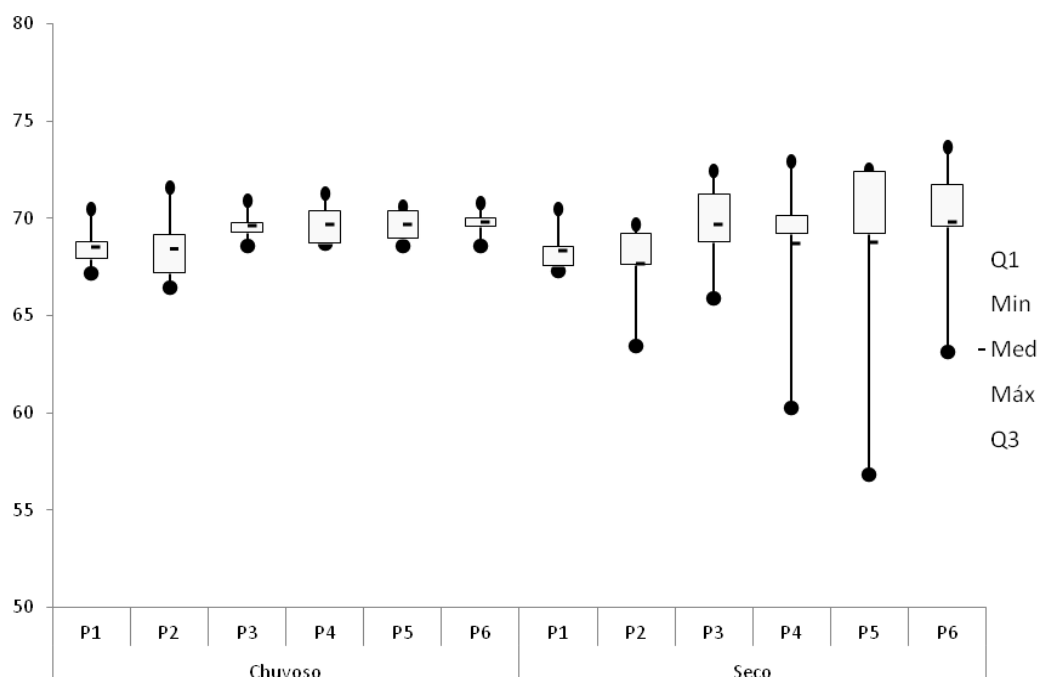


Figura 32 – Variação do IET ao longo do período de amostragem.

5.3 Índice de Qualidade de Águas – IQA

Na Tabela 13 é apresentada a pontuação das variáveis obtidas através do Guia de qualidade de água (modelo em anexo), no período de realização da pesquisa.

Os valores obtidos nos pontos representam a média dos valores observados em cada coleta, tendo-se registrado 18,6, o que classificou a água do trecho em estudo do rio Cocó como péssima.

É interessante ressaltar que, em pesquisa realizada no rio Cocó em 2010 pela ONG SOS Mata Atlântica, com o mesmo instrumento de avaliação – o guia proposto pela Rede das Águas, o manancial foi classificado com suas águas em estado aceitável, obtendo pontuação 31, como é possível observar no anexo 2 da presente pesquisa.

A pontuação obtida pela equipe da ONG SOS Mata Atlântica esteve na faixa de aceitável provavelmente devido a junção dos pontos de coleta do rio Cocó, sendo ponto sem interferência direta do homem, como os mais próximos a sua nascente e os localizados no meio urbano, diluindo dessa forma os resultados obtidos.

Tabela 13 – Pontuação média dos parâmetros realizados no rio Cocó, segundo a ficha de avaliação da Rede das Águas.

Parâmetros	Pontos de amostragem					
	P1	P2	P3	P4	P5	P6
Transparência	1	1	1	1	1	1
Espumas	2	2	2	2	2	2
Lixo acumulado	1	1	1	1	1	1
Odor	1	1	1	1	1	1
Material sedimentável	1	1	1	1	1	1
Peixes	2	2	2	2	2	2
Larvas e vermes vermelhos	*	*	*	*	*	*
Larvas transparentes e conchas	*	*	*	*	*	*
Coliformes	1	1	1	1	1	1
OD	1	1	1	1	1	1
DQO	1	1	1	1	1	1
pH	2	2	2	2	2	2
Nitrato	2	2	2	2	2	2
Fosfato	1	1	1	1	1	1
Total de pontos	18,6					

Diante da realidade exposta do maior rio de Fortaleza, verificou-se que há a necessidade urgente da iniciativa do poder público a fim de minimizar os impactos das atividades poluidoras no local, tais como expansão da rede de saneamento básico na região do entorno do rio, programas de educação ambiental de forma contínua, e, em caráter emergencial, desligamento dos lançamentos de esgotos das galerias pluviais, e retirada da população que reside nas margens do rio. Com a adição destas medidas, espera-se que o processo de autodepuração do manancial possa se reestabelecer e possibilitar qualidade ambiental para a sociedade.

6. CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos, pode-se concluir que o trecho do rio Cocó que circunda o lixão do Jangurussu está muito poluído. Os pontos de amostragem indicam que há poluição tanto há montante quanto há jusante do lixão, podendo-se inferir que o lixão não se constitui como única fonte poluidora.

Os teores de matéria orgânica e oxigênio dissolvido indicaram contaminação alóctone, visto que em ambientes limpos, são encontrados valores diferentes dos observados neste estudo. A relação entre DQO e DBO mostrou-se elevada, o que pode indicar que a carga que está adentrando no rio seja principalmente, de natureza recalcitrante, caracterizando a presença de despejos industriais.

As frações nitrogenadas indicaram poluição recente no corpo hídrico, com valores elevados de nitrogênio amoniacal. Além disso, os valores elevados de fósforo e de ortofosfato podem caracterizar o grau de trofia do corpo hídrico como hipereutrófico, classificação condizente com o IET - índice de estado trófico, utilizado como instrumento de avaliação da qualidade das águas do rio.

O IQA também apontou para poluição do manancial, o qual obteve pontuação de 18,6 no guia de avaliação da qualidade da água.

Porém, o lixão do Jangurussu aparentemente não é o único a exercer influência negativa no rio, o que pode ser indicado pelos valores encontrados de metais, que sofreram pouca variação no decorrer das coletas e pontos de amostragem.

Os parâmetros turbidez, oxigênio dissolvido, amônia, fósforo total e ortofosfato aparentemente tiveram influencia das precipitações ocorridas no período de coletas.

7. RECOMENDAÇÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para realização de trabalhos futuros, recomenda-se:

- Realizar o perfil de escoamento do percolado no lixão do Jangurussu, a fim de verificar a carga ainda produzida por este;
- Aplicar o IQA proposto pela CETESB, a fim de corroborar os dados obtidos através das análises realizadas;
- Verificar o sedimento do trecho do rio nas proximidades do lixão, com intuito de avaliar a possível bioacumulação de substâncias, as quais podem indicar a contaminação pelo lixão;
- Fazer perfil dos pontos de coleta em diferentes profundidades.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA. **Indicadores de qualidade e Índice de qualidade das águas.** Disponível em <http://pnqa.ana.gov.br/IndicadoresQA/IndiceQA.aspx#_ftn5 > . Acesso em junho, 2011.

ALMEIDA, M. A. B; SCHWARZBOLD, A. **Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA).** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 8, n. 1, p. 81–97, 2003.

ALVES, E. C. **Monitoramento da qualidade da água da bacia do rio Pirapó.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 105p, 2006.

ALVES, I. C. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. de L. S.; MONTEIRO, S. de M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. **Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil).** Revista Acta Amazonia. v. 42, n.1, p. 115–124, 2012.

AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION. **Água - Tratamento e Qualidade.** 2. ed. Tradução de Allyrio Macedo Filho e Zadir Castello Branco. Rio de Janeiro: Livro Técnico, 465p, 1964.

APHA, AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 20 ed. Washington: APHA, 937p, 1998.

ARAUJO, A. L. C. **Comportamento de formas de fósforo em Sistemas de Lagoas de Estabilização em Escala Piloto sob Diferentes Configurações Tratando Esgotos Domésticos.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal da Paraíba. Campina Grande. 108p, 1993.

ARRUDA, P. T. M. **Responsabilidade Civil decorrente da poluição por resíduos sólidos domésticos**. Editora Método, 123p, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS - ABRELPE. **Panorama de Resíduos Sólidos no Brasil- 2009**. São Paulo: Abrelpe, 2009. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br>. Acesso em: 30/07/2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**. São Paulo: Abrelpe, 2010. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br>. Acesso em: 30/07/2011.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 10.004: Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro: ABNT. 2004.

AUTARQUIA MUNICIPAL DE FORTALEZA - AUMEF. **Análise do diagnóstico ambiental da área de proteção ambiental do rio Cocó**. Fortaleza: AUMEF, 1987.

BARTH, F. T. **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. São Paulo: Nobel: ABRH, 526p, 1987.

BARROS, F. M. **Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico das águas do rio Turvo Sujo**. Tese de doutorado – Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola da Universidade Federal de Viçosa. 193p, 2008.

BEM, C. C. **Determinação Do Estado De Eutrofização De Um Lago Raso: Estudo De Caso Do Lago Barigui – Curitiba**. Dissertação de Mestrado em Psicologia – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental do Setor de Tecnologia da Universidade Federal do Paraná - PPGERHA, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 129 p, 2009.

BENTO, V. R. da S. **Centro e periferia em Fortaleza sob a ótica das disparidades na infraestrutura de saneamento básico**. Dissertação de Mestrado Acadêmico em Geografia – Universidade Estadual do Ceará, Centro de Ciências e Tecnologia. 173p, 2011.

BESERRA, N. F. **Água no semi-árido nordestino: Experiências e desafios**. In: Seminário. Água e desenvolvimento sustentável no semi-árido. Fortaleza. Fundação Konrad Adenauer. Coletânea, 172p, 2002.

BISINOTI, M. C; YABE, M. J. S; GIMENEZ, S. M. N. **Avaliação da influência de metais pesados no sistema aquático da bacia hidrográfica da cidade de Londrina - Pr**. Revista Analytica, n.8, 2004. Disponível em:
http://www.revistaanalytica.com.br/analytica/ed_anteriores/08/8%20Art%20Londrina.pdf

BOAVENTURA, G. R; BISPO, R. S; BRITO, V. E. B; ARAÚJO, R. N. G. **Geoquímica de solo e água no aterro sanitário (lixão) do Distrito Federal**. In: Congresso Brasileiro de Geoquímica e III Congresso de Geoquímica dos países de Língua Portuguesa, Niterói/RJ, 1995.

BORGES, D. V. C. **Avaliação da qualidade da água e ocorrência de cianobactérias do ribeirão do funil, Ouro Preto-MG**. Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Ouro Preto, Minas Gerais, 159p, 2008.

BRANCO S. M. **Hidrobiologia aplicada à Engenharia Sanitária**. São Paulo, CETESB, p453-706, 1981.

BRANDÃO, R. L. **Sistema de Informações para Gestão e Administração Territorial da Região Metropolitana de Fortaleza - Projeto SINFOR: Diagnóstico Geoambiental e os Principais Problemas de Ocupação do Meio Físico da Região Metropolitana de Fortaleza**. 1ª edição. Fortaleza/CE: SER/REFO/CPRM. v. 1, 105p. 1995.

BRASIL, Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde. – Brasília: Ministério da Saúde, 212p. 2006.

BRASIL. Congresso Nacional. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Lei 12.305 de 2 de agosto de 2010. Brasília, DF, D.O.U. DE 03/08/2010, P. 2. Disponível em: http://legislacao.planalto.gov.br/legisla/legislacao.nsf/fraWeb?OpenFrameSet&Frame=frmWeb2&Src=%2Flegisla%2Flegislacao.nsf%2FViw_Identificacao%2Flei%252012.305-2010%3FOpenDocument%26AutoFramed. Acesso em: 10 mar. 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução 430 de 13 de maio de 2011**. Disponível em: <www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 16 fev. 2012.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução 357 de 18 de março de 2005**. Disponível em: <www.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 16 fev. 2012.

BRIGANTE, J; ESPÍNDOLA, E. L. G. **Limnologia fluvial: um estudo no Rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: Rima, 278p, 2003.

CAGECE - Companhia de Água e Esgoto do Ceará. **Gestão Total de Redução de Perdas**. PRÊMIO NACIONAL DA QUALIDADE EM SANEAMENTO. PNQS – IGS, 2010.

CALDERAN, T. B; KONRAD, O. **A preservação ambiental na visão da Política Nacional dos Resíduos Sólidos**. Revista Âmbito Jurídico, Porto Alegre, n. 89, 2011.

CARRIÓN, F. **Ecología urbana en Quito durante Ia década de los setenta**. In: BARRA. La ciudad el medio ambiente en América Latina. Mexico: El Colegio de México. p197-230, 1986.

CARVALHO, K. S; PARANHOS, R. M; PAIVA, J. B. D. **Limitações ao uso da relação entre turbidez e concentração de sedimento em suspensão em duas pequenas bacias em Santa Maria, RS.** XXI Congresso Latinoamericano de Hidráulica. Anais. São Pedro, SP, Outubro, 2004.

CETESB, COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: 2006.** São Paulo: CETESB, 2007.

_____. **Índices de qualidade das águas.** Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/%C3%A1guas-superficiais/108-%C3%ADndices-de-qualidade-das-%C3%A1guas>> . Acesso em: jun. 2011.

_____. **Variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos.** Disponível em <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/aguas-superficiais/125-variaveis-de-qualidade-das-aguas-e-dos-sedimentos>> . Acesso em: jun. 2011.

CHAPMAN, D; KIMSTACH, V. **Selection of water quality variables.** In: CHAPMAN, D. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2ª ed., Cambridge: UNESCO/WHO/UNEP, 1996.

CHELLAPPA, S; BUENO, R. M. X; CHELLAPPA, T; CHELLAPPA, N. T; VAL, V. M. F. A. **Reproductive seasonality of the fish fauna and limnoecology of semi-arid Brazilian reservoirs.** Limnologica, v. 39, p325-329, 2009.

CLARKE, R; KING, J. **O atlas da água: o mapeamento completo do recurso mais precioso do planeta.** São Paulo: Publifolha, 128p, 2005.

COMPANHIA DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS - COGERH. **Relatório do Congresso de Renovação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Curu.** Fortaleza: COGERH, 2000.

COOPER, S. D; BARMUTA, L; SARNELLE, O; KRATZ, K; DIEHL, S. **Quantifying spatial heterogeneity in streams**. Journal of the North American Benthological Society, v.16, p174- 188, 1997.

COSTA, W. D. **Contaminação da água subterrânea por resíduo sólido no município de Belo Horizonte – MG**. In: XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, Cuiabá: ABAS, 2004.

D'ALMEIDA, M. L. O; VILHENA, A. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. 2ª ed., São Paulo, IPT/Cempre, 2000.

DIAS, R. **“Tietê: Um Rio Começa a Renascer”**, BIO – Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente, n. 18, p44-48, 2001.

EIGENHEER, E. M; FERREIRA, J. A; ADLER, R. R. **Reciclagem: mito e realidade**. Rio de Janeiro: In-fólio, 2005.

ELETROBRÁS. **Plano 2010: Relatório Geral** In: JUCHEM, P.A. **Técnicas para Avaliação de Impacto Ambiental e Elaboração de Estudos de Impacto Ambiental de Empreendimentos Selecionados – Projetos de Aproveitamento Hidrelétrico**. In: MAIA. Curitiba : IAP/GTZ, 1992.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. 2ª ed., Rio de Janeiro: Interciência, 602p, 1998.

ESTEVES, F. A; BOZELLI, R. L; CAMARGO, A. F. M; ROLAND, F; THOMAZ. S. M. **Variação Diária (24 horas) de Temperatura, O2 Dissolvido, pH e Alcalinidade em duas Lagoas Costeiras do Estado do Rio de Janeiro e suas Implicações no Metabolismo destes Ecossistemas**. Revista ACTA Limnológica Brasil, v. 11, p99-127, 1988.

FAIR, G. M; GEYER, J. C; OKUND, D. A. **Purification de aguas y tratamiento y remoción de aguas residuales [Water and waterwater engineering]**. México, Editorial Limusa, v. 2, 764p, 1973.

FARIAS, M. S. S. **Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Cabelo**. Tese de Doutorado em Engenharia Agrícola, Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, 152p, 2006.

FERREIRA, J. A. **Resíduos Sólidos: perspectivas atuais**. In: SISINNO, C. L. S. Resíduos Sólidos, ambiente e saúde: uma visão multidisciplinar. Rio de Janeiro: Fiocruz, p19-40, 2000.

FORTALEZA (Capital). **Informações sobre a Regional 6**. Fortaleza-CE. Disponível em: <http://www.fortaleza.ce.gov.br/index.php?option=com_content&task=view&id=38&Itemid=54>. Acesso em julho, 2011.

FORTALEZA (Capital). **Síntese diagnóstica da cidade de Fortaleza**. Fortaleza, 2004. Disponível em: <http://www.geo.ufv.br/simposio/simposio/trabalhos/trabalhos_completos/eixo11/018.pdf>. Acesso em julho, 2011.

FURTADO, J. G. C. **Estudo de impactos ambientais causados por metais pesados em água do mar na baía de São Marcos: correlações e níveis background**. Dissertação de mestrado em Química. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa – Paraíba, 75p, 2007.

GASTALDINI, M. C. C. **Análise do Mecanismo de Autodepuração do Rio Jacaré-Guaçu através de Modelo de Qualidade de Água**. Dissertação de Mestrado - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 160p, 1982.

GODOI, E. L. **Monitoramento de água superficial densamente poluída – o córrego pirajuçarra, região metropolitana de São Paulo, Brasil**. Instituto de pesquisas energéticas e nucleares. Dissertação de mestrado, 116p, 2008.

GONÇALVES, M. F. **Variação temporal e espacial da presença dos metais pesados Cd, Cr, Ni, Pb, Zn na bacia do rio Barigui e identificação de suas fontes pontuais.** Dissertação de mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Universidade Federal do Paraná - Curitiba, 150p, 2008.

HAMMER, M. J. **Sistemas de Abastecimento de Água e Esgotos.** Livros Técnicos e Científicos, Rio de Janeiro, Brasil, 1979.

HARMANCIOGLU, N. B; OZKUL, S. A; ALPASLAN, M. N. **Water monitoring and network design.** In: HARMANCIOGLU, N. B; SINGH, V. P; ALPASLAN, M. N. (Ed.) Environmental data management. The Hague: Kluwer Academic Publishers. Water Science Technology Library, v. 27, p61-100 1998.

HESPANHOL, K. H. **Monitoramento e diagnóstico da qualidade da água do ribeirão morangueiro.** Dissertação de mestrado - Programa de Pós- Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Estadual de Maringá. 153p, 2009.

HORNE, A. J; Goldman, C. R. **Limnology.** 2ª ed., New York: McGraw-Hill, 1994.

HORTON, R. **An index number system for rating water quality.** Journal of Water Pollution Control Federation, v. 37, n. 3, p300-306, 1965.

HOUNSLOW, A. W. **Water quality data: analysis and interpretation.** Lewis Publishers, 397p, 1995.

HYNES, H. B. N. **The Ecology of Running Waters.** Úntario, Liverpool University Press, 555p, 1970.

IAP – Instituto Ambiental do Paraná. **Monitoramento da qualidade das águas dos rios da região metropolitana de Curitiba no período de 1992 a 2005.** Curitiba, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Censo Demográfico 2010: Anuário Estatístico do Brasil 2010.** Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Acesso em junho, 2011.

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ – IPECE. **Perfil Básico Municipal – Fortaleza.** Secretaria do Planejamento e Coordenação – Fortaleza/CE, 2005. Disponível em: http://www.ipece.ce.gov.br/publicacoes/perfil_basico/pbm-2011/Fortaleza.pdf

INSTITUTO DE PESQUISA E ESTRATÉGIA ECONÔMICA DO CEARÁ - IPECE. **Ceará em Mapas: informações georreferenciadas e especializadas para os 184 municípios cearenses,** 2007. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo1/12.htm>>. Acesso em: 30 de Abril. 2011.

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS - IGAM. **Relatório de monitoramento das águas superficiais na Bacia do Rio São Francisco em 2004: Bacia do Rio São Francisco - Sul.** Belo Horizonte: IGAM, 180p, 2005.

IPLANCE. **Atlas do Ceará.** Edições IPLANCE, Fortaleza. 1995.

INSTITUTO SOCIEDADE, POPULAÇÃO E NATUREZA - ISPN. **Demanda, oferta e necessidades dos serviços de saneamento.** Série Modernização do setor saneamento, 1. Brasília: IPEA, 1995.

JAMES, W. F; LARSON, C. E. **Phosphorus dynamics and loading in the turbid Minnesota River (USA): controls and recycling potencial.** Biogeochemistry, v. 90, p75-92, 2008.

JORDÃO, E. P; PESSOA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** ABES, 3ª ed., Rio, 1995.

JUNCÁ, D. C. de M. **Vida de cata-dor: outras palavras sobre o lixo.** Cadernos do CEAS, Salvador, n. 193, p61-68, 2001.

KIM, S. W; MATEO, R. D; YIN, Y. L; WU, G. **Functional amino acids and fatty acids for enhancing production performance of sows and piglets, Asian-Aust. Journal Animal Science**, v. 20, p295–306, 2007.

KJELDSSEN, P; BARLAZ, M. A; ROOKER, A. P; BAUN, A; LEDIN, A; CHRISTENSEN, T. H. **Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review.** Critical Reviews in Environmental Science and Technology, v. 32, n. 4, p297-336, 2002.

LAMB, J.C. **Water Quality and It's Control.** Editor John Wiley and Sons, 1985.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** Tese de doutorado, Departamento de Ecologia, São Paulo: USP/ Universidade de São Paulo, 235p, 2004.

LATUF, M. de O. **Diagnóstico das águas superficiais do Córrego São Pedro, Juiz de Fora - MG.** Geografia, Londrina, v. 13, n. 1, p21–55, 2004.

LAUREANO, A. T; SHIRAIWA, S. **Ensaio Geofísicos no Aterro Sanitário de Cuiabá-MT.** Revista Brasileira de Geofísica, v. 26, p173-180. 2008.

LAWS, E. **Pathogens in Natural Waters.** In: Aquatic pollution: an introductory Text. Washington, Editor John Wiley and Sons, p157-178, 1993.

LEE, G. F; JONES-LEE, A. **Determination of Nutrient Maximum Algal Biomass in Waterbodies.** Report G. Fred Lee H Associates, El Macero, CA. 1998.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água.** Ed. Átamo, 2ª ed., 2008.

LIMA, S. B. de. **Pós-tratamento de chorume com *wetlands* construídos utilizando macrófitas aquáticas emergentes da região de Campo Mourão-PR**. Tese de Doutorado em Ciências – Universidade Estadual de Maringá. Curso de Pós- Graduação em Química, 86p, 2008.

MACHADO, S. L. O; ZANELLA, R; MARCHEZAN, E; PRIMEL, E.G; GONÇALVES, F. F; VILLA, S. C. C; MAZIERO, H. **Herbicide persistence in rice paddy water**. In: Brazilian Rice Congress. Camboriú, Proceedings. Camboriú, p692-694, 2003.

MADRUGA, F. V; REIS, F. A. G. V; MEDEIROS, G. A; GIORDANO, L. C. **Avaliação da influência do Córrego dos Macacos na qualidade da água do rio Mogi-Guaçu, no Município de Mogi-Guaçu – SP**. Engenharia Ambiental, v. 5, n. 2, p152-168, 2008.

MAGALHÃES JÚNIOR, A. P; CORDEIRO NETTO, O. M; NASCIMENTO, N. O. **Os indicadores como Instrumentos Potenciais de Gestão das Águas no Atual Contexto Legal-Institucional do Brasil: Resultados de um Painel de Especialistas**. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v. 8, n.4, p49-67, 2003.

MAGERA, M. C. **Os empresários do lixo: análise interdisciplinar das Cooperativas de reciclagem de lixo**. 2ª ed., Campinas, SP: Átomo, 2005.

MATTOS, R. E. S. **A contribuição dos imigrantes em áreas de desconcentração demográfica do Brasil contemporâneo**. Revista Brasileira de Estudos de População, Campinas, v. 19, n. 1, p49-72, 2002.

McLUSKY, D. S. **The estuarine ecosystem**. 2. ed. Glasgow: Blackie, 215p, 1989.

MELLANBY, K. **Biologia da Poluição**. Trad. Lúcia Baungartner Lamberti São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 89p, 1982.

MILLER Jr, G. T. **Ciência Ambiental**. 11ª ed., São Paulo: Thomson Learning, 2007.

MINELLA, L. **Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Índice de qualidade de água ao longo de rios e ribeirões: Município de Brusque. Florianópolis.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, 119p, 2005.

MIRANDA, R. G; PEREIRA, S. F. P; ALVES, D. T. V; OLIVEIRA, G. R. F. **Qualidade dos recursos hídricos da Amazônia – Rio Tapajós: avaliação de caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físico-químicos.** Revista Ambiente e Água, Taubaté, v. 4, n. 2, p75-92, 2009.

MIZUTORI, I. S. **Caracterização Das Águas Fluviais Em Meios Peri –Urbanos : O Caso Da Bacia Hidrografica Do Rio Morto – Rj.** Dissertação de mestrado em Engenharia Ambiental – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental - PEAMB. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente da Universidade do Rio de Janeiro – UERJ, 181p, 2009.

MOLINA, P. M. **Diagnóstico da qualidade de água na microbacia do Córrego Água da Bomba no Município de Regente Feijó – SP.** Ilha Solteira. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Estadual de São Paulo – UNESP, 160p, 2006.

MOLLAT, M. **Os pobres na idade média.** Rio de Janeiro: Campus, 1989.

NEMEROW, N. L; DASGUPTA, A. **Industrial and hazardous waste treatment.** New York: Van Nostrand Reinhold, p1-29, 1991.

NÓBREGA, M. T. **“Simulação do Comportamento dos Transientes Hidráulicos na Calha do Rio Cocó”.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza - CE, 244p, 1998.

NOGUEIRA, D. **Participação e Reconhecimento na Organização Social em torno da Gestão de Recursos Hídricos: uma análise comparada da Bacia do Rio das Velhas/MG e da Bacia do Rio dos Sinos/RS**. Dissertação de Mestrado em Ciência Política. Universidade de Brasília, 164p, 2004.

OLIVEIRA FILHO, J. N; OLIVEIRA, K. B. **Análise da contaminação de cobre na água do estuário Jundiá** – Potengi, 2011.

OLIVEIRA, A. M; NARDINI, E. C; RIBEIRO-FILHO, B. G; ALBERTO, A. **Autodepuração da poluição no rio Camandocaia, Amparo-SP**. *Pluralis Multitemática*, v. 1, n. 1, p33-45, 2003.

OLIVEIRA, C. P. F. **Efeito de cobre e chumbo, metais pesados presentes na água de formação derivada da extração do petróleo da província petrolífera do Urucu – Am, sobre o tambaqui, Colossoma macropomum (Cuvier, 1818)**. Dissertação de mestrado em Biologia Tropical e Recursos Naturais. Instituto nacional de pesquisas da Amazônia – INPA, Universidade Federal do Amazonas – UFAM, Manaus – AM, 84p, 2003.

OLIVEIRA, M. R. L. **Caracterização do percolado do “lixão” do Jangurussu e seu possível impacto no rio Cocó**. Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil – Recursos Hídricos – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 108p, 1997.

OWENS, P. N; WALLING, D. E. **The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins**. In: *Water Research*. v. 36, p685–701, 2002.

PARAQUETTI, H. H. M; LACERDA, L. D; SOARES, T. C. M; ALMEIDA, M. D; COSTA, B. G. B; MOLISANI, M. M; FARIAS, E. G. G; MONTEIRO, L. H. U. **Avaliação preliminar da distribuição de mercúrio no estuário do rio Cocó, Ceará, Brasil**. *Anais do III Congresso Brasileiro de Oceanografia*, Fortaleza, p20-24, 2008.

PASCOALINO, A; ALMEIDA, L. Q. de; MORAES PEREIRA, F. S. **Vulnerabilidade socioambiental e mortalidade por doenças de veiculação hídrica nas metrópoles brasileiras.** In: XII Encuentro de Geografos de America Latina – caminando en una América Latina en transformación. Montevideu, 2009.

PAYNE, A. I. **The Ecology of Tropical Lakes and Rivers.** Chichester, John Willey and Sons, 301p, 1986.

PESSOA, E. V. **Estudo do Standing-crop da água do estuário do Rio Cocó (Ceará-Brasil), como indicador das modificações físico-químicas do meio.** Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente - Programa de Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 141p, 2002.

PETRY, A. **Efeito Potencial do Gradiente Trófico em Rio Urbano na Formação de Trihalometanos.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 116p, 2005.

PIVELI, R. P; KATO, M. T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos.** São Paulo: ABES, 285p, 2006.

PREFEITURA MUNICIPAL DE FORTALEZA – PMF. **Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental – PDDUA (projeto de lei).** Fortaleza: mimeo, 2004.

PORTO, M. A. L; OLIVEIRA, A. M. FAI, A. E. C; STAMFORD, T. L. M. **Coliformes em água de abastecimento de lojas fast-food da Região Metropolitana de Recife (PE, Brasil).** Ciência & Saúde Coletiva, v. 16, p2653-2658, 2011.

PUSCH, P. B; GUIMARÃES, J. R; GRASSI, M. T. **Estimativa de cargas de metais a partir de fontes difusas de poluição urbana.** XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2007.

REDE DAS ÁGUAS. **Guia de Avaliação da qualidade das águas**. 2002. Disponível em: www.redeaguas.org.br.

REYNOLDS, C. **Ecology of Phytoplankton**. Cambridge University Press, Cambridge, 535p. 2006.

ROCHA, D. A; FROTA, H. B; MEIRELES, A. J. A. **Ecosistema manguezal do Rio Cocó e o licenciamento ambiental do Iguatemi Empresarial, em Fortaleza/CE**. In: Congresso Latino-americano de Direitos Humanos e Pluralismo Jurídico, 20 a 22 de agosto de 2009, Reitoria da UFSC. Anais do Congresso Latinoamericano de Direitos Humanos e Pluralismo Jurídico, NEPE/UFSC, 2009.

ROUND, F. E. **The biology of the algae**. London: Edward Arnold, 269p, 1965.

SALGADO, A. A. R; VARAJÃO, C. A. C; COLIN, F; BRAUCHER, R; VARAJÃO, A. F. D. C; NALINI JR., H. A. **Study of the erosion rates in the upper Maracujá Basin (Quadrilátero Ferrífero/MG, Brazil) by the in situ produced cosmogenic ^{10}Be method**. Earth Surface Processes and Landforms, v. 32, p905-911, 2007.

SAMPAIO, F. I. S. **Diagnóstico sócio-ambiental e da qualidade de água de um ecossistema lacustre urbano de Fortaleza - CE: Lagoa de Parangaba**. Monografia de conclusão de curso. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), Fortaleza, 2007.

SANTOS A. A. **Qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do aterro sanitário de Cuiabá**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Física e Meio Ambiente. Instituto de Ciências Exatas, Universidade Federal de Mato Grosso, 112p, 2008.

SANTOS, A. B. **Avaliação técnica de sistemas de tratamento de esgotos**. Fortaleza: Banco do Nordeste, 206p, 2007.

SANTOS, G. O; ALVES, C. B; OLIVEIRA, S. G. O; ZANELLA, M. E. **Estimativa da Quantidade de Resíduos Sólidos Urbanos Coletados em Fortaleza e Destinados ao Aterro Sanitário de Caucaia (Ceará)**. In: <http://www.resol.com.br/textos/Gemmelle-Artigo%206.pdf>, 2007.

SANTOS, J. O. **Vulnerabilidade Ambiental e Áreas de Risco na Bacia Hidrográfica do Rio Cocó – Região Metropolitana de Fortaleza – Ceará**. Dissertação de mestrado em Geografia. Universidade Estadual do Ceará - UECE, Fortaleza, 105p, 2006.

SAWYER, C. N; MCCARTY, P. L; PARKIN, G. F. **Chemistry for environmental engineering**. 4ª ed., McGraw-Hill, 1994.

SILVA J. B. da; CAVALCANTI, T. C. **Atlas Escolar do Ceará: Espaço geo-histórico e cultural**. João Pessoa. Editora Grafset, 176p, 2000.

SILVA, A. E. P; ANELIS, C. F; MACHADO, L. A. T; WAICHAMAN, A. V. **Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus**. Revista Acta Amazônica. v. 38, p733 – 742, 2008.

SILVA, D. F; GALVÍNCIO, J. D; ALMEIDA, H. R. R. C. **Variabilidade da qualidade de água na bacia hidrográficado rio São Francisco e atividades antrópicas relacionadas**. Qualitas Revista Eletrônica, v. 9, n. 3, 2010.

SISINNO, C. L. S; MOREIRA, J. C. **Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil**. Cadernos de Saúde Pública, v. 12, p515-523, 1996.

SOARES, N. M. B. **Gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares no município de Fortaleza**. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 106p, 2004.

SOARES, J. M. B. **Parque Ecológico do Cocó: A produção do espaço urbano no entorno de áreas de proteção ambiental**. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 151p, 2005.

SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (SEMACE) – **Relatório Técnico: identificação das fontes poluidoras do rio Cocó**. Fortaleza, 2002.

SUPERINTENDÊNCIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (SEMACE). **Parque Ecológico do rio Cocó**. Disponível em: <<http://www.semace.ce.gov.br/2010/12/paquete-ecologico-do-rio-coco/>>. Acesso em julho, 2011.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de água**. 3ª ed., São Paulo: USP. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica, 643p, 2006.

TUCCI, C. M. **Águas urbanas**. Estudos avançados, v. 22, n. 63, p1-16, 2008.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 631p, 2008.

VASCONCELOS, F. P.; CORIOLANO, L. T. E SOUZA, M.J. **Análise Ambiental e Sócio-Econômica dos Sistemas Lacustres Litorâneos do Município de Fortaleza**. Relatório de Projeto. Universidade Estadual do Ceará. Fortaleza. 1995.

VIANA, M. C; **Estudo da degradação no manguezal do rio Cocó – Fortaleza/CE**. Revista da Casa da Geografia de Sobral, v. 4, n. 5, p55-65, 2002/2003.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª ed., Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG: Belo Horizonte, 2005.

WETZEL, R. G. **Limnology**. Philadelphia, W. B. Sandres, 3ª ed. 743p. 2001.

ANEXOS

Anexo 1 – Guia de Avaliação da Qualidade da água

		Guia de Avaliação da Qualidade da Água 	
Bacia:			
Cidade:		Local de Monitoramento:	
Grupo:		Nº de Participantes:	
Temperatura ambiente:		Temperatura da água:	
Condições Climáticas:		Data:	Hora:
ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS			
FICHA 1			
1 Transparência da água:			Pontos
Poucos centímetros abaixo da superfície			☐ 1
Entre 50cm e 1m			☐ 2
Mais de 1m			☐ 3
2 Espumas:			
Grande quantidade, formando flocos			☐ 1
Pouca quantidade			☐ 2
Ausente			☐ 3
3 Lixo flutuante ou acumulado nas margens:			
Muito lixo (plásticos, papei, etc)			☐ 1
Pouco, ou apenas árvores, folhas, aguapés			☐ 2
Nenhum			☐ 3
4 Cheiro:			
Fétido ou cheiro de ovo podre			☐ 1

Fraco de mofo ou de capim	☐ 2	
Nenhum	☐ 3	
5 Material sedimentável:		
Muito alto (mais de 3 milímetros)	☐ 1	
Baixa (observável)	☐ 2	
Ausente, não é possível medir	☐ 3	
6 Peixes:		
Nenhum (ou só guarus)	☐ 1	
Poucos, raros	☐ 2	
Muitos (normal)	☐ 3	
7 Larvas e vermes vermelhos:		
Muitos	☐ 1	
Poucos	☐ 2	
Nenhum	☐ 3	
8 Larvas e vermes transparentes ou escuros, conchas:		
Nenhum	☐ 1	
Raros	☐ 2	
Frequentes	☐ 3	
9 Coliformes:		
Positivo	☐ 1	
Negativo	☐ 3	
10 Oxigênio dissolvido:	% Saturação:	
Menos que 4 ppm	Menor que 50%	☐ 1
Entre 4 e 6 ppm	Entre 51 e 70%	☐ 2
Acima de 6 ppm	Entre 71 e 100%	☐ 3
Temperatura ()		
11 Demanda química de oxigênio:		
Maior que 8 ppm	☐ 1	

Entre 8 e 4 ppm	☐ 2
Entre 4 e 0 ppm	☐ 3
12 Potencial hidrogeniônico (pH):	
Acima de 9 ou abaixo de 5	☐ 1
Entre 7 e 9, ou entre 5 e 6	☐ 2
6 ou 7	☐ 3
13 Nitrato:	
Entre 20 e 40 ppm	☐ 1
Entre 20 e 5 ppm	☐ 2
Abaixo de 5 ppm	☐ 3
14 Fosfatos:	
Acima de 2 ppm	☐ 1
Entre 2 e 1 ppm	☐ 2
Menor que 1 ppm	☐ 3
Índice da qualidade da água através da soma dos dados obtidos	
Tabela de notas para os 14 parâmetros observados	
<i>Pontuação</i>	<i>Situação Final</i>
Entre 14 e 20 pontos	Péssima
Entre 21 e 26 pontos	Ruim
Entre 27 e 35 pontos	Aceitável
Entre 36 e 40 pontos	Boa
Acima de 40 pontos	Ótima

Anexo 2 – Guia de avaliação aplicado no rio Cocó.

 Guia de Avaliação da Qualidade da Água 	
Bacia: Bacia do Rio Cocó	
Cidade: Fortaleza	Local de Monitoramento: Rio Cocó
Grupo: Emanuelle Rocha, Antonio Elinaudo e Rex (Equipe SOS Mata Atlântica)	Nº de Participantes: 3
Temperatura ambiente: 30°C	Temperatura da água: 27°C
Condições Climáticas: Nublado, havia acabado de chover.	Data: 18 de fevereiro de 2010 Hora: 13:00
ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	
FICHA 1	
1 Transparência da água:	Pontos
Poucos centímetros abaixo da superfície	☐ 1
Entre 50cm e 1m	☐ 2
Mais de 1m	☒ 3
2 Espumas:	
Grande quantidade, formando flocos	☐ 1
Pouca quantidade	☐ 2
Ausente	☒ 3
3 Lixo flutuante ou acumulado nas margens:	
Muito lixo (plásticos, papei, etc)	☐ 1
Pouco, ou apenas árvores, folhas, aguapés	☐ 2
Nenhum	☒ 3
4 Cheiro:	
Fétido ou cheiro de ovo podre	☐ 1

Fraco de mofo ou de capim	☒ 2	
Nenhum	☐ 3	
5 Material sedimentável:		
Muito alto (mais de 3 milímetros)	☐ 1	
Baixa (observável)	☒ 2	
Ausente, não é possível medir	☐ 3	
6 Peixes:		
Nenhum (ou só guarus)	☐ 1	
Poucos, raros	☒ 2	
Muitos (normal)	☐ 3	
7 Larvas e vermes vermelhos:		
Muitos	☐ 1	
Poucos	☐ 2	
Nenhum	☒ 3	
8 Larvas e vermes transparentes ou escuros, conchas:		
Nenhum	☐ 1	
Raros	☒ 2	
Frequentes	☐ 3	
9 Coliformes:		
Positivo	☒ 1	
Negativo	☐ 3	
10 Oxigênio dissolvido:	% Saturação:	
Menos que 4 ppm	Menor que 50%	☒ 1
Entre 4 e 6 ppm	Entre 51 e 70%	☐ 2
Acima de 6 ppm	Entre 71 e 100%	☐ 3
Temperatura ()		
11 Demanda química de oxigênio:		
Maior que 8 ppm		☐ 1

Entre 8 e 4 ppm	☐ 2
Entre 4 e 0 ppm	☒ 3
12 Potencial hidrogeniônico (pH):	
Acima de 9 ou abaixo de 5	☐ 1
Entre 7 e 9, ou entre 5 e 6	☒ 2
6 ou 7	☐ 3
13 Nitrato:	
Entre 20 e 40 ppm	☐ 1
Entre 20 e 5 ppm	☐ 2
Abaixo de 5 ppm	☒ 3
14 Fosfatos:	
Acima de 2 ppm	☒ 1
Entre 2 e 1 ppm	☐ 2
Menor que 1 ppm	☐ 3
Índice da qualidade da água através da soma dos dados obtidos	
Tabela de notas para os 14 parâmetros observados	
<i>Pontuação</i>	<i>Situação Final</i>
Entre 14 e 20 pontos	<i>Péssima</i>
Entre 21 e 26 pontos	Ruim
Entre 27 e 35 pontos	<u>31 Aceitável</u>
Entre 36 e 40 pontos	<i>Boa</i>
Acima de 40 pontos	Ótima