



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAPÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DA SAÚDE**

Claudinaldo Siqueira Ferreira

**AVALIAÇÃO BACTERIOLÓGICA, VIROLÓGICA E FÍSICO-QUÍMICA DA ÁGUA
FORNECIDA A POPULAÇÃO DE MACAPÁ PELO SISTEMA DE
ABASTECIMENTO PÚBLICO DA COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO
AMAPÁ.**

MACAPÁ
2017

CLAUDINALDO SIQUEIRA FERREIRA

**AVALIAÇÃO BACTERIOLÓGICA, VIROLÓGICA E FÍSICO-QUÍMICA DA ÁGUA
FORNECIDA A POPULAÇÃO DE MACAPÁ PELO SISTEMA DE
ABASTECIMENTO PÚBLICO DA COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO
AMAPÁ.**

Dissertação apresentada ao
colegiado do Programa de Pós-
Graduação em Ciências da Saúde,
como requisito para obtenção do
título de Mestre, sob orientação do
Prof. Dr. Júlio Cesar Sá de Oliveira.

MACAPÁ
2017

CLAUDINALDO SIQUEIRA FERREIRA

**AVALIAÇÃO BACTERIOLÓGICA, VIROLÓGICA E FÍSICO-QUÍMICA DA ÁGUA
FORNECIDA A POPULAÇÃO DE MACAPÁ PELO SISTEMA DE
ABASTECIMENTO PÚBLICO DA COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTO DO
AMAPÁ.**

Dissertação apresentado à aprovação, como requisito para a obtenção do título de Mestrado em Ciências da Saúde, área de Ensaios Biológicos na Linha de Monitoramento de águas superficiais, Saúde ambiental e Qualidade de vida da Universidade Federal do Amapá, pela Comissão formada pelos professores:

Banca examinadora:

Dr. Júlio Cesar Sá de Oliveira - Orientador
Universidade Federal do Amapá - UNIFAP

Dra. Elza Caroline Muller - Titular
Universidade Federal do Amapá - UNIFAP

Dr. Carlos Eduardo Costa Campos – Titular
Universidade Federal do Amapá - UNIFAP

Dra. Amanda Fecury - Titular
Universidade Federal do Amapá - UNIFAP

Aprovado em: 26/05/2017

Dedicado a Deus, aos meus amados filhos Cleiton e Rafael, a minha comparte Elinara, a meus pais, aos orientadores Drs. Júlio César e Rafael Resque e a colaborada Dra. Elza Caroline e a todos que colaboraram direta e indiretamente na realização deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente gostaria de agradecer a Deus, provedor da minha vida. Agradeço a toda minha família e aos meus filhos Cleiton Bruno e Rafael, a meus pais meus maiores motivadores.

Não posso deixar de agradecer aos meus irmãos e irmãs pelo apoio e incentivo que sempre recebi. Também agradeço a Elinara Sales e Milena Ferreira por sempre estarem ao meu lado nos momentos que mais precisei.

Agradeço ao meu orientador Dr. Júlio César Sá Oliveira e coorientador Dr. Rafael Resque e a colaboradora Dra. Elza Caroline por todo o apoio, aprendizado, confiança e dedicação que sempre recebi. E principalmente pela sua amizade, algo que vai muito além de uma simples orientação.

Aos Técnicos da CAESA, especialmente ao Sr. César Augusto (Encarregado do Laboratório da CAESA) , ao amigo Lailson Lemos pela colaboração e a todos os pesquisadores, funcionários e técnicos do laboratório de limnologia e biologia molecular da UNIFAP.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação de Ciências da Saúde – PPCS pela oportunidade de cursar o mestrado, a FAPEAP e ao Ministério da Saúde pelo suporte financeiro.

A todos que citei aqui e àqueles que de alguma maneira fazem ou fizeram parte da minha vida contribuindo para minha formação como pessoa e como profissional eu deixo um sincero: *Muito obrigado!*

RESUMO

No Brasil, o controle de qualidade da água distribuída pelos sistemas de abastecimento tem sido feito através da avaliação físico-química e de bactérias do grupo coliformes. Contudo, outros microrganismos patogênicos estão associados a doenças de veiculação hídrica e não têm sido eficientemente eliminados das águas de abastecimento através do tratamento convencional. Entre os microrganismos entéricos, os adenovírus e os rotavírus estão presentes no meio ambiente e representam grande risco à saúde da população. A cidade de Macapá por ter atualmente um dos piores índices de coleta e tratamento de esgoto e por possuir um sistema de tratamento de água antigo, causa preocupação, devido ao risco eminente de contaminação da água. O Objetivo do trabalho foi realizar a avaliação da qualidade da água captada e distribuída na cidade de Macapá-AP, avaliando os parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e virológicos. O método para investigação dos parâmetros físico-químicos foi conforme o standard Methods, o bacteriológico foi feito pela membrana filtrante e os vírus (adenovírus e rotavírus) foram identificados pelo método de concentração, através da técnica de adsorção-eluição em membrana não polarizada, seguida da extração de ácido nucléicos pelo Mini Kit RTP (Stratec Molecular) e pela PCR convencional. O método foi aplicado em amostras de água do Rio Amazonas, antes do tratamento, e nas amostras nas saídas dos reservatórios de distribuição de água tratada fornecido pela Companhia de Água de Macapá-AP, em 14 pontos ao longo dos meses de dezembro de 2015 a setembro de 2016, somando o total de 91 amostras. As amostras examinadas revelaram situação de desconformidade com a legislação do Ministério da Saúde para os parâmetros físico-químicos (turbidez, cor aparente e pH), assim como para presença de coliformes e partículas virais do tipo adenovírus e rotavírus, tanto no rio quanto em algumas amostras da rede de distribuição. Quanto a positividade viral, as amostras revelaram 29,67% (27/91) de positividade. O vírus mais frequente foi o adenovírus-AdV, que representou 70,37% (19/27) das amostras positivas, com o rotavírus-Rv representando 29,63% (8/27). As águas superficiais apresentaram maior positividade 94,51% (22/27) e a rede de distribuição 5,49% (5/27). A técnica de análise molecular empregada na avaliação da qualidade da água neste estudo diagnosticou alta circulação desses patógenos na água da foz do rio Amazonas captada pela CAESA. A detecção dos patógenos (vírus e bactérias) para essas amostras indicam que água de distribuição pública fornecida pela CAESA não está adequada às regras legais de potabilidade preconizadas pelo Ministério da Saúde, e deverá receber tratamentos adequados e monitoramento intensificado para que não apresente contaminação por esses e outros patógenos. O presente estudo transcende em importância, pois contribuiu para a formação de recursos humanos na área de biologia molecular voltada para o monitoramento de qualidade de água e saneamento básico no estado do Amapá e na contribuição efetiva para a base de dados do Ministério do Meio Ambiente e Secretarias de Saúde, onde poderão auxiliar na implantação de políticas de saúde pública e ambiental.

Palavras-chave: adenovírus, rotavírus, concentração, IQA, detecção molecular.

Abstract

In Brazil, the quality control of the water distributed through the supply systems has been done through the physical-chemical evaluation and bacteria of the coliform group. However, other pathogenic microorganisms are associated with waterborne diseases and have not been efficiently eliminated from the supply water through conventional treatment. Among enteric microorganisms, adenoviruses and rotaviruses are present in the environment and pose a great risk to the health of the population. The city of Macapá because it currently has one of the worst rates of sewage collection and treatment, and because it has an old water treatment system, causes concern because of the imminent risk of water contamination. The objective of this study was to evaluate the quality of the water collected and distributed in the city of Macapá-AP, evaluating the physico-chemical, bacteriological and virological parameters. The method for investigating the physico-chemical parameters was according to the Methods standard, the bacteriological was done by the filtering membrane and the viruses (adenovirus and rotavirus) were identified by the concentration method, using the non-polarized membrane adsorption-elution technique, followed of the nucleic acid extraction by the Mini RTP Kit (Stratec Molecular) and the conventional PCR. The method was applied in samples of water from the Amazon River, prior to treatment, and in the samples at the exits of the treated water distribution reservoirs provided by Companhia de Água de Macapá-AP, in 14 points during the months of December 2015 to September 2016, totaling 91 samples. The samples examined revealed a situation of non-compliance with the Ministry of Health legislation for the physico-chemical parameters (turbidity, apparent color and pH), as well as for the presence of adenovirus and rotavirus type coliforms and virus particles, both in the river and in some Samples of the distribution network. Regarding viral positivity, the samples revealed 29.67% (27/91) of positivity. The most frequent virus was adenovirus-AdV, which represented 70.37% (19/27) of the positive samples, with rotavirus-Rv representing 29.63% (8/27). Surface water showed a higher positivity 94.51% (22/27) and distribution network 5.49% (5/27). The molecular analysis technique employed in the evaluation of the water quality in this study diagnosed high circulation of these pathogens in the water of the mouth of the Amazon River captured by CAESA. The detection of the pathogens (viruses and bacteria) for these samples indicates that public water supplied by CAESA is not in accordance with the legal drinking standards recommended by the Ministry of Health, and should receive appropriate treatments and intensified monitoring so that it does not present contamination by these and other pathogens. The present study transcends importance because it contributed to the training of human resources in the area of molecular biology aimed at the monitoring of water quality and basic sanitation in the state of Amapá and the effective contribution to the database of the Ministry of Environment and Secretariats of Health, where they can assist in the implementation of public and environmental health policies.

Keywords: adenovirus, rotavirus, concentration, IQA, molecular detection.

LISTA DE ABREVIATURAS

AA: Abastecimento de Água

AdE: Adenovírus entérico

AdV: Adenovírus

cDNA: DNA complementar

CETESB: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CONAMA: Conselho Nacional do Meio Ambiente

DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio

dNTP: 2'-desoxinucleosídeo 5'-trifosfato

E.coli: *Escherichia coli*

ETA: Estação de Tratamento de Água

EV: Enterovírus

HAdV: Adenovírus humano

IGAM: Instituto Mineiro de Gestão da Água

IQA: Índice da Qualidade da Água

MgCl₂: Cloreto de magnésio

NoV: Novovírus

NSF: Fundação Nacional de Saneamento

OD: Oxigênio Dissolvido

PCR: Reação em Cadeia da Polimerase

RT-PCR: Transcriptase reversa da Reação em Cadeia da Polimerase

Rv: Rotavírus

SAA: Sistema de Abastecimento de Água

SAC: Sistema Alternativo Coletivo

TAE: Tris-acetato-EDTA

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Microrganismos causadores de doenças veiculadas pela água.....	28
Tabela 2	Resultados obtidos por pesquisas relacionados a detecção de vírus entéricos e a surtos virais veiculados pela água em diferentes países ao longo dos anos.....	31
Tabela 3	Resultados obtidos por pesquisas relacionados a detecção de vírus entéricos veiculados pela água em diferentes regiões do Brasil ao longo dos anos.....	32
Tabela 4	Normas relativos aos limites microbiológicos para avaliação de águas recreacionais.....	39
Tabela 5	Pontos de amostragem de coletas de água captada do Rio Amazonas e do sistema de distribuição de água tratada da Companhia de Água do Amapá.....	45
Tabela 6	Descrição dos ciclos, temperaturas e tempos para amplificação gênica das partículas do adenovírus.....	51
Tabela 7	Descrição do quantitativo dos componentes para o Mix 1 para a síntese de cDNA para cada amostra na amplificação gênica das partículas do rotavírus.....	53
Tabela 8	Descrição do quantitativo dos componentes para o Mix 2 para a síntese de cDNA para cada amostra na amplificação gênica das partículas do rotavírus.....	53
Tabela 9	Descrição dos ciclos, temperaturas e tempos para amplificação gênica das partículas do adenovírus.....	54
Tabela 10	Sequência e número de pares de bases de oligonucleotídeos dos primers utilizados.....	55
Tabela 11	Parâmetros físico-químicos e respectivos pesos para o cálculo do IQA.....	56
Tabela 12	Frequência de detecção de vírus entéricos na água superficial e de distribuição pública da cidade de Macapá-AP.....	80
Tabela 13	Frequência de detecção de vírus entéricos por local de coleta.....	80

Tabela 14	Média da qualificação da qualidade da água do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14) e da foz do Rio Amazonas na captação da CAESA (P12) no período chuvoso e de estiagem, conforme o NSF adaptado pelo IGAM.....	86
Tabela 15	IQA médio mensal do tributário (Igarapé Pedrinhas) do rio Amazonas e da foz do Rio Amazonas na captação da CAESA no período estudado.....	86

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 01	Modelo da partícula do adenovírus baseada na compreensão atual dos seus componentes polipeptídicos e DNA.....	33
Figura 02	Partícula de rotavírus. A e B) Gel de acrilamida demonstrando os segmentos e as proteínas virais. C) esquema do virion. D) Reconstrução esquemática da superfície viral demonstrando as proteínas de superfície.....	35
Figura 03	Etapas da amplificação da Reação em Cadeia da Polimerase (PCR).....	37
Figura 04	Amplificação exponencial da Reação em Cadeia da Polimerase (PCR).....	38
Figura 05	Mapa do Perímetro Urbano de Macapá/AP com os pontos de coleta de amostras de água.....	43
Figura 06	Pontos de coletas de amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas próximo a saída da ETE (P13), na saída do Igarapé Pedrinhas para o rio Amazonas (P14) e na captação de água da CAESA (P12).....	44
Figura 07	Pontos de coletas de água tratada da rede de distribuição da CAESA após reservatório de água de distribuição à população de Macapá.....	44
Figura 08	Caracterização da faixa da escala e representação das cores para cada nível de qualidade. Fonte: adaptado pela CETESB (2005) e IGAM (2006).....	56
Figura 09	Fluxograma do resumo esquemático da estatística descritiva e analítica aplicada sobre os dados das variáveis analisadas nos pontos do igarapé Pedrinhas e no ponto de amostragem de captação de água da CAESA.....	58
Figura 10	Valores da Cor Aparente em amostras de água da rede de distribuição da CAESA, destinada ao consumo humano na cidade de Macapá-AP. Figura “a” pontos (P1 a P4), “b” (P5 a P8) e “c” (P9 a P11).....	60
Figura 11	Valores da Cor verdadeira em amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14), do ponto de captação da CAESA	

	(P12) e do índice pluviométrico na cidade de Macapá-AP.....	61
Figura 12	Valores do potencial hidrogeniônico em amostras de água da rede de distribuição da CAESA, destinada ao consumo humano na cidade de Macapá-AP. Figura “a” pontos (P1 a P4), “b” (P5 a P8) e “c” (P9 a P11).....	63
Figura 13	Valores do potencial hidrogeniônico em amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14), do ponto de captação da CAESA (P12) e do índice pluviométrico na cidade de Macapá-AP.....	63
Figura 14	Valores da turbidez em amostras de água da rede de distribuição da CAESA, destinada ao consumo humano na cidade de Macapá-AP. Figura “a” pontos (P1 a P4), “b” (P5 a P8) e “c” (P9 a P11).....	66
Figura 15	Valores da turbidez em amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14), do ponto de captação da CAESA (P12) e do índice pluviométrico na cidade de Macapá-AP.....	67
Figura 16	Valores de cloro residual livre em amostras de água da rede de distribuição da CAESA, destinada ao consumo humano na cidade de Macapá-AP. Figura “a” pontos (P1 a P4), “b” (P5 a P8) e “c” (P9 a P11).....	69
Figura 17	Valores de fosfato total em amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14), do ponto de captação da CAESA (P12) e do índice pluviométrico na cidade de Macapá-AP.....	71
Figura 18	Valores de oxigênio dissolvido em amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14), do ponto de captação da CAESA (P12) e do índice pluviométrico na cidade de Macapá-AP.....	73
Figura 19	Valores de Demanda Bioquímica de Oxímetro em amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14), do ponto de captação da CAESA (P12) e do índice pluviométrico na cidade de Macapá-AP.....	75

Figura 20	Valores de Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> em amostras de água da rede de distribuição da CAESA destinada ao consumo humano na cidade de Macapá-AP. Figura “a” pontos (P1 a P11) para Coliformes totais e figura “b” pontos (P1 a P11) para <i>E. coli</i>	79
Figura 21	Valores de Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> em amostras de água superficial do igarapé Pedrinhas e do ponto de captação da CAESA na cidade de Macapá-AP.....	79
Figura 22	Visualização da Eletroforese em gel de agarose (1,5%) de amostras positivas para o gene Hexon (301 pb) de adenovírus (P12 e P14) e do gene (1059 pb) de rotavírus (P4). Amostras coletas em área superficial do ponto de Captação de Água da CAESA no rio Amazonas e do Igarapé Pedrinhas, do ponto da saída do SAC Isolado do bairro Brasil Novo e da saída do reservatório na rede de distribuição no mês de março/2016. Linha 1: Marc: Marcador de 100pb.....	81
Figura 23	Visualização da Eletroforese em gel de agarose (1,5%) de amostras positivas para o gene Hexon (301 pb) de adenovírus (P12 e P13) e do gene (1059 pb) de rotavírus (P14 e P12). Amostras coletadas em área superficial do ponto de Captação de Água da CAESA no rio Amazonas e do Igarapé Pedrinhas, do ponto da saída dos reservatórios das ETAM 1 e 2 do bairro do trem para a rede de distribuição de Macapá no mês de abril/2016. Linha 1: Marc: Marcador de 100pb.....	81
Figura 24	Visualização da Eletroforese em gel de agarose (1,5%) de amostras para o gene Hexon (301 pb) de adenovírus (P1 a P12). Amostras coletas em área da rede de distribuição de água da cidade de Macapá e da área superficial do ponto de Captação de Água da CAESA no rio Amazonas no mês de junho/2016. Linha 1: Marc: Marcador de 100pb. Linha 14 CN (Controle Negativo) e Linha 15 CP (Controle Positivo).....	82
Figura 25	Visualização da Eletroforese em gel de agarose (1,5%) de amostras para o gene Hexon (301 pb) de adenovírus (P4 e P12).	

Amostras coletas em área da rede de distribuição de água da cidade de Macapá e da área superficial do ponto de Captação de Água da CAESA no rio Amazonas no mês de set/2016. Linha 1: Marc: Marcador de 100pb. Linha 9 CP (Controle Positivo) e Linha 10 CN (Controle Negativo)..... 82

Figura 26 Resultado dos IQAs e pluviometria nos pontos de coletas do igarapé Pedrinhas e da captação de água da CAESA no período de maior pluviosidade e menor pluviosidade..... 88

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 OBJETIVOS.....	18
2.1 GERAL.....	18
2.2 Específico.....	18
3 REFERENCIAL TEÓRICO	19
3.1 Água..	19
3.2 Características Físicas e Químicas da Água	22
3.3 Características Microbiológicas na Água (Bactérias e Vírus Entéricos) ..	26
3.4 Detecção de Vírus Entéricos na Água	36
3.5 Legislação Referente a Qualidade da Água	38
3.6 Índice da Qualidade da Água - IQA	40
4 MATERIAL E MÉTODOS	42
4.1 Área de Estudo	42
4.2 Coleta	42
4.3 Procedimentos Metodológicos	46
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	59
5.1 Parâmetros Físico-Químicos.....	59
5.2 Detecção de Coliformes Totais e <i>Escherichia Coli</i>	76
5.3 Detecção de Vírus Entéricos	80
5.4 Índice da Qualidade da Água	86
6 CONCLUSÃO	89
REFERÊNCIAS.....	90
APÊNDICE A.....	106

APENDICE B.....	114
------------------------	------------

1 INTRODUÇÃO

A transformação da água disponível do ambiente em água potável envolve diversas atividades que vão desde o manancial, passando pelo tratamento e rede de distribuição até o reservatório domiciliar. Levando em consideração que os sistemas públicos de abastecimento de água atendem grandes populações e que essa linha produtiva pode apresentar críticos pontos de contaminação em diferentes estações sazonais e desencadear doenças em larga escala na população consumidora, entretanto necessitam ser intensamente monitorados e avaliadas (SINGH; DEVI, 2006; SILVA et al., 2016).

Contudo, devem ser considerados as características do manancial, o carreamento de materiais contaminantes por escoamento superficial, o mau funcionamento da estação de tratamento, trabalhos de manutenção e tratamento inadequado, são os principais responsáveis pela contaminação da água. Além desses, a qualidade da água pode se deteriorar ao longo do sistema de distribuição, por meio de fendas nas conexões ou pressão negativa gerada pela interrupção do fluxo da água possibilitando a ocorrência de proliferação de agentes patogênicos (AL-JASSER, 2007; SILVA et al., 2014).

A falta de saneamento básico e de instalações sanitárias é uma condição insalubre vivenciada pela população mundial, onde aproximadamente 2,6 bilhões de pessoas não têm acesso a uma rede pública de esgoto com tratamento (OMS/UNICEF, 2010). No Brasil, apesar da existência de uma legislação de saneamento básico, o atendimento em coleta de esgotos nos municípios do país chega somente a 55,2%. Estudos mostram que o saneamento básico possui graves problemas devido o imenso aporte de efluentes domésticos e industriais que causam a degradação dos cursos d'água. Na Região Norte a situação é mais crítica, a cobertura de coleta de esgoto nas cidades de: Macapá (AP) é de apenas 5,44%, Porto Velho (RO) de 3,71% e Ananindeua (PA) 2,09%, são as piores no ranking do saneamento no Brasil (IBGE, 2010; SNIS, 2014; INSTITUTO, 2017).

Essa falta de serviços de saneamento adequado traz como consequências a poluição e contaminação dos corpos hídricos superficiais e subterrâneos, causando problemas ambientais e prejudicando a saúde da população. A Vigilância da

Qualidade da Água (VIGIAGUA) ratifica ainda que as águas tomadas para fins de abastecimento público estão cada vez mais vulneráveis aos poluentes ambientais oriundos dessa contaminação que comprometem a qualidade e a quantidade da água e, que a falta de investimentos cria condições ambientais inadequadas e propicia o desenvolvimento de doenças de veiculação hídrica (SNIS, 2014).

As normas brasileiras por meio da Resolução 357/2005 do CONAMA e da Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde estabelecem padrões de qualidade distintos para águas naturais e tratadas, respectivamente. As quais dispõe as diretrizes legais dos padrões da água para o abastecimento público.

Segundo o SNIS (2014) em se tratando dos serviços de água captada, tratada e distribuída no Estado do Amapá menos de 60% beneficia a população da capital e levando em consideração a problemática de falta de saneamento básico evidenciado pelo deficiente sistema de coleta e tratamento de esgoto e da antiga estrutura dos sistemas de tratamento e distribuição de água de Macapá. A situação, por consequência, pode se tornar alarmante por potencializar a má qualidade da água em virtude do risco de contaminação microbiológica da água destinada ao consumo humano.

O sistema de monitoramento atual da qualidade das águas de Macapá visa apenas à detecção de bactérias pertencentes ao grupo dos coliformes termotolerantes, entretanto, a detecção de outros microrganismos não é realizada, principalmente os vírus entéricos, mesmo já evidenciados por diversos estudos como sendo importantes organismos que possam comprovar contaminação fecal, principalmente onde as análises bacteriológicas não atestam esse tipo de contaminação.

Esse estudo de avaliação da qualidade da água captada e fornecida pela companhia de água e esgoto do Amapá no município de Macapá, pode contribuir de forma mais precisa para um monitoramento adequado da qualidade da água distribuída ao consumo humano em Macapá. Esse estudo possui grande relevância por ser inédito por gerar dados para subsidiar a elaboração e a adoção de medidas preventivas que minimizem a contaminação da água por agentes patogênicos no âmbito da saúde pública e ambiental.

2 OBJETIVOS

2.1 Geral

Avaliar a qualidade da água captada e distribuída pelo sistema de abastecimento de água público da Companhia de Água e Esgoto do Amapá (CAESA), através de análise físico-química, bacteriológica e virológica.

2.2 Específicos

- Medir os parâmetros físico-químicos da água (Cloro, Oxigênio Dissolvido, pH, DBO, Turbidez, Nitrato, Fosfato, Sólidos Totais, temperatura) nas amostras de água;
- Detectar e quantificar coliformes totais e *Escherichia coli* nas amostras coletadas;
- Identificar a presença de vírus entéricos (Adenovírus e Rotavírus) nas amostras coletadas;
- Relacionar o nível de contaminação do igarapé Pedrinhas com o ponto de amostragem da água captada pela Companhia de Água e Esgoto do Amapá.
- Comparar os níveis de contaminação por coliformes totais e *Escherichia coli* das amostras da água com a presença de vírus entérico e com a legislação vigente do Ministério da Saúde;
- Verificar o Índice de Qualidade da Água (IQA) superficial do igarapé Pedrinhas e do ponto de captação da Companhia de Água do Amapá no rio Amazonas;

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Água

A água é essencial a vida dos seres vivos no planeta, mas somente 2,5% da água doce está disponível, sendo que 97,5% se encontra sob forma de água salgada, nos oceanos e mares. Destes 2,5%, cerca de 75% estão nas calotas polares e geleiras congeladas, 10% nos aquíferos em lençóis profundos, 15% se encontra nos lugares de fácil acesso, sob forma de rios, lagos, lençóis subterrâneos superficiais e na atmosfera. Desta forma pode-se enfatizar que a água doce é um recurso extremamente reduzido e a sua preservação em boa qualidade é essencial para a qualidade de vida da população (BARROS; AMIM, 2007).

A qualidade e a quantidade da água dependem da conservação de suas fontes naturais, pois os reservatórios artificiais ou naturais recebem através de afluentes alimentadores e devido ao crescimento urbano os mais diversos detritos neles despejados (CAPOBIANCO; WHATELY 2002; FITZHUGH; RICHTER, 2004). Desta forma a qualidade da água é de suma importância para a manutenção da saúde da população, principalmente das crianças, das pessoas mais idosas e daquelas que sofrem alguma deficiência orgânica, uma vez que são mais susceptíveis aos contaminantes encontrados frequentemente na água (HUNTER, 2003).

Outra preocupação são limitações dos sistemas de tratamento de água para o abastecimento das cidades. Muitos sistemas apesar de atenderem as exigências legais, não conseguem remover todos os contaminantes da água (MEYEROWITZ, 2001). Além disso, aspectos como a sinergia dos contaminantes presentes na água, a faixa etária das pessoas, a susceptibilidade de cada indivíduo e a ausência de controle sobre as substâncias que não são analisadas fazem com que a legislação não atenda plenamente aos requisitos técnicos e científicos para que a água possa ser consumida sem risco para a saúde (THORNTON, 2000).

No Brasil a população atendida com água tratada é de 82,7%, e 26,4% dos domicílios depende de poços e nascentes, 13,2% de outras formas, como lagoa, açudes e caminhões pipa. A Amazônia detém a maior quantidade de água doce, 73% de toda vazão hídrica da região. Com efeito, 60% dos municípios são atendidos por rede de água, mas o acesso ao saneamento nos 771 municípios da região está entre os piores do país. O percentual de esgoto coletado na região Amazônia é de 14,6% e

está abaixo da média nacional que é de 48,29%. A fossa rudimentar é a principal forma de descarte, presente em 49,2% dos municípios. Rondônia, Pará, Amazônia e Amapá são os estados em pior situação, com menos de 6% de coleta de esgoto (INSTITUTO, 2010a).

No cenário mundial, 2,5 bilhões de indivíduos (36%) vivem sem saneamento adequado, apesar da cobertura de saneamento ter aumentado de 49% em 1990 para 64% em 2012. O Brasil é ainda um dos países que possui maior índice populacional que não possuem banheiro. No mundo 3,5 milhões de pessoas morrem anualmente por problemas relacionados ao fornecimento inadequado da água, dentre os quais 1,5 milhão são crianças (INSTITUTO, 2010b). A falta de sistemas adequados de fornecimento de água e de esgotamento sanitário predispõe a ocorrência de doenças infecciosas que implicam em quase 60% dos casos de mortalidade infantil em nível mundial. No Brasil é responsável por 80% das doenças e 65% das internações hospitalares, representando custos anuais para a economia de até 2,5 bilhões de dólares (IBGE, 2010).

Dados do Censo Demográfico (2010) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística revelaram que o Sistema de Abastecimento de Água mostrou significativo aumento em relação à década 90 onde 73% dos domicílios tinham acesso ao serviço, já no ano 2000, o número passou para 81%, ou seja, a oferta de água em domicílio aumentou, mas o serviço continua a ter graves problemas com a qualidade, distribuição e a falta de racionalização, fazendo com que as cidades ainda percam cerca de 30 a 65% da água colocada no sistema de distribuição, mesmo com as medidas adotadas pelo Governo Federal acerca dos serviços de saneamento (IBGE, 2010).

A rede de distribuição de água do Estado do Amapá, conforme o IBGE (2010) é considerada precária, pois o serviço é ofertado de maneira parcial, com condições desiguais e não satisfaz a necessidade de toda a população. Dados recentes do SNIS (2015) mostram que em Macapá, apenas 38,82% da população é atendida pelo sistema de distribuição. O serviço de Abastecimento de Água (AA) na capital é ofertado com qualidade superior se comparado aos demais municípios do Estado.

Os recursos financeiros disponibilizados pelo Programa de Aceleração do Crescimento (PAC) do governo federal para Macapá totalizaram aproximadamente R\$ 89,4 milhões de reais, sendo 10,6 milhões de reais destinados ao esgoto sanitário. Este valor parece insuficiente e perceptivelmente ineficaz para solucionar o problema.

A rede coletora de esgoto da capital em 2009 apresentava extensão de somente 18 quilômetros e possuía 6 mil ligações na capital (DAVID Jr. et al., 2012).

A falta de saneamento básico somado com o crescimento urbano e industrial contribui de forma acelerada com a emissão de resíduos no ambiente e conseqüentemente com a veiculação de doenças na maioria dos países economicamente pobre e/ou emergentes. Se tornam fontes perigosas para a contaminação do ambiente e dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, muitas vezes por falhas em projetos, tais como de aterros sanitários e depósitos industriais (LIMA, 2007).

O Instituto Trata Brasil (2010a), constatou a existência de um cenário problemático de avanços e dificuldades no saneamento básico. Analisou-se que haviam duas realidades no que refere à abrangência do serviço de coleta de esgoto no Brasil. Um constituído pela maioria dos municípios que recebem elevada cobertura de atendimento, portanto com menor incidência de doenças relacionadas à ausência de saneamento. No entanto, a segunda realidade é totalmente oposta, deixando a população mais vulnerável às doenças, notadamente em localidades mais carentes, o que constitui uma situação alarmante principalmente nas regiões Nordeste e Norte.

A Portaria Nº 2914/2011 do Ministério da Saúde (MS) estabelece, em seus capítulos e artigos, as responsabilidades das operadoras dos sistemas de abastecimento de água e de soluções alternativas, a quem cabe o exercício de controle de qualidade da água, e as responsabilidades das autoridades sanitárias das diversas instâncias de governo, compete a missão de vigilância da qualidade da água para consumo humano. Entretanto, no Amapá, os dados estatísticos oficiais demonstram haver uma dificuldade em se fazer cumprir essa e as demais legislações em vigor pertinentes à qualidade da água para o consumo humano.

É importante ressaltar que os corpos hídricos receptores apresentam a capacidade de autodepuração. No entanto, o crescimento populacional aumentou tão vertiginosamente nas capitais do Brasil que a quantidade de esgotos e outros poluentes lançados nos mananciais próximos aos centros urbanos tornaram sua capacidade superada pela carga poluidora dos efluentes (GEO BRASIL, 2002 apud SOUSA, 2012).

3.2 Características Físicas e Químicas da Água

As características físicas e químicas podem ser determinantes na escolha da tecnologia de tratamento a ser utilizada. Os principais parâmetros utilizados para caracterizar físico-quimicamente as águas naturais são a cor, a turbidez, os teores de sólidos em suas diversas frações, a temperatura, o sabor e o odor, pH, alcalinidade e acidez, dureza, formas de nitrogênio, fósforo total, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Oxigênio Dissolvido (OD) (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2003).

3.2.1 Cor aparente e verdadeira

Segundo SPERLING (2005), a cor geralmente está associada com a presença de sólidos dissolvidos e partículas coloidais, oriundos da decomposição de matéria orgânica, ferro e manganês, bem como de resíduos industriais e esgotos domésticos. Sua importância está associada à caracterização de águas brutas e tratadas para abastecimento.

Quando a água apresenta uma turbidez adicional, ao medir a cor, diz-se que a cor é aparente. Removida a turbidez, o parâmetro que se mede é a cor verdadeira, devido às partículas coloidais presentes carregada negativamente (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2003).

3.2.2 Turbidez

A turbidez é causada principalmente por presença de areia, argila e microrganismos em geral. Refere-se à matéria suspensa presente na água, de qualquer natureza, com tamanho variando desde suspensões grosseiras aos coloides. (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

A turbidez, em si só, não traria inconvenientes sanitários, não fosse a natureza química de certos compostos em suspensão que poderão estar presentes, bem como a ocorrência, em muitos casos, de organismos patogênicos associados a esses compostos, se tornando um parâmetro de importância sanitária (VIANNA, 1992).

3.2.3 Sólidos

Os sólidos suspensos e dissolvidos totais podem indicar, além da contaminação orgânica recente por efluentes domésticos ou industriais, um excesso de matéria

sólida levada aos rios por erosão, movimentação de terra na bacia e perda de mata ciliar. Estes sólidos podem comprometer a eficiência dos sistemas de tratamento de água, através da colmatação precoce dos filtros, maior frequência nas lavagens dos filtros, com conseqüente perda de água tratada e maior adição de produtos químicos para a clarificação da água (ANDROELI et al., 2013).

Segundo o Standard Methods (APHA, 2011), os ensaios da série de sólidos, contempla 9 (nove) frações diferentes de sólidos quantificáveis em uma amostra, que diferem entre si basicamente pelas suas características de tamanho das partículas e volatilidade. São eles: sólidos totais (ST), sólidos dissolvidos totais (SDT), sólidos suspensos totais (SST), sólidos fixos totais (SFT), sólidos voláteis totais (SVT), sólidos dissolvidos fixos (SDF), sólidos dissolvidos voláteis (SDV), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspensos voláteis (SSV).

Em linhas gerais, os sólidos totais correspondem a toda matéria que aparece como resíduo após evaporação, secagem ou calcinação da amostra a uma temperatura pré-fixada, durante determinado tempo. Os sólidos totais dissolvidos (STD) é uma fração dos sólidos totais presentes na água. Nos estudos de controle de poluição das águas naturais, as determinações dos níveis de concentração das diversas frações de sólidos resultam em um quadro geral da distribuição das partículas com relação ao tamanho (sólidos em suspensão e dissolvidos) e com relação à natureza (fixos ou minerais e voláteis ou orgânicos). Este quadro se constitui em uma informação preliminar importante, no entanto não é definitivo para se entender o comportamento da água em questão (CETESB, 2009).

3.2.4 Temperatura

A temperatura, que é uma medida da intensidade de calor, é importante uma vez que interfere na velocidade das reações químicas, na solubilidade dos gases e pode acentuar a sensação de sabor e odor. Interferem ainda na eficiência da desinfecção e no desempenho das unidades de mistura rápida, floculação, decantação e filtração (RICHTER; AZEVEDO NETTO, 2003).

3.2.5 pH

O potencial hidrogênico (pH) revela a condição ácida, neutra ou alcalina da água ou de uma solução. Quando encontrados valores baixos de pH na água tendem

a ser corrosivos, enquanto valores altos tendem a formar incrustações em diversos materiais. Na vida aquática também tem grande importância onde os organismos se tornam dependente do pH, sendo recomendado a faixa de 6,0 a 9,0 (CARDOSO, 2007). Enquanto que a Portaria 2914/2011 – MS que trata sobre a potabilidade da água servida a população, recomenda que o pH fique na faixa de 6,0 a 9,5.

O potencial hidrogeniônico fornece a condição de acidez, alcalinidade ou neutralidade da água e permite o controle adequado das ETAs de acordo com a faixa de pH. Bastante utilizado como parâmetro analítico na coagulação, desinfecção, bem como para o controle da corrosividade e remoção da dureza. No tratamento de água e abastecimento público, a faixa de pH está associada a eficiência na etapa de coagulação, uma vez que os valores de pH influenciam os compostos químicos na água (SPERLING, 2005).

A acidez está relacionada com o condicionamento final da água em uma estação de tratamento, podendo ser necessário estabilizar o carbonato de cálcio por meio da adição de um alcalinizante, a fim de evitar problemas de corrosão no sistema de abastecimento e atender o que a legislação de potabilidade recomenda (RITCHER; AZEVEDO NETTO, 2003).

3.2.6 Formas de Nitrogênio

O nitrogênio pode estar presente na água sob a forma molecular, amônia, nitrito e nitrato. É primordial ao crescimento das algas, mas em excesso pode ocasionar fenômeno de eutrofização, com a proliferação excessiva de algas e de vegetação aquática. Os principais responsáveis pela presença de nitrogênio nos corpos d'água é o lançamento de esgotos e o uso intenso de fertilizantes na agricultura (MOTA, 2012).

Segundo Sperling (2005) a série de nitrogênio representada por Nitrogênio Amoniacal, composto pela soma da Amônia Livre (NH_3) e do cátion Amônio (NH_4^+); Nitrito (NO_2^-); Nitrato (NO_3^-); Nitrogênio Total Kjeldhal – NTK, é constituinte de diversas proteínas, compostos orgânicos e da composição celular de microrganismos. Possui origem de despejos domésticos e industriais, fertilizantes e excrementos de animais. Sua importância está relacionada ao controle da eutrofização e pode caracterizar águas de abastecimento público e seu grau de poluição.

3.2.7 Fosfato total

O fósforo total e o nitrogênio são os principais macronutrientes para os processos biológicos. Mesmo não representando um elemento agravante sanitariamente, o fosforo é indispensável para o crescimento de algas que podem levar à eutrofização do ambiente (SPERLING, 2005).

O fosfato total aparece em águas naturais devidos principalmente às descargas de esgotos sanitários. Nestes, os detergentes superfosfatados, empregados em larga escala domesticamente, constituem a principal fonte, além da própria matéria fecal, a qual é rica em proteínas. Alguns efluentes industriais apresentam fósforo em quantidades excessivas. As águas drenadas de áreas agrícolas e urbanas também podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais. O fósforo pode se apresentar nas águas sob três formas diferentes. Os fosfatos orgânicos são a forma em que o fósforo compõe moléculas orgânicas, como a de um detergente, por exemplo. Os ortofosfatos que se combinam com cátions formando sais inorgânicos nas águas e os polifosfatos que são polímeros de ortofosfatos (CETESB, 2013).

3.2.8 Oxigênio Dissolvido (OD)

Os níveis de oxigênio dissolvido indicam a capacidade de manutenção da vida aquática em um corpo d'água natural. Uma adequada quantidade de oxigênio dissolvido é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais. Através da medição da concentração de oxigênio dissolvido, os efeitos de resíduos oxidáveis sobre as águas receptoras durante a oxidação bioquímica podem ser avaliados (CETESB, 2009).

O nível de saturação de oxigênio em água depende da temperatura e da quantidade de sais dissolvidos. Assim, pode-se ter como valor de referência 8 mg/l, mas deve-se levar em consideração as condições reinantes no momento de sua determinação. O oxigênio dissolvido (OD) consiste em um indicativo do grau de poluição da água que está associada à quantidade consumida para a decomposição de compostos orgânicos. Permite a caracterização de corpos hídricos eutrofizados ou contaminados por dejetos orgânicos (SPERLING, 2005).

3.2.9 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A DBO de uma água é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica por decomposição microbiana aeróbia para uma forma inorgânica estável. A DBO é normalmente considerada como a quantidade de oxigênio consumido durante um determinado período de tempo, numa temperatura de incubação específica. Um período de tempo de 5 dias numa temperatura de incubação de 20°C é frequentemente usado e referido como DBO/5,20 (CETESB, 2009).

Os despejos de origem predominantemente orgânica são os principais responsáveis pelo aumento da DBO num corpo d'água. A presença de um alto teor de matéria orgânica pode induzir ao completo esgotamento do oxigênio na água, provocando o desaparecimento de peixes e outras formas de vida aquática. Um elevado valor da DBO pode indicar um incremento da microflora presente e interferir no equilíbrio da vida aquática, além de produzir sabores e odores desagradáveis e, ainda, pode obstruir os filtros de areia utilizados nas estações de tratamento de água (CETESB, 2009). A DBO é indicativo da contaminação por esgoto doméstico e retrata o grau de contaminação do corpo hídrico. Sua importância está associada à caracterização de águas residuárias brutas e tratadas (SPERLING, 2005)

3.3 Características Microbiológicas na Água (Bactérias e Vírus Entéricos)

3.3.1. Coliformes

A contaminação de águas naturais por microrganismos patogênicos é um problema mundial de saúde pública, levando a surtos de doenças de veiculação hídrica e uma alta incidência de morbidade e mortalidade. Em alguns países em desenvolvimento, a diarreia é o principal problema de saúde pública (SUBEKTI et al., 2002).

Além do problema da poluição, as estimativas mostram que 80% das doenças e mais de 1/3 da taxa de mortalidade em todo o mundo decorrem da má qualidade da água utilizada pela população ou falta de esgotamento sanitário adequado (BARROSO, 2002 apud SOUSA, 2012). A tabela 1 resume alguns dos agentes biológicos que podem causar doenças de veiculação hídrica.

Os microrganismos do grupo coliforme são capazes de fermentar a lactose a 44-45°C, sendo representados principalmente pela *Escherichia coli* e, também por

algumas bactérias dos gêneros *Klebsiella*, *Enterobacter* e *Citrobacter*. Dentre esses microrganismos, somente a *Escherichia coli* é de origem exclusivamente fecal, estando sempre presente, em densidades elevadas nas fezes de humanos, mamíferos e pássaros, sendo raramente encontrada na água ou solo que não tenham recebido contaminação fecal. Os demais podem ocorrer em águas com altos teores de matéria orgânica, como por exemplo, efluentes industriais, ou em material vegetal e solo em processo de decomposição (CETESB, 2009).

Os coliformes termotolerantes não são, dessa forma, indicadores de contaminação fecais tão bons quanto a *E. coli*, mas seu uso é aceitável para avaliação da qualidade da água. Além disso, na legislação brasileira, os coliformes fecais são utilizados como padrão para qualidade microbiológica de águas superficiais destinadas a abastecimento, recreação, irrigação e piscicultura (CETESB, 2009). Os microrganismos indicadores mais frequentemente utilizados são os coliformes totais, coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* e enterococos (ORTEGA et al., 2009).

Tabela 1. Microrganismos causadores de doenças veiculadas pela água

Microrganismo	Etiologia	Período de Incubação	Duração da patologia	Doenças, sinais e sintomas
Bactérias	<i>Salmonella typhi</i>	3 semanas	Até 4 semanas	Mal-estar, cefaleia, febre, tosse, náuseas, vômitos, constipação, dor abdominal, manchas vermelhas, sangue nas fezes.
	<i>Campylobacter</i> sp	2 a 7 dias	3 – 6 dias	Diarreia, dor abdominal intensa, febre, mal-estar, cefaleia, vômitos.
	<i>Shigella</i> sp.	24 a 72 horas	5 – 7 dias	Dor abdominal, diarreia, sangue e fezes mucosas, febre.
	<i>Vibrio parahaemolyticus</i>	2 a 48 horas	2 – 14 dias	Dor abdominal, diarreia, náuseas, vômitos, febre, calafrios, dor de cabeça.
	<i>Vibrio vulnificus</i>	<24 horas	2 – 3 dias	Mal-estar, calafrios, febre, lesões cutâneas.
	<i>Vibrio cholerae</i>	1 – 5 dias	2 – 5 dias	Diarreia aquosa, vômitos, desidratação.
	<i>Escherichia coli enteropatogênica</i>	1 – 3 dias	3 – 7 dias	Diarreia aquosa, dor abdominal, febre, vômitos.
	<i>Staphylococcus aureus</i>	1 a 6 horas	24 a 48 horas	Náuseas, vômitos, dor abdominal, febre.
Vírus	<i>Listeria monocytogenes</i>	2 a 6 semanas	variável	Listeriose, gastroenterites, endocardites, artrites, etc., febre, dor muscular, náuseas, diarreia, forte dor de cabeça, e convulsões.
	<i>Norovirus</i>	1 – 3 dias	20 a 72 horas	Diarreia, náuseas, vômitos, dor abdominal.
	<i>Hepatite A</i>	10 – 50 dias	10 a 30 dias	Febre, mal-estar, náuseas, dor abdominal, icterícia.
	<i>Astrovirus</i>	1 a 2 dias	48 a 72 horas	Diarreia, acompanhada por sinais ou sintomas entéricos.
	<i>Enterovirus</i>	10 a 70 horas	2 a 9 dias	Náuseas, vômitos, dor abdominal, mal-estar, dor de cabeça e febre.
	<i>Rotavírus</i>	1 – 2 dias	2 – 8 dias	Diarreia aquosa, febre, vômito, dor abdominal.
	<i>Adenovirus</i>	3 a 10 dias	Variável (semanas)	Gastroenterite, diarreia, vômitos, constipação comum, faringite, febre faringoconjuntival, amigdalite, otite média, febre, bronquiolite, conjuntivite, miocardite, meningite.
Protozoários	<i>Cryptosporidium</i> spp.	2 a 28 dias	Dias a semanas	Cólicas, dor abdominal, diarreia aquosa, febre, vômitos.
	<i>Giardia lamblia</i>	1 a 4 semanas	Semanas	Diarreia crônica ou aguda, flautulência, inchaço.
	<i>Toxoplasma gondii</i>	6 a 10 dias	Meses	Assintomáticos
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Variável (semanas, meses e até anos)	Variável	Diarreia com sangue e muco, úlcera e abscesso com dor, muitas vezes assintomáticos.

Fonte: FAO, 2008; Oliveira et al., 2011; Sousa, 2012; CETESB, 2013; CVE, 2015.

O grupo dos coliformes totais indica a ocorrência de uma microfauna variada que pode ser encontrada em animais de sangue quente, solos, vegetais ou quaisquer efluentes contendo matéria orgânica. O grupo dos coliformes totais pode ser

caracterizado por bactérias na forma de bastonetes gram-negativos, não formadores de esporos, aeróbios ou anaeróbios facultativos, capazes de desenvolver na presença de sais biliares ou agentes tensoativos que fermentam a lactose com produção de ácido, gás e aldeído a 35-37 °C em 24-48 horas (CETESB, 2009).

Um subgrupo dos coliformes totais é o dos coliformes termotolerantes, anteriormente chamado de coliformes fecais, formado por bactérias que, além das características do grupo coliformes totais, podem ser caracterizadas pela capacidade de fermentar a lactose, com produção de gás na temperatura de 44,5°C em 24 horas, tendo como principal representante a *E. coli*, cujo hábitat exclusivo é o trato intestinal de animais homeotérmicos (CETESB, 2009).

Embora utilizada e referenciada nas legislações e nos procedimentos padrões de análise de qualidade microbiológica de águas, a utilização de *E. coli* tem sido questionada como o principal parâmetro de qualidade microbiológica, uma vez que a sua presença nem sempre pode ser relacionada à de vírus patogênicos (PINA et al., 1998; RIGOTTO, 2003; MIAGOSTOVICH et al., 2008). Poucos programas de monitoramento avaliam a contaminação da água por vírus entéricos, pois este tipo de avaliação requer métodos mais avançados e complexos, exigindo, portanto, maiores investimentos (BOSH, 1998).

3.3.2 Vírus no ambiente aquático

A pesquisa inicial para vírus na água ocorreu em Nova Délhi, na Índia, na década de 1950, com a ocorrência de um surto de hepatite, devido a contaminação do sistema de tratamento da água por patógenos virais proveniente de esgoto. Desde então, surgiram estudos na área da virologia aquática, denominada virologia ambiental (BOSCH, 1998).

Estudo de contaminação viral em ambientes aquáticos, em relação aquele causado pela presença de bactérias, é menos expressivo, provavelmente devido aos métodos de concentração disponíveis terem uma baixa eficiência de recuperação das partículas virais, bem como, a baixa sensibilidade dos métodos de detecção, além de serem de complexa implantação e onerosos (TAVARES et al., 2005; ALBINADA-GIMENEZ et al., 2009).

As ferramentas da biologia molecular para detecção de vírus merecem destaque quando comparados aos métodos convencionais nos estudos de virologia

aquática (THERON; CLOETE, 2002). No ambiente aquático foi observada a alta estabilidade e resistência da inativação de muitos vírus à processos físico-químicos. Estas características podem estar relacionadas à frequente associação destes vírus a partículas sólidas em suspensão que propiciam sua viabilidade ou infectividade por muitos meses, mesmo após processos de tratamento de água e esgoto (LECLERC et al., 2002; TREE et al., 2003). Apesar disso, as normas legais de potabilidade vigente do Brasil exigem o controle bacteriano, no entanto, ainda não exigem a avaliação de vírus como parâmetro de qualidade de água.

Muitos vírus são resistentes aos tratamentos convencionais praticados pelas empresas responsáveis pelo tratamento de água no país. As precárias condições de saneamento básico é uma das principais causas da presença de vírus no ambiente e nas águas de distribuição para o consumo. Os tratamentos convencionais utilizados pelas operadoras de tratamento e distribuição de água potável no Brasil, geralmente, são eficazes contra bactérias, protozoários e fungos, mas não para os vírus. Os agentes desinfetantes bacterianos não são eficazes para muitos desses vírus. Além disso, a viabilidade de vírus no ambiente natural pode resistir e perdurar por até 120 dias (BRASIL, 2012).

3.3.2.1 Vírus que causam gastroenterites

A gastroenterite aguda é uma das doenças mais comuns em humanos no mundo todo, a qual causa expressiva morbidade e mortalidade. Os sintomas clínicos podem variar de vômitos, diarreia e casos graves podem levar à hospitalização e morte (WILHELMI et al., 2003, LORGELLY et al., 2007, REITHER et al., 2007, BARRELLA, 2008). Nos países em desenvolvimento ocorrem mais de um bilhão de casos de diarreia por ano, comumente seguida de desidratação grave, com 2,4 a 3,3 milhões de óbitos acometendo principalmente crianças com até cinco anos de idade (LINHARES; BRESEE, 2000; O'RYAN et al. 2005).

Os vírus são os mais comuns entre os patógenos que possuem o potencial de causar gastroenterite em humanos (GUTIERREZ et al. 2006, REITHER et al., 2007). Os rotavírus (*Rotaviridae*), os norovírus e saporovírus (*Caliciviridae*), os adenovírus entéricos (*Adenoviridae*) e os astrovírus (*Astroviridae*) destacam-se entre os mais de 20 vírus reconhecidos como agentes causadores dessa síndrome (WILHELMI et al., 2003, ITURRIZA-GÓMARA et al., 2007).

Apesar de poucas pesquisas publicadas sobre a virologia ambiental. De um modo geral, os adenovírus e outros vírus entéricos já foram detectados em amostras de águas em diversos locais do mundo e do Brasil, como mostra a tabela 2 e 3.

Tabela 2. Resultados obtidos por pesquisas relacionados a detecção de vírus entéricos e a surtos virais veiculados pela água em diferentes países ao longo dos anos.

Ano da Pesquisa/Autor/Local	Resultados obtidos
1995 De Serres et al., 1999 Canadá	Detecção de HAV – águas de poços
1998 Hafliger et al., 1999 Suíça	Detecção de NoV – água contaminada por esgoto.
1999 Green; Lewis Nova Zelândia	Detecção de HAV, enterovírus e rotavírus em ostras, águas residuárias e sedimento.
1999 Gofti-Laroche et al., 2001 Sudeste da França	Detecção de RV e EV – água de torneira contaminada
1971 a 1998 Frost et al., 2002 EUA	Detecção de HAV, NoV, AdV e RV – águas de recreação. (786 Surtos de gastroenterite)
1997 a 1998 Lee; Kim, 2002 Coreia do Sul	Detecção de AdV e EV – água de torneira
1998 Pina et al., 1998 Espanha	Detecção de 65% de AdV – águas fluviais.
2002 Katayama et al., 2002 Japão	Detecção de NoV 25% - águas marinhas
2003 Hot et al., 2003 França	Detecção de NoV 1,5% - águas fluviais Não detecção de RV – águas fluviais
2005 Choi; Jiang EUA	Detecção de AdV 16% - águas fluviais
2005 Van Heerden et al., 2005 África do Sul	Detecção de AdV 22 % - águas fluviais
2005 Kittigul et al., 2005 Tailândia	Detecção de RV 20% - águas fluviais
2009 Hanza et al., 2009 Alemanha	Detecção de AdV 97,5%; RV 90%; NoV 31,7% (águas fluviais)

Fonte: Martins, 2013 (Adaptado pelo autor, 2016)

Tabela 3. Resultados obtidos por pesquisas relacionados a detecção de vírus entéricos veiculados pela água em diferentes regiões do Brasil ao longo dos anos.

Ano da Pesquisa/Autor/Local	Resultados obtidos
1987 a 1988 Mehnert e Stewien, 1993 S.Paulo/Brasil	Detecção de RV – água de esgoto e córregos poluídos. (1ª Investigação no Brasil) – Método: Imunofluorescência Indireta e a Imunoperoxidase direta.
1998 a 2003 1.(Sassaroli et al., 2000) 2.(Queiroz et al., 2001; Pauli et al., 2003) 3.(Santos et al., 2002; Garrafa et al., 2003; Martins et al., 2003) S.Paulo/Brasil	1.Detecção de HAV – água de esgoto, poços e córregos; 2.Detecção de RV – água de esgoto, poços e córregos; 3.Detecção de AdV – água de esgoto, poços e córregos, (Método Molecular)
2008 a 2009 Justino, J. F., 2009 Vitória/Brasil	Detecção de Adv 76,2%; RV 88,1%; NoV GII 4,8% (águas fluviais)
2007 a 2008 Vieira, C. B. et al., 2012. RJ/Brasil	Detecção de RVA 24,3%; NoV 18,8%; HAdV 16,7%; HAV 21,5% (águas fluviais) – Métodos: PCR
2011 Relatório Técnico CETESB, 2012 S.Paulo/Brasil	Detecção de EV, AdV e HAV
2011 Fumian, T. M., 2011 RJ/Brasil	Detecção de AdV 81,6%; RV 79,2%; NoV 31,3%; HAdV 14,6% (águas de efluente de esgoto)
2012 Sousa, K. F. S. 2012 Vitória/Brasil	Detecção de AdV (P1-38,5%) e (P2-46,1%); RV (P1-69,2%) e (P2-69,2%); NoV (P1-15,4%) e (P2-38,5%) – águas fluviais
2009 Borges, C. R., 2009 Florianópolis/Brasil	Detecção de AdV (Esgoto Tratado – 75% e Águas fluviais – 64,2%); RV (Esgoto tratado – 41,6% e Águas fluviais – 19%); HAV (Esgoto tratado – 25% e Águas fluviais 8,3%); NoV (Esgoto tratado – 50% e Águas fluviais – 19%)
2013 Martins, S. A. Vitória/Brasil	Detecção de RV 20%; AdV 13%; NoV 8,8% - águas fluviais
2009 Silva, H. D. Goiania/Brasil	Detecção de AdV 39,2% - águas fluviais
2008 a 2010 Spada, P. K.P., 2012. Belém/Brasil	Detecção de AdV (PCR – 59%) – águas fluviais e esgoto.
2015 a 2016 Girardi, V. et al., 2016 RS/Brasil	Detecção de HAdV 43,6%; AdV entéricos 37,5% - águas fluviais
NOV a DEZ – 2015 Demoliner, M. et al., 2016. Brasil	Detecção de HAdV 20% em poços artesianos; e 13% em águas fluviais
2012 a 2014 Alves, J. C. S, et al., 2016. Mosqueiro – Belém/Brasil	Detecção de EV 56,8%; RV 18,2% - águas fluviais
JUN/2016 Oliveira, F.C. et al., 2016 RS/Brasil	Detecção de AdV (40 e 41) 90% - águas fluviais
2011 a 2013 Staggemeier, R. et al., 2016. RS/Brasil	Detecção de HAdV na Estação de Tratamento de Água. (Água Bruta 56%; Água decantada 13%; Água filtrada 23% e Água tratada 38%)

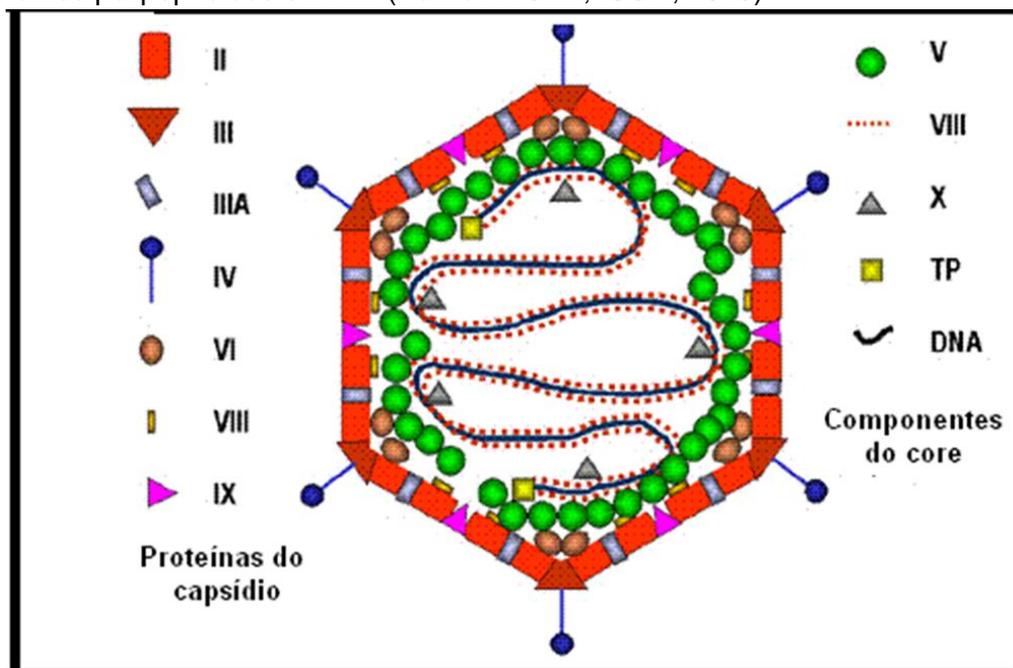
Fonte: Martins, 2013 (Adaptado pelo autor, 2016)

3.3.2.1.1 Adenovírus

Os adenovírus (AdV) estão classificados na família *Adenoviridae*, que compreende cinco gêneros: *Mastadenovirus*, que infectam mamíferos (homens, símios, bovinos, equinos, caninos, suínos, ovinos e roedores); *Aviadenovirus* que infectam aves; *Atadenovirus* que infectam cervos, cobras e patos e *Siadenovirus* que infectam anfíbios e perus e *Ichtadenovirus* que infectam algumas espécies de esturjão (BENKO et al., 2002, 2005; CARSTENS, 2010; BERK, 2013). Esses vírus apresentam uma grande variabilidade genética, o que possibilitou sua classificação em espécies e sorotipos (LEES, 2000).

As partículas virais não apresentam envelope e medem de 70 nm a 100 nm de diâmetro. Possuem 252 capsômeros no capsídeo isosaédrico, dos quais 240 hexons formam as faces do icosaedro e 12 pentons formam os vértices. O vírion é constituído de 11 proteínas das quais 7 formam o capsídeo. O hexon é formado pelo trímero do polipeptídeo II. O penton consiste em duas estruturas distintas: a base, responsável por ancorar o penton ao capsídeo, e a fibra, que é uma estrutura alongada que se estende a partir do vértice da partícula viral. O core viral contém quatro proteínas (polipeptídeos V, VII e μ e proteína terminal) e o genoma viral de DNA de fita dupla linear não segmentado (TAVARES et al. 2005). A figura 01 mostra a morfologia do adenovírus.

Figura 01: Modelo da partícula do adenovírus baseada na compreensão atual dos seus componentes polipeptídicos e DNA. (Fonte: WOLD; ISON, 2013).



Adenovírus são reconhecidos, atualmente, como agentes etiológicos causadores de diversas doenças, tais como infecções gastrointestinais, do trato respiratório, urinárias e do globo ocular. São cosmopolitas e possuem espécies específicas, sendo a propagação feita de homem para homem. Por serem vírus estáveis podem ser transmitidos pela água (de consumo, em balneários ou piscinas). Com poucas exceções, os sorotipos humanos não são patogênicos para os animais e os sorotipos de animais somente são patogênicos para as espécies de origem (LEWIS et al., 2009).

A biossíntese viral ocorre no núcleo celular e está dividida em fase inicial e fase tardia. Leva cerca de 30 horas e resulta na produção de aproximadamente 100.000 novas partículas por célula. As fases iniciais compreendem as etapas de adsorção, penetração, transcrição e tradução dos genes iniciais, os quais posteriormente irão regular a expressão dos genes virais e a replicação do DNA. Além disso, os genes iniciais bloqueiam a apoptose e induzem a progressão do ciclo celular. A fase tardia ocorre ao início da replicação do DNA, com expressão de um novo grupo de genes virais tardios e a montagem da progênie viral (SANTOS; SOARES, 2015).

Os organismos humanos podem ser infectados por AdV nos tratos gastrintestinal, respiratórios e olhos. Podem também infectar, em uma menor escala outros órgãos, tais como o fígado, bexiga urinária, pâncreas, miocárdio e sistema nervoso central. Dentre as infecções incluem faringite, conjuntivite, infecções respiratórias, bronquiolite e gastroenterite, além de cistite, miocardites e meningites (JIANG, 2006).

A infecção por adenovírus recebe o mesmo tratamento aplicado aos outros casos de gastroenterite viral (SANTOS; SOARES, 2015). Por ser uma doença autolimitada e de manejo simples, o tratamento hidroeletrolítico e manutenção da dieta habitual da criança poderão evitar mortes, até que ocorra a melhoria das condições socioeconômicas das populações, e, por conseguinte, a diminuição da incidência e gravidade da diarreia infantil (MISODOR, 2008).

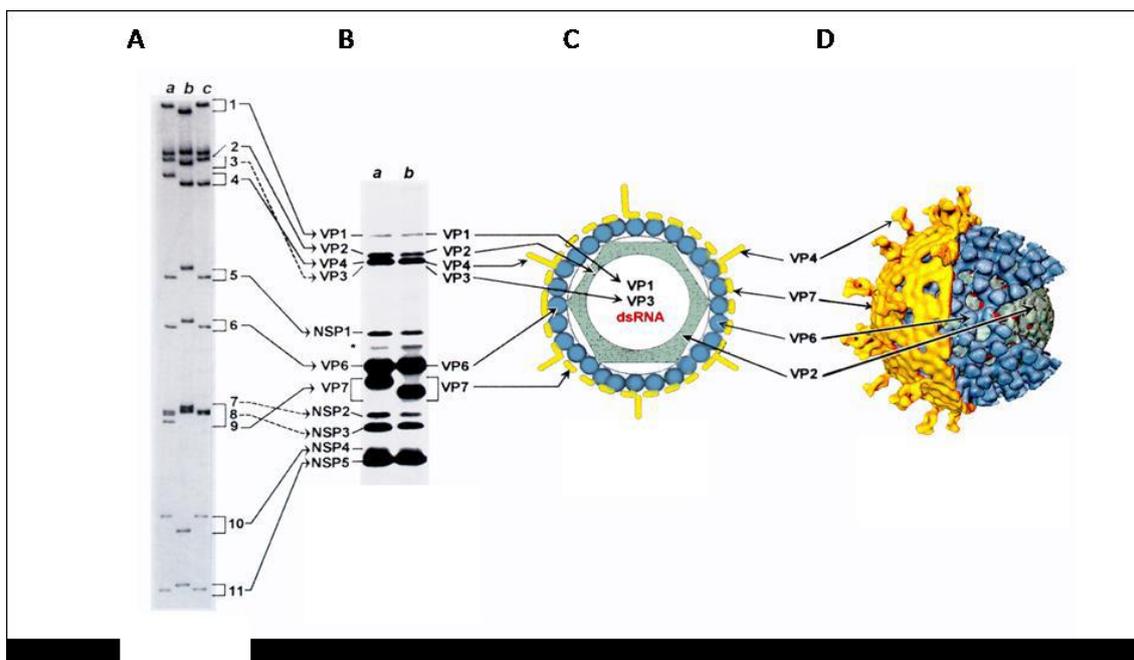
3.3.2.1.2 Rotavírus

Os rotavírus pertencem à Família Reoviridae, gênero *Rotavirus*. A partícula viral mede aproximadamente 70-90 nm de diâmetro e é constituída por três camadas

proteicas e um genoma com 11 segmentos de RNA fita dupla (dsRNA). Possuem proteínas codificadas, onde seis são estruturais: VP1, VP2, VP3, VP4, VP6 e VP7, e cinco são não estruturais: NSP1, NSP2, NSP3, NSP4 e NSP5 (Figura 02). A proteína não estrutural NSP4 é especificamente uma glicoproteína codificada pelo segmento 10, caracterizada como uma enterotoxina capaz de induzir diarreia em camundongos jovens (KAPIKIAN; CHANOCK, 2007).

O rotavírus (RV) possuem três capsídeos distintos: o mais interno é constituído pela proteína VP2 e no interior da partícula estão presentes as proteínas VP1, VP3 e o genoma viral (figura 02). O seu genoma viral é constituído de 11 segmentos de RNA de fita dupla e cada segmento genômico codifica proteínas virais estruturais e não estruturais específicas (ESTES; KAPIKIAN, 2007).

Figura 02. Partícula de rotavírus. A e B) Gel de acrilamida demonstrando os segmentos e as proteínas virais. C) esquema do virion. D) Reconstrução esquemática da superfície viral demonstrando as proteínas de superfície. (Fonte: ESTES et al., 2001; FUMIAN, 2011).



Os rotavírus são classificados em sete sorogrupos de A a G, reconhecidos com base na especificidade antigênica da proteína VP6. O grupo A dos rotavírus humanos é classificado em sorotipos e/ou genótipos. Os sorotipos G ou P são definidos pela reatividade do vírus em ensaios de neutralização com base nas proteínas VP7 ou VP4 do capsídeo e são determinados por sequenciamento, amplificação ou hibridização

dos genes 4 ou 9 que codificam as proteínas VP7 ou VP4 (KAPIKIAN; CHANOCK, 2007).

Os rotavírus apresentam sintomatologia leve, mas em muitos casos a infecção pode se tornar grave levando à desidratação e até mesmo à morte. É transmitido através de alimentos e água contaminados e também pelo contato direto com pessoas infectadas. Estes vírus também são associados a surtos de gastroenterites em ambientes fechados, como creches, enfermarias pediátricas e núcleos geriátricos. Os principais sintomas apresentados pela infecção são febre, vômitos e diarreia frequente. Apresentam período de incubação relativamente curto, o qual varia de um a três dias. Estes tipos de vírus são os maiores causadores de diarreia e gastroenterite infantil em clima temperado e afetam crianças de todas as classes sociais no mundo inteiro (TAVARES et al., 2005).

Estima-se que no mundo o rotavírus seja responsável por um terço de todas as hospitalizações causadas por diarreia e por 600 mil mortes de crianças com menos de 5 anos de idade. Em países em desenvolvimento, o índice de mortalidade é maior do que nos países desenvolvidos, no entanto a infecção ocorre virtualmente em crianças com menos de cinco anos de idade (OMS, 2010).

3.4 Detecção de Vírus Entéricos na Água

A detecção dos vírus em ambientes aquáticos depende de métodos que sejam capazes de detectar pequenas quantidades de partículas virais em grandes volumes de água. O melhor método de concentração viral deve possuir os seguintes critérios: ter uma técnica simples, possuir alta taxa de recuperação de partículas virais, produzir um concentrado de pequeno volume e não ser muito caro (BOSH, 1998).

Na concentração de amostras ambientais de água, a metodologia de adsorção/eluição é a mais utilizada e geralmente necessita de um segundo estágio de concentração. Esta metodologia envolve duas etapas principais: a adsorção em um substrato e sua eluição por uma solução. O substrato de adsorção pode ser uma membrana carregada, negativamente ou positivamente, ou de lã de vidro (ABBASZADEGAN et al., 1993; PINA et al., 1998; PUIG et al., 1994).

Variações desta técnica são amplamente empregadas na detecção de vírus, tais como RT-PCR, utilizada para conversão de RNA em DNA complementar antes da etapa de amplificação permitindo o estudo de vírus de RNA; multiplex-PCR para

detecção de múltiplas sequências alvo numa mesma amostra; nested-PCR, que utiliza uma segunda etapa de amplificação com um par de iniciadores internos utilizados na primeira etapa, permitindo maior sensibilidade e especificidade, mais recentemente, a PCR em tempo real, utilizada para quantificar o DNA alvo presente na amostra (PINA et al., 1998; FORMIGA-CRUZ et al., 2005; CALGUA et al., 2008).

Para detecção específica dos vírus, é geralmente empregada, de forma qualitativa, a técnica de Reação em Cadeia pela Polimerase - PCR, pois é sensível e capaz de detectar vírus que não crescem bem em cultura celular, além de ser mais rápida, menos custosa e trabalhosa, do que a metodologia de cultivo celular (KITIGUL et al., 2005). A PCR consiste em um método *in vitro* de amplificação enzimática de sequências específicas de DNA (ALBERTS et al., 1997). Essa amplificação ocorre em 3 etapas: desnaturação do DNA, anelamento dos iniciadores (primers), e polimerização (figura 03). Assim, poucas cópias de DNA ligados aos iniciadores podem ser amplificadas a um nível detectável (figura 04). A detecção do produto amplificado é realizada por eletroforese em gel de agarose, com visualização em luz ultravioleta e apresenta alta sensibilidade e especificidade (SOUSA, 2012).

Figura 03. Etapas da amplificação da Reação em Cadeia da Polimerase (PCR). (Fonte: SCARPATI, 2012).

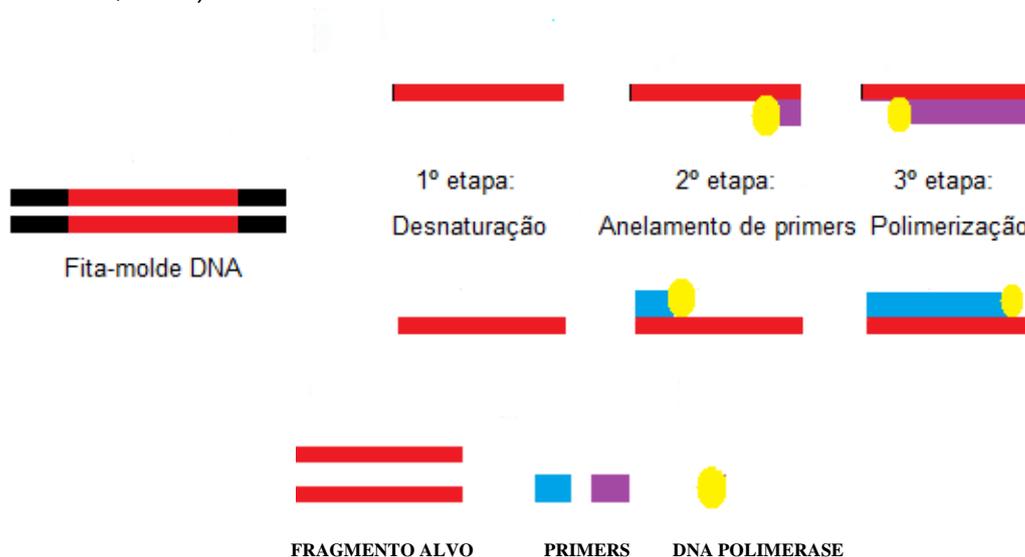
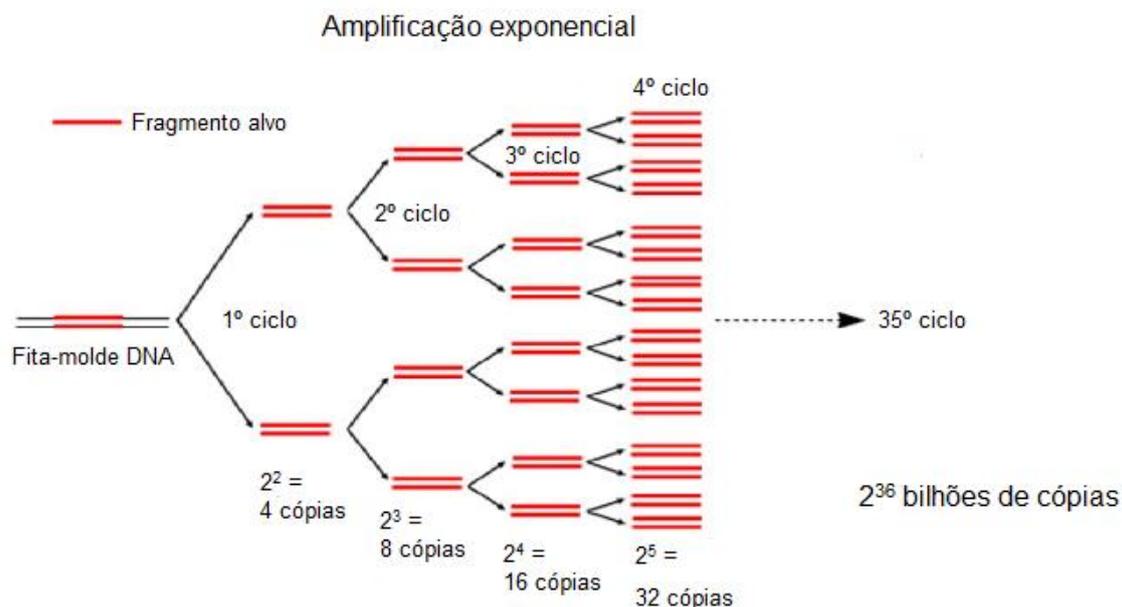


Figura 04. Amplificação exponencial da Reação em Cadeia da Polimerase (PCR). (Fonte: VIERSTRAETE, 1999)



3.5 Legislação Referente a Qualidade da Água

No Brasil, apesar da existência de uma legislação de saneamento básico (Lei 11.445/2007), o atendimento em coleta de esgotos no país chega somente a 46,2% da população brasileira. Além disso, de todo esgoto gerado, apenas 37,9% recebe algum tipo de tratamento, sendo que a região com maior índice de esgoto tratado é a Centro-Oeste, com 43,1%. Nessas condições, o Brasil é o 9º colocado no ranking mundial “da vergonha” com 13 milhões de habitantes sem acesso a banheiro (IBGE, 2010; FGV, 2010).

Considerando as águas que são destinadas ao uso humano, incluindo a prevenção e eliminação de poluição no ambiente aquático, a resolução CONAMA 357/2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos d’água e suas diretrizes ambientais, além das condições e padrões de lançamentos de efluentes, assim como a 274/2000 dispõe sobre a balneabilidade, considerando o bem estar e a saúde humana. Assim, essas águas podem ser definidas como próprias (excelente, muito boa, satisfatória) quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas, houver, no máximo, os valores descritos na tabela 4 pela legislação para coliformes termotolerantes, *E. coli* ou enterococos, sendo que quando for utilizado mais de um indicador microbiológico, as águas terão as suas condições avaliadas de acordo com o critério mais restritivo. Porém, indicadores virais ainda não foram incluídos.

Tabela 4. Normas relativas aos limites microbiológicos para avaliação da qualidade de águas em rios para uso humano.

Norma	Especificações		
	Coliformes termotolerantes/100mL	<i>E. coli</i> /100mL	Enterococos/100mL
CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005)	<1000 (p80)	<1000 (p80)	NA
CONAMA 274/2000 (BRASIL, 2000)	p(80) Excelente: máx. 250 Muito boa: máx. 500 Satisfatória: máx.1000 Imprópria: >2500 na última medição, > 1.000 em mais 20%	p(80) máx.200 máx400 máx.800 >2000 na última medição > 800 em mais 20%	NA
USEPA (1986)	NA	NA	NA
Diretiva 2006/7/CE (CEE, 2006)	Excelente: <250 Bom: <500 (p90) Suficiente: <500 (p95)	NA	NA

Fonte: Martins, 2013. NA – Não Aplicável; p – percentil

Nos Estados Unidos, o Ambient Water Quality Criteria for Bacteria (USEPA, 1986), e na Europa, a Diretiva 2006/7/CE estabelecem limites bacteriológicos em águas que objetiva o bem-estar e a saúde da população em água destinada ao uso humano em recreação de contato primário (CEE, 2006). A norma europeia, assim como a legislação brasileira, estabelece classes de qualidade da água e adota mais de um parâmetro para cada uma delas (tabela 4). Os valores apresentados são aqueles estabelecidos para águas doces. Os valores para as contagens microbiológicas baseiam-se no conjunto de dados recolhidos sobre a qualidade das águas para o último período de avaliação, devendo consistir sempre em, pelo menos 6 amostras.

No Brasil, a garantia da água com qualidade para o consumo humano segundo os padrões de potabilidade é questão relevante para a saúde pública. A Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011, do Ministério da Saúde estabelece o padrão de potabilidade da água para o consumo humano. Ela institui que o município deva obedecer às normas vigentes de água utilizada para consumo humano. Atribui que o padrão de potabilidade confere a instância municipal e, também, a responsabilidade da gestão dos serviços de saneamento. Ainda que, não exclua os níveis estadual e

federal de atuar no estabelecimento de diretrizes, seja da assistência técnica ou da legislação (D'AGUILA et al., 2000).

3.6 Índice da Qualidade da Água – IQA

Os índices e indicadores ambientais nasceram como resultado da crescente preocupação social e com os aspectos ambientais do desenvolvimento. Esse processo requer um número elevado de informações em graus de complexidade cada vez maiores. Desta forma, os indicadores se tornaram fundamentais no processo decisório das políticas públicas e no acompanhamento de seus efeitos. Essa vertente se apresenta como um desafio permanente de gerar indicadores e índices que tratem um número cada vez maior de informações, de forma sistemática e acessível, para os tomadores de decisão (CETESB, 2011).

O IQA foi elaborado a partir de uma pesquisa de opinião realizada com especialistas em qualidade de águas em 1970 pela Fundação Nacional de Saneamento dos Estados Unidos (NSF), que indicaram os parâmetros a serem avaliados, seu peso relativo e a condição em que se apresentam cada parâmetro, o qual foi adaptado às águas brasileiras por inúmeros órgãos e entidades, dentre os quais se destaca a CETESB e o IGAM (ROCHA et al., 2009). No Brasil, desde de 1975, a CETESB utiliza uma versão do IQA adaptada da versão original do NSF, com vistas a servir de informação básica de qualidade da água para o público em geral (GRUNITZKI et al., 2013). A utilização de índices de qualidade de água é uma tentativa que todo programa de monitoramento de qualidade de água prevê como forma de acompanhar a qualidade de águas de rios, através de informações resumidas, a possível deterioração de um corpo hídrico (TOLEDO; NICOLELLA, 2002).

Os parâmetros avaliados são oxigênio dissolvido (OD), coliformes termotolerantes (CT), pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}), nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), temperatura (T), turbidez (Tur) e sólidos totais (ST) para o IQA CETESB. No caso do IQA IGAM, substitui-se o NT pelo nitrato e o PT pelo fosfato total. Diante dessas variáveis os especialistas propuseram extrair um valor “q” que é função da sua concentração ou medida, variando de 0 a 100 através das curvas médias de variação da qualidade da água de cada parâmetro. Além disto, para cada parâmetro foi estipulado um peso que variou de 17% a 8% (ROCHA et al., 2009).

Nas análises diferenciais dos parâmetros de classificação dos níveis de qualidade da água, sugere-se a adoção de um IQA mais restritivo que permita a comparação da qualidade da água numa perspectiva conservacionista sem riscos a saúde coletiva (ROCHA et al., 2009). Neste contexto, se tornam importantes ações de monitoramento da qualidade das águas como instrumento para o manejo e controle adequado dos recursos hídricos. Além disso, o monitoramento de qualidade de água constitui um sinal para as autoridades públicas, instituições de ensino, pesquisa e extensão e para a população sobre significativos índices de poluição dos recursos naturais (GONÇALVES, 2004).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Área de Estudo

Esta pesquisa foi desenvolvida na cidade de Macapá, no Estado do Amapá, localizada na margem esquerda do rio Amazonas entre as coordenadas 00° 02' 18.84" de latitude N e 51° 03' 59.10" de longitude O.

A cidade é cercada e entrecortada pelas chamadas “áreas de ressaca”, que são ecossistemas alagados típico da região, intrincada por rede de canais e igarapés, onde várias famílias residem de forma precária, com grande influência de esgoto doméstico e do ciclo sazonal das chuvas nestes locais, principalmente dos mananciais (igarapés) que cortam a cidade.

O Igarapé das Pedrinhas corta vários bairros da cidade e recebe efluente proveniente da estação de tratamento de esgoto (ETE) da Companhia de Água e Esgoto do Amapá (CAESA) e de esgoto doméstico sem tratamento da comunidade que reside ao entorno.

4.2 Coleta

Apesar da cidade de Macapá contar atualmente com 60 bairros, apenas 28 deles são considerados oficiais, e, destes, apenas 18 apresentam sistema de distribuição funcional de água pública (IBGE, 2010). Como atualmente o número de bairros abastecidos por água da operadora de Macapá é efetivamente 22, segundo informações da CAESA, o cálculo do tamanho da amostra resultou em 21 bairros, os quais estão contemplados nos pontos amostrais localizados na saída de água potável dos principais reservatórios que atingem esses bairros, caracterizando a qualidade da água fornecida à população desses bairros abastecido pelo sistema público de fornecimento de água potável. Outros pontos foram incluídos no delineamento amostral: 1 (um) localizado no rio Amazonas na Estação de captação de água da CAESA, outro próximo da saída da ETE no igarapé Pedrinhas, e um outro na saída desse tributário receptor (Igarapé das Pedrinhas) do efluente da ETE para a foz do Rio Amazonas, ponto este localizado as proximidades da captação de água pela Companhia de Saneamento da cidade.

Os locais de coleta da água foram definidos em função da localização da água captada e dos principais reservatórios de água (caixa d'água) do sistema público de abastecimento da cidade de Macapá (CAESA), e dos sistemas alternativos coletivos que agrupam bairros da zona centro-oeste, sul, leste e norte de Macapá.

As figuras 5, 6, 7 e tabela 5 indicam os pontos para avaliação da qualidade da água captada e fornecida a população de Macapá, e sua localização contemplam os bairros abastecidos pelo sistema de abastecimento público da CAESA no Município de Macapá, os quais incluem o Cabralzinho, Fazendinha, Congós, Brasil Novo, Jardim Felicidade I, Infraero I, Alvorada, Novo Buritizal, Jardim Marco Zero, Jardim Equatorial, Beiril, Trem, Buritizal, Centro, São Lázaro, Universidade, Perpétuo Socorro, Jesus Nazaré, Santa Rita, Araxá, Julião Ramos, Pacoval.

Figura 05. Mapa do Perímetro Urbano de Macapá/AP com os pontos de coleta de amostras de água. (Fonte: Adaptado de TOSTE, 2013).

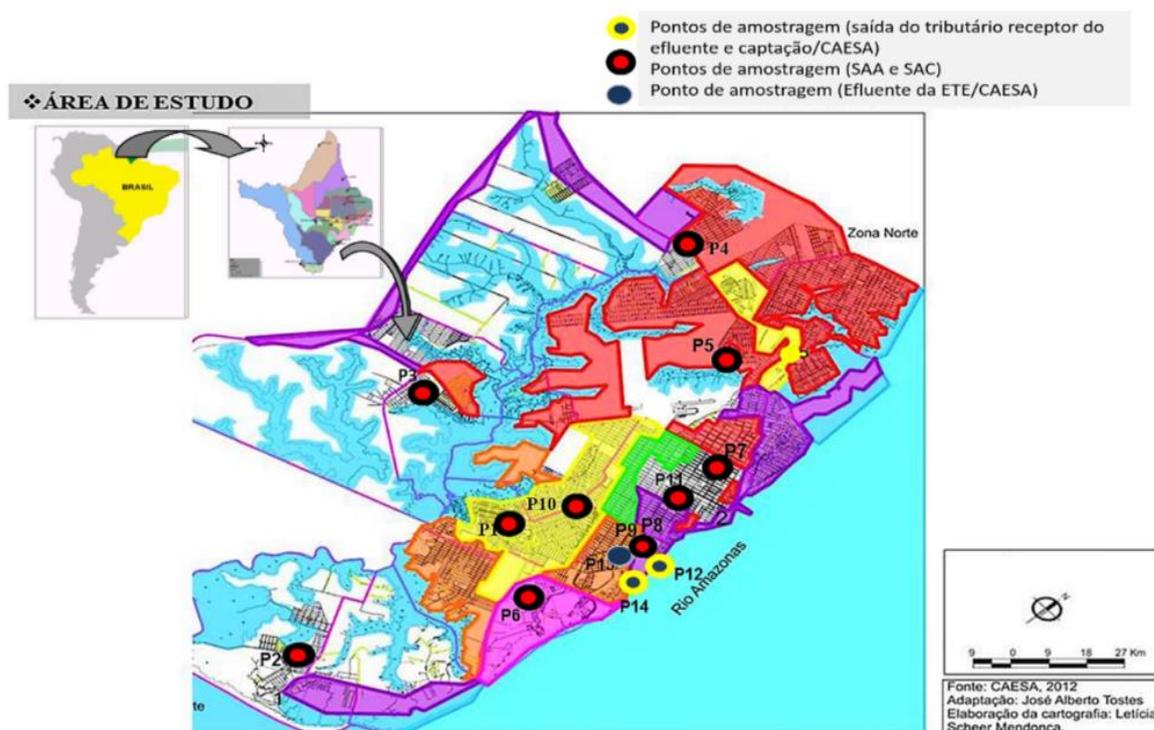


Figura 06. Pontos de coletas de amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas próximo a saída da ETE (P13), na saída do Igarapé Pedrinhas para o rio Amazonas (P14) e na captação de água da CAESA (P12). (Fonte: Adaptado do GOOGLE EARTH, 2016)



Figura 07. Pontos de coletas de água tratada da rede de distribuição da CAESA após reservatório de água de distribuição à população de Macapá (A: P11; B: P7; C: P 10; D: P 8 e 9).



Tabela 5. Pontos de amostragem de coletas de água captada do Rio Amazonas e do sistema de distribuição de água tratada da Companhia de Água do Amapá.

Amostras (Pontos na Saída dos Principais Reservatórios de Água Potável e Pontos de coletas de Água Bruta do Rio Amazonas)	Ponto de coleta (Coordenadas geográficas)
Congos (P1)	00° 01' 585" -51° 08' 194"
Fazendinha (P2)	00° 04' 705" -51° 11' 2734"
Cabralzinho (P3)	00° 02' 962" -51° 11' 279"
Brasil Novo (P4)	00° 08' 907" -51° 08' 491"
SR-Infraero (Contemplam: J.Felicidade I e Infraero I,) (P5)	00° 07' 798" -51° 06' 411"
SR J. Marco Zero (Completam: Universidade, J. Marco Zero) (P6)	00° 00' 074" -51° 07' 985"
SR do P. Socorro (Contemplam: P.S, Julião Ramos) (P7)	00° 04' 291" -51° 05' 223"
SR doTrem ETAM 1 (contemplam: Trem, S ^a Inês, Beiol, Araxá) (P8)	00° 02' 347" -51° 06' 002"
SR doTrem ETAM 2(contemplam: Trem, S ^a Inês, Beiol, Araxá) (P9)	00° 02' 347" -51° 06' 002"
SR do Buritizal (Contemplam: N.Buritizal, Buritizal, Alvorada, S ^a .Rita) (P10)	00° 02' 185" -51° 07' 372"
SR do Centro (Contemplam: Laguinho, Pacoval, J. Nazaré, Centro) (P11)	00° 03' 769" -51° 05' 534"
Captação (SAA) (P12)	00° 02' 211" -51° 05' 032"
Saída da ETE (P13)	-00° 00' 368" -51° 07' 233"
	-00° 00' 545"

Amostras (Pontos na Saída dos Principais Reservatórios de Água Potável e Pontos de coletas de Água Bruta do Rio Amazonas)	Ponto de coleta (Coordenadas geográficas)
Saída do Tributário Receptor de Efluente (P14)	-51° 06' 404"

Fonte: o autor, 2015.

SR – Saída do Reservatório

4.3 Procedimentos Metodológicos

As amostras de água nos pontos foram coletadas no período de dezembro de 2015 a setembro de 2016, onde foram realizadas 8 (oito) campanhas amostrais. Foram usados frascos de polipropileno estéreis autolaváveis (1 Litro de cada ponto) para as análises físico-químicas, (150mL) para bacteriológicas e (1 litro) para análises virais. Cada coleta geral foi realizada no período matutino, e com rio na preamar vazante, previamente calculada pela consulta na tábua de maré, no caso das coletas do P12, P13 e P14 (figura 6). Estes pontos sofrem interferência dos efluentes da lagoa de estabilização da CAESA, localizado no bairro das Pedrinhas e, conforme informações de técnicos da CAESA é composta de duas lagoas anaeróbicas e uma facultativa, a qual há anos não recebe nenhuma manutenção e somente esporadicamente se faz algumas análises ambientais de monitoramento. Recebe menos 5% do esgoto coletado pela CAESA e mais de 1550 carregamentos de esgoto mensal em carros coletores, onde passa pelas lagoas e sai diretamente no Igarapé Pedrinhas, o qual se direciona a foz do Rio Amazonas, onde não muito distante se encontra a captação de água da CAESA.

Todas as amostras de água foram armazenadas em caixa térmica sob refrigeração de 4 °C a 8°C graus, logo após sua coleta, e transportadas para o laboratório para análises.

4.3.1 Análises dos Parâmetros Físico-Químicos da Água

As análises físico-químicas realizadas nas amostras de água no local de coleta foram as seguintes: potencial hidrogeniônico (pH), temperatura da água (°C), turbidez (UNT), oxigênio dissolvido – OD (mg/L), cloro residual (mg/L).

As medições de pH foram realizadas através do método eletrométrico utilizando o pHmetro de bancada (Medidor de pH e Eletrodo Marca HACH - Hexis científica S/A,

mod.PH31); as análises de turbidez foram realizadas pelo método nefelométrico com turbidímetro (Turbidímetro, mod.AP 2000W - Linecontrol e Exportação LTDA); o Oxigênio Dissolvido e as medições de temperatura foram realizadas através do Oxímetro (YSI 85/100 FT – Digimed); a Demanda Bioquímica de Oxigênio foi através do método respirométrico com o sistema (CBO AL606 - Aqualytic), a análise da Cor pelo método 8025-APHA Platinum- Cobalt Standard Method no espectrofotômetro (DR 3900 – HACH), o ST conforme a norma técnica da Sabesp – NTS 013, o fosfato total e nitrato conforme o Standard Method no espectrofotômetro (DR 3900 – HACH).

Todas as análises dos parâmetros físico-químicos foram realizadas conforme as normas e métodos estabelecidos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20ª edição (APHA, 2011) e as normas e indicações sugeridas no Guia de Coleta e Amostragem da CETESB (2011). O índice pluviométrico acumulado mensal foi adquirido do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2017).

4.3.2 Amostragem e Análises Bacteriológicas (Coliformes totais e *Escherichia coli*)

As amostras de água foram coletadas, conforme descrito por ALEXANDER E STRETE (2001), onde se fez a desinfecção das torneiras ou tubulações, utilizando uma solução de álcool 70%. Em seguida, deixou-se escorrer a água por 60 segundos aproximadamente, para que a amostra fosse coletada, a amostra foi armazenada em recipientes estéreis, com capacidade máxima de 150 ml, contendo em seu interior uma pastilha de tiosulfato de sódio, a fim de neutralizar a ação de possíveis resíduos de cloro nas amostras de água distribuída após tratamento pela CAESA. Posteriormente foram analisadas através da técnica da membrana filtrante.

No laboratório, a técnica da membrana filtrante consistiu em homogeneização de cada amostra, onde 100 ml foi filtrada, com auxílio de uma bomba de vácuo, através do manifold e de suporte contendo a membrana de nitrato de celulose estéril com diâmetro de 47mm e abertura de poro de 0,45 micrometros (FOOD, 2002).

Após a filtração, a membrana contendo a amostra foi transferida para placas de cultura (49x13 mm) contendo meio m-ColiBlue24 Broth. As placas foram incubadas a 35 ± 0.5 °C por 24 horas. Os resultados foram considerados positivos para coliformes quando houve o crescimento de colônias vermelha/rosa, e para *E. coli* quando o

crescimento de colônias azuis surgiu sobre as membranas após o período de incubação.

O resultado foi expresso em Unidade Formadora de Colônia por 100 ml de volume filtrado para amostras de água (UFC/100mL). Foi feita a contagem através do uso de um contador de colônias e os valores confrontados com a legislação nacional vigente.

4.3.3. Análises Virais

4.3.3.1. Técnica de coleta

As amostras foram coletadas em frascos de polipropileno autoclavável estéril de capacidade 1 (um) litro, conforme procedimento de coleta descrito no “Standard Methods” (APHA 1998). Os frascos não tiveram enchimento completo, a fim de deixar um espaço vazio possibilitando a homogeneização para análise. O frasco foi fechado imediatamente após a coleta, fixando bem o papel protetor ao redor do gargalo. E no momento, após a coleta, as amostras foram colocadas no isopor com gelo e mantidas a temperaturas entre 2 a 8 °C e encaminhada ao laboratório de Biologia Molecular da Universidade Federal do Amapá para análise.

4.3.3.2 Processamento e concentração das amostras de água

As detecções de vírus entéricos nas amostras de água consistiram nas etapas: (1) Concentração (ultrafiltração), (2) extração de partículas de ácidos nucleicos, (3) síntese de DNA complementar (cDNA) para os vírus com RNA e (4) amplificação do material genético por PCR convencional (5) detecção do material amplificado por eletroforese em gel de agarose.

4.3.3.2.1 Concentração das amostras

Para a concentração das amostras foi utilizado a técnica de adosorção-eluição em membrana não polarizada, conforme metodologia proposta por KATAYAMA; SHIMASAKI; OHGAKI (2002), com modificações.

Para a concentração das partículas virais utilizou-se a amostra de 1 (um) litro de água de cada ponto coletada em campo. Um tipo de membrana HA não polarizada

(Millipore) com um tamanho de poro de 0,45 μm e um diâmetro de 47 mm foi utilizado em um sistema de bomba de vácuo, onde 50 ml de H_2SO_4 a 0,5 mM passou através da membrana, a fim de enxaguar a membrana com cátions e, propiciar a interação entre a membrana e o vírus carregado negativamente da amostra. Em seguida, 100 ml da amostra de água foram filtrados para absorver os vírus à membrana. Após a filtragem, a membrana foi conduzida a um becker onde foi eluído com 10 mL de NaOH 1 mM (pH 10,5-10,8). Esse filtrado foi recuperado com a adição de 0,1 ml de H_2SO_4 a 50 mM e 0,1 ml de tampão TE 100X (Tris-EDTA) para a neutralização.

Na sequência foi retirado 2ml do eluato filtrado anteriormente (amostra) e colocado em Centrifuga (Millipore) a 11.000 rpm durante 10 min. O volume final de 2 ml de cada amostra foi submetido imediatamente ao processamento de extração dos ácidos nucleicos, mas algumas amostras foram armazenadas à -20°C para posterior processamento de extração.

4.3.3.2 Extração dos ácidos nucleicos

A extração dos ácidos nucleicos foi realizada, conforme o método descrito no Mini Kit RTP (Stratec Molecular) para Vírus de DNA/RNA. Trata-se de um instrumento que utiliza tecnologia para isolamento de DNA/RNA viral partir de amostras concentradas. Essa técnica segue os procedimentos abaixo:

- Lise da Amostra

Da alíquota final de 2ml da concentração anterior foi retirada 200 μl da amostra e adicionada mais 200 μl de ddH₂O (água deionizada livre de DNA/RNA), em seguida essa amostra foi transferida para dentro do tubo de extração com tampão de lise. Depois de homogeneizada foi inserida no banho maria sob agitação manual contínua durante 15 minutos a 65°C e durante 10 minutos a 95°C , objetivando lise da amostra, e inativação simultaneamente do RNase e DNase sob condições de desnaturação a temperaturas elevadas.

- Ligação do DNA/RNA

Após o processo anterior se adicionou 400 μl da solução de ligação de DNA/RNA no tubo amostra lisada, homogeneizando completamente a amostra. Em

seguida se fez transferência da amostra para o conjunto de Filtro de rotação RTA, e depois foi submetido a centrifugação durante 2 minutos a 11.000 rpm, a fim de ligar o vírus de DNA/RNA a superfície da membrana do filtro. Logo após se fez o procedimento de lavagens.

- Primeira lavagem no Filtro de Rotação RTA

O filtrado anterior do tubo receptor RTA do conjunto de filtro RTA foi transferido para um novo tubo RTA receptor, a fim de remover os contaminantes residuais através da lavagem da membrana com o tampão de lavagem R1 do kit, e conservar o vírus DNA/RNA ligado à membrana do tubo RTA.

Para essa primeira lavagem foi adicionado 500 µl de tampão de lavagem R1 diretamente na membrana do tubo e depois centrifugado a 11.000 rpm durante 1 minuto. O tubo com a membrana foi transferido para um novo tubo RTA receptor para a realização da segunda lavagem.

- Segunda lavagem no Filtro de Rotação RTA

Para segunda lavagem se adicionou 700 µl de tampão de lavagem R2 diretamente na membrana do tubo do filtro RTA e em seguida foi realizado a centrifugação a 11.000 rpm durante 1 minuto. O tubo com a membrana deste foi colocado em um novo tubo RTA receptor para a realização de uma nova centrifugação de 4 minutos a velocidade 11.000 rpm, a fim de remover o etanol residual na amostra. Fez-se em seguida a transferência do tubo com a membrana para um tubo de eluição de 1,5 ml, a fim de eluir a amostra retida na membrana do tubo.

- Eluição do DNA/RNA

Adicionou-se diretamente à membrana do tubo, 60 µl do tampão de eluição R (pré-aquecido a 65°C), e fez-se a incubação a temperatura ambiente por 3 minutos, e em seguida centrifugou-se a 11.000 rpm durante 1 minuto. O DNA/RNA eluído deste procedimento de extração foi em seguida submetido à amplificação gênica, mas algumas campanhas amostrais foram armazenadas à -20°C para posterior procedimento de PCR.

4.3.3.2.3 PCR para Adenovírus.

Após extração para detecção do adenovírus foi preparado os Mixs para o PCR (Total de 25 μ L para cada amostra), conforme protocolo do kit da thermo scientific (2013) com modificações. Onde foi misturado em um tubo (Mix1):

- 12,2 μ L de H₂O livre de DNA/RNA;
- 2 μ L de DNTP;
- 2,5 μ L de Tampão;
- 1,0 μ L de MgCl₂ 50mM;
- 0,3 μ L de Taq polimerase;

Em seguida se preparou o Mix2 em um outro tubo:

- 1,0 μ L de Hex 1;
- 1,0 μ L de Hex 2;
- 5,0 μ L de DNA;

Foi realizada a homogeneização do Mix2 e em seguida fez-se a desnaturação no Termociclador por um período de 5 minutos à 94°C; após colocou-se no gelo a 4°C por 1 minuto, e em seguida adicionou-se 18 μ L do Mix1 em cada tubo. A mistura foi colocada em termociclador para a amplificação gênica, cujos ciclos foram programados sob as seguintes condições de tempo e temperatura.

Para a PCR, o termociclador foi programado sob os ciclos descrito na tabela 6 abaixo:

Tabela 6. Descrição dos ciclos, temperaturas e tempos para amplificação gênica das partículas do adenovírus.

1º ciclo	94°C	5 mim.
	94°C	30 seg.
35 ciclos	40°C	30 seg.
	72°C	1 min.
	72°C	7mim.
Extensão final (1ciclo)		

Em seguida foi realizado o procedimento para visualização das bandas de ácido nucléicos do adenovírus em gel de agarose 1,5%. Adicionou-se 100 ml de TAE 1X, 1,5 g de agarose e 5 µL de Gel Read em um becker, aqueceu-se em micro-ondas de 30 a 30 segundos até ficar transparente. Em seguida colocou-se na forma da cuba de eletroforese para que esse ficasse polimerizado.

Após polimerização do gel fez-se a transferência deste para a cuba de eletroforese já com TAE 1x até a altura apropriada para a corrida eletroforética. Adicionou-se nos poços formados no gel polimerizado, 10 µL do produto da PCR homogeneizada com 3 µL do corante rad. Após essa etapa ligou-se a tensão de corrente elétrica (120 Voltz e 400 amperes) por um período aproximado de 35 minutos para a migração dos ácidos nucléicos em cuba de eletroforese. Em seguida fez-se a visualização das bandas de DNA no transiluminador.

4.3.3.2.4 Preparação do mix para a síntese de DNA complementar (cDNA), PCR e detecção do rotavírus.

Para a detecção do rotavírus, o procedimento ocorreu logo após a extração do DNA/RNA com o Mini Kit RTP (Strattec Molecular) descrito no item 4.3.3.2.2. O RNA extraído foi submetido à reação de transcrição reversa para a obtenção do DNA complementar, conforme o protocolo do kit da termo scientific (2013) com modificações. Este procedimento só foi adotado para os vírus RNA (rotavírus).

Para a síntese de cDNA as misturas foram preparadas em microtúbulos estéreis e os reagentes utilizados foram adicionados ao RNA extraído, onde foi preparado o Mix 1 para RNA/Iniciador em um Tubo (RNA específico para rotavirus). Os componentes para o Mix foram descongelados e homogeneizados brevemente e retirado o quantitativo para cada amostra extraída e colocado em um tubo de 1,5 ml, conforme descrito na tabela 7:

Tabela 7. Descrição do quantitativo dos componentes para o Mix 1 para a síntese de cDNA para cada amostra na amplificação gênica das partículas do rotavírus.

COMPONENTES	PARA UMA AMOSTRA
RNA da amostra	5 uL
Primer RV1	1 uL
Primer RV2	1 uL
H2O nuclear free	5 uL
TOTAL	12 L

O tubo contendo o Mix 1 foi incubado a 65°C por 5 minutos em banho maria e em seguida colocado no gelo. Na sequência foi preparado o Mix 2 de reação adicionando cada componente a partir da primeira linha da tabela 8 descrita abaixo.

Tabela 8. Descrição do quantitativo dos componentes para o Mix 2 para a síntese de cDNA para cada amostra na amplificação gênica das partículas do rotavírus.

COMPONENTES	PARA UMA AMOSTRA
Buffer 10x	4 uL
Ribolock	1uL
dNTP	2uL
MoLV RT	1uL
TOTAL	8uL

Após preparação misturou-se levemente os Mixs para cada amostra. Deu-se um spin na centrifuga e incubou-se a 42°C por 60 minutos e à 70°C por 5 minutos, após esfriou-se e armazenou-se no freezer;

Em seguida retirou-se o Mix preparado do freezer e utilizou-se o quantitativo de 5 µL de cada amostra e misturou-se com os quantitativos dos componentes preparados em um outro tubo descrito abaixo para o PCR.

- 9 µL de H2O;
- 2µL de DNTP;
- 2,5 µL de Tampão;

- 2,0 µL de MgCl₂ 50mM;
 - 2,0 µL de Rv 1;
 - 2,0 µL de Rv 2;
 - 0,5 uL de Taq polimerase;
 - 5,0 µL de DNA (amostra – DNAc)
- (Total de 25 µL para cada um)

A amostra em seguida foi levada ao termociclador para a amplificação, o qual foi programado com os seguintes ciclos descritos na tabela 9:

Tabela 9. Descrição dos ciclos, temperaturas e tempos para amplificação gênica das partículas do adenovírus.

1º ciclo	94°C	15 mim.
	91°C	40 seg.
40 ciclos	56°C	30 seg.
	72°C	40 seg.
Extensão final (1ciclo)	72°C	7 mim.

Após a amplificação no termociclador foram realizados os procedimentos seguindo os passos para a corrida eletroforética na cuba com gel de agarose e visualização das bandas de ácido nucléicos do rotavírus no transluminador, conforme o procedimento utilizado para a detecção do adenovírus descrita anteriormente.

4.3.3.2.5 Sequência de oligonucleotídeos “iniciadores” utilizados na técnica de PCR.

A sequência, especificidade e sensibilidade dos “primers” que foram utilizados neste estudo foram descritos previamente (ALLARD et al., 2001; KATAYAMA et al., 2002; FORMIGA-CRUZ et al., 2005). Na Tabela 10 estão descritas as sequências e localização no genoma viral dos iniciadores utilizados para detecção de adenovírus e rotavírus.

Tabela 10. Sequência e número de pares de bases de oligonucleotídeos dos primers utilizados

Tipo de Vírus *	Iniciadores	Sequencia	Nº de pares de bases (bp)
Adv	Hex1	5'-GCCSCARTGGKWCWTACATCGACATC-3'	301
Adv	Hex2	5'-CAGCACSCCICGRATGTCAAA-3'	
Rv	Rv1	5'-GTCACATCATACTTTCTAATCTAAG-3'	1059
Rv	Rv2	5'-CTTAAAAGAGAGAATTTCCGTCTG-3'	

Adv, adenovírus; Rv, rotavírus;

4.3.3.3 Índice de qualidade da água da foz do rio Amazonas captada pela CAESA e da água do igarapé Pedrinhas.

Além disso, mesmo considerando-se esse fim específico, o índice não contempla outras variáveis, tais como: metais pesados, compostos orgânicos com potencial mutagênico, substâncias que afetam as propriedades organolépticas da água, número de células de cianobactérias e o potencial de formação de trihalometanos das águas de um manancial.

O IQA incorpora os parâmetros julgados mais relevantes para a avaliação da qualidade das águas, e é determinado pelo produto ponderado das qualidades de água correspondentes a esses parâmetros, através da equação a seguir.

$$IQA = \prod_{i=0}^9 q_i^{w_i}$$

onde:

IQA = Índice de Qualidade das Águas, que varia entre 0 e 100;

n = número de parâmetros no cálculo do IQA (sempre igual a nove);

q_i = qualidade do i-ésimo parâmetro, também variável de 0 a 100 e obtido da curva média, em função da concentração;

W_i = peso correspondente do i-ésimo parâmetro, que é um número porcentual obtido pela importância do parâmetro na análise, pré-determinado pelos especialistas;

O produtório ponderado resultante de todos “q” elevados aos seus pesos resultam no IQA que também varia de 0 a 100. A classificação proposta pela CETESB é: Ótima ($80 \leq \text{IQA} \leq 100$); Boa ($52 \leq \text{IQA} < 80$); Aceitável ($37 \leq \text{IQA} < 52$); Ruim ($20 \leq \text{IQA} < 37$) e Péssima ($0 \leq \text{IQA} < 20$). A classificação proposta pelo IGAM é: Excelente ($90 < \text{IQA} \leq 100$); Bom ($70 < \text{IQA} \leq 90$); Médio ($50 < \text{IQA} \leq 70$); Ruim ($25 < \text{IQA} \leq 50$) e Muito Ruim ($0 < \text{IQA} \leq 25$). Tais resultados trazem melhor comunicação para as operadoras responsáveis pelo tratamento de água, indicando também o tipo de tratamento mais adequado a ser adotado (ROCHA et al., 2009).

A qualidade das águas indicada pelo IQA é classificada pela escala de 0 a 100, de acordo com os intervalos apresentados na figura 08:

Figura 08. Caracterização da faixa da escala e representação das cores para cada nível de qualidade. Fonte: adaptado pela CETESB (2011) e IGAM (2013).

Nível de Qualidade	Faixa
Excelente	$90 < \text{IQA} \leq 100$
Bom	$70 < \text{IQA} \leq 90$
Médio	$50 < \text{IQA} \leq 70$
Ruim	$25 < \text{IQA} \leq 50$
Muito Ruim	$0 \leq \text{IQA} \leq 25$

O IQA é composto por nove parâmetros, com seus respectivos pesos (w), que foram fixados em função da sua importância para a conformação global da qualidade da água, conforme Tabela 11.

Tabela 11. Parâmetros físico-químicos e respectivos pesos para o cálculo do IQA.

Parâmetro	Peso - W_i
Oxigênio dissolvido – OD (% OD)	0,17
Coliformes fecais (NMP/100 mL)	0,15
pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio – DBO (mg/L)	0,10
Nitratos (mg/L NO_3)	0,10
Fosfatos (mg/L PO_4)	0,10
Variação de temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	0,10
Turbidez (UNT)	0,08
Resíduos totais (mg/L)	0,08

No intuito de tornar o cálculo do IQA mais dinâmico, facilitar a interpretação dos dados e realizar os cálculos dos modelos, fez-se a implementação de um software, que através de uma interface WEB permite ao usuário leigo realizar o cálculo do IQA, e gerar um relatório técnico das amostras. O modelo utilizado neste trabalho, foi a ferramenta da WEB denominada QualiGraf (FUNCEME, 2015).

Para as análises das amostras das águas superficiais coletadas no Igarapé Pedrinhas próximo da saída dos efluentes da Estação de Tratamento de Esgoto e no ponto de captação da CAESA foi utilizada a Resolução do CONAMA 357/2005, a qual avaliou o índice de qualidade da água deste tributário e o da foz do rio Amazonas.

Considerando que o enquadramento dos corpos de água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade. O Art. 42 da Resolução do Conama 357/2005, enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2, as salinas e salobras classe 1, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente.

4.3.4 Análises Estatísticas

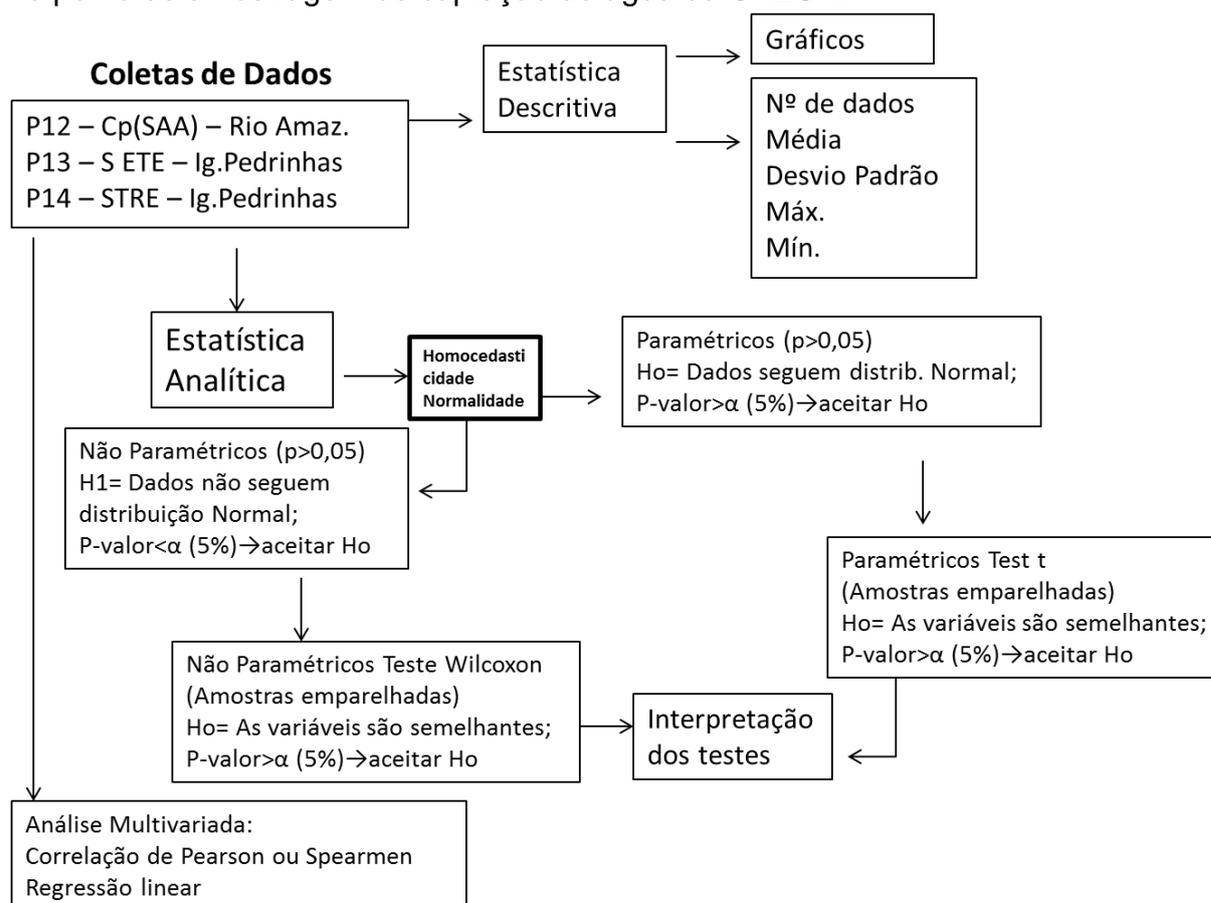
O tratamento estatístico objetivou a aplicação da estatística descritiva e analítica sobre os dados das variáveis analisadas e dos valores de IQAs obtidos no período de estudo. Em uma primeira etapa de exploração dos dados, foram aplicados métodos de estatística descritiva em planilhas eletrônicas de cálculo (Microsoft Excel) para geração de gráficos e tabelas e, medidas de tendência central e de dispersão para os parâmetros físico-químicos e microbiológicos da água.

A estatística inferencial foi utilizado com o propósito de se verificar as diferenças entre os valores obtidos nos pontos estudados. O teste t foi utilizado sobre o conjunto de dados paramétricos (para $H_0=0$) e o teste de Wilcoxon sobre os não paramétricos (para $H_1\neq 0$) para um nível de confiabilidade α igual a 5 %. Estes testes de hipóteses aplicados sobre os dados obtidos das variáveis em estudo auxiliaram na avaliação da qualidade das águas. Utilizou-se o programa Biostat 5.0 e microsoft Excel 2010 para verificação da estatística descritiva e analítica das variáveis amostrais.

Para verificar se há diferenças significativas entre os níveis de contaminação fecal por coliformes e vírus entéricos, bem como dos parâmetros físico-químicos da água e entre os pontos de amostragem foram utilizados os testes t e de Wilcoxon, conforme a parametrização dos dados. Antes foi verificado os pressupostos de homocedasticidade (Bartlet) e normalidade (Kolmogorov-Smirnov) para averiguação da condição de parametria dos dados. Todos os testes atenderam um nível de confiança de $\alpha=0.05$.

Para verificar se há relação entre os níveis de Coliformes totais e *E.coli* com enterovírus foi realizada correlações lineares de Pearson. A análise estatística foi realizada conforme descrito no resumo esquemático na figura 09.

Figura 09. Fluxograma do resumo esquemático da estatística descritiva e analítica aplicada sobre os dados das variáveis analisadas nos pontos do igarapé Pedrinhas e no ponto de amostragem de captação de água da CAESA.



5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Parâmetros Físico-Químicos

Cor Aparente

Em relação as amostras de água da CAESA, o menor valor médio da cor aparente foi de $6,6 \pm 0,024$ mgPt-Co/L no ponto P8, e o maior foi de $174,0 \pm 0,023$ mgPt-Co/L no P11. Este parâmetro apresentou-se fora dos limites legais para a maioria dos pontos, exceto os pontos P2, P3 e P4, os valores dos demais pontos estão na figura 10, bem como nas tabelas (ver apêndice A). Essa água com alta coloração indica a existência de substâncias (metais; matéria orgânica) em concentrações anômalas que não foram retiradas durante o processo de tratamento.

A cor aparente da água, nos pontos cujas concentrações de cor estão em desacordo com a legislação, sugere que o tratamento da mesma nas respectivas ETAs está sendo inadequado ou que a estrutura da ETA precisa ser melhorada, pois a cor aparente fora dos padrões legais pode ser um indicativo de poluentes. Ressalta-se ainda que apesar deste parâmetro não representar risco à saúde afeta a aceitação pelo público consumidor (RICHTER; NETO, 2003).

As amostras de água nos pontos da área superficial do Igarapé Pedrinhas e de captação da CAESA, algumas amostras apresentaram valores superiores aos limites de 75 mgPt-Co/L para cor verdadeira preconizados na Resolução do CONAMA 357/2005 para águas classe 2 devido provavelmente a matéria orgânica, íons de ferro e manganês presente na água, mas a maioria ficou dentro dos limites estabelecidos (Figura 11). Os testes de Wilcoxon-Mann-Whitney revelaram diferenças estatísticas entre os períodos sazonais para esta variável no ponto P12 ($U=0,0$, $p=0,02$) certamente por maior influência do rio Amazonas, enquanto nos pontos P13 ($U=6,50$, $p=0,66$) e P14 ($U=7,50$, $p=0,88$) mostrou semelhança, provavelmente por efluentes constantes provenientes da comunidade ao entorno e da ETE.

Figura 10. Valores da Cor Aparente em amostras de água da rede de distribuição da CAESA, destinada ao consumo humano na cidade de Macapá-AP. Figura “a” pontos (P1 a P4), “b” (P5 a P8) e “c” (P9 a P11).

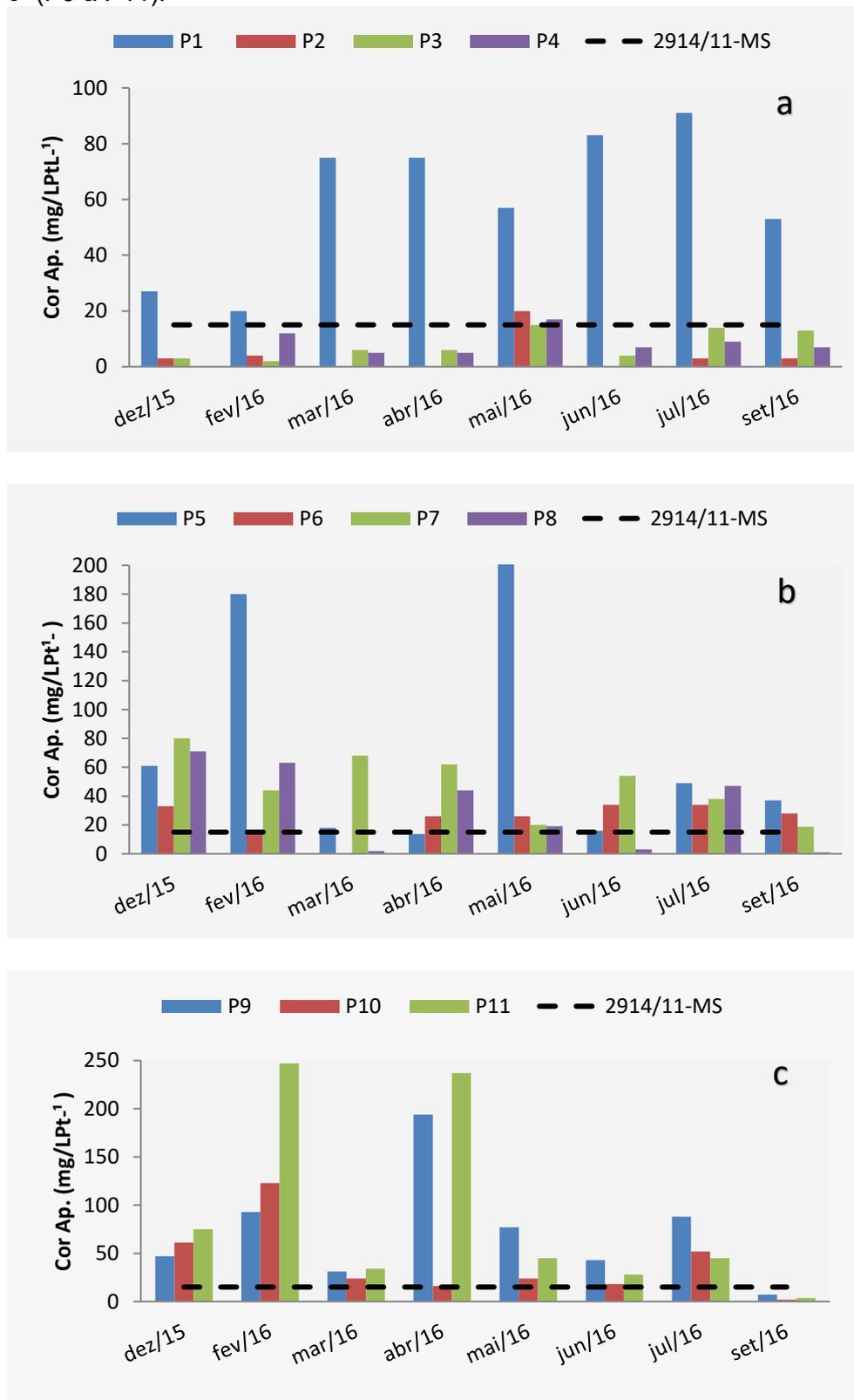
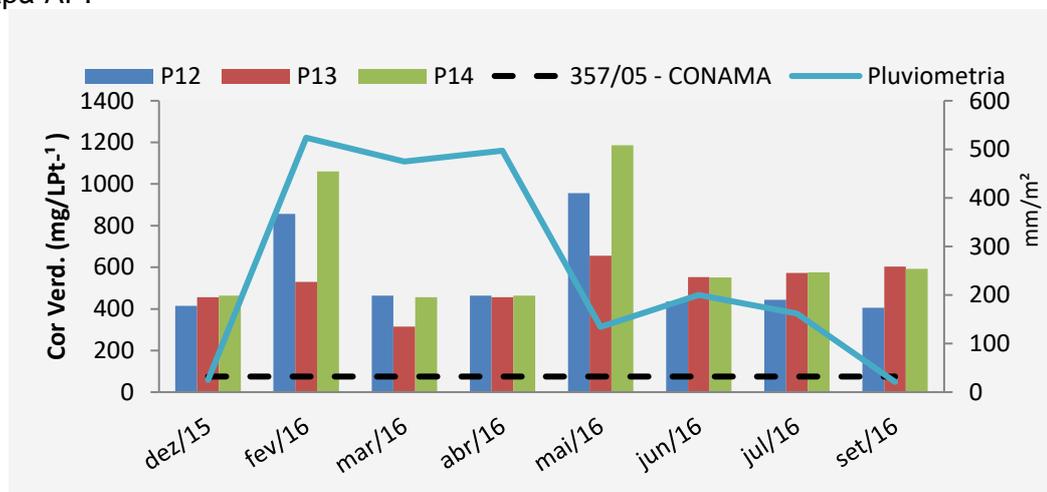


Figura 11. Valores da Cor verdadeira em amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14), do ponto de captação da CAESA (P12) e do índice pluviométrico na cidade de Macapá-AP.



Potencial Hidrogeniônico (pH)

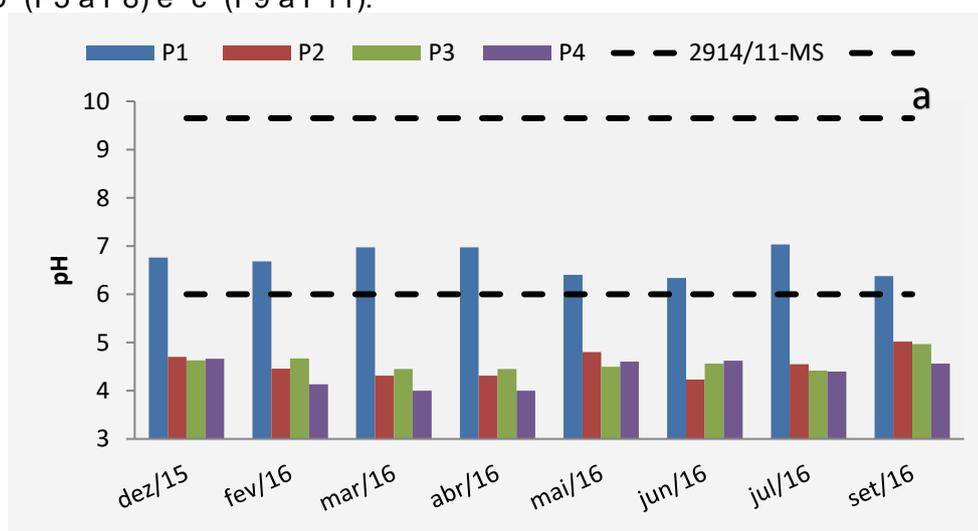
As amostras de água da CAESA apresentaram o menor valor médio do pH em $4,4 \pm 0,135$ no ponto P4, e o maior $6,69 \pm 0,119$ no ponto P1. Este parâmetro apresentou-se fora dos limites recomendados pela legislação, exceto no P1 ($6,34 \pm 0,04$ a $7,03 \pm 0,03$). No geral as águas estavam ácidas (Figura 12). Esta água com pH ácido configura que as estruturas das ETAs de Macapá apresentam deficiências e dificuldades para deixar esse parâmetro dentro do padrão de potabilidade. De acordo com a legislação, é recomendado que o pH da água utilizada para consumo humano fique entre 6,0 e 9,5. Essa recomendação se configura como a última etapa do tratamento de água, a qual é responsável pela adição de álcalis para ajustar o pH ao limite, caso seja necessário. Os produtos geralmente utilizados nesse processo são: cal virgem e hidratada, carbonato de sódio e hidróxido de sódio (LIBÂNIO, 2010). O pH ácido da água além de ser corrosivas as tubulações, podem afetar o equilíbrio funcional do organismo humano, dando oportunidade a multiplicação da maioria dos microrganismos patogênicos da saúde, a qual requer água com pH alcalino (CRUZ, 2016).

Dos valores de pH nos pontos do Igarapé Pedrinhas e ponto de captação da CAESA, 58,33% estiveram em condições ácidas ($\text{pH} < 7$); 12,5% neutras ($\text{pH} = 7$) e 29,16% alcalinas ($\text{pH} > 7$). O menor valor médio no ponto P12 foi de $6,94 \pm 0,126$ e o maior $7,06 \pm 0,102$ no ponto P14, os valores dos demais pontos estão na figura 13, bem como nas tabelas (Ver apêndice A). Esse comportamento heterogêneo, não apresenta

diferença significativa na foz do rio Amazonas e tributário. Essas pequenas variações foram também encontradas por Ferreira (2005) nas águas do igarapé Pedrinhas estudado em 2004. Essa condição de comportamento do potencial hidrogeniônico nesses corpos d'águas pode ser atribuída aos fatores da precipitação pluviométrica, que carrega material orgânico durante escoamento superficial, além das contribuições de esgoto e influência das águas do rio Amazonas na diluição desses materiais. Esses fatores causam pequenas alterações na alcalinidade desses mananciais. Todos esses valores de pH observados nessas águas superficiais estiveram de acordo com os valores estabelecidos para corpos hídricos classes 2 (BRASIL, 2005).

Fazendo a comparação sazonal desta variável no igarapé Pedrinhas (P13 e P14), no período chuvoso (janeiro a maio) foi registrada média de $7,14 \pm 0,373$, enquanto no período de menor pluviosidade (junho a dezembro) este valor foi de $6,87 \pm 0,537$. No ponto de captação da CAESA o pH apresentou valor médio de $6,97 \pm 0,160$ no período chuvoso e de $6,90 \pm 0,482$ no período de menor pluviosidade. O teste t-student revelou não haver diferenças estatísticas entre os períodos sazonais para esta variável em todos os pontos (P12: $t=0,26$, $p=0,79$; P13: $t=0,74$, $p=0,48$; P14: $t=0,78$, $p=0,46$).

Figura 12. Valores do potencial hidrogeniônico em amostras de água da rede de distribuição da CAESA, destinada ao consumo humano na cidade de Macapá-AP. Figura “a” pontos (P1 a P4), “b” (P5 a P8) e “c” (P9 a P11).



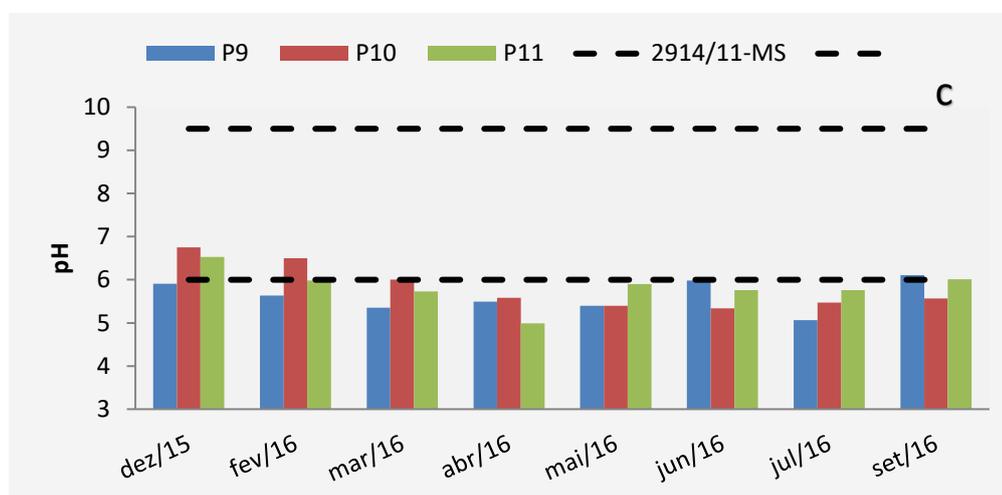
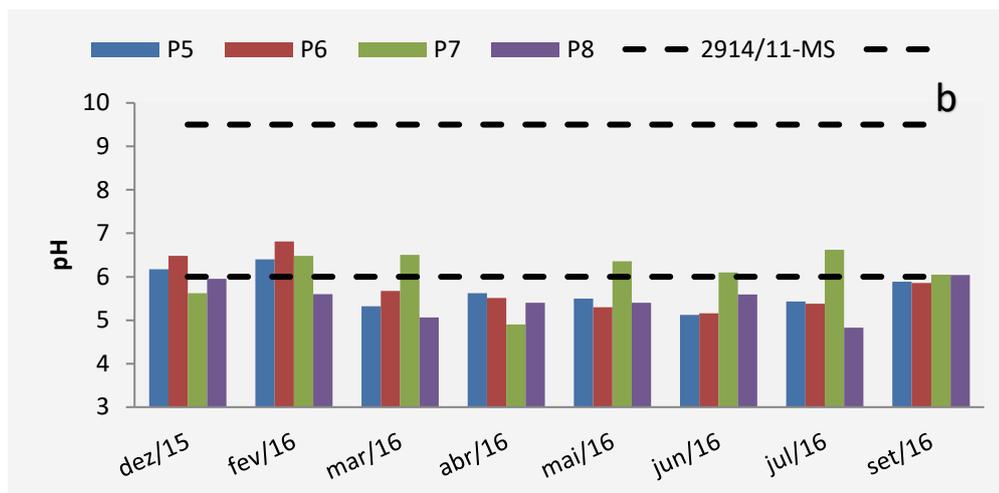
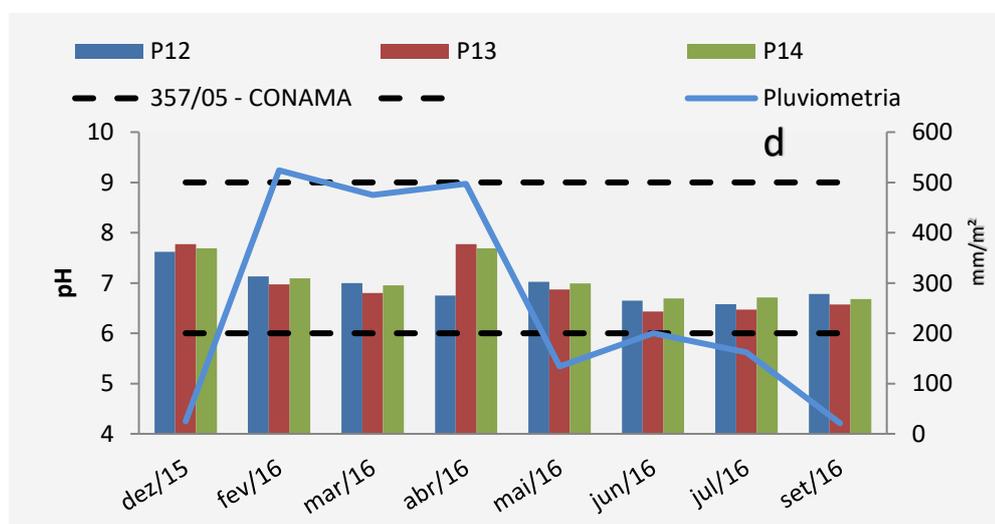


Figura 13. Valores do potencial hidrogeniônico em amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14), do ponto de captação da CAESA (P12) e do índice pluviométrico na cidade de Macapá-AP.



Turbidez

As amostras de água da CAESA apresentaram o menor valor médio da turbidez em $0,64 \pm 0,323$ UNT no ponto P2 e o maior $9,52 \pm 11,49$ UNT no ponto P5. Este parâmetro apresentou-se fora dos padrões de potabilidade, exceto nos pontos P2, P3, P4 e P6 (média $1,80 \pm 1,705$ UNT). Constatou-se que 30,68% das amostras de água tratada da rede de distribuição possuíam turbidez maior que 5,0 UNT (Figura 14). Esta água com turbidez fora dos limites estabelecidos pode estar associada a falta de manutenção nas estruturas das ETAs, principalmente nas etapas que envolvem a decantação e filtração das partículas em suspensão. Também pode ser atribuída a antiga rede de distribuição, a ausência de pontas de rede para expurgo de resíduos acumulados e/ou às falhas nas etapas de tratamento da água para distribuição, o que coloca em risco a qualidade da água a nível bacteriológico, parasitológico e virológico, podendo causar doenças à população que as consomem.

O resultado mostrou que somente na campanha do mês de setembro as amostras entraram nos padrões de potabilidade, devido provavelmente a redução de captação de água bruta constatado neste período. Isso mostra que as ETAs de Macapá precisam de ampliação e manutenção para efetivar um melhor trabalho de clarificação da água, uma vez que as ETAs atuais não produzem água suficiente para atender a população. Desta forma, as ETAs trabalham sobrecarregadas e, conseqüentemente por possuir estruturas antigas e precárias, a qualidade da água é comprometida, expondo a população as possíveis contaminações por microrganismos patogênicos. Fatos que poderia ser amenizado com manutenções preventivas e corretivas.

A turbidez com valores baixos significa remoção maior de protozoários, sendo 0,50 UNT, 0,30 UNT e 0,15 UNT valores tomados como indicadores de remoção de 2,5 log de cistos de *Giardia spp.*, 3,0 e 3,5 log de oocistos de *Cryptosporidium spp.*, respectivamente (VIANA et al., 2013). As empresas responsáveis pelo tratamento de água devem atender aos padrões estabelecidos na legislação. Amostras com turbidez superiores a 0,5 UNT após filtragem e superiores 5,0 UNT na rede de distribuição em qualquer ponto de amostragem, segundo a portaria de potabilidade, são consideradas impróprias para o consumo humano, pois não está confirmando ser um impedimento adicional para cistos e oocistos daqueles protozoários, nem de bactérias e vírus

entéricos. Pode-se dizer que para esse parâmetro em vários pontos e por diversas campanhas a água da CAESA se apresentou imprópria para o consumo.

Dos valores de turbidez nos pontos do igarapé Pedrinhas e ponto de captação da CAESA, 79,16% estiveram entre 36,4 a 80 UNT e 20,83% entre 81 e 118 UNT. O menor valor médio foi de $48,49 \pm 27,702$ no ponto P13 e o maior $68,73 \pm 28,159$ no ponto P14, os demais pontos estão na figura 15, bem como nas tabelas (Ver apêndice A). Ferreira (2005) também encontrou valores semelhantes no igarapé Pedrinhas corroborando que os resultados certamente estão associados aos sólidos suspensos e dissolvidos, provenientes de escoamento superficial principalmente no período chuvoso onde concentra mais sólidos em decorrência do maior índice pluviométrico. A legislação estabelece o limite de 100 UNT para turbidez nas águas doces classes 2. Apenas um valor no ponto de captação e no igarapé Pedrinhas ficou acima de 100 UNT. A maioria dos valores estiveram de acordo com os valores máximos estabelecidos para corpos hídricos classes 2.

Fazendo a comparação sazonal desta variável no igarapé Pedrinhas (P13 e P14), no período chuvoso (janeiro a maio) foi registrada média de $67,87 \pm 28,91$ UNT, enquanto no período de menor pluviosidade (junho a dezembro) $49,35 \pm 3,95$. No ponto de captação da CAESA (P12) a turbidez apresentou valor médio de $86,52 \pm 16,459$ no período chuvoso e de $38,87 \pm 2,470$ no período de menor pluviosidade. O teste de Wilcoxon-Mann-Whitney revelou haver diferenças estatísticas entre os períodos sazonais para esta variável no ponto P12 ($U=0,0$, $p=0,020$) certamente por maior influência do rio Amazonas, enquanto nos pontos P14 ($U=3,50$, $p=0,193$) mostrou semelhança, igualmente o ponto P13 ($t=0,17$, $p=0,863$), onde o teste t-student revelou semelhança, provavelmente por efluentes constantes provenientes da ETE e de tributários próximos.

Figura 14. Valores da turbidez em amostras de água da rede de distribuição da CAESA, destinada ao consumo humano na cidade de Macapá-AP. Figura “a” pontos (P1 a P4), “b” (P5 a P8) e “c” (P9 a P11).

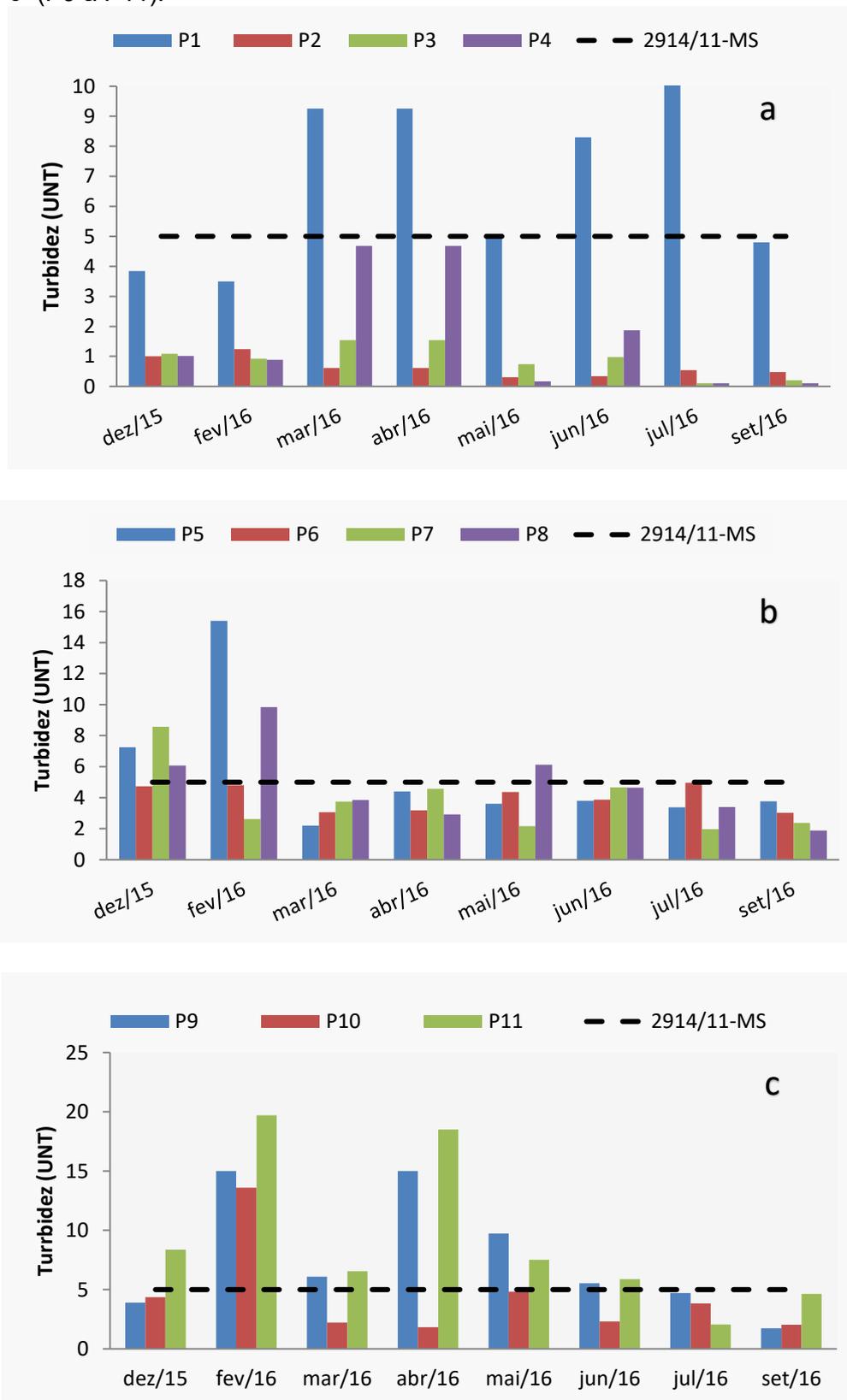
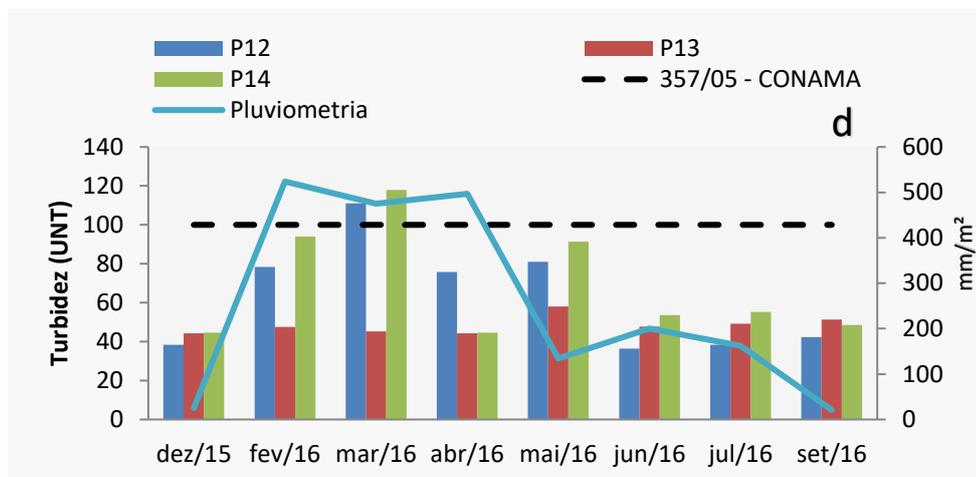


Figura 15. Valores da turbidez em amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14), do ponto de captação da CAESA (P12) e do índice pluviométrico na cidade de Macapá-AP.



Cloro Residual Livre

As amostras de água da CAESA apresentaram o menor valor médio de Cloro Residual Livre de $0,28 \pm 0,464$ mg/L Cl_2 nos pontos P4, e o maior valor foi de $1,61 \pm 0,566$ mg/L Cl_2 no ponto P3. Este parâmetro esteve fora dos limites legais no ponto P4 nas cinco primeiras campanhas (Ver apêndice A). Os demais pontos se apresentaram dentro dos limites estabelecidos pela portaria de potabilidade (Figura 16). A ausência de cloro na água no ponto P4 demonstra que a estrutura do sistema que abastece o bairro Brasil Novo está precária e que está havendo falha contínua de cloração na água, expondo desta forma a comunidade a contaminação por microrganismos patogênicos de veiculação hídrica.

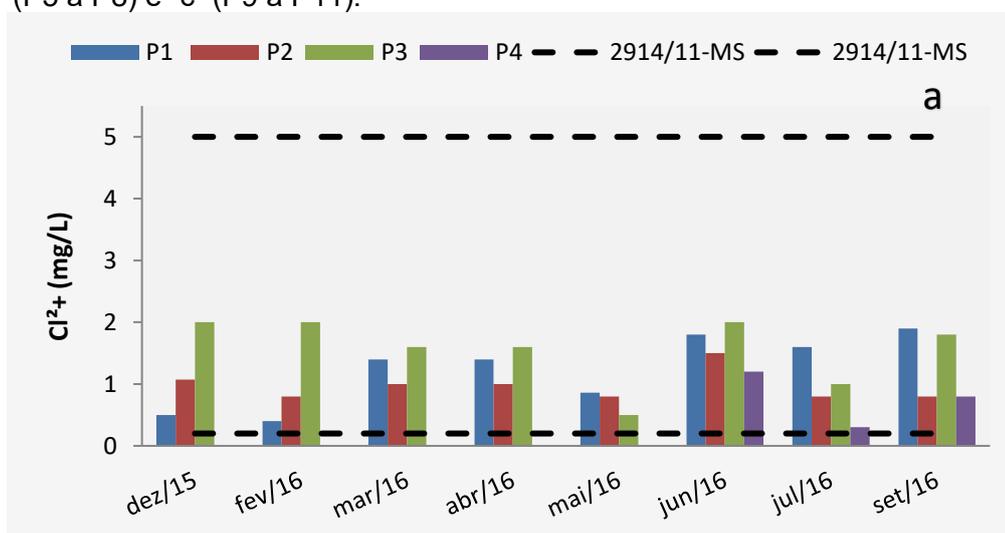
A legislação de potabilidade estabelece em seu artigo 24 que toda água fornecida coletivamente ao consumo humano deverá passar por processo de desinfecção ou cloração. Também recomenda presença de cloro residual livre entre 0,2 a 2 mg/L Cl_2 em qualquer ponto na chegada em residências e no máximo 5,0 mg/L na saída da Estação de Tratamento. As amostragens de ausência de cloro no ponto P4 infligiram a legislação e consequentemente resultaram na proliferação de microrganismos patogênicos, ocasionado possivelmente por esgoto de fossa próxima a captação desta água. Os desinfetantes para serem usados nas ETAs devem apresentar características para destruir os organismos patogênicos em tempo razoável e nas condições da qualidade das águas, e devem produzir residuais

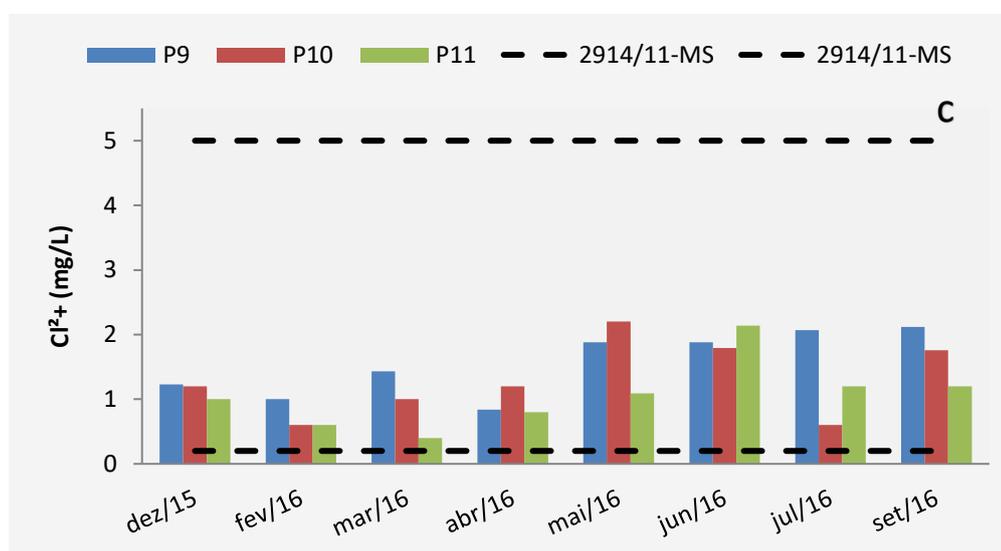
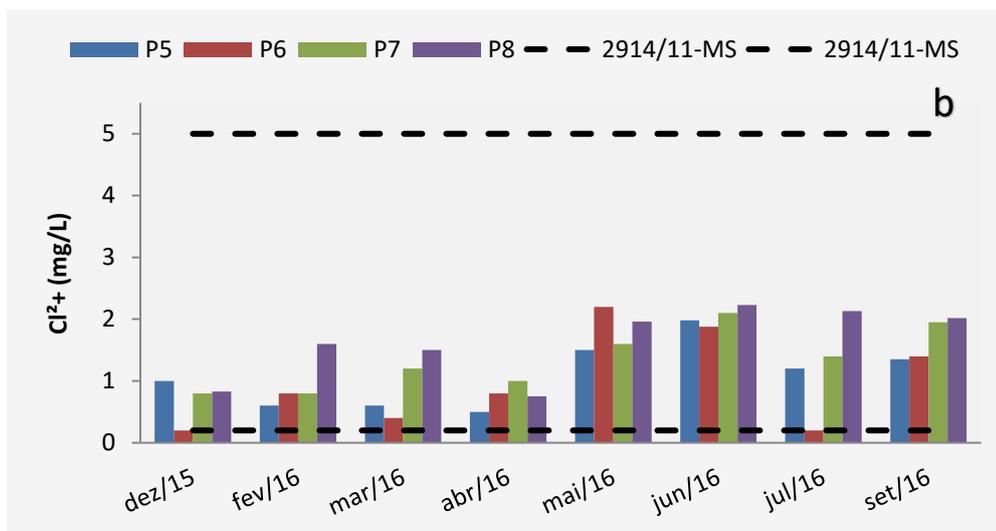
persistentes na água, assegurando eventuais contaminações nas diferentes partes do sistema de abastecimento (DI BERNARDO; DANTAS, 2005).

Alguns outros pontos da rede de distribuição foram constatados a presença de Coliformes totais, corroborando que a estrutura das ETAs e rede de distribuição precisam de manutenção, além de caracterizar que a elevada turbidez consome grande parte do cloro e fornece proteção aos microrganismos patogênicos contra a ação deste desinfetante.

Por ser um reagente não conservativo e por sofrer interferência da turbidez, a concentração de cloro decai ao longo da rede de distribuição, sendo necessário o monitoramento e a recloração em pontos estratégicos quando a concentração é menor que o recomendado. A recloração não está ocorrendo no sistema de distribuição da CAESA, a prática dessa companhia é concentrar bastante cloro na saída da estação de tratamento, estratégia que muitas vezes não é eficiente, levando a possibilidade de crescimento de microrganismos patogênicos na água, uma vez que foi detectado C. totais em alguns pontos. Pois, sabe-se que existem diversos microrganismos patogênicos resistentes ao cloro e é por essa razão que a legislação recomenda que faça análises de *Cryptosporidium*, *Giardia* e Enterovírus, os quais a CAESA não realiza. O cloro residual baixo na rede de distribuição associado a turbidez elevada pode estar sendo um potencial causador de contaminação na água por esses microrganismos patogênicos.

Figura 16. Valores de cloro residual livre em amostras de água da rede de distribuição da CAESA, destinada ao consumo humano na cidade de Macapá-AP. Figura “a” pontos (P1 a P4), “b” (P5 a P8) e “c” (P9 a P11).





Nitrato

Em relação as amostras de água da CAESA, o menor valor médio do Nitrato (NO_3) foi de $0,5 \pm 0,024$ mg/L NO_3 no ponto P11, e maior foi de $0,27 \pm 0,305$ mg/L NO_3 no P3, os demais valores estão nas tabelas (Ver apêndice A). Este parâmetro apresentou-se dentro dos limites preconizados na legislação vigente que estabelece o valor máximo de 10mg/L (NO_3). Os valores de nitrato na água distribuída demonstram que esses nutrientes chegam em baixa concentração nas ETAs, ou as mesmas estão retirando esses nutrientes durante as etapas de tratamento. O nitrato acima de 10 mg/L é muito prejudicial ao ser humano, atinge principalmente as crianças recém-nascidas que são mais susceptíveis a doença chamada meta-hemoglobinemia (DUARTE, 2010).

Os valores de nitrato nas águas superficiais do igarapé Pedrinhas e ponto de captação da CAESA apresentaram dentro dos limites preconizado na legislação, com menor média de $0,16 \pm 0,181$ mg/L NO_3 no ponto P12 e maior foi $0,50 \pm 0,207$ mg/L NO_3 no ponto P13, os valores dos demais pontos estão nas tabelas de 01 a 08 do apêndice. Ferreira (2005) também encontrou no igarapé Pedrinhas valores de nitrato semelhantes e dentro dos limites estabelecido na legislação vigente. Provavelmente esses valores baixos se devem a influência do rio Amazonas na diluição e/ou pela transformação deste nutriente por ação das bactérias nitrificantes. O teste t-student revelou não haver diferenças estatísticas entre os períodos sazonais para esta variável nos pontos P13: $t=1,92$, $p=0,112$ e P14: $t=0,95$, $p=0,382$, assim como o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney no ponto P12 ($U=7,0$, $p=0,77$).

Fosfato total

As amostras de água da CAESA não apresentaram presença de fosfato total. Já em relação às amostras na água superficial, o maior valor médio foi $4,94 \pm 3,755$ mg/L PO_4 no ponto P13 e o menor foi $0,53 \pm 0,401$ mg/L PO_4 no ponto P14, e os valores dos demais pontos estão na figura 17, assim como nas tabelas (Ver apêndice A). Essas águas apresentaram valores acima dos limites máximo de 0,1 mg/L PO_4 estabelecidos na legislação para águas doces classe 2 em ambientes lóticos.

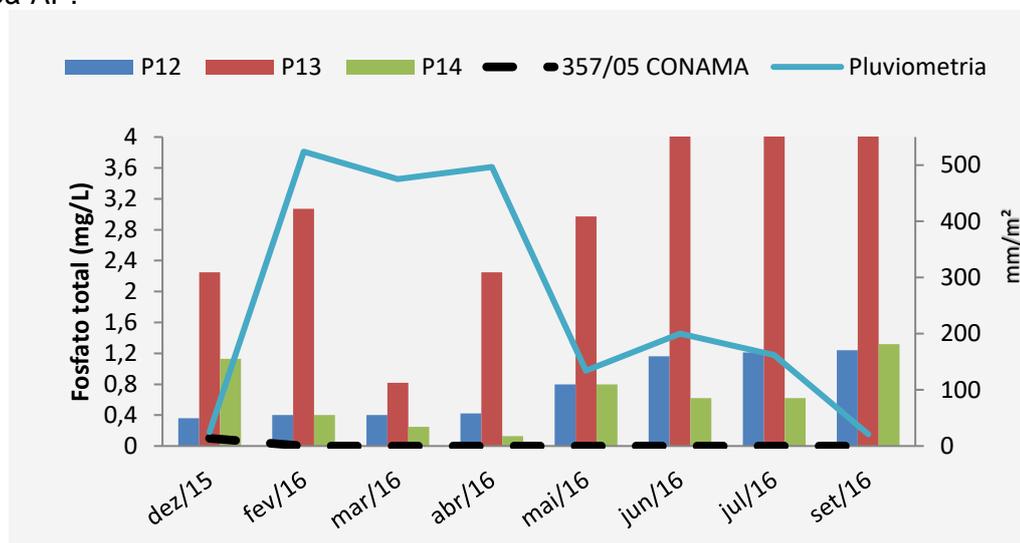
Resultado semelhante também foi encontrado por Ferreira (2005) no igarapé Pedrinhas, onde os elevados valores encontrados se devem possivelmente a uma maior concentração desse nutriente neste pequeno corpo hídrico receptor, ocasionado certamente pelo carreamento de esgoto doméstico nestas áreas. Já os valores menores no ponto P12 mostrou o poder de resiliência do rio Amazonas que favoreceu a diluição deste macronutriente.

Essas concentrações elevadas de fosfato total denunciam a poluição recente por esgotos domésticos, o qual favorece o processo de eutrofização e podem trazer problemas ao tratamento da água captada para consumo humano e a saúde da população, devido a proliferação de algas e cianobactérias. Concentrações elevadas de fósforo na água podem ter sua gênese relacionada a diversos fenômenos, porém, as atividades antrópicas são as principais responsáveis. Além de material fecal como fonte de fósforo, as descargas de esgoto também podem contribuir com moléculas de detergentes superfosfatados (ANA, 2012).

Fazendo a comparação sazonal desta variável no igarapé Pedrinhas (P13 e P14) no período chuvoso (janeiro a maio) foi registrada média de $1,33 \pm 1,229$ mg/L PO_4 , enquanto no período de menor pluviosidade (junho a dezembro) este valor foi de $4,13 \pm 4,400$ mg/L PO_4 . No ponto de captação da CAESA o fosfato total apresentou valor médio de $0,50 \pm 0,196$ mg/L PO_4 no período chuvoso e de $0,99 \pm 0,423$ mg/L PO_4 no período de menor pluviosidade. O teste t-student revelou não haver diferenças estatísticas entre os períodos sazonais para esta variável nos pontos P12: $t=-2,08$, $p=0,081$ e P14: $t=-0,97$, $p=0,367$, mas ponto P13: $t=-2,84$, $p=0,029$ apresentou diferenças estatísticas.

Esses fatos causam preocupação, pois a CAESA pode captar microrganismos patogênicos, principalmente cianobactérias produtoras de cianotoxinas, indicando que precisa realizar intensos monitoramentos da qualidade da água, assim como investimento nas ETAs e em coleta e tratamento de esgoto, a fim de evitar que a água da foz do rio Amazonas e de abastecimento público não fique inviabilizada ao consumo humano. A proliferação de algas e cianobactérias trazem diversos problemas para o tratamento, como o maior consumo de produtos químicos, redução da sedimentabilidade dos flocos, colmatação mais rápida dos filtros e maiores frequência de retro lavagem. Além da elevação de consumo de cloro e do aumento da possibilidade de formação de trihalometanos (BERNARDO; PAZ, 2010; LIBÂNIO, 2010 apud BRAGA, 2014). Esse resultado indica que o pequeno volume de água do igarapé Pedrinhas não tem a capacidade de diluir e depurar o esgoto lançado em seu leito, evidenciando assim sua ruim qualidade.

Figura 17. Valores de fosfato total em amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14), do ponto de captação da CAESA (P12) e do índice pluviométrico na cidade de Macapá-AP.



Oxigênio Dissolvido

Em relação as amostras de água superficial, o OD apresentou o menor valor médio de $2,63 \pm 0,694$ mg/L no ponto P13 e o maior foi de $6,16 \pm 0,517$ mg/L no ponto P12, os valores dos demais pontos estão na figura 18, bem como nas tabelas (Ver apêndice A). A legislação brasileira estabelece para águas doces classes 2, valores de OD não inferiores a 5,0 mg/L. No ponto P13 100% dos valores estiveram em desacordo com o padrão estabelecido pela legislação e no ponto P14 25,0%, enquanto no P12 100% estiveram dentro dos padrões preconizado. Ferreira (2005) detectou valores semelhantes para esta variável no igarapé Pedrinhas em 2004, os quais também apresentaram um aumento das concentrações desta variável no sentido da nascente até a foz. Esta variação ocorre provavelmente por influência dos incrementos da carga orgânica e nitrogenada autóctone e alóctones proveniente de efluente doméstico urbano e da ETE da CAESA no entorno desta área e da ação de microrganismos na depuração dessa matéria orgânica, além da influência das águas do rio Amazonas no aumento da concentração desse gás na foz.

Fazendo a comparação sazonal desta variável no igarapé Pedrinhas (P13 e P14, no período chuvoso (janeiro a maio) foi registrada média de $4,07 \pm 1,965$ mg/L, enquanto no período de menor pluviosidade (junho a dezembro) foi de $4,07 \pm 1,435$ mg/L. No ponto de captação da CAESA (P12) a OD apresentou valor médio de $6,03 \pm 0,326$ mg/L período chuvoso e de $6,285 \pm 0,691$ mg/L no período de menor pluviosidade (Figura 15).

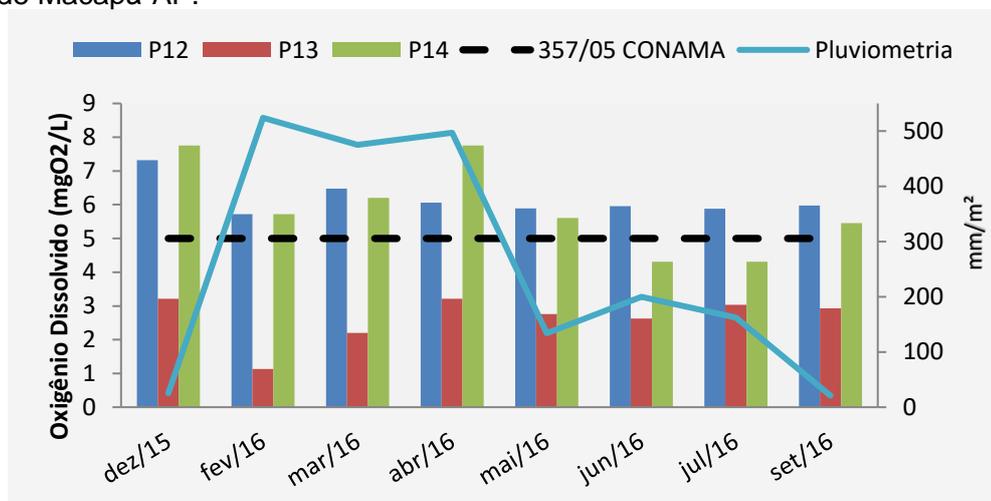
O teste t-student revelou não haverem diferenças estatísticas entre os períodos sazonais para esta variável nos pontos P12: $t=-0,64$, $p=0,541$ e P13: $t=-1,34$, $p=0,227$, assim como o teste de Wilcoxon-Mann-Whitney no ponto P14 ($U=4,0$, $p=0,248$). Esses resultados demonstram que o OD não teve oscilações significativas entre os períodos sazonais.

O maior déficit de OD ponto P13 certamente foi pela maior concentração de carga orgânica lançado nesta área proveniente de efluente de esgoto originário da bacia de estabilização da CAESA e de tributários que traz efluente doméstico para esse ponto, somado as atividades biológicas de microrganismos na decomposição da matéria orgânica.

O OD na água reflete diretamente os efeitos da poluição dos corpos hídricos por despejos orgânicos (VON SPERLING, 2014). Seus níveis de concentração em

corpos hídricos dependem diretamente do processo fotossintético, da respiração e da decomposição de matéria orgânica no meio aquático. Estes fenômenos dependem da intensidade da luz e da temperatura, que variam diariamente em regiões tropicais (ESTEVES, 1998). Esse resultado demonstrou que o corpo hídrico receptor do igarapé Pedrinhas não assimila tamanha quantidade de resíduo orgânico, tornando sua qualidade da água ruim.

Figura 18. Valores de oxigênio dissolvido em amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14), do ponto de captação da CAESA (P12) e do índice pluviométrico na cidade de Macapá-AP.



Demanda Bioquímica de Oxigênio

Nas amostras de água superficial, a DBO apresentou o menor valor médio de $3,62 \pm 4,779$ mg/L no ponto P12 e o maior de $65,87 \pm 20,371$ mg/L no ponto P13, os valores dos demais pontos estão na figura 19, bem como nas tabelas (Ver apêndice A). A legislação brasileira estabelece para águas doces classes 2, valores de DBO não superiores a 5,0 mg/L. No ponto P13 do igarapé Pedrinhas, 100% dos valores estiveram em desacordo com o padrão estabelecido pela legislação para águas doces classes 2, no ponto P14 87,5% e P12 37,5%.

Ferreira (2005) detectou valores elevados semelhantes no igarapé Pedrinhas, corroborando com o encontrado neste trabalho, os quais também apresentaram diminuição dos valores das concentrações no sentido da nascente até a foz. Esta variação se deve certamente por uma menor quantidade de cargas orgânicas autóctones e alóctones da ETE e das comunidades adjacente ao igarapé em direção a foz e por uma maior influência das águas do rio Amazonas na diluição dessa matéria orgânica.

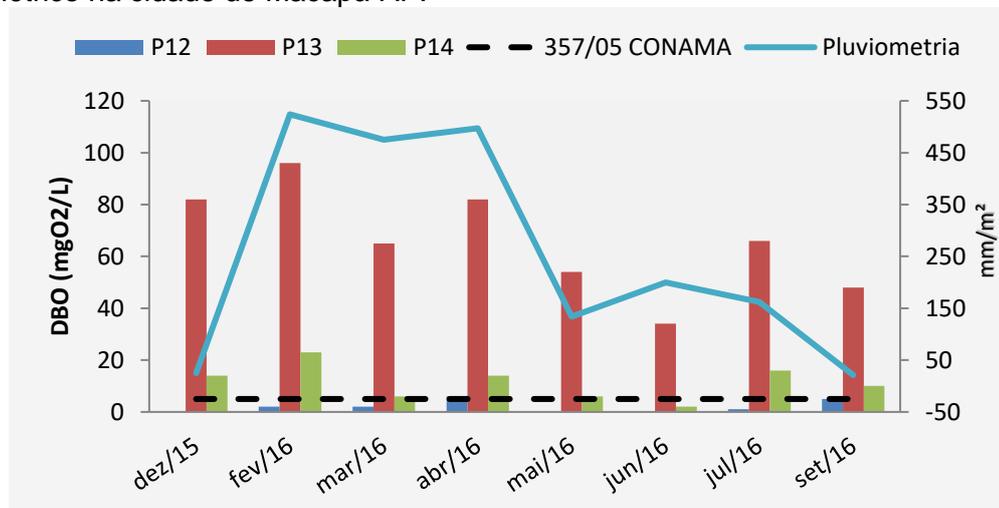
Fazendo a comparação sazonal desta variável no igarapé Pedrinhas (P13 e P14), no período chuvoso (janeiro a maio) foi registrado média de $43,25 \pm 35,684$ mg/L, enquanto no período de menor pluviosidade (junho a dezembro) foi de $34,0 \pm 28,903$ mg/L. No ponto de captação da CAESA (P12) a DBO foi de $2,50 \pm 2,516$ mg/L no período chuvoso e de $4,75 \pm 6,601$ mg/L no período de menor pluviosidade (Figura 19). O teste t-student revelou não haver diferenças estatísticas significativas entre os períodos sazonais para esta variável em todos os pontos (P12: $t=-0,63$, $p=0,547$; P13: $t=1,19$, $p=0,275$; P14: $t=0,34$, $p=0,743$).

Os valores de DBO elevados no igarapé Pedrinhas indica maior quantidade de carga orgânica, o que faz gerar maior deficiência de OD nessa estação, uma vez que grande quantidade de bactérias aeróbia consome quase a totalidade do oxigênio dissolvido na decomposição da matéria orgânica, tendo como consequência a contaminação por microrganismos patogênicos.

Esses parâmetros registrados indicam poluição e qualidade da água ruim no igarapé Pedrinhas, a qual precisa de uma grande quantidade de oxigênio dissolvido para que haja a biodegradação da matéria orgânica e consequente estabilização biológica. Valores de DBO elevado indica exigência de uma quantidade maior de oxigênio para oxidar a matéria orgânica por ação aeróbia dos microrganismos. Elevada carga orgânica pode levar a extinção do oxigênio na água (VON SPERLING, 2014).

Esses resultados de DBO vêm corroborar com os fatos citados em relação ao OD, de que a dinâmica de oxigenação desses corpos d'águas estudadas sofre influência de carga orgânica autóctone e alóctones em decorrência principalmente do lançamento de efluente doméstico, assim como da influência do rio Amazonas na diluição dessas concentrações, os quais acabam por alterar a produção e o consumo de OD e o comportamento da DBO.

Figura 19. Valores de Demanda Bioquímica de Oxímetro em amostras de água superficial do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14), do ponto de captação da CAESA (P12) e do índice pluviométrico na cidade de Macapá-AP.



Temperatura

As amostras de água superficial do igarapé Pedrinhas e ponto de captação de água da CAESA apresentaram o menor valor médio da temperatura em $29,66 \pm 1,11$ °C no ponto P14 e a maior de $30,36 \pm 1,29$ °C no ponto P13, os valores dos demais pontos estão nas tabelas (Ver apêndice A). Esta variável apresentou variação de 28 a 32,2 °C entre os pontos de amostragem. Essas pequenas variações também foram detectadas por Ferreira (2005) no igarapé Pedrinhas na avaliação da qualidade da água em 2004. Essa baixa variação térmica dos corpos hídricos deve estar associada à radiação solar, haja vista que, 99% dessa radiação é absorvida nos primeiros dez metros de profundidade e na camada superior não se observa grandes variações de temperatura (RIBEIRO, 2004; MEDEIROS, 2012).

Fazendo a comparação sazonal desta variável no igarapé Pedrinhas durante o período chuvoso (janeiro a maio) foi registrado temperatura média $30,27 \pm 1,45$ °C, enquanto no período de menor pluviosidade (junho a dezembro) o valor foi de $29,75 \pm 1,40$ °C. No ponto de captação da CAESA (P12) a temperatura apresentou valor médio de $29,85 \pm 1,61$ °C no período chuvoso e de $29,52 \pm 0,47$ °C no período de menor pluviosidade. O teste t-student revelou não haver diferenças estatísticas entre os períodos sazonais para esta variável em todos os pontos (P12: $t=0,38$, $p=0,713$; P13: $t=0,49$, $p=0,640$; P14: $t=0,50$, $p=0,630$).

5.2 Detecção de Coliformes Totais e *Escherichia Coli* (*E. coli*)

As amostras de água da CAESA apresentaram o menor valor médio de coliformes totais de $1,0 \pm 0,34$ UFC/100ml no ponto P8 e o maior de $47,0 \pm 29,54$ UFC/100ml no ponto P4. Este parâmetro apresentou-se fora dos padrões de potabilidade (Portaria nº 2914/2011 – MS), exceto nos pontos P1, P2, P3 e P10. Constatou-se que 13,63% das amostras de água da rede de distribuição apresentaram presença de coliformes totais e sua presença foi detectada no período chuvoso e com mais constância no mês de abril (Figura 20), os demais valores estão nas tabelas (Ver apêndice A). O ponto (P4) no bairro Brasil Novo foi o que apresentou maior frequência de contaminação por C. totais com média $47 \pm 29,54$ UFC/100ml. Já a presença de *E. coli* foi constatada apenas no ponto (P4) e no período chuvoso (janeiro a maio), apresentou média de $8,3 \pm 7,50$ UFC/100ml. Estas contaminações podem estar associadas a falhas no processo manutenção na rede de distribuição e na dinâmica funcional das ETAs.

As amostras de água da CAESA com presença de coliformes as deixam fora dos padrões de potabilidade, considerado “impróprio” para o consumo humano, conforme estabelece a legislação. A presença de fossas sépticas de residências dentro da área da CAESA da SAC do bairro Brasil Novo (ponto P4) provavelmente é a responsável pela constante contaminação por C. totais e *E. coli*.

Essa contaminação bacteriológica de origem fecal demonstrou uma correlação pontual direta com a presença do cloro residual na água, uma vez que quando foi constatada a presença de cloro, os coliformes não foram detectados. Já a presença de C. totais em diversos outros pontos da rede de distribuição, apresentou correlação pontual com a alta turbidez e com o baixo residual de cloro na rede de distribuição. Essa situação demonstra a precariedade e fragilidade dos sistemas de abastecimento de água, o qual expõe à população local a contaminação hídrica e exige que a companhia de água mantenha um intenso sistema de monitoramento e manutenção das ETAs que não vem ocorrendo há anos (SNIS, 2015).

Com relação aos valores de C. totais nos pontos do igarapé Pedrinhas e ponto de captação da CAESA, o menor valor médio foi de $577,7 \pm 392,87$ UFC/100ml no ponto P12 e o maior de $3721,2 \pm 2932,1$ UFC/100ml no ponto P13. Já os valores de *E. coli* apresentou o menor valor médio de $215,2 \pm 141,7$ UFC/100ml no ponto P12 e o maior de $1585,6 \pm 505,5$ UFC/100ml no ponto P13, os valores dos demais pontos estão

nas tabelas (Ver apêndice A), bem como na figura 21. Quando os microrganismos termotolerantes são detectados em amostras de água, evidenciam uma recente contaminação fecal, que por sua vez, pode caracterizar a presença de patógenos entéricos (POPE et al., 2003). A detecção de elevados índices de *E. coli* no igarapé Pedrinhas foram semelhantes e corroboraram com os encontrados por Ferreira (2005) e Cunha (2012) nos estudos realizados no igarapé Pedrinhas. Os pontos próximos a área da ETE apresentaram índices mais elevados de coliformes semelhantes ao verificado neste estudo. Corroborando desta forma que as elevadas concentrações de patógenos no igarapé Pedrinhas são provenientes de esgotos domésticos da comunidade adjacente e de efluente da ETE.

De acordo com o que preconiza a Resolução CONAMA 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências, o sistema fluvial da foz do rio Amazonas de Macapá pode ser classificado como corpo d'água Classe 2 - água doce, de acordo com seus usos preponderantes. Além disso, esta resolução também impõe o limite de 1000 coliformes termotolerantes ou *E.coli*/100mL em 80% ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas durante o período de um ano (BRASIL, 2005). Os valores de *E. coli* nas águas do igarapé Pedrinhas estavam 62,5% fora dos limites máximos estabelecidos, enquanto no ponto de captação de água da CAESA 100% estavam de acordo com a legislação vigente.

Para o início de infecções bacterianas são necessárias cerca de 1000 NMP/mL células e, para infecções causadas por vírus entéricos ou *E. coli* apenas 10 partículas infecciosas são suficientes. Por essa razão, mesmo em baixas concentrações, a presença destes microrganismos é preocupante (RIBEIRO, 2006). O estudo bacteriológico das águas da captação da CAESA e do igarapé Pedrinhas revelou intensa presença de coliformes. Esta situação torna-se alarmante, uma vez que Macapá não dispõe de sistemas de coleta e tratamento de esgoto eficiente, além de possuir ETAs antigas e em estado precário. Isso deixa a população de Macapá susceptível diversas doenças de veiculação hídrica, devido a utilização dessa água para diversos fins. Além de exigir do Estado e da CAESA um sistema de tratamento mais eficiente e monitoramento rigoroso, o que não ocorre pelos órgãos fiscalizadores e pela Companhia de Água do Estado.

Fazendo a comparação sazonal de *E. coli* no igarapé Pedrinhas (P13 e P14), no período chuvoso (janeiro a maio) foi registrada média de $1125,3 \pm 645,9$ UFC/100ml, enquanto no período de menor pluviosidade (junho a dezembro) este valor foi de $1887 \pm 878,5$ UFC/100ml. No ponto de captação da CAESA o valor médio de *E. coli* foi de $151,2 \pm 53,43$ UFC/100ml no período chuvoso e de $279,2 \pm 181,9$ UFC/100ml no período de menor pluviosidade. O teste t-student e Wilcoxon-Mann-Whitney revelou não haver diferenças estatísticas entre os períodos sazonais para esta variável (P12: $t=-1,35$, $p=0,225$; P13: $U=4,0$, $p=0,248$; P14: $t=-1,26$, $p=0,254$).

Em relação influência desta contaminação entre as águas do igarapé Pedrinhas e as águas da captação da CAESA. Fez-se a correlação e os resultados demonstraram que apesar de pouco significativo, houve a correlação desta variável entre os pontos analisados (correlação de Spearman: $r_s: 0,404$, $t=1,084$, $p=0,319$). Essa relação se deve certamente à sua localização geográfica, pois as águas do igarapé Pedrinhas sofre maior influência de esgoto doméstico da comunidade adjacente e da ETE, e isso refletiu na sua qualidade microbiológica, assim como nas águas da captação da CAESA, a qual apresentou valores menores devido o poder de resiliência rio Amazonas que tem maior influência nesta área.

Cunha (2012) em seu trabalho de pesquisa encontrou elevados valores de bactérias do grupo coliformes no efluente do igarapé Pedrinhas, assim como na orla do bairro Santa Inês, área próxima do ponto de captação de água da CAESA. Corroborando assim, que o efluente doméstico contribui para a contaminação do rio nos pontos analisados nesta pesquisa. No entanto, a precária situação do saneamento na cidade de Macapá está colaborando com a contaminação, já que diversas manilhas que lançam efluentes domésticos podem ser observadas nas margens dos igarapés e da orla do município de Macapá na foz do rio Amazonas.

São frequentes as associações das bactérias do grupo coliformes à contaminação da água, visto que este grupo compreende coliformes não fecais encontradas no solo e em vegetais que se multiplicam facilmente na água (ZULPO et al., 2005) e fecais, como *E. coli* que é a principal representante do subgrupo termotolerante, altamente associada a fezes humanas. Geralmente, a presença de outros microrganismos patogênicos é estimada pela presença desses organismos de origem fecal, os quais estão presentes na coluna d'água como, por exemplo, os vírus entéricos que podem causar doenças gastrointestinais na população que utiliza essas áreas como subsistência e lazer (CRAIG et al., 2002).

Figura 20. Valores de Coliformes totais e *Escherichia coli* em amostras de água da rede de distribuição da CAESA destinada ao consumo humano na cidade de Macapá-AP. Figura “a” pontos (P1 a P11) para Coliformes totais e figura “b” pontos (P1 a P11) para *E. coli*.

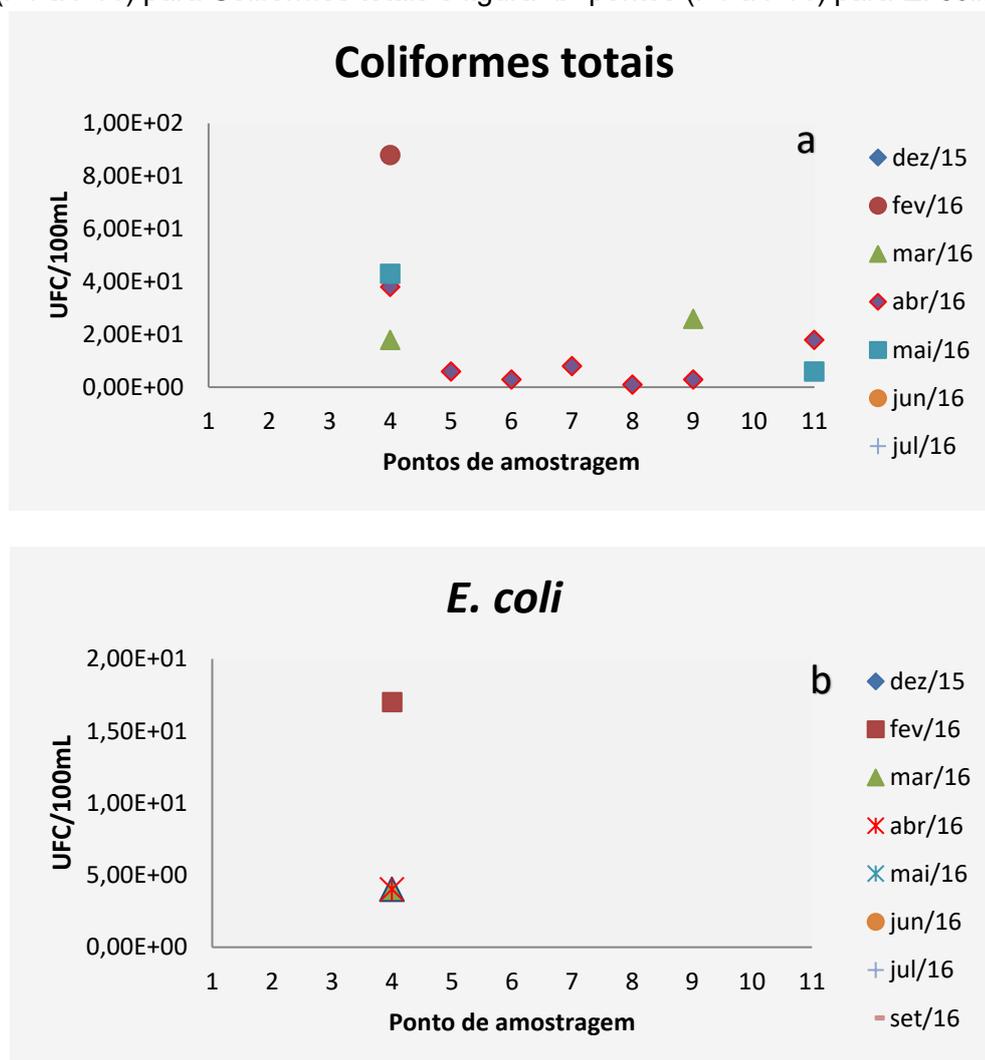
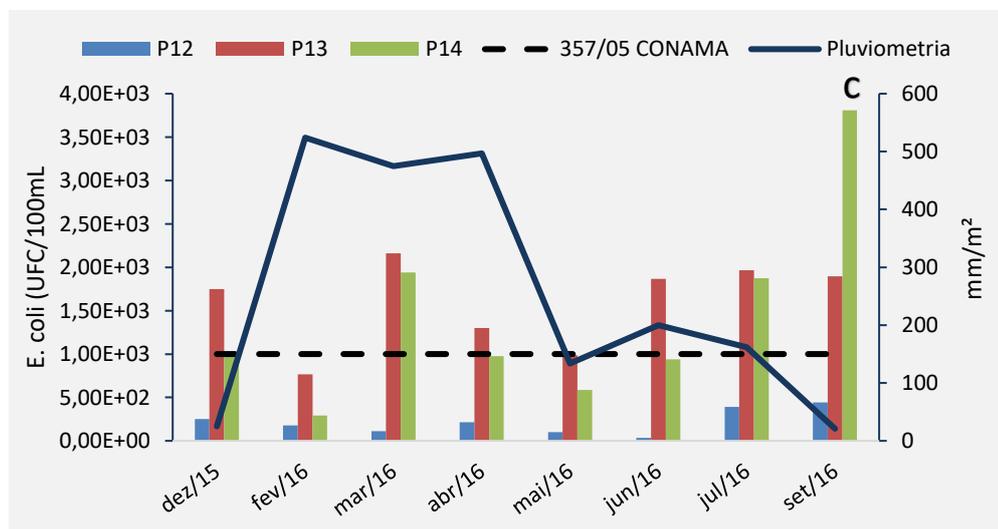


Figura 21. Valores de Coliformes totais e *Escherichia coli* em amostras de água superficial do igarapé Pedrinhas e do ponto de captação da CAESA na cidade de Macapá-AP.



5.3 Detecção de Vírus Entéricos

Dentre 91 amostras de águas coletadas em diferentes locais da cidade de Macapá (rio, ETAs, Sistemas Isolados e Bairros) testadas quanto à presença das partículas de vírus entéricos, 29,67% (27/91) mostraram-se positivas (Tabela 12 e 13). As partículas de vírus detectados foram para adenovírus e/ou rotavírus (Figuras 22 a 25). Destes, o mais frequente foi o adenovírus, o qual representou 70,37% das amostras positivas. Os rotavírus corresponderam 29,63 % dentre as positivas.

Tabela 12. Frequência de detecção de vírus entéricos na água superficial e de distribuição pública da cidade de Macapá-AP.

Local da Coleta	Tipo de mostra	Positivas/Testadas	Positividade (%)
Igarapé Pedrinhas	Água superficial	8/91	8,79%
Foz Igarapé Pedrinhas	Água superficial	6/91	6,59%
Rio Amazonas	Água superficial	8/91	8,79%
*ETI-Brasil Novo	Água subterrânea.	5/91	5,49%
Total		27/91	29,67%

*ETI: Estação de Tratamento Isolado do bairro Brasil Novo- CAESA (Água Subterrânea)

Tabela 13. Frequência de detecção de vírus entéricos por local de coleta.

Local de coleta	Tipo de vírus	Positivas/Testadas	Positividade (%)
Igarapé	Adenovírus	5/8	62,5%
Pedrinhas	Rotavírus	3/8	37,5%
Foz	Adenovírus	5/8	62,5%
Ig.Pedrinhas	Rotavírus	1/8	12,5%
Rio Amazonas	Adenovírus	5/8	62,5%
	Rotavírus	3/8	37,5%
*ETI-Brasil Novo	Adenovírus	4/8	50,0%
	Rotavírus	1/8	12,5%

*ETI: Estação de Tratamento Isolado do bairro Brasil Novo-CAESA

A presença das partículas do adenovírus humano foi evidenciada através da identificação de fragmentos moleculares nas amostras de água superficial de captação (P12) e amostras do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14). Estes fragmentos apresentaram um tamanho de 301 pb, ambos presentes em uma região conservada do adenovírus humano. Por outro lado, os fragmentos detectados de rotavírus apresentaram tamanho de 1059 pb, detectado no ponto (P4) de amostragem do Sistema Isolado de Abastecimento de Água do Bairro Brasil Novo (Figuras 22 a 25).

Figura 22. Visualização da Eletroforese em gel de agarose (1,5%) de amostras positivas para o gene Hexon (301 pb) de adenovírus (P12 e P14) e do gene (1059 pb) de rotavírus (P4). Amostras coletas em área superficial do ponto de Captação de Água da CAESA no rio Amazonas e do Igarapé Pedrinhas, do ponto da saída do SAC Isolado do bairro Brasil Novo e da saída do reservatório na rede de distribuição no mês de março/2016. Linha 1: Marc: Marcador de 100pb.

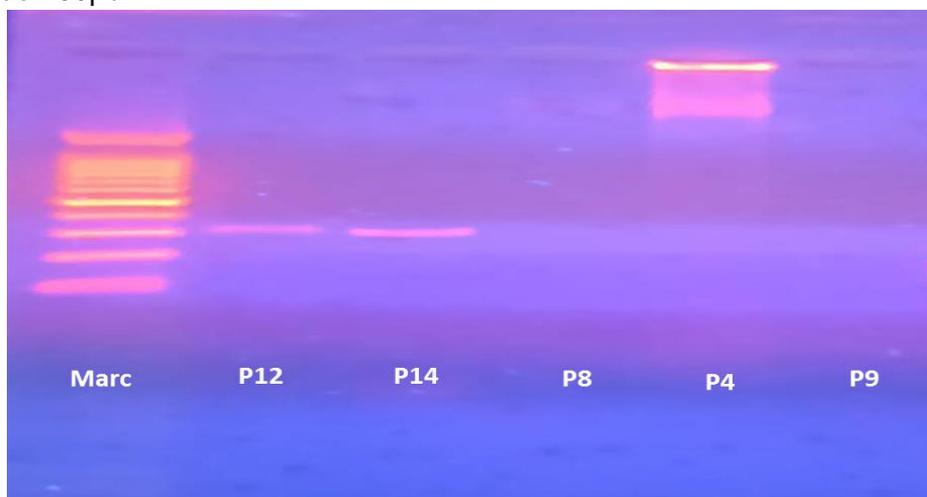
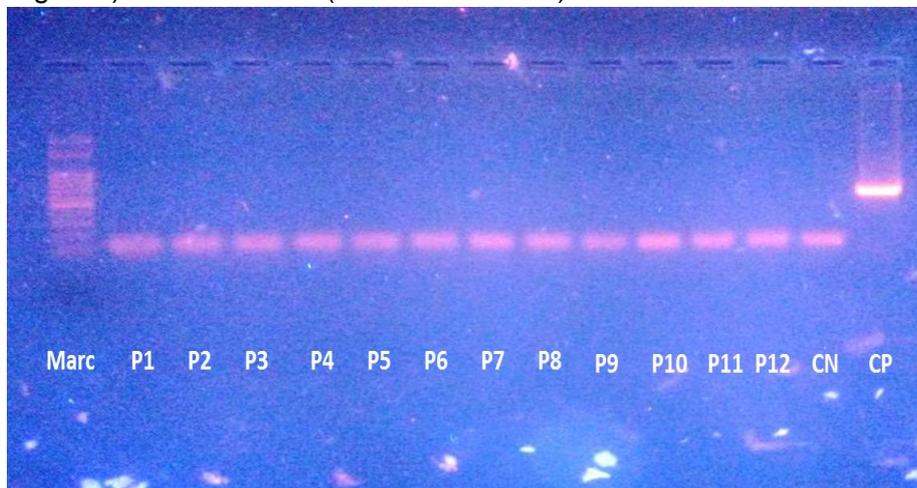


Figura 23. Visualização da Eletroforese em gel de agarose (1,5%) de amostras positivas para o gene Hexon (301 pb) de adenovírus (P12 e P13) e do gene (1059 pb) de rotavírus (P14 e P12). Amostras coletadas em área superficial do ponto de Captação de Água da CAESA no rio Amazonas e do Igarapé Pedrinhas, do ponto da saída dos reservatórios das ETAM 1 e 2 do bairro do trem para a rede de distribuição de Macapá no mês de abril/2016. Linha 1: Marc: Marcador de 100pb.



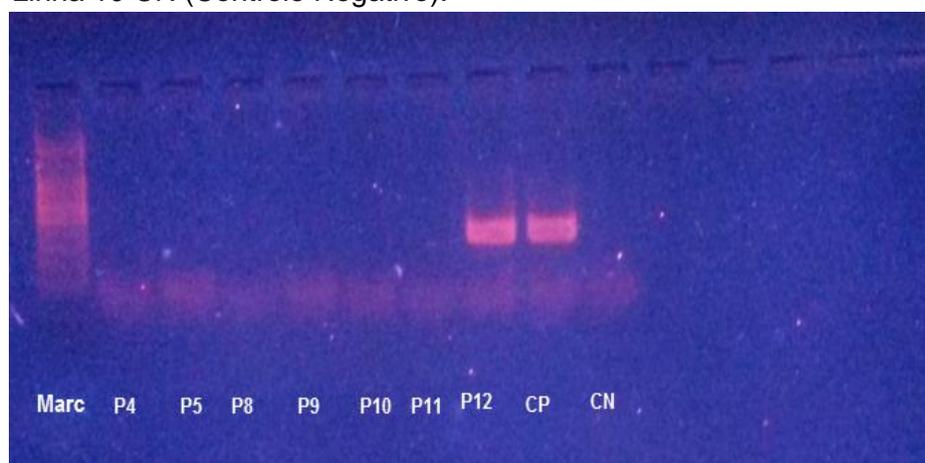
Os resultados das amostras de água superficial e da água tratada na rede de distribuição da CAESA nos meses de maio, junho e julho não revelaram a presença do adenovírus e rotavírus neste período (Figura 24).

Figura 24. Visualização da Eletroforese em gel de agarose (1,5%) de amostras para o gene Hexon (301 pb) de adenovírus (P1 a P12). Amostras coletas em área da rede de distribuição de água da cidade de Macapá e da área superficial do ponto de Captação de Água da CAESA no rio Amazonas no mês de junho/2016. Linha 1: Marc: Marcador de 100pb. Linha 14 CN (Controle Negativo) e Linha 15 CP (Controle Positivo).



Nas amostras do mês de setembro/2016 foram constatados presença das partículas de AdV em água superficial captada pela CAESA e ausência nas amostras na rede de distribuição (Figura 25). Nos meses de dezembro de 2015 e de fevereiro e março de 2016 foram detectados a circulação de adenovírus na rede de distribuição nas amostras de água proveniente do sistema alternativo coletivo (SAC) do Bairro Brasil Novo, inclusive com presença de rotavírus detectado nas amostras de março (Figura 22).

Figura 25. Visualização da Eletroforese em gel de agarose (1,5%) de amostras para o gene Hexon (301 pb) de adenovírus (P4 e P12). Amostras coletas em área da rede de distribuição de água da cidade de Macapá e da área superficial do ponto de Captação de Água da CAESA no rio Amazonas no mês de set/2016. Linha 1: Marc: Marcador de 100pb. Linha 9 CP (Controle Positivo) e Linha 10 CN (Controle Negativo).



Considerando o número de amostras somente nos pontos onde houve positividade viral, a maior prevalência foi detectada no ponto de captação de água no rio Amazonas, na foz do Igarapé Pedrinhas e no ponto onde é recebido o efluente da Bacia de Estabilização de esgoto da CAESA no Igarapé Pedrinhas, os quais apresentaram 62,5% e, por último o ponto no Bairro Brasil Novo apresentou 50 % de positividade das amostras para este ponto.

Entre os dois vírus detectados, o adenovírus foi o mais frequente, com 15 ocorrências no ponto de água superficial do rio Amazonas e Igarapé Pedrinhas e 4 ocorrências no bairro Brasil Novo. O rotavírus foi detectado 7 vezes nos Pontos de captação de água superficial do rio Amazonas e Igarapé Pedrinhas e uma única vez no bairro Brasil Novo nas 8 campanhas amostrais (Tabela 25).

A incidência dos vírus entéricos estudados nos locais de captação de água e no Igarapé Pedrinhas pode ser explicada pela existência de efluentes domésticos ao longo deste e ao longo da orla da cidade, principalmente no Bairro Santa Inês, onde se localiza a estação de captação de água bruta da CAESA. Além disso, o Igarapé Pedrinhas é um corpo hídrico receptor de efluente da Lagoa de estabilização da CAESA e de esgoto in natura de diversos bairros da cidade, o qual despeja suas águas na foz do rio Amazonas.

Por outro lado, a positividade viral no ponto de coleta no bairro Brasil Novo pode ser explicada pela contaminação do poço por presença de fossa de um imóvel ao lado do poço de captação de água da CAESA. Além disso, a operacionalização do tratamento de água neste sistema isolado de tratamento de Água (SIAA) pode estar com falhas em função da situação de precariedade que a CAESA se encontra, como por exemplo, a falta de estrutura adequada e recursos financeiros insuficientes, os quais podem está comprometendo o tratamento da água distribuída à população do Estado.

Neste estudo, observou-se que nos meses chuvosos houve maior prevalência na detecção de partículas de vírus entéricos. No período de alta pluviosidade o escoamento superficial contribui com o aumento dos níveis de esgoto sanitário que é carregado. Alguns fatores que podem afetar a distribuição e ocorrência de vírus entéricos em um ambiente estuarino, tais como: variação da maré, salinidade, pH, presença de nutrientes, temperatura da água, intensidade da luz solar, agregação com sólidos suspensos e outras variáveis ambientais, como presença de predadores, chuva e características estruturais das partículas (AZADPOUR; FAULKNER; CHEN,

2003; FONG; LIPP, 2005). Assim, mesmo com influxo de esgoto na área estudada, a intensidade solar, por exemplo, pode contribuir para a eliminação dos vírus, o que pode ter ocorrido nos meses de menor pluviosidade quando não foram detectados presença de vírus entéricos nas amostragens nas águas superficiais.

Surtos de doenças de veiculação hídrica sempre estão associadas a presença de adenovírus, o qual tem sido considerado como vírus com potencial risco à saúde pública, geralmente envolvido em surtos por gastroenterites principalmente em crianças menores de 4 anos (MEHNERT et al., 1999; FROST et al., 2002; MARTINS, 2013). Diversos trabalhos publicados sugerem o uso do AdV como indicador de poluição viral, uma vez que este patógeno tem sido detectado em maior prevalência em amostras aquáticas (KATAYAMA et al., 2002; CARDUCCI et al., 2008), e é considerado o mais estáveis no ambiente (ENRIQUEZ et al., 1995) devido a capacidade de maior resistência a diversos agentes desinfetantes e a maior tolerância à inativação por UV (LINDEN et al., 2007). Além disso, o AdV por ser um vírus dupla fita de DNA se mantém infeccioso por mais tempo na água que um vírus de fita simples de RNA (JIANG, 2006; MARTINS.2013). Neste trabalho também se sugere como indicadores de poluição, pois os adenovírus tiveram maior prevalência dentre os vírus estudados, sugerindo que este seria o marcador de contaminação ambiental mais adequado.

Na África do Sul, Van Heerden et al. (2005) relataram a presença de 22% de amostras positivas para AdV em águas de fluviais. No Brasil em Goiania Silva (2009) detectou a presença de AdV em 39,2% de amostras de águas fluviais. Spada (2012) detectou nos rios e esgoto 59% de AdV nas amostras. Ainda no Brasil, em Mosqueiro/PA, Alves et al. (2016) detectaram 18,2% de amostras positivas para Rv em águas de rios. O número de amostras positivas para vírus entéricos deste estudo foi equivalente a outros estudos realizados.

No estudo feito por Miagostovich e outros (2008) em amostras de riachos em Manaus/Amazonas também foi observada alta prevalência de rotavírus. Já no estudo feito por Martins (2013), Alves et al., (2016) e colaboradores em água fluvial no Brasil, também detectaram a presença de rotavírus, com prevalência menor que 20% das amostras positivas. Nos trabalhos realizados de 2012 a 2014 por Martins (2013) e Alves et al., (2016) os rotavírus foram os vírus menos frequentes o que corrobora com o resultado do atual estudo. O número de amostras positivas observadas neste

trabalho pode estar relacionado ao aumento de efluentes de esgoto no período de maior pluviosidade próximas aos pontos de amostragem estudados.

Em um estudo realizado por Gofti-Laroche et al. (2001) no sudeste da França detectou RV e EV em água de torneira. Frost et al. (2002) na Coreia do Sul também detectou AdV em água tratada de torneira. Amostras positivas também foram constatadas neste estudo na torneira da rede de distribuição no bairro Brasil Novo.

Os resultados da correlação entre a presença de vírus entéricos com a detecção de coliformes e parâmetros físico-químicos mostraram que não houve correlação significativa entre essas variáveis, embora haver algumas correlações pontuais fortes, mas não significativas. Correlação com pouca significância entre os parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e virológicos estão bem documentado e muitos estudos apontam para a necessidade de se considerar os parâmetros virais para avaliar a qualidade da água (MORESCO et al., 2012; GURJÃO, 2015).

O presente estudo revelou que independente da variação observada dos indicadores bacterianos de contaminação fecal, as partículas dos vírus entéricos analisados estiveram presentes nas amostras de água. No entanto, não se pode afirmar que são partículas infecciosas, pois podem ser parte degradada ou não do genoma viral amplificado.

5.4 Índice da Qualidade da Água - IQA

Os valores médios de IQA determinados nas águas do igarapé Pedrinhas, respectivamente nos pontos P13 e P14, foram de 28,0 e 52,6% no período de maior pluviosidade, e representaram condições de qualidades **ruins e médias**, mas os valores determinados nos dois pontos das oito campanhas de amostragem de 2015 e 2016 revelou melhoria de qualidade no sentido nascente-foz. De modo geral, a condição de qualidade mais desfavorável nas águas do igarapé Pedrinhas foi determinada nos pontos de amostragem próximos do efluente da ETE (tabelas 14 e 15).

Tabela 14. Média da qualificação da qualidade da água do Igarapé Pedrinhas (P13 e P14) e da foz do Rio Amazonas na captação da CAESA (P12) no período chuvoso e de estiagem, conforme o NSF adaptado pelo IGAM.

Índice de Qualidade NSF			IQAm do Rio Amazonas e igarapé Pedrinhas					
Qualificaç	Valor %	Cor	Período Chuvoso			Período de Estiagem		
			P12 Cap(SAA)	P13 (S ETE)	P14 (S TRE)	P12 Cap(SAA)	P13 (S ETE)	P14 (S TRE)
Excelente	90 – 100							
Bom	70 – 90							
Médio	50 – 70		61,0		52,66	59,8		51,2
Ruim	25 – 50			28,0			27,0	
Muito ruim	0 - 25							

Tabela 15. IQA médio mensal do tributário (Igarapé Pedrinhas) do rio Amazonas e da foz do Rio Amazonas na captação da CAESA no período estudado.

	IQA								IQAm
	DEZ	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	SET	
P12 (Captação)	68	62	58	63	62	63	54	52	60,25
P13 (S ETE)	28	24	30	30	27	26	27	27	27,37
P14 (S TRE)	63	45	51	62	52	51	43	47	51,75

Os valores de IQAs registrados no ponto da captação de água da CAESA (foz do rio Amazonas) durante as oito campanhas determinaram média de 60,25% representando condições de qualidade **média** (Tabela 14 e 15). Caracterizando o poder de resiliência do rio Amazonas na melhoria das diversas variáveis da qualidade da água.

O IQA das águas do igarapé Pedrinhas e da captação da CAESA apresentou qualidade ruim e média, respectivamente, equivalente ao encontrado nos estudos de

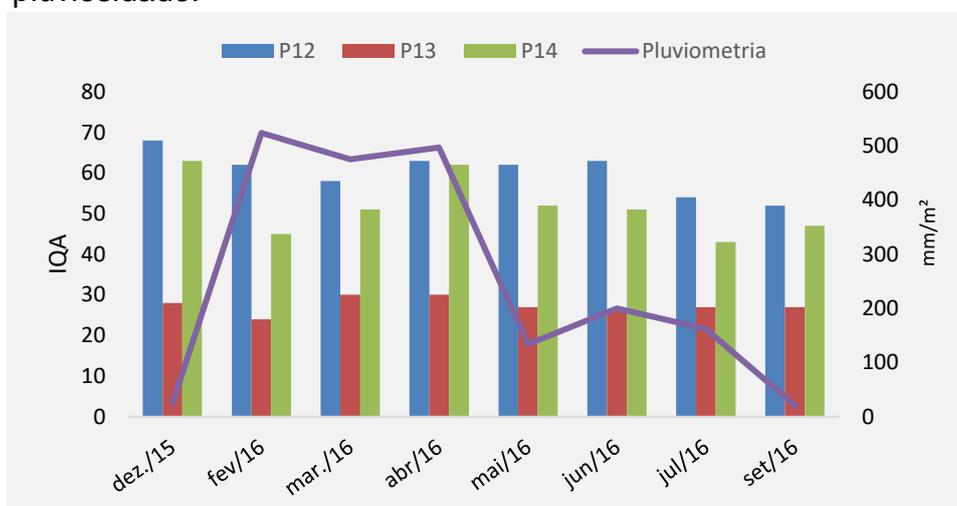
águas com características semelhantes e influenciadas por áreas urbanas realizado por Mendonça (2004), em seu estudo das águas superficiais na área insular do município de Belém-PA que avaliou as condições das águas estudadas e constatou, em situações de qualidade ruim, regular e boa.

A qualidade da água superficial do igarapé Pedrinhas apresentou em 87,5% das amostragens qualidade ruim e 12,5% qualidade muito ruim ou péssima (figura 26), devido as descargas de diversos tipos de partículas, que inclui desde matéria orgânica e inorgânica, entre outros. Segundo, Takiyama et al. (2003) o reflexo desse processo afeta diretamente as principais variáveis analisadas na determinação da qualidade da água, tais como: oxigênio dissolvido, coliformes fecais e fosfato total. Corroborando assim que devido o lançamento de esgoto doméstico, ocorrem as alterações destas variáveis que comprometem a qualidade da água do igarapé Pedrinhas.

Na caracterização do IQA no ponto (P13) do igarapé Pedrinhas, a baixa concentração de OD registrado em todas as coletas, DBO elevada, coliformes fecais e fosfato foram os parâmetros determinantes para os índices obtidos. Apesar da influência positiva do rio Amazonas, as variáveis coliformes fecais e fosfato também foram contundentes no ponto (P14) da foz do igarapé Pedrinhas, contribuindo para o decaimento da qualidade da água durante o período de análises.

Na comparação sazonal dos resultados dos pontos de amostragem do igarapé Pedrinhas (P13 e P14) e do ponto de captação de água da CAESA (P12), o teste t mostrou que não houve diferenças significativas entre os períodos estudados. O ponto P13 apresentou ($p= 0,633$); o ponto P14 ($p=0,796$) e por último o ponto P12 apresentou ($p=0,629$), demonstrando um baixo nível de significância para $\alpha=0,05$. A figura 26 mostra os valores dos índices pluviométricos e os IQAs dos pontos, os quais são semelhantes entre os períodos sazonais.

Figura 26. Resultado dos IQAs e pluviometria nos pontos de coletas do Igarapé Pedrinhas e da captação de água da CAESA no período de maior pluviosidade e menor pluviosidade.



Os resultados deste estudo mostraram que os parâmetros analisados foram eficazes na avaliação e caracterização do corpo d'água, alterado pelas descargas de esgotos orgânicos. O rio Amazonas contribui para a diluição e para uma ligeira autodepuração das cargas poluidoras. De acordo com Silva et al. (1998), é bastante difícil quantificar a capacidade da potencialidade de autopurificação de um rio. No entanto, pode-se inferir que o efluente de esgoto da cidade in natura ou da ETE da cidade de Macapá, lançado no Igarapé Pedrinhas, não recebe depuração apropriada e contribui para a poluição e contaminação das águas do rio Amazonas captado pela CAESA, a qual necessita de tratamento adequado nas ETAs, a fim de atender a potabilidade estabelecida na legislação.

6 CONCLUSÃO

As amostras de água da CAESA revelaram parâmetros físico-químicos e microbiológicos acima dos limites estabelecidos pela Portaria de potabilidade do Ministério da Saúde, inclusive com detecção de vírus entéricos nas amostras no bairro Brasil Novo, demonstrando que os sistemas de tratamento estão em uma situação precária e precisa de maiores investimentos para um tratamento adequado.

Os valores elevados da DBO, fosfato total, coliformes, déficit de OD e presença de vírus entéricos encontrados nas águas superficiais também infringiram os critérios limítrofes estabelecidos pela legislação vigente. Esses parâmetros não conformes se devem à influência de esgotos despejados nestas áreas, principalmente no período de maior pluviosidade, caracterizando em um ambiente com qualidade de água ruim e em condição sanitária insatisfatória.

O resultado demonstrou que a metodologia utilizada para detecção viral apresentou boa reprodutibilidade, especificidade e sensibilidade para identificar a presença de vírus entéricos e pode ser usada como ferramenta de análise de qualidade da água pelos órgãos de monitoramento.

Uma vez que no Estado do Amapá o estudo correlacionado aos agentes virais patogênicos na água é inédito, o que torna este trabalho importante, por ser o primeiro diagnóstico técnico-científico da situação atual da água para abastecimento público a nível virológica, através da técnica amplificação gênica pela PCR.

No entanto, há necessidade de mais estudos e da utilização desta ferramenta como alerta no monitoramento desses patógenos, a qual pode ser essencial para saúde da população, e assim possibilitar previamente o grau de tratamento que a água captada deverá ser submetida para posterior distribuição à população.

Essa pesquisa veio preencher uma lacuna no conhecimento sobre os tipos de vírus entéricos que circulam no sistema de abastecimento público da cidade de Macapá, o qual pode auxiliar nas ações de diminuição da prevalência de doenças de veiculação hídrica de etiologia viral na população de Macapá. Portanto, são necessários maiores investimentos na área de saneamento (coleta e tratamento de esgoto), assim como nos processos de tratamento e distribuição para que a qualidade da água atenda a legislação vigente.

REFERÊNCIAS

ABBASZADEGAN, M. et al. **Detection of enteroviruses in groundwater with the Polymerase Chain Reaction.** *Appl and Environ Microbiol*, v. 59, n. 5, p. 1318-1324, 1993. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/7685998>>. Acesso em: 8 mar 2015.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DA ÁGUA. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil.** Brasília: ANA, 2012. 264p.

ALBERTS, B. et al. **Biologia Molecular da Célula**, 3 ed. Artmed. 1997.

ALBINADA-GIMENEZ N. et al. **Comparison of methods for concentrating concentrating human adenovirus, polyomavirus JC and norovirus in sourcewaters and drinking water using quantitative PCR.** *J Virol Methods*. v. 158, p. 104-109. 2009.

ALEXANDER, S.K.; STRETE, D. **Soil and Water Microbiology.** In: *Microbiology – A photographic atlas for the laboratory.* Benjamin Cummings. 2001. 193p.

AL-JASSER, A. O. **Chlorine decay in drinking-water transmission and distribution systems: pipe service age effect.** *Water Research*, v. 41, n. 2, p. 387-396. 2007. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/17140619>. Acesso em: 06 fev 2017.

ALLARD, A; ALBINSSON, B; WADELL, G. **Rapid typing of human adenoviruses by a general PCR combined with restriction endonuclease analysis.** *J Clin Microbiol*. v. 39, n. 2, p. 498-505. 2001. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/?term=Rapid+typing+of+human+adenoviruses+by+a+general+PCR+combined+with+restriction+endonuclease+analysis>>. Acesso em: 17 dez 2015.

ALVES, J.C.S. et al. **Detection, feasibility and genotyping of enterovirus and rotavírus a in surfasse water from Mosqueiro Island, Belém, Pará, Brazil. 2012 to 2014.** In: XXVII Brazilian Congress of Virology & XI Mercosur Meeting of Virology. 2016. *Annals de Environmental Virology*. EV 86, v. 20, n. 2, p. 67. Pirinópolis/Goias/Brazil. 2016.

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater – method 2540B, C D e E** - edição online. Editorial revisions, 2011. Disponível em: <www.standardmethods.org>. Acesso em: 15 ago 2016.

_____. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20ª Edition. Washington, 1998. 1155p.

ANDROELI, C. V.; ROCHA, W. N.; SCHUCHARDT, W. Processo de captação superficial com Pré-filtração de Água. In: CARNEIRO, E.; ANDREOLI, C. V.

(Coord.) **Lodo de Estação de Tratamento de Água**. Gestão Perspectivas Tecnológicas. Curitiba: Sanepar. p. 273-300, 2013.

AZADPOUR-KEELEY, A. A; FAULKNER, B. R; CHEN, J. S. **Movement and Longevity of Viruses in the Subsurface**. In: *United States Environmental Protection Agency Report EPA/ 540/ S-03/500*. Washington. 2003. Disponível em: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?dirEntryId=64225. Acesso em: 15 dez 2016.

AZODPOUR-KEELEY, A.; FAULKNER, B. R.; CHEN, J. **Moviment and longevity of viruses in the subsurface**. EPA/540/5-03/500. Cincinatti: USEPA. 2003. 24p.

BARRELLA, K. M. **Pesquisa de vírus entéricos humanos em lodos de esgoto originários de duas ETEs do Estado de São Paulo**: estabelecimento de metodologia para recuperação e detecção viral. 2008. 150f. Tese (doutorado em Ciências Biomédicas) – Universidade de São Paulo – USP, São Paulo, 2008. Disponível em: < <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/42/42132/tde-19092008-130053/pt-br.php>>. Acesso em: 12 out 2015.

BARROS, F. G. N.; AMIN, M. M. Água: um bem econômico de valor para o Brasil e o mundo. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**. São Paulo. v. 4, n. 1. p 75-108. 2007.

BENKO, M. et al. **First molecular evidence for the existence of distinct fish and snake adenoviruses**. *J Virol*. v. 76, n. 19, p. 10056-10059, 2002. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC136508/>>. Acesso em: 8 mar 2016.

BENKO, M; HARRACH, B; BOTH, G. W. et al. Family *Adenoviridae*. In: Fauquet CM, Mayo MA, Maniloff J, Desselberger U, Ball LA, eds. **Virus Taxonomy**. San Diego, CA: Elsevier Academic Press; 213-228, 2005.

BERK, A. J. Adenoviridae: Classification, virion structure and perspectives. In: KNIPE, D. M.; HOWLEY, P. M. **Fields Virology**, ed. 6 Lippincott-Williams & Wilkins, v. 2, p. 1704-1728. 2013.

BERNARDO, L. DI; PAZ, L. P. S. **Seleção de tecnologias de tratamento de água**. São Carlos: LDiBe, 2010. p. 868.

BRAGA, F. P. **Avaliação de Desempenho de uma Estação de Tratamento de Água do Município de Juíz de Fora-MG**. Tese (Tese de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Juíz de Fora – UFJF, Juíz de Fora/MG. 2014.

BRASIL. Resolução CONAMA 357 de 17 de março de 2005. Brasília, DF, 2005.

_____. Ministério da Saúde. Portaria 2914 de 12 de dezembro de 2011. Brasília, DF, 2011.

_____. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação- Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. **Comentários sobre a portaria MS nº 518/2004: subsídios para implementação.** 2005. 91p.

_____. Departamento de Análise de Situação de Saúde. **Saúde Brasil 2011: uma análise da situação de saúde e a vigilância da saúde - tendências e perspectivas.** Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2012, Cap 16. p 371..

BORGES, C. R. **Aplicação de métodos moleculares e de cultivo celular no monitoramento de vírus entéricos no ambiente aquático.** 2009. 149 p. Tese (Doutorado em Biotecnologia). Programa de Pós-graduação em Biotecnologia da Universidade Federal de Santa Catarina. 2009.

BOSH, A. **Human enteric viruses in the water environment: a minireview.** International Microbiology, v. 1, n. 3, p. 191-196.1998. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/?term=Human+enteric+viruses+in+the+water+environment%3A+a+minireview>>. Acesso em: 23 fev 2016.

CALGUA, B.; et al. **Development and application of a one-step low cost procedure to concentrate viruses form seawater samples.** Journal of Virological Methods. v. 153, n. 2, p. 79-83, 2008. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 13 fev 2016.

CAPOBIANCO, J. P. R.; WHATELY, M. **Billings 2000: Ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo:** Relatório do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Billings no período de 1989-99. São Paulo: Instituto Socioambiental - ISA. 2002. 59 p.

CARDOSO, K. C. **Estudo do processo de coagulação-floculação por meio da moringa oleifera LAM para obtenção de água potável.** 2007. Dissertação (Mestrado. Engenharia Química) - Universidade Estadual de Maringá, Paraná, 2007.

CARDUCCI, A. et al. **Study of Viral removal efficiency in a urban wastewater treatment plant.** Sci Technol. v. 58, n. 2, p. 893-897, 2008. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 13 fev 2016.

CARSTENS, E. B. **Ratification vote on taxonomic proposals to the International Committee on Taxonomy of Viruses (2009).** Arch Virol. Virology Division News. v. 155, n. 1, p. 133–146, 2010.

CEE. **Diretiva 2006/7/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 15 de Fevereiro de 2006 relativa à gestão da qualidade das águas balneares e que revoga a Directiva 76/160/CEE.** Jornal Oficial das União Europeia (versão em português). 2006. p. 37-51

CETESB- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Enterovírus em água – Concentração de amostras a partir de grandes**

volumes de água. Método de Ensaio. São Paulo, 1996, 25p. Norma Técnica.

_____. **Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo. Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem.** Série de relatórios. Apêndice A. 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores>> Acesso em: 20 jan 2016.

_____. **Qualidade das águas superficiais no estado de São Paulo 2011. Série Relatórios.** Apêndice D: Índice de Qualidade das Águas 2011. São Paulo: CETESB, 2012. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/publicacoes/relatorio-tecnico/2011-levantamento-diagnostico.pdf>> Acesso em: 21 jan 2016.

_____. **Águas interiores. Série Relatórios.** Apêndice C: Índice de Qualidade das Águas. São Paulo: CETESB, 2013. Disponível em: <<http://aguasinteriores.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/32/2013/11/Ap%C3%AAndice-C-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>> Acesso em: 21 jan 2016.

_____. **Levantamento e diagnóstico de *Enterovirus* em mananciais que abastecem os principais municípios do estado de São Paulo.** 2011. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/publicacoes/relatorio-tecnico/2011-levantamento-diagnostico.pdf>>. Acesso em: 26 abr 2015.

CHOI, S.; JIANG, S. C. **Real-time PCR Quantification of human adenoviruses in urban Rivers indicates genome prevalence but low infectivity.** Appl and Environ. Microbiol. v. 71, n. 11, p. 7426 – 7433. 2005.

CRAIG, J. I. et al. **Blood disorders in viral diseases.** Annu Rev Med. 2002. 53.15-33.

CRUZ NETO, B. F. **Benefícios da água com pH alcalino:** Saúde ou doença, você decide. Revista E.T.C do Instituto Federal de Educação, Ciências e Tecnologia da Bahia. v. 0, n. 14. 2016. Disponível em: www.publicacoes.ifba.edu.br/index.php/etc/article/view/8/. Acesso em: 31 jan 2017.

CUNHA, L. C. **Avaliação de contaminação bacteriana e por metais pesados na orla fluvial do município de Macapá, Amapá.** 2012, 155f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2012.

CVE. Centro de Vigilância Epidemiológica. Disponível em: <www.cve.saude.sp.gov.br/htm/hidrica> Acesso em: 26 abr 2015.

D'AGUILA, P. S. et al. **Avaliação da qualidade de água para abastecimento público do Município de Nova Iguaçu.** Cad. Saúde Pública. v. 16, n. 3, p. 791-

798. 2000. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/%0D/csp/v16n3/2964.pdf>>. Acesso em: 26 abr 2015.

DAVID JÚNIOR, M. S. et al. **Livro de resumos: experiências acadêmicas de ciências ambientais. Precariedade do sistema coletor de tratamento de esgoto sanitário no município de Macapá-AP e seus investimentos.** CUNHA, A. C. (org); Universidade Federal do Amapá. Curso Ciências Ambientais. Macapá: UNIFAP, p. 31-34. 2012.

DE SERRES, G. et al. **Molecular confirmation of hepatitis A virus from well water: Epidemiology and public health implications.** Journal of Infectious Diseases. v. 170, n. 1, p. 37–43, 1999.

DEMOLINER, M. et al. **Widespread contamination by human adenovirus in surface and groundwater in water collected from farms in the sinos river Basin, Brazil.** In. XXVII Brazilian Congress of Virology & XI Mercosur Meeting of Virology. 2016. Annals de Environmental Virology. EV 38, v. 20, n. 2, p. 63. Pirinópolis/Goias/Brazil. 2016.

DI BERNARDO, L.; DANTAS, A. D. B. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** 2 ed. v.2. São Carlos: Rima. 2005.

DUARTE, V. M. **Qualidade da água potável consumida na cidade do Salvador - Bahia.** 2010. 190f. Dissertação (Mestrado em Planejamento Ambiental) – Universidade Católica de Salvador, Bahia, 2010. Disponível em: <http://tede.ucsal.br/tde_arquivos/2/TDE-2010-06-07T092755Z-151/Publico/Victor%20Magalhaes%20Duarte.pdf>. Acesso em: 17 jan 2016.

ENRIQUEZ, C.E, HURST CJ, GERBA CP. 1995. **Survival of the enteric adenoviruses 40 and 41 in tap, sea and wastewater.** Water Res. V.29, n.1, p. 2548–2553, 1995. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135495000702>>. Acesso em: 11 mar 2015.

ESTES, M. K.; KAPIKIAN, A. Z. Rotaviruses and their replication. In: KNIPE, D. M.; HOWLEY, P. M.; GRIFFIN, D. E. **Fields Virology.** 5. ed. Philadelphia: Lipincott williams & Wilkins. p. 1917 – 1974. 2007.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. FAO. 2008, Fisheries Technical Paper. Disponível em: <http://www.fao.org/icatalog/search/result.asp?subcat_id=36> Acesso em 22 abr 2016.

FERREIRA. C. S. **Avaliação microbiológica e físico-química do Igarapé Pedrinhas, Macapá-AP.** 2005, Tese (Tese de Conclusão de Curso em Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Amapá, AMAPÁ, 2005.

FITZHUGH, T. W., RICHTER, B. D. **Quenching Urban Thirst: Growing cities and their impacts on freshwater ecosystems.** *Bioscience*. v. 54, n. 8, p. 741 – 754p, 2004. Disponível em: <<https://academic.oup.com/bioscience/article/54/8/741/238233/Quenching-Urban-Thirst-Growing-Cities-and-Their>>. Acesso em: 22 abr 2016.

FONG, TT; LIPP, E. K. **Enteric viruses of humans and animals in aquatic environments: Health risks, detection and potencial water quality assessment tools.** *Microbiology and Molecular Biology Reviews*. v. 69, n. 2, p. 357-371. 2005. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1197419/>>. Acesso em: 15 dez 2016.

FOOD AND DRUG ADMINISTRATION. Enumeration of Escherichia coli and the coliform bacteria. IN: **Bacteriological Analytical Manual**. 2002. p.14. Disponível em: <<http://www.fda.gov/Food/FoodScienceResearch/LaboratoryMethods/ucm064948.htm>>. Acesso em: 2 dez 2015.

FORMIGA-CRUZ, M. et al. **Distribution of human viral contamination in shellfish from different growing areas in Greece, Spain, Sweden and the United Kingdom.** *Appl. Environm. Microbiol.* v. 68, n. 12, p. 5990-5998p, 2002. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12450820>>. Acesso em: 27 jun 2016.

_____. et al. **Nested multiplex PCR assay for detection of human enteric viruses in shellfish and sewage.** *J. Virol. Methods*. v. 125, n. 2, p. 111-118p, 2005. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166093405000182>>. Acesso em: 27 jun 2016.

FROST, F.J.; KUNDE, T. R.; CRAUN, G. F. **Is contaminated groundwater an important cause of viral gastroenteritis in the United States?** *J Environ Health*. v. 65, n. 3, p. 9-14, 2002. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/?term=Is+contaminated+groundwater+a+n+important+cause+of+viral+gastroenteritis+in+the+United+States%3F>>. Acesso em: 27 jun 2016.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. **Programa QUALIGRAF**. CEARÁ. 2015. Disponível em: <http://www3.funceme.br/qualigraf/>. Acesso em: 26 nov 2016.

FUMIAN, T. M., 2011. **Detecção e caracterização molecular de vírus entéricos em águas residuárias na cidade do Rio de Janeiro.** 2011. Tese (Doutorado em Biologia Celular e Molecular) – Instituto Oswaldo Cruz do Rio de Janeiro – FIOCRUZ - R.J, Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <https://www.arca.fiocruz.br/bitstream/icict/6312/1/tulio_fumian_ioc_dout_2011.pdf>. Acesso em: 21 nov 2015.

FUNDAÇÃO GETULIO VARGAS. **Benefícios Econômicos da Expansão do Saneamento Brasileiro**. São Paulo: Instituto Trata Brasil/FGV; 2010. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/novo_site/cms/files/trata_fgv.pdf> Acesso em: 4 abr 2016.

GARRAFA, P. **Avaliação da qualidade virológica do efluente doméstico tratado e disponibilizado para reuso na cidade de São Paulo**. Tese apresentada ao Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo – USP - para a obtenção do título de doutor em ciências. 2009.

_____. et al. **Evaluation of virological, bacteriological and physico-chemical parameters of well-water at the rural area of São José do Rio Preto, SP**. Virus Reviews and Research. v. 8, n. 2, p.100. 2003.

GIRARDI, V. et al. **Mammalian adenoviruses: DNA polimerase gene diversity in surface water from belo stream in Caxias do Sul – RS**. In. XXVII Brazilian Congress of Virology & XI Mercosur Meeting of Virology. 2016. Annals de Environmental Virology. EV 42, v. 20, n. 2, p. 63. Pirinópolis/Goias/Brazil. 2016.

GOFTI-LAROCHE, L. et al. **A new analytical tool to assess health risks associated with the virological quality of drinking water (EMIRA study)**. Water Sci Technol. v.43, n.1-2, p. 39-48p, 2001. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>> Acesso em: 9 fev 2016.

GONÇALVES, C.S. **Qualidade da água de um dreno principal de uma micro bacia fumageira relacionada a diferentes áreas de captação**. Lages. FERTIBIO. 2004. 25p.

GOOGLE EARTH. **Imagem ano 2016**. Disponível em: <<https://www.google.com.br/intl/pt-BR/earth/>>. Acesso em: 23 set 2016.

GREEN, D. H.; LEWIS, G. D. **Comparative detection of enteric viroses in wastewaters, sediments and oysters by reverse transcription – PCR and cell culture**. Water Research. v. 33, n. 5, p. 1195 – 1200. 1999.

GRUNITZKI, R. et al. **Ferramenta Web para Determinação do Índice de Qualidade de Água a Partir da Reestruturação das Equações que Descrevem as Curvas dos Indicadores de Qualidade**. 2013. Disponível em: <<http://inf.ufrgs.br/~rgrunitzki/papers/Grunitzki&2013.pdf>>. Acesso em: 22 jul 2016.

GURJÃO, T. C. M. **Genótipos do vírus da hepatite A (VHA) detectados em diferentes ecossistemas aquáticos e a relação do VHA com os indicadores de qualidade da água, Belém, Pará, Brasil**. 2015. 89 p. Dissertação (Mestrado em Biologia de Agentes Infecciosos e Parasitários). Instituto de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pará. 2015.

GUTIERREZ, M. F. et al. **Virus diversity of acute diarrhea I tropical highlands**. Rev. Latinoam Microbiol. v.48, n.1, p. 17-23, 2006. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 22 jul 2016.

HAFLIGER D.; HUBNER PH.; LUTHY J. **Outbreak of viral gastroenteritis due to sewage-contaminated drinking water**. International Journal Food Microbiol. v. 54, p. 123-126, 1999.

HANZA, I. A. et al. **Detection of human viruses in rivers of a densely-populated area in Germany using a virus adsorption elution method optimized for PCR analyses**. Wat Res. v. 43, n. 10, p. 2657 – 2658. 2009.

HOT, D. et al. **Detection of somatic phages, infectious enteroviruses and enterovirus genomes as indicators of human enteric viral pollution in surface water**. Water Research. v. 37, p. 4703-4710. 2003.

HUNTER, B. T. **Water and Your Health**. Basic Health Publication, Inc., 2003. 58p.

IBGE. Instituto Brasileiro de geografia e estatística. **Banco de Dados Agregados, 2010**. Disponível em:< <http://www.ibge.gov.br>> Acesso em: 22 set 2015.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Qualidade das Águas Superficiais de Minas Gerais em 2013**. Resumo Executivo. Belo Horizonte: IGAM, 2014. Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br/index.php?option=com_content&task=view&id=113&Itemid=173>. Acesso em: 19 mai 2016.

INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). Chuva acumulada mensal para o ano 2015 e 2016 em Macapá. 2016. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/sim/abre_graficos.php>. Acesso em: 18 dez 2016.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Esgotamento sanitário inadequado e impactos na saúde da população**: Um diagnóstico da situação nos 81 municípios brasileiros com mais de 300 mil habitantes, nov. de 2010a, Disponível em: <www.tratabrasil.org.br/saneamento-no-brasil> Acesso em: 25 mai 2016.

_____. **Ranking do saneamento básico do Brasil. 2017**. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-das-100-maiores-cidades-2017>. Acesso em: 30 mai 2017.

INSTITUTO TRATA BRASIL e FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS. **Benefícios Econômicos da Expansão do Saneamento Brasileiro**. São Paulo: Instituto Trata Brasil/FGV; 2010b. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/novo_site/cms/files/trata_fgv.pdf>. Acesso em: 25 mai 2016.

ITURRIZA GOMARA, M. et al. **Structured surveillance of infantile gastroenteritis in East Anglia**. UK: Incidence of ingestion common viral gastroenteric pathogens. *Epidemiol Infect.* v.136, n. 1, p. 1-11, 2007. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 16 jan 2016.

JIANG, S. C. **Human adenoviruses in water: occurrence and health implications: a critical review**. *Environ Sci Technol.* v. 40, n. 23, p. 7132-40, 2006.

JUSTINO, J. F. **Avaliação de coliformes e vírus entéricos na água e no mexilhão (*Mytella guyanensis*) em área de Manguezal da Baía de Vitória (ES)**. 2009. 96 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental do Centro de Tecnologia do Espírito Santo. Vitória. 2009.

KAPIKIAN, A. Z., CHANOCK, R. M. Rotaviruses. In: **Virology, Fields** KNIPE, D. M.; HOWLEY, P. M.; CHANOCK, R. M.; MELNICK, J. L.; MONATH, T. P.; ROIZMAN, B.; STRAUS, S. E. (eds.). Philadelphia, Lippincott-Raven Publishers, 3rd. ed. vol 2, p. 1657 -1708. 2007.

KATAYAMA, H.; SHIMASAKI, A.; OHGAKI, S. **Development of a Virus Concentration Method and Its Application to Detection of Enterovirus and Norwalk Virus from Coastal Seawater**. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 68, n. 3, p. 1033-1039, 2002. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 17 jan 2016.

KITTIGUL, L. et al. **An efficient virus concentration method and RT-nested PCR for detection of rotaviruses in environmental samples**. *Journal of Virological Methods*. v. 124, n. 1-2, p. 117-122, 2005.

LECLERC, H.; SCHWARTZBROD, L.; DEI-CAS, E. **Microbial agents associated with waterborne diseases**. *Crit Rev Microbiol*, v. 28, n. 4, p. 371-409, 2002.

LEE, SH.; KIM, SJ. **Detection of infection enteroviruses and adenoviruses in tap water in urban areas in Korea**. *Water Research*. v. 36, n. 1, p. 248 – 256. 2002.

LESS, D. **Viruses and Bivalve Shellfish**. *International Journal of food Microbiology*, v. 59 n.1-2, p. 81-116, 2000. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 7 fev 2016.

LEWIS, P. F.; SHMIDT, M. A.; LU, X. **A community-based outbreak of severe respiratory illness caused by human adenovirus serotype 14**. *Infect Dis.* v.199, n. 10, p. 1427-1434, 2009. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 17 jan 2016.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2010.

LINDEN, K. G. et al. **Enhanced UV inactivation of adenoviruses under polychromatic UV lamps**. Appl Environ Microbiol. v. 73, n. 23, p. 7571-7574, 2007. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 21 jul 2016.

LINHARES, A. C.; BRESEE, J. S. **Rotavirus vaccines and vaccination in Latin America**. Ver Panam Salud Publica, v. 8, n. 5, p. 305-31, 2000.

LORGELLY, P. K. et al. **Infantile gastroenteritis in the community: a coast-of-illness study**. Epidemiol Infect. v. 136, n. 1, p. 1-10, 2007. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 21 jun 2016.

MARTINS, S. S. et al. **Viral particles removal from urban wastewater by anaerobic process and overland flow system treatment**. Virus Reviews and Research. v. 8, n. 1, p. 99-100, 2003.

MARTINS, S. A. **Pesquisa de vírus entéricos e indicadores bacterianos de poluição fecal na água e no sedimento em área de manguezal da Baía de Vitória (ES)**. 2013. 112 f. Dissertação (Mestrado em Poluição do Ar, Recursos Hídricos, Saneamento Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2013. Disponível em: <<http://repositorio.ufes.br/handle/10/6138>>. Acesso em: 8 dez 2015.

MEDEIROS, A. C. **Obtenção do IQA para avaliação da qualidade da água em rios dos municípios de Abaetetuba e Barcarena (PA)**. 2012. 130f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Pará, Instituto de Tecnologia, Belém, 2012. Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. Disponível em: <http://repositorio.ufpa.br/jspui/handle/2011/3545>. Acesso em: 23 mai 2016.

MEHNERT, D. U. et al. **Occurrence of human enteric viruses in sewage and surface waters in the city of São Paulo**. Virus Reviews and Research v. 4, p. 27, 1999.

MEHNERT, D. U.; STEWIEN, K. E. **Detection and distribution of rotavirus in raw sewage and creeks in São Paulo, Brazil**. Appl Environ Microbiol. v. 59, n. 1, p. 140 – 143. 1993.

MENDONÇA, N. M. et al. **Relatório de atividades referente à bolsa de desenvolvimento científico regional (DCR-PROC. N.350427/2004-6): Caracterização limnológica e físico-química das águas superficiais na área insular do município de Belém PA**. INSTITUTO EVANDRO CHAGAS (IEC) [Acervo], 2004. 38 p.

MEYEROWITZ, S. **Water the Ultimate Cure**. TN: Book Publishing Company, Summertown, 2001.

MIAGOSTOVICH, M. P. et al. **Molecular detection and characterization of gastroenteritis viruses occurring naturally in the stream waters of Manaus, Central Amazônia, Brazil.** Applied and Environmental Microbiology. v. 74, n.2, p. 375-382, 2008. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 17 set 2015.

MISODOR, 2008. **Doenças Diarreicas: Assistência e Controle.** Disponível em: <<http://www.misodor.com/DIARREIA.html>>. Acesso em: 13 Jun de 2016.

MORESCO, V. et al. **Microbiological and physicochemical analysis of the coastal waters of southern Brazil.** Marine Pollution Bulletin. v. 60, n. 1, p. 40–48, 2012. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 17 jan 2016.

MOTA, S. **Introdução à Engenharia Sanitária.** Rio de Janeiro. ABES. 5 ed. 2012. 524p.

O'RYAN, M.; PRADO, V.; PICKERINO, L. K. **A millennium update on pediatric diarrheal illness in the developing world.** Semin Pediatr Infect Dis. v.16, n.2, p. 125-136, 2005. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 17 jan 2016.

OMS/UNICEF (WHO/UNICEF) Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation. **Progress on Sanitation and Drinking-water: 2010 Update.** Switzerland; 2010. Acesso em 4 Maio 2013. Disponível em: http://whqlibdoc.who.int/publications/2010/9789241563956_eng_full_text.pdf. Acesso em: 12 set 2015.

OLIVEIRA, J. et al. **Microbial contamination and purification of bivalve shellfish: Crucial aspects in monitoring and future perspectives - A mini-review.** Food Control. v. 22, n. 6, p. 805-816, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956713510004135>>. Acesso em: 13 fev 2016.

OLIVEIRA, F. C. et al. Assesmentof the presence of human adenovirus, serotypes 40 and 41 on surface waterfromrio can watershek in Rio Grande do Sul State, Brazil. In. XXVII Brazilian Congress of Virology & XI Mercosur Meeting of Virology. 2016. Annals de Environmental Virology. EV 103, v. 20, n. 2, p. 69. Pirinópolis/Goias/Brazil. 2016.

ORTEGA, C. et al. **Correlations between microbial indicators, pathogens, and environmental factors in a subtropical Estuary.** Marine Pollution Bulletin. v. 58, n.9, p. 1374-1381, 2009. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0956713510004135>>. Acesso em: 13 fev 2016.

PAULI, V. **Ocorrência e distribuição de genótipos G e P de rotavírus em efluente doméstico e córrego da cidade de São Paulo.** 2003. 121p.

Dissertação (Mestrado em Microbiologia). Instituto de Ciências Biomédica da Universidade de São Paulo. 2003.

LIMA, A. P. **Qualidade Microbiológica das águas minerais comercializadas no Distrito Federal-Brasil**. 2007, 50f. Monografia (Especialização em Tecnologia de alimentos) - Universidade de Brasília, Brasília, 2007. Disponível em: <http://bdm.unb.br/bitstream/10483/164/1/2007_AdrianaPereiraLima.pdf>. Acesso em: 13 fev 2016.

PINA, S. et al. **Viral Pollution in the environment and in Shellfish: Human Adenovirus detection by PCR as an Index of Human viruses**. Applied and Environmental Microbiology. 1998. v. 64, n. 9. 3376-3382p. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 17 jan 2016.

POPE, M.L; et al. **Assessment of the Effects of Holding Time and Temperature on Escherichia coli Densities in Surface Water Samples**. Appl Environ Microbiol. October. v. 69, n. 10, p. 6201–6207, 2003. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 17 jan 2016.

PUIG, M. et al. **Detection of adenoviruses and enteroviruses in polluted waters by nested PCR amplification**. Applied and environmental Microbiology. 1994. v. 60, n. 8, p. 2963-2970, 1994. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 17 jan 2016.

QUEIROZ, A. P. et al. **Electropositive filter membrana as an alternative for the elimination of PCR inhibitors from sewage and water samples**. Appl Environ Microbiol. v. 67, n. 10, p. 4614 – 4618. 2001.

REITHER, K.; et al. **Acute child hook diarrhea in northern Ghana: Epidemiological, clinical and microbiological characteristics**. BMC. p. 104-107, 2007.

RIBEIRO, K. T. S. **Água e saúde humana em Belém**. CEJUP. 2004 (Coleção Megan/2). 280 p.

RIBEIRO, D. A. **Escherichia coli isoladas de água de consumo; caracterização fenotípica e genotípica das propriedades de virulência**. 2006. Dissertação (Mestrado em Genética e Biologia Molecular) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2006. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000394611>>. Acesso em: 10 jun 2015.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. **Tratamento de Água**. Ed. Edgard Blucher Ltda. 5º reimpressão em 2003. São Paulo. 332 p.

RIGOTTO, C. et al. **Proposal for the use of adenoviruses as bioindicators for human viral contamination in cultivated oysters**. Virus Reviews and Research. 2003. v. 8, 101p.

ROCHA, C. H. B. et al. **XII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL: Comparação dos IQAs CETESB e IGAM Adaptado em Bacia de Manancial de**

Abastecimento de Juiz de Fora/MG. 2009. Disponível em: <<http://www.seb-ecologia.org.br/xiiceb/xiiceb/pdf/363.pdf>>. Acesso em: 22 jul 2016.

SANTOS, N. S. O.; SOARES, C. C. Virologia Clínica: viroses entéricas. In: SANTOS, N. S. O.; ROMANOS, M. T. V. et al. **Virologia Humana**. Ed. Guanabara Koogan. 3ª ed. 2015. 209-215p.

SANTOS, K. M. **Deteção e caracterização genotípica de adenovírus humanos presentes em amostras de água de esgoto e córrego da cidade de São Paulo, utilizando PCR – RFLP**. 2002. 118 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia). Instituto de Ciências Biomédicas da Universidade de São Paulo. 2002.

SASSAROLI, A. et al. **Detection of Hepatitis A in wastewater samples in São Paulo city, Brazil**. *Virus Rev Res*. v. 5, p. 100. 2000.

SCARPATI, K.F. **Avaliação quantitativa de vírus entéricos em mexilhão (*Mytella guyanensis* e *Mytella charruana*) e ostra (*Crassostrea rhizophorae*) em área de manguezal da Baía de Vitória (es) com a utilização da PCR em tempo real**. 2012. 143f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo. Programa em Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Vitória, 2012.

SILVA, A. M. M. Et al. **A capacidade de autopurificação de um curso de água: um estudo de caso no Rio Pardo (Botucatu, SP)**. *Acta Limnologica Brasiliensia*. v. 10, n. 2, p. 83 – 99, 1998. Disponível em: <[http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents1002E_files/resumo%207_10\(2\).pdf](http://www.ablimno.org.br/acta/pdf/acta_limnologica_contents1002E_files/resumo%207_10(2).pdf)>. Acesso em: 27 ago 2016.

SILVA, H. D. **Deteção molecular e monitoramento sazonal de adenovírus em águas fluviais no município de Goiana, Goiás-Brasil**: correção com parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e metanálise avaliativa de metodologias. In: Congresso de Pesquisa, Ensino e Extesão: Ciência e Desenvolvimento Regional, 4. 2009, Goais. Anais...Goiás: UFG, - p. 8076 - 8080. Disponível em: <<http://projetos.extras.ufg.br/conpeex/2009/artigos/pesquisas/pesquisas.pdf>>. Acesso em: 13 nov 2015.

SILVA, L.J. et al. **Biosorption of cadmium (II) and lead (II) from aqueous solution using exopolysaccharide and biomass produced by *Colletotrichum* sp.** *Desalination and Water Treatment*, v. 52, n. 40-42, p. 7878-7886. 2014. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/76609>> Acesso em: 06 fev 2017.

SILVA, L. J. et al. **Qualidade da água de abastecimento público do município de Jaboticabal, SP**. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 21, n. 3, p. 615-622. 2016. Disponível em: <www.scielo.br/pdf/esa/v21n3/1809-4457-esa-21-03-00615.pdf>. Acesso em: 06 fev 2017.

SINGH, S.J.; DEVI, H.P. **A study of water-borne morbidities of Thanga village, Manipur.** *Journal of Human Ecology*, v. 19, n. 2, p. 103-105. 2006. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/285400556>>. Acesso em: 06 fev 2017.

SNIS - **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento** [homepage na internet]. Brasília (DF): Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental; 2014. Disponível em: <http://www.snis.gov.br>. Acesso em: 23 mar 2016.

SOUSA, K. F. S. **Utilização da PCR em tem real para avaliação quantitativa de vírus entéricos e Mixilhão (*Mytella guyanensis* e *Mytella charruana*) e Ostra (*Crassostrea rhizophorae*) em área de Manguezal da Baía de Vitória (ES).** 2012, 144f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo. Programa em Pós-graduação em Engenharia Ambiental. Vitória, 2012.

SPADA, P. K. P. **Detecção de adenovírus humanos em amostras de água superficial e esgoto não tratado oriundas de diversos ecossistemas aquáticos da cidade de Belém-PA.** 2012. 93 p. Dissertação (Mestrado em Patologia das Doenças Tropicais). Programa de Pós-Graduação em Doenças Tropicais. Belém, 2012. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufpa.br/jspui/handle/2011/6813>>. Acesso em: 17 nov 2015.

SPERLING, V. M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** 3ª Ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG. Belo Horizonte, 2005.

STAGGEMEIER, R. et al. **Adenovirus removal and shedding in drinking water from conventional treatment plants.** In. XXVII Brazilian Congress of Virology & XI Mercosur Meeting of Virology. 2016. *Annals de Environmental Virology*. EV 114, v. 20, n. 2, p. 71. Pirinópolis/Goias/Brazil. 2016.

SUBEKTI, D. et al. **Incidence of Norwalk-like viruses, rotavirus and adenovirus infection in patients with acute gastroenteritis in Jakarta, Indonesia.** *FEMS Immunology and Medical Microbiology*. v. 33, n. 1, p. 27-33, 2002. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 17 jan 2016.

TAVARES, L.M.; CARDOSO, D.D.P., BRITO, W.M. **Vírus Entéricos veiculados por água:** Aspectos microbiológicos e de controle da qualidade da água. Resumo...*Revista Patologia Tropical*, UFG. v. 34, n.2, p. 85-104, 2005. Disponível em: <<https://revistas.ufg.br/iptsp/article/download/1914/1839>>. Acesso em: 13 fev 2016.

TAKIYAMA, L. R. et al. **Qualidade das águas das ressacas das bacias do igarapé da Fortaleza e do rio Curiaú,** In: TAKIYAMA, L. R.; SILVA, A. Q. (Org.).

Diagnósticos das ressacas do Estado do Amapá: Bacias do igarapé da Fortaleza e do rio Curiaú, Macapá-AP, CPAQ/IEPA e DGEO/SEMA, p. 81-104. 2003.

THERMO SCIENTIFIC. RevertAid First Strand Strand Cdna Synthesis Kit. Pub. n. MAN00. 2013. Disponível em: www.thermoscientific.com/onebio. Acesso em: 16 dez 2015.

THERON, J.; CLOETE, T. E. Emerging waterborne infections: Contributing factors, agents and detection tools. Critical Reviews in Microbiology. v. 28, n. 1, 2002.

THORNTON, J. Pandora's Poison Chlorine, Health and a New Environmental Strategy. London, England: Met Press, 2000.

TOLEDO, L.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. Sci Agric. Piracicaba, Braz. v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002.

TREE, J. A.; ADAMS, M. R.; LEES, D.N. Chlorination of indicator bacteria and viruses in primary sewage effluent. Appl Environ Microbiol, v. 69, n. 4, p. 2038-2043. 2003. Disponível em: <http://aem.asm.org/content/69/4/2038.full>. Acesso em: 23 set 2016.

TRIOLA, M. F. Introdução a estatística. Atualização de tecnologia. 11ª ed. Rio de Janeiro: LTC. 2013.

TOSTE, J. A. Mapa do perímetro urbano de Macapá/AP. 2013. Disponível em: <http://josealbertoste.blogspot.com.br/2013/02/perimetro-dos-bairros-da-cidade-de.html>). Acesso em: 12 jan 2015.

UNICEF - Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation. Progress on Sanitation and Drinking-water: 2010 Update. Switzerland; 2010. Disponível em: http://whqlibdoc.who.int/publications/2010/9789241563956_eng_full_text.pdf. Acesso em: 13 set 2016.

USEPA. Ambient water quality for bacteria – 1986. USEPA. Report EPA 440/5-84-002. United States Environmental Protection Agency. Washington, DC. 1986.

VAN HEERDEN, J. et al. Prevalence, quantification and typing of adenoviruses detected in river and treated drinking water in South Africa. J. Appl. Microbiol. v. 99, n. 2, p. 234-42, 2005. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>. Acesso em: 17 jan 2016.

VIANA, D. B.; BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D. Levantamento e caracterização de dados de turbidez de água bruta e tratada de 44 ETAS no Brasil com tratamento em ciclo completo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE

ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. Goiânia/GO, 2013. **Anais...Goias**, ABES, 2013.

VIANNA, M. R. Hidráulica aplicada às estações de tratamento de água. Belo Horizonte: Instituto de Engenharia Aplicada, 1992. p. 344.

VIEIRA, C. B. **Detecção, quantificação e caracterização molecular de vírus gastroentéricos na lagoa Rodrigo de Freitas, 2007 – 2008**. 2010. 120 p. Dissertação (Mestrado em Ciências). Instituto Oswaldo Cruz do Rio de Janeiro. 2010.

VIERSTRAETE, A. **Principle of the PCR**. 1999. Disponível em: <<http://users.ugent.be/~avierstr/principles/pcr.html>>. Acesso em: 18 nov 2016.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade Das Águas e ao Tratamento De Esgotos. 4a ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.

WOLD, W. S. M.; ISON, M. G. Adenoviruses. In: **Fields Virology**. ed 6: Cap 56: 1732-1762. 2013.

WILHELMI, I., ROMAN, E., SANCHEZ-FAUQUIER, A. **Viruses causing gastroenteritis**. Clin. Microbiol. Infect., v. 9, n. 4, p. 247-62, 2003. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/>>. Acesso em: 17 jan 2016.

ZULPO, D. L. et al. **Avaliação microbiológica da água consumida nos bebedouros da Universidade Estadual do Centro-Oeste, Guarapuava, Paraná, Brasil**. Semina: Ciências Agrárias, Londrina, v. 27, n. 1, p. 107-110, 2005. Disponível em: <www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/download/2405/2058>. Acesso em: 15 out 2015.

APÊNDICES

Apêndice A:

Tabelas 01. Resultados das análises físico-química, bacteriológica e virológica da água de distribuição pública da cidade de Macapá-AP no período de dezembro/2016 a setembro de 2017 (média± desvio padrão).

Amostra I Dez/15	REDE DE DISTRIBUIÇÃO E SAÍDA DA ETAM I E II												Referências (Portaria 2914/2011- MS)	RIO DE CAPTAÇÃO DA CAESA		
	Cg	Fd	Cb	BN	SR-Inf.	SR-JMZ	SR-PS	RS-T 1	SR-T 2	SR-Bz	SR-Ct	* Cp(SAA)		* S ETE	* STRE	
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	1.43±0.03	2.0±0.04	1.84±0.03	1.46±0.02	1.84±0.02	1.32±0.04	1.46±0.04	1.83±0.02	1.84±0.05	1.75±0.02	1.54±0.01		7.32±0.04	3.21±0.03	6.75±0.04	
DBO													ND	82±2.21	14±1.58	
Turbidez (UNT)	3.84±0.03	1.0±0.05	1.09±0.03	1.01±0.05	7.26±0.03	4.74±0.03	8.57±0.05	6.07±0.03	3.90±0.03	4.36±0.05	8.38±0.03	< 5 UT	38.4±0.05	44.30±0.03	44.6±0.03	
pH	6.76±0.22	4.70±0.29	4.63±0.20	4.66±0.28	6.17±0.25	6.48±0.32	5.62±0.23	5.95±0.12	5.91±0.32	6.75±0.14	6.53±0.22	6.0 – 9.5	7.62±0.43	7.77±0.33	7.69±0.12	
Cor Aparente mgPt L ⁻¹	27±0.03	3±0.03	3±0.03	ND	61±0.03	33±0.03	80±0.03	71±0.03	47±0.03	61±0.03	750.03	15 uH	**415±0.03	**456±0.03	**464±0.03	
Cl ²⁺ (mg/L)	0.50±0.01	1.07±0.01	2.0±0.01	ND	1.0±0.01	0.20±0.01	0.80±0.01	0.83±0.01	1.23±0.01	1.20±0.01	1.0±0.01	5 mg.L ⁻¹	ND	ND	ND	
Nitrato (mg/L)	0.1±0.01	0.09±0.02	0.3±0.03	0.5±0.03	0.5±0.03	0.02±0.02	0.02±0.03	0.02±0.02	0.5±0.02	0.02±0.03	0.02±0.02	10 mg.L ⁻¹	0.5±0.02	0.6±0.02	0.6±0.02	
Fosfato Total(mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND		0.36±0.02	2.25±0.02	0.13±0.02	
Coliformes totais (NMP/100mL)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	Ausência/ 100mL	350±1.32	3750±1.43	2130±1.43	
<i>Escherichia coli</i>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	Ausência/ 100mL	250±1.54	1750±0.93	1000±1.00	
Temp. (°C)													30.2±0.56	32.2±0.19	31.6±0.35	
ST (mg/L)													220±4.83	533±2.31	340±3.22	
AdV	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	
RV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	

Cg - Congós; Fd - Fazendinha; Cb - Cabralzinho; BN - Brasil novo; SR-Inf. - SR-Infraero (Contemplam: Jardim Felicidade I e Infraero I); SR-JMZ - SR Jardim Marco Zero (Completem: Universidade e Jardim Marco Zero); SR-PS - SR do Perpétuo Socorro (Contemplam: Perpétuo Socorro e Julião Ramos); SR-T1 - SR Trem (contemplam: Trem, Santa Inês, Beiril, Araxá e aos Reservatórios zona norte e sul) – Saída da ETAM I; SR-T2 - SR Trem (contemplam: Trem, Santa Inês, Beiril, Araxá e aos Reservatórios zona norte e sul) – Saída da ETAM II; SR-Bz - SR Buritizal (Contemplam: Novo Buritizal, Buritizal, Alvorada e Santa Rita); SR-Ct - SR Centro (Contemplam: Laguinho, Pacoval, Jesus Nazaré e Centro); Cp (SAA) - Captação (SAA), Água Bruta ETAM; S ETE - Saída da ETE; STRE - Saída do Tributário Receptor de Efluente; ND – Não Detectado *RESOLUÇÃO CONAMA 357/2005; ** Cor verdadeira (limite em águas classe 2 - 75mgPt L⁻¹)

Tabela 02. Resultados das análises físico-química, bacteriológica e virológica da água de distribuição pública da cidade de Macapá-AP no mês de fevereiro/2016 (média± desvio padrão).

Amostra II Fev/16	REDE DE DISTRIBUIÇÃO E SAÍDA DA ETAM I E II											Referências (Portaria 2914/2011- MS)	RIO DE CAPTAÇÃO DA CAESA		
	Cg	Fd	Cb	BN	SR-Inf.	SR-JMZ	SR-PS	RS-T 1	SR-T 2	SR-Bz	SR-Ct		* Cp(SAA)	* S ETE	* STRE
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	1.8±0.04	2.2±0.02	1.8±0.03	1.95±0.02	1.9±0.02	1.76±0.04	1.0±0.04	1.21±0.02	1.02±0.05	1.01±0.02	1.9±0.02		5.72±0.03	1.13±0.04	5.72±0.02
DBO													2±0.93	96±1.83	23±1.32
Turbidez (UNT)	3.50±0.02	1.24±0.02	0.92±0.04	0.89±0.02	15.4±0.02	4.8±0.04	2.63±0.02	9.84±0.02	15.0±0.04	13.6±0.02	19.7±0.02	< 5 UT	78.4±0.04	47.6±0.02	93.9±0.03
pH	6.68±0.22	4.46±0.26	4.67±0.29	4.13±0.22	6.4±0.21	6.81±0.29	6.48±0.22	5.6±0.28	5.63±0.26	6.5±0.25	5.98±0.22	6.0 – 9.5	7.13±0.21	6.97±0.22	7.09±0.23
Cor Aparente mgPt L ⁻¹	20.0±0.03	4.0±0.03	2.0±0.03	12.0±0.02	180.±0.03	14.0±0.03	44.0±0.03	63.0±0.02	93.0±0.03	123.0±0.03	247±0.03	15 uH	**856.0±0.0 ₂	**529.0±0.0 ₃	**1061±0.03
Cl ²⁺ (mg/L)	0.40±0.01	0.80±0.01	2.0±0.01	ND	0.60±0.02	0.80±0.02	0.80±0.01	1.60±0.01	1.0±0.02	0.60±0.01	0.60±0.02	5 mg.L ⁻¹	ND	ND	ND
Nitrato (mg/L)	0.02±0.03	0.03±0.03	0.21±0.02	0.06±0.05	0.06±0.05	0.11±0.04	0.11±0.04	0.01±0.03	0.01±0.03	0.05±0.03	0.03±0.02	10 mg.L ⁻¹	0.1±0.03	0.86±0.03	0.3±0.03
Fosfato Total(mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND		0.40±0.03	3.07±0.03	0.40±0.03
Coliformes totais (NMP/100mL)	ND	ND	ND	88.0±1.83	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	Ausência/ 100mL	655±2.44	1865±4.83	1267±4.72
<i>Escherichia coli</i>	ND	ND	ND	17.0±2.82	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	Ausência/ 100mL	177±4.34	765±2.74	292±4.64
Temp. (°C)													28±1.02	29.4±0.87	28.2±0.43
ST (mg/L)													274.3±3.84	384.4±4.89	470.2±3.99
AdV	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-		+	+	+
RV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		+	-	-

Tabela 03. Resultados das análises físico-química, bacteriológica e virológica da água de distribuição pública da cidade de Macapá-AP no mês de março/2016 (média± desvio padrão).

Amostra III Mar/16	REDE DE DISTRIBUIÇÃO E SAÍDA DA ETAM I E II											Referências (Portaria 2914/2011- MS)	RIO DE CAPTAÇÃO DA CAESA		
	Cg	Fd	Cb	BN	SR-Inf.	SR-JMZ	SR-PS	RS-T 1	SR-T 2	SR-Bz	SR-Ct		* Cp(SAA)	* S ETE	* STRE
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	0.83±0.04	0.72±0.02	0.72±0.04	0.62±0.02	0.52±0.03	1.22±0.04	1.52±0.04	2.73±0.02	0.66±0.05	1.01±0.02	1.90±0.02		6.48±0.03	2.20±0.03	6.20±0.03
DBO													2±0.98	65±1.76	6±0.56
Turbidez (UNT)	9.26±0.03	0.61±0.02	1.54±0.03	4.68±0.02	2.20±0.03	3.07±0.03	3.75±0.02	3.85±0.03	6.09±0.02	2.23±0.03	6.55±0.02	< 5 UT	111.0±0.03	45.30±0.03	118.0±0.03
pH	6.97±0.23	4.31±0.11	4.45±0.32	4.0±0.32	5.32±0.21	5.67±0.15	6.50±0.23	5.06±0.09	5.35±0.08	6.00±0.12	5.73±0.10	6.0 – 9.5	7.00±0.10	6.80±0.12	6.95±0.20
Cor Aparente mgPt L ⁻¹	75.0±0.02	ND	6.0±0.02	5.0±0.02	18.0±0.02	ND	68.0±0.02	2.0±0.02	31.0±0.02	24.0±0.02	34.0±0.02	15 uH	**464±0.02	**3150±0.02	**456±0.02
Cl ²⁺ (mg/L)	0.50±0.01	1.07±0.01	2.0±0.01	ND	1.0±0.01	0.20±0.01	0.80±0.01	0.83±0.01	1.23±0.01	1.20±0.01	1.0±0.01	5 mg.L ⁻¹	ND	ND	ND
Nitrato (mg/L)	0.07±0.03	0.03±0.03	0.51±0.02	0.07±0.05	0.08±0.05	0.18±0.04	0.18±0.04	0.08±0.03	0.09±0.03	0.04±0.03	0.09±0.02	10 mg.L ⁻¹	ND	ND	ND
Fosfato Total(mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND		0.40±0.02	0.82±0.02	0.25±0.02
Coliformes totais (NMP/100mL)	ND	ND	ND	18±1.33	ND	ND	ND	ND	26±0.87	ND	ND	Ausência/ 100mL	258±0.54	2880±0.23	2360±0.64
<i>Escherichia coli</i>	ND	ND	ND	4±0.54	ND	Ausência/ 100mL	112±0.87	2160±0.77	1940±0.34						
Temp. (°C)													31.4±0.98	31.2±0.65	31.2±0.23
ST (mg/L)													98±3.00	256±4.22	245±3.09
AdV	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+
RV	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-

Tabela 04. Resultados das análises físico-química, bacteriológica e virológica da água de distribuição pública da cidade de Macapá-AP no mês de abril/2016 (média± desvio padrão).

Amostra IV Abr/16	REDE DE DISTRIBUIÇÃO E SAÍDA DA ETAM I E II											Referências (Portaria 2914/2011-MS)	RIO DE CAPTAÇÃO DA CAESA		
	Cg	Fd	Cb	BN	SR-Inf.	SR-JMZ	SR-PS	RS-T 1	SR-T 2	SR-Bz	SR-Ct		* Cp(SAA)	* S ETE	* STRE
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	1.33±0.04	1.64±0.04	1.63±0.03	2.07±0.03	1.92±0.03	2.02±0.03	1.96±0.03	1.93±0.03	2.0±0.03	2.63±0.01	2.73±0.03		6.06±0.04	3.21±0.04	5.75±0.05
DBO													6.0±0.43	82±0.33	14±0.25
Turbidez (UNT)	9.26±0.03	0.61±0.03	1.54±0.04	4.68±0.03	4.40±0.04	3.19±0.04	4.58±0.04	2.92±0.03	15.0±0.04	1.82±0.03	18.5±0.04	< 5 UT	75.7±0.03	44.30±0.03	44.6±0.03
pH	6.97±0.04	4.31±0.03	4.45±0.03	4.0±0.03	5.62±0.04	5.51±0.03	4.90±0.03	5.4±0.03	5.49±0.04	5.58±0.03	4.99±0.04	6.0 – 9.5	6.75±0.04	7.77±0.04	7.69±0.04
Cor Aparente mgPt L ⁻¹	75±0.03	ND	6.0±0.03	5.0±0.03	13.7±0.03	26.0±0.01	62.0±0.01	44.0±0.03	194±0.01	16.0±0.03	237.±0.01	15 uH	**464±0.01	**456±0.01	**464±0.01
Cl ²⁺ (mg/L)	1.40±0.02	1.00±0.02	1.60±0.02	ND	0.50±0.02	0.80±0.02	1.00±0.02	0.75±0.02	0.84±0.02	1.20±0.02	0.80±0.02	5 mg.L ⁻¹	ND	ND	ND
Nitrato (mg/L)	0.01±0.01	0.01±0.01	0.09±0.02	0.03±0.02	0.06±0.02	0.09±0.02	0.09±0.02	0.07±0.02	0.08±0.03	0.05±0.03	0.04±0.02	10 mg.L ⁻¹	ND	0.6±0.02	0.6±0.02
Fosfato (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND		0.42±0.02	2.25±0.02	0.13±0.02
Coliformes totais (NMP/100mL)	ND	ND	ND	38±1.03	6.0±2.83	3.0±0.98	8.0±0.76	1.0±0.34	3.0±0.32	ND	18±1.76	Ausência/100mL	440±1.00	1846±3.87	1375±4.44
<i>Escherichia coli</i>	ND	ND	ND	4.0±2.02	ND	Ausência/100mL	214±4.73	1298±5.66	975±3.66						
Temp. (°C)													31.0±0.65	32.2±0.26	31.6±0.71
ST (mg/L)													195.7±2.65	376.8±3.65	375.8±2.74
AdV	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-		+	+	+
RV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		+	+	+

Tabela 06. Resultados das análises físico-química, bacteriológica e virológica da água de distribuição pública da cidade de Macapá-AP no mês de junho/2016 (média± desvio padrão).

Amostra VI Jun/16	REDE DE DISTRIBUIÇÃO E SAÍDA DA ETAM I E II											Referências (Portaria 2914/2011- MS)	RIO DE CAPTAÇÃO DA CAESA		
	Cg	Fd	Cb	BN	SR-Inf.	SR-JMZ	SR-PS	RS-T 1	SR-T 2	SR-Bz	SR-Ct		* Cp(SAA)	* S ETE	* STRE
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	0.64±0.09	0.64±0.02	0.77±0.09	0.98±0.02	0.73±0.07	0.64±0.04	0.73±0.04	0.87±0.06	0.98±0.05	0.78±0.06	1.0±0.08		5.96±0.04	2.63±0.04	4.31±0.04
DBO													ND	34±0.09	2.0±.512
Turbidez (UNT)	8.30±0.07	0.34±0.07	0.98±0.04	1.87±0.07	3.80±0.07	3.87±0.04	4.67±0.04	4.65±0.07	5.54±0.04	2.32±0.04	5.89±0.07	< 5 UT	36.4±0.07	47.80±0.04	53.7±0.04
pH	6.34±0.04	4.23±0.04	4.56±0.04	4.62±0.09	5.12±0.04	5.16±0.04	6.10±0.09	5.59±0.04	5.98±0.04	5.34±0.09	5.76±0.04	6.0 – 9.5	6.65±0.04	6.43±0.09	6.69±0.09
Cor Aparente mgPt L ⁻¹	83±0.02	ND	4±0.02	7±0.02	16±0.02	34±0.02	54±0.03	3±0.03	43±0.03	18±0.03	28±0.03	15 uH	**436±0.03	**553±0.03	**551±0.03
Cl ²⁺ (mg/L)	1.80±0.02	1.50±0.03	2.0±0.02	1.2±0.03	1.98±0.03	1.88±0.03	2.10±0.02	2.23±0.02	1.88±0.02	1.79±0.02	2.14±0.03	5 mg.L ⁻¹	ND	ND	ND
Nitrato (mg/L)	0.05±0.03	0.05±0.03	0.05±0.02	0.06±0.05	0.05±0.05	0.07±0.04	0.08±0.04	0.047±0.03	0.04±0.03	0.07±0.03	0.07±0.02	10 mg.L ⁻¹	ND	0.4±0.02	0.2±0.02
Fosfato (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND		1.16±0.02	9.70±0.02	0.62±0.02
Coliformes totais (NMP/100mL)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	Ausência/ 100mL	186±1.00	4675±1.00	3387±1.00
<i>Escherichia coli</i>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	Ausência/ 100mL	35±1.00	1865±1.00	938±1.00
Temp. (°C)													29.5±0.76	29.2±0.09	28.3±0.05
ST (mg/L)													324±1.64	345±2.84	493±2.77
AdV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-	-	-
RV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-	-	-

Tabela 07. Resultados das análises físico-química, bacteriológica e virológica da água de distribuição pública da cidade de Macapá-AP no mês julho/2016 (média± desvio padrão).

Amostra VII Jul/16	REDE DE DISTRIBUIÇÃO E SAÍDA DA ETAM I E II											Referências (Portaria 2914/2011- MS)	RIO DE CAPTAÇÃO DA CAESA		
	Cg	Fd	Cb	BN	SR-Inf.	SR-JMZ	SR-PS	RS-T 1	SR-T 2	SR-Bz	SR-Ct		* Cp(SAA)	* S ETE	* STRE
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	2.6±0.03	3.6±0.02	2.4±0.03	2.7±0.02	2.7±0.02	2.9±0.04	2.4±0.04	2.1±0.02	2.0±0.05	2.0±0.02	2.0±0.03		5.88±0.05	3.03±0.05	4.31±0.05
DBO													14±0.05	66±0.05	16±0.05
Turbidez (UNT)	10.7±0.02	0.54±0.02	0.10±0.02	0.10±0.02	3.38±0.02	4.96±0.02	1.97±0.02	3.39±0.02	4.70±0.02	3.84±0.02	2.07±0.02	< 5 UT	38.4±0.02	49.20±0.02	55.30±0.02
pH	7.03±0.03	4.55±0.02	4.42±0.02	4.4±0.02	5.43±0.03	5.38±0.02	6.62±0.02	4.83±0.03	5.06±0.02	5.47±0.02	5.76±0.02	6.0 – 9.5	6.58±0.02	6.47±0.02	6.71±0.02
Cor Aparente mgPt L ⁻¹	91±0.02	3±0.02	14±0.02	9.0±0.02	49±0.02	34±0.02	38±0.02	47±0.02	88±0.02	52±0.02	45±0.02	15 uH	**444±0.02	**573±0.02	**576±0.02
Cl ²⁺ (mg/L)	1.60±0.03	0.80±0.01	1.0±0.03	0.30±0.01	1.20±0.03	0.20±0.01	1.40±0.01	2.13±0.03	2.07±0.01	0.60±0.03	1.20±0.01	5 mg.L ⁻¹	ND	ND	ND
Nitrato (mg/L)	0.09±0.01	0.09±0.03	0.01±0.02	0.0±0.01	0.0±0.01	0.24±0.04	0.26±0.01	0.03±0.03	0.08±0.01	0.08±0.03	0.07±0.02	10 mg.L ⁻¹	0.0±0.09	0.4±0.02	0.2±0.02
Fosfato (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND		1.21±0.02	9.70±0.03	0.62±0.02
Coliformes totais (NMP/100mL)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	Ausência/ 100mL	1287±1.99	9964±2.00	6864±0.9
<i>Escherichia coli</i>	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	Ausência/ 100mL	390±2.00	1964±3.00	1875±2.82
Temp. (°C)													29.2±0.02	29.7±0.08	28.7±0.12
ST (mg/L)													399±1.94	344±2.44	393±2.37
AdV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-	-	-
RV	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-		-	-	-

Apêndice B:

Figuras mostrando as fotos dos equipamentos e dos trabalhos realizados no laboratório de biologia molecular.



Figura 1. Aparelho para corrida eletroforética do genoma amplificado no PCR.

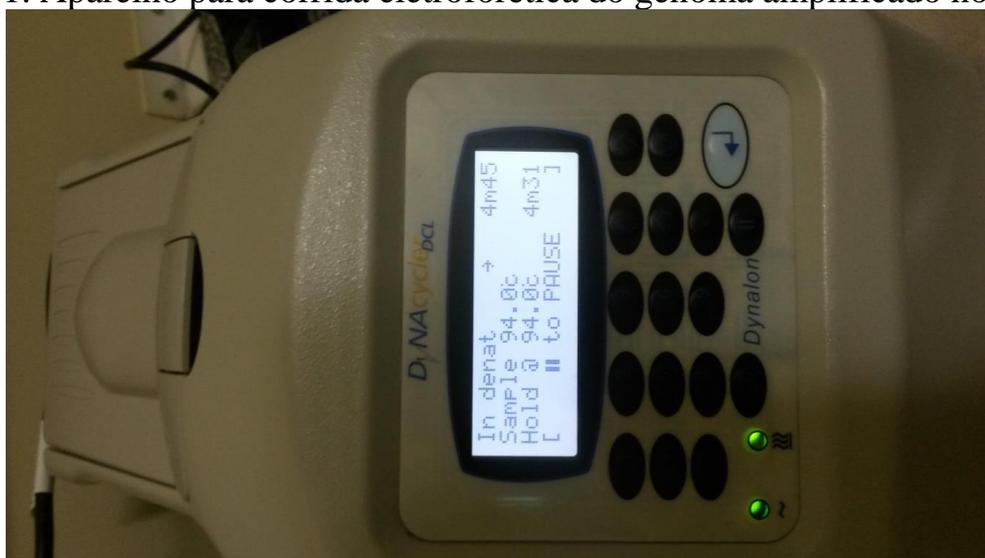


Figura 2. Termociclador para a amplificação gênica das partículas vírais.

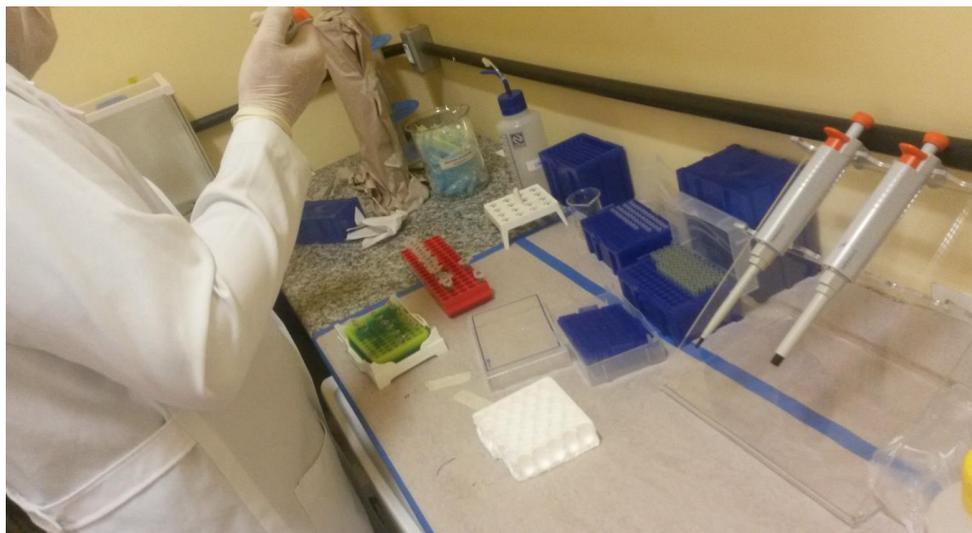


Figura 3. Preparação dos mixes para o PCR.



Figura 4. Preparação dos mixes para o PCR.



Figura 5. Microtúbulos para etapa de extração do DNA/RNA.



Figura 6. Microtúbulos para etapa de extração do DNA/RNA.



Figura 7. Microtúbulos e reagentes para etapa de extração do DNA/RNA.



Figura 8. Reagentes para etapa de extração do DNA/RNA.

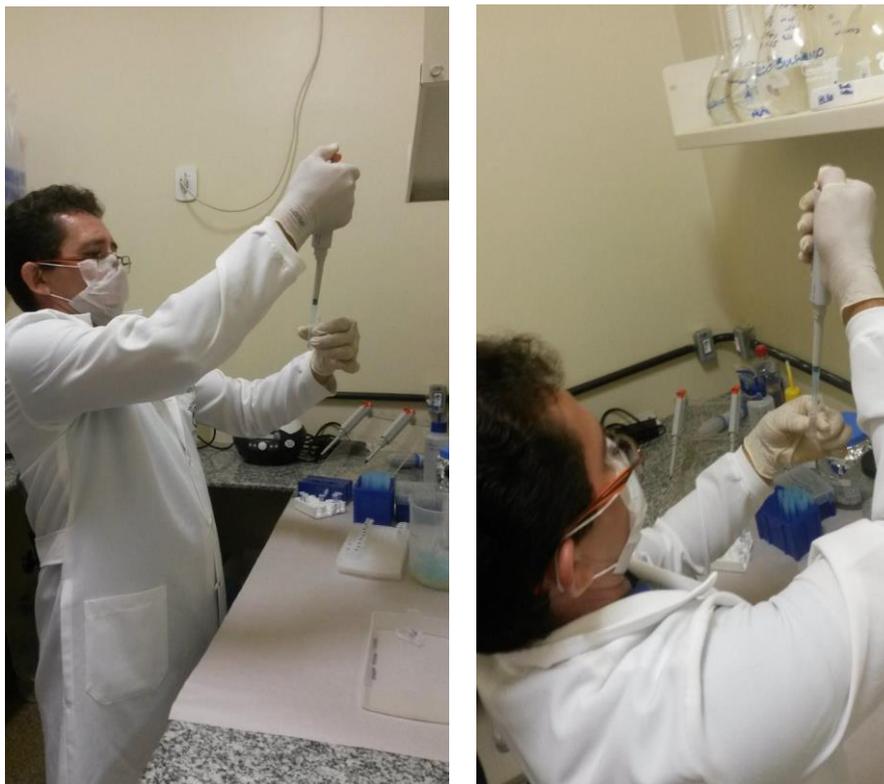


Figura 9. Preparação dos mixes para a PCR.



Figura 10. Centrifugação de amostras na etapa de extração do DNA/RNA.



Figura 11. Centrifugação e armazenamento de amostras após etapa de extração do DNA/RNA.

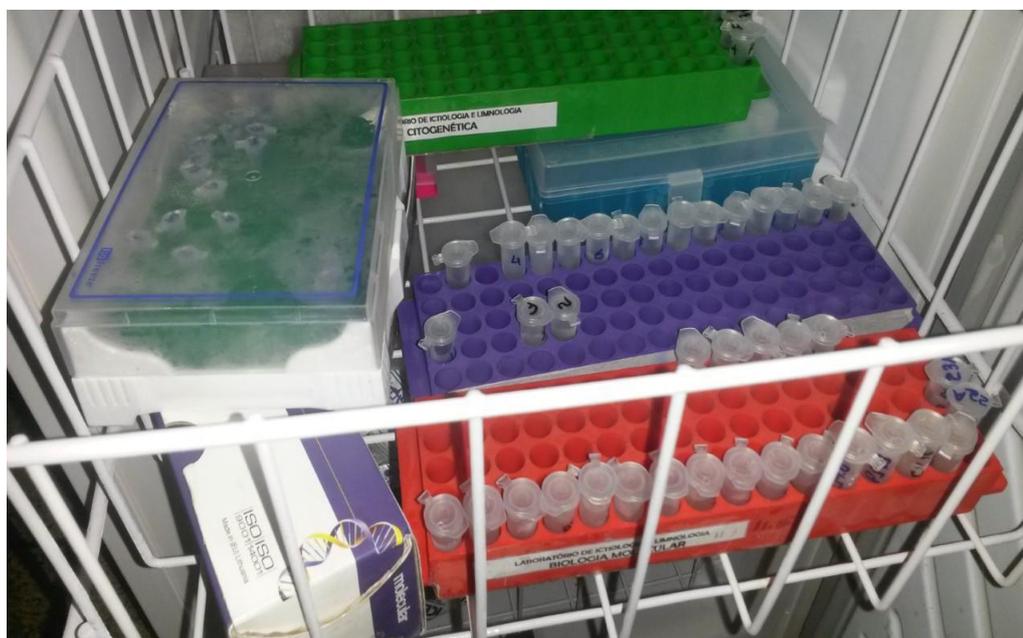


Figura 12. Armazenamento de amostras após etapa de extração do DNA/RNA e após PCR.



Figura 13. Sala do laboratório de biologia molecular para a etapa de extração do DNA/RNA e amplificação gênica (PCR).

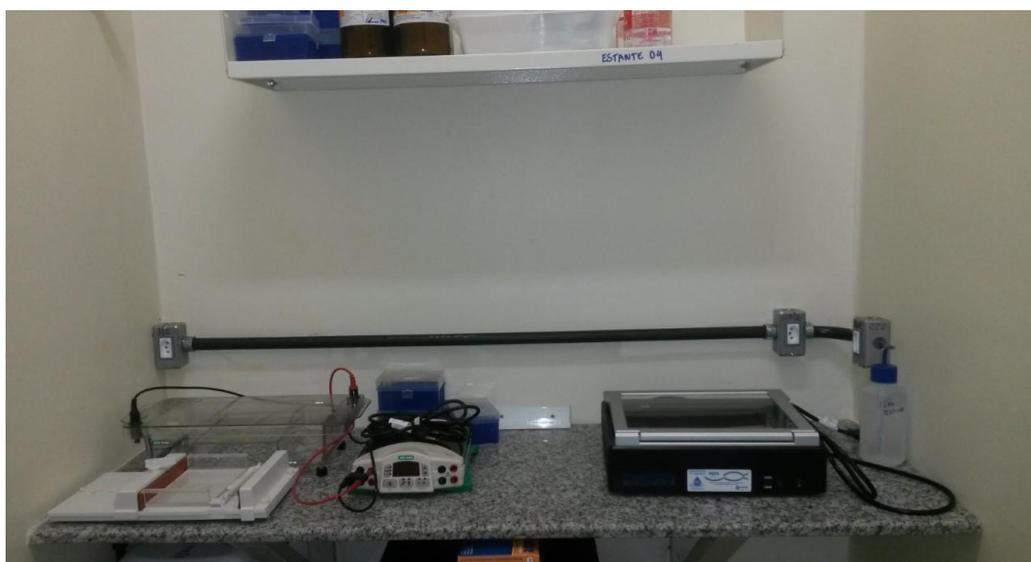


Figura 14. Sala do laboratório de biologia molecular para a etapa de corrida eletroforética e visualização das bandas de DNA/RNA no transluminador.



Figura 15. Amostras positivas de adenovírus e rotavírus.



Figura 16. Sala para preparação dos mixes para a etapa posterior de amplificação gênica do DNA/RNA no termociclador.



Figura 17. Capela de fluxo laminar para realização da etapa de concentração das partículas virais.