Universidade de São Paulo
Faculdade de Saúde Pública

**Aplicação da metodologia de análise de perigo e
pontos críticos de controle na disposição de
efluentes tratados em solos tropicais e seu
potencial uso agrícola**

Jeferson Gaspar dos Santos

**Tese apresentada ao Programa de Pós-
Graduação em Saúde Pública, em
cumprimento às exigências para obtenção do
título de Doutor em Ciências.**

Área de Concentração: Saúde Ambiental

Orientadora: Prof^a. Dra. Silvana Audrá Cutolo

Coorientador: Prof. Dr. Roque Passos Piveli

São Paulo

2016

Aplicação da metodologia de análise de perigo e pontos críticos de controle na disposição de efluentes tratados em solos tropicais e seu potencial uso agrícola

Jeferson Gaspar dos Santos

Tese apresentada ao programa de Pós-Graduação em Saúde Pública da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Doutor em Ciências.

Área de Concentração: Saúde Ambiental

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Silvana Audrá Cutolo

Coorientador: Prof. Dr. Roque Passos Piveli

Versão Revisada

São Paulo

2016

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Catálogo da Publicação

Biblioteca/CIR: Centro de Informação e Referência em Saúde Pública
Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo
Dados fornecidos pelo (a) autor (a)

dos Santos, Jeferson Gaspar

Aplicação da metodologia de análise de perigo e pontos críticos de controle na disposição de efluentes tratados em solos tropicais e seu potencial uso agrícola / Jeferson Gaspar dos Santos; orientadora Silvana Audrá Cutolo; co-orientador Roque Passos Piveli. -- São Paulo, 2016.

145 p.

Tese (Doutorado) -- Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, 2016.

1. APPCC. 2. Coliformes. 3. *Escherichia coli*. 4. Ovos de Helminthos. 5. Reúso de Efluentes. I. Cutolo, Silvana Audrá, orient. II. Piveli, Roque Passos, co-orient. III. Título.

Dedico este trabalho a minha esposa Fabiana,
ao meu filho Otávio, aos meus pais Sonia e
Neno, minha irmã Paula, minha sobrinha
Isabella e a todos os familiares e amigos que
me apoiaram em mais essa etapa

AGRADECIMENTOS

A Dra. Silvana Audrá Cutolo pela orientação, auxílio e compreensão conferidos durante a elaboração deste trabalho.

Ao Prof. Roque Passos Piveli do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP, pela co-orientação e por permitir a utilização dos laboratórios daquela casa na realização desta pesquisa.

A Prof^a Célia Regina Montes do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP).

Ao Prof. Fernando Rosado Spilki do Instituto de Ciências da Saúde da Universidade Feevale - RS.

Ao Dr. Gilberto Carlos Sundefeld Júnior.

Ao Professor Pedro Caetano Sanches Mancuso do departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública/USP.

A CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior e a Subcomissão de Bolsas da CPG pela concessão do benefício no primeiro ano do projeto.

A FAPESP - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, pela concessão da bolsa de doutorado (Processo nº 2012/18774-0).

A Prof^a Marycel E. B. Cotrim do Laboratório de Análises Química e Ambiental (LAQA/CQMA/IPEN), pelo apoio na realização dos ensaios de Nitrato.

Ao Prof. Dr. Adolpho José Melfi do Núcleo de Pesquisa em Geoquímica e Geofísica da Litosfera (NUPEGEL/USP).

Aos amigos do laboratório de saneamento Fabio Campos e Laerte Carvalho, pela troca de experiências e pelas assistências.

Ao caro James pelo auxílio prestado durante a realização das coletas.

A todos os colaboradores da secretaria da Pós-Graduação da FSP- USP, pelo pronto atendimento na elucidação das dúvidas quanto aos protocolos e prazos a serem seguidos.

“Independentemente das circunstâncias, devemos ser sempre humildes, recatados e despidos de orgulho. ”

Dalai Lama

RESUMO

SANTOS, J.G. **Aplicação da metodologia de análise de perigo e pontos críticos de controle na disposição de efluentes tratados em solos tropicais e seu potencial uso agrícola**. 2016. Tese - Faculdade de Saúde Pública da USP, São Paulo, 2016.

Introdução - A prática de reúso pela aplicação de esgotos tratados na agricultura atualmente é considerada parte integrante dos recursos hídricos por muitas nações. No entanto, oferece riscos à saúde da população pela presença de bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus, capazes de sobreviver por longos períodos em ambientes desfavoráveis e apresentarem um curto tempo entre a infecção e o desenvolvimento da doença. **Objetivo** - Estabelecer medidas preventivas para o lançamento de efluentes nos ecossistemas aquáticos, controle sanitário na redução de patógenos transmitidos por águas contaminadas e a disposição de efluentes tratados em solos tropicais como ferramentas de auxílio do manejo integrado dos recursos hídricos em bacias hidrográficas, por meio do uso de metodologia de gerenciamento de risco com aplicação do Sistema APPCC, em um conjunto de tecnologias na produção de efluente tratado de esgoto de origem doméstica para avaliar o potencial de emprego em solos agrícolas. **Métodos** - A pesquisa foi desenvolvida na estação de tratamento de esgoto e no campo experimental para pesquisas de utilização de efluente na agricultura no município de Lins. Os indicadores biológicos estudados e os pontos de amostragem foram determinados através da utilização da metodologia de controle de qualidade Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle (APPCC). Foram coletadas amostras do solo irrigado e dos poços de monitoramento do lençol freático. As amostras foram submetidas a análises físico-químicas, microbiológicas e parasitológicas. Aos resultados obtidos foi aplicada a Avaliação Quantitativa do Risco Microbiológico, para a determinação do risco anual de infecção. **Resultados** - O efluente final apresentou concentrações médias de $8,13 \times 10^5$ NMP/100 mL de coliformes totais e $4,69 \times 10^5$ NMP/100 mL de *Escherichia coli*, não sendo observados ovos de helmintos. O solo apresentou maior concentração de coliformes totais e *E. coli* na camada superficial $1,01 \times 10^6$ e $8,70 \times 10^3$, diminuindo ao longo da profundidade. Os ovos de helmintos foram encontrados entre a superfície e os 15 cm de profundidade em concentrações entre 0,07 e 0,87 ovos/g de peso seco. Foi constatada a presença de adenovírus em concentração de $3,56 \times 10^5$ cópias genômicas/g entre os 5 e 10 cm de profundidade em 2015. Nos poços de monitoramento foram constatadas concentrações de coliformes totais variando entre $< 1,00$ e $1,01 \times 10^3$ NMP/100 mL e *E. coli* entre $< 1,00$ e $1,00 \times 10^0$ NMP/100 mL. Não foi observada a presença de vírus entéricos. O risco anual de infecção estimado para *E. coli* no efluente final foi $1,02 \times 10^{-2}$ pppa, no solo variou entre $2,68 \times 10^{-3}$ e $7,59 \times 10^{-3}$ pppa e nos poços de monitoramento variou entre $1,42 \times 10^{-8}$ e $4,38 \times 10^{-9}$ pppa. Para os ovos de helmintos observados no efluente do tratamento primário o risco anual de infecção calculado foi $4,04 \times 10^{-2}$ pppa e no solo variou entre $9,57 \times 10^{-1}$ e $9,76 \times 10^{-1}$ pppa. **Conclusões** - No período da pesquisa, as amostras dos sistemas de tratamento de esgoto e de irrigação demonstraram atender as expectativas de remoção de patógenos condizentes aos seus parâmetros de projeto, havendo restrições para seu lançamento em corpos hídricos e aplicação na agricultura. O solo mostrou capacidade de retenção dos organismos patogênicos nos primeiros 60 cm de profundidade, reduzindo as suas concentrações a níveis inferiores a 1,00 NMP/100 mL nos aquíferos.

Descritores: APPCC; AQRM; Coliformes Totais; *Escherichia coli*; Helmintos; Lagoas de Estabilização; Reúso de Efluentes; Vírus Entéricos.

ABSTRACT

SANTOS, J. G. **Application of risk analysis methodology and critical control points at the disposal of treated effluent in tropical soils and their potential agricultural use.**

2016. Thesis - Faculty of Public Health of USP, São Paulo, 2016.

Introduction - Currently, the practice of reuse through the application of treated sewage in agriculture considers an integral part of water resources for many nations. However, threatens the health of the population by the presence of bacteria, protozoan cysts, helminth eggs and viruses able to survive for long periods in harsh environments and present a short time between infection and development of disease. **Objective** - Establish preventive measures for the release of effluents on aquatic ecosystems, sanitary control in the reduction of pathogens transmitted by contaminated water and the disposal of treated effluent in tropical soils as aid tools in integrated management of water resources in river basins. For this purpose it was employed as risk management methodology the Hazard Analysis and Critical Control Points system (HACCP) in a set of technologies in the treated effluent production of domestic sewage to assess the employment potential in agricultural soils. **Methods** - The study was conducted in the sewage treatment plant and in an adjoining experimental field situated at Lins city. The biological indicators and the sampling points were determined by using the quality control methodology Hazard Analysis and Critical Control Points (HACCP). Samples of irrigated soil and groundwater monitoring wells were collected. The samples were subjected to analysis, physical-chemical, microbiological and parasitological. The results obtained was applied to Quantitative Microbial Risk Assessment (QRMA), for determining the annual risk of infection. **Results** - The final effluent presented average concentrations of 8.13×10^5 MPN / 100 mL of total coliforms and 4.69×10^5 MPN / 100 mL of *Escherichia coli*, not being observed helminth eggs. The soil showed the highest concentration of total coliforms and *E. coli* in the surface layer and 1.01×10^6 8.70×10^3 , decreasing along the depth. Eggs from helminths were found between the surface and 15 cm depth in concentrations from 0.07 to 0.87 eggs / g dry weight. It was found the presence of adenovirus in concentration 3.56×10^5 genomic copies / g between 5 and 10 cm depth in 2015. In monitoring wells total coliform concentrations were found ranging from <1.00 and 1.01×10^3 NMP / 100 mL and *E. coli* between <1.00 and 1.00×10^0 MPN / 100 mL. It was not observed the presence of enteric viruses. The estimated annual risk of infection to *E. coli* in the final effluent was 1.02×10^{-2} pppy, soil ranged from 2.68×10^{-3} and 7.59×10^{-3} pppy and monitoring wells ranged from 1.42×10^{-8} e 4.38×10^{-9} pppy. For helminth eggs observed in the effluent from the primary treatment, the annual risk of infection was calculated 4.04×10^{-2} pppy and soil ranged from 9.57×10^{-1} and 9.76×10^{-1} pppy. **Conclusions** - During the survey period, samples of sewage and irrigation treatment systems showed meet the expectation removal of pathogens consistent to its design parameters, with restrictions on its release in water and applied in agriculture bodies. The soil of pathogenic organisms showed retention capacity in the first 60 cm depth by reducing its concentration to levels below 1.00 MPN / 100 mL in aquifers.

Key words: HACCP; QMRA; Total coliforms; *Escherichia coli*; helminths; Stabilization ponds; Effluent reuse; Enteric viruses

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Árvore decisória para definição dos pontos críticos de controle	37
Figura 2 - A) Localização do município de Lins no Estado de São Paulo; B) Mapa da divisão hidrográfica do Estado de São Paulo; C) Mapa da UGRHI 16 Tietê Batalha	45
Figura 3 - Vista aérea da ETE do município de Lins	47
Figura 4 - Vista aérea do campo experimental com indicação dos poços de monitoramento estudados	48
Figura 5 - Detalhes das trincheiras para a coleta de amostras de solo	49
Figura 6 - Pontos Críticos de Controle ao longo do tratamento de esgoto	51
Figura 7 - Representação das etapas da técnica de análise parasitológicas em amostras líquidas	53
Figura 8 - Representação das etapas da técnica para análise de coliformes totais e <i>E. coli</i> em amostras ambientais.....	55
Figura 9 - Representação das etapas da técnica de análise de bactérias heterotróficas em amostras ambientais.....	56
Figura 10 - Representação das Etapas da análise microbiológica em amostras de solo.....	57
Figura 11- Representação das Etapas da análise parasitológica em amostras de solo.....	59
Figura 12 - Cartelas de Colilert indicando a presença de coliformes totais (coloração amarela) e <i>E. coli</i> (fluorescentes).....	62
Figura 13- Diagrama Box Whisker: Coliformes Totais observados nos Pontos Críticos de Controle 1,2 e 3.....	63
Figura 14- Diagrama Box Whisker: <i>Escherichia coli</i> nos Pontos Críticos de Controle 1,2 e 3.	64
Figura 15 - Comparação dos indicadores biológicos coliformes totais (CT) e <i>E. coli</i> observados nos PCCs com os valores permitidos na resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005).	65
Figura 16- Diagrama Box Whisker: Ovos de Helminthos observados na amostra “A” dos Pontos Críticos de Controle 1 e 2.....	66
Figura 17- Diagrama Box Whisker: Ovos de Helminthos observados na amostra “B” dos Pontos Críticos de Controle 1 e 2.....	66
Figura 18-Comparação dos indicadores parasitológicos encontrados nos PCCs, em relação as diretrizes de WHO 2006.....	67
Figura 19 - Ovos de Helminthos encontrados nas amostras dos PCCs 1 e 2 pertencentes ao sistema de tratamento de esgoto.....	68
Figura 20 - Comparação da presença de coliformes totais e <i>E. coli</i> ao longo do perfil do solo nos anos de 2014 e 2015.	71
Figura 21 - Comparação entre o número de ovos de helmintos ao longo do perfil do solo nas duas leituras realizadas em 2014 e 2015.....	73
Figura 22- Diagrama Box Whisker: Coliformes Totais observados nos poços de inspeção 1, 4 e 5.	75
Figura 23 - Diagrama Box Whisker: <i>Escherichia coli</i> observadas nos poços de inspeção 1, 4 e 5.	75

Figura 24 - Diagrama Box Whisker: Bactérias Heterotróficas observadas nos poços de inspeção 1, 4 e 5.	76
Figura 25 - Resultado da pesquisa de bactérias heterotróficas nas amostras dos poços.....	77
Figura 26-Diagrama Box Whisker : Clorofila-a e Feoftina-a observados no PCC3. ...	78
Figura 27 - Diagrama Box Whisker: Sólidos Totais e suas frações fixas e voláteis observados nos PCCs 1, 2 e 3.....	79
Figura 28 - Diagrama Box Whisker: Sólidos Suspensos Totais e suas frações fixas e voláteis observados nos PCCs 1, 2 e 3.....	80
Figura 29 - Diagrama Box Whisker: Sólidos Dissolvidos Totais e suas frações fixas e voláteis observados nos PCCs 1, 2 e 3.....	82
Figura 30- Diagrama Box Whisker: NKT observadas nos PCC2 3 PCC3.	82
Figura 31 -Diagrama Box Whisker: Concentrações de Fósforo Total observadas nos PCC2 3 PCC3.	83
Figura 32 - Diagrama Box Whisker: Concentrações de Carbono Orgânico Total observadas nos PCC2 3 PCC3.	84
Figura 33 - Diagrama Box Whisker: Concentração de NH ₃ observada no PCC3.	84
Figura 34- Diagrama Box Whisker: Concentração de NO ₃ ⁻ observada no PCC3.....	85
Figura 35- Diagrama Box Whisker: Clorofila-a observada nos poços de inspeção 1, 4 e 5.	86
Figura 36 - Diagrama Box Whisker: Feoftina-a observada nos poços de inspeção 1, 4 e 5.	86
Figura 37 - Diagrama Box Whisker: Sólidos Totais e suas frações fixas e voláteis observados nos poços 1,4 e 5.....	88
Figura 38 - Diagrama Box Whisker: Sólidos Suspensos Totais e suas frações fixas e voláteis observados nos poços 1,4 e 5.....	89
Figura 39 - Diagrama Box Whisker: Sólidos Dissolvidos Totais e suas frações fixas e voláteis observados nos poços 1,4 e 5.....	90
Figura 40 -Diagrama Box Whisker: Cor Aparente observada nos poços 1,4 e 5.	91
Figura 41 - Diagrama Box Whisker: Turbidez observada nos poços 1, 4 e 5.....	92
Figura 42 - Diagrama Box Whisker: Concentrações de Nitrato observadas nos poços 1, 4 e 5.	92
Figura 43 - Diagrama Box Whisker: Concentrações de Amônia observadas nos poços 1,4 e 5.....	93
Figura 44 - Diagrama Box Whisker: Concentrações de Fósforo Total observadas nos poços 1,4 e 5.....	94
Figura 45 - Diagrama Box Whisker: Concentrações de Carbono Orgânico Total observadas nos poços 1,4 e 5.....	94
Figura 46 - Diagrama Box Whisker: Concentrações de Condutividade Elétrica observadas nos poços 1,4 e 5.....	95

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Sequência lógica de aplicação da APPCC.....	35
Quadro 2 - Etapas de elaboração da metodologia AQRM	41
Quadro 3 - Parâmetros das análises de amostras nos pontos de controle	50

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Número de ovos de helmintos encontrados e a frequência por ponto crítico de controle	67
Tabela 2 - Valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo de coliformes totais nos horizontes de solo em setembro de 2014.....	69
Tabela 3 - Valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo de Coliformes Totais nos horizontes de solo em setembro de 2015.....	70
Tabela 4 - Quantidade de ovos de helmintos encontrados nos horizontes do solo...72	
Tabela 5 - Número de ovos de helmintos encontrados nos horizontes de solo.	73
Tabela 6 - Avaliação Quantitativa do risco microbiológico no efluente tratado e no solo irrigado.....	96
Tabela 7 - Correlações positivas e negativas, fortes e moderadas entre os parâmetros estudados no sistema de tratamento de esgoto	96
Tabela 8 - Correlações positivas e negativas, fortes e moderadas entre os parâmetros estudados nos poços de monitoramento pertencentes ao PCC5.....	97
Tabela 9 - Valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo dos indicadores microbiológicos e parasitológicos encontrados no PCC1, PCC2 e PCC3.....	139
Tabela 10- Valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo de coliformes totais, E. coli e bactérias heterotróficas encontrados nos poços 1,4 e 5.....	140
Tabela 11 - Valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo dos parâmetros físico-químicos presentes no PCC1, PCC2 e PCC3.	141
Tabela 12 - Valores das médias, desvio padrão, mínimo e máximo dos parâmetros físico-químicos encontrados nos poços de inspeção 1, 4 e 5.	142
Tabela 13 - Monitoramento climático da região de Lins no período de estudo	143

LISTA DE SÍMBOLOS

%ST - Percentual de Sólidos Totais

$\bar{X}$ - Média

µg/L - microgramas por litro

µS/cm²- micro Siemens por centímetro quadrado

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas

ANA - Agência Nacional de Águas

APPCC - Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle

AQRM - Avaliação Quantitativa do Risco Microbiológico

AVAD - Anos de Vida Ajustados em Densidade

CE - Condutividade elétrica

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CNPq - Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

CNUMAD - Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT - Carbono Orgânico Total

DP - Desvio Padrão

ECO 92 - Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente e o Desenvolvimento

ETE - Estação de Tratamento de Esgoto

EUA - Estados Unidos da América

Fapesp - Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo

Finep - Financiadora de Estudos e Projetos

H₂O - Água

ISO - International Organization for Standardization

K⁺ - Potássio

km³ - quilômetros cúbicos

kPa - Quilopascal

m/h - metros por hora

m³ - metro cúbico

m³/s - metros cúbicos por segundo

Máx - Máximo

mg/L - miligrama por litro

Mín - Mínimo

MOC - Microscópio Ótico Comum

N - Nitrogênio

N50 - Número de organismos que poderá infectar 50% da população

Na⁺ - Sódio

NACMCF - National Advisor Committee on Microbiological Criteria for Foods

NASA - Agência Espacial Norte-Americana

NBR - Norma Brasileira

NH₃⁻ - Nitrogênio Amoniacal

NKT - Nitrogênio Kjeldahl Total

NMP/100 mL - Número Mais Provável / 100 mililitros

NO₃⁻ - Nitrato

NTU - Unidade nefelométrica de turbidez

OMS - Organização Mundial da Saúde

P - Fósforo

P1(d) - Probabilidade de infecção por ingestão de dose única

PCC - Ponto Crítico de Controle

PIB - Produto Interno Bruto

Pt-Co/L - Escala APHA-Hazen de padronização de cor

qPCR - Técnica de reação em cadeia de polimerização em tempo real

Sabesp - Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo

SD - Sólidos Dissolvidos

SDF - Sólidos Dissolvidos Fixos

SDV - Sólidos Dissolvidos Voláteis

SF - Sólidos Fixos

SS - Sólidos Suspensos

SSF - Sólidos Suspensos Fixos

SSV - Sólidos Suspensos Voláteis

ST - Sólidos Totais

SV - Sólidos Voláteis

UFC/g - Unidade Formadora de Colônia por grama

UGRHI - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos

UV - Ultravioleta

ZnSO₄ - Sulfato de Zinco

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	16
1.1. A escassez de água	18
1.1.1. Os impactos decorrentes dos usos múltiplos.....	21
1.1.2. Os impactos relacionados à irrigação	23
1.2. A prática de reúso de água	26
1.2.1. Utilização do esgoto tratado na agricultura	28
1.2.2. Os riscos à saúde pública.....	30
1.2.3. Os riscos ambientais	32
1.2.4. Implicações na recarga de aquíferos.....	33
1.3. O Sistema de Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle e a Metodologia de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM)	34
2. OBJETIVOS.....	41
2.1. Objetivo Geral	41
2.2. Objetivos específicos	42
3. MATERIAL E MÉTODO.....	43
3.1. Revisão Bibliográfica.....	43
3.2. Área de estudo	43
3.3. Amostragem e parâmetros utilizados	47
3.4. Aplicação da Metodologia de Análises de Perigos e Pontos Críticos de Controle	50
3.5. Técnicas de análise parasitológicas em amostras líquidas.....	52
3.5.1. Expressão dos resultados.....	53
3.6. Técnicas para análise microbiológica em amostras ambientais.....	54
3.7. Análise do solo	56
3.7.1. Determinação da massa de solo seco	56
3.7.2. Análises microbiológicas.....	57
3.7.3. Análises Parasitológicas	58
3.7.4. Análise de vírus entéricos	59
3.8. Aplicação da Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM)	59
3.9. Análises estatísticas dos indicadores microbiológicos e parâmetros físico-químicos nos PCCs.....	61
4. RESULTADOS	61

4.1. Resultados das análises microbiológicas e parasitológicas realizadas no sistema de tratamento de esgoto	61
4.2. Resultados das análises microbiológicas e parasitológicas realizadas no solo irrigado.....	68
4.3. Resultados das análises microbiológicas realizadas nas amostras de água dos poços de inspeção	74
4.4. Parâmetros Físico-Químicos observados no sistema de tratamento de esgoto	77
4.5. Parâmetros Físico-Químicos observados nos poços de inspeção.....	85
4.6. Avaliação quantitativa do risco microbiológico	95
4.7. Resultados das Análises Estatísticas dos Parâmetros nos PCCs	96
5. DISCUSSÃO.....	97
6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	123
7. BIBLIOGRAFIA.....	127
ANEXOS	139
CURRÍCULO LATTES.....	144

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural, distribuído desigualmente pela superfície e aquíferos subterrâneos do planeta e sua disponibilidade, uso e gerenciamento adequados são fundamentais para o futuro sustentável da humanidade. Sua presença é constante no planeta sendo que, onde não há água não há vida (TUNDISI, 2009). No entanto, o homem, acostumado a lidar com a água de forma abundante no seu dia-a-dia e vislumbrar os recursos hídricos em uma quantidade inacabável, sempre o utilizou como bem descartável (FERREIRA et al., 2010).

Juntamente com as causas naturais, as atividades humanas têm se tornando um dos principais fatores de pressão que afetam os sistemas aquáticos do planeta. Estas pressões estão mais frequentemente relacionadas ao desenvolvimento humano e ao crescimento econômico (WWAP, 2009). Segundo FERREIRA et al. (2010) não há um sistema de engenharia, para a produção de conforto para a humanidade, que não tenha a presença da água, desde o cultivo de banana à lapidação de diamante.

No término da década 70, do século passado, a ONU e o Banco Mundial começavam a chamar a atenção para indícios sobre a escassez de água em nível global. O tema ganhou espaço na agenda política internacional sob o discurso de que para manter a sua capacidade de atendimento as demandas da humanidade, a água deveria ser considerada de domínio público e receber uma valoração econômica (SILVA et al., 2010). Na Conferência Internacional de Água e Meio Ambiente, realizada em Dublin, Irlanda em 1992 foi apontada formalmente a existência de sérios problemas relacionados à disponibilidade deste recurso natural

para a humanidade. Posteriormente, na ECO 92, os princípios de Dublin foram referendados e os líderes mundiais, ali presentes, foram incentivados a transformar suas recomendações em programas urgentes de ação (BRASIL, 2012).

A população mundial apresenta uma taxa de crescimento de cerca de 80 milhões de habitantes ao ano, ocasionando um acréscimo de cerca de 64 bilhões de metros cúbicos na demanda de água anual (WWAP, 2009). Deste modo, considerando as previsões de crescimento populacional para os próximos 50 anos, ao atingirmos a marca de 10 bilhões de habitantes no planeta, cerca de 70% da população enfrentará deficiências no suprimento de água. Um bilhão e seiscentos milhões de habitantes não terão acesso à água para a obtenção da alimentação básica (CHRISTOFIDIS, 2006).

Os recursos hídricos possuem relevância estratégica para a manutenção da dignidade da vida humana e para a economia, a qual converge para o desafio da gestão integrada das águas a fim de compatibilizar os seus modos de apropriação (FERREIRA et al., 2010). Portanto, o gerenciamento dos conflitos e a capacidade de acomodar os usos múltiplos cada vez com mais eficiência, constituem um grande desafio para a sociedade, uma vez que a competição pelos diversos usos da água estará cada vez mais presente no século XXI (TUNDISI, 2009).

Sendo assim, através do emprego do sistema de análise de perigos e pontos críticos de controle (APPCC), na produção de efluentes tratados de esgoto de origem doméstica, pretende-se avaliar seu potencial de aplicação em solos agrícolas. Espera-se assim, contribuir para o estabelecimento de medidas preventivas para o lançamento de efluentes nos ecossistemas aquáticos, controle sanitário, redução de patógenos transmitidos por águas contaminadas e a

disposição de efluentes tratados em solos tropicais como ferramenta de auxílio do manejo integrado dos recursos hídricos em bacias hidrográficas.

1.1. A escassez de água

O desenvolvimento socioeconômico está diretamente ligado ao acesso a água potável. Mas para a grande maioria da população mundial, a deficiência no acesso a água potável continua a ser uma preocupação. Para populações carentes, o acesso a água de boa qualidade torna-se um pré-requisito para se obter um nível mínimo de saúde e manterem-se produtivamente ativas. (MEHTA, 2014). O provimento de tão precioso recurso é uma das Metas de Desenvolvimento do Milênio e seu fornecimento, com o mínimo de qualidade e quantidade, considerado como um Direito da Humanidade (POND, et al., 2011).

Atualmente, cerca de 700 milhões de pessoas oriundas de 43 países vivem abaixo do limiar mínimo que define a situação de falta d'água. Previsões para o ano de 2025 apontam que o nível de captação nos países em desenvolvimento será 27% superior ao registrado na década de 90. Mais de três bilhões de pessoas viverão em países sujeitos a pressão sobre os recursos hídricos. Cerca de uma dezena de países migrarão de uma situação de pressão sobre os recursos hídricos para uma de escassez efetiva (PNUD, 2006).

Recentemente, fundamentado por uma ampla pesquisa global sobre a percepção de risco entre representantes de grandes empresas, comunidade acadêmica, sociedade civil, governos e organizações internacionais, o Fórum Econômico Mundial considerou a escassez de água como um dos três riscos sistêmicos globais de maior preocupação (HOEKSTRA, 2014).

Em um cenário de escassez de água aumentam as possibilidades de

surgimento de disputa. TUNDISI (2009), enfatiza que atualmente existem 200 bacias internacionais cujos usos múltiplos da água geram conflitos. A escala destes conflitos é devido em grande parte ao problema dos usos múltiplos da água, a montante e a jusante, produzem efeitos no volume de água (enchentes) e grandes perdas econômicas em razão da poluição, da eutrofização e do uso excessivo de grandes volumes de água.

As bacias dos rios Jordão, Tigre-Eufrates e Nilo, localizadas no Oriente Médio, do rio Indus (Paquistão e Índia), do rio Ganges (Índia e Bangladesh), do rio Zambezi (África do Sul) e a do rio do Prata (Brasil, Uruguai e Paraguai) são exemplos de regiões onde há grande conflito internacional relativo aos usos compartilhados da água (TUNDISI, 2009; WLE, 2013).

Os sintomas físicos do excessivo consumo de água variam de caso a caso. Entre os problemas menos visíveis, mas mais agudos inclui-se o declínio do volume dos lençóis freáticos, resultado de um ritmo de consumo de águas subterrâneas muito mais rápido do que aquele ao qual o ciclo hidrológico consegue repô-la. A diminuição da vazão dos rios é outro indício da pressão sobre os recursos hídricos tornando os ecossistemas aquáticos, hoje em dia, o recurso natural mais depauperado do mundo — uma consequência do desrespeito das fronteiras ecológicas. A qualidade das águas também tem influência no volume disponível para consumo — e em muitas das bacias mais ameaçadas pela escassez, a quantidade tem sido comprometida pelos altos índices de poluição (PNUD, 2006)

Estes mesmos sintomas de falta de água e a competição entre consumidores não funcionam isoladamente, representam uma séria ameaça à segurança alimentar, à redução da pobreza e à futura sustentabilidade ecológica (PNUD, 2006).

A carência no abastecimento de água potável contribui negativamente também para o bem estar da população não só através das doenças de veiculação hídrica, mas também por distúrbios no sistema musculoesquelético, especialmente em crianças, pelo transporte prolongado de pesadas cargas na busca por água a longas distâncias (POND, et al., 2011) principalmente entre as sociedades em que essa tarefa é uma obrigação do sexo feminino (MEHTA, 2014).

As mudanças climáticas influenciarão de forma importante o ciclo hidrológico, através da diminuição da quantidade e qualidade das águas promovendo alterações na disponibilidade hídrica e na saúde da população humana. Os riscos derivados das mudanças climáticas, sejam de origem natural ou antropogênica, têm causado grande inquietação entre a comunidade científica e os gestores públicos. Segundo previsões da Unesco 1,8 bilhão de pessoas podem enfrentar escassez crítica de água no ano de 2025 e dois terços da população mundial podem ser afetados pelo problema no mesmo ano (MARENGO, 2008; TUNDISI, 2008).

A influência das alterações climáticas nos recursos hídricos dar-se-á não só através de eventos extremos como a seca e as enchentes, mas também pela potencialização dos efeitos causados pelas atividades antrópicas. Os impactos diretos e indiretos podem impedir ou até mesmo reverter os ganhos de desenvolvimento ao induzir perdas econômicas, problemas de saúde e perturbações ambientais (WWAP, 2009).

Segundo Alcano et al (1997) citados por ZIMMERMAN et al. (2008), nas melhores estimativas associadas as mudanças climáticas, 75% da área terrestre do planeta irá experimentar aumentos de escoamento superficial em relação aos níveis de 1995 e 25% experimentará diminuição destes valores. Estes impactos serão

agravados pela ocupação e uso irregular do solo que resultam em assoreamento associado com a perda de cobertura florestal ciliar ao longo de rios, alagamento das regiões de varzea, e práticas agrícolas.

1.1.1. Os impactos decorrentes dos usos múltiplos

As atividades humanas em todos os seus processos, de origem demográfica, econômica e social, podem exercer pressões sobre os recursos hídricos. Estas pressões são, por sua vez, afetadas por uma série de fatores, tais como a inovação tecnológica, as condições institucionais e financeiras e as mudanças climáticas. O rápido aumento mundial nos padrões de vida combinado com a população crescente, apresenta a maior ameaça para a sustentabilidade dos recursos hídricos e seus serviços ambientais (WWAP, 2009; HOEKSTRA, 2014).

Ainda de acordo com o WWAP (2009), em um primeiro momento o crescimento populacional pode ser considerado como o mais importante fator de impacto aos recursos hídricos. Mas, as altas taxas de crescimento econômico de grandes nações geram prejuízos em maior escala através do aumento do consumo de alimentos e do incremento no estilo de vida a tal ponto que até o desenvolvimento cultural contribui com impactos diversificados e de maior amplitude (TUNDISI, 2009).

Os setores usuários das águas são os mais diversos, com aplicação para inúmeros fins denominados usos múltiplos. Dentre eles, os setores doméstico, industrial e agropecuário apresentam uma grande variação no consumo nas diversas regiões do globo (CECÍLIO et al., 2007). O uso dos recursos hídricos ocorre quando determinada atividade afeta as condições naturais das águas superficiais ou subterrâneas, podendo ser considerado como não consuntivo ou consuntivo. Neste

último caso estão contempladas as formas de utilização em que parte da água captada é consumida no processo produtivo, não retornando ao curso d'água (BRASIL, 2012).

Os processos demográficos afetam diretamente a disponibilidade e a qualidade da água através do aumento da demanda e do consumo e da poluição resultante de seu uso. De forma Indireta, interferem através das mudanças de padrões do uso do solo e da água, com significativas implicações a nível local, regional e global. Entre estes processos se destacam o crescimento populacional, a distribuição etária, a urbanização e o crescimento dos assentamentos informais e a migração (WWAP, 2009).

A expansão econômica global impacta negativamente aos recursos hídricos através do aumento no número de consumidores e das mudanças em seus hábitos de consumo, na forma de produção de bens e serviços e no local das atividades, as quais afetam o comércio internacional. Entre os processos econômicos que podem exercer alguma pressão nos recursos hídricos estão a globalização, a crise de alimentos e o aumento do custo do combustível e energia (WWAP, 2009).

Em relação aos fatores sociais, estes têm como foco principal o indivíduo e a maneira como agem e pensam nos dias atuais. As quatro forças sociais consideradas aqui são a pobreza, a educação, a cultura e sistemas de valores e o estilo de vida e padrões de consumo (WWAP, 2009).

Em uma escala global, o volume de água utilizado pela indústria corresponde a aproximadamente 10% dos usos consuntivos, gerando uma maior pressão sobre os recursos hídricos através da descarga de águas residuárias e seu potencial de poluição, do que pela quantidade empregada na produção. Já o uso doméstico

consome cerca de 20% dos recursos hídricos. O setor agrícola contribui com 70% da retirada de água de boa qualidade dos rios, lagos e aquíferos, chegando a mais de 90 % em alguns países em desenvolvimento (ZIMMERMAN et al., 2008; WWAP, 2009).

Segundo dados apresentados pela Agência Nacional de Águas (ANA), referentes ao uso consuntivo no Brasil, em 2010 a vazão total retirada atingiu 2.373 m³/s, sendo que destes, apenas 1.212 m³/s (51%) foram efetivamente consumidos. A distribuição deste recurso atende os setores da irrigação, dessedentação animal, abastecimento urbano, abastecimento industrial e abastecimento rural, de acordo com as respectivas demandas, em ordem decrescente (BRASIL, 2012).

A degradação dos recursos hídricos foi demonstrada em estudo conduzido na China por HUBACEK et al. (2009) e segundo os autores, a estratégia de evolução econômica iniciada em 1978, embora tenha proporcionado uma taxa anual de 9,6% do PIB, frente a uma média mundial de 3,3% durante o mesmo período, aumentou a desigualdade de renda regional, entre a população urbana localizada na região costeira e a rural, situada no oeste do país, e também entre as regiões sul e norte. Em 1997, a China apresentava um consumo total de 317,8 milhões de m³ de água. O setor agrícola correspondia a 79% do consumo nacional seguido pelo uso doméstico 10%, industrial 8% e 3% destinados à construção, geração de energia e serviços. Em projeção para o ano de 2020, o consumo agrícola tende a crescer em 30% em relação a 1997 e os outros setores juntos, apresentarão um acréscimo de 20%, totalizando um consumo de 384 milhões de m³.

1.1.2. Os impactos relacionados à irrigação

A produção agrícola ocupa aproximadamente 1,532 bilhão de hectares de

solo no mundo, dos quais 278 milhões estão sob o domínio de infraestrutura hídrica de irrigação, produzindo entre 36% e 44% dos alimentos responsáveis por suprir as necessidades de mais de 50% da população mundial (CHRISTOFIDIS, 2006; CECÍLIO et al., 2007). As estimativas de captação de água no globo são de 3.830 km³ sendo 2.664 km³ destinados a agricultura (CHRISTOFIDIS, 2008). No Brasil, no ano de 2010 a maior vazão de retirada de água foi para o emprego na irrigação, com cerca de 1.270m³/s, correspondendo a 54% do total (BRASIL, 2012).

Apesar de a agricultura irrigada ser o principal uso consultivo no País, ela resulta em aumento da oferta de alimentos, mostrando ser componente essencial em qualquer estratégia de melhorias no fornecimento mundial de alimentos, e preços menores em relação àqueles produzidos em áreas não irrigadas, devido ao aumento substancial da produtividade. A diminuição da disponibilidade de recursos hídricos destinados a irrigação afetará negativamente a produção de alimentos tendo como consequência a absoluta elevação de preços (CECÍLIO et al., 2007; BRITO et al., 2012).

Sendo assim, o setor agropecuário torna-se o maior interessado na conservação dos recursos hídricos, voltando seus esforços para o tão almejado desenvolvimento sustentável (CECÍLIO et al., 2007). Em alguns países com escassos recursos hídricos, a gestão da água tem sido baseada, especialmente durante o século passado, em uma visão bastante simplista, que não é mais capaz de enfrentar os problemas de água atuais no contexto de novas políticas ambientais e agrícolas (FERNÁNDEZ e SELMA, 2004).

Embora melhorias na eficiência do uso da água possam retardar o crescimento de sua demanda, no setor da agricultura irrigada estas, talvez, não

sejam suficientes para compensar a aumento da produção HOEKSTRA (2014). Para CALZADILLA et al, (2011), uma plena compreensão do uso da água e o efeito da melhoria da gestão de irrigação é impossível sem a compreensão do mercado internacional para os produtos alimentares e produtos relacionados, tais como os têxteis.

A agricultura contribui direta ou indiretamente para a degradação das águas superficiais e subterrâneas. A contaminação dos corpos d'água por substâncias orgânicas ou inorgânicas, naturais ou sintéticas ou ainda por agentes biológicos, surge com mais frequência através do escoamento superficial da água de irrigação, carreando agroquímicos dissolvidos ou adsorvidos em partículas de solo e pela percolação profunda, ao longo do perfil do solo podendo atingir lençóis subterrâneos (TELLES e DOMINGUES, 2006).

A contaminação das águas superficiais tende a ocorrer de forma rápida, imediatamente após a aplicação da água em alguns tipos de irrigação em que ocorre o escoamento superficial ou infiltração em altas taxas. As águas subterrâneas por sua vez, são contaminadas de forma mais lenta, pois o tempo necessário a percolação até o lençol subterrâneo está diretamente relacionado à sua profundidade e a permeabilidade do solo (TELLES e DOMINGUES, 2006).

Além da contaminação propriamente dita, a irrigação pode contribuir com problemas ambientais quando a água que deixa as áreas irrigadas e chega aos corpos d'água apresenta altos teores de nutrientes e sais. A incorporação destas substâncias pelos corpos resulta na eutrofização (TELLES e DOMINGUES, 2006).

Retiradas de grandes volumes de água em curtos intervalos de tempo podem acarretar excessiva redução na vazão de um curso d'água, gerando potenciais

prejuízos aos seres que têm o curso como habitat ou em captações para estações de tratamento devido a diminuição da capacidade de autodepuração. A busca por mananciais de água subterrânea, por meio da perfuração de poços profundos pode levar ao rebaixamento do lençol freático e exploração excessiva de aquíferos confinados (TELLES e DOMINGUES, 2006).

1.2. A prática de reúso de água

Além da promoção de uma melhor governança em nível de bacias hidrográficas, TUNDISI (2008) salienta a necessidade de outras formas de adaptação às alterações dos recursos hídricos. Como alternativa para o enfrentamento de suas consequências sugere o desenvolvimento de tecnologias avançadas de monitoramento e gestão, ampliando a participação da comunidade nesse gerenciamento e no compartilhamento dos processos tecnológicos que irão melhorar a infraestrutura do banco de dados e dar maior sustentabilidade às ações.

A prática de reúso de águas sob o conceito de “substituição de fontes” mostra-se como uma alternativa para satisfazer as demandas menos restritivas, liberando as fontes de melhor qualidade para os usos mais nobres como o abastecimento doméstico. A agenda 21 dedicou importância especial ao reúso, em seu capítulo 21, recomendando aos países participantes da CNUMAD – Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento – a implementação de políticas de gestão dirigidas para o uso e reciclagem de efluentes, integrando proteção da saúde pública de grupos de risco, com práticas ambientais adequadas (HESPANHOL, 2006).

Segundo (TUNDISI, 2009) o reúso da água deve ser um fator cada vez mais preponderante no século XXI, podendo desempenhar papel econômico fundamental.

O autor ainda ressalta que:

“o suprimento de água, a questão tecnológica do tratamento e da purificação e a proteção dos mananciais, bem como a manutenção do hidrociclo e do ciclo hidrossocial, sua otimização e a gestão dos conflitos e dos usos múltiplos, são a grande vocação e motivação do terceiro milênio. Novas estratégias para o gerenciamento e para o desenvolvimento sustentável de recursos hídricos devem prevalecer no século XXI”.

Desta forma, as águas de qualidade inferior, tais como os esgotos domésticos, águas de drenagem agrícola e salobra, devem sempre que possível, ser consideradas como fontes alternativas, destinadas a usos menos restritivos. Os níveis de tratamento recomendados e os critérios de segurança a serem adotados devem ser estabelecidos em função do objeto específico do reúso e qualidade necessária para a aplicação (HESPANHOL, 2006; HUERTAS et al., 2008).

As possibilidades e formas de aplicação do esgoto tratado dependem de características, condições e fatores locais, como decisão política, esquemas institucionais, disponibilidade técnica e fatores econômicos, sociais e culturais. As formas de emprego praticáveis são para o uso urbano, preferencialmente não potável, industrial, aquicultura e agricultura (HESPANHOL, 2006).

Entre os usos urbanos, para fins não potáveis, de maior potencial de aplicação destacam-se a irrigação de centros esportivos, campos de futebol, campos de golfe, árvores e arbustos decorativos ao longo de avenidas e rodovias, parques e jardins públicos ou privados, reserva e proteção contra incêndios, sistemas aquáticos decorativos, descarga sanitária e lavagem de trens e ônibus (HESPANHOL, 2006; EPA, 2012).

Os custos elevados da água industrial associados às demandas crescentes

têm levado as indústrias a avaliar as possibilidades internas de reúso e a considerar ofertas de companhias de saneamento para a compra de efluentes tratados a preços inferiores aos da água potável. Os usos industriais que apresentam possibilidade de emprego são: torres de resfriamento, caldeiras, construção civil, incluindo preparação e cura de concreto, e para compactação do solo. Lavagem de pisos e peças, principalmente na indústria mecânica e processos industriais (HESPANHOL, 2006).

1.2.1. Utilização do esgoto tratado na agricultura

A perspectiva para o acréscimo na área dominada por sistemas de irrigação, em escala mundial, é de aproximadamente 190 milhões de hectares, sendo que cerca de 26 milhões de hectares localizados em terras brasileiras (CHRISTOFIDIS, 2006). Segundo HESPANHOL (2006), atualmente, a agricultura depende de suprimento de água a um nível tal que a sustentabilidade da produção de alimentos não poderá ser mantida sem o desenvolvimento de novas fontes de suprimento e a gestão adequada dos recursos hídricos convencionais.

O emprego de esgotos tratados na agricultura tem sido praticado em muitas partes do mundo, por muitos séculos (MARA, 2004). Sempre que água de boa qualidade não é disponível, ou é de difícil acesso, água de menor valor é espontaneamente utilizada. Esta prática constitui um importante elemento das políticas e estratégias de gestão dos recursos hídricos (HESPANHOL, 2006). Desta maneira, uma gestão integrada dos efluentes de estações de tratamento de esgoto, em que se considere a prática de reúso, constitui uma medida importante para evitar a poluição de corpos d'água por nutrientes, ao mesmo tempo em que proporciona o seu uso em atividades produtivas (MOTA e VON SPERLING, 2009).

A aplicação de esgotos tratados no solo mostra-se então como alternativa viável de aumento da disponibilidade hídrica nas regiões que apresentam situação de estresse e uma ferramenta de controle da poluição. Esta prática apresentou aumentos significativos nas duas últimas décadas devido a muitos fatores, mas seus maiores benefícios estão associados aos aspectos econômicos, ambientais e de saúde pública (HESPANHOL, 2006; HANJRA et al, 2011).

Os esgotos e águas de baixa qualidade são considerados por muitos países como parte integrante dos recursos hídricos nacionais, de forma a equacionar a sua utilização junto a seus sistemas de gestão, urbanos e rurais. Assim, uma política criteriosa de reúso transforma a problemática poluidora e agressiva dos esgotos em um recurso econômico e ambientalmente seguro (HESPANHOL, 2006; SCHEIERLING et al, 2010).

No Brasil, a utilização de efluentes de esgoto tratado encontra-se aquém de seu potencial ora por obstáculos de cunho técnico, ora por impedimentos legislativos (BERTONCINI, 2008; RIBEIRO, 2012). Os primeiros estudos para aplicação de efluentes de esgoto tratado na irrigação realizados através do PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), ocorreram no ano 2000 (PIVELI et al., 2009).e embora os resultados tenham indicado viabilidade e eficiência (MENDONÇA e PIVELI, 2004) a aplicação praticamente limita-se a experiências controladas em sistemas pilotos (DE SOUSA et al., 2006; FONSECA et al., 2007; HERPIN et al., 2007; BERTONCINI, 2008; DE OLIVEIRA et al., 2012; ROLIM et al., 2016).

De modo geral, entre os benefícios comuns de todas as formas de reúso destacam-se a diminuição da captação de água dos mananciais, tanto superficiais como subterrâneos e a redução de emissão das cargas poluidoras nos corpos

receptores. Já a aplicação de esgotos tratados na agricultura possibilita, ainda, a reutilização direta dos nutrientes como nitrogênio e fósforo e o suprimento da demanda hídrica das culturas nas regiões mais áridas onde a exploração do solo é prejudicada (PINTO et al, 2006).

A avaliação dos benefícios diretos do uso de esgoto tratado em sistemas de agricultura pode ser estimada através do aumento da produtividade ou da produção, economia no uso de fertilizantes comerciais, economia no uso da água entre outros. Entretanto, os benefícios indiretos apresentam uma maior dificuldade em sua quantificação, não sendo considerados na avaliação econômica de projetos de reúso. Mas estes benefícios podem ser percebidos na redução de danos ao ambiente, proteção de recursos subterrâneos contra a depleção, elevação de empregos e assentamentos em áreas rurais (HESPANHOL, 2006; HANJRA et al, 2011).

É fundamental, entretanto, promover em âmbito nacional no Brasil, um conjunto de estudos estratégicos sobre recursos hídricos e energia, recursos hídricos e economia, água e saúde humana, água e mudanças globais, com a finalidade de promover visões e cenários de longo prazo que estimulem políticas públicas consolidadas (TUNDISI, 2008; SATO et al, 2013).

1.2.2. Os riscos à saúde pública

Segundo METCALF e EDDY (2003) a prática de reúso oferece riscos à saúde da população necessitando de avaliação quanto aos aspectos de sodicidade, salinidade, excesso de nutrientes e, sobretudo, quanto aos aspectos sanitários: bactérias, cistos de protozoários, ovos de helmintos e vírus, uma vez que representam riscos potenciais à saúde humana e animal. Esses agentes apresentam

fator risco sanitário considerável, não apenas pelo tipo de prejuízo a saúde que podem causar, mas principalmente pelo tempo relativamente curto de resposta entre a infecção e o desenvolvimento da doença (SOUZA, 2005).

Os riscos à saúde pública estão relacionados à contaminação dos trabalhadores rurais ou da estação de tratamento, dos consumidores de produtos vegetais e de produtos animais os quais tenham pastoreado em terrenos irrigados com esgotos ou efluentes e de populações que residem próximas a estações de tratamento de esgotos ou a áreas agricultáveis. O maior risco a saúde ocorre quando o microrganismo é capaz de sobreviver por grandes períodos de tempo e se movimentar vigorosamente pelo solo (CAVINATTO e PAGANINI, 2007).

Embora inicialmente qualquer método de irrigação possa ser utilizado para a aplicação do esgoto tratado as particularidades de cada um devem ser observadas no momento da escolha devido aos diferentes impactos que podem causar na saúde dos trabalhadores agrícolas, consumidores e comunidades vizinhas. Nos sistemas de irrigação de superfície como sulcos e inundação, as culturas assim os trabalhadores agrícolas são expostos a alto risco de contaminação devido ao contato constante com o esgoto tratado. No sistema de irrigação por aspersão pode ocorrer a dispersão de pequenas gotas de água na atmosfera atingindo tanto as plantas quanto os trabalhadores, podendo alcançar também as áreas vizinhas. A irrigação localizada ou sub superficial oferece maior proteção a saúde dos trabalhadores (WHO, 2006), assim como para a cultura irrigada, uma vez que diminui ou impede o contato direto destes com o esgoto tratado (HUERTAS, 2008; EPA, 2012).

Os aspectos relacionados à saúde pública são responsáveis por grande parte

do sucesso ou fracasso de qualquer programa de reúso de efluentes tratados, segundo Hespanhol e Prost (1994) citados por SANTOS et al.(2012). Os métodos para minimizar a exposição humana se constituem em medidas que devem ser implementadas pelas autoridades responsáveis pela operação e vigilância dos projetos de reúso, devendo ser estabelecidas em função dos grupos de risco (HESPANHOL, 2006).

1.2.3. Os riscos ambientais

De maneira generalizada os poluentes, quando presentes na água de reúso, podem causar cor, turbidez e odor, alterar a temperatura, carregar sólidos dissolvidos em suspensão, fertilizantes e defensivos agrícolas. Estas substâncias impactam o meio pela diminuição do oxigênio dissolvido, danos ecológicos à vida aquática, prejuízos aos usos da água, assoreamento, eutrofização, aspectos estéticos desagradáveis, alterações paisagísticas e reflexos econômicos (CUTOLO, 2009a).

Aplicação de efluentes na agricultura pode proporcionar ainda, aspectos negativos no que diz respeito às condições de funcionamento e dinâmica do sistema de solo através da adição de sódio, provocando a dispersão de argilas e influenciar o fluxo de soluções. Portanto, a utilização de esgotos tratados nas práticas agrícolas necessita também de um amplo conhecimento dos conceitos e propriedades dos solos (MONTES et al., 2006).

A composição química da água subterrânea e sua evolução são resultantes da combinação da composição da água que infiltra o solo e das rochas do meio que ela atravessa. Sendo assim, mudanças em sua qualidade podem ocorrer devido aos processos de urbanização, desenvolvimento industrial, atividades agrícolas ou de

mineração, práticas de descarte de resíduos orgânicos, inorgânicos ou radioativos, entre outros (MONTES et al., 2006). Segundo Foster e Hirata (1988) citados por MONTES et al. (2006), o risco de contaminação da água subterrânea pode ser avaliado através da associação entre a vulnerabilidade natural do aquífero, que indica o grau de suscetibilidade do mesmo ser afetado por uma carga poluidora, e a carga contaminante potencial existente.

1.2.4. Implicações na recarga de aquíferos

Um projeto adequado de aplicação de esgoto tratado deve considerar os movimentos da água e dos nutrientes entre a aplicação e a saída da área, via infiltração do solo (PINTO et al., 2006), com a finalidade de oferecer melhorias ambientais por meio, entre outros, da proteção de recursos subterrâneos contra a intrusão de cunha salina, subsidência de terrenos e depleção (HESPANHOL, 2006).

Para garantir efetivamente esses benefícios e proteger as águas subterrâneas é necessário o conhecimento apropriado de fatores como a altura do lençol freático, a permeabilidade do solo além de outras condições físicas e químicas e definir um programa de irrigação compatível com a demanda hídrica da cultura. Estas providências são necessárias porque, embora alguns solos se comportem como um eficiente sistema de filtração e de tratamento, retendo a maior parte dos microrganismos patogênicos e partículas insolúveis nos primeiros 2 metros da superfície, elementos como nitratos alguns pesticidas e outras substâncias solúveis podem atingir o lençol freático, comprometendo o uso das águas subterrâneas (PINTO et al., 2006).

Tal fenômeno pode ocorrer quando uma camada insaturada, altamente porosa se situa sobre o aquífero permitindo a percolação de tais substâncias.

Entretanto, ocorrendo uma camada profunda e homogênea a possibilidade de contaminação é bastante remota (HESPANHOL, 2006).

1.3. O Sistema de Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle e a Metodologia de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM)

O Sistema de Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle (APPCC) foi desenvolvido, ao final da década de 50, pela agência espacial norte-americana (NASA), em parceria com a Pillsbury Company e o U.S Army Laboratories em Natick, para avaliar os critérios microbiológicos de alimentos, a fim de garantir a segurança alimentar dos astronautas nas missões espaciais. O conceito combinou princípios de microbiologia de alimentos, métodos de controle de qualidade e análise de riscos objetivando, ao invés da inspeção, a prevenção da contaminação do produto final, proporcionando um sistema de grande eficácia.

Em 1971, seu conceito foi apresentado na National Conference on Food Protection, constituído, por três princípios: (i) identificação e avaliação dos riscos associados aos alimentos, do campo ao prato; (ii) determinação dos pontos críticos de controle para administrar qualquer perigo identificado; e (iii) estabelecimento do sistema de monitoramento dos pontos críticos de controle (SURAK, 2009).

Ao final dos anos 80 a análise de perigos e pontos críticos de controle tornou-se o principal sistema de segurança alimentar, fundamentado em um grande volume de publicações sobre o tema. A implementação do sistema APPCC nas indústrias de alimentos foi impulsionada pelo desejo das grandes redes de comércio alimentício em garantir um produto de qualidade ao consumidor final.

Melhorias constantes são realizadas no sistema, buscando simplificar o conceito e assim, facilitar a aplicação e manutenção da gestão da segurança alimentar tornando-o mais efetivo. Na década de 90 o National Advisor Committee on Microbiological Criteria for Foods (NACMCF), revisou as orientações acrescentando cinco passos preliminares e reestruturando os princípios, empregados até hoje. No entanto, o conceito inicial da APPCC, nunca foi alterado (SURAK, 2009).

A sequência lógica de aplicação dos sete princípios básicos da APPCC, com o acréscimo dos cinco passos preliminares, consiste nas doze etapas listadas no **Quadro 1** (ABNT, 2002a; SOUSA, 2008):

Quadro 1 - Sequência lógica de aplicação da APPCC

Etapas		Descrição
1	1º	Formação da equipe do sistema APPCC;
2	2º	Descrição de produto;
3	3º	Identificação do uso intencional do produto;
4	4º	Estabelecimento do fluxograma;
5	5º	Confirmação do fluxograma;
6 7 8 9 10	1º	Condução da análise de perigos
	2º	Determinação dos PCC
	3º	Estabelecimento do(s) limite(s) crítico(s)
	4º	Estabelecimento de um sistema de monitoramento de controle dos PCC.
	5º	Estabelecimento da ação corretiva a ser tomada quando o monitoramento indicar que um determinado PCC não está sob controle
11	6º	Estabelecimento de procedimentos de verificação que confirmem que a APPCC está funcionando com eficiência e eficácia
12	7º	Estabelecimento de documentação de todos os procedimentos e registros apropriados a estes princípios e suas aplicações

No Brasil, o sistema APPCC foi oficializado através da publicação da norma NBR 14.900 de setembro de 2002, na qual são descritos os requisitos para uma organização implementar o sistema de gestão de segurança de alimentos seguindo os seus princípios. A norma incorpora elementos da NBR ISO 9001 e ISO 15161. Como ideia principal, os princípios da norma visam auxiliar as organizações a

enfocar as etapas do processo e as condições da produção que são críticas para a segurança de alimentos (ABNT, 2002b; SOUSA, 2008). Existem ainda, no País, legislações que tornam sua implantação obrigatória, portaria nº 1428, de 26 de novembro de 1993 do Ministério da Saúde e a portaria nº 46 de 10 de fevereiro de 1998 do Ministério da Agricultura (FRANCO, 2007).

Como ferramenta de auxílio na determinação dos pontos críticos de controle, faz-se uso de uma árvore decisória (**Figura 1**), constituída por uma série de questões que revelam se os requisitos necessários para se determinar o PCC estão presentes na etapa em questão.

Segundo HAMILTON (2006), o reconhecimento das limitações em garantir a segurança da qualidade somente através do monitoramento do produto final, por parte das companhias de abastecimento de água potável, originou a busca por estratégias preventivas de identificação e gerenciamento de risco.

A aplicação da APPCC, nos sistemas de abastecimento de água, foi descrita inicialmente por Havellar em 1994 na Holanda e desde então ganhou destaque internacional sendo largamente empregada na Austrália, após o surto de *Cryptosporidium* ocorrido no ano de 1998 na cidade de Sidney. De forma geral, os trabalhos enfatizam a caracterização dos perigos microbiológicos, acompanhado dos cinco princípios da metodologia (BRAGA, 2007).

Em 2004, a ferramenta APPCC foi incorporada a formulação dos Planos de Segurança de Água, elaborados pela OMS, embasada por adaptações e aprimoramentos realizados pelos serviços públicos dos EUA e Austrália para o contexto de água potável e sua aplicação neste setor é bem discutida na literatura (WHO, 2005; HAMILTON, 2006).

Figura 1 - Árvore decisória para definição dos pontos críticos de controle

Nota: * Prosseguir para o próximo perigo identificado no processo descrito; ** Níveis aceitáveis e inaceitáveis devem ser determinados nos objetivos gerais quando se identificarem os PCC do plano APPCC

Como os problemas de saúde pública estão geralmente entre as principais restrições para o reúso de água, as ferramentas de avaliação dos riscos oferecidos a saúde pública assumem grande importância nos projetos de reciclagem e reúso. Através do emprego destes instrumentos pode-se obter padrões de restrição mais adequados ao uso, a classificação dos tratamentos em relação a qualidade alcançada no produto final e definições dos riscos aceitáveis para uma sociedade, baseado em suas particularidades (HUERTAS et al., 2008).

A APPCC constitui um plano para o gerenciamento de riscos que inclui a identificação, a avaliação e a gestão de análise de resíduos para o estabelecimento de medidas preventivas no controle de efluente tratado para descarga nos ecossistemas aquáticos, garantindo uma produção segura de água de reúso, da estação de tratamento de esgoto (CUTOLO, 2009b). Por ser um sistema dinâmico de prevenção de risco, garante maior segurança ao produto final, quando comparado aos sistemas de controle de qualidade usuais. Isto porque tem como foco principal fatores que influenciam diretamente a qualidade da água de reúso (HUERTAS et al., 2008).

Entre os benefícios da implantação do sistema de análise de perigos e pontos críticos de controle no tratamento de efluentes estão redução do custo econômico, proveniente da redução do número de inspeções e análises do produto final; melhor qualidade da água tratada; avaliação da eficiência dos processos de tratamento do esgoto; realização do controle durante o processo, obtendo informações em tempo real permitindo que as ações corretivas sejam aplicadas imediatamente quando o perigo for detectado (HUERTAS, et al., 2008).

Segundo WESTRELL et al. (2004) a principal diferença na produção segura,

do ponto de vista microbiológico, da água de reúso comparada a de alimentos, é que a água de reúso já contém o perigo enquanto no alimento o objetivo está na prevenção da contaminação. Portanto o foco deve ser colocado no controle da exposição ao esgoto e na eliminação ou redução dos riscos através de um tratamento eficaz.

A metodologia de Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) foi concebida a partir de uma técnica proposta para a avaliação do risco químico. Entre as etapas envolvidas estão a identificação do perigo, a avaliação da exposição, a avaliação da dose-resposta e a caracterização do risco. É importante que a avaliação de risco não seja empregada de forma isolada, mas sim em conjunto a outras ferramentas de análise de risco, tais como gerenciamento e comunicação de risco (HASS et al., 1999).

A avaliação de risco microbiológico constitui importante ferramenta para estimar os riscos associados à patógenos presentes em diversas fontes, inclusive em água de reúso. Proporciona uma significativa redução na quantidade de variáveis a serem estudadas, através da identificação dos parâmetros mais críticos. Entretanto, algumas inconveniências devem ser superadas a fim de não haver erros na interpretação do risco envolvido, para uma melhor condução do processo (HUERTAS et al, 2008; IGNOTO, 2010).

Na etapa de caracterização do risco, as informações sobre o perfil da exposição e a dose-resposta são analisadas conjuntamente para o cálculo das probabilidades de infecção (risco) para um cenário de exposição de uma população a um organismo patogênico ou a um ambiente de interesse. Assim, conhecida a concentração de um dado organismo em uma determinada matriz (por exemplo,

água para consumo humano, culturas irrigadas, solo, bioossólidos) e estimada a ingestão (de determinado volume de líquido, quantidade de alimentos, partículas de solo ou bioossólidos, etc.) pode se estimar o risco anual de infecção. Inversamente, estabelecido o risco tolerável, pode se estimar a concentração admissível de organismos patogênicos na matriz considerada e, por conseguinte, o grau de tratamento requerido (BASTOS et al., 2009).

A metodologia de AQRM não é de fácil aplicação ao cenário 'utilização de esgotos' ou 'utilização de bioossólidos', dada à complexidade dessas exposições (BASTOS, 2009). No entanto, é um método de baixo custo através do qual se pode estimar níveis muito baixos de risco de infecção ou doença permitindo também a comparação entre as rotas de exposição. Em contra partida, os riscos podem ser estimados apenas para um agente patogênico por vez, os cenários de exposição podem variar significativamente apresentando dificuldades em sua modelagem, não havendo dados disponíveis para cada cenário (WHO, 2006; IGNOTO, 2010).

Segundo IGNOTO (2010), a avaliação de risco microbiológico contribui com dados importantes para melhoria do desempenho de estações de tratamento de esgoto e seus resultados podem subsidiar e incentivar os gestores a atuar preventivamente na proteção da saúde humana por meio do estabelecimento de processos e tratamentos que visem à redução de patógenos nas fontes de água de reúso ou através de padrões e leis que regulem sua qualidade.

Os estudos de AQRM devem ser conduzidos de forma a demonstrar a real exposição da população em questão, considerando-se o gênero, hábitos e comportamentos, aspectos culturais, regionais e demográficos, entre outros, que venham a alterar significativamente a exposição (IGNOTO, 2010).

O **Quadro 2** apresenta as etapas da avaliação quantitativa de risco microbiológico, os processos empregados e as referências consultadas para a sua elaboração.

Quadro 2 - Etapas de elaboração da metodologia AQRM

Etapas	Processo	Referências
I. Identificação	Valores de <i>Escherichia coli</i> (NMP/100mL) Ovos de helmintos (ovos/L)	Ayres e Mara, 1996
II. Avaliação da Dose-Resposta	$P1(d)=1-[1-(d/N50)(2^{1/\alpha}-1)]^\alpha$ (modelo β -poisson) $P1(d)=1-\exp(-rd)$ (modelo Exponencial) P1(d) é a probabilidade de tornar infectado pela ingestão de dose (d) organismos; N50 é a média de infecções representado pelo número de organismos que poderá infectar 50% da população; α e r são as constantes de infectividade como exemplo para rotavírus, α é 6.17 e r é 0.253	Haas et al, 1999; Seidu et al, 2008; Karavarsamis e Hamilton, 2010; Mara, 2011; Cutolo et al, 2012
III. Caracterização do Risco	$P1(A)=1-[1-P1(d)]^n$ (Risco de infecção anual) O risco anual de infecção P1(A) é calculado pela simples exposição a uma dose (d), e n representado pelo número de dias do ano em que a pessoa está exposta a essa dose (d)	Haas et al, 1999; Seidu et al, 2008; Karavarsamis e Hamilton, 2010; Mara, 2011; Cutolo et al, 2012
IV. Cenários de exposição	(a) Ingestão accidental de efluentes por trabalhadores da ETE; b) Ingestão accidental de solos contaminados por trabalhadores da ETE, trabalhadores rurais e comunidade do entorno.	Seidu et al, 2008; Karavarsamis e Hamilton, 2010

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo Geral

Como objetivo geral no presente estudo, buscou-se estabelecer medidas preventivas para o lançamento de efluentes nos ecossistemas aquáticos, controle sanitário na redução de patógenos transmitidos por águas contaminadas e a disposição de efluentes tratados em solos tropicais como ferramentas de auxílio do

manejo integrado dos recursos hídricos em bacias hidrográficas, por meio do uso de metodologia de gerenciamento de risco com aplicação do Sistema de Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle (APPCC), em um conjunto de tecnologias na produção de efluente tratado de esgoto de origem doméstica para avaliar o potencial de emprego em solos agrícolas.

2.2. Objetivos específicos

Como objetivos específicos, procuramos:

- ✓ Estabelecer os pontos críticos de controle na ETE de Lins-SABESP e campo experimental por aspersão com 200%ETc em produção de Tifton;
- ✓ Detectar a presença de indicadores microbiológicos, especificamente, coliformes totais e *Escherichia coli*, vírus entéricos e ovos de helmintos nas amostras dos Pontos Críticos de Controle (esgoto bruto, efluente da lagoa anaeróbia, efluente tratado, camadas de solo e poços de monitoramento) na ETE de Lins-SABESP e campo experimental por aspersão com 200%ETc em produção de Tifton
- ✓ Quantificar os indicadores microbiológicos coliformes totais e *Escherichia coli* e ovos de helmintos nas amostras dos Pontos Críticos de Controle (esgoto bruto, efluente da lagoa anaeróbia, efluente tratado, camadas de solo e poços de monitoramento) na ETE de Lins-SABESP e campo experimental por aspersão com 200%ETc em produção de Tifton;
- ✓ Analisar a eficiência do sistema de análise de perigos e de pontos críticos de controle como instrumento da avaliação e gerenciamento de riscos à saúde para reúso de efluentes tratados e disposição no solo;
- ✓ Aplicar a ferramenta de exposição de risco (Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico) procurando identificar o perigo, avaliar as formas da exposição e de dose-resposta e caracterizar o risco;
- ✓ Acompanhar as etapas do processo na produção do efluente final com potencial para reúso agrícola na estação de tratamento de esgotos, por

meio de análises dos parâmetros físico-químicos e indicadores biológicos da água, permitindo analisar as vulnerabilidades e as potencialidades locais e regionais na bacia hidrográfica, promovendo o fomento do reúso de água controlado e planejado, com investimentos em tecnologias sustentáveis em pontos estratégicos na gestão de bacias hidrográficas.

3. MATERIAL E MÉTODO

3.1. Revisão Bibliográfica

Como procedimento metodológico, partiu-se de uma revisão bibliográfica relacionada aos temas abordados, visando oferecer subsídios sobre a relevância do assunto, tanto para a proteção e conservação dos recursos hídricos quanto para auxiliar na garantia da qualidade de vida da população.

Para a composição desse item foram realizadas buscas nas bases de dados conveniadas oferecidas pelo sistema da Universidade de São Paulo através das seguintes palavras-chave e suas correspondentes na língua inglesa: seca, águas subterrâneas, recarga artificial de aquíferos, gestão de recursos hídricos, uso integrado da água, escassez ou crise hídrica, Anos de Vida Ajustados em Densidade - AVAD, Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle - APPCC, Avaliação Quantitativa do Risco Microbiológico - AQRM.

3.2. Área de estudo

O município de Lins está localizado à 21°40'43" de latitude sul e a 49°44'33" de longitude oeste, a uma distância de 455 quilômetros da capital do Estado com uma altitude de 437 metros (**Figura 2**). A população estimada em 2011 era de 73 mil habitantes. Possui clima mesotérmico, com calor forte em todo o ano e inverno seco, mas ainda assim com temperaturas elevadas. A temperatura média anual é 22,9 °C,

com média das máximas de 29,5°C e média das mínimas de 16,3°C. A precipitação média anual é 1.300 mm. (CEPAGRI, 2016).

Segundo a divisão hidrográfica do estado de São Paulo (**Figura 2**), o município pertence à Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos Tietê/Batalha, (UGRHI) 16, na bacia hidrográfica do rio Tietê. A UGRHI 16 localiza-se na região centro-oeste do Estado, sendo definida por uma série de bacias hidrográficas de cursos d'água que desembocam no rio Tietê pela barragem da Usina Hidroelétrica de Promissão. Entre os cursos d'água destacam-se os rios Batalha, Dourado, Ribeirão dos Porcos, São Lourenço e o Tietê, além do reservatório de Promissão (SÃO PAULO, 2011; BRASIL, 2012).

Como principais atividades econômicas da região encontram-se a agricultura, com destaque para a plantação de cana-de-açúcar e laranja, a pecuária e atividades industriais nas áreas da mecânica e alimentícia, predominantemente a sucroalcooleira. A usina hidroelétrica Mário Leão, no município de promissão, contribui para o desenvolvimento de toda a região. O potencial turístico da região fica evidenciado através das atividades de recreação desenvolvidas ao longo da área de inundação (SÃO PAULO, 2011).

Em Lins, a pesquisa foi desenvolvida na estação de tratamento de esgoto (ETE) municipal que é constituída por um conjunto de três lagoas anaeróbias em paralelo (tratamento primário), seguidas por um conjunto de três lagoas facultativas fotossintéticas (tratamento secundário), onde são produzidos cerca de 500 m³ h⁻¹ de efluente secundário de esgoto tratado (DE PAULA, 2008).

Figura 2 - A) Localização do município de Lins no Estado de São Paulo; B) Mapa da divisão hidrográfica do Estado de São Paulo; C) Mapa da UGRHI 16 Tietê Batalha

A área de estudo, mostrada na **Figura 3**, constitui um campo experimental para pesquisas de utilização de efluente na agricultura que foi criado pela Sabesp e Universidade de São Paulo com suporte financeiro da Fapesp, Finep, CNPq e Sabesp. O campo experimental de Lins apresenta uma área de 6ha e está instalado em um terreno com relevo levemente inclinado em direção ao eixo de uma drenagem. Conta com uma boa infraestrutura de pesquisa - (poços para monitoramento do lençol freático ao longo da vertente, sistema de irrigação por aspersão convencional e estação de medição pluviométrica). O solo da área experimental é classificado como Argissolo Vermelho distrófico Latossólico, de textura média-argilosa (FONSECA, 2005; DE PAULA, 2008) cultivado com capim-Bermuda Tifton 85.

A irrigação com efluente de esgoto tratado foi composta por lâminas excedentes em relação a uma lâmina controle considerada como a quantidade necessária para suprir a demanda hídrica do capim Tifton 85 e manter a tensão de água no solo em 20 kPa (quilopascal), compreendida como capacidade de campo para solo de textura média. As demais lâminas foram calculadas a partir da quantidade de fluente aplicado na lâmina controle, de forma a corresponder a 25, 50, 100 e 200% de excesso de irrigação em relação a lâmina controle (DE PAULA, 2008). A necessidade de irrigação foi determinada a partir da umidade crítica do solo na camada entre 0 e 60 cm de profundidade, fornecida pela leitura dos tensiômetros a cada dois dias. A irrigação ocorria ao constatar-se que a umidade volumétrica do solo correspondia a 70% da capacidade de água disponível (FONSECA, 2005).

Figura 3 - Vista aérea da ETE do município de Lins

Nota: 1 - Lagoa Anaeróbia; 2 - Lagoa Facultativa; 3 - Campo experimental; 4 - Corpo receptor, Ribeirão Campestre

3.3. Amostragem e parâmetros utilizados

O período de coleta das amostras teve início em junho de 2013 se estendendo até novembro de 2015. Foram realizadas dezesseis coletas de amostras do sistema de tratamento de esgoto entre julho de 2013 a abril de 2014 e março a agosto de 2015. Quatro coletas de água subterrânea entre os meses de agosto a novembro de 2015. E duas coletas de amostras de solo irrigado nos meses de setembro de 2014 e 2015.

Os pontos de coleta das amostras do sistema de tratamento de esgoto foram definidos através da metodologia de Análise de Perigos e Pontos Críticos de Controle, descrita a diante. Os poços de monitoramento do lençol freático selecionados para o estudo foram o poço 1 (testemunha), localizado a montante do campo experimental, o poço 4 localizado imediatamente a jusante das parcelas irrigadas e o poço 5, mais próximo do Ribeirão Campestre, corpo receptor do efluente da ETE, como representado na **Figura 4**.

Figura 4 - Vista aérea do campo experimental com indicação dos poços de monitoramento estudados

Nota: 1 - Poço testemunha; 4 - Poço imediatamente a jusante das parcelas irrigadas; 5 - poço a montante do corpo receptor.

A coleta de solo foi realizada em parcela de plantio de capim Tifton 85 com irrigação por aspersão, a 200% do necessário, afim de estimar a capacidade do solo reter os organismos patogênicos em condições extremas de irrigação. Para a realização das coletas foi escavada uma trincheira, em local previamente definido, com profundidade aproximada de 80 cm, como mostrado na **Figura 5**. As profundidades determinadas para coleta foram: 0-5; 5-10; 10-15; 15-20; 20-30; 30-

40; 40-50 e 50-60 cm, totalizando 8 amostras.

Figura 5 - Detalhes das trincheiras para a coleta de amostras de solo

Para as análises parasitológicas em amostras líquidas, foram coletados 1 litro de esgoto bruto, 10 litros de efluente da lagoa anaeróbia e 10 litros de efluente da lagoa facultativa, segundo as orientações de (AYRES e MARA , 1996). Para as análises microbiológicas (coliformes totais e *Escherichia coli*) foram coletados 250 mL de amostra, em frascos esterilizados (BRANDÃO 2011). As amostras de água subterrânea foram coletadas com auxílio de amostrador Bailer, descartável, com capacidade para 1000 mL.

As amostras foram encaminhadas para o Laboratório de Saneamento Prof. Dr. Lucas Nogueira Garcez, do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Escola Politécnica da USP, em caixas de isopor refrigerada com gelo em temperatura aproximada de 4°C. Para a pesquisa de vírus entéricos uma fração das amostras foi encaminhada para o Laboratório de Microbiologia Molecular da Universidade FEEVALE, Novo Hamburgo – RS, sob a supervisão do Professor Dr. Fernando Spilki.

O **Quadro 3** apresenta os parâmetros estudados, as técnicas analíticas empregadas, assim como a referência consultada e a origem da amostra.

Quadro 3 - Parâmetros das análises de amostras nos pontos de controle

	Parâmetros	Técnica Referência	/	Origem da Amostra
Biológicos	Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i>	Colilert, Standard Methods (APHA, 2005)		Sistema de tratamento de esgoto; Poços e Solo
	Parasitológicos (ovos de helmintos)	Método de Bailenger modificado (AYRES e MARA, 1996)		Sistema de tratamento de esgoto; Solo
	Vírus Entéricos	L5.504 (CETESB, 1991).		Poços; Solo
Físico-químico	Clorofila-a, Feoftina-a, Carbono Orgânico Total, Fósforo Total, Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrogênio amoniacal – amônia (NH ₃ -), Nitrato (NO ₃ -), Sólidos Suspensos Fixos, Sólidos Suspensos Totais, Sólidos Suspensos Voláteis, Sólidos Totais, Sólidos Totais Dissolvidos, Sólidos Totais Fixos Sólidos Totais Voláteis,	Standard Methods (APHA, 2005)		Sistema de tratamento de esgoto; poços

3.4. Aplicação da Metodologia de Análises de Perigos e Pontos

Críticos de Controle

A presença de patógenos, em altas concentrações, nos esgotos domésticos, assim como suas características de sobrevivência no ambiente e a capacidade de infecção são fatores de grande relevância para a implementação segura, do ponto de vista da saúde pública, de programas de reúso de água. Considerando essas particularidades, na etapa de condução da análise dos perigos - primeiro princípio da metodologia APPCC - foram elencados como perigos os coliformes totais, *Escherichia coli* e ovos de helmintos.

Posteriormente, foram determinados os pontos críticos de controle - segundo princípio da metodologia (**Figura 6**). O canal de medição de vazão, foi escolhido como PCC1, onde foram coletadas amostras de esgoto bruto, considerando-se a

necessidade de conhecer a carga de patógenos a ser tratada; Como PCC2 foi estabelecido a saída do efluente da lagoa anaeróbia, a fim de monitorar a eficiência do tratamento primário; O PCC3 corresponde a saída do efluente da lagoa facultativa, com o intuito de monitorar o efeito do tratamento secundário no esgoto; O solo irrigado foi determinado como PCC4; e os poços de verificação do lençol freático correspondem ao PCC5.

Figura 6 - Pontos Críticos de Controle ao longo do tratamento de esgoto

Através da aplicação do terceiro princípio da metodologia APPCC, para determinar os limites críticos a serem alcançados no PCC3, foram empregadas as concentrações indicadas pela resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), para coliformes totais e *E. coli* e os valores sugeridos pelas diretrizes da OMS (WHO, 2006), para a presença de ovos de helmintos na água de reúso destinada para a agricultura.

Ficou estabelecido, na condução do quarto princípio que as amostras seriam coletadas, com uma frequência mensal. No entanto, por dificuldades com a logística e execução das análises, esse prazo não pôde ser cumprido rigorosamente. A metodologia analítica escolhida para os ovos de helmintos foi a de Bailenger modificada (AYRES e MARA, 1996) e para coliformes totais e *Escherichia coli* a formulação Colilert (APHA, 2005).

3.5. Técnicas de análise parasitológicas em amostras líquidas

A técnica utilizada para detecção de ovos e larvas de helmintos em amostras líquidas (**Figura 7**) consiste na concentração das partículas em suspensão, através de sedimentação com auxílio de centrífuga e posterior flutuação dos ovos, com a adição de solução de sulfato de zinco a 33 % com densidade específica de 1,20, para proporcionar a flotação das estruturas parasitárias. O levantamento qualitativo e/ou quantitativo de ovos de helmintos de importância sanitária existentes em determinado volume de amostra fora realizado através da observação ao microscópio óptico comum (YANKO, 1988; MARA e CAIRNCROSS, 1989; LEVENTHAL e CHEADLE, 2000).

No laboratório, as amostras foram colocadas em descanso para sedimentação por gravidade, por 12 horas. Com o auxílio de bomba de sucção, 90% do sobrenadante foi removido e o restante transferido junto com o sedimento para tubos de Falcon. Os frascos foram então submetidos à centrifugação por 15 minutos a 1000 rpm e o sobrenadante descartado, sendo esta etapa repetida até se obter um líquido límpido. O material foi dividido em 2 frascos de 15mL com fundo cônico. Cada tubo identificado como amostra “A” e amostra “B” foi submetido a mais um processo de centrifugação e o sobrenadante desprezado. O pellet (sedimento) foi então suspenso com a adição de solução tampão acetoacética e acetato de etila e centrifugado por 15 minutos a 1000 rpm, até obtenção de um líquido límpido.

Procedeu-se a remoção do sobrenadante e a agitação do pellet pela adição de 5 mL de solução de sulfato de zinco a 33% e o volume final registrado.

Da mistura obtida fez-se a divisão em três alíquotas de 1 mL, que posteriormente foram transferidas para câmara de Sedgwick-Rafter e submetidas à

análise em microscópio óptico comum, em aumento de 100 vezes.

Figura 7 - Representação das etapas da técnica de análise parasitológicas em amostras líquidas

3.5.1. Expressão dos resultados

As amostras foram analisadas em nível qualitativo e quantitativo, sendo que, a análise qualitativa foi realizada através da identificação dos ovos e larvas de helmintos encontrados de acordo com o formato e o tamanho, com auxílio de Atlas de parasitologia e chaves de classificação segundo orientação da OMS. Já a análise quantitativa deu-se pela determinação numérica de ovos e larvas de helmintos contados na alíquota.

As observações em amostras líquidas devem, segundo regras internacionais, ser expressas por litro (AYRES e MARA, 1996). Para tanto, após a realização da

identificação microscópica os valores obtidos foram aplicados na seguinte equação (EQ. 01):

$$Ovos/L = \frac{n^{\circ} ovos \times vol. final}{1,0 \times vol. amostra} \quad (1)$$

Onde: ***n° ovos*** = número de parasitos encontrados; ***vol. final*** = volume do produto final (mL); e ***vol. Amostra*** = volume original da amostra (Litro)

3.6. Técnicas para análise microbiológica em amostras ambientais

Para a determinação dos coliformes empregou-se a formulação comercial Colilert® através das etapas apresentadas na **Figura 8**. Diluição de uma alíquota da amostra coletada, se necessário, em frasco estéril de 100 mL, até uma concentração adequada. Adição do conteúdo de uma ampola do meio, agitando até total diluição. A mistura obtida foi então transferida para a cartela QuantiTray™ ou Quanti-Tray™ /2000 e fechada em selador de Quanti-tray. As cartelas foram incubadas a (37±1) °C durante 24 h e observadas em fluorescência com luz UV de 6 watt, 365 nm, num ambiente escuro. Através da contagem do número de poços amarelos/fluorescentes, determinou-se o número mais provável (NMP).

Figura 8 - Representação das etapas da técnica para análise de coliformes totais e *E. coli* em amostras ambientais

Para a detecção de bactérias heterotróficas nas amostras de água dos poços de inspeção, foi utilizada a metodologia SIMPLATE FOR HPC®, baseada em uma tecnologia de múltiplas enzimas, através das etapas apresentadas na **Figura 9**. Neste teste as bactérias viáveis na amostra são detectadas através da presença de enzimas existentes na sua formação. Os resultados, em Número mais provável, têm correlação com o método descrito na Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

As amostras de água dos poços de inspeção foram diluídas até 1/100. Da amostra diluída 10 mL foram transferidos para um frasco contendo o meio de cultura e homogeneizadas até completa dissolução. O conteúdo foi totalmente transferido para as placas SimPlate e através de movimentos circulares distribuído por todos os poços. O excesso foi drenado e as amostras incubadas por 48 horas a 35° C. Após este período as placas foram submetidas a incidência de luz UV de 6 watt, 365 nm,

num ambiente escuro. Através da contagem do número de poços fluorescentes, determinou-se o número mais provável (NMP).

Figura 9 - Representação das etapas da técnica de análise de bactérias heterotróficas em amostras ambientais

3.7. Análise do solo

Nos meses de setembro de 2014 e setembro de 2015 foram realizadas as campanhas de coleta das amostras de solo irrigado para análises de ovos de helmintos, coliformes totais, *E. coli* e vírus entéricos.

3.7.1. Determinação da massa de solo seco

Para a determinação da massa seca no solo, foram separadas 50 gramas de cada amostra, colocadas em cápsulas de porcelana com peso já conhecido e determinado o peso úmido do material. A cápsula foi submetida a secagem, até peso constante, em estufa a 100° C por 24 horas. Após esse período o material foi novamente pesado anotando-se o peso seco. Foi calculada a diferença entre os pesos anotados determinando-se o percentual de massa seca.

3.7.2. Análises microbiológicas

Para as análises de coliformes totais e *E. coli* de cada amostra foi retirada uma fração de 10 gramas de solo, diluída em 90 mL de água destilada - 1:10 ou 10^{-1} e agitadas mecanicamente por 30 minutos (MALKAWI e MOHAMMAD, 2003; ESTRADA et al. 2004; SANTOS et al., 2006). Realizou-se mais uma diluição para obter uma solução a 10^{-3} . Posteriormente foi empregado o método cromogênico Colilert® através da adição do substrato específico ao frasco com a diluição final. Após um período mínimo de aproximadamente 10 minutos a solução foi agitada suavemente. Em seguida a solução foi transferida para uma cartela Quenty Tray, previamente identificada, selada e incubada por 24 hrs a 36° C (APHA, 2005). Após o período de incubação realizou-se a identificação dos poços corados de amarelo para a identificação de coliformes totais e fluorescentes, sob incidência de luz ultravioleta, para a identificação de *E.coli* (**Figura 10**).

Figura 10 - Representação das Etapas da análise microbiológica em amostras de solo.

3.7.3. Análises Parasitológicas

Para as análises parasitológicas foram separadas 25 gramas de cada amostra e adicionados 225 mL de água destilada, conforme a técnica descrita por YANKO (1988). O volume remanescente da amostra homogeneizada foi retirado e transferido para peneira, lavado através de várias enxaguadas com água destilada, coletando-se o lavado no béquer e deixado para sedimentar "overnight". O sobrenadante foi removido do béquer acima da camada sedimentada e descartado. O material sedimentado foi transferido para tubos de centrífuga de 50 mL e centrifugado a 1250 rpm por 3 minutos. O sobrenadante foi retirado e os pellets suspensos com solução de sulfato de zinco a 33%, com densidade de 1,20 e centrifugados a 1250 rpm por 3 minutos. A película formada de sulfato de zinco foi cuidadosamente retirada e colocada em um cálice graduado de 250 mL diluída com água destilada, coberta e deixada em sedimentação de um dia para o outro. O sobrenadante acima da camada do material sedimentado foi retirado. O sedimento foi, então, suspenso por rotação e transferido para tubos cônicos de centrífuga de 15 mL e centrifugados a 1800 rpm por 3 minutos. Os concentrados foram examinados ao microscópio utilizando Câmara de Sedgwick-Rafter e os ovos encontrados foram identificados e registrados como ovos/grama de peso seco (**Figura 11**).

Figura 11- Representação das Etapas da análise parasitológica em amostras de solo.

3.7.4. Análise de vírus entéricos

Para os ensaios de análise de vírus entéricos foram separadas 25 gramas de cada amostra em sacos plásticos previamente identificados, hermeticamente fechados e acomodados em caixa de isopor em temperatura apropriada. O material foi enviado para o Laboratório de Microbiologia Molecular da Universidade FEEVALE, Novo Hamburgo – RS. As análises foram realizadas segundo a norma técnica de identificação de Enterovírus - L5.504 (CETESB, 1991) complementada por quantificação molecular de adenovírus, utilizando metodologia previamente descrita (MAURER et al., 2015; STAGGEMEIER et al., 2015).

3.8. Aplicação da Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM)

A partir do conhecimento da qualidade microbiológica das amostras foi utilizada a metodologia para estimativa do risco através da Avaliação Quantitativa de

Risco Microbiológico (AQRM) para a identificação do perigo através da escolha dos patógenos como indicadores nas análises das amostras; avaliação da Dose-Resposta com o uso do modelo β -Poisson (HAAS et al., 1999) para infecções por *Escherichia coli* e modelo exponencial para infecções por parasitas a serem determinados nas amostras como indicadores (WESTRELL et al., 2004).

Na etapa de identificação do perigo foram determinados o microrganismo, a natureza do efeito a saúde humana, a população e a resposta imunológica aos patógenos específicos (PARKIN, 2007). Na etapa de avaliação de exposição foram estimadas ou medidas a intensidade, frequência e a duração da exposição humana ao agente patogênico, diante do cenário estudado. Também foram determinadas a rota, a distribuição e a concentração dos microrganismos (HAAS et al., 1999; GERBA, 2000).

Na etapa de avaliação de dose-resposta é estabelecida a relação entre a dose de um agente administrado ou recebido e a probabilidade de ocorrência de consequências adversas à saúde em populações expostas (GERBA, 2000; HAAS et al., 1999).

No modelo beta-Poisson, a probabilidade de infecção por organismo varia de acordo com a população. Nesse caso, a probabilidade r do microrganismo sobreviver e atingir o hospedeiro segue a distribuição beta. Já no modelo exponencial se assume que todos os microrganismos estão distribuídos aleatoriamente e que todos têm a mesma probabilidade, r , de causar uma infecção (IGNOTO, 2010).

Na fase de caracterização do risco pretende-se representar a integração da identificação do perigo, a avaliação de exposição e a avaliação de dose-resposta

para que seja possível determinar a probabilidade de infecção, de doença ou de morte (IGNOTO, 2010).

3.9. Análises estatísticas dos indicadores microbiológicos e parâmetros físico-químicos nos PCCs

As análises estatísticas foram utilizadas para verificar a existência de correlação entre os indicadores microbiológicos, parasitológicos e parâmetros físico-químicos nos PPCs. Por meio dos programas SAS e EXCEL pode-se evidenciar correlações positivas e negativas, estabelecendo os seguintes valores com correlações positivas e negativas fortes ($p > 0,7$), moderadas ($0,5 < p < 0,69$).

Os dados climáticos sobre a precipitação e temperatura, correspondentes ao período do projeto foram pesquisados no banco de dados do CIIAGRO (Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas) e são apresentados na **Tabela 13** nos anexos.

4. RESULTADOS

4.1. Resultados das análises microbiológicas e parasitológicas realizadas no sistema de tratamento de esgoto

No presente trabalho, foram estudados os indicadores microbiológicos e parasitológicos de importância sanitária, considerando os possíveis prejuízos que estes podem acarretar a saúde pública. A **Figura 12** ilustra a forma de apresentação dos resultados do método Colilert, indicando a presença de coliformes totais através da coloração amarela e de *Escherichia coli* por meio da fluorescência.

Figura 12 - Cartelas de Colilert indicando a presença de coliformes totais (coloração amarela) e *E. coli* (fluorescentes)

Como apresentado na **Figura 13**, no PCC1 a concentração de coliformes totais variou entre $2,62 \times 10^6$ NMP/100mL e $1,01 \times 10^8$ NMP/100 mL, com média de $3,56 \times 10^7$ NMP/100mL e mediana de $2,18 \times 10^7$ NMP/100mL. No PCC2 a variação da concentração foi de $4,10 \times 10^5$ NMP/100mL e $3,50 \times 10^7$ NMP/100 mL, média de $7,36 \times 10^6$ NMP/100 mL e mediana de $2,43 \times 10^6$ NMP/100mL. No PCC3 as concentrações variaram entre $1,24 \times 10^5$ e $1,78 \times 10^6$ NMP/100 mL sendo a concentração média $8,13 \times 10^5$ e a mediana $6,89 \times 10^5$ NMP/100mL.

Figura 13- Diagrama Box Whisker: Coliformes Totais observados nos Pontos Críticos de Controle 1,2 e 3.

Nota: PCC1 - Ponto de controle do esgoto bruto, calha parshall; PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia; PCC3 - Saída da lagoa facultativa

Para as concentrações de *Escherichia coli* a variação observada esteve entre $9,80 \times 10^5$ NMP/100mL e $7,55 \times 10^7$ NMP/100mL, no PCC1, com média $1,85 \times 10^7$ NMP/100 mL e mediana $7,98 \times 10^6$ NMP/100mL. No PCC2 a variação das concentrações permaneceu entre $2,00 \times 10^5$ NMP/100mL e $2,01 \times 10^7$ NMP/100mL com média $3,12 \times 10^6$ NMP/100 mL e mediana $1,60 \times 10^6$ NMP/100mL. No PCC3 a concentração variou de $3,45 \times 10^4$ a $9,59 \times 10^5$ NMP/100mL com média $4,69 \times 10^5$ NMP/100 mL e mediana $3,13 \times 10^5$ NMP/100mL (**Figura 14**).

Figura 14- Diagrama Box Whisker: *Escherichia coli* nos Pontos Críticos de Controle 1,2 e 3.

Nota: PCC1 - Ponto de controle do esgoto bruto, calha parshall; PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia; PCC3 - Saída da lagoa facultativa

O sistema de tratamento de esgoto por lagoas proporcionou uma redução da concentração tanto dos Coliformes Totais, como de *E. coli* ao longo do tratamento. Para os Coliformes Totais, a eficiência de remoção obtida entre o PCC1 e o PCC2 foi de 79%, entre o PCC2 e o PCC3 89% e entre o PCC1 e o PCC3 98%. Já para *E. coli* a eficiência de remoção atingiu 83% entre os PCCs 1 e 2, 85% entre os PCCs 2 e 3 e 97% entre os PCCs 1 e 3.

A **Figura 15** apresenta os valores da média de coliformes totais e *Escherichia coli*, encontrados nos pontos críticos de controle 1, 2 e 3, comparados aos valores exigidos na resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), de 17 de março de 2005, para o enquadramento de efluentes tratados em corpos hídricos de classe 3 de até 10^3 NMP/100 mL.

Figura 15 - Comparação dos indicadores biológicos coliformes totais (CT) e *E. coli* observados nos PCCs com os valores permitidos na resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005).

Nota: PCC1 - Ponto de controle do esgoto bruto, calha parshall; PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia; PCC3 - Saída da lagoa facultativa

As concentrações dos ovos de helmintos observadas na leitura das amostras A e B, ao longo do tratamento de esgoto estão representadas nas **Figuras 16 e 17**. A concentração de ovos no PCC1 variou entre 0 e 7,33 ovos/L, nas amostras A e 0 e 3,67 ovos/L nas amostras B, sendo as respectivas médias 1,77 e 1,04 ovos/L. As medianas observadas neste ponto foram 1,70 ovo/L nas amostras A e 1,77 ovo/L nas amostras B. No PCC2, as amostras apresentaram concentrações variando entre 0 e 0,55 ovos/L com média de 0,12 ovo/L nas amostras A e entre 0 e 0,36 ovos/L com média de 0,10 ovo/L nas amostras B. As medianas observadas no PCC2 foram 0,17 e 0,00 ovos/L nas amostras A e B, respectivamente. No PCC3 não foram observados ovos de helmintos em nenhuma das amostras.

Figura 16- Diagrama Box Whisker: Ovos de Helminthos observados na amostra “A” dos Pontos Críticos de Controle 1 e 2

Nota: PCC1 - Ponto de controle do esgoto bruto, calha parshall; PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia

Figura 17- Diagrama Box Whisker: Ovos de Helminthos observados na amostra “B” dos Pontos Críticos de Controle 1 e 2

Nota: PCC1 - Ponto de controle do esgoto bruto, calha parshall; PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia

Como é possível observar na **Figura 18** ao final do tratamento primário - lagoa anaeróbia - denominado PCC2, o limite sugerido pela OMS (WHO, 2006) já havia sido alcançado. A eficiência de remoção alcançada nesta etapa do tratamento, para os ovos de helmintos, nas amostras A foi de 93% e nas amostras B de 90 %.

Ao final do tratamento a eficiência de remoção foi de 100% em ambas as amostras.

Figura 18-Comparação dos indicadores parasitológicos encontrados nos PCCs, em relação as diretrizes de WHO 2006.

Nota: PCC1 - Ponto de controle do esgoto bruto, calha parshall; PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia

A **Tabela 1** apresenta o resultado da pesquisa qualitativa dos ovos helmintos, onde nota-se que ovos de *T. trichiura* e *Ascaris ssp* apresentaram maior frequência entre os ovos encontrados no PCC1. No PCC2, a frequência de ovos de *H. diminuta* foi superior à de *Ascaris ssp* e *T. trichiura*. A aparência de cada um destes ovos está ilustrada na **Figura 19**

Tabela 1 - Número de ovos de helmintos encontrados e a frequência por ponto crítico de controle

	PCC1		PCC2	
	Nº	Frequência	Nº	Frequência
<i>Ancilostomideo</i>	3	13%		
<i>Ascaris ssp</i>	9	38%	6	30%
<i>Capillaria hepatica</i>	1	4%	1	5%
<i>Hymenolepis diminuta</i>	2	8%	7	35%
<i>Trichuris trichiura</i>	7	29%	4	20%
<i>Taenia sp</i>	2	8%	1	5%
<i>Toxocara ssp</i>			1	5%

Figura 19 - Ovos de Helmintos encontrados nas amostras dos PCCs 1 e 2 pertencentes ao sistema de tratamento de esgoto

Nota: A- *Trichuris trichiura*; B- *Hymenolepis nana*; C- *Capillaria hepatica*; D- *Toxocara* spp; E- *Ascaris* spp; F- *Taenia* spp

4.2. Resultados das análises microbiológicas e parasitológicas realizadas no solo irrigado

Nos meses de setembro de 2014 e setembro de 2015 foram realizadas as coletas de amostras de solo irrigado com efluente de esgoto tratado com o intuito de identificar o grau de contaminação do perfil do solo pelos organismos patogênicos presentes no efluente.

A **Tabela 2** apresenta os valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo de coliformes totais e *Escherichia coli* obtidos nas análises realizadas nas oito profundidades do solo, no mês de setembro de 2014.

Tabela 2 - Valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo de coliformes totais nos horizontes de solo em setembro de 2014.

Profundidade	Unidade	Coliformes Totais			Escherichia coli		
		$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx	$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx
0 a 5 cm	NMP/100mL	1,01x10 ⁶ (6,70x10 ²)	1,01x10 ⁶	1,01x10 ⁶	8,70x10 ³ (5,36x10 ³)	4,13x10 ³	1,46x10 ⁴
5 a 10 cm	NMP/100mL	3,44x10 ⁵ (1,89x10 ⁵)	1,48x10 ⁵	5,25x10 ⁵	1,34x10 ³ (5,83x10 ²)	1,00x10 ³	2,01x10 ³
10 a 15 cm	NMP/100mL	7,60x10 ⁵ (2,67x10 ⁵)	4,79x10 ⁵	1,01x10 ⁶	5,53x10 ³ (7,85x10 ³)	1,00x10 ³	1,46x10 ⁴
15 a 20 cm	NMP/100mL	1,01x10 ⁶ (0,00x10 ⁰)	1,01x10 ⁶	1,01x10 ⁶	6,50x10 ³ (9,53x10 ³)	1,00x10 ³	1,75x10 ⁴
20 a 30 cm	NMP/100mL	1,60x10 ⁵ (2,46x10 ⁴)	1,34x10 ⁵	1,83x10 ⁵	1,69x10 ³ (1,19x10 ³)	1,00x10 ³	3,06x10 ³
30 a 40 cm	NMP/100mL	3,05x10 ⁴ (1,04x10 ⁴)	2,16x10 ⁴	4,20x10 ⁴	1,00x10 ³ (0,00x10 ⁰)	1,00x10 ³	1,00x10 ³
40 a 50 cm	NMP/100mL	2,95x10 ⁴ (7,75x10 ³)	2,11x10 ⁴	3,64x10 ⁴	3,46x10 ³ (2,68x10 ³)	1,00x10 ³	6,32x10 ³
50 a 60 cm	NMP/100mL	5,21x10 ⁴ (1,61x10 ⁴)	3,41x10 ⁴	6,51x10 ⁴	1,00x10 ³ (0,00x10 ⁰)	1,00x10 ³	1,00x10 ³

Nota: $\bar{X}$ -Média; DP-Desvio Padrão; Mín - Mínimo; Máx - Máximo; NMP/100mL - Número mais provável de indivíduos em 100 mL.

Na análise de coliformes totais, a camada superficial (0 a 5 cm) apresentou um valor médio de 1,01x10⁶ NMP/100 mL, valor que se repetiu na profundidade entre 15 a 20 cm, sendo a maior concentração de organismos observada. Na camada mais profunda examinada (50 a 60 cm) o valor obtido foi 5,21x10⁴ NMP/100 mL.

Na pesquisa de *E. coli*, a camada superficial exibiu um valor médio de 8,70x10³ NMP/100 mL. No entanto, o valor máximo encontrado foi 1,75x10⁴ NMP/100 mL na camada entre 15 e 20 cm de profundidade. Na camada mais profunda o valor médio observado foi 1,00x10³ NMP/100 mL.

A **Tabela 3** apresenta os valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo de coliformes totais e *Escherichia coli* obtidos nas análises realizadas nas oito profundidades determinadas no ano de 2015.

Tabela 3 - Valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo de Coliformes Totais nos horizontes de solo em setembro de 2015.

Profundidade	Unidade	Coliformes Totais			Escherichia coli		
		$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx	$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx
0 a 5 cm	NMP/100mL	1,01x10 ⁶ (0,00x10 ⁰)	1,01x10 ⁶	1,01x10 ⁶	3,07x10 ³ (1,85x10 ³)	2,00x10 ³	5,20x10 ³
5 a 10 cm	NMP/100mL	9,77x10 ⁵ (2,83x10 ⁴)	9,61x10 ⁵	1,01x10 ⁶	6,67x10 ² (5,77x10 ²)	1,00x10 ⁻¹	1,00x10 ³
10 a 15 cm	NMP/100mL	2,54x10 ⁵ (5,37x10 ⁴)	1,92x10 ⁵	2,85x10 ⁵	1,00x10 ⁻¹ (1,70x10 ⁻¹⁷)	1,00x10 ⁻¹	1,00x10 ⁻¹
15 a 20 cm	NMP/100mL	8,91x10 ⁴ (6,37x10 ³)	8,33x10 ⁴	9,59x10 ⁴	1,00x10 ⁻¹ (1,70x10 ⁻¹⁷)	1,00x10 ⁻¹	1,00x10 ⁻¹
20 a 30 cm	NMP/100mL	4,00x10 ⁴ (6,40x10 ³)	3,36x10 ⁴	4,64x10 ⁴	1,00x10 ⁻¹ (1,70x10 ⁻¹⁷)	1,00x10 ⁻¹	1,00x10 ⁻¹
30 a 40 cm	NMP/100mL	7,03x10 ³ (6,35x10 ²)	6,30x10 ³	7,40x10 ³	1,00x10 ⁻¹ (1,70x10 ⁻¹⁷)	1,00x10 ⁻¹	1,00x10 ⁻¹
40 a 50 cm	NMP/100mL	1,00x10 ⁻¹ (1,70x10 ⁻¹⁷)	1,00x10 ⁻¹	1,00x10 ⁻¹	1,00x10 ⁻¹ (1,70x10 ⁻¹⁷)	1,00x10 ⁻¹	1,00x10 ⁻¹
50 a 60 cm	NMP/100mL	3,60x10 ³ (2,14x10 ³)	3,10x10 ³	4,10x10 ³	1,00x10 ⁻¹ (1,70x10 ⁻¹⁷)	1,00x10 ⁻¹	1,00x10 ⁻¹

Nota: $\bar{X}$ - Média; DP - Desvio Padrão; Mín - Mínimo; Máx - Máximo; NMP/100mL - Número mais provável de indivíduos em 100 mL.

Os Coliformes Totais apresentaram a mesma concentração nas três repetições realizadas na camada superficial, 1,01x10⁶ NMP/100 mL. Esta concentração foi a máxima observada no decorrer das análises de solo, se repetindo apenas entre os 5 e 10 cm de profundidade. Entre os 40 e 50 cm a concentração apresentou valores inferiores a 1,00 NMP/100 mL, no entanto na última camada estudada, entre os 50 e 60 cm, a concentração mínima observada foi 3,10x10³ NMP/100/mL.

A maior concentração de *E. coli*, ao longo do perfil do solo foi observada na camada superficial 5,20x10³ NMP/100mL, com uma média de 3,07x10³ NMP/100mL. Na camada entre os 5 e 10 cm a concentração média observada foi 6,67x10² NMP/100 mL e a partir da terceira camada, 10 a 15 cm, as concentrações detectadas foram inferiores a 1,00 NMP/100mL nas três repetições.

Através da **Figura 20** podemos notar que, nas amostras de solo coletadas em 2014, os Coliformes Totais apresentaram uma distribuição intermitente nas quatro primeiras camadas de solo. Essa distribuição torna-se menos irregular nas camadas profundas, após uma queda acentuada entre os 15 e 30 cm. Podemos observar, ainda, que para *E. coli* houve uma irregularidade acentuada nas primeiras camadas

e mais discreta nas camadas mais profundas. Exceto na profundidade entre 40 e 50 cm, onde *E. coli*, apresentou uma marcante elevação, a presença destes dois indicadores mostra um padrão semelhante. Nas amostras coletadas em 2015, nota-se uma queda acentuada na concentração, entre os 40 e 50 cm, para níveis inferiores a 1,00 NMP/100 mL, seguida de uma elevação marcante da concentração, já na próxima e última camada estudada. Nas demais camadas se observa um decréscimo regular da concentração entre as camadas. Já *E. coli* apresenta uma queda relevante a partir da terceira camada, para concentrações inferiores a 1,00 NMP/100mL que se mantem ao longo das camadas estudadas.

Figura 20 - Comparação da presença de coliformes totais e *E. coli* ao longo do perfil do solo nos anos de 2014 e 2015.

A **Tabela 4** apresenta o número de ovos de helmintos encontrados nas oito profundidades de solo analisadas nos anos de 2014 e 2015.

Tabela 4 - Quantidade de ovos de helmintos encontrados nos horizontes do solo.

Amostras	2014		2015	
	A*	B*	A*	B*
Profundidade	Ovos/g de p.s.	Ovos/g de p.s.	Ovos/g de P.S.	Ovos/g de P.S.
0 a 5 cm	0,34	0,07	0,30	0,20
5 a 10 cm	0,28	0,16	0,00	0,00
10 a 15 cm	0,00	0,00	0,87	0,00
15 a 20 cm	0,00	0,00	0,00	0,00
20 a 30 cm	0,00	0,00	0,00	0,00
30 a 40 cm	0,00	0,00	0,00	0,00
40 a 50 cm	0,00	0,00	0,00	0,00
50 a 60 cm	0,00	0,00	0,00	0,00

Nota: * Análises realizadas por meio de repetibilidade para verificação dos erros casuais e sistemáticos no solo irrigado; P.S. – Peso Seco.

A pesquisa quantitativa de ovos de helmintos em 2014 revelou a presença nas duas primeiras camadas, na superficial entre 0 - 5 cm e entre os 5 e 10 cm. As concentrações observadas foram 0,34 e 0,07 ovo/g de p.s. na primeira camada e 0,28 e 0,16 ovo/g de p.s. na segunda camada. Em 2015, na análise quantitativa foram observadas, na camada superficial, as concentrações 0,30 ovo/g de p.s. e 0,20 ovo/g de p.s., respectivamente, nas amostras A e B. Entre os 10 e 15 cm de profundidade, foram encontrados ovos de helmintos somente na amostra A em uma concentração de 0,87 ovo/g de p.s.

De acordo com a **Tabela 5**, em 2014 foram observados ovos de *Ascaris* ssp em ambas as amostras - 11 ovos - nas duas primeiras profundidades. Foram observados 05 ovos de *Ancilostoma* ssp, em ambas as amostras da profundidade de 5 a 10 cm. *Toxocara* ssp apresentou a menor frequência (1 ovo), encontrado apenas na profundidade de 0 a 5 cm e na amostra A. Em 2015 foram encontrados apenas ovos de *Ascaris* ssp, sendo, 5 nas amostras A e B da camada superficial e 4 na

amostra A da camada entre os 10 e 15 cm.

Tabela 5 - Número de ovos de helmintos encontrados nos horizontes de solo.

Profundidade	2014				2015			
	A*		B*		A*		B*	
	0a5 cm	5a10 cm	0a5 cm	5a10 cm	0a5 cm	10a15 cm	0a5 cm	10a15 cm
Ancilostomideo ssp	0	2	0	3	0	0	0	0
<i>Ascaris</i> ssp	3	2	2	4	3	4	2	0
<i>Toxocara</i> ssp	1	0	0	0	0	0	0	0

*Nota: * Análises realizadas por meio de repetibilidade para verificação dos erros casuais e sistemáticos no solo irrigado.*

A **Figura 21** apresenta os valores de ovos de helmintos encontrados nas leituras “A” e “B” nas oito profundidades de solo estudadas em 2014. Na amostra A nota-se uma redução gradual entre a primeira e a segunda camadas de solo, seguida de uma queda acentuada a partir dos 10 cm de profundidade. A amostra B revela uma elevação da concentração ao longo das duas primeiras camadas e um decaimento a partir dos 10 cm de profundidade. Nas leituras realizadas em 2015 a amostra A revela uma concentração intermitente entre as três primeiras profundidades. Já na amostra B a concentração de ovos apresenta um declínio a partir da segunda profundidade.

Figura 21 - Comparação entre o número de ovos de helmintos ao longo do perfil do solo nas duas leituras realizadas em 2014 e 2015.

As pesquisas de vírus entéricos foram realizadas nas amostras de solo, coletadas em 2014 e 2015. Nas amostras coletadas em 2014 tanto as análises de vírus entéricos, quanto as pesquisas de Enterovírus e Adenovírus realizadas pela metodologia qPCR, apresentaram resultados negativos (ausente).

Nas amostras coletadas em 2015, a análise de vírus entéricos, por ensaio de placas, apresentou resultado negativo para todas as amostras. A pesquisa de Enterovírus pela metodologia de qPCR apontou ausência destes patógenos em todas as profundidades. Na pesquisa de Adenovírus pelo método de qPCR, na profundidade entre 5 a 10 cm, foi detectada uma concentração de $3,56 \times 10^5$ cópias genômicas/ g. Nas demais profundidades o resultado foi negativo para a presença destes patógenos.

4.3. Resultados das análises microbiológicas realizadas nas amostras de água dos poços de inspeção

Entre alguns indicadores microbiológicos de qualidade da água os de maior aceitação são *Escherichia coli* e os Coliformes Termotolerantes. Esta preferência ocorre devido a uma metodologia relativamente simples, rápida de ser executada e a produção de resultados confiáveis.

A presença de Coliformes Totais foi detectada nas amostras dos três poços. A concentração mínima observada foi inferior a 1,00 NMP/100 mL. No poço 1 foi detectada a maior concentração destes indicadores $1,01 \times 10^3$ NMP/100 mL, com média de $2,60 \times 10^2$ NMP/100 mL e mediana $1,55 \times 10^1$ NMP/100 mL. No poço 4 a maior concentração foi $4,10 \times 10^0$ NMP/100 mL, a média $1,55 \times 10^0$ NMP/100 mL e mediana $1,00 \times 10^0$ NMP/100 mL. No poço 5 a maior concentração observada foi $2,92 \times 10^2$ NMP/100 mL, com média de $1,42 \times 10^2$ NMP/100 mL e mediana $1,36 \times 10^2$

NMP/100 mL (**Figura 22**).

Figura 22- Diagrama Box Whisker: Coliformes Totais observados nos poços de inspeção 1, 4 e 5.

Na **Figura 23** nas amostras dos três poços identificou-se a presença de *Escherichia coli*, em concentrações inferiores a $1,00 \times 10^0$ NMP/100 mL. No poço 1 as concentrações variaram entre $< 1,00$ NMP/100 mL e $1,00 \times 10^0$ NMP/100 mL, com média de $3,25 \times 10^{-1}$ NMP/100 mL e mediana $1,00 \times 10^{-1}$ NMP/100 mL. No poço 4 a concentração deste indicador foi constante em todas as amostras $< 1,00$ NMP/100 mL. No poço 5 a concentração variou entre $< 1,00$ NMP/100 mL e $1,00 \times 10^0$ NMP/100 mL com média $3,25 \times 10^{-1}$ NMP/100 mL.

Figura 23 - Diagrama Box Whisker: *Escherichia coli* observadas nos poços de inspeção 1, 4 e 5.

A **Figura 24** apresenta as concentrações das bactérias heterotróficas nas amostras dos três poços. No poço 1 a sua concentração variou entre $2,00 \times 10^3$ e $5,55 \times 10^3$ NMP/100 mL, com média de $3,97 \times 10^3$ NMP/100 mL e mediana de $4,17 \times 10^3$ NMP/100 mL. O poço 4 apresentou a menor e a maior concentração destes organismos $1,77 \times 10^2$ NMP/100 mL e $7,39 \times 10^3$ NMP/100 mL, respectivamente, média de $3,50 \times 10^3$ NMP/100 mL e mediana de $3,22 \times 10^3$ NMP/100 mL. No poço 5 a concentração mínima foi $5,20 \times 10^2$ e a máxima $6,39 \times 10^3$ NMP/100 mL, média de $2,26 \times 10^3$ NMP/100 mL e mediana $1,06 \times 10^3$ NMP/100 mL.

Figura 24 - Diagrama Box Whisker: Bactérias Heterotróficas observadas nos poços de inspeção 1, 4 e 5.

A **Figura 25** apresenta as placas semeadas com a água dos poços de inspeção sob a incidência de luz UV no momento da contagem de campos positivos (fluorescentes) para presença de bactérias heterotróficas.

Figura 25 - Resultado da pesquisa de bactérias heterotróficas nas amostras dos poços

4.4. Parâmetros Físico-Químicos observados no sistema de tratamento de esgoto

Dentre os parâmetros físico-químicos, apresentamos os resultados como forma de caracterizar o efluente estudado.

A **Figura 26** apresenta os resultados dos ensaios para a determinação da concentração de clorofila-a e feofitina-a no PCC3. A concentração média de clorofila-a foi 65,88 µg/L, a mínima -1960,20 µg/L, a máxima 1069,20 µg/L e a mediana 161,72 µg/L. A concentração de feofitina a apresentou média de 311,07 µg/L, com variação entre -502,52 e 2209,68 µg/L e mediana 144,34 µg/L.

Figura 26-Diagrama Box Whisker : Clorofila-a e Feoftina-a observados no PCC3.

Como verificado na **Figura 27**, a concentração média de sólidos totais no PCC1 foi 828,1 mg/L, variando entre 480 e 110 mg/L, com mediana 850 mg/L. No PCC2 a concentração média obtida foi 683,8 mg/L com uma variação entre 500,0 mg/L e 790,0 mg/L e mediana 700 mg/L. No PCC3, este parâmetro apresentou concentração média de 705,6 mg/L, mínima de 590 mg/L, máxima de 880 mg/L e mediana 695 mg/L.

No PCC1 a fração fixa dos sólidos totais apresentou média de 384,4 mg/L, mínimo de 230 mg/L, máximo de 580,0 mg/L e mediana 335 mg/L. No PCC2, este parâmetro apresentou concentração média de 381,3 mg/L, mínima de 220,0 mg/L, máxima de 500,0 mg/L e mediana 390 mg/L. No PCC3 a fração fixa dos sólidos totais apresentou média de 391,3 mg/L, mínimo de 300 mg/L, máximo de 530 mg/L e mediana 380 mg/L (**Figura 27**).

A concentração média da fração volátil de sólidos totais obtida no PCC1 foi 443,7, mínima de 220,0 mg/L, máxima de 600,0 mg/L e mediana 475 mg/L. No PCC2

a concentração média observada da fração volátil foi 302,5 mg/L, com mínima de 220,0 mg/L, máxima de 410,0 mg/L e mediana 295 mg/L. E, no PCC3 a concentração da fração volátil apresentou média de 314,4 mg/L, mínima de 210 mg/L, máxima de 400,0 mg/L e mediana de 310 mg/L, como apresentado na **Figura 27**.

Figura 27 - Diagrama Box Whisker: Sólidos Totais e suas frações fixas e voláteis observados nos PCCs 1, 2 e 3.

Nota: PCC1 - Ponto de controle do esgoto bruto, calha parshall; PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia; PCC3 - Saída da lagoa facultativa; ST - Sólidos totais; SF - Sólidos totais fixos; SV - Sólidos totais voláteis

Os sólidos suspensos totais, pesquisados no PCC1, apresentaram uma concentração média de 251,3 mg/L com mínima de 57,0 mg/L, máxima de 538,0 mg/L e mediana 221 mg/L. As concentrações observadas de sólidos suspensos totais, no PCC2, apresentaram média de 76,1 mg/L, mínima de 42,0 mg/L, máxima de 198,0 mg/L e mediana de 64 mg/L. Os sólidos suspensos totais apresentaram, no PCC3, uma concentração média de 133,3 mg/L, com mínima de 61 mg/L, máxima de 220 mg/L e mediana de 131 mg/L, conforme apresentado na **Figura 28**.

Os ensaios para determinação de sólidos suspensos fixos, exibidos na **Figura 28** apresentaram, no PCC1, média de 45,1 mg/L, mínimo de 10,0 mg/L, máximo de 164,0 mg/L e mediana de 33 mg/L. No PCC2, a média observada foi 14,0 mg/L, o mínimo 2,0 mg/L, o máximo de 52,0 mg/L e a mediana 11 mg/L. O PCC3, apresentou concentração média de 16 mg/L, mínima de 2,0 mg/L, máxima de 26 mg/L e mediana 18 mg/L.

Conforme observado na **Figura 28**, o PCC1 apresentou concentração média de sólidos suspensos voláteis de 206,3 mg/L, mínima de 46,0 mg/L, máxima de 452,0 mg/L e mediana de 198 mg/L. A fração volátil dos sólidos suspensos pesquisada no PCC2 apresentou média de 62,1 mg/L, mínima de 38,0 mg/L, máxima de 146,0 mg/L e mediana 114 mg/L. No PCC3, a fração volátil dos sólidos suspensos apresentou média de 117,3 mg/L, mínima de 55 mg/L, máxima de 200 mg/L e mediana de 114 mg/L.

Figura 28 - Diagrama Box Whisker: Sólidos Suspensos Totais e suas frações fixas e voláteis observados nos PCCs 1, 2 e 3.

Nota: PCC1 - Ponto de controle do esgoto bruto, calha parshall; PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia; PCC3 - Saída da lagoa facultativa; SS - Sólidos suspensos totais; SF - Sólidos suspensos fixos; SV - Sólidos suspensos voláteis

Os sólidos dissolvidos totais pesquisados no PCC1 apresentaram, conforme observado na **Figura 29**, média de 576,8 mg/L, mínimo de 302,0 mg/L, máximo de 800,0 mg/L e mediana de 567 mg/L. No PCC2, a concentração média de sólidos dissolvidos totais foi 607,6 mg/L, com mínima de 452,0 mg/L, máxima de 696,0 mg/L e mediana 612 mg/L. No PCC3 os sólidos dissolvidos totais apresentaram média de 572,3 mg/L, mínimo de 514 mg/L, máximo de 660 mg/L e mediana 560 mg/L.

No PCC1, a fração fixa de sólidos dissolvidos, apresentou concentração média de 339,3 mg/L, mínima de 146,0 mg/L, máxima de 540,0 mg/L e mediana de 308 mg/L. No PCC2 a concentração média observada foi 367,3 mg/L, a mínima 206,0 mg/L, a máxima 494,0 mg/L e a mediana 373 mg/L. A fração fixa, estudada no PCC3, apresentou concentração média de 375,3 mg/L, mínima de 276 mg/L, máxima de 510 mg/L e mediana de 374 mg/L (**Figura 29**).

A concentração média observada de sólidos dissolvidos voláteis, no PCC1, foi 237,5 mg/L, com mínima de 118,0 mg/L, máxima de 388,0 mg/L e mediana de 226 mg/L. O PCC2 apresentou concentração média 240,4 mg/L, mínima de 164,0 mg/L, máxima de 356,0 mg/L e mediana de 220 mg/L. A concentração média de sólidos dissolvidos voláteis observada no PCC3 foi 197,1 mg/L, com mínima de 110 mg/L, máxima de 286 mg/L e mediana de 187 mg/L (**Figura 29**).

Figura 29 - Diagrama Box Whisker: Sólidos Dissolvidos Totais e suas frações fixas e voláteis observados nos PCCs 1, 2 e 3.

Nota: PCC1 - Ponto de controle do esgoto bruto, calha parshall; PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia; PCC3 - Saída da lagoa facultativa; ST - Sólidos dissolvidos totais; SF - Sólidos dissolvidos fixos; SV - Sólidos dissolvidos voláteis

Os ensaios para determinação de concentração de NKT apresentaram, no PCC2, média de 57,34 mgN-NKT/L, mínima de 46,48 mgN-NKT/L, máxima de 77,84 mgN-NKT/L e mediana de 57,68 mgN-NKT/L. A concentração média de NKT observada no PCC3 foi 58,58 mgN-NKT/L com variação entre 39,2 e 73,36 mgN-NKT/L e mediana de 58,80 mgN-NKT/L (**Figura 30**).

Figura 30- Diagrama Box Whisker: NKT observadas nos PCC2 3 PCC3.

Nota: PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia; PCC3 - Saída da lagoa facultativa

Na **Figura 31** são apresentadas as concentrações de fósforo total obtidas nos PCCs 2 e 3. No PCC2 a média foi 7,48 mgP-PO₄⁻³/L, com variação entre 4,86 e 10,91 mgP-PO₄⁻³/L e mediana 8,48 mgP-PO₄⁻³/L. A concentração média de fósforo total observada no PCC3 foi 7,36 mgP-PO₄⁻³/L, a concentração mínima foi 4,16 mgP-PO₄⁻³/L, a máxima 10,37 mgP-PO₄⁻³/L e a mediana 8,35 mgP-PO₄⁻³/L.

Figura 31 -Diagrama Box Whisker: Concentrações de Fósforo Total observadas nos PCC2 3 PCC3.

Nota: Nota: PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia; PCC3 - Saída da lagoa facultativa

A dosagem de carbono orgânico total, no PCC2, apresentou concentração média de 17,73 mg/L, mínima de 0,4 mg/L, máxima de 60,2 mg/L e mediana 15,25 mg/L. No PCC3 a concentração de carbono orgânico total apresentou média de 21,02 mg/L, mínimo de 0,46 mg/L, máximo de 88,43 mg/L e mediana 13,47 mg/L (**Figura 32**).

Figura 32 - Diagrama Box Whisker: Concentrações de Carbono Orgânico Total observadas nos PCC2 3 PCC3.

Nota: Nota: PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia; PCC3 - Saída da lagoa facultativa

No PCC3 foram realizadas dosagens para a determinação de NH_3 como apresentado na **Figura 33**. A concentração média obtida foi 41,03 mgN- NH_3 /L, a mínima de 35,00 mgN- NH_3 /L, a máxima de 53,76 mgN- NH_3 /L e a mediana 38,92 mgN- NH_3 /L.

Figura 33 - Diagrama Box Whisker: Concentração de NH_3 observada no PCC3.

Nota: PCC3 - Saída da lagoa facultativa

Na **Figura 34**, se observam as concentrações obtidas para NO_3^- , no PCC3. O valor mínimo detectado foi $0,22 \text{ N-NO}_3^- \cdot \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, o máximo $0,82 \text{ N-NO}_3^- \cdot \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$, a média $0,46 \text{ N-NO}_3^- \cdot \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e a mediana $0,43 \text{ N-NO}_3^- \cdot \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

Figura 34- Diagrama Box Whisker: Concentração de NO_3^- observada no PCC3.

Nota: PCC3 - Saída da lagoa facultativa

4.5. Parâmetros Físico-Químicos observados nos poços de inspeção.

A análise de clorofila-a no poço de inspeção 1, apresentada na **Figura 35**, apontou concentração mínima de $-71,28 \mu\text{g/L}$, máxima igual a zero, com média $-20,05 \mu\text{g/L}$ e mediana $-4,46 \mu\text{g/L}$. No poço 4 a variação da concentração esteve entre zero e $8,91 \mu\text{g/L}$, com mediana de $0 \mu\text{g/L}$, sendo a média observada $2,23 \mu\text{g/L}$. Já no poço de número 5 o valor mínimo observado foi $-71,28 \mu\text{g/L}$, o máximo $142,56 \mu\text{g/L}$, mediana de $0 \mu\text{g/L}$ e a concentração média $17,82 \mu\text{g/L}$.

Figura 35- Diagrama Box Whisker: Clorofila-a observada nos poços de inspeção 1, 4 e 5.

A **Figura 36** apresenta a concentração de feofitina a encontrada nos três poços de inspeção. No poço 1 a concentração deste indicador variou entre zero e 133,65 µg/L, sendo a média 37,20 µg/L e a mediana 7,57 µg/L. As concentrações de feofitina a no poço 4 ficaram entre -8,91 µg/L e zero, a mediana 0 µg/L e a média de -2,23 µg/L. No poço 5 a concentração esteve entre -229,88 µg/L e 121,18 µg/L, mediana 0 µg/L e média de -27,18 µg/L.

Figura 36 - Diagrama Box Whisker: Feofitina-a observada nos poços de inspeção 1, 4 e 5.

Conforme apresentado na **Figura 37**, as concentrações de sólidos totais observadas no Poço 1 variaram entre 180 e 1050 mg/L, com média 515 mg/L e mediana 415 mg/L. No poço 4 a concentração mínima observada foi 170 mg/L, máxima 240 mg/L, média 202,5 mg/L e mediana 200 mg/L. No poço 5, a concentração mínima observada foi 210 mg/L, a máxima 320 mg/L, a média 255 mg/L e a mediana 245 mg/L.

Na **Figura 37** são apresentadas as concentrações de sólidos totais fixos nos poços 1, 4 e 5. No poço 1 a concentração mínima observada foi 70 mg/L, a máxima 820 mg/L, a média 357,5 mg/L e a mediana 270 mg/L. No poço 4 o valor mínimo observado foi 30 mg/L, o máximo 110 mg/L, a média 72,5 mg/L e a mediana 75 mg/L. No poço 5 foi observada uma variação de 100 a 210 mg/L, média de 135 mg/L e mediana de 115 mg/L.

Conforme observado na **Figura 37**, a concentração de sólidos totais voláteis obtidas no poço variaram entre 110 e 230 mg/L, com média 157,5 mg/L e mediana 145 mg/L. No poço 4 a concentração manteve-se entre 110 e 150 mg/L, a média e a mediana 130 mg/L. No poço 5 a concentração mínima observada foi 110 mg/L e a máxima 140 mg/L. A média foi 120 mg/L e a mediana 110 mg/L.

Figura 37 - Diagrama Box Whisker: Sólidos Totais e suas frações fixas e voláteis observados nos poços 1,4 e 5.

Nota: ST - Sólidos totais; SF - Sólidos totais fixos; SV - Sólidos totais voláteis

Na **Figura 38** são apresentadas as concentrações de sólidos suspensos totais nos poços de inspeção 1,4 e 5. No poço 1 a concentração mínima observada foi 51 mg/L, a máxima 794 mg/L, a média 332,7 mg/L e a mediana 243 mg/L. No poço 4 a concentração variou entre 13 e 74 mg/L, com média 35,5 mg/L e mediana 27,50 mg/L. No poço 5 a concentração mínima observada foi 62 mg/L, a máxima 171 mg/L, a média 103,5 mg/L e a mediana 90,5 mg/L.

Na **Figura 38** são apresentados os resultados das análises de sólidos suspensos fixos nos poços de controle do lençol freático. O poço 1, apresentou concentração mínima de 44,00 mg/L, máxima de 713 mg/L, média de 297,25 mg/L e mediana de 216 mg/L. No poço 4 a concentração dos sólidos suspensos fixos variou entre 9,00 e 63 mg/L, a média de 28,75 mg/L e a mediana 21,50 mg/L. No poço 5 a concentração mínima de sólidos suspensos fixos foi 53 mg/L, a máxima 151 mg/L, média de 89,75 mg/L e a mediana 77,50 mg/L.

Na **Figura 38** são apresentadas as concentrações de sólidos suspensos

voláteis obtidas nos três poços de controle. A concentração mínima observada no poço 1 foi 7,0 mg/L, a máxima 81 mg/L, com média de 35,50 mg/L e mediana 27 mg/L. No poço 4 a concentração variou entre 3,0 a 11 mg/L, com média de 6,75 mg/L e mediana de 6,50 mg/L. No poço 5 a concentração mínima obtida foi 9,0 mg/L, a máxima 20 mg/L, a média 13,75 e a mediana 13 mg/L.

Figura 38 - Diagrama Box Whisker: Sólidos Suspensos Totais e suas frações fixas e voláteis observados nos poços 1,4 e 5.

Nota: SS - Sólidos suspensos totais; SSF - Sólidos suspensos fixos; SSV - Sólidos suspensos voláteis

A **Figura 39** apresenta as concentrações de sólidos dissolvidos totais nos poços de inspeção 1, 4 e 5. No poço 1 a concentração mínima detectada foi 129 mg/L, máxima de 256 mg/L, média de 182,25 mg/L e mediana de 172 mg/L. No poço 4 a concentração mínima obtida foi 164 mg/L, a máxima 201 mg/L, a média 167 mg/L e a mediana 160,5 mg/L. No poço 5 a concentração de sólidos dissolvidos totais variou entre 139 e 170 mg/L, com média de 151,5 mg/L e mediana de 148,5 mg/L.

Na **Figura 39** são apresentadas as concentrações de sólidos dissolvidos fixos

nos três poços de inspeção. No poço 1 foi detectada uma concentração mínima de 26 mg/L, máxima de 107 mg/L, média de 60,25 mg/L e mediana de 54 mg/L. No poço 4 a concentração variou entre 21 e 57 mg/L com média de 43,75 mg/L e mediana de 48 mg/L. No poço 5 a concentração mínima foi 32 mg/L, a máxima 59 mg/L, a média 45,25 mg/L e a mediana 45 mg/L.

Na **Figura 39** são apresentadas as concentrações de sólidos dissolvidos voláteis nos poços de inspeção 1, 4 e 5. No poço 1 foi detectada uma concentração mínima de 103 mg/L, máxima de 149 mg/L, média de 122 mg/L e mediana de 118 mg/L. No poço 4 a concentração variou entre 99 e 144 mg/L com média de 123,25 mg/L e mediana de 125 mg/L. No poço 5 a concentração mínima foi 90 mg/L, a máxima 127 mg/L, a média 106,25 mg/L e a mediana 104 mg/L.

Figura 39 - Diagrama Box Whisker: Sólidos Dissolvidos Totais e suas frações fixas e voláteis observados nos poços 1,4 e 5.

Nota: SD - Sólidos dissolvidos totais; SDF - Sólidos dissolvidos fixos; SDV - Sólidos dissolvidos voláteis

Na **Figura 40** são exibidos os valores de Cor Aparente obtidos nos três poços de controle. O poço 1 apresentou valor mínimo de 70 mg Pt-Co/L, máximo de 250

mg Pt-Co/L, média de 205 mg Pt-Co/L e mediana de 250 mg Pt-Co/L. O poço 4 apresentou, como valor mínimo, zero, máximo 20 mg Pt-Co/L, média de 7,5 mg Pt-Co/L e mediana de 5 mg Pt-Co/L. O poço 5 apresentou como valor mínimo de cor aparente 60 mg Pt-Co/L, máximo 170 mg Pt-Co/L, média 125 mg Pt-Co/L e mediana 135 mg Pt-Co/L.

Figura 40 -Diagrama Box Whisker: Cor Aparente observada nos poços 1,4 e 5.

Os valores de turbidez referentes as amostras dos poços de controle, são apresentados na **Figura 41**. No poço 1 a variação da turbidez esteve entre 40,3 e 654,0 UNT, com média de 264 UNT e mediana de 181 UNT. No poço 4 esta variação esteve entre 6,0 e 37,5 UNT, com média de 19,88 UNT e mediana de 18,0 UNT. No poço 5 o menor valor observado foi 41,80 UNT, o máximo 113,0 UNT, a média foi 66,0 UNT e a mediana 54,65 UNT.

Figura 41 - Diagrama Box Whisker: Turbidez observada nos poços 1, 4 e 5.

Na **Figura 42** estão representadas as concentrações de nitrato nos três poços de controle. A concentração mínima observada no poço 1 foi 5,73 mg N-NO₃/L⁻¹, a máxima 8,85 mg N-NO₃/L⁻¹, a média 7,12 mg N-NO₃/L⁻¹ e a mediana 6,79 mg N-NO₃/L⁻¹. No poço 4 a menor concentração observada foi 3,77 mg N-NO₃/L⁻¹, a máxima foi 8,85 mg N-NO₃/L⁻¹, a média 6,34 mg N-NO₃/L⁻¹ e a mediana 6,41 mg N-NO₃/L⁻¹. No poço 5 a concentração de nitrato variou entre 5,43 e 7,65 mg N-NO₃/L⁻¹, com média de 6,31 mg N-NO₃/L⁻¹ e mediana 5,84 mg N-NO₃/L⁻¹.

Figura 42 - Diagrama Box Whisker: Concentrações de Nitrato observadas nos poços 1, 4 e 5.

As concentrações de nitrogênio amoniacal presente nos poços de inspeção são apresentadas na **Figura 43**. No poço 1 a concentração deste parâmetro variou de zero a 2,52 mg N-NH₃/L, com média de 0,98 mg N-NH₃/L e mediana 0,70 mg N-NH₃/L. No poço 4 a variação observada esteve entre zero e 1,96 mg N-NH₃/L, a média foi 0,84 mg N-NH₃/L e a mediana 0,70 mg N-NH₃/L. No poço 5 a variação esteve entre zero e 0,84 mg N-NH₃/L, com média de 0,35 mg N-NH₃/L e mediana de 0,28 mg N-NH₃/L.

Figura 43 - Diagrama Box Whisker: Concentrações de Amônia observadas nos poços 1,4 e 5.

Como apresentado na **Figura 44** a concentração de fósforo presente nas amostras do poço 1 variaram entre 0,27 e 0,67 mgP-PO₄⁻³/L, com média de 0,44 mgP-PO₄⁻³/L e mediana 0,40 mgP-PO₄⁻³/L. No poço 4 a concentração mínima observada foi 0,13 mgP-PO₄⁻³/L, a máxima 2,56 mgP-PO₄⁻³/L, a média 0,84 mgP-PO₄⁻³/L e a mediana 0,34 mgP-PO₄⁻³/L. O poço 5 apresentou concentração mínima de 0,27 mgP-PO₄⁻³/L, máxima de 2,02 mgP-PO₄⁻³/L, média de 0,88 mgP-PO₄⁻³/L e mediana 0,61 mgP-PO₄⁻³/L.

Figura 44 - Diagrama Box Whisker: Concentrações de Fósforo Total observadas nos poços 1,4 e 5.

Conforme apresentado na **Figura 45** as concentrações de carbono orgânico total no poço 1 variaram entre 0,14 e 1,63 mg/L, com média de 0,53 mg/L e mediana 0,17 mg/L. No poço 4 a variação esteve entre 0,10 e 1,01 mg/L, com média de 0,34 mg/L e mediana 0,13 mg/L. No poço 5 a concentração mínima observada foi 0,12 mg/L, a máxima 1,84 mg/L, a média 0,57 mg/L e a mediana 0,16 mg/L.

Figura 45 - Diagrama Box Whisker: Concentrações de Carbono Orgânico Total observadas nos poços 1,4 e 5.

A **Figura 46** apresenta os valores de condutividade elétrica observados nas amostras dos poços. O poço 1, testemunha, apresentou valor mínimo 95,90 $\mu\text{S/cm}$, máximo 105,60 $\mu\text{S/cm}$, média 101,43 $\mu\text{S/cm}$ e mediana 102,10 $\mu\text{S/cm}$. O poço 4 apresentou os maiores resultados, com o mínimo de 109,90 $\mu\text{S/cm}$, máximo de 120,00 $\mu\text{S/cm}$, média 113,33 $\mu\text{S/cm}$ e mediana de 111,70 $\mu\text{S/cm}$. O poço 5 apresentou valor mínimo 96,80 $\mu\text{S/cm}$, máximo 97,60 $\mu\text{S/cm}$, média 97,10 $\mu\text{S/cm}$ e mediana 97,00 $\mu\text{S/cm}$.

Figura 46 - Diagrama Box Whisker: Concentrações de Condutividade Elétrica observadas nos poços 1,4 e 5.

4.6. Avaliação quantitativa do risco microbiológico

Os resultados obtidos nas análises microbiológicas e parasitológicas do sistema de tratamento de esgoto e do solo irrigado foram empregados na avaliação dos riscos à saúde pública proporcionados pela prática da irrigação com efluentes tratados. Adotou-se como meio de contaminação dos trabalhadores agrícolas e/ou da ETE a ingestão diária, acidental, de 100 mg de solo irrigado e 5 mL de efluente dos tratamentos primário (PCC2) e secundário (PCC3), em 150 e 75 dias ao ano,

respectivamente (HAAS et al., 1999; MARA et al., 2007; SEIDU et al., 2008).

Na **Tabela 6** são apresentados os resultados da avaliação quantitativa do risco microbiológico aplicada ao efluente tratado, ao solo irrigado e a água dos poços de inspeção.

Tabela 6 - Avaliação Quantitativa do risco microbiológico no efluente tratado e no solo irrigado

		Sistema de tratamento de esgoto		Solo irrigado		Poços de inspeção		
		PCC2	PCC3	0-5 cm (2014)	0-5 cm (2015)	Poço 1	Poço 4	Poço 5
<i>E. coli</i>	Risco anual de infecção	$6,60 \times 10^{-2}$	$1,02 \times 10^{-2}$	$7,59 \times 10^{-3}$	$2,68 \times 10^{-3}$	$1,42 \times 10^{-8}$	$4,38 \times 10^{-9}$	$1,42 \times 10^{-8}$
Helminto	Risco anual de infecção	$4,04 \times 10^{-2}$	...	$9,57 \times 10^{-1}$	$9,76 \times 10^{-1}$	...	...	...

4.7. Resultados das Análises Estatísticas dos Parâmetros nos PCCs

Dos resultados das análises estatísticas são apresentados os valores com correlações positivas e negativas moderadas e fortes, sendo consideradas como correlações moderadas aquelas entre 0,50 - 0,69 e fortes aquelas entre 0,7 - 0,9; as correlações fracas (0,3 a 0,5) e desprezíveis (0 a 0,3) não foram objeto de discussão.

As correlações observadas nos PCCs pertencentes ao sistema de tratamento de esgoto são apresentadas na **Tabela 7**.

Tabela 7 - Correlações positivas e negativas, fortes e moderadas entre os parâmetros estudados no sistema de tratamento de esgoto

Lagoas	Anaer	Facult	Anaer	Facult
	E. coli		Precipitação	Temperatura
CT	0,96	0,83		
E. coli				-0,67
Helmintos B			-0,50	

As correlações observadas nos poços de monitoramento 1,4 e 5 referentes ao PCC 5 são apresentadas na **Tabela 8**.

Tabela 8 - Correlações positivas e negativas, fortes e moderadas entre os parâmetros estudados nos poços de monitoramento pertencentes ao PCC5

Poços	P-1	P-4	P-5	P-1	P-4	P-5	P-1	P-4	P-5	P-1	P-4	P-5	P-1	P-4	P-5	P-1	P-4	P-5	P-1	P-4	P-5	P-1	P-4	P-5
Parâmetros	SS			Turbidez			NO ₃ -			COT			E. coli			Bact. Heter.			PRECIPIT.			TEMP		
COT							0,94	0,84	0,98															
CE	-0,66	-0,64																						
CLO-a		0,91			0,86														0,69	-0,54		0,68	0,85	-0,95
FEO-a		-0,91			-0,86														-0,68	0,54		-0,69	-0,85	0,95
CT	0,95		0,82							0,99	0,96	-0,53	0,99		-0,59	0,62	0,76	-0,50	0,66					-0,72
E. coli	0,95		-0,58							0,99						0,62	0,99	0,67		-0,54				0,85
Bact. Heter.	0,71									0,62	0,67									-0,53	0,54	0,65	0,85	

5. DISCUSSÃO

O setor produtor de água na Europa, bem como em muitas outras partes do mundo enfrenta uma fase de transição onde são oferecidas oportunidades para o investimento em tecnologias para o reúso de água ser implementado em maior escala como uma prática sustentável num quadro de gestão integrada da água. A promoção de boas práticas de implementação e operação dos sistemas de reúso além de necessária, surge como ferramenta importante para essa ascensão (BIXIO et al. 2005). Neste contexto a APPCC pode ser entendida como um sistema preventivo que auxilia a garantir a oferta de um produto seguro para o consumo (DEWETTINCK et al 2001).

O tratamento de esgotos domésticos por lagoas de estabilização é amplamente utilizado em todas as partes do globo, representado na França cerca de 20% das estações de tratamento esgoto e reunindo nos EUA aproximadamente

7.000 estações de tratamento por este sistema (RACAULT e BOUTIN, 2005; MARA 2004), sendo extremamente atraentes pela simplicidade e baixo custo de construção e operação, geralmente trabalhando aquém de sua carga nominal (RACAULT e BOUTIN, 2005).

No presente estudo, a simplicidade de operação atribuída ao sistema de tratamento por lagoas proporcionou um desafio para o estabelecimento dos pontos críticos de controle através da utilização da árvore decisória, uma vez que para algumas das questões propostas houve a possibilidade de mais de uma resposta. Além disso, BRAGA et al (2007), considera que na impossibilidade de se obter uma resposta rápida para um parâmetro de monitoramento em determinado ponto crítico, como por exemplo os parâmetros microbiológicos, este ponto deve ser considerado objeto de atenção e verificação, denominado como ponto crítico de atenção (PCA). Entretanto, optou-se pela manutenção da nomenclatura pontos críticos de controle por entender que mesmo não havendo a possibilidade imediata de controle do parâmetro, seu acompanhamento merece a mesma acuidade para a determinação do destino final a ser atribuído ao efluente, além de auxiliar na tomada de decisão sobre as possíveis ações de manutenção do sistema, como exemplo a necessidade de retirada do lodo sedimentado nas lagoas anaeróbia e facultativa.

A aplicação do sistema de análise de perigos e de pontos críticos de controle como instrumento de gerenciamento de risco proporcionou a validação metodológica do estudo e do controle de qualidade do efluente tratado na ETE de Lins como na promoção do reúso com redução de riscos à saúde. A necessidade do estabelecimento de medidas seguras para a prática do reúso de água representa uma medida de controle dos riscos à saúde, em decorrência da origem dos esgotos domésticos, uma vez que estas são águas contaminadas por excretas de origem

humana e de animais. Os esgotos domésticos representam uma alta carga de poluentes para os ecossistemas aquáticos e uma probabilidade de risco pela presença de patógenos. A concentração de patógenos no ambiente possui ampla variação em relação ao tipo de organismo e as rotas de transmissão (CUTOLO e PIVELI, 2010).

As fezes humanas contêm cerca de 10^{12} bactérias por grama (BITTON, 2005) a maioria das quais não são patogênicas (YATES e GERBA, 1998). No entanto, o indivíduo infectado pode excretar uma grande concentração de bactérias patogênicas nas fezes. Esses patógenos podem ser transmitidos através da ingestão de água ou alimentos contaminados, além do contato direto com os indivíduos infectados.

Entre os coliformes, *Escherichia coli* é o único com capacidade de desenvolvimento exclusivo na flora intestinal de animais de sangue quente, considerado assim como um indicador específico da contaminação fecal sendo sua concentração habitual no esgoto bruto, 10^9 /g, de fezes. Os coliformes totais podem ser encontrados em concentrações de 10^6 a 10^9 NMP/100 mL de esgoto bruto e os coliformes fecais entre 10^5 e 10^8 NMP/100 mL (ASANO et al. 2007; JORDÃO & PESSOA, 2014).

No presente estudo, as concentrações médias de coliformes totais e *E. coli* no esgoto afluyente atingiram, respectivamente, $3,56 \times 10^7$ NMP/100 mL e $1,85 \times 10^7$ NMP/100 mL, condizentes aos valores habituais mencionados. GHAZY et al. (2008), avaliando a performance de um sistema de lagoas de estabilização em uma área rural do Egito, relataram concentrações médias esgoto afluyente de $3,4 \times 10^{12}$ NMP/100 mL para coliformes totais e $5,2 \times 10^8$ NMP/100 mL para *E. coli*. GOYAL e

MOHAN (2013) observaram concentrações médias de $1,6 \times 10^{11}$ NMP/100mL de coliformes totais e $3,6 \times 10^9$ NMP/100mL de *E. coli* no esgoto afluyente de um sistema de lagoas de estabilização em estudo desenvolvido na cidade de Jodhpur, no Rajastão, Índia.

A remoção dos organismos patogênicos, especificamente as bactérias, nos sistemas de lagoas é alcançada por uma série de fatores que agem concomitantemente. Entre eles podemos elencar a competição, os organismos predadores, os compostos tóxicos, a temperatura, a insolação e o pH (von SPERLING et al., 2003), que proporcionam uma capacidade de redução parcial às lagoas anaeróbias e facultativas, sendo esta função atribuída especificamente para as lagoas de maturação (von SPERLING, 2002). Segundo MARA (1998), uma série de lagoas projetada adequadamente tem capacidade de promover uma redução de 99,999% (5 unidades $\log_{10}$) de coliformes alcançando valores inferiores a 10^3 NMP/100 mL recomendados nas diretrizes de WHO (2006) para irrigação irrestrita e propostos pela Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), para lançamentos em corpos de água até classe 3.

No presente trabalho as concentrações observadas ao final do tratamento foram $8,13 \times 10^5$ NMP/100 mL para coliformes totais e $4,69 \times 10^5$ NMP/100 mL para *E. coli* perfazendo uma eficiência de remoção de 98% e 97%, respectivamente. No efluente da lagoa facultativa, GHAZY et al. (2008) constataram médias de $3,6 \times 10^8$ NMP/100mL coliformes totais e $3,6 \times 10^5$ NMP/100mL *E. coli*, alcançando uma taxa de remoção de 99,7 para coliformes totais e 95,4% para *E. coli*. GOYAL e MOHAN (2013) constataram concentrações médias de $2,5 \times 10^8$ NMP/100 mL coliformes totais e $8,01 \times 10^7$ NMP/100 mL *E. coli*, obtendo uma eficiência de remoção de 99,8% e 97,7%, respectivamente. As diferenças observadas entre as taxas de remoção

obtidas na atual pesquisa e os trabalhos de GHAZY et al. (2008) e GOYAL e MOHAN (2013) pode ser explicada, segundo von SPERLING (2002), por se tratar de uma reação de primeira ordem, onde a taxa de mortandade dos patógenos é proporcional a sua concentração em qualquer instante.

Os ovos constituem a forma infectante da maioria dos helmintos parasitas do homem, sendo excretados em meio às fezes nos esgotos, solos e alimentos. Apresentam grande resistência às adversidades ambientais, inclusive as técnicas de desinfecção do esgoto (Little citado por BITTON, 2005). A quantidade de ovos/L presente no esgoto bruto tem relação intrínseca com as condições sanitárias da população atendida e o caráter endêmico das infecções por nematoides intestinais, podendo atingir valores acima de 2000 ovos/L (von SPERLING, 2003; MARA, 1989). Nestes casos, segundo von SPERLING (2003), as lagoas devem promover uma remoção de aproximadamente 99,9%, a fim de cumprir as recomendações de WHO (2006) de ≤ 1 ovo/L. Esta meta pode ser obtida com relativa facilidade segundo MARA (1989), pois um sistema de lagoas de estabilização tem capacidade de promover 100% de remoção dos ovos de helmintos.

No presente estudo, a concentração média dos ovos de helmintos observada no esgoto bruto foi 1,77 ovo/L na amostra A e 1,04 ovo/L na amostra B. AMAHMID et al. (2002), em estudo realizado em uma estação de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização, em Marrakech, Marrocos, observaram uma concentração média, semelhante à aqui descrita, 1,7 ovos/L de *Ascaris*. Esses valores podem ser considerados baixos quando comparados as médias obtidas por ENSINK et al (2008), em estudo realizado em Faisalabad, Paquistão, com concentrações médias de 142 ovos/L de *Ascaris* e 558 ovos/L de Ancilostomídeos. KONATÉ et al. (2013), que em pesquisa realizada na cidade de Ouagadougou em Burquina Faso,

relataram uma média de 15,7 ovos de helmintos/L e, MOTEVALLI et al. (2015), que em estudo conduzido em dois sistemas de lagoas de estabilização, na cidade de Kermanshah, Irã, relataram 106,7 ovos/L no esgoto afluente da estação Islamabad-e-gharb e 167,8 ovos/L na estação Ghasr-e-shirin.

A remoção dos ovos de helmintos e cistos de protozoários nas lagoas de estabilização ocorre por sedimentação, podendo assim acontecer por completa nas lagoas anaeróbias e facultativas (von SPERLING, 2002, 2003; MARA, 1998). As recomendações de WHO (1989), para utilização de águas residuárias na irrigação sugerem que um tempo de retenção hidráulica de entre 8 e 10 dias são suficientes para se alcançar uma concentração ≤ 1 ovo/L atendendo, assim, suas diretrizes. Shuval, citado por KONATÉ et al (2013, p. 103), calculou a velocidade de sedimentação teórica dos ovos de helmintos empregando a Lei de Stokes. Entre o grupo de nematódeos intestinais os ovos de *T. trichiura* apresentaram maior facilidade de sedimentação ($1,53 \text{ m/h}^{-1}$), *Ascaris* ssp ($0,65 \text{ m/h}^{-1}$) e *Ancilostomídeo* ($0,39 \text{ m/h}^{-1}$).

No presente estudo, ao final do tratamento primário (PCC2), a média de ovos de helmintos observada na amostra A foi 0,12 ovo/L e na amostra B 0,10 ovo/L, alcançando uma eficiência de remoção de 93% na amostra A e 90% na amostra B. Houve 100% de remoção dos ovos de helmintos no efluente final (PCC3). Nos estudos conduzidos por CUTOLO e PIVELI (2010) a densidade média de ovos encontrados no efluente final foi de 2,00 ovos/L através de uma eficiência de remoção de 63%. No estudo realizado por AMAHIMID et al. (2002), a eficiência de remoção de 100% foi obtida ao final da primeira etapa do tratamento pois os autores não encontraram ovos de helmintos ao final da primeira etapa do tratamento, assim como no efluente final. ENSINK et al (2008), constataram no efluente tratado uma

eficiência de remoção de 83% para os ovos de *Ascaris* atingindo uma média de 21 ovos/L. Entretanto, a concentração média de ovos de Ancilostomídeos no efluente final foi superior à do esgoto bruto, 704 ovos/L. KONATÉ et al. (2013), no efluente da lagoa anaeróbia obtiveram uma concentração média de 1,5 ovos/L e no efluente da lagoa facultativa 0,02 ovo/L, sendo as taxas de remoção atribuídas a cada etapa do tratamento, em relação ao esgoto bruto 90,44% e 99,87%. MOTEVALLI et al. (2015), relataram 106,7 ovos/L no esgoto bruto da estação Islamabad-e-gharb e 167,8 ovos/L no esgoto afluente da estação Ghasr-e-shirin. No efluente final da primeira estação não foi constatada a presença de ovos de helmintos. Já na segunda estação os autores relataram a presença de 0,08 ovos/L, obtendo 100% de eficiência de remoção na primeira estação e 99,7% na segunda estação.

A pesquisa qualitativa dos ovos de helmintos revelou uma frequência maior dos ovos de *Ascaris* ssp no esgoto bruto, 38%, seguido da presença *T. trichiura* 29%. No efluente da lagoa anaeróbia constatou-se uma redução da quantidade dos ovos de *Ascaris* ssp e *T. trichiura*, possivelmente atribuída a maior velocidade de sedimentação apresentada por estes patógenos, sendo os ovos de *H. diminuta* os mais frequentes. Uma maior frequência de ovos de *Ascaris* ssp no esgoto bruto também foi observada por AMAHMID et al. (2002), presente em 83,3% do total de amostras analisadas. No estudo conduzido por ENSINK et al. (2008), a frequência de ovos de Ancilostomídeos foi superior à de *Ascaris* ssp, não sendo encontrados ovos de outros helmintos.

De acordo com MALKAWI e MOHAMMAD (2003) “O solo agrícola é um componente essencial do ecossistema e é considerado um formidável filtro natural”. A sua estrutura e o tamanho dos microrganismos são fatores primordiais para a movimentação destes ao longo do perfil do solo. Para que ocorra a sorção, as

propriedades químicas do solo e as membranas dos microrganismos são particularidades determinantes. Nos solos irrigados o acúmulo de carbono, bem como a concentração de argila podem ser fatores decisivos na retenção de microrganismos. Alguns desses mecanismos carecem de mais estudos, pois são influenciados pelos processos típicos que ocorrem em solos agrícolas como acúmulo de matéria orgânica e o entupimento dos poros do solo causado pelo material em suspensão nas águas residuais (CANSIGNO et al, 2013).

Nas duas análises de solo a concentração média de coliformes totais na camada superficial foi $1,01 \times 10^6$ NMP/100 mL, superior as demais, exceto na coleta realizada em 2014 quando esse valor se repetiu na profundidade entre os 15 e 20 cm. A camada entre os 40 e 50 cm apresentou a menor média $2,95 \times 10^4$ NMP/100 mL, superior a encontrada na última camada, caracterizando a presença destes patógenos de forma intermitente ao longo das camadas do solo. Nos resultados de 2015 essa variação de concentração foi discreta, sendo percebida apenas entre os 40 e 60 cm de profundidade. Os resultados de *E. coli* nas amostras de 2014 também apresentaram concentrações intermitentes, sendo a média observada na camada superficial $8,70 \times 10^3$ NMP/100 mL superior as demais. Nos resultados de 2015 a camada superficial apresentou $3,07 \times 10^3$ NMP/100 mL e a partir dos 10 cm de profundidade os resultados foram constantes, inferiores a 1,00 NMP/100 mL.

Em estudo conduzido em escala piloto na Universidade Federal de Viçosa, De SOUZA et al. (2011) constataram concentrações variando entre 196 NMP g⁻¹ de *E. coli* na superfície a 3,0 NMP g⁻¹ a 1,00 de profundidade do solo irrigado com água residuária. Em estudo realizado por MALKAWI e MOHAMMAD (2003), na Jordânia, as amostras de solo irrigado com esgoto tratado apresentaram variação da concentração de Coliformes Totais entre $3,2 \times 10^3$ UFC/g a $4,2 \times 10^3$ UFC/g em uma

profundidade de 0-5 cm e entre $2,1 \times 10^3$ UFC/g a $4,0 \times 10^3$ UFC/g na profundidade entre 5-15 cm. As concentrações de Coliformes Fecais na profundidade entre 0 e 5 cm variaram entre $1,7 \times 10^2$ UFC/g a $4,6 \times 10^2$ UFC/g e na profundidade entre 5 e 15 cm $1,8 \times 10^2$ UFC/g e $4,2 \times 10^2$ UFC/g.

SANTOS et al (2006), em estudo conduzido em Viçosa no Estado de Minas Gerais, ao analisarem amostras em três profundidades diferentes e quatro tempos distintos, também relataram comportamentos intermitentes em seus resultados de coliformes totais. Nas amostras com interrupção da irrigação duas semanas antes da coleta na profundidade 0-10 cm encontraram $27,29 \text{ UFC/g}^{-1}$, em 10-20 cm $33,35 \text{ UFC/g}^{-1}$ e em 20-30 cm $16,61 \text{ UFC/g}^{-1}$. Com três semanas de interrupção, os valores encontrados foram $3,59 \text{ UFC/g}^{-1}$, $1,49 \text{ UFC/g}^{-1}$ e $3,66 \text{ UFC/g}^{-1}$, nas profundidades 0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm respectivamente. Os autores encontraram amostras positivas de coliformes fecais apenas nas coletas realizadas uma semana após a interrupção da irrigação.

Embora em alguns trabalhos consultados a unidade de grandeza seja diferente da utilizada no presente estudo, ambos indicam um efeito filtrante do solo (PALESE et al. 2009), ou sua capacidade de inativar os patógenos, seja pela atividade predatória de outros organismos, competição por alimento, ou pela diminuição da umidade do solo, considerada o principal mecanismo atuante por de SOUZA et al. (2011).

Os ovos de helmintos foram encontrados na camada superficial do solo nas duas coletas. Em setembro de 2014 foram encontrados também na camada entre os 5 e 10 cm nas amostras A e B. Em 2015 a amostra A apresentou ovos entre os 10 e 15 cm, isto porque segundo Stien e Schwartzbrod, citados por CAVINATTO e

PAGANINI (2007), sua sobrevivência até os 10 cm de profundidade depende principalmente da exposição ou proteção da luz solar direta, do tipo de solo e capacidade de retenção de umidade. Os autores ainda consideram que os ovos de *Ascaris* spp são mais frequentemente encontrados viáveis em solos poluídos devido a sua maior resistência as condições ambientais, o que pode explicar a maior presença destes no presente estudo. GUPTA et al. (2009), constaram a presença de ovos de helmintos em 24 das 35 amostras estudadas (68,8%) de solo irrigado. CANSIGNO et al (2013), identificou maior remoção de ovos de *Ascaris lumbricoides* tanto em solos com alta concentração de argila, como em solos com baixa concentração desta fração granulométrica, no entanto ambos apresentavam baixa concentração de matéria orgânica, podendo ser explicado pela ligação dos ovos as superfícies silicosas. Em solos com alta concentração de argila e matéria orgânica a retenção foi menor. Os autores consideram que a camada externa dos ovos de *A. lumbricoides* desempenha um papel importante na sua fixação notadamente em solos arenosos e argilosos.

Convém ressaltar que a ausência dos ovos de helmintos no efluente proveniente da saída da lagoa facultativa (PCC3) não exclui definitivamente a possibilidade de contaminação do solo através da irrigação, uma vez que o monitoramento do efluente representa um recorte do momento específico da coleta. Para que haja o controle mais eficaz a metodologia de gerenciamento de risco propõe que o monitoramento seja realizado de forma contínua. CUTOLO e PIVELI (2010), detectaram a presença de ovos de helmintos em amostras de solo da parcela testemunha, sem irrigação e consideraram a possibilidade de existência de um passivo sanitário anterior ao período do projeto e uma possível relação com o regime de chuvas nos períodos de coleta. Neste mesmo estudo os autores

encontraram uma densidade média de ovos no efluente final de 2,00 ovos/L.

A dispersão destes patógenos no solo pode ocorrer, além da ação das chuvas e ventos por insetos, aves e outros animais que, não sendo hospedeiros definitivos, os transportam mecanicamente no intestino e os disseminam com suas dejeções (SANTOS, 2012). Outro fator que pode contribuir para a presença dos ovos de helmintos no solo é o acúmulo proporcionado pelo alto tempo de sobrevivência e persistência em ambientes desfavoráveis (CUTOLO, 2009b).

As pesquisas de vírus entéricos realizadas nas amostras de solo apresentaram resultados negativos para enterovírus. No entanto, estes têm sido isolados em vários tipos de águas superficiais e subterrâneas como em águas marinhas, rios, água potável e em esgotos. Do ponto de vista epidemiológico esses microrganismos permanecem viáveis mesmo em ambientes com grande diferença de temperatura (COMERLATO et al, 2011). Dentre os fatores que interferem na sobrevivência dos vírus entéricos no ambiente estão temperatura, luz solar, umidade relativa do ar e do solo, pH, além dos fatores de adsorção às partículas de solo como areia, silte e argila (FONG e LIPP, 2005; COMERLATO et al, 2011). POURCHER et al. (2007), não detectaram a presença de enterovírus após duas semanas da aplicação do lodo em duas das três parcelas estudadas, no entanto, a terceira parcela não apresentou genomas virais imediatamente após a adubação, fato que pode ser explicado pela agregação dos vírus as partículas do solo. Embora o estudo tenha sido conduzido em período de baixas temperaturas os autores atribuem o rápido desaparecimento dos vírus em parte a atividade microbiológica do solo.

A pesquisa de adenovírus apresentou uma única amostra positiva, na coleta

de 2015 entre 5 e 10 cm. Estes são frequentemente encontrados em corpos d'água de médias e grandes áreas urbanas, apresentam elevada resistência ao ambiente, sendo a transmissão feco-oral, além de serem responsáveis por infecções no trato respiratório, conjuntivites, cistites e outras manifestações clínicas (MONTEIRO et al., 2015). STAGGEMEIER et al. (2015), relataram a frequência destes patógenos em 80% das amostras de sedimentos de corpos hídricos analisadas com concentração média de $2,23 \times 10^4$ cg/g afirmando sua capacidade de acúmulo no solo. Os vírus entéricos humanos são geralmente mais resistentes que bactérias, protozoários e helmintos no ambiente e podem permanecer viáveis após exposição aos processos de desinfecção com cloração e radiação UV. Os resultados apresentados por SCHWARZ et al. (2014), sugerem que os adenovírus têm capacidade de sobreviver por períodos superiores a 180 dias, durante o inverno, havendo aumento da inativação com a elevação da temperatura (SANTAMARIA e TORANZOS, 2003; WEI et al, 2009). Contudo, a inativação pela radiação ultravioleta emitida pelos raios solares não é efetiva nas camadas mais profundas do solo (Gerba e Bitton citados por SANTAMARIA e TORANZOS, 2003).

No presente estudo, as concentrações médias de Coliformes Totais observadas nas amostras dos poços são inferiores as relatadas por MALHEIROS et al. (2009), que relataram média de 354,8 NMP/100 mL. FONSECA et al (2000), relataram contagens de coliformes totais no poço testemunha, superiores aos poços de controle, chegando até quatro unidades logarítmicas, comportamento semelhante ao observado em nosso trabalho.

A Resolução CONAMA 396 (BRASIL, 2008) estabelece a ausência de *Escherichia coli* em águas subterrâneas destinadas ao consumo humano. Entretanto, para a dessedentação de animais e recreação as concentrações

máximas permitidas são, respectivamente, 200 e 800 organismos em 100 mL. No presente trabalho a concentração máxima observada foi $1,00 \times 10^0$ NMP/100 mL, tanto para o poço testemunha como para o poço mais distante da área irrigada, estando condizente com a legislação atual para usos menos restritivos. FONSECA et al. (2000), identificaram a presença de *E. coli* nas primeiras coletas realizadas após a abertura dos poços de controle entre uma e duas unidades logarítmicas, sendo que nas demais coletas os resultados foram inferiores a 1,00 valor observado em todas as amostras do poço testemunha. EMMANUEL et al. (2009), detectaram a presença de coliformes fecais em amostras de águas subterrâneas, contaminadas por efluentes hospitalares, em concentração média de $6,29 \times 10^2$ NMP/100mL, com variação entre $3,00 \times 10^2$ e $9,89 \times 10^2$ NMP/100mL.

As bactérias heterotróficas podem ser definidas como microrganismos que requerem carbono orgânico como fonte de nutrientes. Como indicadores da qualidade da água, fornece informações amplas, sobre a desinfecção, colonização e formação de biofilmes, através da indicação inespecífica de bactérias ou esporos de origem fecal ou componentes da flora natural da água DOMINGUES et al. (2007). Embora estes organismos não constem na resolução CONAMA 396 (BRASIL, 2008), são fatores limitantes contemplados pela portaria nº 2914 no Ministério da Saúde, não devendo exceder 500 UFC/mL, no presente estudo as médias variaram entre $2,26 \times 10^3$ e $3,97 \times 10^3$ NMP/100 mL.

Ao pesquisar a presença destes organismos em diferentes fontes de abastecimento, entre elas poços artesianos e poços rasos, DOMINGUES et al. (2007), constataram em amostras de poço artesiano, duas amostras com mais de 500 UFC/mL entre três estudadas e em amostras de poços rasos nove excederam 500 UFC/mL, entre onze analisadas. MALHEIROS (2009), em um universo de 212

amostras de águas subterrâneas, provenientes de propriedades rurais, detectou a presença destes organismos em 68 amostras totalizando uma concentração média de 1726 UFC/mL e inviabilizando seu consumo.

Ao término do sistema de tratamento de esgoto (PCC3) as concentrações de coliformes totais e *E. coli* apresentaram níveis acima do esperado, no entanto, nota-se a redução gradativa através da irrigação do capim Tifton 85 e da infiltração no perfil do solo até os níveis satisfatórios constatados no PCC5. Este processo condiz com o conceito de barreiras múltiplas que deve assumir, entre outras características, uma combinação de ações em que cada etapa promova um nível específico de redução do perigo (ASANO, 2007), considerado instrumento necessário para garantir a proteção da saúde pública em relação aos agentes patógenos após o tratamento convencional de esgotos (CUTOLO e ROCHA, 2002). Cabe ressaltar que a parcela de plantio de capim Tifton 85 em questão recebia lâmina de irrigação a 200% de ETP, considerada por De PAULA (2008) como excesso da quantidade admitida como capacidade de campo para solo de textura média. Compreende-se assim que em condições adequadas de irrigação e com valores abaixo da lâmina de irrigação aplicada, as concentrações de patógenos ao longo do perfil do solo atingiriam níveis inferiores aos obtidos neste estudo, minimizando o risco de contaminação, promovendo o reúso seguro e uso de nutrientes na produção agrícola.

Um outro ponto importante para considerarmos, está na forma de irrigação por aspersão, em que há um risco maior de contaminação e transmissão de patógenos. De acordo com CARR (2005) e WHO (2006), irrigação por aspersão tem potencial maior de espalhar os contaminantes nas superfícies de culturas e afetar as comunidades próximas a área irrigada. HUERTAS (2008) destaca ainda como fator

desfavorável a irrigação por aspersão a necessidade de maior frequência de aplicação do esgoto tratado para suprir as demandas do cultivo, mantendo a alta umidade de do solo favorecendo a sobrevivência dos patógenos. A Organização Mundial da Saúde atribui uma maior proteção à saúde da população de risco as técnicas de irrigação localizada, como a sub superficial e por gotejamento pelo fato do esgoto tratado ser aplicado mais próximo a planta (WHO, 2006).

Segundo Mara et al., citados por VON SPERLING (2002, p. 22), “as concentrações de clorofila-a em lagoas facultativas dependem da carga aplicada e da temperatura, mas usualmente se situam na faixa de 500 e 2000 mg/L”. As análises de clorofila-a apresentaram valor máximo de 1069,20 µg/L, acima desta faixa. O valor médio obtido, 65,88 µg/L, encontra-se abaixo da faixa usual para lagoas facultativas (MARA, 1998), AMENGUAL-MORRO et al. (2012), também obtiveram média de 37,4 mg/L de clorofila-a no efluente originário deste tipo de lagoas. Entretanto, RUGGERI JUNIOR (2011), apontou média de 1306 µg/L em estudos anteriores realizados na mesma lagoa da ETE de Lins no período de março a dezembro de 2009. HOEPPNER (2007), comparando dois sistemas de lagoas de estabilização, um composto por lagoas aerada, seguida por lagoa facultativa e outro por lagoas anaeróbias seguidas por lagoas facultativas com chicanas, encontrou concentrações de clorofila-a variando entre 230 µg/L e 531 µg/L para o primeiro sistema e 138 µg/L a 693 µg/L, para segundo sistema.

A clorofila-a expressa a quantidade de algas presentes nas lagoas de estabilização facultativas, sendo que estas apresentam papel fundamental na produção do oxigênio empregado no processo de oxidação da matéria orgânica. Entretanto, variações nas condições do meio como alta incidência luminosa, mudanças de pH e de temperatura podem interferir em sua degradação (Von

SPERLING, 2002; CETESB, 2014). Como resultado dessa degradação originam-se os feopigmentos, entre eles a feoftina-a, indicadores do grau fisiológico da clorofila e importante no acompanhamento da produtividade primária. Por absorver luz na mesma região de espectro que a clorofila-a, a feofitina pode interferir na sua determinação (CETESB, 2014).

A elevada concentração de feofitina-a constatada no presente estudo sugere um elevado grau de degradação da clorofila-a na lagoa facultativa, podendo ocasionar uma diminuição no potencial de oxidação da matéria orgânica nesta fase do tratamento. PHAM et al (2014), comparando as concentrações de algas entre a lagoa facultativa e a lagoa de maturação, 35230 cel/mL⁻¹ e 45541 cel/mL⁻¹, respectivamente, associaram o maior volume de algas encontrado na lagoa de maturação a baixa concentração de DBO obtida. Ao analisarmos o coeficiente de correlação entre clorofila-a e carbono orgânico total percebemos uma correlação positiva fraca ($r=0,35$) e entre feofitina-a e carbono orgânico total essa correlação foi desprezível ($r=0,27$).

A concentração máxima de sólidos dissolvidos totais permitida pela Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) é 500 mg/L, para lançamento em corpos receptores nas classes 1 a 3. No entanto, Feigin et al, citados por FONSECA (2005, p 24), consideram a concentração habitual de sólidos totais em efluentes secundários de esgoto tratado entre 400 e 1200 mg/L⁻¹. Embora o sistema em estudo tenha proporcionado a redução no efluente final, esta foi insuficiente para o atendimento a legislação, pois a concentração média foi de 572,3 mg/L e a máxima atingiu 660 mg/L, podendo este valor ser um fator limitante para sua aplicação na irrigação, uma vez que a presença excessiva de sólidos dissolvidos pode contribuir para a salinização do solo (PIVELI e KATO, 2006).

Para a série de nitrogênio nota-se que houve uma redução das concentrações mínimas e máximas de NKT ao final da segunda etapa do tratamento. Contudo, a média apresentou discreta elevação, sendo de 57,34 mgN-NKT/L na lagoa anaeróbia (PCC2) e de 58,58 mgN-NKT/L na lagoa facultativa (PCC3). Ao compararmos as concentrações médias de nitrogênio total relatadas por AMENGUAL-MORRO et al. (2012), 29,8 mg/L na saída da primeira lagoa e 17,69 mg/L ao final da segunda lagoa, os valores obtidos no presente estudo encontram-se elevados em ambos os pontos de controle. GOYAL e MOHAN (2013), constataram 159,3 mg/L de NKT no esgoto afluente e 61 mg/L no esgoto efluente e embora o sistema tenha apresentado uma redução de aproximadamente 61,7%, a concentração final de NKT é superior a concentração descrita no presente trabalho.

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em sistemas de lagoas são: 1. volatilização da amônia; 2. Assimilação da amônia e dos nitratos pelas algas ; 3.nitrificação e desnitrificação. Estes processos, no entanto, não influenciam na concentração do nitrogênio total, promovendo apenas sua transformação, o que não garante a remoção do nitrogênio total do efluente (von SPERLING et al, 2009). Segundo MIWA et al (2007), significativas concentrações de nitrogênio e fósforo são encontradas no efluentes de lagoas de estabilização, sendo consideradas como os principais agentes nutricionais limitantes ao crescimento dos organismos produtores primários nos ambientes aquáticos receptores.

O fósforo ocorre em águas naturais quase que exclusivamente como fosfatos, solubilizado, em partículas ou nos corpos de organismo aquáticos. Pode estar presente também nos sedimentos do fundo ou no lodo biológico, precipitado sob forma inorgânica ou incorporado aos compostos orgânicos (von SPERLING, 2002; APHA, 2005).

Nos sistemas de lagoas de estabilização a remoção do fósforo se dá preferencialmente pela precipitação em condições de pH elevado, acima de 9,0. Outra via de remoção, menos efetiva, é a saída com o efluente final, do fósforo presente em algas e bactérias (von SPERLING, 2002). Nestes sistemas a remoção do fósforo, na fase aeróbia do tratamento, é prejudicada pela redução prévia na concentração de substrato rapidamente biodegradável (PIVELI e KATO, 2006), sendo a eficiência de remoção frequentemente inferior a 35% nas lagoas facultativas (von SPERLING, 2002).

As concentrações de fósforo obtidas ao término, tanto do tratamento primário, quanto do tratamento secundário, praticamente não sofreram alterações, como pôde ser observado. Os valores situaram-se na faixa de 4,00 a 10,00 mgP-PO₄⁻³/L, não atendendo aos valores exigidos pela Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) de 0,15 mg/L P para ambientes lóticos.

O Carbono Orgânico Total presente nos efluentes é constituído de uma variedade de compostos orgânicos em diferentes estados de oxidação. As águas residuárias podem conter níveis muito elevados de compostos orgânicos contribuindo para concentrações de COT acima de 100 mg/L. As análises realizadas no presente estudo revelaram a elevação da concentração deste parâmetro no efluente do tratamento secundário em relação ao efluente do tratamento primário talvez ocasionado pela elevada presença das algas nesta lagoa. Segundo APHA (2005), PIVELI e KATO (2006) trata-se um método bastante eficiente de determinação mais rápida do conteúdo orgânico total e de grande importância para a operação das estações de tratamento de efluentes.

A concentração média de nitrogênio amoniacal presente no PCC3 (41,03

mgN-NH₃/L) encontra-se acima dos valores permitidos pela Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), independente da faixa de pH da matriz, que varia entre 1,0 mg/L N e 13,3 mg/L N. AMENGUAL-MORRO et al. (2012), obtiveram taxa de remoção deste parâmetro de 99,26%, produzindo um efluente final com 0,27 mg/L.

O Nitrato pode ser resultado da decomposição da matéria orgânica nitrogenada, por vezes presente em águas naturais, sem que seja introduzido (PIVELI e KATO, 2006). Pode ser encontrado em concentrações superiores a 30 mg em processos nitrificantes de tratamento (APHA 2005), no entanto, nas lagoas facultativas este tipo de reação é pouco representativa (von SPERLING 2002, p 142). No presente estudo a média observada no PCC3 foi 0,46 N NO₃⁻ mg/L⁻¹.

As reações químicas entre as substâncias presentes na água que infiltra o solo e as rochas que o compõe, assim como a velocidade da infiltração, influenciam diretamente na composição da água subterrânea. Sendo assim, a aplicação de efluentes de esgoto tratado no solo pode promover alterações significativas na qualidade dos aquíferos (MONTES et al 2006).

De um modo geral, as concentrações de sólidos dissolvidos totais, presentes nos três poços de inspeção, são inferiores aos limites estipulados pela Portaria 518 do Ministério da Saúde e pela Resolução CONAMA 396 (BRASIL, 2008) de 1000 mg/L. Podemos averiguar que uma maior concentração deste parâmetro foi obtida no poço testemunha, média de 182 mg/L, não sendo influenciada pelo processo de irrigação. O poço 4, localizado imediatamente a jusante da área irrigada, apresentou concentrações média de 167 mg/L, enquanto os menores valores foram constatados no poço 5, média de 151 mg/L, mais próximo ao ribeirão Campestre. ADEKUNLE et al. (2007), em estudo desenvolvido na Nigéria, constatou concentrações de sólidos

dissolvidos totais em amostras de água subterrâneas, inferiores a 1000 mg/L, variando entre 300 e 677 mg/L, na estação chuvosa e 150 e 183 mg/L na estação seca.

O poço testemunha (1) e o poço 5, apresentaram valores elevados de cor, média de 205 e 125 mg Pt-Co/L, respectivamente. O poço 4 apresentou média de 7,5 mg Pt-Co/L, resultado condizente com o máximo permitido pela Portaria 518, de 15,00 mg Pt-Co/L., entretanto o valor máximo atingiu 20,00 mg Pt-Co/L.

Os valores do parâmetro turbidez, obtidos nos três poços de coleta, foram superiores aos exigidos pela Portaria 518 (5,0 UNT), em todas as amostras. As médias variaram de 19,88 UNT, no poço 4 a 264,00 UNT no poço 1. ADEKUNLE et al. (2007), obtiveram médias de turbidez variando entre 1,7 e 12,3 UNT na estação seca e na estação chuvosa desde não detectável até 1,33 UNT.

O nitrato não absorvido pelas plantas pode contaminar as águas subterrâneas, sendo um dos principais contribuintes para a inviabilização da disposição dos esgotos sanitários no solo. Em condições climáticas tropicais, a mineralização da matéria orgânica ocorre rapidamente favorecendo o carreamento do nitrato, pelas precipitações, até o lençol freático (CORAUCCI FILHO, 2003). As concentrações de nitrato em águas subterrâneas, relatadas na literatura, são bem distintas. VERSTRAETEN et al. (2003) apontaram uma concentração média de 4,39 mg/L. ADEKUNLE et al. (2007), relataram concentrações médias entre 3,73 mg/L e 19,70 mg/L, observadas na estação chuvosa, e no período de estiagem as concentrações médias variaram entre 7,00 e 19,28 mg/L. Já EMMANUEL et al. (2009), obtiveram concentração média de 120 mg/L. No presente estudo o poço 1, localizado a montante das parcelas irrigadas, apresentou as maiores concentrações

de nitrato, com média de 7,12 mg N-NO₃/L⁻¹ e máximo de 8,85 mg N-NO₃/L⁻¹, valor também observado no poço 4. Este último apresentou média de média 6,34 mg N-NO₃/L⁻¹ e o poço 5 média de 6,31 mg N-NO₃/L⁻¹. Segundo a resolução CONAMA 396 (BRASIL, 2008), o limite mais restritivo para este parâmetro é 10.000 µg/L⁻¹, quando esta água for destinada ao consumo humano ou à recreação.

Em ambos os poços, as concentrações amônia apresentaram média inferior a 1,00 mg N-NH₃/L, sendo 0,98 mg N-NH₃/L no poço 1, 0,84 mg N-NH₃/L no poço 4 e 0,35 mg N-NH₃/L no poço 5. Segundo a Portaria 518 o valor máximo permitido para consumo humano é 1,5 mg N-NH₃/L. Resultados semelhantes foram apresentados por VERSTRAETEN et al. (2003), onde o valor mínimo observado foi <0,04 mg/L, média de 0,4 mg/L e máximo de 1,39 mg/L. De acordo com APHA (2005), as concentrações de amônia em águas subterrâneas, em geral, são baixas devido a absorção pelas partículas do solo e argila, impedindo a fácil lixiviação.

As amostras dos poços 4 e 5, localizados a jusante das áreas irrigadas, apresentaram concentrações de fósforo superiores à do poço testemunha. As médias obtidas nos poços 1, 4 e 5 foram, respectivamente, 0,44, 0,84 e 0,88 mg P-PO₄⁻³/L. ADEKUNLE et al. (2007), relataram concentrações médias entre 0,02 e 0,23 mg/L na estação seca e médias de 0,77 a 1,49 mg/L na estação das chuvas. Em algumas circunstâncias a lixiviação do fósforo ou seu acúmulo no solo, causam alterações irreversíveis, podendo ser fatores limitantes para a utilização dos esgotos tratados de maneira sustentável (BOND, 1998).

No presente estudo constatou-se um decréscimo nas concentrações médias de carbono orgânico total entre o poço testemunha (0,53 mg/L) e o poço 4 (0,34 mg/L). Entretanto, a concentração média observada no poço 5 foi ligeiramente

superior as anteriores 0,57 mg/L.

A condutividade elétrica constitui o método habitualmente empregado na determinação da salinidade, devido a sua alta sensibilidade e facilidade de medição (APHA, 2005). FONSECA et al., (2000) consideram que no caso de as águas subterrâneas sofrerem recarga por esgoto percolado, a presença de íons de alta mobilidade como Na⁺ e K⁺, presentes em grande quantidade no esgoto, ocasionará elevação dos valores da condutividade elétrica. Contudo, em seu trabalho, os valores de condutividade elétrica inferiores a 80 mS/cm indicam baixa recarga do aquífero pelo esgoto percolado. Segundo LIBANIO (2008), em geral águas naturais apresentam CE inferior a 100 µS/cm podendo atingir 1000 µS/cm em corpos hídricos receptores de elevadas cargas de efluentes domésticos e industriais. No presente estudo o poço 1 apresentou média de 101,43 µS/cm, o poço 4 média 113,33 µS/cm e o poço 5 média 97,10 µS/cm. Valores superiores a 260 µS/cm foram descritos por EMMANUEL et al (2009) e acima de 400 µS/cm por ADEKUNLE et al. (2007).

Os testes de correlação aplicados as amostras do sistema de lagoas apresentaram correlação moderada negativa entre a variável climática precipitação e os ovos de helmintos no PCC2, indicando uma menor concentração destes patógenos nos períodos chuvosos. No PCC3 houve correlação moderada negativa entre a variável climática temperatura e *E. coli*. Correlação semelhante foi descrita por GOYAL e MOHAN (2013), indicando a influência das mudanças desta variável sobre a concentração dos parâmetros microbiológicos. REINOSO et al. (2008) relataram a escassa quantidade de estudos a avaliar as correlações entre os organismos indicadores e os parasitas patogênicos em sistemas naturais para tratamento de esgotos. Os autores identificaram correlações significativas entre os parasitas intestinais e os indicadores microbiológicos no afluente do sistema de

wetlands, apresentando variações ao longo do sistema influenciadas talvez pelas diferenças do comportamento e do período de sobrevivência dos microrganismos em cada wetland. No presente estudo estas correlações não foram observadas.

No PCC5 (poços de controle) as correlações entre os indicadores biológicos e os parâmetros físico-químicos e as variáveis climáticas apresentaram padrões distintos. Entre os parâmetros físico-químicos carbono orgânico total mostrou forte correlação positiva com NO_3 nos três pontos de coleta, evidenciando a mineralização da matéria orgânica ao longo do perfil do solo. A correlação observada entre sólidos em suspensão e condutividade elétrica indica que em situações com maior concentração de sólidos em suspensão houve discreta diminuição da Condutividade elétrica nos poços 1 e 4.

As correlações observadas no poço 1 indicaram o aumento da população dos indicadores biológicos coliformes totais, *E. coli* e bactérias heterotróficas em concentrações elevadas do material particulado em suspensão. Esta relação também pôde ser observada entre os coliformes totais e *E. coli* na presença da matéria orgânica presente. Entre os indicadores microbiológicos e as variáveis climáticas estudadas, coliformes totais e *E. coli* apresentaram discreta elevação em períodos de maior precipitação e as bactérias heterotróficas em períodos de elevação da temperatura. Clorofila-a apresentou correlação positiva moderada com as variáveis climáticas temperatura enquanto a feofitina-a apresentou correlação moderada negativa. Estas correlações sugerem que nos períodos de maior precipitação e temperatura a infiltração do lençol freático ocorre com maior velocidade carreando a clorofila em baixo estágio de degradação, o que diminui em períodos de estiagem e mais frios quando a presença da feofitina-a (clorofila degradada) é maior.

No poço 4 as correlações indicaram maior concentração de coliformes totais em alta taxas de matéria orgânica presente na água, dependência que também existe entre as bactérias heterotróficas e matéria orgânica, mas de maneira mais discreta. As bactérias heterotróficas apresentaram uma discreta elevação nos períodos mais quentes. A clorofila-*a* demonstrou elevação da concentração na presença de maiores taxas de sólidos em suspensão e turbidez e em períodos de temperatura elevada, sendo que em períodos chuvosos houve discreto decaimento. Entretanto, a feofitina *a* demonstrou discreta elevação em períodos de precipitação e forte decaimento em condições de maior temperatura, turbidez e sólidos em suspensão.

No poço 5 ficou caracterizado que nos períodos de temperatura elevada houve tendência de decréscimo de clorofila-*a* e coliformes totais e aumento da concentração de feofitina-*a*, *E. coli* e bactérias heterotróficas. O índice de precipitação proporcionou um decréscimo na concentração de *E. coli* e bactérias heterotróficas. Em condições de maior presença de bactérias heterotróficas houve a discreta diminuição dos coliformes totais e aumento da população de *E. coli*. Os coliformes totais diminuíram discretamente na presença de matéria orgânica, aumentando em condições de maior concentração de sólidos em suspensão. ADEKUNLE et al. (2007) relataram associação direta entre condutividade elétrica e sólidos em suspensão, coliformes fecais e totais e FETOUANI et al (2008) observaram discreta correlação negativa entre nitrato e contaminação bacteriológica. Os autores consideram a correlação mesmo que fraca como indicativo de uma possível contaminação do lençol.

Embora o efluente final da ETE esteja livre de ovos de helmintos a concentração remanescente de *E. coli*, acima do permitido pelas leis vigentes no

país, impossibilita a sua utilização imediata para diversos fins. A configuração do sistema de tratamento de esgoto por lagoas de estabilização, inviabiliza o estabelecimento de ações corretivas ágeis quando os limites críticos estabelecidos são excedidos.

A avaliação quantitativa do risco microbiológico proporciona, através de uma interpretação mais coerente dos dados epidemiológicos dos agentes presentes no efluente, subsídios para a determinação da magnitude dos riscos oferecidos, do balanço entre custos e benefícios (GERBA, 2000) podendo assim auxiliar na elaboração de ações corretivas indiretas que proporcionem a mitigação do risco.

Entre os cenários propostos atribui-se a presença de *E. coli* no solo irrigado um menor risco anual de infecção do que o proporcionado pela sua presença no efluente tratado. Os ovos de helmintos presentes no efluente do tratamento primário oferecem um menor risco anual do que quando presentes no solo.

As concentrações de *E. coli* no solo apresentam um risco anual ligeiramente elevado para população exposta, pois são superiores ao proposto pela WHO (2005) 10^{-3} . SCHÖNNING et al. (2007) relataram riscos anuais para contaminação por *E. coli* inferiores a 10^{-4} , em cenários de ingestão de 100 mg/dia de solo para adultos e 200 mg/dia para crianças. RHEE et al. (2009), obtiveram um risco anual de infecção por este patógeno entre 10^{-3} e 10^{-5} em águas para irrigação, valores inferiores aos apresentados neste estudo, já ao final do tratamento primário.

SEIDU et al. (2008), constatarem a concentração de ovos de *Ascaris* na água de irrigação na mesma ordem de magnitude descrita no presente estudo $\sim 10^{-2}$. O risco tolerável para infecção por *Ascaris*, proposto por MARA et al. (2007) é 1×10^{-2} . JIMÉNEZ e NAVARRO (2011), atribuíram um risco anual de infecção por A.

lumbricoides ente 9×10^{-1} e 5×10^{-2} , em crianças que consumiram vegetais crus irrigados com esgotos sem tratamento. Os autores ponderam que a variação apresentada está relacionada a taxa de aplicação do esgoto e do total de vegetais consumido pela população exposta.

O paradigma do processo centralizado e setorial de gestão dos recursos hídricos movido conforme a demanda cedeu lugar a um processo integrado de planejamento delimitado geograficamente, não mais pelos limites políticos de estados e municípios, mas sim pelo conceito de bacias hidrográficas a partir da promulgação da Constituição Federal de 1988. Assim, a descentralização do processo decisório e a abertura para a participação da sociedade civil organizada, através dos comitês de bacias, foi implementada como forma de enfrentar o desafio de compatibilizar a crescente demanda de água para viabilizar a expansão urbana, agrícola e industrial do país (PAGANINI e SIQUEIRA, 2012).

TUNDISI (2008) sugere que uma abordagem de gerenciamento, pesquisa e elaboração de banco de dados a partir da bacia hidrográfica deve incluir uma valoração dos serviços dos ecossistemas aquáticos e dos recursos hídricos, uma capacidade preditiva, baseada em um programa denso e tecnicamente avançado de monitoramento, e um sistema adequado de governança de água com a finalidade de promover oportunidades de desenvolvimento regional e sustentável a partir da água disponível e da demanda.

Neste contexto, o reúso controlado dos efluentes deve ser compreendido como uma ferramenta necessária para promover a gestão sustentável e integrada dos recursos hídricos no âmbito das bacias hidrográficas que contempla as principais características desta abordagem. Não obstante, a garantia de uma prática

segura do reúso, do ponto de vista da saúde pública, pode ser alcançada através da padronização das etapas do controle de qualidade de forma simples e eficaz como proposto pela APPCC.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados apresentados neste estudo permitem concluir que, embora o sistema de tratamento da ETE de Lins alcance taxas de remoção de patógenos condizentes com o esperado para sistemas de lagoas de estabilização, as concentrações de *Escherichia coli* no efluente final demonstram a necessidade de incorporação de barreiras múltiplas para adequação no lançamento em corpos hídricos de acordo com a legislação vigente, Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005).

Contudo, os experimentos microbiológicos e parasitológicos realizados no solo irrigado com ETC 200% e por aspersão apontaram a presença dos patógenos estudados em maior concentração na camada superficial com redução gradual ao longo da profundidade, demonstrando a capacidade de retenção destes organismos nos primeiros 60 cm de profundidade, auxiliando na mitigação da contaminação do aquífero, como demonstrado pelos resultados obtidos nas amostras de água dos poços de monitoramento.

A presença de *E. coli* nas amostras de água dos poços de monitoramento, em concentrações inferiores a 1 NMP/100 mL, valor correspondente ao limite mínimo de detecção do método, impossibilita sua destinação ao consumo humano de acordo com a Resolução CONAMA 396 (BRASIL, 2008), sendo permitida sua utilização para recreação, dessedentação de animais e irrigação, atividade para a qual não estabelece limites. É importante salientar que o poço testemunha não sofre

interferência da irrigação por estar localizado na região mais elevada do campo experimental. Por tanto a presença destes patógenos não tem relação com efluente utilizado.

Através da aplicação da avaliação quantitativa do risco microbiológico constatou-se que a presença de *E. coli* e de ovos de helmintos tanto no efluente dos tratamentos primário (PCC2) e secundário (PCC3), quanto na camada superficial do solo (PCC4) oferecem risco a população exposta superior aos níveis recomendados pela OMS (2004) de 10^{-3} por pessoa por ano (pppa). Nos poços (PCC5), o risco de contaminação por *E. coli* variou entre cinco e seis ordens de grandeza abaixo do risco tolerável. MARA et al. (2007) consideram o risco tolerável recomendado pela OMS demasiadamente cauteloso, sendo epidemiologicamente injustificável e economicamente impraticável na proteção da saúde. Os autores aconselham uma redução do risco tolerável para 10^{-2} pppa, nível mais aceitável e que oferece 1 a 2 graus de magnitude abaixo da média global de incidência de doenças diarreicas.

Nas etapas onde o risco de exposição da população está acima do tolerável, PCC2, PCC3 e PCC4, recomenda-se a realização de estudos para a implantação de barreiras que contribuam para redução da concentração dos patógenos diminuindo assim a possibilidade de contaminação da população. A utilização de equipamentos de proteção individual como máscaras, luvas e óculos pelos funcionários da ETE ao executarem tarefas nas imediações da lagoa anaeróbia reduziria a possibilidade de ingestão de patógenos por possíveis aerossóis ocasionados pelos ventos, quase que constante na região. Nas parcelas de cultivo, a suspensão da irrigação por aspersão por um período mínimo anterior ao manuseio poderia proporcionar a inativação dos patógenos principalmente as bactérias, por incidência da luz solar, umidade ou competição no ambiente reduzindo o risco para os trabalhadores. No

entanto, outras técnicas de irrigação como o sistema subsuperficial ou por gotejamento (CUTOLO e PIVELLI, 2010) devem ser consideradas de forma a contribuir para a diminuição dos riscos da disseminação dos patógenos.

Os esforços do setor agrícola no mundo estarão voltados para a produção de alimentos, fibras e energia em quantidade suficiente para suprir a demanda de uma população crescente. A disponibilidade de terras agricultáveis, ainda não exploradas e as tecnologias para aumentar o rendimento das culturas credenciam o Brasil a desempenhar papel importante neste setor. Estima-se que até o ano de 2021 a produção de café aumentará em mais de 24% e a produção de soja 36%. A comercialização de milho, cadeia produtiva na qual o Brasil não é líder de vendas, aumentará em 56,6%. No entanto, o emprego de fertilizantes será fundamental para a produção, agregando um alto valor ao seu custo final seja pelos gastos com importação ou pelos investimentos da indústria nacional de fertilizantes (PORTAL BRASIL, 2011; CASARIN, 2012). Em estudos anteriores conduzidos em Lins, FONSECA et al. (2007) concluíram que o efluente secundário de esgoto tratado pode substituir eficientemente a água de boa qualidade na irrigação do capim Bermuda Tifton 85, proporcionando benefícios econômicos, e aumento da qualidade do capim com cerca de 32 a 81 % de economia no consumo de fertilizantes a base de nitrogênio mineral.

Contudo, a determinação de parâmetros que assegurem a produção adequada de efluentes destinados ao reúso, assim como a utilização de metodologias de controle de qualidade como a APPCC que proporcionam a padronização das etapas envolvidas no processo, auxiliando na validação dos resultados, assumem extrema importância na garantia da qualidade da fonte produtora. Aliam-se ao crescimento da demanda de água, ocasionado pela

expansão do agronegócio no país e a necessidade de tecnologias alternativas e sustentáveis que fomentem o uso de efluentes na irrigação de produtos agrícolas promovendo o uso racional das águas de boa qualidade para os fins mais nobres e ao Princípio da Precaução, como meio de justificar a intervenção regulamentadora na restrição das descargas poluidoras nos sistemas aquáticos na ausência de provas consensuais quanto aos danos ambientais.

Por fim, o presente trabalho demonstra a possibilidade de contribuir para o fomento do reúso de água de modo controlado e planejado, e de investimentos possíveis na inovação em tecnologias sustentáveis para o uso em pontos estratégicos em bacias hidrográficas sob condições de grande estresse hídrico, e de forma descentralizada para diversos usos dos efluentes tratados e com risco reduzido por meio da aplicação da metodologia de gerenciamento de risco e prevenção a saúde pública.

7. BIBLIOGRAFIA

ABNT, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 14900:Sistema de gestão da análise de perigos e pontos críticos de controle: segurança de alimentos**. Rio de Janeiro: 9 p. 2002a.

_____. **Sistema de gestão da análise de perigos e pontos críticos de controle: segurança de alimentos**. Rio de Janeiro. NBR 14900: 9 p. 2002b.

ADEKUNLE, I. M. et al. Assessment of groundwater quality in a typical rural settlement in Southwest Nigeria. **International journal of environmental research and public health**, v. 4, n. 4, p. 307-318, 2007.

AMAHMID, O.; ASMAMA, S.; BOUHOUM, K. Urban wastewater treatment in stabilization ponds: occurrence and removal of pathogens. **Urban Water**, v. 4, n. 3, p. 255-262, 2002.

AMENGUAL-MORRO, C.; NIELL, G. M.; MARTÍNEZ-TABERNER, A. Phytoplankton as bioindicator for waste stabilization ponds. **Journal of environmental management**, v. 95, p. S71-S76, 2012. ISSN 0301-4797.

ANDREOLI, C. et al. Experiências na gestão do saneamento em bacias hidrográficas. In: PHILIPPI JR., A. e GALVÃO JR, A. (Ed.). **Gestão do saneamento básico: abastecimento de água e esgotamento sanitário**. 1ª. Barueri, SP: Manole, 2012. cap. 18, p.486-520.

APHA, American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater**. Amer Public Health Assn, 2005. ISBN 9780875530475.

ASANO, T. et al. **Water Reuse: issues, technologies, and applications**. New York: McGraw-Hill, 2007.

AYRES, R. M.; MARA, D. **Analysis of wastewater for use in agriculture**. 1996.

BASTOS, R. K. X. et al. Análise crítica da legislação brasileira para uso agrícola de lodos de esgotos na perspectiva da avaliação quantitativa de risco microbiológico. **Revista AIDIS**, v. 2, n. 1, p. 143-159, 2009. ISSN 0718-378X.

BERTONCINI, E I. Tratamento de efluentes e reuso da água no meio agrícola. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, v. 1, n. 1, p. 152-169, 2008.

BITTON, Gabriel. Patogens and parasites in domestic wastewater. In: _____. **Wastewater microbiology**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2005. p. 109 - 152.

BIXIO, D. et al. Municipal wastewater reclamation: where do we stand? An overview

of treatment technology and management practice. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 5, n. 1, p. 77-85, 2005.

BOND, W. J. Effluent irrigation-an environmental challenge for soil science. **Australian Journal of Soil Research**, v. 36, n. 4, p. 543-555, 1998.

BRAGA, M. D. **Análise de perigos e pontos críticos de controle APPCC: estudo de caso no sistema de abastecimento de água da Universidade Federal de Viçosa**. 2007. Dissertação (Magister Scientiae). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2007.

BRANDÃO, C. J. et al. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário oficial da união**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. p. 58 - 63.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário oficial da união**, Brasília, DF, 7 abr. 2008. p. 64 - 68.

BRASIL. Ministério da Saúde. Gabinete do Ministro. Portaria nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário oficial da união**, Brasília, DF, 14 dez. 2011. p. 39 - 46.

BRASIL. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2012**. ÁGUAS, A. N. D. Brasília: ANA 2012.

BRITO, R. R. D.; GOMES, E. R.; LUDWIG, R. Uso da água na irrigação. **Periódico Eletrônico" Fórum Ambiental da Alta Paulista"**, v. 8, n. 2, 2012. ISSN 1980-0827.

CALZADILLA, A.; REHDANZ, K.; TOL, R.S.J. Water scarcity and the impact of improved irrigation management: a computable general equilibrium analysis. **Agricultural Economics**, v. 42, n. 3, p. 305-323, 2011.

CANSIGNO, O.L.; ÁLVAREZ, J.C.D.; CISNEROS, B.J. Retention of escherichia coli, giardia lamblia cysts and ascaris lumbricoides eggs in agricultural soils irrigated by untreated wastewater. **Journal of Environmental Management**. v. 128, p. 22-29. (2013).

CARR, R. WHO guidelines for safe wastewater use—more than just numbers. **Irrigation and Drainage**, v. 54, n. S1, 2005.

CASARIN, V. Produção de alimentos - o desafio do século. **Informações Agronômicas**. 139. p. 24, 2012.

CAVINATTO, A. S.; PAGANINI, W. S. Os microrganismos nas atividades de disposição de esgotos no solo-estudo de caso. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 1, p. 42-51, 2007.

CECÍLIO, R.; GARCIA, G.; MOREIRA, M. A importância do setor agropecuário para a proteção e conservação dos recursos hídricos. In: JÚNIOR, W.; NICOLINE, H., et al (Ed.). **Novas tecnologias em ciências agrárias**. Visconde do Rio Branco: Suprema Gráfica e Editora, v.1, 2007. p.101-117.

CEPAGRI, **Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura** [Internet]. Campinas: Unicamp; 2016 [acesso em 05 abr 2016]. Disponível em: http://www.cpa.unicamp.br/outras-informacoes/clima_muni_308.html

CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Identificação de enterovírus: método de ensaio. In: **CETESB norma técnica**. CETESB, 1991.

CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Determinação de pigmentos fotossintetizantes-clorofila-A, B e C e feofitina-A: método de ensaio. In: **CETESB norma técnica**. CETESB, 2014.

CHRISTOFIDIS, D. Água na produção de alimentos: o papel da academia e da indústria no alcance do desenvolvimento sustentável. **Rev.ciênc. exatas**, Taubaté. 12: 2006. p. 37-46.

_____. Água, irrigação e segurança alimentar. *Revista Item*, v. 77, p. 19-21, 2008.

COMERLATO, J.; DE OLIVEIRA, L. K.; SPILKI, F. R. Enterovírus como indicadores de qualidade da água. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 9, n. 1, 2011.

CORAUCCI FILHO, B. et al. Disposição no solo. In: GONÇALVES, R. F. (Coord.) **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, Rima, 2003. cap. 8. p. 337 - 388.

CUTOLO, S. A.; ROCHA, A. A. Reflexões sobre o uso de águas residuárias na cidade de São Paulo. **Saúde e Sociedade**, v. 11, n. 2, p. 89-105, 2002.

CUTOLO, S. A. Abastecimento público e usos das águas. In: GIATTI, L. (Ed.). **Fundamentos da saúde ambiental**. 1ª. Manaus: Editora da Universidade federal do Amazonas, 2009a. cap. 4, p. 80-131.

_____. **Reúso de águas residuárias e saúde pública**. Annablume, 2009b. ISBN 8574199036.

CUTOLO, S. A.; PIVELI, R. P. **Barreiras múltiplas na disposição de efluentes tratados no solo e aplicação do sistema de análise de riscos e pontos críticos de controle no reúso agrícola**. 2010. Relatório final de Pós Doutorado -

Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária - Escola Politécnica da USP.

CUTOLO, S. A. et al. Parasitological risk assessment from wastewater reuse for disposal in soil in developing countries. **Water Science & Technology**, v. 65, n. 8, p. 1357-1367, 2012. ISSN 0273-1223.

DE OLIVEIRA, J. F et al. Efeito da água residuária de esgoto doméstico tratado na produção de mudas de pimenta cambuci e quiabo. **Enciclopédia Biosfera, Goiânia**, v. 8, n. 14, p. 443-452, 2012.

DE PAULA, A. M. **Atributos microbiológicos do solo em área de pastagem irrigada com lâminas excedentes de efluente de esgoto tratado**. 2008. Tese de Doutorado. Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz.

DE SOUSA, J. T. et al. Reúso de água residuária na produção de pimentão (*Capsicum annuum* L.). **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v. 10, n. 1, p. 89-96, 2006.

DE SOUZA, José Alberto Alves et al. Contaminação microbiológica do perfil do solo com esgoto sanitário-doi: 10.4025/actascitechnol. v33i1. 5350. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 33, n. 1, p. 5-8, 2011.

DEWETTINCK, Tom et al. HACCP(Hazard Analysis and Critical Control Points) to guarantee safe water reuse and drinking water production- A case study. **Water Science and Technology**, v. 43, n. 12, p. 31-38, 2001.

DOMINGUES, V. O. et al. Contagem de bactérias heterotróficas na água para consumo humano: comparação entre duas metodologias. **Saúde (Santa Maria)**, v. 33, n. 1, p. 15-19, 2007. ISSN 2236-5834.

EMMANUEL, E.; PIERRE, M. G.; PERRODIN, Y. Groundwater contamination by microbiological and chemical substances released from hospital wastewater: Health risk assessment for drinking water consumers. **Environment international**, v. 35, n. 4, p. 718-726, 2009.

ENSINK, J. H. J. et al. Waste stabilization pond performance in Pakistan and its implications for wastewater use in agriculture. **Urban Water Journal**, v. 4, n. 4, p. 261-267, 2008.

EPA. United States Environmental Protection Agency. Guidelines for water reuse. **Environmental Protection Agency, Municipal Support Division Office of Wastewater Management Office of Water Washington, DC. Agency for International Development Washington DC, EPA/625/R-04/108, Cincinnati, OH US EPA/625/R-04/108**, 2012.

ESTRADA, I. B. et al. The survival of *Escherichia coli*, faecal coliforms and enterobacteriaceae in general in soil treated with sludge from wastewater treatment plants. **Bioresource technology**, v. 93, n. 2, p. 191-198, 2004.

FERNÁNDEZ, J. M.; SELMA, M. A. E. The dynamics of water scarcity on irrigated landscapes: Mazarrón and Aguilas in south-eastern Spain. **System Dynamics Review**, v. 20, n. 2, p. 117-137, 2004. ISSN 1099-1727.

FERREIRA, M. I. P.; SILVA, J. A. F.; PINHEIRO, M. R. C. 2-Recursos hídricos: água no mundo, no Brasil e no Estado do Rio de Janeiro. Boletim do Observatório **Ambiental Alberto Ribeiro Lamego**, v. 2, n. 2, p. 29-36, 2010. ISSN 2177-4560.

FETOUANI, Sanae et al. Assessing ground water quality in the irrigated plain of Triffa (north-east Morocco). **Agricultural water management**, v. 95, n. 2, p. 133-142, 2008.

FONG, T.; LIPP, E. K. Enteric viruses of humans and animals in aquatic environments: health risks, detection, and potential water quality assessment tools. **Microbiology and molecular biology reviews**, v. 69, n. 2, p. 357-371, 2005.

FONSECA, S. P. P. et al. Qualidade da água do lençol freático em uma área com tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial. **Águas Subterrâneas**, 2000.

FONSECA, A. F. **Viabilidade agrônomo-ambiental da disposição de efluente de esgoto tratado em um sistema solo-pastagem**. 2005. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo (USP). Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.

FONSECA, A. F. et al. Treated sewage effluent as a source of water and nitrogen for Tifton 85 bermudagrass. **Agricultural Water Management**, v. 87, n. 3, p. 328-336, 2007.

FRANCO, M. J. M. **Aplicação da metodologia de APPCC-análise de perigos e pontos críticos de controle-como ferramenta para reúso de água na indústria: modelo para indústria de aromas e essências**. 2007. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

GERBA, C. P. Risk Assessment. IN: MAIER, R.M.; PEPPER I.L.; GERBA, C. P.(Ed.). **Environmental Microbiology**. San Diego: Academic Press; 2000. p.557-70.

GHAZY, M.M.E.D et al. Performance evaluation of a waste stabilization pond in a rural area in Egypt. **American Journal of Environmental Sciences**, v. 4, n. 4, p. 316-325, 2008.

GOYAL, B.; MOHAN, D. Case study on evaluation of the performance of waste stabilization pond system of Jodhpur, Rajasthan, India. **Water Practice and Technology**, v. 8, n. 1, p. 95 - 104, 2013.

GUPTA, N.; KHAN, D. K.; SANTRA, S. C. Prevalence of intestinal helminth eggs on vegetables grown in wastewater-irrigated areas of Titagarh, West Bengal, India. **Food control**, v. 20, n. 10, p. 942-945, 2009.

HAAS, C. N.; ROSE, J. B.; GERBA, C. P. **Quantitative microbial risk assessment**. Wiley, 1999. ISBN 0471183970.

HAMILTON, P. D.; GALE, P.; POLLARD, S. J. A commentary on recent water safety initiatives in the context of water utility risk management. **Environment international**, v. 32, n. 8, p. 958-966, 2006. ISSN 0160-4120.

HANJRA, M. A. et al. Wastewater irrigation and environmental health: Implications for water governance and public policy. **International journal of hygiene and environmental health**, v. 215, n. 3, p. 255-269, 2012.

HERPIN, U. et al. Chemical effects on the soil–plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation—a pilot field study in Brazil. **agricultural water management**, v. 89, n. 1, p. 105-115, 2007.

HESPAANHOL, I. Água e saneamento básico. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B., et al (Ed.). **Águas doces no Brasil**. São Paulo: Escrituras Editora, 2006. cap. 10, p.269-324.

HOEKSTRA, A. Y. Water scarcity challenges to business. **Nature Clim. Change**, v. 4, n. 5, p. 318-320, 05//print 2014. ISSN 1758-678X. Disponível em: < <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate2214> >.

HOEPPNER, Ana Flávia da Silva. **Comportamento de variáveis físicas, químicas e da eficiência de sistemas de lagoas de estabilização em ambiente tropical (Vale do Ribeira de Iguape, SP)**. 2007. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

HUBACEK, K. et al. Environmental implications of urbanization and lifestyle change in China: Ecological and Water Footprints. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 14, p. 1241-1248, 9// 2009. ISSN 0959-6526. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652609001061> >.

HUERTAS, E. et al. Key objectives for water reuse concepts. **Desalination**, v. 218, n. 1, p. 120-131, 2008. ISSN 0011-9164.

IGNOTO, R. D. F. **Avaliação quantitativa do risco microbiológico em águas e bio sólidos: estado da arte**. 2010. 89 (Mestrado). Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.

JIMÉNEZ, B.; NAVARRO, I. Evaluation of the WHO helminth eggs criteria using a QMRA approach for the safe reuse of wastewater and sludge in developing countries. **Water Science and Technology**, v. 63, n. 7, p. 1499-1505, 2011.

JORDÃO, E. P. Características dos esgotos In.: _____. In: **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro. ABES, 2014. p 37 - 70.

KARAVARSAMIS, N.; HAMILTON, A. J. Estimators of annual probability of infection

for quantitative microbial risk assessment. **Journal of Water and Health**, v. 8, n. 2, p. 365-373, 2010.

KONATÉ, Y.; MAIGA, A.H.; BASSET, D.; CASELLAS, C. PICOT, B. Parasite removal by waste stabilisation pond in Burkina Faso, accumulation and inactivation in sludge. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 101-106, 2013. ISSN 0925-8574.

LEVENTHAL, R.; CHEADLE, R. F. **Medical parasitology: a self-instructional text**. 4ª. FA Davis Company, 1915 Arch Street, Philadelphia, Pennsylvania 19103, USA, 2000. ISBN 0803655967.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas. Átomo, 2008.

MALHEIROS, P. S. et al. Contaminação bacteriológica de águas subterrâneas da região oeste de Santa Catarina, Brasil. **Revista do Instituto Adolfo Lutz** (Impresso), v. 68, n. 2, p. 305-308, 2009.

MALKAWI, H. I.; MOHAMMAD, M. J. Survival and accumulation of microorganisms in soils irrigated with secondary treated wastewater. **J. Basic Microbiol.** V. 43, nº 1, p.47-55, 2003.

MARA, D.; CAIRNCROSS, S. **Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture**. World Health Organization Geneva, 1989. ISBN 9241542489.

MARA, D. Waste stabilization ponds and wastewater storage and treatment reservoirs: the low-cost production of microbiologically safe effluents for agricultural and aquacultural reuse. In: ASANO, Takashi (Ed.). **Wastewater Reclamation and Reuse: Water Quality Management Library**. CRC Press, 1998. p. 141 - 158.

_____. **Domestic wastewater treatment in developing countries**. London: Earthscan, 2004.

MARA, D. et al. Health risks in wastewater irrigation: comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies. **Journal of water and health**, v. 5, n. 1, p. 39-50, 2007.

MARA, D. Water-and wastewater-related disease and infection risks: what is an appropriate value for the maximum tolerable additional burden of disease?. **Journal of Water and health**, v. 9, n. 2, p. 217-224, 2011.

MARENGO, J. A. Água e mudanças climáticas. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 83, 2008.

MAURER, C. P. et al. Adenovirus, enterovirus and thermotolerant coliforms in recreational waters from Lake Guaíba beaches, Porto Alegre, Brazil. **Journal of water and health**, v. 13, n. 4, p. 1123-1129, 2015.

MEHTA, L. Water and Human Development. **World Development**, v. 59, p. 59-69, 7/25/ 2014. ISSN 0305-750X. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0305750X13003021> >.

MENDONÇA, F. C.; PIVELI, R. P. Uso agrícola de esgoto tratado em lagoas de estabilização: experiências do PROSAB* em Lins–SP. **Exacta**. v. 2,p 37-53, 2004.

METCALF, E.; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4ª. New York: McGraw-Hill, 2003.

MIWA, A. C. P; FREIRE, R. H. F.; CALIJURI, M. C. Dinâmica de nitrogênio em um sistema de lagoas de estabilização na região do Vale do Ribeira (São Paulo-Brasil). **Eng. sanit. ambient**, v. 12, n. 2, p. 169-180, 2007.

MONTEIRO G. S. et al. Degradation and inactivation of adenovirus in water by photo-electro-oxidation. **Braz. J. Biol.** [online]. 2015, vol.75, n.4, suppl.2, pp. 37-42. Epub Nov 27, 2015. ISSN 1678-4375. <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.00813suppl>.

MONTES, C. et al. Irrigação com esgotos tratados: Impactos no solo e aquíferos. In: FLORENCIO, L.;BASTOS, R., et al (Ed.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. cap. 5, p.427. (PROSAB).

MOTA, F.; VON SPERLING, M. Introdução. In: MOTA, F. e VON SPERLING, M. (Ed.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 1, p.21-25. (PROSAB).

MOTEVALLI, M. D. et al. Investigation of Effluent Microbial Quality of Wastewater Treatment Natural systems in Term of Parasitic Contamination with the Purpose of Reuse for Agricultural Irrigation–A Case Study. **IRJABS**. v. 9, n 10, p 1799-1804, 2015.

OPAS, Organização Pan-Americana da Saúde; ANVISA, Agência Nacional de Vigilância Sanitária; Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Higiene de Alimentos - Textos Básicos**. Brasília, 2006. Organização Pan-Americana da Saúde, 2006.

PAGANINI, W.; SIQUEIRA, S. Gestão do Saneamento por bacia hidrográfica. In: PHILIPPI JR, A. e GALVÃO JR, A. (Ed.). **Gestão do saneamento básico - abastecimento de água e esgotamento sanitário**. Barueri: Manole, 2012.

PALESE, A. M. et al. Irrigation of olive groves in Southern Italy with treated municipal wastewater: effects on microbiological quality of soil and fruits. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 129, n. 1, p. 43-51, 2009.

PARKIN, R. T. Microbial risk assessment. In: ROBSON, M. e TOSCANO, W. (Ed.). **Risk assessment for environmental health**. 1ª. San Francisco: Jossey-Bass, 2007. cap. 11, p.285-314.

PHAM, D. T. et al. Algal community analysis in a waste stabilisation pond. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 302-306, 2014.

PINTO, M.; FORESTI, E.; MARQUES JR, J. Reúso das águas residuárias. Uma análise crítica. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R., et al (Ed.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. cap. 10

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

PIVELI R. P. et al. Utilização de esgoto tratado na agricultura: Aporte de água e nutrientes. In: MOTA, F. e VON SPERLING, M. (Ed.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 3, p.52-118. (PROSAB).

PNUD, Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. **A água para lá da Escassez: poder, pobreza e a crise mundial da água**. PNUD. New York, USA. 2006

POND, K.; PEDLEY, S.; EDWARDS, C. Background. In: CAMERON, J.; HUNTER, P., et al (Ed.). **Valuing water, valuing livelihoods**. London, UK: IWA Publishing, 2011. p.1-14.

PORTAL BRASIL. **Brasil avança na produção de mundial de alimentos**. Brasília, 2011. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/economia-e-emprego/2011/06/brasil-avanca-na-producao-mundial-de-alimentos>>. Acesso em 13 mar. 2016.

POURCHER, A. M. et al. Survival of faecal indicators and enteroviruses in soil after land-spreading of municipal sewage sludge. **Applied Soil Ecology**, v. 35, n. 3, p. 473-479, 2007.

RACAULT, Y.; BOUTIN, C. Waste stabilisation ponds in France: state of the art and recent trends. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 12, p. 1-9, 2005.

REINOSO, R.; TORRES, L. A.; BECARES, E. Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. **Science of the total environment**, v. 395, n. 2, p. 80-86, 2008.

RHEE, H.P. et al. Microbial risk assessment using E. coli in UV disinfected wastewater irrigation on paddy. **J Korea Soc Environ Eng**, v. 14, n. 2, p. 120-125, 2009.

RIBEIRO, M. C. M. Mercado de reúso de água no Brasil: é possível assegurar um crescimento sem a definição de um arcabouço normativo e legal. **Revista DAE, São Paulo**, v. 188, p. 4-9, 2012.

ROLIM, H. O et al. Qualidade dos Efluentes de Sistemas de Tratamento Biológico

UASB e UCT para Reúso Agrícola. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 9, n. 2, p. 393-414, 2016.

RUGGERI JÚNIOR, H. C. **Pós-tratamento de efluente de lagoa facultativa visando à remoção de nitrogênio amoniacal**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

SANTAMARIA, J.; TORANZOS, G. A. Enteric pathogens and soil: a short review. **International microbiology**, v. 6, n. 1, p. 5-9, 2003.

SANTOS, S. S. et al. Contaminação microbiológica do solo e dos frutos de cafeeiros fertirrigados com esgoto sanitário. **Eng. Agric.** Viçosa MG, v. 14, nº1, p. 12-22, jan/mar, 2006.

SANTOS, J. G. D. et al. ANÁLISE PARASITOLÓGICA EM EFLUENTES DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS. **Revista de Patologia Tropical**, v. 41, n. 3, 2012. ISSN 1980-8178.

SÃO PAULO. **Relatório de situação dos recursos hídricos do Estado de São Paulo**. HÍDRICOS, S. D. S. E. R. e HÍDRICOS, C. D. R. São Paulo 2011.

SATO, T. et al. Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. **Agricultural Water Management**, v. 130, p. 1-13, 2013.

SEIDU, R. et al. Quantification of the health risk associated with wastewater reuse in Accra, Ghana: a contribution toward local guidelines. **Journal of water and health**, v. 6, n. 4, p. 461-471, 2008.

SCHEIERLING, S. M. et al. Improving wastewater use in agriculture: An emerging priority. **World Bank Policy Research Working Paper Series, Vol**, 2010.

SCHONNING, C. et al. Microbial risk assessment of local handling and use of human faeces. **Journal of water and health**, v. 5, n. 1, p. 117-128, 2007.

SCHWARZ, K. R. et al. Decay of enteric microorganisms in biosolids-amended soil under wheat (*Triticum aestivum*) cultivation. **Water research**, v. 59, p. 185-197, 2014.

SILVA, J. B. et al. A crise hídrica global e as propostas do Banco Mundial e da ONU para seu enfrentamento. **Revista Cronos**, v. 11, n. 2, 2010. ISSN 1982-5560.

SOUSA, A. F. S. D. **Diretrizes para implantação de sistemas de reúso de água em condomínios residenciais baseadas no método APPCC-análise de perigos e pontos críticos de controle: estudo de caso Residencial Valville I**. 2008. (Mestrado). Escola Politécnica, USP, São Paulo.

SOUZA, A. **Os microrganismos nas atividades de disposição no solo: Estudo de caso**. 2005. (Mestrado). Faculdade de Saúde Pública, USP, São Paulo.

STAGGEMEIER, Rodrigo et al. Molecular detection of human adenovirus in sediment using a direct detection method compared to the classical polyethylene glycol precipitation. **Journal of virological methods**, v. 213, p. 65-67, 2015.

SURAK, John G. The Evolution of HACCP—A perspective on today's most effective food safety system. **Food Quality Magazine**, February/March, 2009.

TELLES, D.; DOMINGUES, A. Água na agricultura e pecuária. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B., et al (Ed.). **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 2006. cap. 10, p.325-365.

TUNDISI, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, p. 7-16, 2008. ISSN 0103-4014.

_____. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 3ª ed. São Carlos - SP: RiMa, 2009. ISBN 9788576561552.

VERSTRAETEN, I. M. et al. Use of tracers and isotopes to evaluate vulnerability of water in domestic wells to septic waste. **Groundwater Monitoring & Remediation**, v. 25, n. 2, p. 107-117, 2005.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2ª Edição. Belo Horizonte, MG DESA/UFGM, 2002.

VON SPERLING, M. et al. Lagoas de Estabilização. In: GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. p. 277-336.

VON SPERLING, M. et al. Remoção de nutrientes em sistemas naturais. In: MOTA, F. e VON SPERLING, M. (Ed.). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, 2009. cap. 9, p.293-340. (PROSAB).

WEI, J. et al. Survival of human adenovirus 41 in land-applied manure and biosolids. **Food and Environmental Virology**, v. 1, n. 3-4, p. 148-154, 2009.

WESTRELL, T. et al. QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse. **Water science and technology: a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 50, n. 2, p. 23, 2004. ISSN 0273-1223.

WHO, World Health Organization. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture, Technical Report Series, No. 778**, World Health Organization, Geneva (1989).

WHO, World Health Organization. **Water Safety Plans. Managing drinking water from catchment to consumer**. Geneva. World Health Organization, 2005.

WHO, World Health Organization. **Guidelines for the Safe Use of Wastewater**,

Excreta and Greywater, Volume 1: Policy and Regulatory Aspects. World Health Organization, 2006. 114 ISBN 9240680551.

WLE, **Water, Land and Ecosystems.** c 2013. Disponível em: <<https://wle.cgiar.org/thrive/2013/09/12/zambezi-mekongs-diplomatic-debacle-repeat>>. Acesso em: 24 mar. 2016.

WWAP, World Water Assessment Programme. **Water in a changing world.** United Nations Educational. Paris and London. 2009. (9231040952)

YANKO, W. A. **Occurrence of pathogens in distribution and marketing municipal sludges.** US Environmental Protection Agency, Health Effects Research Laboratory, 1988.

YATES, M. V.; GERBA, C. P. Microbial considerations in wastewater reclamation and reuse. In: ASANO, Takashi (Ed.). **Wastewater Reclamation and Reuse: Water Quality Management Library.** CRC Press, 1998. p. 437 - 488.

ZIMMERMAN, J. B.; MIHELICIC, J. R.; SMITH, J. Global stressors on water quality and quantity. **Environmental science & technology**, v. 42, n. 12, p. 4247-4254, 2008. ISSN 0013-936X.

ANEXOS

Tabela 9 - Valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo dos indicadores microbiológicos e parasitológicos encontrados no PCC1, PCC2 e PCC3.

Indicador	Unidade	n	PCC1			PCC2			PCC3		
			$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx	$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx	$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx
CT	NMP/100mL	16	$3,56 \times 10^7$ ($2,67 \times 10^7$)	$2,62 \times 10^6$	$1,01 \times 10^8$	$7,36 \times 10^6$ ($8,39 \times 10^6$)	$4,10 \times 10^5$	$3,50 \times 10^7$	$8,13 \times 10^5$ ($3,68 \times 10^5$)	$1,24 \times 10^5$	$1,78 \times 10^6$
E. coli	NMP/100mL	16	$1,85 \times 10^7$ ($2,35 \times 10^7$)	$9,80 \times 10^5$	$7,55 \times 10^7$	$3,12 \times 10^6$ ($4,70 \times 10^6$)	$2,00 \times 10^5$	$2,01 \times 10^7$	$4,69 \times 10^5$ ($2,83 \times 10^5$)	$3,45 \times 10^4$	$9,59 \times 10^5$
Helmintos	A ovos/L	16	1,77 (2,34)	0,00	7,33	0,12 (0,17)	0,00	0,55	0,00 (0,00)	0,00	0,00
	B ovos/L	16	1,04 (1,34)	0,00	3,67	0,10 (0,13)	0,00	0,36	0,00 (0,00)	0,00	0,00

Nota: PCC1 - Ponto de controle do esgoto bruto, calha parshall; PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia; PCC3 - Saída da lagoa facultativa; $\bar{X}$ - Média; DP - Desvio Padrão; Mín - Mínimo; Máx - Máximo; CT - Coliformes Totais; E.coli - Escherichia coli.

Tabela 10- Valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo de coliformes totais, E. coli e bactérias heterotróficas encontrados nos poços 1,4 e 5.

Indicador	Unidade	n	Poço 1			Poço 4			Poço 5		
			$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx	$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx	$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx
CT	NMP/ 100mL	4	2,60x10 ² (5,00x10 ²)	1,00x10 ⁻¹	1,01x10 ³	1,55x10 ⁰ (1,75x10 ⁰)	1,00x10 ¹	4,10x10 ⁰	1,42x10 ² (1,55x10 ²)	4,10x10 ⁰	2,92x10 ²
E. coli	NMP/ 100mL	4	3,25x10 ⁻¹ (4,50x10 ⁻¹)	1,00x10 ⁻¹	1,00x10 ⁰	1,00x10 ⁻¹ (0,00x10 ⁰)	1,00x10 ⁻¹	1,00x10 ⁻¹	3,25x10 ⁻¹ (4,50x10 ⁻¹)	1,00x10 ⁻¹	1,00x10 ⁰
BH	NMP/ 100mL	4	3,97x10 ³ (1,68x10 ³)	2,00x10 ³	5,55x10 ³	3,50x10 ³ (3,74x10 ³)	1,77x10 ²	7,39x10 ³	2,26x10 ³ (2,77x10 ³)	5,20x10 ²	6,39x10 ³

Nota: $\bar{X}$ -Média; DP-Desvio Padrão; Mín - Mínimo; Máx - Máximo; CT - Coliformes Totais; E.coli - Escherichia coli; BH - Bactérias Heterotróficas.

Tabela 11 - Valores de média, desvio padrão, mínimo e máximo dos parâmetros físico-químicos presentes no PCC1, PCC2 e PCC3.

Parâmetro	Unidade	n	PCC1			PCC2			PCC3		
			$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx	$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx	$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx
CLO-a	µg/L	16	...	...	...	...	...	...	65,88 (626,96)	-1960,20	1069,20
FEO-a	µg/L	16	...	...	...	...	...	...	311,07 (717,90)	-502,52	2209,68
ST	ST-mg/L	16	828,1 (170,4)	480,0	1100,0	683,8 (75,7)	500,0	790,0	705,6 (64,6)	590,0	880,0
	SF-mg/L	16	384,4 (111,1)	230,0	580,0	381,3 (76,7)	220,0	500,0	391,3 (57,6)	300,0	530,0
	SV-mg/L	16	443,7 (128,6)	220,0	600,0	302,5 (62,9)	220,0	410,0	314,4 (58,2)	210,0	400,0
SS	SS-mg/L	16	251,3 (136,1)	57,0	538,0	76,1 (36,3)	42,0	198,0	133,3 (34,3)	61,0	220,0
	SSF-mg/L	16	45,1 (39,7)	10,0	164,0	14,0 (12,1)	2,0	52,0	16,0 (7,9)	2,0	26,0
	SSV-mg/L	16	206,3 (111,3)	46,0	452,0	62,1 (25,5)	38,0	146,0	117,3 (30,6)	55,0	200,0
SD	SD-mg/L	16	576,8 (154,1)	302,0	800,0	607,6 (63,9)	454,0	696,0	572,3 (41,8)	514,0	660,0
	SDF-mg/L	16	339,3 (115,6)	146,0	540,0	367,3 (75,4)	206,0	494,0	375,3 (58,9)	276,0	510,0
	SDV-mg/L	16	237,5 (77,5)	118,0	388,0	240,4 (60,5)	164,0	356,0	197,1 (53,3)	110,0	286,0
NKT	mgN-NKT/L	15	...	...	...	57,34 (7,95)	46,48	77,84	58,58 (9,26)	39,2	73,36
NH₃	mgN-NH ₃ /L	13	...	...	...	...	...	...	41,03 (5,60)	35,00	53,76
NO₃-	N-NO ₃ -mg.L ⁻¹	6	...	...	...	...	...	...	0,46 (0,21)	0,22	0,82
P	mgP-PO ₄ ⁻³ /L	13	...	...	...	7,48 (2,46)	4,86	10,91	7,36 (2,49)	4,16	10,37
COT	mg/L	14	...	...	...	17,73 (15,83)	0,4	60,2	21,02 (29,09)	0,46	88,43

Nota: PCC1 - Ponto de controle do esgoto bruto, calha parshall; PCC2 - Saída da lagoa anaeróbia; PCC3 - Saída da lagoa facultativa $\bar{X}$ -Média; DP-Desvio Padrão; Mín - Mínimo; Máx - Máximo;; CLO-a - Clorofila-a; FEO-a - Feofitina-a; ST-Sólidos Totais; SF- Sólidos Fixos; SV-Sólidos Voláteis; SS-Sólidos Suspensos; SSF-Sólidos Suspensos Fixos; SSV-Sólidos Suspensos Voláteis; SD-Sólidos Dissolvidos; SDF-Sólidos Dissolvidos Fixos; SDV-Sólidos Dissolvidos Voláteis; NKT-Nitrogênio Kjeldahl; Total; NH₃-Nitrogênio Amoniacal; NO₃- - Nitrato; P-Fósforo; COT-Carbono Orgânico Total.

Tabela 12 - Valores das médias, desvio padrão, mínimo e máximo dos parâmetros físico-químicos encontrados nos poços de inspeção 1, 4 e 5.

Parâmetro	Unidade	n	Poço 1			Poço 4			Poço 5		
			$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx	$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx	$\bar{X}$ (DP)	Mín	Máx
CLO-a	µg/L	4	-20,05 (34,41)	-71,28	0,00	2,23 (4,46)	0,00	8,91	17,82 (89,69)	-71,28	142,56
FEO-a	µg/L	4	37,20 (64,70)	0,00	133,65	-2,23 (4,46)	-8,91	0,00	-27,18 (146,71)	-229,88	121,18
ST	ST-mg/L	4	515 (376,16)	180	1050	202,5 (33,04)	170	240	255 (50,66)	210	320
	SF-mg/L	4	357,5 (324,08)	70	820	72,5(35,00)	30	110	135 (51,96)	100	210
	SV-mg/L	4	157,5 (52,52)	110	230	130 (18,26)	110	150	120 (14,14)	110	140
SS	SS-mg/L	4	332,75 (322,64)	51	794	35,5 (28,17)	13	74	103,5 (47,60)	62	171
	SSF-mg/L	4	297,25 (290,62)	44	713	28,75 (25,38)	9	63	89,75 (43,14)	53	151
	SSV-mg/L	4	35,5 (32,03)	7	81	6,75 (3,30)	3	11	13,75 (4,57)	9	20
SD	SD-mg/L	4	182,25 (53,80)	129,00	256,00	167,0 (24,26)	146,00	201,00	151,50 (13,13)	139,00	170,00
	SDF-mg/L	4	60,25 (33,85)	26,00	107,00	43,75 (15,73)	21,00	57,00	45,25 (11,15)	32,00	59,00
	SDV-mg/L	4	122,00 (20,99)	103,00	149,00	123,2 (19,60)	99,00	144,00	106,25 (15,52)	90,00	127,00
Cor	mg Pt/L	4	205 (90,00)	70	250	7,5 (8,66)	0	20	125 (47,96)	60	170
Turbidez	NTU	4	264,08 (270,26)	40,30	654,00	19,88 (13,61)	6,03	37,50	66,03 (33,26)	41,80	113,00
NKT	mgN-NKT/L	4	2,17 (0,48)	1,68	2,80	1,68 (0,51)	1,12	2,24	1,96 (0,72)	1,12	2,80
NH₃	mgN-NH ₃ /L	4	0,98 (1,22)	0,00	2,52	0,84 (1,00)	0,00	1,96	0,35 (0,42)	0,00	0,84
P	mgP-PO ₄ -3/L	4	0,44 (0,20)	0,27	0,67	0,84 (1,15)	0,13	2,56	0,88 (0,83)	0,27	2,02
NO₃-	mgN-NO ₃ -L ⁻¹	3	7,12 (1,59)	5,73	8,85	6,34 (2,54)	3,77	8,85	6,31 (1,18)	5,43	7,65
COT	mg/L	4	0,53 (0,74)	0,14	1,63	0,34 (0,44)	0,10	1,01	0,57 (0,85)	0,12	1,84
CE	uS/Cm ²	4	101,43(4,27)	95,90	105,60	113,33 (4,54)	109,90	120,00	97,10 (0,38)	96,80	97,60

Nota: $\bar{X}$ - Média; DP - Desvio Padrão; Mín - Mínimo; Máx - Máximo; CLO-a - Clorofila-a; FEO-a - Feoftina-a; ST - Sólidos Totais; SF - Sólidos Fixos; SV - Sólidos Voláteis; SS - Sólidos Suspensos; SSF - Sólidos Suspensos Fixos; SSV - Sólidos Suspensos Voláteis; SD - Sólidos Dissolvidos; SDF - Sólidos Dissolvidos Fixos; SDV - Sólidos Dissolvidos Voláteis; NKT - Nitrogênio Kjeldahl; Total; NH₃ - Nitrogênio Amoniacal; NO₃- - Nitrato; P - Fósforo; COT - Carbono Orgânico Total; CE - Condutividade Elétrica.

Tabela 13 - Monitoramento climático da região de Lins no período de estudo

Monitoramento Agroclimático	Temperatura Máxima Absoluta	Temperatura Mínima Absoluta	Média das Temperaturas Máximas	Média das Temperaturas Mínimas	Temperatura Média	Evapotranspiração Potencial	Chuva	Chuva Acumulada Mensal	Dias com Chuva no Mês
Período	(°C)				(mm)				
24/06 a 26/06/13	28,7	15	28	15,5	21,7	6	13	13	1
22/08 a 25/08/13	34,9	13	32,9	14,5	23,7	11	0	0	0
12/09 a 15/09/13	35,6	17,6	34,1	18	26	16	0	0	0
19/09 a 22/09/13	24,7	14,8	24,7	14,8	19,8	3	0	0	0
04/11 a 06/11/13	31,2	16	27,4	17,7	22,6	11	20	0	0
12/12 a 15/12/13	34,2	17,1	33	18,9	26	21	0,8	0,8	1
23/01 a 26/01/14	36,4	19,7	34,1	20,6	27,4	22	16,8	0	0
20/02 a 23/02/14	34,5	18,6	32,2	19,1	25,7	19	67,8	0,4	1
27/03 a 30/03/14	32,9	17,6	32,2	18,6	25,4	16	0	0	0
22/05 a 25/05/14	32,6	13,4	27,5	16,2	21,8	9	0,6	0	0
15/09 a 17/09/14	35,9	15,3	33,1	16,1	24,6	11	0	0	0
26/01 a 28/01/15	33,6	20	31,6	20,1	25,8	15	78,8	21	1
30/03 a 01/04/15	31,2	21,8	30,7	22	26,3	13	8,6	0	0
14/05 a 17/05/15	27,6	15	26,1	15,3	20,7	9	0	0	0
25/06 a 28/06/15	31	17,6	31	17,6	24,3	10	23,2	5,8	1
30/07 a 02/08/15	31,4	17,6	31,1	17,6	24,4	10	23,2	5,8	1
20/08 a 23/08/15	34,6	12,2	30,7	13,1	21,9	10	0	0	0
24/09 a 27/09/15	37,6	20,2	34,9	21	27,9	20	1,2	0	0
26/11 a 29/11/15	31	17,6	29,7	19,9	24,8	18	27,8	20	1

Fonte: CIIAGRO

CURRÍCULO LATTES

04/04/2016

Currículo do Sistema de Currículos Lattes (Jeferson Gaspar dos Santos)

Currículo Lattes

English

Imprimir currículo

[Dados gerais](#)
[Formação](#)
[Atuação](#)
[Produções](#)
[Eventos](#)
[+](#)

Jeferson Gaspar dos Santos

Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/K420120926>

Última atualização do currículo em: 25/07/2014

Doutorando em Saúde Pública na Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo (FSP-USP). Mestre em Ciências, no programa de Saúde Pública, área de concentração: Saúde Ambiental, pela Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo (FSP-USP). Bacharel em Ciências Biológicas pela Universidade São Judas Tadeu (1996). Experiência na área de Saúde Coletiva, com ênfase em Saúde Pública, atuando principalmente nos seguintes temas: saúde pública, parasitos intestinais, saúde ambiental, saúde indígena e avaliação de risco. (Texto informado pelo autor)

Identificação

Nome

Jeferson Gaspar dos Santos

Nome em citações bibliográficas

SANTOS, J. G.

Endereço

Endereço Profissional

Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública.
Faculdade de Saúde Pública
Pacaembu
01246904 - São Paulo, SP - Brasil
Telefone: (011) 30852529

Formação acadêmica/titulação

2012

Doutorado em andamento em Saúde Pública (Conselho CAPES 6).
Universidade de São Paulo, USP, Brasil.
Título: Reação de esgoto tratado na agricultura.
Orientador: Silvana Audra Cutolo.

2008 - 2010

Mestrado em Ciências no programa de Saúde Pública.
Universidade de São Paulo, USP, Brasil.
Título: Análise parasitológica em esgotos tratados utilizados na agricultura. Ano de Obtenção: 2010.
Orientador: Silvana Audra Cutolo.
Bolsista do(a): Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.
Palavras-chave: Saúde Pública; Saúde Ambiental; helmintos; Protocolários; reúso de água; tratamento de esgoto.
Grande Área: Engenharias / Área: Engenharia Sanitária / Subárea: Saneamento Ambiental / Especialidade: Microbiologia Aplicada e Engenharia Sanitária.
Grande Área: Engenharias / Área: Engenharia Sanitária / Subárea: Saneamento Ambiental / Especialidade: Microbiologia Aplicada e Engenharia Sanitária.
Setores de atividade: Água, esgoto, atividades de gestão de resíduos e descontaminação.

1993 - 1996

Graduação em Bacharel em Ciências Biológicas.
Universidade São Judas Tadeu, USJT, Brasil.
Título: Metodologias Utilizadas em Bioquímica.

Formação Complementar

1999 - 1999

Programa SS. (Carga horária: 4h).
SPS Consultoria de Recursos Humanos.

<http://busca.lattes.cnpq.br/busca.lattes/visualizacao.do?id=K420120926>

1/5

04/04/2016

Currículo do Sistema de Currículos Lattes (Silvana Audra Cutolo)

Currículo Lattes

English

Imprimir
currículo
[Dados gerais](#)
[Formação](#)
[Atuação](#)
[Projetos](#)
[Produções](#)
[Inovação](#)
[Educação e Populização de C & T](#)
[Eventos](#)
[Orientações](#)
[Bancas](#)
[+](#)
Silvana Audra Cutolo Endereço para acessar este CV: <http://lattes.cnpq.br/000070405200689>

Última atualização do currículo em 28/03/2016

Graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Presbiteriana Mackenzie (1989), mestrado em Saúde Pública pela Universidade de São Paulo (1996), doutorado em Saúde Pública pela Universidade de São Paulo (2002), pós-doutorado em Engenharia Sanitária pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (2009-2010). É pesquisadora da Universidade de São Paulo. Tem experiência em saúde, saneamento e ambiente, com produção científica nos seguintes temas: ecologia de ecossistemas aquáticos continentais, qualidade de água, eutrofização, poluição e contaminação das águas e solo, relação patógeno-ambiente, epidemiologia, tratamento de água e de esgoto, recuperação e reúso de efluentes, reúso de biossólidos, tecnologias ambientais, gestão ambiental, saúde ambiental e saúde pública. Desde 2011 faço parte do núcleo de pesquisa "Interdisciplinary Climate Investigation Center" da Universidade de São Paulo e do Laboratório de Mudanças Climáticas do Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo. Atualmente, sou Coordenadora Regional pelo International Water Association (IWA) para a América Latina no Uso de Macrófitas no Controle da Poluição da Água. (Texto informado pelo autor)

Identificação**Nome**

Silvana Audra Cutolo

Nome em citações bibliográficas

CUTOLO, S. A. ou CUTOLO, SILVANA AUDRA; Silvana Audra Cutolo; CUTOLO, S. A.

Endereço**Endereço Profissional**

Universidade de São Paulo, Faculdade de Saúde Pública.
Av. Dr. Arnaldo 715
Cerroqueiro César
01246-904 - São Paulo, SP - Brasil
Telefone: (11) 30617891
Fax: (11) 30617732
URL da Homepage: <http://www.fsp.usp.br/site>

Formação acadêmica/titulação**1998 - 2002**

Doutorado em Saúde Pública (Conceito CAPES 6).
Universidade de São Paulo, USP, Brasil.
Título: Reuso de águas Residuais e a Transmissão de Helminthiasis no Município de São Paulo, Brasil, Ano de obtenção: 2002.
Orientador: Aristides Almeida Rocha.
Palavras-chave: Qualidade de Água; Qualidade Sanitária; Indicadores parasitológicos; meio urbano; Parasitologia; Saúde ambiental.
Grande área: Ciências da Saúde
Grande Área: Ciências Biológicas / Área: Ecologia.
Grande Área: Ciências Biológicas / Área: Parasitologia.
Setores de atividade: Saúde Humana; Outros Setores.

1993 - 1996

Mestrado em Saúde Pública (Conceito CAPES 6).
Universidade de São Paulo, USP, Brasil.
Título: Dinâmica Populacional de Microfauna em Sistemas de Tratamento de Esgotos pelo Processo de Lodos Ativos, Ano de Obtenção: 1996.
Orientador: Aristides Almeida Rocha.
Palavras-chave: Lodo Ativo; Parâmetros Biológicos, Físicos e Químicos; Processos de Tratamento de Esgotos; Qualidade Sanitária; Qualidade de Água; Sucesso Biológico.
Grande área: Ciências Biológicas
Grande Área: Ciências da Saúde / Área: Saúde Coletiva / Subárea: Saúde Pública.
Grande Área: Ciências Biológicas / Área: Microbiologia.
Setores de atividade: Educação Superior; Produtos e Serviços Voltados Para A Defesa e Proteção do Meio Ambiente, Incluindo O Desenvolvimento Sustentado; Saúde Humana.

1992 - 1992

Especialização em Saúde Pública. (Carga Horária: 620h).
Universidade de São Paulo, USP, Brasil.
Título: Considerações sobre o processo de participação popular na ética da municipalização no município de Itatinga.

<http://buscatextual.cnpq.br/buscatextual/visualizarcv.do?id=K4721672D3>

1/27