

Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo
Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios
Instituto Biológico
Programa de Pós-Graduação em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no
Agronegócio.

Qualidade da água em sistemas de produção de hortaliças folhosas

Bianca Maria Petrocelli

Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestre em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio. Área de concentração: Segurança Alimentar e Sanidade no Agroecossistema.

São Paulo
2020

Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo
Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios
Instituto Biológico
Programa de Pós-Graduação em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no
Agronegócio.

Qualidade da água em sistemas de produção de hortaliças folhosas

Bianca Maria Petrocelli

Dissertação apresentada para a obtenção do título de Mestre em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio.

Área de concentração: Segurança Alimentar e Sanidade no Agroecossistema.

Orientador: Dra Eliane Vieira

São Paulo

2020

Eu, Bianca Maria Petrocelli, autorizo o Instituto Biológico (IB-APTA), da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, a disponibilizar gratuitamente e sem ressarcimento dos direitos autorais, o presente trabalho acadêmico, de minha autoria, no portal, biblioteca digital, catálogo eletrônico ou qualquer outra plataforma eletrônica do IB para fins de leitura, estudo, pesquisa e/ou impressão pela Internet desde que citada a fonte.

Assinatura: _____ Data 31/07/2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo
Núcleo de Informação e Documentação – IB

Petrocelli, Bianca Maria.

Qualidade da água em sistemas de produção de hortaliças folhosas. / Bianca Maria Petrocelli. - São Paulo, 2020.

81 p.

doi: 10.31368/PGSSAAA.2020D.BP007

Dissertação (Mestrado). Instituto Biológico (São Paulo). Programa de Pós-Graduação.

Área de concentração: Segurança Alimentar e Sanidade no Agroecossistema.

Linha de pesquisa: Agrotóxicos e resíduos agrícolas: ecologia e qualidade dos alimentos.

Orientador: Eliane Vieira.

Versão do título para o inglês: Water quality in production systems of leaf vegetables.

1. Agrotóxicos 2. Fertilizantes 3. Coliformes termotolerantes 4. *Escherichia Coli* I. Petrocelli, Bianca Maria II. Vieira, Eliane III. Instituto Biológico (São Paulo) IV. Título.

IB/Bibl./2020/007

FOLHA DE APROVAÇÃO

Nome: Bianca Maria Petrocelli

Título: Qualidade da água em sistemas de produção de hortaliças folhosas.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio do Instituto Biológico, Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, da Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo para a obtenção do título de Mestre em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no

Aprovado em: 31/07/2020

Banca Examinadora

Prof. Dr. Eliane Vieira

Instituição: Instituto Biológico

Julgamento: Aprovada

Assinatura:



Prof. Dr. Clóvis Ferreira do Carmo

Instituição: Instituto de Pesca

Julgamento: Aprovada

Assinatura:



Prof. Dr. Rafael Marques Pereira Leal

Instituição: Instituto Federal Goiano

Julgamento: Aprovada

Assinatura:



AGRADECIMENTOS

Agradeço a minha orientadora Prof. Dra. Eliane Vieira (Instituto Biológico de São Paulo) pela confiança e por acreditar em minha capacidade. Agradeço também por todos os ensinamentos transmitidos durante o mestrado, e por toda paciência, apoio e dedicação ao me orientar.

Agradeço aos professores do Programa de Pós-Graduação em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio por todos os ensinamentos.

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação do Instituto Biológico de São Paulo pela oportunidade de realização do mestrado.

Agradeço a Fundação Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela oportunidade da bolsa de mestrado e apoio financeiro obtido durante todo o desenvolvimento da pesquisa. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-Brasil (CAPES), Proc. 88882.444213/2019-01).

Agradeço aos membros da banca de Qualificação e Defesa de Mestrado pelas sugestões e correções para melhoria do trabalho.

Agradeço a Regina Cristina Batista Ferreira e Gisele dos Santos Souza do Laboratório de Ecologia de Agroquímicos do Instituto Biológico de São Paulo por toda ajuda, auxílio e apoio durante o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço ao Edvaldo José de Almeida do Instituto Biológico de São Paulo pelo auxílio durante as coletas de amostras, colaborando no desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço a Dr. Solange Papini da Coordenação de Vigilância de Saúde (COVISA) pelo ajuda com as análises estatísticas deste trabalho.

Agradeço a toda minha família e amigos pelo apoio e dedicação que me forneceram nesses anos. Obrigada por estarem sempre ao meu lado e por me incentivarem a correr atrás dos meus sonhos.

Muito obrigada a todos!

*“A mente que se abre a uma nova ideia,
jamais voltará ao seu tamanho original.”*

Albert Einstein

RESUMO

PETROCELLI, Bianca Maria. **QUALIDADE DA ÁGUA EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE HORTALIÇAS FOLHOSAS**. 81 f. Dissertação (Mestrado em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio) – Instituto Biológico, Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, São Paulo, 2020.

A poluição gerada pelas atividades humanas, como a produção agrícola e a falta de saneamento básico adequado alterou a qualidade dos recursos hídricos levando a degradação de muitas fontes de águas. A agricultura é uma das principais responsáveis pela poluição de mananciais devido ao uso de agrotóxicos e fertilizantes. O despejo de efluentes não tratados e o uso de adubos de origem animal também são responsáveis pela degradação ambiental e podem provocar problemas de saúde pública, já que água contaminada quando utilizada para irrigação de hortaliças se torna um veículo de transmissão de doenças. A qualidade da água em relação ao cultivo de hortaliças apresenta duas vertentes, uma é a qualidade da água para este fim, já que muitas das hortaliças são ingeridas cruas e a questão da segurança do alimento é fundamental em termos de saúde pública. Por outro lado hortaliças são culturas extremamente dependentes de irrigação e água contendo agrotóxicos, fertilizantes e adubo orgânico pode contaminar águas superficiais e subterrâneas. O objetivo desse trabalho foi avaliar a qualidade de águas superficiais e poços rasos usadas para irrigação de hortaliças em Ibiúna, SP, e avaliar o impacto provocado nesses recursos hídricos por meio de parâmetros químicos e biológicos. Os parâmetros inorgânicos nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo foram medidos por fotômetro e o pH foi medido por meio de peagâmetro. As análises microbiológicas foram feitas pela técnica do Número Mais Provável (NMP). Para a quantificação de agrotóxicos na água foi usado o método de extração líquido-líquido, e todas as amostras foram analisadas em cromatografia em fase líquida e gasosa. Nas análises de pH, 26,31% das amostras de águas superficiais e 80% das amostras de poços rasos estavam abaixo do valor indicado pela legislação. Somente uma amostra apresentou valor acima do estabelecido para nitrato em águas superficiais, já para os poços rasos 35% das amostras estavam acima do permitido. Em média as amostras de águas superficiais apresentaram concentração de 1,11 mg.L⁻¹ de fósforo, com

metade das amostras indicando resultados superiores ao estabelecido para fósforo. Os valores de nitrito e nitrogênio amoniacal estavam de acordo com o estabelecido pela legislação em todas as amostras. Nenhum dos agrotóxicos foi identificado em águas superficiais e poços rasos; Nas águas superficiais 73,91 e 36,95% das amostras apresentaram valores superiores a $2,0 \times 10^2$ coliformes/100 mL para coliformes termotolerantes e *E. coli* respectivamente; 18,75% das amostras dos poços rasos estavam com concentrações acima de $2,0 \times 10^2$ coliformes termotolerantes/100 mL e todas as amostras dos poços estavam abaixo de $2,0 \times 10^2$ *Escherichia coli*/100 mL. Conclui-se que é necessário um melhor planejamento da utilização dos recursos hídricos utilizados para irrigação de hortaliças e que em termos sanitários muito ainda precisa ser feito para garantir a segurança das hortaliças ingeridas cruas.

PALAVRAS-CHAVE: Agrotóxicos; Fertilizantes; Coliformes termotolerantes; *Escherichia coli*.

ABSTRACT

PETROCELLI, Bianca Maria. **WATER QUALITY IN PRODUCTION SYSTEMS OF LEAF VEGETABLES**. 81 f. Dissertação (Mestrado em Sanidade, Segurança Alimentar e Ambiental no Agronegócio) – Instituto Biológico, Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo, São Paulo, 2020.

Pollution generated by human activities, such as agricultural production and the lack of adequate basic sanitation, has altered the quality of water resources leading to the degradation of many water sources. Agriculture is one of the main factors responsible for the pollution of water sources due to the use of pesticides and fertilizers. The disposal of untreated effluents and the use of fertilizers of animal origin are also responsible for environmental degradation and can cause public health problems, since contaminated water when used for irrigation of vegetables becomes a vehicle for the transmission of diseases. The quality of the water in relation to the cultivation of vegetables has two aspects, one is the quality of the water for this purpose, since many of the vegetables are eaten raw and the issue of food safety is fundamental in terms of public health. On the other hand, vegetables are crops that are extremely dependent on irrigation and water containing pesticides, fertilizers and organic manure can contaminate surface and groundwater. The objective of this work was to evaluate the quality of surface water and shallow wells used for irrigating vegetables in Ibiúna, SP, and to evaluate the impact caused on these water resources through chemical and biological parameters. The inorganic parameters ammoniacal nitrogen, nitrite, nitrate and phosphorus were measured by photometer and the pH was measured by means of a peagometer. Microbiological analyzes were performed using the Most Probable Number (MPN) technique for coliforms. For the quantification of pesticides in water, the liquid-liquid extraction method was used, and all samples were analyzed in liquid and gas chromatography. In the pH analysis, 26.31% of the samples were below that indicated by the legislation, but had an average pH of 6.39, while the wells obtained 80% of the samples below that indicated by the legislation, with an average pH of 5.76. Only one sample showed a value above that established for nitrate in surface waters, whereas for shallow wells 35% of the samples showed higher values. On average, surface water samples showed a concentration of 1,114 mg.L⁻¹ of phosphorus, with half of the samples indicating results higher than that established for phosphorus; the values of nitrite and ammoniacal nitrogen were in accordance with the established by the legislation in all samples; none of the pesticides were identified in

surface waters and shallow wells; In surface waters 73.91 and 36.95% of the samples showed values greater than 2.0×10^2 coliforms/100 mL for thermotolerant coliforms and *E. coli* respectively; 18.75% of samples from shallow wells had concentrations above 2.0×10^2 thermotolerant coliforms/100 mL and all samples from wells were below 2.0×10^2 *Escherichia coli*/100 mL. It is concluded that it is necessary to better plan the use of water resources used for irrigation of vegetables and that in sanitary terms much still needs to be done to ensure the safety of raw ingested vegetables.

KEYWORDS: Pesticides; Fertilizers; Thermotolerant coliforms; *Escherichia coli*.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Consumo de agrotóxicos e afins nos anos de 2000 a 2017.....	14
Figura 2 – Média anual pluviométrica de Ibiúna – SP.	19
Figura 3 – Pontos de coleta de águas superficiais, poços rasos e solução hidropônica.....	21
Figura 4 – Garrafa Van Dorn para coleta de amostras de águas superficiais.....	23
Figura 5 – Garrafa de vidro para coleta de amostras de água de poço.	24
Figura 6 – pH em águas superficiais e poços rasos.	29
Figura 7 – Nitrato (mg.L^{-1}) em águas superficiais e poços rasos.	36
Figura 8 – Fósforo (mg.L^{-1}) em águas superficiais e poços rasos.	43
Figura 9 – Valores comparativos do Número Mais Provável de coliformes termotolerantes encontrados em águas de irrigação.....	59
Figura 10 – Valores comparativos do Número Mais Provável de Escherichia coli encontrados em águas de irrigação.	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores normativos máximos permitidos na água doce, de acordo com a classificação das águas que podem ser usadas na irrigação de hortaliças.	9
Tabela 2 – Tabela comparativa de valores máximos permitidos de Coliformes termotolerantes e Escherichia coli na água doce.	16
Tabela 3 – Identificação dos pontos de coletas de amostras de água em Ibiúna, SP.	22
Tabela 4 – Características químicas e físicas dos solos, Ibiúna, SP.	223
Tabela 5 – Legislações confrontadas nos pontos de coleta.	27
Tabela 6 – pH de águas superficiais e poços rasos.	28
Tabela 7 – Análise estatística descritiva dos dados de pH de águas superficiais e poços rasos.	30
Tabela 8 – Nitrogênio Amoniacal (mg.L^{-1}) em águas superficiais e poços rasos.	33
Tabela 9 – Nitrato (mg.L^{-1}) em águas superficiais e poços rasos.	35
Tabela 10 – Análise estatística descritiva dos dados de Nitrato (mg.L^{-1}) de águas superficiais e poços rasos.	37
Tabela 11 – Nitrito (mg.L^{-1}) em águas superficiais e poços rasos.	40
Tabela 12 – Análise estatística descritiva dos dados de Nitrito (mg.L^{-1}) de águas superficiais e poços rasos.	41
Tabela 13 – Fósforo (mg.L^{-1}) em águas em águas superficiais e poços rasos.	42
Tabela 14 – Análise estatística descritiva dos dados de Fósforo (mg.L^{-1}) de águas superficiais e poços rasos.	44
Tabela 15 – Parâmetros inorgânicos (mg.L^{-1}) e pH na solução hidropônica.	47
Tabela 16 – Análise estatística descritiva dos dados de pH e dos parâmetros inorgânicos (mg.L^{-1}) da Solução Hidropônica.	47
Tabela 17 – Concentrações de nutrientes encontradas normalmente em soluções nutritivas e as concentrações recomendadas por Hoagland e Arnon (1950).	48
Tabela 18 – Classificação toxicológica e de periculosidade ambiental dos agrotóxicos.	50
Tabela 19 – Número Mais Provável de coliformes termotolerantes em águas superficiais e poços rasos por 100 mL.	53

Tabela 20 – Número Mais Provável de Escherichia coli em águas superficiais e poços rasos por 100 mL.....	54
Tabela 21 – Análise estatística descritiva comparativa dos dados de Coliformes Termotolerantes e Escherichia coli em águas superficiais e poços rasos.....	55
Tabela 22 – Agrupamentos de coliformes termotolerantes.	58
Tabela 23 – Agrupamentos de Escherichia coli.	60
Tabela 24 – Número Mais Provável de coliformes na solução hidropônica por 100 mL	62
Tabela 25 – Análise estatística descritiva comparativa dos parâmetros microbiológicos da Solução Hidropônica.	63

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS.....	3
3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	3
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
4.1. Recursos Hídricos	4
4.2. Saneamento Básico	5
4.3 Critérios de Qualidade.....	5
4.4 Potencial Hidrogeniônico – pH.....	6
4.5 Sistemas Agrícolas	7
4.6 Fertilizantes	8
4.7 Agrotóxicos	12
4.8 Contaminação Microbiológica.....	14
4.8.1 Coliformes.....	15
4.8.2 <i>Escherichia coli</i>	17
5. MATERIAL E MÉTODOS	18
5.1 Área de Estudo e Coleta de Amostras.....	18
5.1.1 Área de estudo e pontos de coleta.....	18
5.1.2 Coleta de amostras	23
5.2 Parâmetros inorgânicos da água.....	24
5.3. Resíduos de agrotóxicos em água	24
5.3.1 Validação da metodologia de análises de resíduos de agrotóxicos em água.....	24
5.3.2 Análises de agrotóxicos na água	25
5.4 Análise microbiológica da água.....	25

5.5 Amostras e Legislação	26
5.6 Análise Estatística	26
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
6.1 Potencial Hidrogeniônico – pH.....	28
6.2. Quantificação de parâmetros inorgânicos da qualidade da água.....	32
6.2.1 Nitrogênio Amoniacal em águas superficiais e poços rasos	32
6.2.2 Nitrato em águas superficiais e poços rasos.....	34
6.2.3 Nitrito em águas superficiais e poços rasos.	39
6.2.4 Fósforo em águas superficiais e poços rasos.....	41
6.3 Quantificação de parâmetros inorgânicos da solução hidropônica	46
6.4 Agrotóxicos na água.....	49
6.4.1 Validação da metodologia.....	49
6.4.2 Resíduos de agrotóxicos em água	49
6.5 Parâmetros microbiológicos da água.....	53
6.6. Parâmetros microbiológicos da solução hidropônica.....	61
7. CONCLUSÕES.....	64
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	65
ANEXO A – Parâmetros inorgânicos da qualidade da água.....	78
ANEXO B – Isolamento de compostos orgânicos a partir de amostras de água (Extração líquido-líquido).....	79
ANEXO C – Determinação e quantificação de coliformes totais e termotolerantes em água	80
ANEXO D – Determinação e quantificação de coliformes totais e <i>Escherichia coli</i> em água	82

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial e indispensável para a manutenção dos organismos vivos. Seu papel também apresenta extrema importância nas atividades humanas como o abastecimento público, industrial e irrigação agrícola (CAPELLARI; CAPELLARI, 2018). Décadas atrás a gestão dos recursos hídricos não era importante, a água era considerada um recurso infinito. O rápido crescimento populacional, industrialização elevada e aumento da produtividade agrícola levaram a degradação dos recursos hídricos e trouxeram grande preocupação em relação à quantidade e qualidade da água doce devido à degradação dos mananciais (MARQUES et al., 2007).

A agricultura é um dos principais contribuintes na redução da qualidade da água pela liberação de contaminantes como os fertilizantes e agrotóxicos, bem como de dejetos animais, utilizados como adubo. Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, IBGE (2015) o Brasil é considerado um dos maiores consumidores de agroquímicos do mundo. Foram utilizados quase 200 kg.ha⁻¹ de fertilizantes no ano de 2012, e de acordo com o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais, IBAMA (2018) foram comercializadas mais de 500 mil toneladas de agrotóxicos no ano de 2017.

Resíduos de fertilizantes quando encontrados em concentrações elevadas, se tornam poluentes ambientais, porque são capazes de alterar a composição natural do meio ambiente, como é o caso do nitrogênio e do fósforo (SPADOTTO; GOMES, 2019) que podem ocasionar a eutrofização nos mananciais (RESENDE, 2002). Além de ser considerado um poluente ambiental, o nitrogênio na forma de nitrato pode ser bastante prejudicial à saúde humana, já que quando ingerido em altas concentrações, pode levar uma pessoa, principalmente crianças, a metahemoglobinemia, ou como é popularmente conhecida, doença do bebê azul (GOMES et al., 2008).

Os agrotóxicos são utilizados para controlar ou eliminar insetos e outros animais, microrganismos e plantas daninhas. Como alguns processos bioquímicos fazem parte do metabolismo de diferentes seres vivos, os agrotóxicos podem afetar também organismos não alvo, o que exerce uma pressão de seleção nos organismos e altera sua bioquímica natural (SPADOTTO et al., 2004).

Além disso, é de conhecimento público que os mananciais também recebem despejos de efluentes municipais não tratados, deixando essas águas poluídas ou em processo de poluição (MAROUELLI; SILVA, 1998) visto que no Brasil apenas uma parcela do esgoto recebe o devido tratamento antes ser lançado em corpos receptores, como os recursos hídricos o que provoca impactos ambientais e à saúde pública (MORAES-JÚNIOR, 2015). A presença desses poluentes assim como o uso de adubos animais que podem atingir os mananciais podem ocasionar problemas de saúde pública devido à qualidade microbiológica da água (SOTO et al., 2006).

Água contaminada é um veículo de transmissão de diversas doenças ao ser humano (MAROUELLI; SILVA, 1998; NISHI et al., 2012; GROTT et al., 2016). No caso da água de irrigação usada em frutas e hortaliças que crescem rentes ao solo e são consumidas cruas, a contaminação se torna preocupante, visto que a água de irrigação pode agir como fonte de contaminação dos alimentos. No Brasil são comuns sinais de contaminação e baixa qualidade das águas dos mananciais que são utilizadas para irrigação (BERALDO; FARACHE-FILHO, 2011; MENEZES et al., 2013; SOTO et al., 2018). O controle sanitário das águas usadas para irrigação de hortaliças é de extrema importância para saúde pública.

A contaminação de ambientes rurais vem sendo considerada como um grande problema de saúde pública e ambiental, porque pode colocar em risco a saúde humana, os recursos naturais e a biodiversidade. Isso pode ocorrer devido a contaminação provocada pelo uso de agrotóxicos, capazes de contaminar a água, solo, e atingir os alimentos consumidos pela população (PENTEADO et al.; 2018). O mesmo pode ocorrer com a contaminação microbiológica provocada por sistemas inadequados de saneamento básico na região rural, capazes de contaminar a água utilizada para abastecimento e irrigação o que pode provocar diversas doenças. Devido a estes fatores é necessário avaliar os impactos que a produção de hortaliças pode causar aos recursos naturais, bem como se a água utilizada para a irrigação dessas culturas encontra-se de acordo com os padrões de qualidade aceitáveis.

2. OBJETIVOS

Avaliar os níveis de contaminação de águas superficiais e poços rasos próximos a produções de hortaliças na cidade de Ibiúna-SP.

3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- (i) Avaliar a qualidade da água usada na irrigação de hortaliças, e dos recursos hídricos próximos quanto a aspectos químicos, verificando a presença de resíduos de fertilizantes e agrotóxicos em águas superficiais e poços rasos.
- (ii) Avaliar a qualidade da água usada na irrigação de hortaliças, e dos recursos hídricos próximos quanto a aspectos microbiológicos, verificando a ocorrência de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* em águas superficiais e poços rasos.
- (iii) Verificar a conformidade dos resultados apresentados com a legislação (Resolução CONAMA nº 357/2005; Portaria de Consolidação nº 5/2017).

4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1. Recursos Hídricos

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (2007) a maior parte da superfície da Terra é coberta por água (70%), sendo que 97,5% dessa água é salgada, e apenas 2,5% é composta por água doce envolvendo gelo, calotas polares (68,9%), rios e lagos (31,10%). Do total da água doce líquida 96% é água subterrânea e apenas 4% água superficial.

As águas subterrâneas se encontram sob a superfície da Terra, preenchendo espaços vazios entre os grãos do solo, rochas e fissuras. A água subterrânea circula na zona saturada, ou seja, abaixo do nível freático, enquanto a zona não saturada é preenchida por gases e água. No limite entre as duas zonas encontra-se o nível freático ou lençol freático. A água subterrânea freática apresenta características similares às águas superficiais e está sujeita aos mesmos contaminantes (Ministério do Meio Ambiente, 2007).

O Brasil é um dos países com maior disponibilidade hídrica da Terra (13,8%). Devido a grande abundância de água no território brasileiro, a gestão dos recursos hídricos dificilmente era considerada prioridade. Entretanto, há tempos são conhecidos casos de diversas regiões do mundo que anteriormente eram bastante providas dos recursos hídricos, mas esses recursos foram se tornando mais restritos ao longo dos anos (RESENDE, 2002).

A contaminação e poluição provocada pelas atividades humanas, como produções agrícolas e industriais, o aumento populacional, o consumo excessivo e o desperdício colocam em risco a quantidade e qualidade da água, aumentando a preocupação da população e da comunidade científica em relação a esse recurso (VITÓ et al., 2016).

A GESAMP (Grupo Conjunto de Especialistas em Aspectos Científicos da Poluição Marinha) define “poluição” como introdução de substâncias pelo homem nos recursos hídricos, direta ou indiretamente, resultando em efeitos deletérios, como riscos a saúde humana, aos recursos vivos, comprometimento da qualidade e do uso da água. Por outro lado, é considerado “contaminação” quando substâncias são encontradas em concentrações elevadas no ambiente, acima do nível natural, neste caso, não ocorre riscos a saúde (SCIORTINO; RAVIKUMAR, 1999). O conceito de contaminação e poluição não possui as mesmas interpretações para todos os cientistas. Alguns autores também consideram interpretações diferentes para determinados ambientes, como solo, água e atmosfera.

4.2. Saneamento Básico

No Brasil, a ineficiência dos serviços de saneamento, juntamente com o crescimento populacional descontrolado, se tornaram grandes responsáveis pela redução da qualidade dos recursos hídricos (RAIMUNDO, 2011). Isso ocorre, porque o esgoto muitas vezes acaba sendo despejado no ambiente sem passar por processos adequados de tratamento, e os meios hídricos são uns dos principais receptores de esgotos domésticos, industriais e agropecuários (GAFFNEY et al., 2014).

Atualmente existem legislações federais e estaduais que estabelecem parâmetros para lançamentos de efluentes, como a Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011) e o Decreto nº 8.468 de 1976 (SÃO PAULO, 1976), entretanto, o não cumprimento dessas leis é bastante frequente, podendo assim provocar contaminação ou impactos ambientais devido ao descarte inadequado de efluentes nos recursos hídricos.

Embora as estações de tratamento de esgoto apresentem diversas tecnologias, estas ainda são consideradas insuficientes para garantir total ausência de poluição, podendo alterar a qualidade da água usada para o abastecimento da população e irrigação de culturas (LEITE et al., 2010; ARIAS, 2013). Dados do Ministério do Desenvolvimento Regional (2019a) indicam que em 2017 apenas 52,36% da população brasileira tinha acesso a rede coletora de esgoto, e 46% do esgoto era tratado. De acordo com o Ministério do Desenvolvimento Regional (2019b) o índice médio de atendimento urbano de rede coletora de esgoto em 2018 aponta valores acima de 70% apenas no Distrito Federal, São Paulo, Paraná e Minas Gerais.

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (2006) a diminuição da quantidade e qualidade da água não afeta a população de forma homogênea. Atingem os residentes nas periferias dos grandes centros urbanos e os agricultores de baixa renda.

4.3 Critérios de Qualidade

Levando em consideração que o controle dos níveis de poluentes está diretamente relacionado com saúde e bem estar da população, e do meio ambiente, a qualidade da água é medida por limites preestabelecidos por órgãos brasileiros e internacionais de proteção ambiental (BRASIL, 2005; GRÜTZMACHER et al., 2008; BRASIL, 2011).

A saúde e a qualidade de vida da população, assim como o equilíbrio ambiental, não devem ser prejudicados pela redução da qualidade das águas, devido a isso foram estabelecidas normativas a fim de controlar lançamentos de poluentes no meio ambiente. A Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) dispõe sobre classificações e diretrizes ambientais para corpos de água superficiais. A Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011) dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementando e alterando a Resolução CONAMA nº 357/2005. Enquanto a Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) estabelece procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Ao utilizar o termo “qualidade da água” deve-se inicialmente entender que não se trata de um estado de pureza da água. São analisadas características químicas, físicas e biológicas para determinar diferentes finalidades para seu uso. O CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) estabeleceu parâmetros que definem limites aceitáveis de substâncias estranhas na água, considerando os diferentes usos dessa água (MERTEN; MINELLA, 2002). Dessa forma, são estabelecidos usos prioritários e classes de qualidade ambiental para os corpos de água (BRASIL, 2005).

No Brasil, as águas superficiais estão classificadas em 13 classes de qualidade. Para as águas doces existem 4 classificações. A “Classe Especial” se refere a águas destinadas ao consumo, após desinfecção, enquanto a “Classe 1” se refere a águas destinadas ao consumo humano após passar por tratamento simplificado. Essa água pode ser utilizada para irrigação de hortaliças e frutas que são consumidas cruas e que se desenvolvem rentes ao solo. A “Classe 2” está destinada ao consumo humano após tratamento convencional, irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e outros, enquanto a “Classe 3” é destinada ao consumo humano somente após tratamento convencional ou avançado, à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras (BRASIL, 2005).

4.4 Potencial Hidrogeniônico – pH

Na água o pH tende a ser influenciado por diversos fatores, como a geologia da região onde se encontra aquele corpo d’água, por possíveis processos de erosão e lixiviação de áreas agrícolas ou por fontes de poluição como despejo de efluentes, podendo afetar tanto águas superficiais quanto subterrâneas (FRAVET et al., 2007).

De acordo com a Companhia Ambiental do Estado de São de Paulo, CETESB (2016), o pH tem efeito direto no ecossistema aquático atuando na fisiologia de diversas espécies provocando impactos ambientais. Indiretamente o pH pode contribuir para a precipitação de diversos elementos químicos tóxicos, ou atuar na solubilidade de alguns nutrientes. Por atuar em diversos equilíbrios químicos que ocorrem naturalmente na água, o pH é um parâmetro importante em estudos de saneamento ambiental.

Valores de pH abaixo de 5 são indicativos de acidez no ambiente, e podem provocar mortalidade no ambiente aquático. Os valores de pH entre 9 e 10, também são bastante prejudiciais, e acima de 10 já são considerados letais, por isso há restrições e limites de pH estabelecidos pela legislação (CETESB, 2019b).

Quando o pH da água se encontra em limites extremos é capaz de atenuar ou magnificar efeitos tóxicos de alguns produtos químicos. Por exemplo, a amônia quando presente em ambientes com pH acima de 9 e altas temperaturas, tende a ser bastante tóxica; já alguns metais, em ambientes com pH menor que 4 apresentam maior toxicidade (CETESB, 2019b). Esses efeitos podem ser extremamente prejudiciais em águas superficiais afetando todo o ecossistema aquático, e também às águas subterrâneas ou de poços rasos quando são usadas para abastecimento humano.

No caso das águas utilizadas para irrigação de culturas é recomendado valores de pH entre 6,5 e 8,4, porque a concentração de H^+ e OH^- na água usada para irrigação influencia na disponibilidade e na capacidade das plantas de absorver nutrientes do solo (DUARTE et al., 2008; THEBALDI et al., 2013). Águas ácidas ou alcalinas, ao serem utilizadas para irrigação de culturas podem provocar problemas nutricionais e toxicidade para as plantas, além disso, podem ocasionar também incrustações e corrosões nos sistemas de irrigação (DUARTE, 2006).

4.5 Sistemas Agrícolas

O método de aplicação de água às culturas por irrigação é usado em quase todas as formas de cultivo, e apesar de bastante benéfico, também pode ser responsável por ocasionar impactos ambientais, comprometendo a qualidade e a quantidade da água, pois o excesso da água aplicada retorna aos recursos hídricos arrastando fertilizantes e agrotóxicos (OLIVEIRA et al., 2017).

A necessidade por uma maior produtividade de hortaliças cresce com aumento da população, e pela maior conscientização das pessoas em relação a seus hábitos alimentares; com isso a exigência em relação à qualidade do produto também aumenta (OHSE et al., 2001).

As formas de produção das hortaliças variam entre Sistema Convencional, Orgânico e Hidropônico. O sistema convencional faz uso de adubos químicos e agrotóxicos nos cultivos (GARRIDO et al., 2015). Nesta forma de cultivo os agroquímicos são normalmente utilizados de forma uniforme no solo, utilizando a mesma formulação para toda a propriedade rural, não levando em consideração as particularidades de cada área da propriedade, o que pode provocar prejuízos à água e solo pelo uso excessivo em algumas áreas (LAMPARELLI, 2019). Segundo a Associação de Agricultura Orgânica, AAO (2019) a produção orgânica não usa agrotóxicos no cultivo, sendo permitido o uso de esterco animal como adubo orgânico. No sistema hidropônico o solo é substituído por uma solução nutritiva que contém todos os nutrientes essenciais para o desenvolvimento da planta (CRUZ, 2014).

4.6 Fertilizantes

A qualidade da água pode ser afetada devido à contaminação de mananciais por fertilizantes. É importante ressaltar que a presença dos nutrientes na água faz parte do ciclo da natureza, dessa forma, não são observados casos relacionados a níveis excessivos de grande parte dos nutrientes, com exceção do nitrogênio e fósforo, e a agricultura é considerada uma das principais vias de poluição pelo uso excessivo e inadequado de fertilizantes o que pode provocar enriquecimento da água (RESENDE, 2002). A Tabela 1 apresenta os valores máximos permitidos de pH e de resíduos de alguns parâmetros inorgânicos na água, de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) e Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017).

Os nutrientes presentes no solo são transportados pela água durante o escoamento superficial, deixando as áreas agrícolas, e passando a atuar como possíveis poluentes da água. O Brasil possui a maior parte do seu território cortado por rios responsáveis por abastecer muitas cidades, e em grande parte do país as águas superficiais são a principal fonte de água da população, o que aumenta a gravidade do problema (RESENDE, 2002).

Tabela 1 – Valores normativos máximos permitidos na água doce, de acordo com a classificação das águas que podem ser usadas na irrigação de hortaliças.

	Resolução CONAMA nº 357/2005 Classe 1	Resolução CONAMA nº 357/2005 Classe 2	Portaria de Consolidação nº 5/2017.
Parâmetro	Valor Maximo Permitido		
pH	6,0 a 9,0	6,0 a 9,0	6,0 a 9,5
Parâmetro	Valor Maximo Permitido		
Nitrito	1,0 mg.L ⁻¹ N	1,0 mg.L ⁻¹ N	1,0 mg.L ⁻¹ N
Nitrato	10,0 mg.L ⁻¹ N	10,0 mg.L ⁻¹ N	10,0 mg.L ⁻¹ N
Fósforo total (Ambientes Lênticos)	0,020 mg.L ⁻¹ P	0,030 mg.L ⁻¹ P	VNE
Fósforo total (Ambientes Lóticos)	0,1 mg.L ⁻¹ P	0,1 mg.L ⁻¹ P	VNE
	3,7 mg.L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,5	3,7 mg.L ⁻¹ N, para pH ≤ 7,5	
	2,0 mg.L ⁻¹ N, para 7,5 < pH ≤ 8,0	2,0 mg.L ⁻¹ N, para 7,5 < pH ≤ 8,0	
Nitrogênio Amoniacal Total	1,0 mg.L ⁻¹ N, para 8,0 < pH ≤ 8,5	1,0 mg.L ⁻¹ N, para 8,0 < pH ≤ 8,5	VNE
	0,5 mg.L ⁻¹ N, para pH > 8,5	0,5 mg.L ⁻¹ N, para pH > 8,5	

VNE: Valor Não Estabelecido.

Fonte: (BRASIL, 2005; BRASIL, 2017).

Além da questão ambiental, a poluição desses recursos também é prejudicial à saúde humana, pois pode comprometer o uso dessa água para abastecimento doméstico devido à alteração de cor, odor e sabor provocados pelo aumento excessivo das plantas (MERTEN; MINELLA, 2002).

4.6.1 Nitrogênio

As fontes de nitrogênio em águas naturais são diversas. A atmosfera é considerada uma importante fonte devido ao processo de biofixação feito por bactérias e algas aquáticas que incorporam o nitrogênio em seus tecidos, garantindo sua presença na água (CETESB, 2016; CETESB, 2018b).

O nitrogênio pode ser encontrado em variados estados de oxidação como nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato (CETESB, 2018b). É extremamente importante verificar a presença dessas formas de nitrogênio na água, pois altos níveis em água são indicativos de contaminação e até mesmo condições sanitárias insatisfatórias. No caso das águas de poço, a contaminação pode ocorrer também devido a construções precárias que poluem a água daquele local (ALABURDA; NISHIHARA, 1998).

A partir do nitrogênio é possível associar etapas de degradação ambiental. A presença de nitrogênio orgânico é indicativa de zonas de degradação; o nitrogênio amoniacal encontra-se em zonas de decomposição; o nitrito em zonas de recuperação e o nitrato em zonas de águas limpas, ou seja, a predominância das formas reduzidas (nitrogênio orgânico e amoniacal) indica que o foco de poluição está próximo, enquanto a predominância das formas oxidadas (nitrito e nitrato) indica que as fontes de poluição estão distantes (CETESB, 2018b).

A amônia total é constituída da somatória entre NH_4^+ (amônia ionizada) e NH_3 (amônia não ionizada). A forma não ionizada da amônia é considerada tóxica para a flora e fauna aquática, portanto para manter-se em equilíbrio, a amônia depende do pH, da temperatura e da salinidade do ambiente (QUEIROZ; BOEIRAS, 2007). Mesmo sendo considerada tóxica, a amônia não ionizada dos fertilizantes quando atinge o solo reage rapidamente com a água e é convertida a NH_4^+ . Posteriormente ocorre a nitrificação, oxidação de NH_4^+ a nitrito e em seguida a nitrato (VIEIRA, 2017).

A oxidação de NH_4^+ a nitrito é feita por bactérias *Nitrosomonas*, e as bactérias *Nitrobacter* são responsáveis por oxidar o nitrito a nitrato. O nitrito quando ingerido pode se

combinar com proteínas, produzindo nitrosaminas, que são compostos prejudiciais aos organismos, capazes de induzir câncer de estômago, esôfago e fígado, além de serem teratogênicos e mutagênicos (FRATUCCI et al., 2017). A oxidação da NH_4^+ é extremamente importante para diminuir sua concentração no ambiente, visto que esta apresenta elevada toxicidade (VIDAL; NAKAO, 2018). Entretanto, esse processo aumenta consideravelmente a concentração de nitrato no ambiente, tornando-o o principal contaminante proveniente de atividades agrícolas. Como o nitrato é fracamente retido pelo solo, ele tende a permanecer na solução aquosa do solo e pode ser lixiviado para águas subterrâneas (RESENDE, 2002).

No caso da água utilizada para a irrigação de culturas, a presença dos nutrientes é essencial para o crescimento das plantas. O nitrogênio é considerado o nutriente mais importante, mas alguns cuidados são necessários em relação a sua presença na água de irrigação, porque elevadas concentrações do nitrogênio apesar de aumentarem o crescimento vegetativo, também podem ocasionar retardo na maturação ou provocar colheitas de baixa qualidade (AZEVEDO et al., 2007).

A forma de nitrato e amônio são as mais facilmente assimiláveis pelas plantas, que em concentrações altas podem ser benéficas durante as primeiras fases e prejudiciais durante a floração e frutificação das culturas, o que pode provocar diminuição no rendimento. Entretanto, hortaliças folhosas, como a alface, tendem a acumular nitrato em seus tecidos. Entre 5 a 10% do nitrato consumido na alimentação é convertido a nitrito, que ao entrar na corrente sanguínea oxida o ferro ($\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$) da hemoglobina, produzindo metaemoglobina (SANDRI et al., 2006).

4.6.2. Fósforo

O fósforo (P) é um elemento essencial à manutenção da vida (KLEIN; AGNE, 2012). Sua presença na água está relacionada a processos naturais, como carreamento do solo, chuvas e decomposição de matéria orgânica ou devido a processos antropogênicos, pelo lançamento de esgotos, uso de fertilizantes e agrotóxicos (BRASIL, 2014). Ele possui grande afinidade com o solo e baixa solubilidade, por isso é recomendada, para as culturas, adubações fosfatadas em concentrações maiores do que o necessário (KLEIN; AGNE, 2012).

O fósforo é considerado um poluente ambiental, ele é encontrado de diversas formas: orgânica (matéria orgânica dissolvida) e inorgânica (fração solúvel, representada por sais de

fósforo; fração insolúvel, representada pela presença de minerais de difícil solubilização). A fração mais significativa do fósforo é a inorgânica solúvel (PO_4^{-2}). O fosfato é rapidamente assimilado para o crescimento de algas, principalmente em águas superficiais lênticas (SILVA et al., 2014).

Segundo a Fundação Nacional da Saúde, FUNASA (2014), em águas não poluídas sua concentração varia entre 0,01 a 0,05 mg.L^{-1} . Como o fósforo tem baixa mobilidade no solo, e capacidade de lixiviação menor que 1 kg de P_2O_5 por hectare por ano, ele tende a permanecer nas águas superficiais (ISHERWOOD, 2000). Devido à baixa capacidade de lixiviação o fósforo dificilmente atinge águas subterrâneas (KLEIN; AGNE, 2012).

Segundo Sandri et al. (2007), para a água utilizada na irrigação, a concentração máxima de fósforo é definida de forma que não ocorra formação de precipitados, como bicarbonato de cálcio. Além disso, o excesso de fósforo nas plantas pode interferir no equilíbrio nutricional e prejudicar o desenvolvimento das plantas. De acordo com Silva e Araujo (2005) o excesso de fósforo altera principalmente as concentrações de zinco e ferro que são fornecidos as plantas.

4.7 Agrotóxicos

A maioria dos agrotóxicos regulados pela legislação de águas superficiais é apolar (BRASIL, 2005) e muitos apresentam potencial de bioacumulação ambiental e são considerados persistentes, apesar de seu uso não ser mais permitido (ANVISA, 2019b). No Brasil, existem aproximadamente 450 pesticidas químicos sintéticos que são permitidos para uso na agricultura (BRASIL, 2019b).

A Lei Nº 7.802, de 1989 define agrotóxicos como:

Os agrotóxicos são produtos e agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, utilizados nos setores de produção, armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, pastagens, proteção de florestas, nativas ou plantadas, e de outros ecossistemas e ambientes urbanos, hídricos e industriais. Visa alterar a composição da flora ou da fauna, a fim de preservá-las da ação danosa de seres vivos considerados nocivos. (BRASIL, 1989).

São considerados como agrotóxicos também, os produtos que atuam como desfolhantes, dessecantes, estimuladores e inibidores de crescimento (BRASIL, 1989). De acordo com a Agência Nacional de Vigilância Sanitária, ANVISA (2019a), os agrotóxicos são divididos em classes agronômicas: inseticidas; acaricidas; nematocidas; fungicidas; herbicidas e reguladores de crescimento, etc.

Na tentativa de controlar o aumento de pragas e doenças, e evitar perdas de produtividade, os agrotóxicos se tornaram o principal mecanismo de controle de pragas e doenças em áreas agrícolas. Esses produtos apresentam resultados eficazes no controle de pragas devido à alta especificidade para atingir espécies determinadas (CHAIM, 2009).

Para evitar prejuízos ao meio ambiente, é necessário que esses produtos sejam utilizados corretamente, pois seu principal objetivo é controlar ou eliminar populações de seres vivos (CHAIM, 2009). Entretanto o uso desses produtos pode ser feito de forma indiscriminada, não levando em consideração as recomendações do fabricante e as necessidades biológicas tanto do solo, quanto das plantas, podendo prejudicar o meio ambiente (SILVA, 2017).

Segundo a Organização das Nações Unidas para a Agricultura e Alimentação, FAO (2018), o Brasil é considerado o terceiro maior exportador agrícola do mundo, ficando atrás da União Europeia e Estados Unidos. Para manter essa produção, é importante o uso de produtos, como os agrotóxicos e fertilizantes para a manutenção da produção agrícola. Entretanto, devido à extensa área destinada à agricultura no país, o Brasil se tornou o maior mercado de agrotóxicos do mundo (ANVISA, 2019a). Devido a isso, a agricultura passou a ser considerada grande responsável pela poluição ambiental, visto que a agricultura moderna, no intuito de aumentar a produtividade provoca a liberação de grande quantidade de agrotóxicos no ambiente, como os herbicidas, inseticidas e fungicidas, podendo causar poluição e provocar desequilíbrio ambiental (GRÜTZMACHER et al., 2008). De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (2018), isso ocorre porque os resíduos químicos dos sistemas agrícolas podem ser transportados pelas águas das chuvas, atingindo águas superficiais e subterrâneas.

No Brasil, existem aproximadamente 450 pesticidas químicos sintéticos que são permitidas para uso na agricultura (BRASIL, 2019b). A Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece valores máximos permissíveis para cerca de 50 substâncias orgânicas e agrotóxicos em águas doces de Classes 1 e 2, enquanto a Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) estabelece valores máximos permissíveis para 15 substâncias orgânicas e 27 agrotóxicos para águas destinadas ao consumo humano. (BRASIL, 2005;

BRASIL, 2017). Muitos dos agrotóxicos com valores máximos permitidos nas legislações têm seu uso proibido nos dias atuais (ANVISA, 219b).

Segundo dados do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, IBAMA (2018), foram consumidos mais de 500.000 toneladas de agrotóxicos e afins no ano de 2017. A Figura 1 Apresenta os dados de consumo de agrotóxicos e afins ao longo dos anos 2000 a 2017, com exceção dos anos 2007 e 2008, que não foram sistematizados pelo IBAMA. Alguns estudos com culturas de porte rasteiro e arbustivo indicam que 40 a 70% dos produtos aplicados no combate às pragas não atingem realmente seus alvos, o que gera perda dos produtos químicos para o meio ambiente (CHAIM, 2009; PENTEADO et al., 2018).

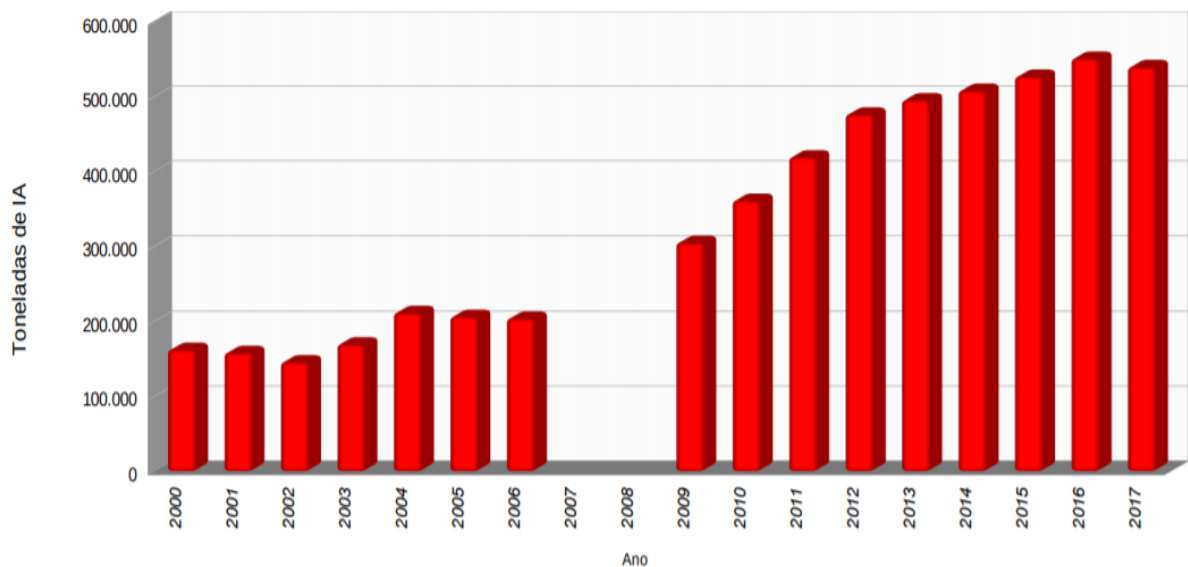


Figura 1 – Consumo de agrotóxicos e afins nos anos de 2000 a 2017.

Fonte: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais, 2018.

4.8 Contaminação Microbiológica

O consumo de água não tratada ou tratada inadequadamente, é um dos principais meios de exposição da população a agentes microbiológicos, como *Salmonella* spp., *Shigella* spp., *Escherichia coli*, entre outros (MOURA et al, 2009). Muitas bactérias são patológicas aos seres humanos, provocando principalmente doenças gastrointestinais, sendo importante monitorar a presença desses organismos em rios e lagos (SILVA et al., 2016).

Segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, EPA (1976), os principais indicadores biológicos de qualidade ambiental são as bactérias do grupo coliformes. A presença desses organismos em ambientes aquáticos pode ser indicativa de contaminação fecal. O grupo “coliforme total” é composto por bactérias dos gêneros *Klesbiella*, *Escherichia*, *Enterobacteria*, entre outros.

4.8.1 Coliformes

Os coliformes são bactérias gram-negativas, não formadoras de esporos, com metabolismo aeróbio ou anaeróbio facultativo, que são capazes de se desenvolver na presença de sais biliares. Elas têm capacidade de fermentar lactose com formação de gás a $35 \pm 0,5$ °C em 24-48 horas. Segundo a Fundação Nacional da Saúde, FUNASA (2014) os coliformes totais são encontrados no intestino humano e de animais homeotérmicos, entretanto, esse grupo engloba bactérias não exclusivamente de origem fecal, podendo ocorrer naturalmente na água, no solo e plantas.

Os coliformes termotolerantes são um subgrupo de bactérias pertencentes aos coliformes totais, caracterizados por conseguir fermentar lactose com produção de gás em 24 horas a 44-45°C (CETESB, 2016). Esse grupo de coliformes também não engloba somente bactérias de origem exclusivamente fecal, embora apresente proporções bem maiores dessas bactérias (FUNASA, 2014).

A Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente define coliformes termotolerantes como:

“Coliformes termotolerantes: bactérias gram-negativas, em forma de bacilos, oxidasnegativas, caracterizadas pela atividade da enzima β -galactosidase. Podem crescer em meios contendo agentes tenso-ativos e fermentar a lactose nas temperaturas de 44° - 45°C, com produção de ácido, gás e aldeído. Além de estarem presentes em fezes humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem em solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados por material fecal” (BRASIL, 2005).

Os coliformes foram escolhidos como indicadores biológicos da qualidade da água baseado no trabalho de Escherich que em 1885 identificou bacilos coli (de onde o nome *Escherichia* é derivado) como sendo característico de fezes de animais homeotérmicos (DUTKA, 1973).

Indicadores adequados de qualidade ambiental devem apresentar características específicas, como estar presentes universalmente em grande quantidade e em número superior aos patógenos; devem ser facilmente detectados por metodologia simples, não serem capazes de crescer naturalmente na água (DUTKA, 1973; WHO, 1993). Segundo World Health Organization, WHO (1993) nos anos 70 pesquisadores observaram que os coliformes não atendiam a todas essas exigências e a bactéria *Escherichia coli* passou a ser considerado um indicador mais adequado. A Tabela 3 apresenta o valor máximo permitido de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* na água segundo a classificação das águas.

Tabela 2 – Tabela comparativa de valores máximos permitidos de Coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* na água doce.

	Resolução CONAMA n° 357/2005 Classe 1	Resolução CONAMA n° 357/2005 Classe 2	Portaria de Consolidação n° 5/2017.
Parâmetros	Valor Maximo Permitido		
Coliforme Termotolerante	200/100 mL em 80% das amostras ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas	1000/100 mL em 80% das amostras ou mais de pelo menos 6 amostras coletadas	Ausentes em 100 mL
<i>Escherichia coli</i>	VNE	VNE	Ausentes em 100 mL

VNE: Valor Não Estabelecido.

As águas de Classe 1, destinadas ao consumo humano, podem ser utilizadas na irrigação de hortaliças e frutas que são consumidas cruas e que se desenvolvem rentes ao solo, para isso, essa água não deve exceder um limite de 200 coliformes termotolerantes por 100 mililitros. As águas de Classe 2 são destinadas ao consumo humano após tratamento convencional, irrigação

de hortaliças, plantas frutíferas e outros. Neste caso, essas águas não devem exceder o limite máximo de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros. Já as águas de Classe 3 são destinadas ao consumo humano somente após tratamento convencional ou avançado, à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, e não devem exceder o limite máximo de 4.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros (BRASIL, 2005).

Para todas as Classes de água analisadas os valores limites não devem ser excedidos em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras analisadas, coletadas em um período de um ano. A *Escherichia coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com os limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente (BRASIL, 2005).

4.8.2 *Escherichia coli*

Escherichia coli são bactérias anaeróbias facultativas, ou seja, não necessitam de oxigênio para seu desenvolvimento, mas pode utilizá-lo se estiver presente no ambiente. Elas colonizam o trato gastrointestinal de crianças nas primeiras horas de vida, e passam a atuar como simbioses permanecendo inofensivas no lúmen intestinal. Entretanto, podem causar infecções em hospedeiros debilitados ou imunodeprimidos. A infecção pode ocorrer mesmo em casos de cepas não patogênicas (NATARO; KAPER, 1998).

O habitat dessas bactérias é limitado ao trato intestinal de seres humanos e de outros animais homeotermos, enquanto outros coliformes termotolerantes além de estarem presentes em fezes humanas, também habitam solos, plantas e outras matrizes ambientais que não foram previamente contaminadas por material fecal (CETESB, 2000; CETESB, 2008; FUNASA, 2014). Dessa forma, é possível considerar que a presença de *E. coli* no meio ambiente é indicativa de contaminação por material fecal de seres humanos ou outros homeotérmicos.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Área de Estudo e Coleta de Amostras

5.1.1 Área de estudo e pontos de coleta

As coletas de amostras foram feitas no município de Ibiúna, localizado na região sudeste do estado de São Paulo (Latitude S. 23' 39' 20' - Longitude W.Gr. 47' 13' 31'). O Município está localizado em posição estratégica para o abastecimento público de água, além de ter exploração agrícola intensiva. Possui uma população de 71.217 habitantes (IBGE, 2010), dos quais 33% residem em zona urbana e 67% da população está concentrada em zona rural, com 47.715 habitantes (PREFEITURA DA ESTÂNCIA TURÍSTICA DE IBIÚNA, 2019). Sendo que um terço da economia da cidade tem base na produção agrícola que é, composta por pequenos produtores, e muitas propriedades são classificadas como agricultura familiar (NAKAJIMA, 2014). De acordo com Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010) o município de Ibiúna apresenta esgotamento sanitário adequado em 48,2% dos domicílios.

No município há vários tipos de solo, entretanto a maior parte da região agrícola é coberta com latossol vermelho amarelo – orto (solos argilosos profundos, de coloração alaranjada, desenvolvidos a partir de granito e gnaisses, geralmente ácidos e ricos em matéria orgânica) ou podolizado com cascalho (solos argilosos, pouco profundos observando-se em todo o perfil de distribuição de cascalhos de 3 a 5 mm de diâmetro, superior a 20%, geralmente são ácidos e ricos em matéria orgânica) (PREFEITURA DA ESTÂNCIA TURÍSTICA DE IBIÚNA, 2020). O clima do município de Ibiúna é classificado como Cfb segundo Köppen e Geiger, ou seja, clima temperado, com verão ameno e chuvas distribuídas uniformemente o ano todo, até mesmo o mês mais seco do ano (agosto) apresenta elevados índices de pluviosidade (Figura 2) (CLIMATE-DATA, 2019).

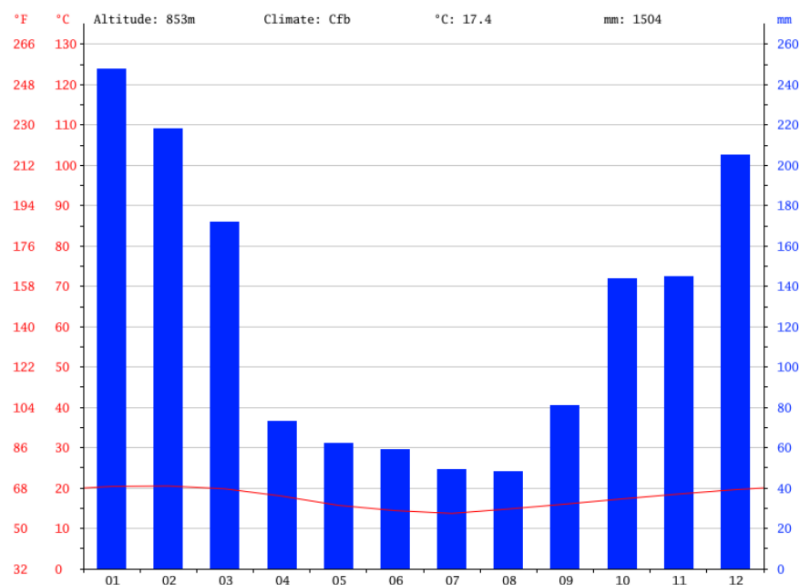


Figura 2 – Média anual pluviométrica de Ibiúna – SP.

Fonte: CLIMATE-DATA, 2019.

A topografia é bastante variável, visto que o município se localiza nas encostas da serra do Paranapiacaba, normalmente ondulada, acidentada e montanhosas. A maioria das terras apresenta declividade superior a 12%, podendo atingir 100% nas regiões mais altas, sendo assim, devido a ausência generalizada de planície, a maior parte da agricultura local é desenvolvida em terras de encosta e meia encosta (PREFEIRA DA ESTÂNCIA TURÍSTICA DE IBIÚNA, 2020).

Ibiúna está a 63 km de distância da capital paulista, e tem como importância ser região fornecedora de hortaliças (verduras e legumes) de qualidade para vários locais do estado de São Paulo (NAKAJIMA, 2014). O valor do PIB agropecuário de Ibiúna aumentou para R\$ 235 milhões em 2013, atingindo o 9º lugar no ranking estadual (SEADE, 2014). De acordo com o Ceagesp, o Cinturão Verde Paulista responde por 25% da produção nacional de verduras e por 90% das verduras e 40% dos legumes que são consumidos na capital paulista. Entre os municípios que compõem o Cinturão Verde estão Ibiúna, Itapetininga, Piedade do Sul e Sorocaba, com cerca de 3 mil propriedades rurais (TECNOLOGIA AGRÍCOLA, 2018). A Figuras 3 e Tabela 3 apresentam os pontos de coleta de Ibiúna e a tabela 4 apresenta a classificação dos solos e principais características físicas e químicas do solo.

A área da nascente fica localizada dentro de uma propriedade privada, o que acabou dificultando a coleta de amostras em julho de 2019, janeiro e fevereiro de 2020. A água dessa nascente é utilizada para abastecimento das casas dos moradores da região, sem passar por

processos de tratamento. Os rios Orgânico e Convencional são sistemas hídricos localizados próximos a áreas agrícolas. Dessa forma, grande parte dos efluentes agrícolas sofre escoamento superficial até esses rios. Além disso, os dois rios são utilizados para irrigação das áreas agrícolas.

O Canal e a Lagoa ficam localizados próximo à área de produção convencional, portanto esses recursos hídricos podem receber efluentes provenientes do sistema agrícola. Os dois poços utilizados para coletar as amostras ficam localizados próximos ao sistema hidropônico, portanto, caso o descarte da solução hidropônica seja feito de forma inadequada, uma grande carga de nutrientes pode entrar em contato com o meio ambiente, e até mesmo atingir a região onde se encontra os poços. Neste caso, a água dos poços é destinada somente para a produção da solução hidropônica, não havendo consumo dessa água pelos moradores. Ambos são poços rasos que captam água do aquífero freático.



Figura 3 – Pontos de coleta de águas superficiais, poços rasos e solução hidropônica.

Tabela 3 – Identificação dos pontos de coletas de amostras de água em Ibiúna, SP.

<u>Pontos de Coleta</u>	<u>Identificação dos Pontos de Coleta</u>	<u>Localização GPS</u>	<u>Característica do ambiente aquático</u>
Nascente	P1	S 23° 47.991' W 047° 05.982	Lótico
Orgânico	P2	S 23° 47,724' W 047° 06.243	Lótico
Convencional	P3	S 23° 47.529' W 047° 06.475	Lótico
Canal	P4	S 23° 47.590' W 047° 06.453	Lótico
Lagoa	P5	S 23° 47.529' W 047° 06.475	Lêntico
Rio Hidroponia	P6	S 23° 46.718' W 047° 06.161	Lótico
Poço Alface	P7	S 23° 46.715' W 047° 06.161	-
Poço Agrião	P8	S 23° 46.716' W 047° 06.161	-
Produção Hidropônica	P9	S 23° 46,718' W 047° 06.161	-

Tabela 4 – Características químicas e físicas dos solos Ibiúna, SP.

Pontos de Coleta	pH H₂O	Matéria Orgânica g.dm⁻³	Areia Total g.kg⁻¹	Silte g.kg⁻¹	Argila g.kg⁻¹	Classe de Textura
Nascente (P1)	5,5	37	677	196	127	Arenosa
Produção Orgânica (P2)	6,2	38	494	145	361	Argilosa
Produção Convencional (P3)	5,9	94	577	236	187	Média argilosa
Produção Hidropônica (P6)	5,9	39	515	174	310	Média argilosa

5.1.2 Coleta de amostras

As amostras de água para análise de resíduos de agrotóxicos e nutrientes foram coletadas com auxílio de garrafa de Van Dorn (Figura 4) e acondicionadas em garrafas de vidro cor âmbar, com capacidade de 1 litro para análise de agrotóxicos e em garrafas plásticas para análise dos nutrientes.



Figura 4 – Garrafa Van Dorn para coleta de amostras de águas superficiais.

As amostras de águas superficiais para análises microbiológicas foram coletadas diretamente em frascos de polipropileno autoclavável, com tampas rosqueáveis antivazamento, com capacidade de 500 mL. As amostras de água de poço foram coletadas e armazenadas com auxílio de uma garrafa vidro autoclavável com tampa rosqueável antivazamento, com capacidade de 500 mL (Figura 5), os frascos foram adaptados com dois pesos laterais para coleta ser feita diretamente no frasco e permitir a submersão do frasco no poço. Os frascos para microbiologia eram previamente autoclavados a 120°C durante 30 minutos, e rapidamente colocados em sacos plásticos previamente deixados em luz UV por aproximadamente uma hora.



Figura 5 – Garrafa de vidro para coleta de amostras de água de poço.

5.2 Parâmetros inorgânicos da água

Foram avaliados valores de pH, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo em águas superficiais, em solução de hidroponia e em poços rasos. Os valores de nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo foram analisados por meio de fotômetro marca YSI, enquanto o pH foi medidos com peagâmetro marca Akso (ANEXO A).

5.3. Resíduos de agrotóxicos em água

5.3.1 Validação da metodologia de análises de resíduos de agrotóxicos em água

Antes do início das análises de água para avaliar a possível presença de resíduos de agrotóxicos nesse compartimento ambiental, foi necessário realizar o processo de validação da

metodologia. Esse processo permitiu identificar se o método de análise era adequado para identificar e quantificar os compostos químicos com exatidão.

Foram escolhidos seis agrotóxicos: atrazina (herbicida), difenoconazole (fungicida), imidacloprido (inseticida), fipronil (inseticida), metalaxil (fungicida) e tiametoxam (inseticida). Embora a atrazina e o fipronil não sejam ingredientes ativos autorizados para uso em hortaliças, seu uso tende a ser bastante indiscriminado pelos agricultores, principalmente o fipronil, já a atrazina tem valor máximo permitido pela legislação.

Para validar a metodologia para análises de resíduos de agrotóxicos em água foram realizados ensaios de recuperação com amostras fortificadas nas concentrações de 1 e 5 µg/mL. O mix era composto pelos agrotóxicos escolhidos.

Os resultados das amostras fortificadas foram comparados com um padrão preparado em acetonitrila (ACN) e um padrão preparado em extrato da matriz (EM). O extrato da matriz corresponde ao processo completo de extração de água, sem adição de agrotóxicos. Desta forma, o padrão preparado em extrato da matriz apresenta os possíveis interferentes do método.

5.3.2 Análises de agrotóxicos na água

As análises de agrotóxicos em água foram realizadas no Laboratório de Ecologia de Agroquímicos do Instituto Biológico de São Paulo. Foi utilizado o método 3510C da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, EPA (1996) (ANEXO B).

5.4 Análise microbiológica da água

A análise microbiológica das quatro primeiras coletas foi realizada em laboratório particular. O restante das amostras foi analisado no Laboratório de Ecologia de Agroquímicos do Instituto Biológico de São Paulo.

As análises microbiológicas da qualidade da água foram efetuadas em duas etapas. Etapa 1: Determinação e quantificação de coliformes totais e termotolerantes em água (ANEXO C); Etapa 2: Determinação e quantificação de coliformes totais e *Escherichia coli* em água (ANEXO D).

A densidade dos coliformes foi determinada pela técnica de NMP (Número Mais Provável). Esta técnica não permite a contagem fixa dos microrganismos, apenas estima a densidade de microrganismos presentes em uma amostra. Para determinar a densidade dos coliformes como NMP de coliformes por 100 mL foram utilizados cálculos segundo a Norma Técnica L5.202 da CETESB. Esta contém tabelas em que são fornecidos dados com limites de confiança de 95% para cada valor de NMP determinado (CETESB, 2018a).

5.5 Amostras e Legislação

Os resultados obtidos foram confrontados com a Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005) e com a Portaria de Consolidação nº 5 de 28 de setembro de 2017 (BRASIL, 2017) (Tabela 5).

A nascente (P1) foi confrontada com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) com o intuito de verificar parâmetros de proteção ambiental, e também com a Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) com o intuito de verificar parâmetros de potabilidade dessa água, visto que a água da nascente é utilizada para abastecimento dos moradores da região. No caso do Rio Orgânico (P2), Rio Convencional (P3), Canal (P4), Lagoa (P5), rio próximo à cultura hidropônica (P6) foram todos confrontados somente com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) para verificar parâmetros de proteção ambiental, e no caso dos Rios Orgânico e Convencional para verificar a qualidade da água utilizada para irrigação de hortaliças. Os poços rasos (P8 e P9) foram confrontados com a Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) visto que estes poços exploram águas subterrâneas freáticas. Os poços também foram confrontados com a Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) para verificar a possibilidade de uso dessa água para abastecimento. A solução hidropônica não foi confrontada com as legislações, visto que não existem legislações específicas referentes a solução nutritiva.

5.6 Análise Estatística

O conjunto de dados das variáveis analisadas foi tabelado em planilhas eletrônicas no software Microsoft Excel, e após o levantamento de todos os dados, foram realizadas análises estatísticas.

Os resultados obtidos de pH, nitrato, fósforo e as análises microbiológicas foram analisados com o programa estatístico Action Stat e para avaliar se as várias amostras apresentam a mesma distribuição nos diferentes pontos de coleta foi aplicado o teste de Kruskall-Wallis, com nível de significância de 0,05.

Tabela 5 – Legislações confrontadas nos pontos de coleta.

Pontos de coleta	Resolução CONAMA n° 357/2005 Classe 1 e 2	Portaria de Consolidação n° 5/2017.
P1	X	X
P2	X	
P3	X	
P4	X	
P5	X	
P6	X	
P7	X	X
P8	X	X
P9	-	-

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Potencial Hidrogeniônico – pH

Nos pontos P1 a P6 os valores de pH variaram entre 4,04 e 7,82 (Tabela 6, Figura 6). As análises das amostras de águas superficiais indicaram 26,3% das amostras com valores de pH abaixo do estabelecido pelas legislações. As amostras de águas superficiais apresentam em média pH de 6,39, enquanto as amostras dos poços em média pH de 5,76 (Tabela7).

Tabela 6 – pH de águas superficiais e poços rasos.

Mês	<u>Pontos de Coleta</u>							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Jan./2018	6,86	6,71	6,71	6,60	5,90*	5,93*	5,60*	5,09*
Mai./2018	7,72	6,75	6,38	6,49	5,87*	6,85	5,95*	6,53
Set./2018	7,82	6,71	6,72	6,64	5,97*	5,39*	5,49*	7,90
Dez./2018	6,86	5,66*	6,09	5,94*	4,04*	6,56	5,49*	5,02*
Mai./2019	5,42*	6,09	6,48	6,43	6,75	7,37	5,36*	5,43*
Jul./2019	NA	6,95	6,85	6,34	5,92*	7,31	5,37*	5,42*
Set./2019	6,55	6,50	6,64	6,33	6,51	7,31	6,55	6,04
Nov./2019	6,36	6,40	6,72	6,48	6,27	5,77*	5,78*	5,70*
Jan./2020	NA	6,55	6,81	6,34	6,21	6,72	5,75*	5,77*
Fev./2020	NA	4,68*	5,54*	5,60*	6,01	5,94*	5,92*	5,12*

* Valores fora do limite permitido pelas legislações.

NA: Não Analisado

Os valores obtidos no P1 também foram confrontados com Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017), já que os moradores próximos a este local utilizam esta fonte de água para consumo. Este ponto apresentou somente uma amostra com valor abaixo (5,42) do recomendado para consumo humano, e indicou média de 6,80 (Tabela 7).

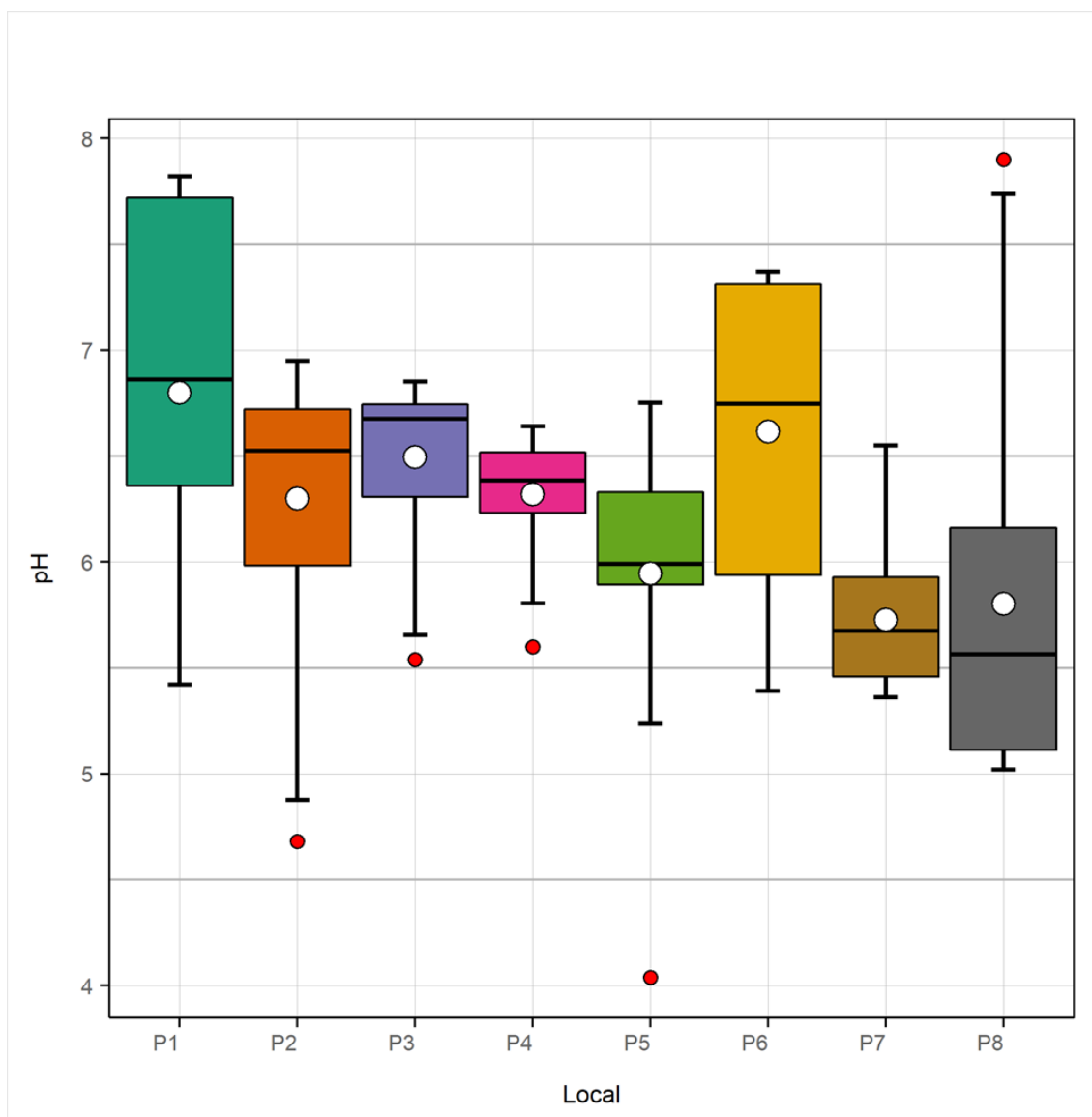


Figura 6 – pH em águas superficiais e poços rasos.

Valor de pH abaixo de 6 que indica acidez da água em nascentes foi determinado por Meneghelli et al. (2016) e por Agrizzi et al (2018) ao monitorar a qualidade da água. Embora tenha sido observado valores de pH mais baixos do que o recomendado pela Resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) e Portaria de Consolidação n° 5/2017 (BRASIL, 2017), os resultados são considerados normais para ambientes naturais, onde o pH pode variar de 4 a 9 (AGRIZZI et al., 2018).

Por se tratar de apenas uma amostra de água com valor abaixo do recomendado para o consumo humano, e por ter apresentado pH médio de 6,8 (Tabela 7), a água da nascente não é considerada um risco para a população em relação ao parâmetro pH, visto que uma pequena

correção no pH da água dessa nascente seria suficiente para adequar aos padrões de potabilidade.

Para águas de irrigação é recomendado valores de pH entre 6,5 e 8,4 (ELOI et al., 2014; VILELA, 2018). Características usadas isoladamente não são suficientes para definir a qualidade da água de irrigação, entretanto, águas com íons em excesso podem ser prejudiciais (ELOI et al., 2014). Água de irrigação com valores de pH acima de 8,4 pode ocasionar encrustamento nos sistemas de irrigação devido a precipitação do carbonato de cálcio, e consequentemente provocar entupimentos nas tubulações (ELOI et al., 2014; VILELA, 2018). Além disso, água de irrigação com valores de pH baixos podem corroer rapidamente os componentes metálicos do sistema de irrigação (VILELA, 2018). Isso poderia provocar perdas de produtividade das hortaliças, devido às falhas na dispersão de água durante a irrigação.

Tabela 7 – Análise estatística descritiva dos dados de pH de águas superficiais e poços rasos.

Estatística Descritiva	Pontos de Coleta							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
n	7	10	10	10	10	10	10	10
Média	6,80	6,30	6,49	6,32	5,94	6,62	5,73	5,80
Mediana	6,86	6,52	6,67	6,38	5,99	6,74	5,68	5,56
Desvio Padrão	0,82	0,68	0,41	0,32	0,73	0,67	0,36	0,87

Neste trabalho os rios próximos à Produção Orgânica (P2) e Convencional (P3) são usados para irrigação de hortaliças. O P2 apresentou 20% das amostras com pH abaixo do estabelecido pelas legislações, e valores de pH entre 4,68 e 6,95, com média de 6,30, e o P3 entre 5,54 e 6,85, com 10% das amostras abaixo do estabelecido pelas legislações e média de 6,49. Sendo assim, o rio próximo a produção orgânica e o rio próximo a produção convencional, em média, tendem a apresentar pH de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 para uso na irrigação.

Os valores de pH da Lagoa (P5) variaram entre 4,04 e 6,75, sendo o ponto de coleta de águas superficiais que apresentou o maior número de amostras (50%) com pH abaixo de 6, valor mínimo indicado pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) para preservação e proteção ambiental, entretanto este ponto obteve média de pH de 5,95 (Tabela 7). As amostras de pH da Lagoa estavam sempre acima de 5, e muito próximos a 6, com exceção de dezembro de 2018, quando foi registrado pH de 4,04. Este ponto apresenta características físicas e químicas diferentes dos demais pontos de coleta visto que é o único ambiente lântico.

A oscilação nos valores de pH encontrados nas amostras da lagoa pode estar ocorrendo devido ao consumo do gás carbônico durante a fotossíntese, ou pela respiração das plantas, liberando CO₂ na água. O gás carbônico é o principal responsável pela acidez da água. Durante o dia a atividade fotossintética supera a respiração das bactérias e algas e é restabelecido durante a noite, quando cessa a fotossíntese, e começa a prevalecer a oxidação da matéria orgânica (RIBEIRO et al., 2004). O horário em que foram realizadas as coletas de água pode influenciar nos valores de pH encontrados nas amostras. Ao amanhecer ainda podem ser observados valores mais baixos de pH devido a oxidação da matéria orgânica que ocorre a noite. Além disso, a acidez da água da lagoa pode ocorrer também devido ao carreamento de efluentes agrícolas para esse recurso hídrico.

Basso e Carvalho (2007) ao monitorar a Lagoa da Pedreira observou oscilações no pH na água, encontrando valores entre 5,34 e 6,17. Os autores analisaram também a diminuição na concentração de oxigênio dissolvido na água, conseguindo relacionar a acidez da água com o aumento da concentração de gás carbônico.

Resultados semelhantes foram encontrados por Meneghelli et al. (2016) no Espírito Santo ao avaliar a qualidade da água do Rio Santa Maria do Doce usado para irrigação de culturas. Segundo os autores, a acidez da água é provocada pelo despejo de efluentes domésticos e agroindustriais sem tratamento nos cursos d'água.

Os valores de pH encontrados nos poços rasos P7 e P8 estavam entre 5,02 a 7,90 (Tabela 6, Figura 7), 80% das amostras analisadas apresentaram valores de pH abaixo de 6, valor mínimo indicado para consumo humano e para uso na irrigação, de acordo com a Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) e pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). Todas as amostras apresentaram valores próximos a 6, e nenhuma estava abaixo de 5 (Tabela 6, Figura 7), com médias de 5,73 e 5,80 nos pontos P7 e P8 respectivamente (Tabela 7), indicando leve acidez na água dos poços. Segundo Oliveira (2018) águas subterrâneas

costumam ter valores de pH mais baixos do que as águas superficiais devido ao aprisionamento de CO₂.

Costa et al. (2018) ao avaliar a qualidade da água de poços cacimba e rasos no município de Humaitá (AM) observaram pH em torno de 5,4, caracterizando a água dos poços como ácidas. Estudos avaliando a qualidade de água de poços para consumo humano em Macapá, Amapá, mostraram águas de poços rasos do tipo amazonas com características ácidas, foram encontrados valores de pH inferiores a 6, e os autores relacionam a acidez da água com o aumento da pluviosidade (GROTT et al., 2018). Menezes (2012) ao avaliar a qualidade da água subterrânea para consumo humano e uso agrícola no Espírito Santo, observou águas de poços com característica ácida, a diminuição dos valores de pH esteve associada ao aumento da concentração de CO₂ nos poços, oxidação da matéria orgânica e temperatura.

De acordo com a Portaria de Consolidação nº 5/2017, e relação ao parâmetro pH, a água destes poços se encontra inadequada para consumo humano, entretanto os valores ficaram sempre acima de 5 o que indica que uma pequena correção pode ser suficiente para corrigir o pH, caso esta água seja usada como fonte de água potável. Neste caso esta água é utilizada unicamente para abastecer o sistema hidropônico.

De acordo com o teste de Kruskal-Wallis, o resultado obtido a partir das medições de pH mostrou que os pontos P1 e P8, P3 e P7, P6 e P7 e P2 e P8 não apresentaram a mesma distribuição de valores ($p > 0,05$). Como P7 e P8 são os poços rasos, observa-se que estes dois pontos são os que apresentam diferenças de pH em relação as águas superficiais (Figura 6).

6.2. Quantificação de parâmetros inorgânicos da qualidade da água

6.2.1 Nitrogênio Amoniacal em águas superficiais e poços rasos

Foram observados valores muito baixos de nitrogênio amoniacal nas amostras de águas superficiais (Tabela 8). Em grande parte das amostras de águas superficiais coletadas (P1 a P6) os índices de nitrogênio amoniacal estavam abaixo do limite de detecção do método. Nas amostras que foi possível a quantificação, os valores variaram entre 0,01 e 0,78 mg.L⁻¹ nos pontos P1 a P6 (Tabela 8). Todas as amostras de águas superficiais se encontram dentro do estabelecido pela resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). A Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) não fornece limites máximos permitidos sobre nitrogênio amoniacal em águas destinada ao consumo humano.

Tabela 8 – Nitrogênio Amoniacal (mg.L^{-1}) em águas superficiais e poços rasos.

Mês	<u>Pontos de Coleta</u>							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Jan./2018	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Mai./2018	ND	ND	ND	ND	0,36	ND	ND	ND
Set./2018	ND	ND	ND	0,04	0,07	ND	ND	ND
Dez./2018	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Mai./2019	ND	0,08	0,05	0,01	0,40	0,08	0,05	0,01
Jul./2019	NA	ND	ND	0,31	0,11	ND	0,12	ND
Set./2019	ND	ND	ND	0,33	0,75	ND	ND	ND
Nov./2019	ND	ND	ND	0,01	0,78	ND	ND	ND
Jan./2020	NA	ND	ND	ND	0,01	ND	ND	ND
Fev./2020	NA	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

ND: Não Detectado.

NA: Não Analisado.

Resultados similares foram encontrados em estudos em Juiz de fora (BUCCI et al., 2015) ao monitorar concentrações de nitrogênio amoniacal na Represa Dr. João Penido, o autor observou valores de nitrogênio amoniacal entre 0,009 e 0,201 mg.L^{-1} . Muniz et al. (2013) ao monitorar águas superficiais de zonas rurais do distrito federal observou valores de nitrogênio amoniacal abaixo do nível de detecção em todas as amostras coletadas.

Em baixos valores de pH e temperatura, a amônia tende a reagir com a H_2O e formar amônia ionizada NH_4^+ e OH^- (íon hidróxido). A amônia ionizada (NH_4^+) não é considerada tóxica, entretanto a forma não ionizada (NH_3) apresenta efeitos tóxicos aos organismos aquáticos. Em pH acima de 9, a forma não ionizada tende a ser predominante no meio e é capaz de atuar em membranas celulares rapidamente, provocando toxicidade (CETESB, 2019a). Em nenhuma amostra foi identificado pH acima de 8, diminuindo a presença de efeitos tóxicos provocados pela amônia nestes pontos de coleta.

A Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) não apresenta limites máximos permitidos de nitrogênio amoniacal para água potável. Os valores encontrados de nitrogênio

amoniacoal, nas análises de água dos poços rasos (P7 e P8), estão dentro do limite aceitável de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). Nas amostras que foi possível a quantificação, os valores variaram entre 0,01 e 0,12 mg.L⁻¹ (Tabela 8).

Costa et al. (2018) ao avaliar a qualidade de água de poços cacimba e rasos no Município de Humaitá (AM) observaram valores semelhantes de nitrogênio amoniacoal em água de poços. O autor detectou concentrações entre 0 e 0,10 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacoal na água. Raposa e Gomes (2017) ao avaliar a qualidade da água de poços rasos de abastecimento do bairro São José Operário do município de Juína (MT) observaram baixas concentrações de nitrogênio amoniacoal na água dos poços. No estudo, os autores identificaram amostras com concentrações entre 0,12 e 0,61 mg.L⁻¹.

A amônia quando encontrada em concentrações muito altas na água de consumo pode provocar sérios danos, pois é capaz de interferir no transporte de oxigênio pela hemoglobina, entre outros efeitos tóxicos (CETESB, 2019a). Entretanto, de acordo com Raposa e Gomes (2017) as águas subterrâneas tendem a apresentar concentrações baixas de nitrogênio amoniacoal, visto que o processo de oxidação do nitrogênio é contínuo.

6.2.2 Nitrato em águas superficiais e poços rasos.

Nas águas superficiais (P1 a P6), quando detectado o nitrato variou entre 0,01 a 19,492 mg.L⁻¹ (Tabela 9, Figura 7) e estava de acordo com as legislações para uso na irrigação, consumo humano e proteção ambiental.

A amostra com maior concentração de nitrato foi observada na Lagoa (P5) em maio de 2019, com valor 19,492 mg.L⁻¹ (Tabela 9). A concentração mais elevada de nitrato observada em maio de 2019 pode ser devido ao carreamento superficial de resíduos de fertilizantes das áreas agrícolas para a lagoa (P5).

É possível que a contaminação da lagoa por enriquecimento nutricional seja um efeito colateral da irrigação das culturas de hortaliças nesta área. O excesso de água usada na irrigação retorna aos rios e outros recursos hídricos próximos por escoamento superficial, e transporta consigo resíduos de fertilizantes. Como a lagoa é um ambiente lântico, ocorre maior retenção dos nutrientes na água. Períodos com menor pluviosidade e elevada temperatura, podem

provocar aumento da concentração de nutrientes caso haja diminuição no volume da água da lagoa.

Tabela 9 – Nitrato (mg.L^{-1}) em águas superficiais e poços rasos.

Mês	<u>Pontos de Coleta</u>							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Jan./2018	1,307	0,585	0,585	2,992	1,747	5,06	1,672	15,664*
Mai./2018	ND	ND	ND	ND	0,05	ND	133,76*	10,120*
Set./2018	1,10	1,531	0,488	1,487	0,444	0,559	4,334	1,760
Dez./2018	1,14	ND	ND	1,082	ND	ND	2,442	8,219
Mai./2019	3,39	ND	2,174	ND	19,492	ND	24,640*	4,576
Jul./2019	NA	1,800	3,982	2,644	2,904	1,558	10,648*	ND
Set./2019	0,91	1,324	0,268	0,730	0,030	0,739	ND	26,84*
Nov./2019	0,76	0,721	ND	0,040	ND	ND	6,072	10,032*
Jan./2020	NA	ND	0,312	2,094	ND	ND	2,794	3,388
Fev./2020	NA	0,312	0,300	0,630	1,73	2,49	1,120	4,928

* Valores acima do limite permitido pelas legislações.

ND: Não Detectado.

NA: Não Analisado.

A água coletada da nascente (P1) está de acordo com os padrões de potabilidade para consumo humano segundo a Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017), em relação ao parâmetro nitrato (Tabela 9).

O excesso de nitrogênio contido na água de irrigação provoca os mesmos efeitos para as plantas que o nitrogênio aplicado por fertilizantes. Sua aplicação excessiva pode provocar diversos problemas nas plantas relacionados ao crescimento vegetativo excessivo; desigual e tardia maturação dos frutos ou frutos de baixa qualidade. O nitrogênio facilmente assimilável na água se encontra na forma de nitrato e amônio, sendo que em águas de irrigação convencional, a forma mais frequente é a de nitrato (ALMEIDA, 2010). Ao analisar os rios que irrigam a agricultura Orgânica (P2) e Convencional (P3), não foram observados valores excessivos de nitrogênio na forma de nitrato. Oliveira et al. (2017) também observaram baixas concentrações de nitrato em águas superficiais ao avaliar a qualidade de águas superficiais do Médio São Francisco em regiões de área irrigada.

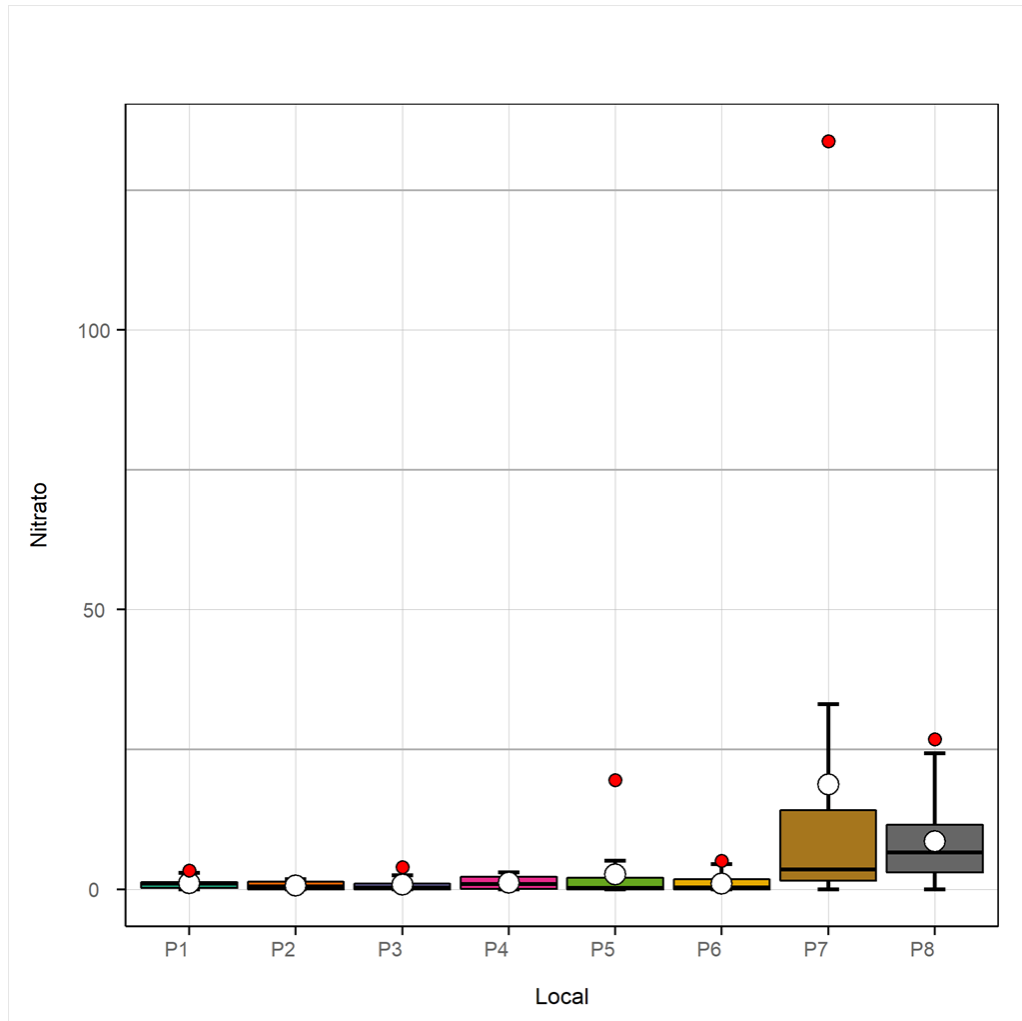


Figura 7 – Nitrato (mg.L^{-1}) em águas superficiais e poços rasos.

O excesso de nitrogênio contido na água de irrigação provoca os mesmos efeitos para as plantas que o nitrogênio aplicado por fertilizantes. Sua aplicação excessiva pode provocar diversos problemas nas plantas relacionados ao crescimento vegetativo excessivo; desigual e tardia maturação dos frutos ou frutos de baixa qualidade. O nitrogênio facilmente assimilável na água se encontra na forma de nitrato e amônio, sendo que em águas de irrigação convencional, a forma mais frequente é a de nitrato (ALMEIDA, 2010). Ao analisar os rios que irrigam a agricultura Orgânica (P2) e Convencional (P3), não foram observados valores excessivos de nitrogênio na forma de nitrato. Oliveira et al. (2017) também observaram baixas concentrações de nitrato em águas superficiais ao avaliar a qualidade de águas superficiais do Médio São Francisco em regiões de área irrigada.

Nas análises de água dos poços (P7 e P8), o nitrato foi encontrado em concentração acima de 10 mg.L^{-1} (valor máximo aceitável definido Portaria de Consolidação nº 5/2017) em sete amostras do poço que irrigam a cultura de alface e agrião (P7-P8) (Tabela 9).

Tabela 10 – Análise estatística descritiva dos dados de Nitrato (mg.L^{-1}) de águas superficiais e poços rasos.

Estatística Descritiva	<u>Pontos de Coleta</u>							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
n	7	10	10	10	10	10	10	10
Média	1,230	0,627	0,901	1,170	2,635	1,041	18,748	8,553
Mediana	1,100	0,449	0,312	0,906	0,238	0,279	3,564	6,574
Desvio Padrão	0,965	0,660	1,252	1,047	5,703	1,558	38,950	7,514

No P7, quando detectado, os valores de nitrato variaram entre $1,120$ a $133,76 \text{ mg.L}^{-1}$, com média de $8,553 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrato, e desvio padrão de $7,514$ (Tabela 10). No P8, quando possível a detecção, os valores de nitrato variaram entre $1,760$ a $26,84$, com média de $2,361 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrato e desvio padrão de $1,949$ (Tabela 11). A presença do nitrato acima de 10 mg.L^{-1} é indicativo de que a água desses poços está imprópria para consumo humano. O nitrato em águas subterrâneas é um problema que ocorre no mundo todo e é considerado um dos principais problemas da agricultura.

Gil et al. (2018) ao estudar a evolução das concentrações de nitrato nas águas subterrâneas na cidade de Urânia (SP), identificou que a área de estudo encontra-se extensivamente contaminada por nitrato. Foram comparadas concentrações de nitrato em poços cacimba e tubulares, e os autores observaram médias de $70\text{-}80 \text{ mg.L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ nos poços cacimba, para $30\text{-}40 \text{ mg.L}^{-1} \text{ NO}_3^-$ nos poços mais profundos (tubulares). Os autores concluíram que a queda nas concentrações de nitrato dos poços cacimba para os tubulares reforçam a origem antrópica e superficial da contaminação da água.

A alta concentração de nitrato na água do poço P7, em maio de 2018 ($133,76 \text{ mg.L}^{-1}$), pode ser explicada pela proximidade deste poço com a cultura hidropônica. O descarte da

solução hidropônica é feito de maneira incorreta, e resíduos da solução nutritiva podem lixiviar e atingir águas freáticas. Este poço possui no máximo 2 metros de profundidade tornando-o mais susceptível aos contaminantes.

O mês de janeiro é caracterizado por apresentar chuvas intensas o que poderia provocar lixiviação do nitrato para águas freáticas, aumentando sua concentração nos poços. Estudo realizado por Andrade et al. (2016) com o intuito de verificar o impacto da irrigação na qualidade de águas de poços rasos também identificou a presença de elevados teores de nitrato no Distrito de Irrigação do Baixo Acaraú, Ceará, em períodos mais chuvosos. O autor observou média de $16,09 \text{ mg.L}^{-1}$ de nitrato na água dos poços, e pode concluir que a lixiviação ocorre principalmente pela ação das chuvas.

Os meses de maio e julho possuem baixos índices pluviométricos na cidade de Ibiúna, e a amostra com maior concentração de nitrato ($133,76 \text{ mg.L}^{-1}$) (Tabela 9) foi observada em maio (2018). Um estudo realizado por Silva et al. (2018), ao verificarem a qualidade de águas de poços rasos em Salinópolis (PA), apresentou maiores valores de nitrato em períodos menos chuvosos porque a diminuição da água dentro dos poços provocaria menor diluição do nitrato na água, aumentando sua concentração. Dados semelhantes também foram observados em Macapá, Amapá por Grott et al. (2018), entretanto foi observado em poço do tipo tubular.

De acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, EMBRAPA (2019) o nitrato presente na água normalmente pode ser originado de fontes naturais como rochas, drenagem de terras e decomposição de plantas e animais, e costuma atingir os corpos d'água mais rápido do que outros nutrientes como o fósforo. Apesar de ser essencial para a vida das plantas, quando encontrado em excesso em ambientes aquáticos, é capaz de provocar problemas significativos na água. O nitrato, assim como o fósforo pode acelerar processos de eutrofização em ambientes aquáticos.

Áreas agrícolas localizadas próximas a poços podem ser as responsáveis pela poluição de águas freáticas. O nitrato entra em contato com a água do solo, se dilui e lixivia, atingindo águas freáticas e subterrâneas, tornando-se um grande contaminante desses recursos hídricos (SOUZA-JÚNIOR, 2016).

Concentrações de nitrato acima de 5 mg.L^{-1} são indicativas de contaminação por fertilizantes ou dejetos humanos e animais, e o nitrato possui grande capacidade de lixiviação (EMBRAPA, 2019) o que explica o porquê da água dos poços, com captação de água freática, terem apresentado concentrações mais elevadas de nitrato. O nitrato em si não é considerado

tóxico, mas sua presença na água pode causar danos à saúde humana quando consumido, pois pode ser microbiologicamente reduzido a nitrito no trato gastrointestinal (VIERA, 2017), por isso é usado como padrão de potabilidade da água, sendo 10 mg.L^{-1} a concentração máxima permitida pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) do Ministério da Saúde, e também pela resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005).

O nitrato pode induzir metahemoglobinemia infantil, e pode ser letal a crianças. O nitrato se reduz a nitrito na corrente sanguínea, competindo com o oxigênio livre, tornando o sangue azul (CETESB, 2016). O nitrito interage com a hemoglobina, oxidando o ferro do estado ferroso (Fe^{2+}) para o estado férrico (Fe^{3+}), formando a metahemoglobina, que é incapaz de transportar oxigênio pelo sangue, porque não se liga de forma reversível ao oxigênio, como ocorre com a hemoglobina (FRATUCCI et al., 2017). A presença em excesso de metahemoglobina é fatal ao ser humano. A concentração de 70% de metemoglobina é fatal, entretanto sinais de anóxia já são observados em 50% de metemoglobina no sangue (FERNÍCOLA; AZEVEDO, 1981).

Segundo o teste de Kruskal-Wallis, entre a água da rio próximo agricultura orgânica e os poços (P2 e P7; P2 e P8) e entre o rio próximo a agricultura convencional e o rio próximo a agricultura hidropônica e o poço que irriga a cultura de agrião (P3-P8; P6-P8) existe diferença significativa em relação a quantidade de nitrato ($p < 0,05$), as demais combinações não apresentam diferenças significativas ($p > 0,05$).

6.2.3 Nitrito em águas superficiais e poços rasos.

Nenhuma das amostras de águas superficiais indicaram valores de nitrito acima de $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 11), valor estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005). Foram observadas baixas concentrações de nitrito nas amostras de águas superficiais (P1 a P6), quando pôde ser detectado e quantificado, os valores do nitrito variaram $0,003$ a $0,281 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 11), com desvio padrão variando de $0,008$ a $0,013 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 12).

Bucci et al. (2015) observaram baixas concentrações de nitrito em águas superficiais ao monitorar parâmetros físico-químicos nas águas da Represa Dr. João Penido, Juiz de Fora, MG.

Nos poços rasos (P7 e P8) também foram observadas baixas concentrações de nitrito nas amostras de água, e quando pôde ser quantificado os valores de nitrito variaram entre $0,003$ e $0,026 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 11), também dentro do estabelecido pela Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) que estabelece como valor máximo permitido $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ em águas destinadas para consumo humano. Resultado similar foi observado Almeida et al. (2016) ao

avaliar a qualidade de água de poços rasos em Barreira – BA. Os autores observaram valores entre 0,01 a 0,21 mg.L⁻¹ de nitrito.

Tabela 11 – Nitrito (mg.L⁻¹) em águas superficiais e poços rasos.

Mês	<u>Pontos de Coleta</u>							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Jan./2018	0,003	0,033	0,033	0,003	0,003	0,076	0,003	ND
Mai./2018	0,033	0,026	0,010	0,0100	0,020	0,026	0,010	0,023
Set./2018	ND	0,046	0,013	0,011	0,063	0,026	0,026	0,010
Dez./2018	0,013	0,023	0,066	0,046	0,026	0,026	0,017	0,010
Mai./2019	ND	ND	0,003	ND	0,003	0,013	ND	ND
Jul./2019	NA	0,010	0,030	0,281	0,053	0,053	0,033	0,017
Set./2019	ND	0,007	0,023	0,040	0,115	0,026	ND	0,007
Nov./2019	0,003	0,023	0,006	0,046	0,066	0,023	0,007	0,016
Jan./2020	NA	0,026	0,026	0,036	0,059	0,059	0,010	0,013
Fev./2020	NA	0,009	0,016	0,023	0,043	0,013	ND	ND

* Valores acima do estabelecido pelas legislações.

ND: Não Detectado.

NA: Não Analisado.

O nitrito também é considerado um contaminante de águas subterrâneas, e sua presença indica a atividade de processos biológicos influenciados por poluentes orgânicos. Dificilmente é encontrado em águas superficiais devido a sua instabilidade ao entrar em contato com o oxigênio e costuma ser encontrado apenas como forma intermediária (SILVA et al., 2014).

Tabela 12 – Análise estatística descritiva dos dados de Nitrito (mg.L^{-1}) de águas superficiais e poços rasos.

Estatística Descritiva	Pontos de Coleta							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
n	7	10	10	10	10	10	10	10
Média	0,008	0,020	0,023	0,059	0,045	0,032	0,008	0,010
Mediana	0,003	0,023	0,020	0,038	0,048	0,026	0,007	0,010
Desvio Padrão	0,012	0,013	0,018	0,083	0,034	0,019	0,008	0,008

6.2.4 Fósforo em águas superficiais e poços rasos.

Foram detectadas grandes variações nas concentrações de fósforo nas amostras de águas superficiais (Tabela 13). Nos pontos amostrados (P1 a P6), 52,63% das amostras indicaram valores de fósforo acima do estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para preservação e proteção ambiental (BRASIL, 2005). Quando foi possível a detecção e quantificação do fósforo, os valores variaram entre 0,01 e 22,54 mg.L^{-1} (Tabela 13, Figura 9).

Todos os pontos apresentaram pela menos uma data com valores excedidos de fósforo. Das amostras analisadas da Nascente (P1), somente duas apresentaram valores de fósforo possíveis de detectar e quantificar, (0,13 e 0,40 mg.L^{-1}). Levando em consideração que o valor máximo permitido de fósforo na nascente é 0,1 mg.L^{-1} é possível considerar que somente uma amostra se encontra acima do valor máximo permitido pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). O restante das amostras obtiveram valores abaixo do limite de detecção. Em média foram observados 0,075 mg.L^{-1} de fósforo na nascente (Tabela 14).

De acordo com a Fundação Nacional da Saúde (2014) a presença do fósforo na água ocorre devido a processos naturais ou por influência de atividades humanas. Neste estudo, provavelmente ocorre devido ao lançamento de matéria orgânica capazes de atingir a região da nascente, ou também pelo aumento da decomposição da vegetação ao redor no período da coleta, visto que somente duas amostras indicaram a presença do fósforo na água da nascente durante todo o monitoramento.

Tabela 13 – Fósforo (mg.L^{-1}) em águas em águas superficiais e poços rasos.

Mês	<u>Pontos de Coleta</u>							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Jan./2018	ND	ND	ND	ND	ND	0,99*	0,03	ND
Mai./2018	ND	0,43*	0,43*	1,06*	ND	1,58*	0,10	0,56
Set./2018	ND	0,01	0,02	0,10*	0,09*	0,01	ND	0,01
Dez./2018	0,40*	2,67*	3,66*	2,38*	0,86*	1,98*	1,32	ND
Mai./2019	ND	ND	0,23*	2,54*	ND	ND	ND	0,23
Jul./2019	NA	0,13*	1,49*	22,54*	ND	0,76*	ND	0,63
Set./2019	0,13*	ND	ND	2,94*	3,53*	0,50*	0,40	ND
Nov./2019	ND	ND	ND	1,95*	0,30*	0,03	0,17	ND
Jan./2020	NA	0,76*	ND	2,61*	3,86*	2,41*	0,43	1,49
Fev./2020	NA	ND	ND	ND	0,07*	ND	ND	ND

* Valores acima do limite permitido pelas legislações.

ND: Não Detectado.

NA: Não Analisado.

Garcia et al. (2018) também observaram a presença de fósforo em nascentes da bacia do Rio Ribeirão das Pedras, MG, devido ao lançamento de matéria orgânica por efluentes industriais, esgotos domésticos ou até mesmo matéria orgânica natural proveniente da decomposição da vegetação ao redor. A presença do fósforo em águas destinadas ao consumo humano não é considerado um risco a saúde, e a Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) não informa valores máximos permitidos de fósforo na água de consumo.

Os pontos P4, P5 e P6 foram os pontos que apresentaram os maiores números de amostras com concentrações de fósforo acima do estabelecido pela legislação CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), com 80, 60 e 60% das amostras respectivamente (Tabela 13), e também indicaram as maiores médias em relação a concentração de fósforo ao longo do monitoramento. Os pontos P4, P5 e P6 obtiveram médias de 3,61; 0,87 e 0,83 mg.L^{-1} de fósforo respectivamente (Tabela 14). Esses valores podem representar um risco para a fauna e flora aquática, visto que não estão de acordo com valores indicados para a preservação e proteção ambiental. A Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece que as águas das

classes Especial, I e II também são destinadas à preservação da vida aquática, portanto devem apresentar parâmetros de acordo com a legislação (BRASIL, 2005; CETESB, 2018b).

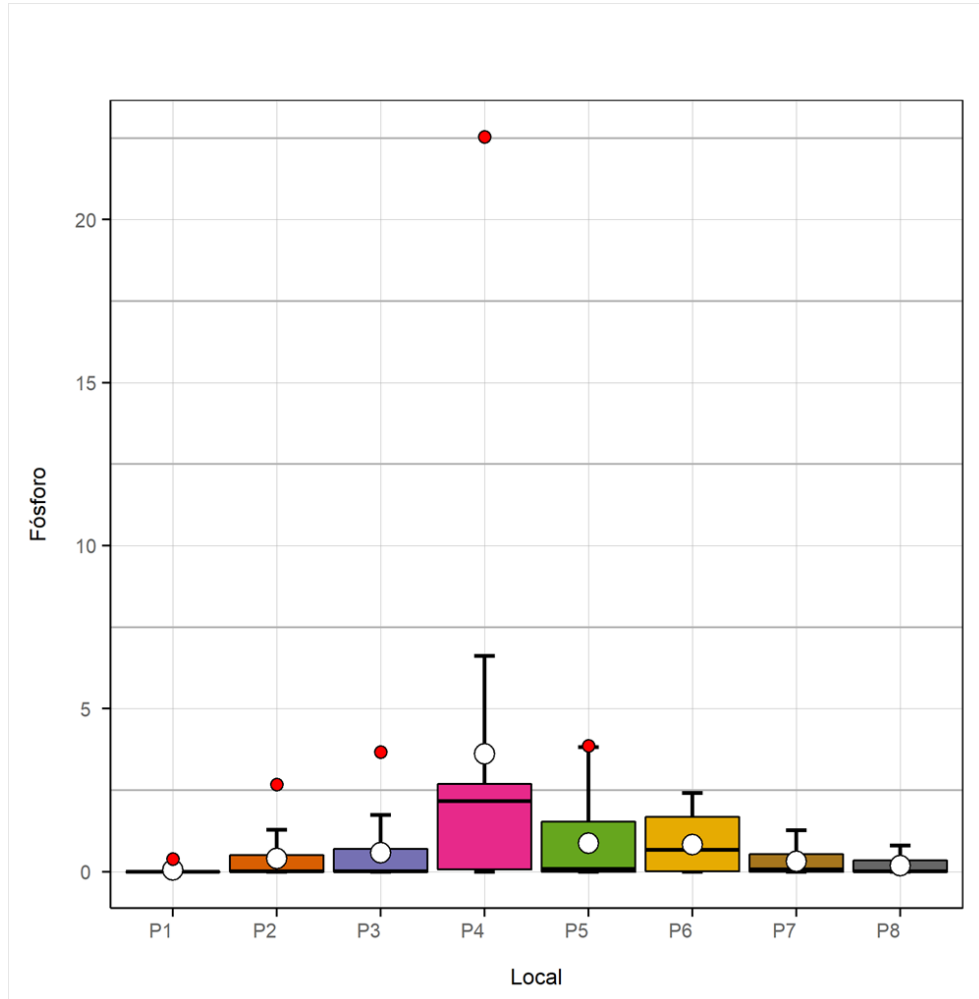


Figura 8 – Fósforo (mg.L^{-1}) em águas superficiais e poços rasos.

A presença do fósforo na água dos pontos P2 a P6 é influenciada pela proximidade desses mananciais com as áreas agrícolas, onde são utilizados adubos e fertilizantes para a produção de hortaliças. O P2 é localizado próximo a produção orgânica, portanto é possível que ocorra carreamento do fósforo dessa área agrícola para o rio. O mesmo ocorre com os pontos P3, P4 e P5, ambos localizados próximos à produção convencional e o nutriente fósforo têm tendência a sofrer carreamento.

Tabela 14 – Análise estatística descritiva dos dados de Fósforo (mg.L^{-1}) de águas superficiais e poços rasos.

Estatística Descritiva	Pontos de Coleta							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
N	7	10	10	10	10	10	10	10
Média	0,075	0,400	0,582	3,610	0,870	0,832	0,244	0,291
Mediana	0	0,005	0,008	2,162	0,008	0,660	0,066	0,003
Desvio Padrão	0,149	0,838	1,177	6,750	1,514	0,892	0,412	0,485

O ponto P6 está localizado próximo a produção hidropônica que utiliza grande quantidade de nutrientes para o preparo da solução nutritiva. Quando essa solução é descartada de forma inadequada, o fósforo pode sofrer carreamento pela água das chuvas atingindo os mananciais. Este ponto (P6) também se encontra próximo a uma comunidade rural, e a falta de saneamento básico adequado nesta região também é responsável pela alta concentração de fósforo e diminuição da qualidade da água, visto que esses mananciais passam a receber efluentes domésticos.

O fósforo está presente no esgoto e muitas pesquisas apontam que a ocorrência de eutrofização pode ser influenciada ou acelerada pela expansão da taxa de consumo de detergentes que contém fósforo nas suas formulações (QUEVEDO; PAGANINI, 2017). Tavares et al. (2014) ao avaliar o nível de eutrofização no estuário do Rio Potengi em Natal (RN) observou estados avançados de eutrofização devido a influência do arraste de poluentes trazidos por escoamento superficial, e diversos pontos do estuário recebem esgoto doméstico não tratado. No estudo foram observadas concentrações de fósforo até $0,32 \text{ mg.L}^{-1}$.

Os rios dos pontos P2 e P3 são utilizados para irrigação de culturas de hortaliças e grande parte das amostras (40%) indicaram valores de fósforo acima do permitido pela Resolução CONAMA n° 357/2005 para águas Classe 1 (BRASIL, 2005) (Tabela 13). Os pontos P2 e P3 obtiveram médias de 0,40 e $0,582 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo respectivamente durante todo o monitoramento (Tabela 14).

O excesso do fósforo na água de irrigação não provoca prejuízos às plantas, visto que é um nutriente essencial para os processos energéticos das plantas. Entretanto, o excesso desse nutriente no ambiente aquático é capaz de provocar superfertilização na água (eutrofização), o que pode implicar um crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas. É importante observar que o fenômeno poluidor não é a eutrofização em si, mas sim, as consequências geradas. Além de prejuízos no balanço do oxigênio, pode provocar também mau odor, proliferação de mosquitos, mortandade de peixes e solubilização de compostos. Além disso, de acordo com o Ministério da Saúde (2006) muitas algas que se desenvolvem podem ser tóxicas, o que confere mau odor e sabor a água. Esse fenômeno é capaz de reduzir a qualidade da água que posteriormente é utilizada para irrigação das hortaliças.

Ao analisar a qualidade da água de rios em cidades do estado da Bahia, Pessoa et al. (2018) identificaram concentrações de fósforo acima do estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) em 40% dos pontos monitorados. Estudo semelhante realizado por Marques et al. (2019) avaliando cargas de fósforo em bacias brasileiras identificou que três dos quatro rios monitorados apresentavam concentrações de fósforo acima de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$.

As análises de água dos poços rasos (P7 e P8) apresentaram concentrações de fósforo entre $0,01$ e $1,49 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 13), com médias de $0,244$ (P7) e $0,291$ (P8) mg.L^{-1} de fósforo (Tabela 14), indicando que o fósforo foi lixiviado. A proximidade dos poços rasos com o sistema hidropônico explica a presença desse nutriente na água. Os resíduos da solução nutritiva, ao entrarem em contato com o meio ambiente, podem sofrer lixiviação e atingir águas freáticas. Embora, o fósforo seja um nutriente de baixa mobilidade no solo e baixa capacidade de lixiviação, é possível que como os poços estão muito próximos a superfície, o fósforo tenha sido carregado pelas chuvas. Costa et al. (2018) ao avaliar a qualidade da água de poços cacimba e rasos no município de Humaitá (AM) observaram concentrações de fósforo entre $0,75$ e $1,00 \text{ mg/L}$.

Neste estudo foi observado um maior número de amostras com concentrações de fósforo acima do permitido pelas legislações do que de nitrogênio (nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato). Isso provavelmente tem ocorrido visto que o fósforo além de ser utilizado nas áreas agrícolas, também é bastante comum no uso doméstico, como detergentes e sabões em pó, isso faz com o que o fósforo também seja eliminado no esgoto doméstico, entrando em contato com os recursos hídricos visto que nessa região de Ibiúna não há saneamento básico adequado.

Segundo o teste de Kruskal-Wallis, entre a água da Nascente e do Canal (P1 e P4) existe diferença significativa em relação a quantidade de fósforo ($p < 0,05$), as demais combinações não apresentam diferenças significativas ($p > 0,05$).

6.3 Quantificação de parâmetros inorgânicos da solução hidropônica

O pH variou de 5,38 e 8,88 na solução hidropônica (Tabela 15) e em média apresentou pH de 6,5, com desvio padrão de 0,976 (Tabela 16). Lira et al. (2016) apontaram que o pH para solução hidropônica deve estar entre 5,0 e 7,0. Pode ocorrer redução na solubilidade de fósforo e outros micronutrientes ou a precipitação de alguns nutrientes em pH acima de 7, enquanto pH abaixo de 4 pode gerar toxicidade as plantas (CARRIJO, MAKISHIMA, 2000). Nenhuma amostra indicou pH abaixo de 5, mas foram observadas amostras com pH acima de 7 (Tabela 15), o que pode provocar a precipitação de alguns nutrientes na solução nutritiva.

Na solução hidropônica os nutrientes são fornecidos às plantas através de uma solução nutritiva preparada com sais fertilizantes (SILVA; MELO, 2019). Não há legislação específica para os nutrientes que devem ser utilizados no preparo da solução hidropônica, o que gera risco de veiculação de contaminantes como o nitrato pela solução nutritiva (GONÇALVES; CORINGA, 2017). O teor de nitrato nas hortaliças varia de acordo com sua disponibilidade na solução, muitas vezes fornecido acima do necessário para a metabolização na hortaliça, o que indica que é necessário o estabelecimento de legislação específica para os produtos hidropônicos (GONÇALVES et al., 2015), bem como para o descarte da solução hidropônica.

Aprígio et al. (2012) concluíram após comparar os diferentes tipos de cultivos (convencional, orgânico e hidropônico) que os maiores teores de nitrato eram encontrados em hortaliças hidropônicas. Os mesmo resultados foram observados por Gonçalves e Coringa (2017) ao comparar teores de nitrato em cultivares hidropônico e convencional.

Para cada cultura existe uma solução nutritiva ideal. Foram propostas diversas soluções nutritivas, havendo grande diferença em relação as concentrações de macronutrientes, enquanto para os micronutrientes as diferenças de concentrações são bem menores. É bastante comum encontrar em artigos científicos a “solução nutritiva modificada de Hoagland”, ou seja, formulas derivadas da solução nutritiva proposta por Hoagland e Arnon (1950). Essa solução é

a mais utilizada na pesquisa em nutrição mineral de plantas e constitui a base para a formulação de inúmeras soluções nutritivas comerciais (COMETTI et al., 2006) (Tabela 17).

Tabela 15 – Parâmetros inorgânicos (mg.L^{-1}) e pH na solução hidropônica.

Mês	pH	Parâmetros Inorgânicos da Solução Hidropônica			
		Nitrogênio Amoniacal mg.L^{-1}	Nitrato mg.L^{-1}	Nitrito mg.L^{-1}	Fósforo mg.L^{-1}
Jan./2018	6,47	0,13	36,52	0,26	18,12
Mai./2018	5,75	ND	844,80	0,29	1,58
Set./2018	6,29	0,07	29,57	0,19	ND
Dez./2018	6,48	ND	154,88	0,08	7,39
Mai./2019	6,85	0,11	16,10	0,05	6,04
Jul./2019	6,58	0,05	16,85	0,26	10,82
Set./2019	7,33	0,02	15,22	2,14	1,15
Nov./2019	5,94	5,60	14,12	0,29	20,95
Jan./2020	8,88	ND	2,75	0,02	2,90
Fev./2020	5,38	ND	10,96	0,01	8,58

ND: Não Detectado

Tabela 16 – Análise estatística descritiva dos dados de pH e dos parâmetros inorgânicos (mg.L^{-1}) da Solução Hidropônica.

Estatística Descritiva	pH	Parâmetros Inorgânicos da Solução Hidropônica			
		Nitrogênio Amoniacal mg.L^{-1}	Nitrato mg.L^{-1}	Nitrito mg.L^{-1}	Fósforo mg.L^{-1}
N	10	10	10	10	10
Média	6,595	0,598	25,949	0,160	7,755
Mediana	6,475	0,035	3,745	0,167	6,715
Desvio Padrão	0,976	1,758	59,198	0,113	7,150

Tabela 17 – Concentrações de nutrientes encontradas normalmente em soluções nutritivas e as concentrações recomendadas por Hoagland e Arnon (1950).

Nutriente	Faixa de concentração		Hoagland e Arnon	
	mg.L ⁻¹	mmol.L ⁻¹	mg.L ⁻¹	mmol.L ⁻¹
Nitrato				
(N-NO ₃)	70 – 250	5,00 – 17,86	196	14,00
Nitrogênio Amoniacal				
(N-NH ₄)	0 – 33	0,00 – 2,36	14	1,00
Fósforo Total				
(P)	15 – 80	0,48 – 2,58	31	1,00

Fonte: Adaptado de COMETTI et al., 2006.

Os valores de nitrato na solução hidropônica variaram entre 2,75 e 844,80 mg.L⁻¹ (Tabela 15), com média de 25,95 mg.L⁻¹ (Tabela 16) de nitrato e desvio padrão de 59,198 o que demonstra grande oscilação na concentração de nitrato que esta sendo fornecido as hortaliças durante o monitoramento. O mesmo ocorreu com o fósforo, variando entre 1,155 a 20,955 mg.L⁻¹ com exceção de setembro de 2019 onde a concentração de fósforo encontrava-se abaixo do limite de quantificação. O fósforo na solução nutritiva indicou média de 7,755 mg.L⁻¹ com desvio padrão de 7,150. O nitrogênio amoniacal estava abaixo do limite de detecção em grande parte das amostras, e quando pôde ser detectado variou entre 0,02 e 5,60 mg.L⁻¹, com média de 0,598 mg.L⁻¹ e desvio padrão de 1,758, e o nitrito variou entre 0,01 e 2,14 mg.L⁻¹, com média de 0,160 mg.L⁻¹ e desvio padrão de 0,113.

Segundo Cometti et al. (2006) a velocidade de absorção de N, P e K (sódio, fósforo e potássio) é maior do que de outros nutrientes, podendo levar ao rápido esgotamento desses nutrientes e acúmulo de outros. Isso explicaria a grande quantidade de amostras de nitrato e fósforo neste trabalho com concentrações abaixo do limite fornecido pelos autores para o preparo da solução nutritiva. Ao longo de um ciclo de cultivo hidropônico se renovação da solução, as concentrações de nutrientes de absorção lenta devem permanecer constantes, enquanto a concentração dos nutrientes de absorção rápida (N, P e K) normalmente é mais baixa (COMETTI et al. 2006).

6.4 Agrotóxicos na água

6.4.1 Validação da metodologia

Os agrotóxicos tiametoxam, imidacloprido, atrazina, metalaxil, fipronil e difenoconazole foram avaliados. A linearidade teve um coeficiente de correlação superior a 0,99 para todos os princípios ativos em uma faixa de trabalho variando de 0,40 a 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$. A exatidão, precisão, limite de quantificação e limite de detecção foram determinados através da recuperação dos analitos na água. O limite de quantificação foi de 0,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para atrazina e 0,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para os demais compostos.

As recuperações variaram de 59 a 135%. O tiametoxam foi o único princípio ativo que apresentou recuperação abaixo de 70% com valores de recuperação de 59% na concentração de 5 $\mu\text{g.mL}^{-1}$. Os ensaios de recuperação foram usados para verificar a exatidão do método analítico. Segundo a European Commission (2015) os intervalos de recuperação devem estar entre 70% e 120% para que os resultados não precisem ser corrigidos, alguns autores consideram recuperações de até 140% aceitáveis (BARCELÓ; HENNION, 1997).

6.4.2 Resíduos de agrotóxicos em água

Nas análises cromatográficas foram pesquisados e quantificados os agrotóxicos atrazina, difenoconazol, fipronil, imidacloprido, metalaxil e tiametoxam. Embora todos os agrotóxicos estudados neste trabalho sejam autorizados pela ANVISA (2019b), somente a atrazina apresenta valores máximos permissíveis (2 $\mu\text{g/L}$) na Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) e Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017), o restante dos agrotóxicos estudados não são mencionados pelas duas legislações.

Os agrotóxicos são classificados em relação a periculosidade ambiental em: Classe I – Produto Altamente Perigoso; Classe II – Produto Muito Perigoso; Classe III – Produto Perigoso e Classe IV – Produto Pouco Perigoso. E também são classificados pela ANVISA em relação a toxicologia em 4 classes: Classe I – Produto Extremamente Tóxico; Classe II – Produto Altamente Tóxico; Classe III – Produto Medianamente Tóxico e Classe IV – Produto Pouco Tóxico. A Classificação dos agrotóxicos estudados neste trabalho esta apresentada na Tabela 18.

Tabela 18 – Classificação toxicológica e de periculosidade ambiental dos agrotóxicos.

<u>Ingrediente Ativo</u>	<u>Classificação toxicológica</u>	<u>Periculosidade ambiental</u>
Atrazina	III	II
Difenoconazol	Específico para cada produto	II
Fipronil	II	II
Imidacloprido	III	III
Metalaxil	II	II
Tiametoxam	Específico para cada produto	III

Fonte: (ANVISA, 2019b; EUROPEAN COMISSION, 2020).

As autorizações de uso dos agrotóxicos e imposições de limites máximos de resíduos variam de acordo com o país. Alguns agrotóxicos são proibidos ou possuem uso restrito em alguns países, os mesmos ingredientes ativos são de uso livre em outros países (MORAES, 2019). De acordo com European Comission (2020) a atrazina e fipronil são proibidos para uso na União Européia e a soma de todos os agrotóxicos encontrados em águas destinadas ao consumo humano deve ser de 0,5 µg/L, enquanto concentrações individuais de agrotóxicos devem ser inferiores a 0,1 µg/L (EUROPEAN UNION, 1998; DIAS et al., 2018). No Brasil não é estipulado um limite para a quantidade total de agrotóxicos presentes na água como ocorre na União Europeia.

Dos ingredientes ativos abordados neste trabalho o único que apresenta valor máximo permitido (VMP) pela EPA (Agência de Proteção Ambiental dos EUA) é a atrazina, (3 µg. L⁻¹) na água de consumo (EPA, 2020). As legislações referentes aos agrotóxicos ainda precisam de ajustes no Brasil e são necessárias regras mais rígidas e restritas, visto que existem mais de 500 ingredientes ativos autorizados para uso de acordo com a Monografia de Agrotóxicos da ANVISA (ANVISA, 2019B), entretanto são informados valores máximos permissíveis somente para uma pequena parte destes.

De acordo com Moraes (2019) o uso de agrotóxicos no Brasil tem sido crescente, entretanto, por mais que gere uma vantagem competitiva do Brasil em relação aos outros países,

a fraca regulação dos agrotóxicos provocou diversos impactos ambientais e humanos que ainda estão sendo descobertos.

De acordo com Dias et al. (2018) a atrazina apresenta alto risco para contaminação de águas subterrâneas, visto que é fracamente adsorvida pelo solo, facilitando sua lixiviação. Em águas superficiais tem alto potencial de contaminação por transporte dissolvido em água e média contaminação por transporte associado ao sedimento. Souza et al. (2004) ao analisar amostras de água de poços tubulares na região de Primavera do Leste no Mato Grosso, detectou a presença de atrazina somente e uma das amostras coletadas, com concentração de $0,07 \mu\text{g.L}^{-1}$. Montiel-León et al. (2019) ao analisar a ocorrência de agrotóxicos no rio Saint Lawrence e alguns rios afluentes, observou concentrações de atrazina entre 4 e 666 ng.L^{-1} ($0,004$ a $0,666 \mu\text{g.L}^{-1}$). Martins et al. (2014), ao analisar a presença de atrazina em águas superficiais próximo ao Sítio São Jorge, localizado na região das cidades de João Boa Vista e Vargem Grande, no Estado de São Paulo, detectou concentrações menores de $0,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ de atrazina.

Observa-se baixo a moderado potencial de lixiviação no difenoconazol, dificilmente atingindo águas subterrâneas (SILVA et al., 2014), mas podem sofrer carreamento e atingir águas superficiais. Barros (2014) ao observar a ocorrência de agrotóxicos em águas superficiais da zona rural da cidade de Ouro Branco (MG), detectou difenoconazol em quatro pontos de coleta em concentrações entre $12,53$ e $94,76 \text{ ng.L}^{-1}$ ($0,01253$ e $0,9476 \mu\text{g.L}^{-1}$). Albuquerque et al. (2016) ao revisar a ocorrência de resíduos de agrotóxicos em águas doces no Brasil, identificou a presença de difenoconazol no estado de São Paulo, em concentrações entre $0,005$ e $0,017 \mu\text{g.L}^{-1}$.

O fipronil se degrada lentamente na água e sedimentos em condições anaeróbias. Os resíduos dele tendem a permanecer na camada superior do solo e possuem baixo potencial de lixiviação para águas profundas (CAPPELINI, 2008; RAYTON et al., 2006). Cappelini (2008) ao verificar a ocorrência de agrotóxicos na água do Rio Ribeirão do Feijão, rio que abastece a cidade de São Carlos, não conseguiu quantificar o fipronil nas amostras de água. O Limite de Quantificação (LOQ) era de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ ($10 \mu\text{g.L}^{-1}$). Albuquerque et al. (2016) ao revisar a ocorrência de resíduos de fipronil em águas doces do Brasil, observou a presença deste agrotóxicos em 54% das amostras, com concentrações entre $0,05$ a $26,2 \mu\text{g.L}^{-1}$.

De acordo com Souza (2006), o imidacloprido apresenta alto potencial de contaminação de águas subterrâneas, entretanto também apresenta potencial para contaminação de águas

superficiais ao ser transportado dissolvido na água. Montiel-León et al. (2019) identificou a presença de imidacloprido em águas do rio Saint Lawrence e de alguns afluentes, mas em baixas concentrações, entre 1,2 e 11 ng.L⁻¹ (0,0012 e 0,011 µg.L⁻¹). Albuquerque et al. (2016) ao revisar a ocorrência de resíduos de agrotóxicos em águas doces do Brasil, identificou imidacloprido no Rio Grande do Sul com frequência de ocorrência de 25%, com concentrações entre 0,38 a 2,18 µg.L⁻¹. Souza et al. (2004) ao analisar pesticidas em poços tubulares na região de Primavera do Leste no Mato Grosso, identificou a presença de imidacloprido em apenas uma amostra, mas em concentração elevada de 3,41 µg.L⁻¹.

Segundo Lourençato (2010) o metalaxil possui alto potencial de lixiviação, podendo atuar como contaminante de águas subterrâneas. O mesmo autor ao analisar a ocorrência de agrotóxicos em águas superficiais na Microbacia Hidrográfica do Campestre, em Colombo (PR) não conseguiu quantificar o agrotóxico metalaxil. O Limite de Quantificação do trabalho era 0,1 µg.L⁻¹ (LOURENÇATO, 2010). Segundo Ferracini et al. (2001) o metalaxil também apresenta alto potencial de contaminação de águas superficiais quando transportado dissolvido na água.

Gilson et al. (2020) classifica o tiametoxam como potencialmente lixiviável para águas subterrâneas, demonstrando ser contaminante potencial dessas águas. Montiel-León et al. (2019) identificou a presença de tiametoxam em 59% das amostras analisadas do rio Saint Lawrence e seus afluentes, os autores observaram a concentrações entre <1 e 42 ng.L⁻¹ (<0,001 e 0,042 µg.L⁻¹). Souza (2006) ao analisar amostras de água superficiais e de poços tubulares para verificar a ocorrência de resíduos de tiametoxam em áreas de cultura de algodão na região de Primavera do Leste (MT) não conseguiu quantificar o agrotóxico em nenhuma das amostras. O Limite de Quantificação do trabalho era de 0,40 µg.L⁻¹.

Neste estudo as amostras de águas superficiais e poços rasos analisadas em cromatografia, não apresentaram resultados positivos com relação à presença dos agrotóxicos atrazina, difenoconazol, fipronil, imidacloprido, metalaxil e tiametoxam na água. Como foi visto anteriormente no tópico 6.4.1, os limite de quantificação do método da atrazina neste estudo foi 0,5 µg.L⁻¹, e do restante dos ingredientes ativos foi de 0,8 µg.L⁻¹. Foi utilizado cromatógrafo líquido com detector ultravioleta que apresenta uma sensibilidade baixa, e este não é capaz de detectar concentrações muito baixas, podendo ter influenciado nas análises de agrotóxicos deste estudo. Entretanto, ainda assim, é possível que estes agrotóxicos estejam presentes nas amostras de água, embora em concentrações muito reduzidas, não permitindo a detecção pelo método.

6.5 Parâmetros microbiológicos da água

Nos pontos P2 a P6, 80% das amostras apresentaram contagem superior a $2,0 \times 10^2$ coliformes termotolerantes/100 mL (Tabela 19); destes pontos 40% indicaram resultado positivo para presença de *Escherichia coli* com contagem superior a $2,0 \times 10^2$ *Escherichia coli*/100 mL (Tabela 20).

Tabela 19 – Número Mais Provável de coliformes termotolerantes em águas superficiais e poços rasos por 100 mL.

Mês	<u>Pontos de Coleta</u>							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Jan./2018	2,6x10 ² *	2,3x10 ³ *	7,6x10 ² *	1,2x10 ³ *	3,5x10 ³ *	6,2x10 ³ *	10	10
Mai./2018	1,2x10 ²	9,0x10 ¹	2,0x10 ¹	3,0x10 ² *	ND	1,1x10 ²	ND	ND
Set./2018	1,1x10 ⁴ *	1,8x10 ²	1,6x10 ²	8,0x10 ² *	1,4x10 ²	1,5x10 ⁴ *	2,0x10 ¹	ND
Mai./2019	3,3x10 ¹	4,6x10 ³ *	9,2x10 ² *	9,2x10 ³ *	3,5x10 ³ *	5,4x10 ³ *	5,4x10 ² *	7,9x10 ¹
Jul./2019	NA	5,4x10 ⁴ *	5,4x10 ³ *	9,2x10 ⁴ *	9,4x10 ² *	3,5x10 ³ *	2,3x10 ¹	ND
Set./2019	4,9x10 ¹	1,7x10 ⁴ *	7,0x10 ³ *	1,1x10 ⁴ *	1,6x10 ⁴ *	9,2x10 ³ *	1,4x10 ²	1,7x10 ¹
Nov./2019	1,7x10 ¹	1,4x10 ⁴ *	5,4x10 ³ *	2,8x10 ⁴ *	3,5x10 ⁴ *	1,7x10 ⁴ *	3,5x10 ³ *	2,4x10 ² *
Jan./2020	NA	1,1x10 ³ *	1,7x10 ³ *	2,4x10 ⁴ *	1,3x10 ¹	1,6x10 ⁴ *	1,1x10 ²	ND

* Valores acima do limite permitido pelas legislações.

ND: Não Detectado.

NA: Não Analisado.

As amostras dos pontos P2 a P6 indicaram alta contaminação por coliformes termotolerantes (Tabela 19). O rio próximo a produção orgânica (P2) e o rio próximo a produção convencional (P3) apresentaram 75% das amostras acima de $2,0 \times 10^2$ coliformes termotolerantes/100 mL. Todas as amostras do canal (P4) indicaram coliformes acima de $2,0 \times 10^2$ coliformes termotolerantes/100 mL ; 62,5% das amostras da lagoa (P5) estavam acima de $2,0 \times 10^2$ coliformes termotolerantes/100 mL e o rio próximo a produção hidropônica (P6) obteve 87,5% das amostras acima de $2,0 \times 10^2$ coliformes termotolerantes/100 mL. Apenas os pontos P2 e P6 apresentaram mais da metade das amostras (62,5 e 75% das amostras respectivamente) com concentração de *Escherichia coli* acima de $2,0 \times 10^2$ *Escherichia coli*/100 mL, indicando alta contaminação por *E. coli*. Os pontos P3 e P4 apresentaram somente 2

amostras com *E. coli* acima de $2,0 \times 10^2$ *Escherichia coli*/100 mL e o P5 indicou somente 1 amostra. Como houve uma variabilidade grande nos resultados o desvio padrão ficou bastante elevado (Tabela 21).

Tabela 20 – Número Mais Provável de *Escherichia coli* em águas superficiais e poços rasos por 100 mL.

Mês	<u>Pontos de Coleta</u>							
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Jan./2018	$3,0 \times 10^1$	$4,6 \times 10^3$ *	$1,4 \times 10^2$	$4,0 \times 10^1$	$8,0 \times 10^1$	$3,0 \times 10^1$	ND	ND
Mai./2018	$1,0 \times 10^2$	$7,0 \times 10^1$	$2,0 \times 10^1$	$1,0 \times 10^1$	ND	$5,0 \times 10^1$	ND	ND
Set./2018	$8,7 \times 10^3$ *	$3,0 \times 10^1$	$3,0 \times 10^1$	$1,1 \times 10^2$	$3,5 \times 10^2$ *	$7,3 \times 10^3$ *	ND	ND
Mai./2019	ND	$9,2 \times 10^2$ *	$1,1 \times 10^2$	$7,9 \times 10^1$	$1,1 \times 10^1$	$5,4 \times 10^2$ *	ND	ND
Jul./2019	NA	$1,3 \times 10^3$ *	$3,5 \times 10^2$ *	$9,2 \times 10^3$ *	$2,3 \times 10^1$	$7,0 \times 10^2$ *	ND	ND
Set./2019	ND	$1,7 \times 10^2$	$2,3 \times 10^1$	$1,3 \times 10^1$	$1,2 \times 10^2$	$7,0 \times 10^2$ *	ND	ND
Nov./2019	ND	$2,8 \times 10^2$ *	$5,4 \times 10^2$ *	$5,4 \times 10^2$ *	ND	$7,0 \times 10^2$ *	ND	ND
Jan./2020	NA	$1,6 \times 10^3$ *	$1,1 \times 10^2$	$1,4 \times 10^2$	ND	$1,4 \times 10^3$ *	$6,1 \times 10^1$	ND

* Valores acima do limite permitido pelas legislações.

ND: Não Detectado

NA: Não Analisado

A presença dos coliformes termotolerantes na água não indica exclusivamente contaminação por material fecal. De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) os coliformes termotolerantes, além de estarem presentes em fezes humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem naturalmente em solos, plantas e outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminadas por material fecal.

Tabela 21 – Análise estatística descritiva comparativa dos dados de Coliformes Termotolerantes e *Escherichia coli* em águas superficiais e poços rasos.

<u>Pontos de Coleta</u>	<u>Coliformes Termotolerantes</u>				<u>Escherichia coli</u>			
	<u>Estatística Descritiva</u>							
	n	Média	Mediana	Desvio Padrão	n	Média	Mediana	Desvio Padrão
P1	6	1,9x10 ³	8,45x10 ¹	3,82 x10 ³	6	1,47x10 ³	1,5 x10 ¹	3,54 x10 ³
P2	8	1,16x10 ⁴	3,45x10 ³	1,63 x10 ⁴	8	1,12x10 ³	6,0 x10 ²	1,53 x10 ³
P3	8	2,67x10 ³	1,31x10 ³	2,5 x10 ³	8	1,65x10 ²	1,1 x10 ²	1,86x10 ²
P4	8	2,08x10 ⁴	1,01 x10 ⁴	2,72 x10 ⁴	8	1,27 x10 ³	9,45 x10 ¹	3,21 x10 ³
P5	8	7,38x10 ³	2,22 x10 ³	1,10 x10 ⁴	8	7,3x10 ¹	1,7x10 ¹	1,2x10 ²
P6	8	9,05x10 ³	7,7 x10 ³	5,58 x10 ³	8	1,43 x10 ³	7,0x10 ²	2,41 x10 ³
P7	8	5,4 x10 ²	6,65 x10 ¹	1,08 x10 ³	8	7,60	0	2,16 x10 ¹
P8	8	4,35 x10 ¹	6,0 x10 ¹	7,48 x10 ¹	8	-	-	-

O uso intensivo de esterco como adubo pode contribuir no aumento da contaminação da água do rio próximo a produção orgânica (P2). Em culturas orgânicas, é preciso realizar a compostagem da matéria orgânica, utilizada como fertilizante, para evitar a contaminação microbiológica. É possível que esta prática não esteja sendo realizada com eficácia. O uso de adubos animais como fertilizantes é praticado em quase todo o mundo, e as bactérias presentes nas fezes animais podem penetrar e atingir águas subterrâneas (CABRAL, 2010; KOCH et al., 2017), bem como ser transportado pela água da chuva até águas superficiais.

Um dos pontos mais importantes e questionados por críticos da agricultura orgânica é a contaminação provocada pelo uso intensivo de dejetos no sistema orgânico. Os dejetos mal tratados de animais podem se tornar fonte de contaminação dos alimentos e do solo, por isso técnicas para reduzir o risco de contaminação devem ser colocadas em prática (DAROLT, 2003).

A proximidade do rio próximo a produção hidropônica (P6) com uma comunidade rural influencia na qualidade da água desse manancial. A falta de saneamento básico adequado nesta região pode ser responsável pela diminuição da qualidade da água deste rio, visto que efluentes domésticos são despejados neste manancial, provocando alta contaminação microbiológica.

No P1 todas as amostras analisadas deram resultado positivo para a presença de coliformes termotolerantes, mas somente duas amostras indicaram coliformes acima de $2,0 \times 10^2$ coliformes termotolerantes/100 mL (Tabela 20). Quanto a *E. coli*, três amostras deram resultado positivo para a presença, mas somente uma indicou coliformes acima de $2,0 \times 10^2$ *Escherichia coli*/100 mL (Tabela 21). Na nascente o NMP de coliformes termotolerantes variaram entre $1,7 \times 10^1$ e $1,1 \times 10^4$ e de *E. coli* entre $3,0 \times 10^1$ e $8,7 \times 10^3$. O monitoramento da nascente indicou média de $1,9 \times 10^3$ coliformes termotolerantes/100 mL, com desvio padrão de 3.818,2; e média de 1.471,7 *Escherichia coli*/100 mL, com desvio padrão de 3.541,4 (Tabela 22). Considerando que a Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) estabelece que água para consumo humano deve estar ausente de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, as águas da nascente (P1) não se encontram de acordo com os padrões de potabilidade. Para adequar a água da nascente aos padrões de potabilidade seria necessário um tratamento simples com a adição de cloro a água, anulando a atividade de microrganismos, como as bactérias, tornando-a apta para o consumo humano.

Estudos realizados por Daneluz e Tessaro (2015) relataram que 84,55% das amostras de águas de nascentes coletadas em propriedades rurais da região sudoeste do Paraná estavam contaminadas por coliformes termotolerantes e *E. coli*. Resultados similares também foram encontrados por Ramos et al. (2018) em estudos sobre a qualidade da água de nascentes no Planalto Sul Catarinense onde 80% das pontos estavam contaminados por coliformes termotolerantes.

Nos pontos P2 e P3, destinados à irrigação de culturas de hortaliças, mais da metade (75%) das amostras dos dois pontos indicaram NMP acima de $2,0 \times 10^2$ coliformes termotolerantes/100 mL, valor máximo definido para irrigação de culturas de hortaliças que são consumidas cruas e crescem rentes ao solo pela Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). Em relação a *Escherichia coli*, o rio próximo a produção orgânica (P2), mais da metade (62,5%) das amostras também indicaram coliformes acima $2,0 \times 10^2$ *Escherichia coli*/100 mL; mas no caso do rio próximo a produção convencional somente três (37,5%) amostras indicaram coliformes acima $2,0 \times 10^2$ *Escherichia coli*/100 mL.

Devido a alta contaminação microbiológica existente nesses ambientes aquáticos, acima do limite máximo definido pela legislação, é possível considerar que os recursos hídricos monitorados não estão de acordo com a legislação para uso em irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e crescem rentes ao solo. A Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005)

estabelece concentração máxima de $(2,0 \times 10^2)$ coliformes termotolerantes/100 mL) para uso na irrigação de hortaliças que consumidas cruas e crescem rentes ao solo.

Apesar do rio próximo a agricultura orgânica (P2) ter apresentado maiores concentrações nas amostras contaminadas por coliformes termotolerantes do que o rio próximo a agricultura convencional (P3), tanto os resultados de coliformes termotolerantes, quanto de *Escherichia coli* nestes rios não apresentam diferenças significativas segundo o teste de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$).

O controle sanitário de águas usadas para irrigação de hortaliças que são consumidas cruas pela população e de extrema importância de Saúde Pública, visto que a água pode servir de veículo de contaminação para o alimento (CHRISTOVÃO et al., 1967). Consequentemente, a ingestão de um alimento contaminado por bactérias patogênicas pode colocar em risco a saúde do consumidor.

As águas superficiais são consideradas uma das fontes de água mais arriscadas por diversas agências internacionais para uso na irrigação de culturas, visto que se contaminadas, podem agir como via de contaminação dos alimentos, sendo necessárias estratégias de mitigação onde os agricultores utilizam essas águas direto sobre hortaliças que são consumidas cruas (ALLENDE; MONAGHAN, 2015).

Decol et al. (2017) observaram altas densidades de *Escherichia coli* em águas de irrigação em Porto Alegre, RS e identificaram grande relação entre o número de amostras de hortaliças contaminadas com o uso da água contaminada para a irrigação. Canizalez-Roman et al., (2019), observaram altas densidades de coliformes termotolerantes e *E. coli* em águas de irrigação no estado de Sinaloa, México.

Foi detectada a presença de coliformes termotolerantes em mais da metade das amostras (68,75%) analisadas dos poços rasos (P7 e P8), sendo que três das amostras apresentaram NMP acima de $2,0 \times 10^2$ coliformes termotolerantes/100 mL (Tabela 20). O P7 indicou média de 542,2 coliformes termotolerantes/100 mL e desvio padrão de 1.076,0, enquanto o P8 indicou média de 43,5 coliformes termotolerantes/100 mL e desvio padrão de 74,8 (Tabela 22). A presença de coliformes termotolerantes na água dos poços é indicativa de possível contaminação por material fecal, tornando essas águas inadequadas para o consumo humano por não estar de acordo com os padrões de potabilidade da Portaria Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017).

Tabela 22 – Agrupamentos de coliformes termotolerantes.

Local	Médias (Rank)	Grupos
Rio Orgânico (P2)	24,375	A
Rio Convencional (P3)	21,6875	AB
Poço Alface (P7)	12,75	BC
Poço Agrião (P8)	7,1875	C

A presença de *Escherichia coli* nos poços rasos só foi observada em uma única amostra do P7, entretanto em concentrações bastante baixas ($6,1 \times 10^1$ *Escherichia coli*/100 mL. O P7 indicou média de 7,6 *Escherichia coli*/100 mL, com desvio padrão de 21,6 (Tabela 22), e no P8 não foi detectado *E. coli* na água. A proximidade de uma comunidade rural com os poços, além da altura do nível de água que está muito próxima a superfície (entre 2 e 3 metros), pode influenciar na contaminação microbiológica da água desses poços.

As águas dos poços (P7 e P8) não apresentam diferenças significativas ($p > 0,05$) entre si tanto para os coliformes termotolerantes, como para *E. coli*. Já em relação aos poços (P7 e P8) e rios utilizados para irrigação (P2 e P3) existe diferença significativa ($p < 0,05$) para *E. coli*. Em relação aos coliformes termotolerantes, o poço alface e o rio que irriga a agricultura convencional não apresentam diferenças significativas ($p = 0,06$) e as demais combinações apresentam diferenças significativas ($p < 0,05$). Nas tabelas de agrupamentos (Tabelas 23 e 24) é possível ver claramente as diferenças entre coliformes termotolerantes que apresenta 4 grupos diferentes com similaridades entre si (Tabela 23). A situação da *E. coli* é mais característica com dois grupos distintos, poços e rios (Tabela 24).

De acordo com a Portaria de Consolidação nº 5/2017 (BRASIL, 2017) a água destinada ao consumo humano deve estar ausente de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, sendo assim, a água desses poços são consideradas inadequadas para a finalidade, visto que indicaram a presença de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, mesmo que em baixas concentrações (Tabelas 20 e 21). Apesar da utilização de poços para água de consumo humano ser uma constante em áreas rurais, não é o que ocorre neste local, logo os parâmetros

encontrados não são considerados um problema. Apenas 3 amostras dos poços indicaram concentrações acima de $2,0 \times 10^2$ coliformes termotolerantes/100 mL, e nenhuma indicou essa concentração para *E. coli*, portanto a água se encontra muito próxima dos valores adequados para utilização em irrigação de hortaliças consumidas cruas, e para o preparo da solução nutritiva.

As Figuras 9 e 10 apresentam valores comparativos de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* respectivamente encontrados nas águas de irrigação.

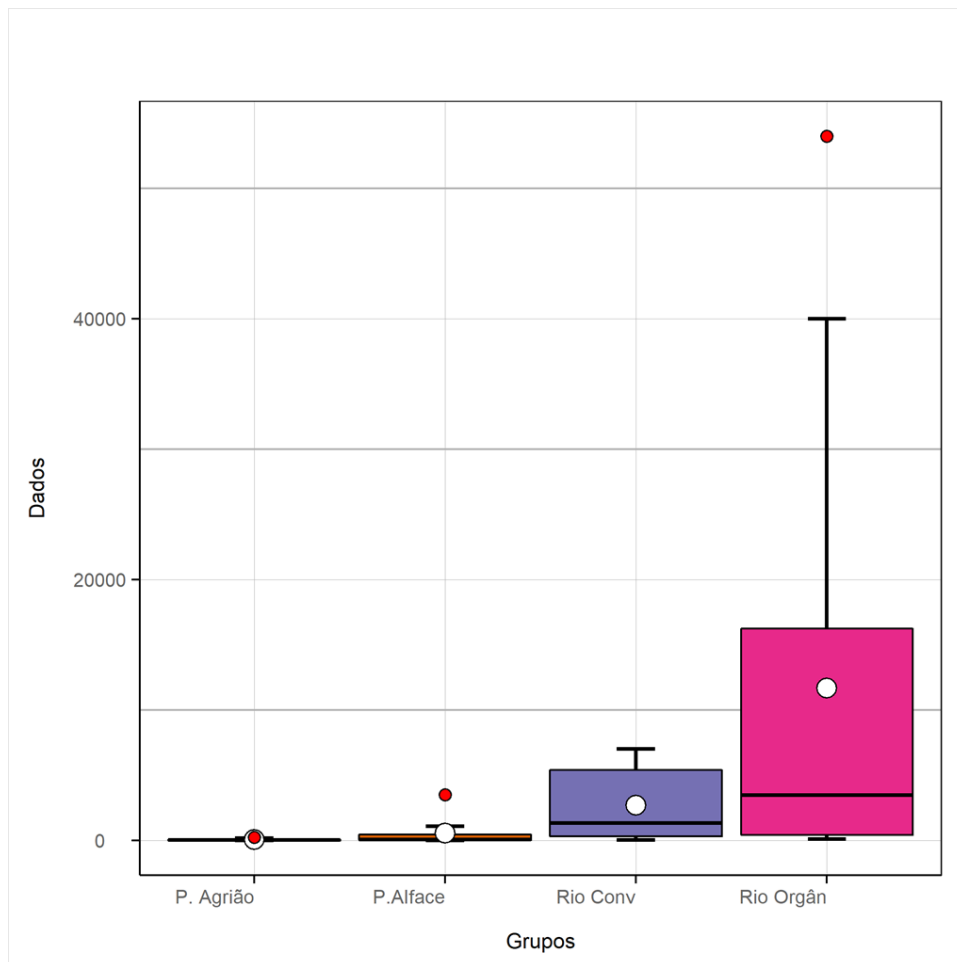


Figura 9 – Valores comparativos do Número Mais Provável de coliformes termotolerantes encontrados em águas de irrigação.

Tabela 23 – Agrupamentos de *Escherichia coli*.

Local	Médias (Rank)	Grupos
Rio Orgânico (P2)	23,5625	A
Rio Convencional (P3)	18,9375	A
Poço Alface (P7)	8,9	B
Poço Agrião (P8)	6,3125	B

O consumo da água contaminada dos poços pode representar grande risco à saúde pública (DANELUZ; TESSARO, 2015). A presença de coliformes termotolerantes na água é indicativa de possível contaminação por material fecal impossibilitando o consumo e o uso na irrigação por poder conter microrganismos patogênicos.

De acordo com Centers for Disease Control and Prevention, CDC (2015), a segunda principal causa de morte entre crianças menores de 5 anos no mundo são doenças diarreicas, sendo que 88% das mortes estão associadas a água contaminada e saneamento básico inadequado. Silva et al. (2014) ao avaliar a falta de saneamento básico em um bairro em Cuiabá, Mato Grosso, constaram a presença de coliformes termotolerantes em água de poços do tipo cacimba usadas para abastecimento da população.

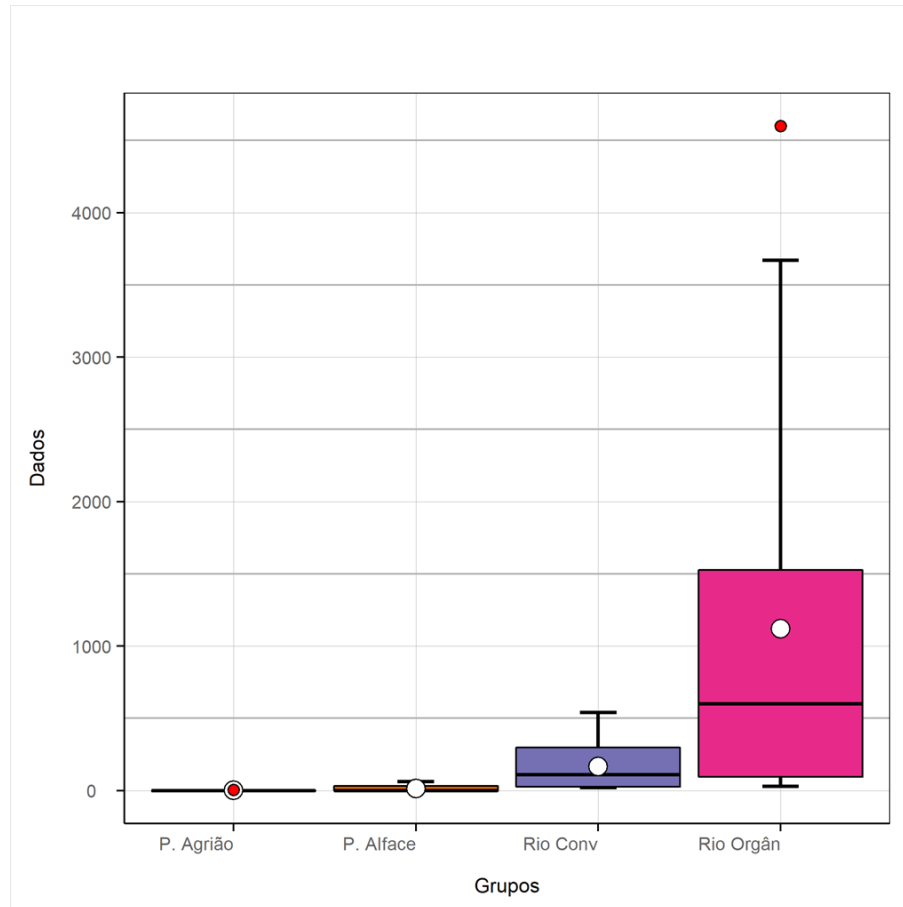


Figura 10 – Valores comparativos do Número Mais Provável de *Escherichia coli* encontrados em águas de irrigação.

6.6. Parâmetros microbiológicos da solução hidropônica

Os valores de coliformes termotolerantes da solução hidropônica variaram entre $6,3 \times 10^2$ a $1,6 \times 10^5$, e de *E. coli* entre $4,9 \times 10^1$ a $3,5 \times 10^2$ (Tabela 25). Não existe legislação estabelecendo limites máximos permitidos de coliformes em solução hidropônica, entretanto levando em consideração os valores estabelecidos na Resolução CONAMA nº 357/2005 (BRASIL, 2005) para irrigação, é permitido 200 coliformes termotolerantes/100 mL. Todas as amostras microbiológicas da solução nutritiva analisadas apresentaram concentrações acima de $2,0 \times 10^2$ coliformes termolerantes/100 mL, e uma das amostras estava acima de $2,0 \times 10^2$ *Escherichia coli*/100 mL. Em média a solução hidropônica obteve 33.028,8 coliformes termolerantes/100 mL, com desvio padrão de 48.307,5 e 70,4 *Escherichia coli*/100 mL, com desvio padrão de 117,6 (Tabela 26), caracterizando a solução nutritiva como inadequada por

estar atuando como veículo de contaminação das hortaliças produzidas nesse sistema de cultivo hidropônico.

Tabela 24 – Número Mais Provável de coliformes na solução hidropônica por 100 mL

Mês	<u>Parâmetros microbiológicos da Solução Hidropônica</u>	
	Coliformes Termotolerantes	<i>Escherichia coli</i>
Jan./2018	1,3 x 10 ⁴	8,0 x 10 ¹
Mai./2018	6,3 x 10 ²	ND
Set./2018	2,2 x 10 ³	ND
Mai./2019	2,2 x 10 ⁴	7,0 x 10 ¹
Jul./2019	5,4 x 10 ³	ND
Set./2019	1,6 x 10 ⁵	1,4 x 10 ¹
Nov./2019	5,4 x 10 ⁴	4,9 x 10 ¹
Jan./2020	7,0 x 10 ³	3,5 x 10 ²

A contaminação microbiológica da água usada para solução hidropônica é um indicativo de contaminação fecal, podendo originar de manipulação inadequada, contato com equipamentos, tubulações ou poços contaminados (TONET et al., 2011).

Tonet et al. (2011) ao avaliar águas de solução hidropônica também obteve resultados positivos para coliformes termotolerantes, mas ao analisar a água de entrada, ela estava adequada para uso na irrigação de hortaliças comidas cruas e que crescem rente ao solo, o que demonstra que o problema ocorre na tubulação ou no armazenamento da solução hidropônica.

Neste trabalho acredita-se que a contaminação microbiológica também seja influenciada pela tubulação onde corre a solução nutritiva, visto que a água utilizada para o preparo das soluções provém dos poços rasos (P7 e P8), e as análises desses poços não indicaram contaminação microbiológica tão alta quanto a observada na solução nutritiva.

Tabela 25 – Análise estatística descritiva comparativa dos parâmetros microbiológicos da Solução Hidropônica.

Estatística Descritiva	Parâmetros microbiológicos da Solução Hidropônica	
	Coliformes Termotolerantes	<i>Escherichia coli</i>
n	8	8
Média	33.028,8	70,4
Mediana	10.000,0	31,5
Desvio Padrão	48.307,5	117,6

Por mais que os poços rasos (P7 e P8) tenham indicado contaminantes microbiológicos nas amostras de água, o número de coliformes observados não foi tão alto quanto a contaminação presente na solução hidropônica. Neste caso, é possível acreditar que embora os contaminantes microbiológicos sejam provenientes da água de entrada (P7 e P8), a falta de manutenção e limpeza da tubulação contribui com a proliferação dos agentes microbiológicos na tubulação, contaminando ainda mais a solução nutritiva que corre pelas hortaliças.

Cuba et al. (2015) avaliou a presença de coliformes termotolerantes na água da solução hidropônica, e em plantas de alfaces hidropônicas. Embora tenha sido detectada a presença de coliformes termotolerantes na água, os resultados de alfaces foram negativos para os coliformes, provavelmente por não ter ocorrido contato direto da solução com a parte área das plantas. Silva (2016) considera o sistema hidropônico bastante eficiente em relação a redução da contaminação microbiológica das hortaliças, visto que a solução nutritiva não deve entrar em contato direto com as folhas, somente com as raízes, sendo mais vantajoso para evitar a contaminação dos alimentos. Entretanto, Barbosa et al. (2016) observaram resultados diferentes, obtendo resultados positivos para coliformes termotolerantes em alfaces produzidos em sistemas hidropônicos.

7. CONCLUSÕES

- Em relação ao parâmetro pH, embora a nascente e os poços rasos tenham apresentado algumas amostras com valor abaixo do indicado para consumo pela Portaria de Consolidação nº 5 (2017), é possível considerar que apenas uma pequena correção do pH seja suficiente para tornar a água adequada aos padrões de potabilidade para consumo.
- As amostras dos rios, lagoa e canal indicaram maior contaminação por fósforo do que por nitrogênio. O excesso do fósforo indica degradação ambiental nos recursos hídricos devido ao uso excessivo de fertilizantes e saneamento básico inadequado na região.
- Não foi possível a quantificação de nenhum dos agrotóxicos estudados em águas superficiais e em poços rasos.
- Foi observada alta contaminação microbiológica nos rios usados para irrigação impossibilitando o uso para essa finalidade, visto que podem atuar como veículo de contaminação das hortaliças. O mesmo ocorre com a solução hidropônica que indicou grande contaminação por coliformes, tornando-a inadequada para uso.
- Mesmo com todos os efeitos provocados pelas áreas agrícolas devido ao uso excessivo de fertilizantes e agrotóxicos, neste trabalho é visível que a falta de saneamento básico adequado na região é prejudicial aos recursos hídricos, visto que houve um grande número de amostras de águas superficiais, poços rasos e a própria solução hidropônica que indicaram altas concentrações de coliformes e muitas amostras com concentrações de fósforo acima do limite estabelecido pelas legislações, ambos contaminantes provenientes de esgotos domésticos.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AAO. Associação de Agricultura Orgânica. **Agricultura orgânica**. Disponível em: <<http://aao.org.br/aao/agricultura-organica.php>>. Acesso em: 2019.
- AGRIZZI, D. V.; CECÍLIO, R. V.; ZANETTI, S. S.; GARCIA, G. O.; AMARAL, A. A.; FIRMINI, E. F. A.; MENDES, N. G. S. Qualidade da água de nascentes do Assentamento Paraíso. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 3, p. 557-568, 2018.
- ALABURDA, J.; NISHIHARA, L. Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. **Revista de Saúde Pública**, v. 32, n. 2, 1998.
- ALBUQUERQUE, A. F.; RIBEIRO, J. S.; KUMMROW, F.; NOGUEIRA, A. J. A.; MONTAGNER, C. C.; UMBUZEIRO, G. A. Pesticides in Brazilian freshwater: a critical review. **Environmental Science: Processes & Impacts**, v. 18, p. 779-787, 2016.
- ALLENDE, A., MONAGHAN, J. Irrigation water quality for leafy crops: A perspective of risks and potential solutions. **International Journal of Environment Research and Public Health**, v. 12, p. 7457-7477, 2015.
- ALMEIDA, L. F. S.; LEITE, O. D.; GUARDA, L. C. Avaliação da qualidade bacteriológica e espécies nitrogenadas das águas subterrâneas de poços da área urbana de Barreiras-BA. **XIX Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**, Campinas, SP. 2016.
- ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Mandioca e Fruticultura – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Cruz das Almas, BA, 2010.
- ANDRADE, E. M.; AQUINO, D. N.; LUNA, N. R. S.; LOPES, F. B.; CRISÓSTOMO, L. A. Dinâmica do nível freático e da salinização das águas subterrâneas em áreas irrigadas. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 63, n. 5, p. 621-360, 2016.
- ANDREA, M. M. **Bioidicadores ecotoxicológicos de agrotóxicos**, 2008. Disponível em: <http://www.infobibos.com/artigos/2008_4/bioindicadores/>. Acesso em: jul. 2020.
- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Agrotóxico, Herbicida e Pesticida**. Disponível em: <http://portal.anvisa.gov.br/resultado-de-busca?p_p_id=101&p_p_lifecycle=0&p_p_state=maximized&p_p_mode=view&p_p_col_id=column-1&p_p_col_count=1&_101_struts_action=%2Fasset_publisher%2Fview_content&_101_assetEntryId=2861541&_101_type=content&_101_groupId=219201&_101_urlTitle=agrotoxico-herbicida-e-pesticida&inheritRedirect=true>. Acesso em: mai. 2019 (a).
- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. **Monografias autorizadas**. Disponível em: <<http://portal.anvisa.gov.br/registros-e-autorizacoes/agrotoxicos/produtos/monografia-de-agrotoxicos/autorizadas>>. Acesso em: set. 2019 (b).
- APRÍGIO, A.; REZENDE, R.; FREITAS, P. S. L.; COSTA, A. R. SOUZA, R. S. Teor de nitrato em alface hidropônica em função de vazões e períodos de pós-colheita. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 9, p. 946-951, 2012.
- ARIAS, D. G. **Contaminantes emergentes, seus efeitos no meio ambiente e desafios para novos mecanismos de purificação de água**. Estudos e Ensaios em Ciências do Ambiente – UNICAMP, 2013.

- AZEVEDO, M. R. Q. A.; KÖNIG, A.; BELTRÃO, N. E. M.; AZEVEDO, C. A. V.; TAVARES, T. L.; SOARES, F. A. L.; Efeito da irrigação com água residuária tratada sobre a produção de milho forrageiro. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 2, n. 2, p. 63-68, 2007.
- BARBOSA, V. A. A.; CARDOSO FILHO, F. C.; SILVA, A. X. L.; OLIVEIRA, D. G. S.; ALBUQUERQUE, W. F.; BARROS, V. C. Comparação da contaminação de alface (*Lactuca sativa*) proveniente de dois tipos de cultivo. **Revista Brasileira de Higiene e Sanidade Animal**, v. 10, n. 2, p. 231-242, 2016.
- BARCELÓ, D.; HENNION, M.C. **Trace determination of pesticides and their degradation products in water**. Elsevier, 1997, 542p.
- BARRETO, L. V.; FRAGA, M. S.; BARROS, F. M.; ROCHA, F. A.; AMORIM, J. S.; CARVALHO, S. R.; BONOMO, P.; SILBA, D. P. Estado trófico em uma seção do rio Catolé Grande sob diferentes níveis de vazão. **Revista Ambiente e Água**, vol. 9, n. 2, Taubaté, 2014.
- BARROS, A. L. C. **Otimização e validação da técnica de extração líquido-líquido com partição a baixa temperatura para análise de agrotóxicos via UHPLC-ESI-MS/MS em águas superficiais em Ouro Branco/MG**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Ouro Preto. Ouro Preto. 2014.
- BASSO, E. R.; CARVALHO, S. L. Avaliação da qualidade da água em duas represas e uma lagoa no município de Ilha Solteira (SP). **HOLOS Environment**, v. 7, n. 1, 16p., 2007.
- BERALDO, R. M.; FARACHE-FILHO, A. Qualidade bacteriológica de águas de irrigação de hortas nos municípios de Araraquara, Boa Esperança do Sul e Ibitinga, SP. **Alimentos e Nutrição Araraquara**, v. 22, n. 3, p. 345-350, 2011.
- BRASIL. Lei nº 7.802, de 11 de julho de 1989. Dispõe sobre a pesquisa, a experimentação, a produção, a embalagem e rotulagem, o transporte, o armazenamento, a comercialização, a propaganda comercial, a utilização, a importação, a exportação, o destino final dos resíduos e embalagens, o registro, a classificação, o controle, a inspeção e a fiscalização de agrotóxicos, seus componentes e afins, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 28 set. 2017.
- 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 seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 17 de mar, 2005.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 13 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 13 de mai, 2011.
- BUCCI, M. M. H. S.; DELGADO, F. E. F.; SANTOS, C. S.; OLIVEIRA, L. F. C. Análise de metais, agrotóxicos, parâmetros físico-químicos e microbiológicos nas águas da Represa Dr. João Penido, Juiz de Fora, MG. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 10, n. 4, 2015.

CABRAL, L. P. S. Water Microbiology. Bacterial Pathogens and water. **International Journal of Environment Research and Public Health**, v. 1, p. 3657-3703, 2010.

CANIZALEZ-ROMAN, A.; VELAZQUEZ-ROMAN, J.; VALDEZ-FLORES, M. A.; FLORES-VILLASEÑOR H.; VIDAL, J. E.; MURO-AMADOR, S.; GUADRÓN-LLANOS, A. M.; GONZALEZ-NUÑEZ, E.; MEDINA-SERRANO, J.; TAPIA-PASTRANA, G.; LEÓN-SICAIROS, N. Detection of antimicrobial-resistence diarrheagenic *Escherichia coli* strains in surface water used irrigate food products in the northwest of Mexico. **International Journal of Food Microbiology**, v. 304, p. 1-10, 2019.

CAPELLARI, A.; CAPELLARI, M. B. A água com bem jurídico, econômico e social – A necessidade de proteção das nascentes. **Cidades**, v. 36, 2018.

CAPPELINI, L. T. D. Análise dos pesticidas ametrina, atrazina, diuron e fipronil em amostras de água do Ribeirão do Feijão – São Carlos – SP. Dissertação (Mestre em Ciências – Química Analítica). Instituto de Química de São Carlos da Universidade de São Paulo. 2008.

CARRIJO, O. A.; MAKISHIMA, N. Circular Técnica: Princípios de hidroponia. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Meio Ambiente – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. 2000.

CDC. Centers for Disease Control and Prevention. Global diarrhea burden – Diarrhea: Common Illness. **Global Water, Sanitation, & Hygiene (WASH)**. 2015. Disponível em: <<https://www.cdc.gov/>>. Acesso em: ago. 2019.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Coliformes totais, coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* – Determinação pela técnica de tubos múltiplos**. Norma Técnica L5.202, 5ª Edição, 2018 (a), 29p.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Fundamentos do controle de poluição das águas**. 2018 (b). Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/posgraduacao/wp-content/uploads/sites/33/2018/11/Apostila-Fundamentos-do-Controle-de-Polui%C3%A7%C3%A3o-das-%C3%81guas-T3.pdf>>. Acesso em: ago. 2019.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Monitoramento de *Escherichia coli* e coliformes termotolerantes em pontos da rede de avaliação da qualidade de águas interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo, 2008.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Mortandade de Peixes: Amônia**. 2019 (a). Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/contaminantes/amonia/>>. Acesso em: ago. 2019.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Mortandade de Peixes: pH**. 2019 (b). Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/mortandade-peixes/alteracoes-fisicas-e-quimicas/ph/>>. Acesso em: ago. 2019.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Qualidade das águas doces no estado de São Paulo**. Apêndice E – Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade. 2016.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Relatório de qualidade das águas superficiais**. Anexo A – Legislações. 2000.

CHAIM, A. Manual de tecnologia de aplicação de agrotóxicos. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Meio Ambiente – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Embrapa Informação Tecnológica**, Brasília, DF, 2009.

- CHRISTOVÃO, D. A.; IARIA, S. T.; CANDEIAS, J. A. Condições sanitárias das águas de irrigação de hortas do município de São Paulo. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 3-11, 1967.
- CLIMATE-DATA. **Clima Ibiúna**. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/america-do-sul/brasil/sao-paulo/ibiuna-34791/>>. Acesso em: ago. 2019.
- COMETTI, N. N.; FURLANI, P. R.; RUIZ, H. A.; FERNANDES-FILHO, E. I. IV – Soluções nutritivas: Formulações e aplicações. **Revista Nutrição Mineral de Plantas**, 432p. 2006.
- COSTA, N. R. **Determinação de fipronil e imidacloprido em mel utilizando cromatografia gasosa e líquida**. Dissertação (Mestrado em Química Analítica). Universidade de Brasília. 2014.
- COSTA, T. A. C. R.; BENONE, O. S. O.; VALENTE, K. S. Avaliação da qualidade de água de poços cacimba e rasos no Município de Humaitá-AM. **Revista EDUCamazônia – Educação Sociedade e Meio Ambiente**, ano 10, v. 20, n. 1, p. 157-172, 2018.
- CRUZ, B. **Produção de hortaliças em cultivo hidropônico**. Embrapa Meio Ambiente. 2014. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/en/busca-de-noticias/-/noticia/2161082/producao-de-hortaliças-em-cultivo-hidroponico-e-tema-de-curso>>. Acesso em: Ago. 2019.
- CUBA, R. S.; CARMO, J. R.; SOUZA, C. F.; BASTOS, R. G. Potencial de efluentes de esgoto doméstico tratado como fonte de água e nutrientes no cultivo de alface. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 10, n. 3, 2015.
- DANELUZ, D.; TESSARO, D. Padrão físico-químico e microbiológico da água de nascentes e poços rasos de propriedades rurais da região sudoeste do Paraná. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 82, p. 1-5, 2015.
- DAROLT, M. R. Comparação da qualidade do alimento orgânico com o convencional. **In: STRIGHETA, P. C. & MUNIZ, J. N.** Alimentos orgânicos: Produção, Tecnologia e Certificação. 1 ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa – UFV, 2003, p. 289-312.
- DECOL, L. T.; CASARIN, L. S.; HESSEL, C. T.; BATISTA, A. C. F.; ALLENDE, A.; TONDO, E. C. Microbial quality of irrigation water used in leafy green production in Southern Brazil and its relationship with produce safety. **Food Microbiology**, v. 65, p. 105-113, 2017.
- DIAS, A. C. L.; SANTOS, J. M. B.; SANTOS, A. S. P.; BOTTREL, S. E. C.; PEREIRA, R. O. Ocorrência de atrazina em águas no Brasil e remoção no tratamento da água: revisão sistemática. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 2, p. 234-253, 2018.
- DUARTE, A. S. **Reuso de água residuária tratada na irrigação da cultura do pimentão (*Capsicum annuum* L.)**. 2006. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.
- DUARTE, A. S.; AIROLDI, R. P. S.; FOLEGATTI, M. V.; BOTREL, T. A.; SOARES, T. M. Efeitos da aplicação de efluente tratado no solo: pH, material orgânica, fósforo e potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 302-310, 2008.
- DUTKA, B. J. Coliforms are an inadequate index of water quality. **Journal of Environmental Health**, v. 36, n. 1, p. 39-46, 1973.

ELOI, W. M.; SALES, M. A. L.; LIRA, J. V.; SALES, M. L. M.; NASCIMENTO, N. V. SOUZA, J. V. R. S. Sazonalidade na qualidade da água de irrigação em açudes da Bacia do Rio Acaraú, Ceará. *Revista Brasileira de Agricultura Irrigada*, v. 8, n. 3, p. 247-255, 2014.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Nitrato**. Projetos: EcoAgua. Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br/projetos/ecoagua/eco/nitrato.html>>. Acesso em: ago. 2019.

EPA. Environmental Protection Agency United States. **EPA Protocol for the Review of Existing National Primary Drinking Water Regulations**. Office of water. Washington, D. C. 20460, 2003. Disponível em: <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/20001ZLT.PDF?Dockey=20001ZLT.PDF>>. Acesso em: jul. 2020.

EPA. Environmental Protection Agency United States. **Method 3510C Separatory funnel liquid-liquid extraction**. 1996. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/3510c.pdf>>. Acesso em: mai. 2019.

EPA. Environmental Protection Agency United States. **Organic Chemical – Chemical contaminant rules summary**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations#Organic>>. Acesso em: ago. 2020.

EPA. Environmental Protection Agency United States. **Quality Criteria for Water**. Washington, DC. 1976. EPA-44976023. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2018-10/documents/quality-criteria-water-1976.pdf>> Acesso em: mai. 2019.

EUROPEAN COMMISSION. **Analytical quality control and method validation procedures for pesticides residues analyses in food and feed**. 2015. Disponível em: http://www.eurl-pesticide.eu/library/docs/allcrl/AqcGuidance_SANTE_2015_11945.pdf. Acesso em: set. 2019.

EUROPEAN COMMISSION. **EU – Pesticide databases**. Disponível em: <<https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/public/?event=homepage&language=EN>>. Acesso em: jul. 2020.

EUROPEAN UNION. **Directiva 98/83/CE do Conselho de 3 de Novembro de 1998 relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano**. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:01998L0083-20151027&from=EN>>. Acesso em: jul. 2020.

FAO. Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação. **The state of agricultural commodity markets**. Agricultural trade, climate change and food security. Rome, 2018. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/I9542EN/i9542en.pdf>>. Acesso : ago. 2019.

FERNICOLA, N. G. G.; AZEVEDO, F. A. Metemoglobina e nitrato nas águas. **Revista de Saúde Pública**, São Paulo, v. 14, p. 242-248, 1981.

FERRACINI, V. L.; PESSOA, M. C. Y. P.; SILVA, A. S.; SPADOTTO, C. C. Análise de risco de contaminação das águas subterrâneas e superficiais da região de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA). *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, Curitiba, v. 11, p. 1-16, 2001.

FRATUCCI, A.; SILVA, L.; GUEDES, M. C. S. Nitrato, nitritos e N-nitrosaminas: efeitos no organismo. **Revista Eletrônica FACP**, n. 11, 2017.

FRAVET, A. M. M. F.; CRUZ, R. L. Qualidade da água utilizada para irrigação de hortaliças na região de Botucatu – SP. **Revista Irriga**, Botucatu, v. 12, n. 2, p. 144-155, 2007.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. Ministério da Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS**. Brasília, 2014. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/manualcont_quali_agua_tecnicos_trab_emetas.pdf>. Acesso em: ago. 2019.

GAFFNEY, V. J.; CARDOSO, V. V.; RODRIGUES, A.; FERREIRA, E.; BENOLIEL, M. J.; ALMEIDA, C. M. M. Análise de fármacos em águas por SPE-UPLC-ESI-MS/MS. **Química Nova**, Lisboa, v. 37, n. 1, p. 138-149, 2014.

GARCIA, J. M.; MANTOVANI, P.; GOMES, R. C.; LONGO, R. M.; DEMANBORO, A. C.; BETTINE, S. C. Degradação ambiental e qualidade da água em nascentes de rios urbanos. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, v. 30, n. 1, p. 228-254, 2018.

GARRIDO, T. S.; LOURENÇO, D. S.; LOURENÇO, J. N. P.; SOARES, R. B.; CORREA NETA, G. Características dos sistemas de cultivos da agricultura familiar em São Gabriel da Cachoeira-Amazonas. In Congresso Brasileiro de Agroecologia, 2015, Belém, PA. **Cadernos de Agroecologia**, v. 10, n. 3, 2015.

GIL, C.; TERRADA, R.; HIRATA, R.; GALVÃO, P. Evolução das concentrações de nitrato nas águas subterrâneas na cidade de Urânia/SP. XX Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas, 2018. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29365/18965>>. Acesso em: abr. 2020.

GILSON, I. K.; VIEIRA, M. G.; STEINKI, G.; CABRERA, L. C. Predição teórica da contaminação por agrotóxicos nos recursos hídricos de Realeza, Paraná. **Biodiversidade**, v. 19, n. 2, 2020.

GOMES, M. A. F.; SOUZA, M. D.; BOEIRA, R. C.; TOLEDO, L. G. Nutrientes Vegetais no Meio Ambiente: ciclos bioquímicos, fertilizantes e corretivos. Segunda Edição. **Embrapa Meio Ambiente**. Jaguariúna, SP. 2008. 62p.

GONÇALVES, T. O.; CORINGA, E. A. O. Caracterização físico-química e teor de nitrato em alface do tipo crespa e americana cultivadas sob sistema hidropônico e convencional. **Higiene Alimentar**, v. 31, n. 272/273, 2017.

GONÇALVES, T. O.; CORINGA, E. A. O.; CLEYTON, B. P.; SERAFIM, P. H. A. Teor de nitrato em alface crespa e americana cultivadas em sistema hidropônico e convencional. **Anais do Simpósio Latino Americano de Ciências de Alimentos**, v. 2, 2015.

GROTT, S. C. HARTMANN, B. SILVA FILHO, H. H.; FRANCO, R. M. B.; GOULART, J. A. G. Detecção de cistos de *Giardia* spp. e oocistos de *Cryposporidium* spp. na água bruta das estações de tratamento no município de Blumenau, SC, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 11, n. 3, 2016.

GROTT, S. L.; FAÇANHA, E. B.; FURTADO, R. N.; CUNHA, H. F. A.; CUNHA, A. C. Variação espaço-sazonal de parâmetros da qualidade da água subterrânea usada em consumo humano em Macapá, Amapá, Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 4, p. 645-654, 2018.

GRÜTZMACHER, D. D.; GRÜTZMACHER, A. D.; AGOSTINETTO, D.; LOECK, A. E.; ROMAN, R.; PEIXOTO, S. C.; ZANELLA, R. Monitoramento de agrotóxicos em dois mananciais hídricos no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 6, p. 632-637, 2008.

GUNASEKARA, A. S.; TROUNG, T. Environmental Fate of Fipronil. **Environmental Monitoring Branch – Department of Pesticides Regulation**, 1001 I Street, Sacramento, Califórnia, EUA, 2007. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/758a/ed685ce8580266f55f728204c8e5b9daa96a.pdf>>. Acesso em: jul. 2020.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais. **Consumo de agrotóxicos e afins dos anos 2000-2017**. 2018. Disponível em: <https://www.ibama.gov.br/phocadownload/qualidadeambiental/relatorios/2017/Grafico-Consumo_agrotoxicos_2000-2017.pdf>. Acesso em: mai. 2018.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Esgotamento sanitário adequado: Ministério do Planejamento, Desenvolvimento e Gestão, IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/ibiuna/panorama>>. Acesso em: ago. 2020.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**. Brasil, 2015. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94254.pdf>>. Acesso em: 2019.

ISHERWOOD, K. F. Fertilizer use and the environment. **International Fertilizer Industry Association**, Revised edition, Paris, 2000.

KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. Fósforo: de nutriente à poluente. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 8, n. 8, p. 1713-1721, 2012.

KOCH, F. F.; KAUFFMANN, C.; BICA, J. B.; ADAMI, F. S.; STEVENS, J. F.; ECKHARD, C. L.; MARMITT, L. G. Análise de água superficial para consumo humano em um município do Rio Grande do Sul. **Revista Caderno Pedagógico**, Lajeado, v. 14, n. 1, 2017.

LAMPARELLI, R. A. C. Árvore do conhecimento: cana-de-açúcar. **Agência Embrapa de Informação Tecnológica**. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_72_711200516719.html>. Acesso em: ago. 2019.

LEITE, G. S.; AFONSO, R. J. C. F.; AQUINO, S. F. Caracterização de contaminantes presentes em sistemas de tratamento de esgotos por cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massas *Tandem* em alta resolução. **Química Nova**, v. 33, n. 3, p. 734-738, 2010.

LIRA, M. A.; SANTOS, M. V. F.; DIAS, F. M.; FERRAZ, A. P. F.; SILVA, M. C.; CUNHA, M. V.; MELLO, A. C. L.; DUBEUX JÚNIOR, J. C. B.; SANTOS, D. C.; FREITAS, R. V.; ARRUDA, D. M. P. Hidroponia. **Cadernos do Semiárido**, 2016. Disponível em: <<http://www.creape.org.br/portal/wp-content/uploads/2016/11/Caderno-6.pdf>>. Acesso em: ago. 2019.

LOURENÇATO, L. F. **Potencial de contaminação de águas superficiais por agrotóxicos na Microbacia Hidrográfica do Campestre, Colombo, PR**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo DA Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2010.

- MARQUELLI, W. A.; SILVA, H. R. Aspectos sanitários da água para fins de irrigação. Comunicado Técnico da Embrapa Hortaliças. **Embrapa**. Centro Nacional de Pesquisa de Hortaliças. Ministério da Agricultura e do Abastecimento. 1998.
- MARQUES, L. O. A.; TAFFARELLO, D.; CALIJURI, M. C.; MENDIONDO, E. M.; FERREIRA, M. S.; CUNHA, D. G. F. Phosphorus and thermotolerant coliforms' loads in Brazilian watersheds with limited data: consideration on the integrated analysis of water quality and quantity. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 24, 2019.
- MARQUES, M. N.; COTRIM, M. B.; PIRES, M. A. F. Avaliação do impacto da agricultura em áreas de proteção ambiental, pertencentes à bacia hidrográfica do Rio Ribeira de Iguapé, São Paulo. **Química Nova**, v. 30, n. 5, p. 1171-1178, 2007.
- MARTINS, C. X.; SALVADOR, P. M.; JESUS, J. D.; FERREIRA, L. F. R.; AMÉRICO, J. H. P.; TORRES, N. H. Análise de atrazina em amostras de água e solo por cromatografia gasosa (GC-ECD). **Bioenergia em revista: diálogos**, ano 3, n. 1, p. 128-138, 2014.
- MENEGHELLI, C. M.; MONACO, P. A. V.; CORREA, J. M.; BIRCHLER, R.; LOSS, J. B. Qualidade da água do rio Santa Maria do Doce – ES para fins de irrigação. **Centro Científico Conhecer**, Goiânia, v. 13, n. 2, 2016.
- MENEZES, J. P. C. **Influência do uso e ocupação da terra na qualidade da água subterrânea e sua adequação para consumo humano e uso na agricultura**. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal). Universidade Federal do Espírito Santo. 2012.
- MENEZES, J. P. C.; BERTOSI, A. P. A.; SANTOS, A. R.; NEVES, M. A. Qualidade da água subterrânea para consumo humano e uso agrícola no sul do estado do Espírito Santo. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v. 17, n. 17, p. 3318-3326, 2013.
- MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural e Sustentável**. Porto Alegre, v. 3, n. 4, 2002.
- Ministério da Saúde. **Relatório: Vigilância em saúde de populações expostas a agrotóxicos em São Paulo**. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Vigilância em Saúde Ambiental e Saúde do Trabalhador. 2015.
- Ministério da Saúde. **Vigilância e controle da qualidade da água para consumo humano**. Brasília, DF. 2006. Disponível em: <https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/vigilancia_controle_qualidade_agua.pdf>. Acesso em: jun. 2020.
- Ministério do Desenvolvimento Regional. **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2017**. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Brasília, 2019 (a).
- Ministério do Desenvolvimento Regional. **Diagnóstico dos serviços de água e esgoto – 2018**. Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento. Brasília, 2019 (b).
- Ministério do Meio Ambiente. **Água, um recurso cada vez mais ameaçado**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/secex_consumo/_arquivos/3%20-%20mcs_agua.pdf>. Acesso em: Nov. 2018.
- Ministério do Meio Ambiente. **Água: Manual de uso**. 2006. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/161/_publicacao/161_publicacao15052012044024.pdf>. Acesso em: ago. 2019.

Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. **Águas Subterrâneas: Um recurso a ser conhecido e protegido**. Brasília, 2007. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/estruturas/167/_publicacao/167_publicacao28012009044356.pdf>. Acesso em: mai. 2020.

MONTIEL-LEÓN, J. M.; MUNOZ, G.; DUY, S. V.; DO, D. T.; VAUDREUIL, M-A.; GOEURY, K.; GUILLEMETTE, F.; AMYOT, M.; SAUVÉ, S. Widespread occurrence and spatial distribution of glyphosate, atrazine, and neonicotinoids pesticides in the St. Lawrence and tributary Rivers. **Environmental Pollution**, v. 250, p. 29-39, 2019.

MORACCI, L. F. S. **Resíduos de agrotóxicos em lodo de estação de tratamento de água: validação de metodologia analítica utilizando cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massas em tandem (LC-MS/MS)**. Dissertação (Mestrado em Ciência da Tecnologia Nuclear – Materiais). Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares da Universidade de São Paulo. 2008.

MORAES, R. F. **Agrotóxicos no Brasil: Padrões de uso, política da regulação e prevenção da captura regulatória – Texto para discussão**. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Ministério da Economia. 2019.

MORAES-JÚNIOR, A. C.; CIMA, P. H.; SILVEIRA, J. R.; GIRARDI, A. G. Análise alternativa para efluentes domésticos em habitações populares em regiões periféricas. **Anais do VII Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão** – Universidade Federal do Pampa, v. 7, n. 1, 2015.

MOURA, A. C.; ASSUMPÇÃO, R. A. B.; BISCHOFF, J. Monitoramento físico-químico e microbiológico da água do rio Cascavel durante o período de 2003 a 2006. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 76, n. 1, p. 17-22, 2009.

MUNIZ, D. H. F.; SIMPLICIO, N. C. S.; ROCHA, F. R. M.; OLIVEIRA-FILHO, E. C.; LIMA, J. E. F. W.; Caracterização da qualidade da água superficial de três corpos hídricos rurais do Distrito Federal. **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 2013. Disponível em: <http://www.cpac.embrapa.br/publico/usuarios/uploads/Geocerrado/PA5_caracterizacao_recursos_hidricos/levantamento_caract_fisico_quimicas_agua_areas_estudos_selec/caracterizacao_qualidade_agua_superficial_tres_corpos_hidrico.pdf>. Acesso em: ago. 2019.

NAKAJIMA, E. S. **Políticas públicas do município de Ibiúna: A sustentabilidade medida pela avaliação emergética e a pegada ecológica**. Tese (Doutorado em Engenharia de Alimentos). Faculdade de Engenharia de Alimentos da Universidade Estadual de Campinas. 2014.

NATARO, J. P.; KAPER, J. B. Diarrheagenic *Escherichia coli*. **Clinical Microbiology Reviews**, v. 11, n. 1, p. 142-201, 1998.

NISHI, L.; VIEIRA, A. M. S.; VIEIRA, M. F.; SILVA, G. F.; BERGAMASCO, R. Application of hybrid processo of coagulation/flocculation and membrane filtration for the removal of protozoan parasites from water. **Procedia Engineering**, v. 42, p. 148-160, 2012.

OHSE, S.; DOURADO-NETO, D.; MANFRON, P. A.; SANTOS, O. S. Qualidade de cultivares de alface produzidos em hidroponia. **Scientia Agrícola**, n. 58, n. 1, p. 181-185, 2001.

- OLIVEIRA, G. W. **Aspectos do comportamento da atrazina no solo e potenciais efeitos ambientais**. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Agrônômica). Universidade Federal da Fronteira do Sul, Cerro Largo, RS, 2015.
- OLIVEIRA, S. C.; AMARAL, R. C.; ALMEIDA, K. C. B.; PINTO, C. C. Qualidade das águas superficiais do Médio São Francisco após a implantação dos perímetros irrigados de Gorutuba/Lagoa Grande e Jaíba. **Engenharia Sanitária & Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 22, 2017.
- OLIVEIRA, V. S. **Qualidade de Água de Poços Tubulares Utilizada no Cultivo de Hortaliças**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Agrônômica). Universidade Federal da Paraíba, Paraíba, 2018.
- PENTEADO, A. L.; PACKER, A. P.; CHAIM, A.; BUSCHINELLI, C. C. A.; TERAPO, D.; PORTO, D. D.; RODRIGUES, G. S.; CALEGARIO, F. F.; JESUS, K. R. E.; ABREU, L. S.; WADT, L. G. R.; OLIVEIRA, P. BARIZON, R. R. M. Contaminação do meio rural e da produção. Embrapa Meio Ambiente. 2018.
- PESSOA, J. O.; ORRICO, S. R. M.; LORDÊLO, M. S. Qualidade da água de rios em cidades do Estado da Bahia. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 4, p. 687-696, 2018.
- PREFEITURA DA ESTÂNCIA TURÍSTICA DE IBIÚNA. **Números e Dados**. Disponível em: <<http://www.ibiuna.sp.gov.br/menu/a-cidade/dados>> Acesso em: mai, 2019.
- PREFEITURA DA ESTÂNCIA TURÍSTICA DE IBIÚNA. **Números e Dados**. Disponível em: <<http://www.ibiuna.sp.gov.br/menu/a-cidade/dados>> Acesso em: jul. 2020.
- PROSEN, H. Fate and determination of triazine herbicides in soil. In HASANEEN, M. N. A. E. **Herbicide – Properties, Synthesis and Control of Weeds**. Rijeka, Intech, p. 43-58, 2012.
- QUEIROZ, J. F.; BOEIRAS, R. C.; Boas praticas de manejo (BPMs) para reduzir o acúmulo de amônia em viveiros de aquicultura. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP. 2007.
- QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. D. **Uso de fosfato nos detergentes em pó comerciais no Brasil: aspectos ambientais e de saúde pública**. Congresso ABES – FENASAN 2017. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2017.
- RAIMUNDO, C. C. M. Contaminantes emergentes em água tratada e seus mananciais: Sazonalidade, remoção e atividade estrogênica. Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Química. 2011.
- RAMOS, S. T.; MAFRA, M. S. H.; TASSIO, D. R.; SIEGLOCH, A. E.; RECH, A. F. Water quality of springs in áreas under different land uses in the southern highlands of Santa Catarina. *Revista Ambiente e Água*, Taubaté, v. 13, n. 4, 2018.
- RAPOSA, M. V.; GOMES, J. B. Qualidade da água de poços de abastecimento do bairro São José Operário do município de Juína – MT. **VIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, Campo Grande/MS**, 2017.
- RAYTON, M.; AAJOUR, A.; WILLISON, J. C.; AOUADI, H.; TISSUT, M.; RAYANEL, P. Phototransformation of the insecticide fipronil: Identification of novel photoproducts and evidence for an alternative pathway of photodegradation. **Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 13, p. 4151-4157, 2006.

RESENDE, A. V. **Agricultura e Qualidade da Água**: Contaminação da água por nitrato. Embrapa: Planaltina, DF. 2002. 29p.

RIBEIRO, T. A. P.; PATERNIANI, J. E. S.; AIROLDI, P. S.; SILVA, M. J. M. O efeito da qualidade da água no entupimento de emissores e no desempenho de filtros utilizados na irrigação por gotejamento. **Irriga**, Botucatu, v. 9, n. 2, p. 136-149, 2004.

SANDRI, D.; MATSURA, E. E.; TESTEZLAF, R. Desenvolvimento da alface Elisa em diferentes sistemas de irrigação com água residuária. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 1, p. 17-29, 2007.

SANDRI, D.; MATSURA, E. E.; TESTEZLAF, R. Teores de nutrientes na alface irrigada com água residuária aplicada por sistemas de irrigação. **Engenharia Agrícola de Jaboticabal**, v. 26, n. 1, p. 45-57, 2006.

SÃO PAULO. Decreto nº 8.468, de 08 de setembro de 1976. Regulamento da Lei nº 997, de 31 de maio de 1976, que dispõe sobre a prevenção e o controle da poluição do meio ambiente. 1976.

SCIORTINO, J. A.; RAVIKUMAR, R. Fishery Harbour Manual on the Prevention of Pollution. **Bay of Bengal Programme**, Madras, India. 1999. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/x5624e/x5624e04.htm>>. Acesso em: jun. 2020.

SEADE. Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. **PIB dos municípios paulistas 2002-2014**. Governo do Estado de São Paulo. Secretaria de Planejamento e Gestão. 2014.

SILVA, A. F. S.; LIMA, C. A.; QUEIROZ, J. J. F.; JACOME, P. R. L.; JACOME JÚNIOR, A. T. Análise bacteriológica das águas de irrigação de horticulturas. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 11, n. 2, 2016.

SILVA, A. P. P.; MELO, B. Hiproponia. **Instituto de Ciências Agrárias – ICIAGI**. Disponível em: <http://www.fruticultura.iciag.ufu.br/>. Acesso em: ago. 2019.

SILVA, C. R. **Cultivo hidropônico de alface com soluções organominerais apropriadas a agricultura familiar**. Dissertação (Mestre em Ciências Agrárias). Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias da Universidade Estadual da Paraíba / Embrapa Algodão. Campina Grande – PB, 2016.

SILVA, D. D.; MIGLIORINI, R. B.; SILVA, E. C.; LIMA, Z. M.; MOURA, I. B. Falta de saneamento básico e as águas subterrâneas em aquífero freático: região do Bairro Pedra Noventa, Cuiabá (MT). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 11, p. 43-52, 2014.

SILVA, D. J.; ARAÚJO, A. S. Agricultura irrigada: a importância da adubação. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária**, In: Congresso Brasileiro de Ciência do solo, 30, 2005. Recife, 2005.

SILVA, G. S.; ALBUQUERQUE-JÚNIOR, E. C.; AMORIM-JUNIOR, A. C.; EZEQUIEL, J. M.; SILVA, P. T. S. Avaliação da potencial contaminação das águas superficiais e subterrâneas por agrotóxicos em áreas de produção de uva para exportação no Vale do São Francisco. **XII Simpósio Ítalo-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2014.

SILVA, R. S. B.; SOUSA, A. M. L.; SODRÉ, S. S. V.; VITORINO, M. I. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de influência do Lixão de Salinópolis, PA. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 2, Taubaté, 2018.

- SILVA, W. B. Os riscos no uso indiscriminado de agrotóxicos: uma contaminação invisível. **INTESA – Informativo Técnico do Semiárido (Pombal – PB)**, v. 11, n. 1, p. 11-19, 2017.
- SMITH, V. H.; SCHINDLER, D. W. Eutrophication science: where do we GO from here? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 2, p. 201-207, 2009.
- SOTO, F. R. M.; CRUZ, J. V.; LIMA, L. R.; DUARTE, I. C. S.; GAZZINELLI, S. E. P.; AZEVEDO, S. S. Risk factors with the occurrence of parasites and coliform in vegetables from the agroindustry. **Revista Ceres**, Viçosa, v. 65, n. 1, p. 93-98, 2018.
- SOTO, F. R. M.; FONSECA, Y. S. K.; RISSETO, M. R.; AZEVEDO, S. S.; ARINI, M. L. B.; RIBAS, M. A.; MOURA, C. R. V.; MARCHETTE, D. S. Monitoramento da qualidade da água de poços rasos de escolas públicas da zona rural do município de Ibiúna/SP: parâmetros microbiológicos, físico-químicos e fatores de risco ambiental. **Revista Instituto Adolfo Lutz**, v. 65, n. 2, p. 106-111, 2006.
- SOUZA, V. Avaliação da contaminação de águas por resíduos de pesticidas em áreas de cultura de algodão: região de Primavera do Leste – MT. Tese (Doutorado em Química). Instituto de Química da Universidade Estadual Paulista. Araraquara. 2006.
- SOUZA, V.; CARBO, L.; DORES, E. F. G. C.; RIBEIRO, M. L.; VECCHIATO, A. B.; WEBER, O. L. S.; PINTO, A. A.; SPADOTTO, C. A.; CUNHA, M. L. F. Determinação de pesticidas em água de poços tubulares em áreas de cultura de algodão na microrregião de Primavera do Leste, Mato Grosso. **Revista Águas Subterrâneas**, 2004. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/23431>> .Acesso em: ago. 2020.
- SOUZA-JÚNIOR, L. M. Avaliação da concentração de nitrato em águas subterrâneas coletadas no município de América Dourada – BA. 2016. Disponível em: <https://www.ecodebate.com.br/wp-content/uploads/2017/01/20170123-170123lourival.martins.de_.souza_.junior.pdf>. Acesso em: jul. 2019.
- SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A. F. **Perdas de nutrientes**. Agência Embrapa de Informação Tecnológica. Disponível em: <https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/agricultura_e_meio_ambiente/arvore/CONTA_G01_38_210200792814.html>. Acesso em: ago, 2019.
- SPADOTTO, C. A.; GOMES, M. A.; LUCHINI, L. C.; ANDREA, M. M. **Monitoramento do risco ambiental de agrotóxicos: princípios e recomendações**. Embrapa Meio Ambiente. Jaguariúna, SP. 2004. 29p.
- TAVARES, J. L.; CALADO, A. L. A.; FONTES, R. F. C. Estudos iniciais para uso do índice TRIX para análise do nível de eutrofização no estuário do Rio Potengi – Natal – RN – Brasil. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 7, n. 3, p. 297-308, 2014.
- TECNOLOGIA AGRÍCOLA. **Cinturão verde paulista responde por mais de 80% das hortaliças comercializadas na Ceagesp**. 2018. Disponível em: <<http://www.canaonline.com.br/conteudo/cinturao-verde-paulista-responde-por-mais-de80-das-hortalicas-comercializadas-na-ceagesp.html>>. Acesso em: ago. 2020.
- THEBALDI, M. S.; SANDRI, D.; FELISBERTO, A. B. Qualidade da água para irrigação de um córrego após receber efluente tratado de abate bovino. **Revista de Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 11, p. 109-120, 2013.

TONET, A.; RIBEIRO, A. B.; BAGATIN, A. M.; QUENEHENN, A.; SUZUKI, C. C. L. F. Análise microbiológica da água e da alface (*Lactuca sativa*) cultivada em sistema aquaponico, hidrponico e em solo. **Revista Brasileira de Pesquisa em Alimentos**, Campos Mourão (PR), v. 2, n. 2, p. 83-88, 2011.

VIDAL, F. S.; NAKAO, C. J. H. A relação entre o pH, a alcalinidade e a amônia na piscicultura. **Aquicultura, Meio ambiente, Desenvolvimento**. 2018.

VIEIRA, R. F. Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas. **Embrapa Meio Ambiente**. Ministério da Agricultura. Brasília, DF. 2017.

VILELA, V. L. D. Qualidade da água de mananciais empregados na irrigação e lavagem de hortaliças da região de Apucarana, Paraná. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2018.

VITÓ, C. V. G.; SILVA, L. J. B. F.; OLIVEIRA, K. M. L.; GOMES, A. T.; NUNES, C. R. O. Avaliação da qualidade da água: determinação dos possíveis contaminantes da água de poços artesianos na região noroeste fluminense. **Acta Biomédica Brasiliensia**, v. 7, n. 2, 2016.

WHO. World Health Organization. **Guidelines for drinking-water quality**, Volume 1 Recommendations, Second edition, Geneva, 1993. Disponível em: <<https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/259956/924154460eng.pdf;jsessionid=21B58FC431E8E5295C3880D8A89A4844?sequence=1>> Acesso em: mai. 2019.

ANEXO A – Parâmetros inorgânicos da qualidade da água

Nitrogênio Amoniacal

O tubo para fotômetro foi preenchido com amostra de água até a marca de 10 mL. Foi adicionado ao tubo 1 tablete de ammonia nº 1 e 1 tablete de ammonia nº 2, os tabletes foram dissolvidos com espátula e misturados até dissolução completa. Após 10 minutos foi feita leitura em fotômetro.

Nitrato

O tubo para fotômetro foi preenchido com amostra de água até a marca de 20 mL. Foi adicionado uma espátula do pó do nitratest e um tablete do nitratest. O tubo foi tampado e agitado por 1 minuto. Após 1 minuto o tubo foi invertido vagarosamente por 3 ou 4 vezes para ajudar na floculação. O tubo ficou descansando por 2 minutos ou até que todo material particulado sedimentasse. A tampa foi removida e o tubo limpo por fora. A solução foi vertida vagarosamente para o tubo do fotômetro até marca de 10 mL. Foi adicionado 1 tablete do nitrocol que foi dissolvido com espátula e misturado até dissolução completa. Após 10 minutos foi feita leitura no fotômetro.

Nitrito

O tubo para fotômetro foi preenchido com amostra de água até a marca de 10 mL. Foi adicionado 1 tablete do nitrocol, que foi dissolvido com espátula e misturado até dissolução completa. Após 10 minutos foi feita leitura no fotômetro.

Fosfato

O tubo para fotômetro foi preenchido com amostra de água até a marca de 10 mL. Foi adicionado ao tubo 1 tablete do fosfato HR, que foi dissolvido com espátula e misturado até dissolução completa. Após 10 minutos foi feita leitura no fotômetro.

**ANEXO B – Isolamento de compostos orgânicos a partir de amostras de água
(Extração líquido-líquido)**

Foi colocado um litro da amostra em um funil de separação e adicionado 100 g de cloreto de sódio. Em seguida a amostra foi agitada para total dissolução do sal. Foram adicionados 30 mL de diclorometano, e agitado por três minutos, com abertura periódica da válvula para liberação da pressão. Por fim, o diclorometano foi coletado em um balão de fundo redondo após ser filtrado sobre sulfato de sódio. A extração com diclorometano foi repetida mais duas vezes.

O diclorometano foi concentrado em um rotaevaporador a 40° C até cerca de 1 mL, o restante foi concentrado sob fluxo baixo de nitrogênio. Em seguida, os resíduos de cada balão de fundo redondo foram resuspendidos com 1 mL de acetonitrila para injeção em cromatógrafo líquido (HPLC) ou 1 mL de tolueno para injeção em cromatógrafo à gás (CG).

ANEXO C – Determinação e quantificação de coliformes totais e termotolerantes em água

Foi realizada análise dos coliformes totais (Ensaio Presuntivo), e a partir dos resultados obtidos positivos para coliformes totais, foram feitas análises de coliformes termotolerantes.

Meios de cultura

Para o ensaio presuntivo foi preparado o meio de cultura caldo lactosado concentração simples e dupla. Para a concentração simples foi diluído 13g de caldo lactosado em 1000 mL de água destilada, enquanto para a concentração dupla, 26g de caldo lactosado em 1000 mL de água destilada. Foram transferidos 10 mL dos meios de cultivo para tubos de ensaio. Cada tubo de ensaio continha um tubo Durham invertido. Para o caldo lactosado concentração dupla foram necessários 5 tubos de ensaio por amostra, enquanto para a concentração simples foram necessários 20 tubos de ensaio. Os tubos contendo os meios de cultura foram tampados e esterilizados em autoclave a 121°C durante 30 minutos.

Para analisar coliformes termotolerantes foi preparado o meio de cultura EC Broth. Foi diluído 37g do meio em 1000 ml de água destilada. Foram transferidos 10 mL dos meios de cultivo para tubos de ensaio. Cada tubo de ensaio continha um tubo Durham invertido. Os tubos contendo os meios de cultura foram tampados e esterilizados em autoclave a 121°C (1Kg/cm² de pressão) durante 30 minutos.

Água de diluição

Solução A

Inicialmente diluiu-se 40g de hidróxido de sódio (NaOH) 1M em 1000 mL de água destilada. Em seguida, diluiu-se 34g de fosfato de potássio monobásico (KH₂PO₄) em 500 ml de água destilada. O pH da solução foi ajustado para 7,2 com a solução hidróxido de sódio (NaOH) 1M, e por fim o volume foi ajustado para 1000 mL com água destilada.

Solução B

Diluiu-se 8,1g de cloreto de magnésio hexahidratado (MgCl₂.6H₂O) em 1000 mL de água destilada.

Solução C

Foi diluído 1,25 ml da Solução 1 e 5 ml da solução 2 em um balão de 1000 mL de água destilada. Após a diluição a solução foi esterilizada em autoclave a 121°C (1Kg/cm² de pressão) durante 30 minutos.

Ensaio Presuntivo

Solução 1: Foi transferido, com auxílio de pipeta, 10 mL da água coletada em campo (A1) para o tubo de ensaio que contém caldo lactosado concentração dupla. Foram feitas 5 replicatas desta série.

Solução 2: Foi transferido, com auxílio de pipeta, 1 mL da água coletada em campo (A1) para o tubo de ensaio que contém caldo lactosado concentração simples. Foram feitas 5 replicatas desta série.

Solução 3: Foi diluído em erlenmeyer 10 mL da água coletada (A1) em 90 mL da Solução C esterilizada (A2). Em seguida pipetou-se 1 mL em tubos de ensaio contendo caldo lactosado concentração simples. Foram feitas 5 replicatas desta série.

Solução 4: Foi diluído em erlenmeyer 10 mL da água diluída (A2) em 90 mL da Solução C esterilizada (A3). Em seguida pipetou-se 1 mL em tubos de ensaio contendo caldo lactosado concentração simples. Foram feitas 5 replicatas desta série.

Solução 5: Foi diluído em erlenmeyer 10 mL da água diluída (A3) em 90 mL da Solução C esterilizada (A4). Em seguida pipetou-se 1 mL em tubos de ensaio contendo caldo lactosado concentração simples. Foram feitas 5 replicatas desta série.

Por fim, todos os tubos foram tampados e incubados em câmaras de germinação a 35°C por 24/48 horas. O resultado foi considerado positivo no caso de formação de gases no interior dos tubos de Durham.

Coliformes Termotolerantes

Foi feita repicagem das amostras positivas para o ensaio presuntivo com auxílio de alça de platina flambada e fria para os tubos de ensaio contendo o meio EC. Por fim, os tubos de ensaio foram mantidos em banho-maria a 44,5 ± 0,2° C durante 24 ± 2 horas. O resultado era considerado positivo caso houvesse formação de gases no interior dos tubos de Durham.

ANEXO D – Determinação e quantificação de coliformes totais e *Escherichia coli* em água

Meio de cultura

Para o preparo do meio, foram adicionadas 2 ampolas do tipo Colilert[®] para 200 ml de água destilada esterilizada. Foram transferidos 10 mL do meio de cultura para tubos de ensaio. Para cada amostra, utilizou-se 20 tubos de ensaios.

Procedimento

Solução 6: Foi transferido, com auxílio de pipeta, 10 mL da água coletada em campo (A1) para o tubo de ensaio que contém o meio de cultura. Foram feitas 5 replicatas desta série.

Solução 7: Foi transferido, com auxílio de pipeta, 1 mL da água coletada em campo (A1) para o tubo de ensaio que contém o meio de cultura. Foram feitas 5 replicatas desta série.

Solução 8: Foi diluído em erlenmeyer 10 mL da água coletada (A1) em 90 mL da Solução C esterilizada (A2), em seguida foi transferido 1 mL com auxílio de pipeta para o tubo de ensaio que contém o meio de cultura. Foram feitas 5 replicatas desta série.

Solução 9: Foi diluído em erlenmeyer 10 mL da água diluída (A2) em 90 mL da Solução C esterilizada (A3), em seguida foi transferido 1 mL com auxílio de pipeta para o tubo de ensaio que contém o meio de cultura. Foram feitas 5 replicatas desta série.

Em seguida os tubos de ensaio foram incubados em câmaras de germinação a 35°C por 24 horas. O resultado era considerado positivo para coliformes totais caso o meio de cultura alterasse sua cor para amarelo. Em seguida os tubos de ensaio positivos para coliformes totais eram colocados em luz UV a 365 nm. Caso houvesse fluorescência seria indicativo de presença de *Escherichia coli*.