Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"

Qualidade da água superficial em propriedade rural com sistemas de produção orgânica

Plínio Antonio Guerra Filho

Tese apresentada à Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", da Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Engenharia de Sistemas Agrícolas

Piracicaba
2016

Plínio Antonio Guerra Filho
Engenheiro Agronômo

Qualidade da água superficial em propriedade rural com sistemas de produção orgânica

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **SERGIO NASCIMENTO DUARTE**

Tese apresentada à Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", da Universidade de São Paulo, para obtenção do título de Doutor em Ciências. Área de concentração: Engenharia de Sistemas Agrícolas

Piracicaba
2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - DIBD/ESALQ/USP

Guerra Filho, Plínio Antonio
Qualidade da água superficial em propriedade rural com sistemas de produção orgânica / Plínio Antonio Guerra Filho. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2016.
70 p. : il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”.

1. Meio ambiente 2. Manejo orgânico 3. Sustentabilidade I. Título

CDD 631.7
G934q

“Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor”

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, Plínio e

Marisa, e minhas irmãs, Sara e

Silvia, por terem sido meu alicerce,

nos momentos mais difíceis.

AGRADECIMENTOS

À Deus, que mesmo nos momentos quando a fé não mais existia, deu-me muitas provas de sua existência;

Ao Professor Fernando Campos Mendonça, pelo auxílio no desenvolvimento da Tese;

Ao Professor Sergio Nascimento Duarte, que foi como um Pai, e sempre compreendeu os meus momentos de dificuldade;

Ao Professores do Curso de Pós-Graduação em Engenharia de Sistemas Agrícolas da ESALQ, pelo conhecimento e, sobretudo, pelo carinho;

A todos os colegas da Pós-Graduação;

À Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" e à Universidade de São Paulo, por ter me concedido a oportunidade de realizar o Curso de Pós-Graduação;

A todos os funcionários do Departamento de Engenharia de Biossistemas da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", que sempre disponibilizaram seu tempo quando eram solicitados;

Ao CNPq, pela concessão da bolsa; e

Enfim, a todos que contribuíram para a conclusão do Curso.

EPÍGRAFE

"O que fazemos para nós, morre conosco.

O que fazemos pelos outros e pelo mundo,

continua e é imortal"

(Albert Pine)

SUMÁRIO

SUMÁRIO 9
RESUMO 11
ABSTRACT 13
LISTA DE FIGURAS 15
LISTA DE TABELAS 17
1 INTRODUÇÃO 19
2 DESENVOLVIMENTO 23
2.1 Revisão bibliográfica 23
2.1.1. Considerações iniciais 23
2.1.2. Problemas de contaminação da água devido ao manejo orgânico 23
2.1.3. Poluição das águas 23
2.1.4. Parâmetros para avaliação da qualidade das águas 23
2.1.4.1. Condutividade elétrica (CE) 30
2.1.4.2. Potencial hidrogeniônico (pH) 30
2.1.4.3. Oxigênio dissolvido (OD) 31
2.1.4.4. Fosfóro (P) 31
2.1.4.5. Potássio (K) 31
2.1.4.6. Nitrogênio (N) 31
2.1.5. Resolução Conama 357/2005 – renovada pela 430/2011 32
2.2 Material e métodos 33
2.2.1. Descrição da área de estudo 33
2.2.2. Procedimento para coleta de água 36
2.3 Resultados e discussão 41
2.3.1. Condutividade elétrica da água 40
2.3.2. Carbono orgânico total presente na água 41
2.3.3. Oxigênio dissolvido na água 42
2.3.4. Potencial redox da água do córrego 44
2.3.5. Temperatura da água 46
2.3.6. pH da água 47
2.3.7. Sólidos dissolvidos totais na água 48
2.3.8. Sólidos totais presentes na água 49
2.3.9. Sólidos suspensos totais na água do córrego 50

2.3.10. Concentração de nitrato presente na água do córrego 52
2.3.11. Nitrogênio total presente na água do córrego 53
2.3.12. Fósforo total presente na água do córrego 54
2.3.13. Fosfato presente na água do córrego 55
2.3.14. Potássio medido na água do córrego 57
2.3.15. Resultados das análises microbiológicas 58
3 CONCLUSÕES 63
REFERÊNCIAS.....65

RESUMO

Qualidade da água superficial em propriedade rural com sistemas de produção orgânica

A ocupação e o uso do solo pelas atividades agropecuárias alteram sensivelmente os processos biológicos, físicos e químicos dos sistemas naturais. Estas alterações, ocorridas em uma bacia hidrográfica, podem ser avaliadas por intermédio do monitoramento da qualidade da água. Por meio do ciclo hidrológico, as chuvas precipitadas sobre as vertentes irão escoar superficialmente e irão carrear sedimentos e poluentes para a rede de drenagem. Muitos produtores vêm substituindo seus sistemas de produção por sistemas orgânicos, visando minimizar esses problemas. Este trabalho teve como objetivo avaliar o impacto da produção orgânica na qualidade da água superficial de uma propriedade rural, que usa sistemas de produção orgânica. Foi realizado o monitoramento de um córrego em vários pontos dentro da propriedade rural, em várias épocas do ano. Concluiu-se que a presença da fazenda ocasionou apenas o aumento da concentração de potássio e uma ligeira redução do potencial redox da água. As demais variáveis avaliadas foram afetadas apenas pela época de amostragem, sendo o efeito da erosão e do arraste de material maior do que o efeito da diluição causado pelas chuvas.

Palavras-chave: Meio ambiente; Manejo orgânico; Sustentabilidade

ABSTRACT

Surface water quality in a farm with organic production system

The occupation and use of land for agricultural activities significantly alter biological, physical and chemical natural systems. These changes in a watershed can be assessed by monitoring the water quality. Through the water cycle, the hasty rains on the slopes will seep surface that will silted sediment and pollutants to the drainage network. Many producers have replaced their production systems for organic systems to minimize these problems. This study aimed to assess the impacts of organic production on the quality of surface water in a farm which uses organic production systems. The research was conducted by monitoring in four points a stream within the rural property in many times of the year. We concluded that the farm presence, among fifteen variables, only rase potassium concentration and cause a slight decrease of the redox potential. There were a great effect of erosion and material transport when comparing with dilution caused by precipitation.

Keywords: Water quality; Organic production; Sustentability

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do Rio Mogi Guaçu (Fonte: STORANI, 2010).36
Figura 2 – Imagens englobando ambas as margens do ribeirão: (a) Área de contribuição para o ponto 1; (b) área de contribuição para o ponto 2; (c) área de contribuição para o ponto 3; e (d) área de contribuição para o ponto 4. 39
Figura 3 – Esquema dos quatro pontos de coleta e dos plantios orgânicos nas áreas de contribuição de cada ponto 40
Figura 4 – Médias da condutividade elétrica da água do corrégo para cada uma das quatro épocas de medição 42
Figura 5 – Médias dos valores da concentração de carbono orgânico total presente na água do córrego para cada uma das quatro épocas de avaliação 43
Figura 6 – Médias da concentração de oxigênio dissolvido presente na água do córrego nos quatro pontos amostrados 44
Figura 7 – Relação da temperatura da água do córrego com a concentração de oxigênio dissolvido 45
Figura 8 – Médias do potencial redox da água do córrego, segundo os quatros pontos de coleta de água no córrego 46
Figura 9 – Médias da temperatura da água no córrego nas épocas de avaliação ao longo do ano 48
Figura 10 – Médias da concentração de sólidos dissolvidos totais presentes na água do córrego em cada uma das quatro épocas de amostragem 50
Figura 11 – Média da concentração de sólidos totais presentes na água do córrego em cada uma das seis épocas de avaliação 51
Figura 12 – Média da concentração de sólidos suspensos totais presentes na água do córrego córrego para cada uma das quatro épocas de medição 52
Figura 13 – Médias da concentração de nitrato presente na água do córrego, realizadas em quatro épocas distintas ao longo do ano 54
Figura 14 – Médias das épocas da concentração de nitrogênio total presente na água do córrego 55
Figura 15 – Médias da concentração de fósforo total presente na água do córrego para cada uma das quatro épocas de amostragem 56

Figura 16 – Médias da concentração de fosfato presente na água do córrego em cada uma das quatro épocas de amostragem 58
Figura 17 – Médias da concentração de potássio presente na água do córrego segundo os quatro pontos de amostragem 59
Figura 18 – Médias da concentração de potássio presente na água do corrégo em cada uma das quatro épocas de amostragem 60
Figura 19 – Médias da concentração de *Escherichia coli* presente na água do corrégo em cada uma das quatro épocas de amostragem 61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Composição de cama de aviário com serragem, em porcentagem de matéria seca 26
Tabela 2 - Caracterização química do adubo de cama de frango utilizado para adubação orgânica e os respectivos métodos de determinação 34
Tabela 3 - Dados da localização da captação para a fazenda no Córrego Forquilha 35
Tabela 4 – Valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA 430 de 2011 para alguns parâmetros, relativos a Classe 1 de águas doces 37
Tabela 5 - Características dos pontos de coleta 40
Tabela 6 - Datas das épocas de amostragem 40
Tabela 7 - Quadro da análise de variância da condutividade elétrica da água do córrego 41
Tabela 8 - Quadro da análise de variância da concentração de carbono orgânico total na água do córrego 43
Tabela 9 - Quadro da análise de variância da concentração de oxigênio dissolvido na água do córrego 44
Tabela 10 - Quadro da análise de variância do potencial redox da água do córrego 46
Tabela 11 - Quadro da análise de variância da temperatura da água do córrego 48
Tabela 12 - Quadro da análise de variância do pH da água do córrego 49
Tabela 13 - Quadro da análise de variância da concentração de sólidos dissolvidos totais na água do córrego 49
Tabela 14 - Quadro da análise de variância dos sólidos totais na água do córrego..... 51
Tabela 15 - Quadro da análise de variância da concentração dos sólidos suspensos totais na água do córrego 52
Tabela 16 - Quadro da análise de variância da concentração de nitrato na água do córrego ... 53
Tabela 17 - Quadro da análise de variância da concentração de nitrogênio total na água do córrego 55
Tabela 18 - Quadro da análise de variância da concentração de fósforo total na água do córrego 56
Tabela 19 - Quadro da análise de variância da concentração de fosfato na água do córrego .. 57
Tabela 20 - Quadro da análise de variância da concentração de potássio na água do córrego 58
Tabela 21 - Quadro da análise de variância da concentração de *Escherichia coli* na água do córrego 61

1 INTRODUÇÃO

A sustentabilidade das atividades agropecuárias tem sido um dos objetivos principais das empresas agrícolas em todo o País, sendo incentivada por diversas instituições públicas e privadas, entre as quais estão as empresas de assistência técnica e de extensão rural, e as organizações não governamentais.

Nos sistemas de produção orgânica é vetado o uso de fertilizantes cuja fabricação inclua processos químicos industriais, tais como a ureia, o cloreto de potássio e o superfosfato simples, entre outros. Entretanto, é permitido o uso de fertilizantes originados de resíduos orgânicos, quais sejam: dejetos de animais, cama de aviário e restos vegetais, e também fertilizantes e corretivos que tenham passado por processos industriais de moagem, tais como o calcário, os termofosfatos e os fosfatos naturais.

O aproveitamento de resíduos orgânicos (dejetos animais, cama de aviário, águas servidas, restos vegetais, etc) como fertilizantes na produção agropecuária orgânica é uma das alternativas para se buscar a sustentabilidade, promover o aumento da estabilidade da produção e maximizar a eficiência dos sistemas de produção. De um modo geral, a fertilização orgânica em áreas agrícolas pode ser feita de duas formas: sólida ou líquida. É recomendável que a aplicação de resíduos sólidos seja feita após um processo de compostagem, no qual ocorre a eliminação de microrganismos patogênicos, e a decomposição e estabilização da matéria orgânica, o que torna os nutrientes mais disponíveis às plantas. A aplicação de resíduos líquidos pode ser feita com o auxílio de máquinas e implementos agrícolas, ou por meio de um sistema de irrigação.

O uso de fertilizantes geralmente é recomendado para equilibrar a liberação de elementos nutrientes às plantas, de acordo com as necessidades de cada cultivo. Entretanto, os resíduos orgânicos utilizados na adubação orgânica muitas vezes têm proporções de elementos nutrientes que não correspondem à extração das plantas em geral. Portanto, pode haver um acúmulo de alguns desses no solo e, com o tempo, o fluxo de água no solo pode transportar esses elementos para os cursos e reservatórios d'água próximos a áreas agrícolas. Em consequência disso, pode ocorrer um processo de eutrofização, ou seja, um crescimento anormal de microrganismos decorrente do acúmulo de nutrientes na água, que se tornam poluentes e deterioram a qualidade da água. Além disso, devido à origem de alguns dos resíduos utilizados como fertilizantes (dejetos de animais), pode haver contaminação de fontes de água por microrganismos patogênicos. Portanto, embora o uso da adubação orgânica

seja preconizado como fator de aumento da sustentabilidade e de redução do impacto das atividades agrícolas, existe também o risco dessa prática causar poluição e degradação ambiental.

A poluição, devido ao aumento da concentração de nutrientes na água, pode ser ainda mais intensa se as áreas agrícolas adjacentes aos cursos d'água forem irrigadas com um manejo inadequado, no qual ocorre aplicação excessiva de água. Outro aspecto associado à qualidade da água é a própria natureza do ciclo hidrológico, no qual há períodos de chuva e de seca, e a consequente oscilação da vazão dos rios. Pode haver aumento brusco da vazão decorrente de chuvas intensas e do consequente deflúvio superficial, diluindo a concentração de elementos presentes na água, e também contribuindo para o aumento da concentração de sedimentos e de possíveis poluentes oriundos da superfície do solo, principalmente no início da estação chuvosa. Ao contrário, durante a estação seca, cessam as chuvas e o deflúvio superficial, mas também há uma redução acentuada da vazão dos cursos d'água, o que reduz a carga de sedimentos em suspensão, podendo, entretanto, aumentar a concentração de sólidos dissolvidos e microrganismos na água.

Portanto, nos estudos sobre qualidade da água em áreas agrícolas, é necessário considerar o histórico de uso da área e o período do ano em que são feitas as amostragens nos cursos d'água. Neste contexto, é necessário conduzir-se estudos sobre qualidade da água e sua relação com o uso da terra no entorno dos cursos d'água, de modo a verificar os possíveis impactos decorrentes desse uso.

Devido à importância de se manter ou de melhorar a qualidade da água utilizada em sistemas de produção agropecuária, é justificável identificar as possíveis fontes de contaminação e avaliar seu potencial impacto sobre os rios próximos às áreas agrícolas. Considerando a variação climática e a distribuição espacial das possíveis fontes de contaminação, é relevante realizar-se estudos de monitoramento da qualidade da água ao longo do tempo em rios próximos a áreas nas quais ocorre a adubação com resíduos orgânicos, para avaliar-se o risco de poluição da água.

O escoamento superficial carrega tanto os nutrientes quanto os poluentes para rios e lagos; sabe-se que o impacto da agricultura orgânica é inferior ao da agricultura convencional. Entretanto, é necessário que se façam estudos quanto ao monitoramento dos parâmetros da qualidade da água para a avaliação do impacto da agricultura orgânica.

Tendo em vista estes aspectos, objetivou-se: (a) avaliar a qualidade da água de um córrego em uma propriedade rural com sistemas de produção orgânica; e (b) verificar os efeitos das épocas de amostragem, visando estabelecer possíveis propostas de minização do

impacto da produção orgânica na qualidade da água superficial. Trabalhou-se no intuito de testar a hipótese de que o sistema de produção orgânica também gera impactos que comprometem a qualidade das águas superficiais e que esses dependem do manejo das culturas na propriedade.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Revisão bibliográfica

2.1.1. Considerações iniciais

De acordo com a *Codex Alimentarius Commission* (2001), a agricultura orgânica é um sistema de gestão de produção holístico, que evita o uso de fertilizantes sintéticos, pesticidas e organismos geneticamente modificados, visando minimizar a poluição do ar, do solo e da água, e otimizar a saúde e a produtividade de comunidades interdependentes de plantas, de animais e de pessoas.

A agricultura orgânica é um sistema baseado em técnicas que conduzem ao uso equilibrado do solo. Estas práticas incluem o preparo mecânico do solo com baixo impacto na estrutura, a aplicação de adubos orgânicos, o uso de adubação verde com leguminosas, a adoção de cobertura morta, o manejo de plantas espontâneas, o uso de biofertilizantes e adubações minerais auxiliares de baixa solubilidade (SOUZA, 2000).

A utilização de insumos que tenham como base recursos minerais não-renováveis ou compostos sintéticos não é compatível com esse processo, pois representa uma intervenção brusca nas características do solo, na fisiologia das plantas e animais e, consequentemente, no ambiente (ORMOND et al., 2002).

Entre os materiais usados na agricultura, os fertlizantes se apresentam como um dos mais utilizados. Baseado no processo de produção, podem ser, de forma geral, categorizados em três tipos: químicos, orgânicos e biofertilizantes. Cada tipo de fertilizante possui suas vantagens e desvantagens. Essas vantagens precisam ser integradas, a fim de se atingir um ótimo desempenho para cada tipo de fertilizante e realizar a gestão equilibrada de nutrientes para o crescimento das culturas.

Entre as vantagens dos fertilizantes químicos, podem-se citar:

1. Os nutrientes são solúveis e imediatamente disponíveis para as plantas; assim, o efeito é geralmente direto e rápido;
2. O custo é menor e mais competitivo que o dos fertilizantes orgânicos, o que os tornam mais aceitos e mais frequentemente aplicados pelos produtores rurais; e
3. Possuem teores de nutrientes bastante elevados; apenas quantidades relativamente pequenas são necessárias para o crescimento e a produção das plantas.

As desvantagens do uso de fertilizantes químicos incluem:

1. O excesso de aplicação pode resultar em efeitos negativos como a lixiviação, a poluição dos recursos hídricos, a destruição de microorganismos e de insetos benígnos, acarretando em maior suceptibilidade da cultura ao ataque de doenças, acidificação ou alcalinização do solo e redução de sua fertilidade; dessa forma, podem causar danos irreparáveis a todo o sistema;
2. O excesso de oferta de nitrogênio, por exemplo, leva ao "amolecimento" do tecido das plantas, tornando-as mais sensíveis a doenças e a pragas;
3. Reduzem a colonização das raízes das plantas com micorrizas e inibem a fixação simbiótica de nitrogênio por rizóbios, quando há alta adubação com nitrogênio;
4. Aumentam a decomposição da matéria orgânica do solo, o que leva à degradação da estrutura do solo; e
5. Os nutrientes são facilmente perdidos devido à fixação, lixiviação ou emissão de gás, o que pode levar à redução da eficiência do fertilizante.

O uso de fertilizantes orgânicos traz diversos benefícios, tais como: fornecimento de nutrientes mais balanceados, o que ajuda a manter as plantas mais saudáveis; aumento da atividade biológica do solo, o que melhora a mobilização de nutrientes a partir de fontes químicas e orgânicas, e decomposição de substâncias tóxicas; melhoria da colonização de micorrizas, o que melhora o fornecimento de fósforo; melhoria do crescimento das raízes devido a uma melhor estrutura do solo; aumento do teor de matéria orgânica do solo; melhoria da capacidade de troca de nutrientes, aumentando a retenção de água no solo, o que propícia a agregação e o tamponamento do solo contra acidez, alcalinidade e salinidade, ação de pesticidas e metais pesados tóxicos; liberação lenta de nutrientes e contribuição para a "piscina" residual de nitrogênio orgânico e fósforo no solo, reduzindo a perda por lixiviação de nitrogênio e fixação de fósforo, podendo também fornecer micronutrientes; fornecimento de alimentos e incentivo ao crescimento de microorganismos benéficos e minhocas; e auxílio na supressão de certas doenças de plantas, e doenças e parasitas transmitidos por meio do solo (REGANOLD, 1988; LEIBIG et al., 1999; REGANOLD et al., 2001; PIMENTEL et al., 2005).

Segundo Mosaddeghi et al. (2009), a adubação orgânica pode reduzir a vulnerabilidade do solo à erosão e à compactação, diminuir a densidade e a resistência do solo à penetração, e elevar a capacidade de retenção de água. Edmeades (2003), em uma revisão sobre ensaios de adubação orgânica com longa duração (de 20 a 120 anos), concluíram que

os adubos orgânicos elevam o conteúdo de carbono orgânico e a atividade microbiana, o que pode levar à melhoria das propriedades físicas do solo.

Entretanto, os fertilizantes orgânicos também possuem a desvantagem de conter teor de nutrientes inferior; assim, necessita-se aplicar um maior volume para atender as exigências nutricionais de crescimento de plantas; a taxa de liberação de nutrientes é lenta para atender as necessidades das culturas em um curto prazo, podendo ocorrer deficiências nutricionais. Os principais nutrientes para as plantas podem não existir no fertilizante orgânico em uma quantidade suficiente para sustentar o crescimento máximo da cultura. A composição de nutrientes de um composto orgânico é altamente variável, e possui custo elevado em comparação com os fertilizantes químicos. A aplicação intensa de fertilizantes orgânicos para solos agrícolas pode resultar em salinização, excesso de nutrientes ou acumulação de metais pesados, e pode afetar adversamente o crescimento de plantas e de organismos do solo, a qualidade da água e a saúde animal e humana.

Os principais contaminantes de origem agrícola são os resíduos de fertilizantes e de defensivos. Esses produtos, quando aplicados sobre os campos de cultivo, podem atingir os corpos d'água diretamente, através da água da chuva ou de irrigação, ou indiretamente através da percolação no solo, chegando ao lençol freático. Outras formas de contaminação indireta podem ocorrer por meio da volatilização dos compostos aplicados nos cultivos e pela formação de poeira do solo contaminado (COOPER, 1993) e/ou pela pulverização de pesticidas, que podem ser transportados por correntes aéreas e se depositar no solo e na água, distantes das áreas onde foram originalmente usados.

2.1.2. Problemas de contaminação da água devido ao manejo orgânico

a) Adubação com cama de frango

Cama é todo o material orgânico distribuído sobre o piso de galpões para servir de leito às aves (PAGANINI, 2004); constitui-se em uma mistura de excreta, penas das aves, ração e substrato utilizado sobre o piso. Vários substratos são usados na composição da cama: maravalha, casca de amendoim, casca de arroz, casca de café, capim seco, sabugo de milho picado, entre vários outros materiais (GRIMES, 2004). Há vários materiais que podem servir como cama; a escolha entre eles irá depender principalmente da disponibilidade desses na região da criação. A cama de maravalha ou raspa de madeira é a mais utilizada pelos criadores, por atender a todas as características necessárias a uma boa cama.

As características que fazem atraente o uso da cama de frango são as suas propriedades físicas e químicas, que permitem que essa seja usada na produção de compostagem ou de biogás. A utilização da cama de frango como adubo orgânico está muito difundida; não somente como adubação de pastagens, mas também para hortaliças, milho, cana-de-açúcar, algodão e café. É de grande importância que o produtor utilize um material de boa qualidade, livre de produtos químicos e, de certa forma, padronizado quanto à composição química.

O sistema produtivo brasileiro de frango permite a reutilização da cama com variação de uma a oito criadas, segundo especialistas. Assim, deve-se atentar à qualidade da cama a ser utilizada, a fim de se alcançar os objetivos quanto à reposição de nutrientes nas mais variadas culturas. Na Tabela 1 é apresentada uma composição típica provável de cama de aviário.

Tabela 1 - Composição de cama de aviário com serragem, em porcentagem de matéria seca

Amostras	N	P	K	Ca	Mg	$S\text{-}SO_4$
1	20,00	16,70	31,30	22,80	7,50	4,70
2	18,00	10,70	18,10	19,60	5,40	4,40
3	26,60	13,60	26,30	23,60	5,07	4,85
4	16,30	13,60	18,10	27,40	6,70	4,40
Média	20,23	13,65	23,45	23,35	6,17	4,59
%	2,00	1,36	2,34	2,33	0,62	0,46

Fonte: Redes de Referências (Londrina)

As fezes de todos os animais contêm bactérias que, em contato com as fontes de água potável, podem causar contaminação. *Escherichia coli* e Salmonella são bactérias naturalmente presentes nas fezes de todos os animais, que podem contaminar a água superficial. O pó gerado nas instalações avícolas contêm bactérias que afetam a qualidade microbiológica do ar, dentro e fora dos galpões (TERZICH et al., 2000; DAVIS; MORISHITA, 2005).

A amônia e os nitratos são as duas formas químicas de nitrogênio mais comuns nos resíduos avícolas. Os nitratos podem constituir a maior forma de contaminantes do lençol freático, quando níveis excessivos de cama de frangos são utilizados como adubo. Esses nitratos são solúveis em água e são transportados pela solução do solo às raízes das plantas, mas também ao lençol freático, onde podem contaminar suprimentos de água potável subterrânea (ZHONGCHAO; ZHANG, 2004; PATTERSON; ADRIZAL, 2005); podem provocar efeitos severos ao meio ambiente, como a acidificação nos solos e a eutrofização na água.

A dose de cama a ser recomendada deve levar em consideração as necessidades da cultura e as propriedades físicas e químicas do solo. Muitos trabalhos, principalmente no Sul do Brasil, têm demonstrado a viabilidade da utilização da cama de frango como fertilizante (ANDREOLA, 1996; ERNANI, 1981; GIANELLO & ERNANI, 1983; HOLANDA et al., 1982; MELLO & VITTI, 2002; MENEZES et al., 2004).

Costa et al. (2009) realizaram um experimento objetivando avaliar a influência da aplicação da cama de frango na recuperação física de um Latossolo Vermelho, sob pastagem degradada de *Brachiaria decumbens* Stapf. na região do Cerrado. As doses de cama de frango aplicadas promoveram pequena redução nos valores da densidade do solo e elevação da porosidade total, independentemente da profundidade e das épocas de amostragem.

b) Monitoramento da qualidade da água

A melhor maneira de se obter informações sobre os recursos hídricos é por meio do monitoramento quantitativo e qualitativo, instrumentos esses que possibilitam a avaliação da oferta hídrica, do aproveitamento múltiplo e integrado da água, e propícia a minimização de impactos ao ambiente. A qualidade da água depende diretamente da quantidade de água existente para dissolver, diluir e transportar as substâncias benéficas e maléficas para o ecossistema (LUCAS apud BRAGA et al., 2002).

De acordo com Benetti e Bidone (2002), a implantação de uma rede de monitoramento da qualidade da água pode ter os seguintes objetivos: avaliação da qualidade da água para determinar sua adequabilidade aos usos propostos; acompanhamento da evolução da qualidade do manancial ao longo do tempo, como reflexo do uso do solo da bacia e de medidas de controle da poluição adotadas; e avaliação do ambiente aquático como um todo, considerando, além da água, os sedimentos e o material biológico.

O monitoramento é a componente chave da proteção ambiental e seu objetivo é organizar uma série de atividades sequenciais para produzir e transmitir informações sobre os recursos hídricos (MARKOWITZ et al., 2003). A avaliação da qualidade da água poderá ser feita pela composição dos resultados obtidos com os padrões estabelecidos para a classe em que está enquadrado o manancial (BENETTI e BIDONE, 2002).

O conceito de monitoramento da qualidade da água é muito mais amplo do que a simples verificação dos padrões legais de qualidade, verificação essa que visa avaliar se os mesmos estão sendo obedecidos ou não (BRAGA et al., 2002). Deve-se atentar para a

necessidade de responder o que está ocorrendo e para auxiliar gerenciadores de recursos hídricos a entender e prevenir potenciais impactos negativos nos recursos hídricos, provenientes de fatores naturais ou antropogênicos (PETERS e WARD, 2003).

Conceitualmente, a qualidade da água se refere às características do suprimento de água que influenciam sua sustentabilidade para determinado uso. A qualidade é definida por certas características físicas, químicas e biológicas. Em irrigação, a avaliação enfatiza as características físicas e químicas da água (AYERS e WESTCOT, 1985).

2.1.3. Poluição das águas

Considera-se poluição as alterações que substâncias, objetos ou formas possam fazer no meio natural, que incluem os meios físico, químico ou biológico. Essas alterações podem ter origem direta ou indireta. A diferença entre poluição e impacto ambiental está no fato de que toda ação poluidora pode causar impacto negativo, mas nem todo impacto ambiental pode chegar a ser um dano. Nem toda contaminação se torna uma poluição; a poluição se dá caso haja prejuízos ao meio natural (DAEE, 1994). É importante distinguir a diferença entre os conceitos de contaminação e poluição de um manancial durante a avaliação da qualidade da água para o uso ao qual ele se destina (LUCAS, 2007).

A contaminação refere-se à transmissão, pela água, de substâncias ou microrganismos nocivos à saúde. A ocorrência de contaminação não implica necessariamente em desequilíbrio ecológico. Assim, a presença na água de organismos patogênicos prejudiciais ao homem não significa que o meio ambiente esteja ecologicamente desequilibrado. De maneira análoga, a ocorrência de poluição não implica necessariamente em riscos à saúde de todos os organismos que fazem uso dos recursos hídricos afetados. A poluição da água é a alteração das características por quaisquer ações ou interferências, naturais ou provocadas pelo homem. Tais alterações podem produzir impactos estéticos, fisiológicos ou ecológicos.

O conceito de poluição da água tem-se tornado cada vez mais amplo, em função de maiores exigências com relação à conservação e ao uso racional dos recursos hídricos (BRAGA et al., 2002). A poluição das águas pode originar-se de várias fontes, dentre as quais se destacam: a) efluentes domésticos; b) efluentes industriais; e c) carga difusa urbana ou agrícola (CETESB, 2005).

O escoamento superficial ou “runoff”, em áreas agrícolas, é uma importante fonte de poluentes na bacia. Como consequência das atividades urbanas e agrícolas, a concentração de nutrientes (principalmente NO_3^- e PO_4^{-3}) e de metais traços (Cu, Cd, Pb, Zn, Cr, Ni e Hg) em

sedimentos e águas superficiais, pode exceder as recomendações para a proteção dos ecossistemas aquáticos. Outras variáveis podem vir a ser determinadas quando há necessidade de estudos específicos de qualidade de água em determinados trechos de rios ou de reservatórios, com vistas a diagnósticos mais detalhados. As variáveis podem ser escolhidas em função do uso e da ocupação do solo na bacia contribuinte, atuais ou preteridos, ou pela ocorrência de algum evento excepcional na área em questão (CETESB, 2005).

Com relação ao uso da água no meio rural, sua qualidade pode ser afetada tanto pela zona urbana próxima quanto pelas atividades agrícolas das propriedades rurais, à montante de certo local. Em alguns casos, as atividades rurais causam prejuízos ao ambiente, devido à lixiviação de nutrientes, contaminando o lençol freático e as águas superficiais (ALENCAR et al., 2009).

Tem-se constatado que, quando a quantidade de adubo orgânico aplicada no solo é definida pela exigência de nitrogênio (N) da cultura, há acúmulo sistemático de fósforo (P) nos solos. Esse problema tende a aumentar com os anos de fertilização, já que a demanda por N se repete após cada cultivo, mas o excesso de P se acumula. A solução desse problema passa pela definição da quantidade de esterco a aplicar, tomando como base a análise do P disponível do solo (SMIS e WOLF, 1994, apud GONÇALVES, 2002). Por outro lado, se isto for feito, haverá carência de N para o desenvolvimento das plantas, o qual deverá ser suprido de outra forma.

2.1.4. Parâmetros para avaliação da qualidade das águas

As águas de contato primário e as águas minerais podem sofrer contaminações por águas residuais e excretas de origem animal ou humana; devido a isso, podem conter patógenos, tornando-se um meio de transmissão de doenças. Quando se trata de propriedades rurais, em que existem vários tipos de culturas e criações de animais, é necessário monitorar a quantidade e a qualidade das águas que abastecem a propriedade, mesmo que a legislação não exija tal necessidade. Há parâmetros que devem ser analisados para a prevenção e o controle das contaminações.

Cada atributo possui sua respectiva importância ao ser analisado. Com relação aos atributos físicos, a temperatura desempenha papel principal no controle do meio aquático, condicionando a influência de uma série de variáveis físico-químicas. Em geral, à medida que a temperatura aumenta, de 0 a 30 °C, a viscosidade, a tensão superficial, a compressibilidade, o calor específico, a constante de ionização e o calor latente de vaporização diminuem,

enquanto a condutividade térmica e a pressão de vapor aumentam. Organismos aquáticos possuem limites superior e inferior de tolerância térmica, temperaturas ótimas para crescimento, temperatura preferida em gradientes térmicos e limitações de temperatura para migração, desova e incubação de ovos. Os sólidos presentes na água podem causar danos aos peixes e à vida aquática. Eles podem sedimentar-se no leito dos rios, destruindo organismos que fornecem alimentos, ou danificar os leitos de desova de peixes. Os sólidos também podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos rios, promovendo decomposição anaeróbica. Altos teores de sais minerais, particularmente de sulfato e de cloreto, estão associados à tendência de corrosão em sistemas de distribuição, além de conferir sabor às águas (CETESB, 2014).

2.1.4.1. Condutividade elétrica (CE)

Com relação aos atributos químicos, a condutividade elétrica (CE) é a expressão numérica da capacidade da água conduzir corrente elétrica. A CE depende das concentrações iônicas e da temperatura, e indica a quantidade de sais existentes na água. Portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. Geralmente, em regiões úmidas, níveis superiores a 100 $\mu S\ cm^{-1}$ em águas doces indicam ambientes impactados. A CE também fornece uma boa indicação das modificações na composição da água, especialmente na sua concentração mineral, mas não fornece nenhuma indicação das quantidades relativas dos vários componentes. O aumento da temperatura da água e dos sólidos suspensos são situações que favorecem a condutividade elétrica no ambiente (CARVALHO et al., 2000). Altos valores podem indicar características corrosivas da água. A condição biogeoquímica dos sedimentos geralmente está associada à transferência de elétrons entre as espécies químicas. Tais processos podem definir condições de deficiência de elétrons (meio redutor) ou de transferência de elétrons (meio oxidante), e podem ser avaliados por meio de medidas *in situ*, denominadas medidas de potencial redox (CETESB, 2014).

2.1.4.2. Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH, conceito proposto pelo dinamarquês Sörensen, em 1909, que significa literalmente

potência (p) de hidrogénio (H), permite-nos descrever o carácter ácido ou básico que predomina em meio aquoso, tendo em conta o seu valor determinado numa escala de 0 a 14. Para a temperatura de 25ºC, um meio aquoso será ácido se tiver pH de 0 a 7, será básico se o pH for de 7 a 14 e será neutro para pH igual a 7 (MORAIS, 2016).

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente, devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. O efeito indireto também é muito importante e, determinadas condições de pH contribuem para a precipitação de elementos químicos tóxicos, tais como os metais pesados. Outras condições podem exercer efeitos sobre a solubilidade dos nutrientes. Desta forma, as restrições de faixas de pH são estabelecidas para as diversas classes de águas naturais, tanto pela legislação federal quanto pela legislação estadual paulista (CETESB, 2014). Os critérios de proteção à vida aquática fixam o pH entre 6 e 9 (BRASIL, 2005).

2.1.4.3. Oxigênio dissolvido (OD)

Uma adequada provisão de oxigênio dissolvido (OD, em % ou em mg L^{-1}) é essencial para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais e estações de tratamento de esgotos. A medição do teor de oxigênio dissolvido possibilita a avaliação dos efeitos de resíduos oxidáveis sobre águas receptoras e a eficiência do tratamento dos esgotos durante a oxidação bioquímica (CETESB, 2014). O oxigênio dissolvido é um dos constituintes mais importantes dos recursos hídricos e um dos mais usados na avaliação da qualidade em razão de estar diretamente relacionado com os tipos de organismos que podem sobreviver em um corpo d'água (LUCAS et al., 2010).

2.1.4.4. Fosfóro (P)

O papel do fósforo na eutrofização dos recursos hídricos é essencial, e a origem deste nutriente a partir de áreas agrícolas tem sido colocada em relevância como indicador de qualidade de água, já que outros indicadores como sólidos em suspensão e turbidez estão associados ao transporte de fósforo (PARRY, 1998).

Em virtude da forte retenção do fósforo pelas partículas do solo, o processo de poluição da água subterrânea por lixiviação de fosfatos é de magnitude desprezível; entretanto, analisando os inúmeros casos de acréscimo de fósforo nas águas superficiais, verifica-se que o escoamento superficial de água, ou seja o "*runoff*", e a erosão dos solos são os principais agentes da contaminação por fósforo em áreas agrícolas (ISHERWOOD, 2000).

2.1.4.5. Potássio (K)

O potássio é encontrado em baixas concentrações nas águas naturais, já que as rochas que contém potássio são relativamente resistentes ao intemperismo. Entretanto, sais de potássio são largamente usados na indústria e em fertilizantes na agricultura, entrando nas

águas doces através das descargas industriais e da lixiviação em terras agrícolas (CETESB, 2014).

2.1.4.6. Nitrogênio (N)

Os compostos de nitrogênio são nutrientes para processos biológicos e são caracterizados como macronutrientes, pois, depois do carbono, o nitrogênio é o elemento exigido em maior quantidade pelas células vivas. Quando descarregados nas águas naturais, conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos, tornam o ambiente eutrofizado. A eutrofização pode possibilitar o crescimento mais intenso de seres vivos que utilizam esses nutrientes, especialmente as algas. Grandes concentrações de algas podem trazer prejuízos aos múltiplos usos dessas águas, prejudicando seriamente o abastecimento público ou causando poluição decorrente da morte e decomposição desses organismos (CETESB, 2014).

Embora a amônia possa ser letal a peixes quando está presente na água em altas concentrações, devido à toxicidade que representa para esse grupo da fauna, a amônia originada no solo ou aplicada via fertilizante tende a ser rapidamente convertida em cátion amônio. Esse, por sua vez, é convertido em nitrato pelo processo microbiano da nitrificação. O nitrato é a principal forma de nitrogênio associada à contaminação da água pelas atividades agropecuárias. Além disso, a elevação dos teores de nitrato na água é indicativo de risco potencial da presença de outras substâncias indesejáveis, tais como muitas moléculas sintéticas de defensivos agrícolas, que possivelmente comportam-se de forma análoga ao nitrato (RESENDE, 2002).

2.1.5. Resolução Conama 357/2005 – renovada pela 430/2011

O termo "qualidade de água" não se refere, necessariamente, a um estado de pureza, mas simplesmente às características químicas, físicas e biológicas; conforme a grandeza dessas características, são estipuladas diferentes finalidades para a água (MERTEN & MINELLA, 2002).

Em 2011, o CONAMA alterou parcialmente e complementou a Resolução 357, de forma que a nova Resolução 430 dispõe sobre condições, parâmetros, padrões e diretrizes para gestão de lançamento de efluentes em corpos d’água receptores (CONAMA, 2011). Essa Resolução também aborda a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o

seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

As águas doces são classificadas em:

Classe especial: águas destinadas ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas, e à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

Classe 1: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; e à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

Classe 2: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto com a água, e à aquicultura e à atividade de pesca.

Classe 3: águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de contato secundário e à dessedentação de animais.

Classe 4: águas que podem ser destinadas apenas à navegação e à harmonia paisagística.

1.1 Material e métodos

2.2.1. Descrição da área de estudo

O estudo foi realizado na fazenda Nata da Serra (22° 36’ 28,4” S e 46° 37’ 31,4” W), localizada no município de Serra Negra, no estado de São Paulo. Essa propriedade possui 88,04 ha subdivididos em vários sistemas de produção, quais sejam: 8,00 ha de hortaliças; 13,40 ha de pastagens; 3,50 ha de cana-de-açúcar; 22,00 ha de eucaliptos; 2,00 ha de cafezal; 24,94 ha de reserva legal e área de proteção permanente (APP); 3,20 ha de açudes com criação de peixes; 0,13 ha de córrego, e 5,37 ha de benfeitorias e infraestrutura.

Os principais produtos gerados na fazenda Nata da Serra são leite, laticínios, café, hortaliças (tomate, pimenta, abobrinha, berinjela e morango), eucalipto e peixes.

O plantio do eucalipto foi realizado em 2011, 2012 e 2013, durante o mês de dezembro (para todos anos); o do milho em outubro (todos os anos); o do café em 1994; o plantio das hortaliças ocorre anualmente de fevereiro a junho; e em novembro, nas áreas de hortaliças, ocorre também o plantio de milho.

A adubação costuma ser realizada com aplicação de adubo a cada 60 dias, sendo feita por meio de uma aplicação contínua de 30 dias, em que as hortaliças são fertirrigadas com biofertilizante; são aplicados 4 L de esterco fresco m^{-2}; para a cana de açúcar, a adubação é realizada de setembro à outubro, na qual são aplicados 40 Mg ha^{-1} de cama de frango; nas pastagens e no pasto do rancho são aplicados 40 Mg ha^{-1} de cama de frango; nas demais pastagens são aplicados 25 Mg ha^{-1}, com exceção da área com capim estrela, onde ocorre uma aplicação de 15 Mg ha^{-1}. Na Tabela 2 é apresentada a caracterização química da cama de frango utilizada.

Tabela 2 - Caracterização química do adubo de cama de frango utilizado para adubação orgânica e os respectivos métodos de determinação

N	P_2O_5	K_2O	M.O.	Umidade	Cinzas
Titulometria	Gravimetria	Espectrofotometria de Absorção Atômica	Calcinação à 550 ºC	Desidratação	Cálculo
%	%	%	%	%	%
2,89	2,81	2,93	77,9	19,25	22,1

A fertirrigação é composta por Bokashi, que contém esterco de vaca, cama de frango, vermiculita, torta de mamona, farinha de osso, farinha de osso calcinada, sulfato de potássio, casca de café, cinza de cana-de-açúcar, calcáreo de concha, farelo de arroz, Yorim Master, fosfato de Arad, MS-3, fubá, melaço, leite, EM, Rocksill, cobalto, sulfato de magnésio, sulfato de zinco, bórax, molibdato de sódio, cálcio, manganês, enxofre, boro, ferro, magnésio, cobre, zinco e molibdênio. Neste composto, a proporção de cada elemento depende da proporção de P, N e K que se deseja adicionar.

O Bokashi é um adubo sólido constituído de uma mistura de resíduos agroindustriais diversos como farinha de ossos, farelos de cereais e de oleaginosas que passam por uma fermentação aeróbica ou anaeróbica (EMBRAPA, 2016). Assim, é um fertilizante orgânico que pode ter aplicação foliar ou por fertirrigação, tendo como finalidade a proteção, o desenvolvimento vegetativo, a formação dos frutos, a melhor granação, o aceleramento do

desenvolvimento das plantas, a estimulação do vigor e o desenvolvimento das raízes. É produzido principalmente a partir de uma mistura balanceada de farelos como soja, arroz, mamona, extrato de levedura seca, entre outros.

A água utilizada para irrigação das culturas é captada do Córrego Forquilha (Tabela 3), que é um dos afluentes do Ribeirão Boa Vista. O referido córrego encontra-se inserido na Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Estado de São Paulo – URGHI 09, que engloba bacia hidrográfica do Rio Mogi-Guaçu.

Tabela 3 - Dados da localização da captação para a fazenda no Córrego Forquilha

Uso	COORDENADAS UTM– MC 51°	
	km Norte	km Leste
Captação superficial	7.498,514	333,544

A bacia hidrográfica do Rio Mogi Guaçu (Figura 1) está localizada na região nordeste do estado de São Paulo e a sudoeste de Minas Gerais, possuindo uma área de drenagem de aproximadamente 17.460 km², sendo 2.650 km² em território mineiro e aproximadamente 14.653 km² em território paulista. Ao longo do trecho paulista da bacia do Rio Mogi Guaçu, têm-se ampliado as atividades agrícolas e industriais, bem como a expansão urbana (ZANCOPÉ & PEREZ FILHO, 2006).

A maioria dos rios que contribuem para a Bacia do Rio Mogi-Guaçu são classificados como Classe 2. Segundo padrões estabelecidos no Decreto Estadual 8468/1976 do Estado de São Paulo, os rios da Classe 2 podem ser destinados ao abastecimento doméstico após tratamento primário, à irrigação e à recreação de contato primário.

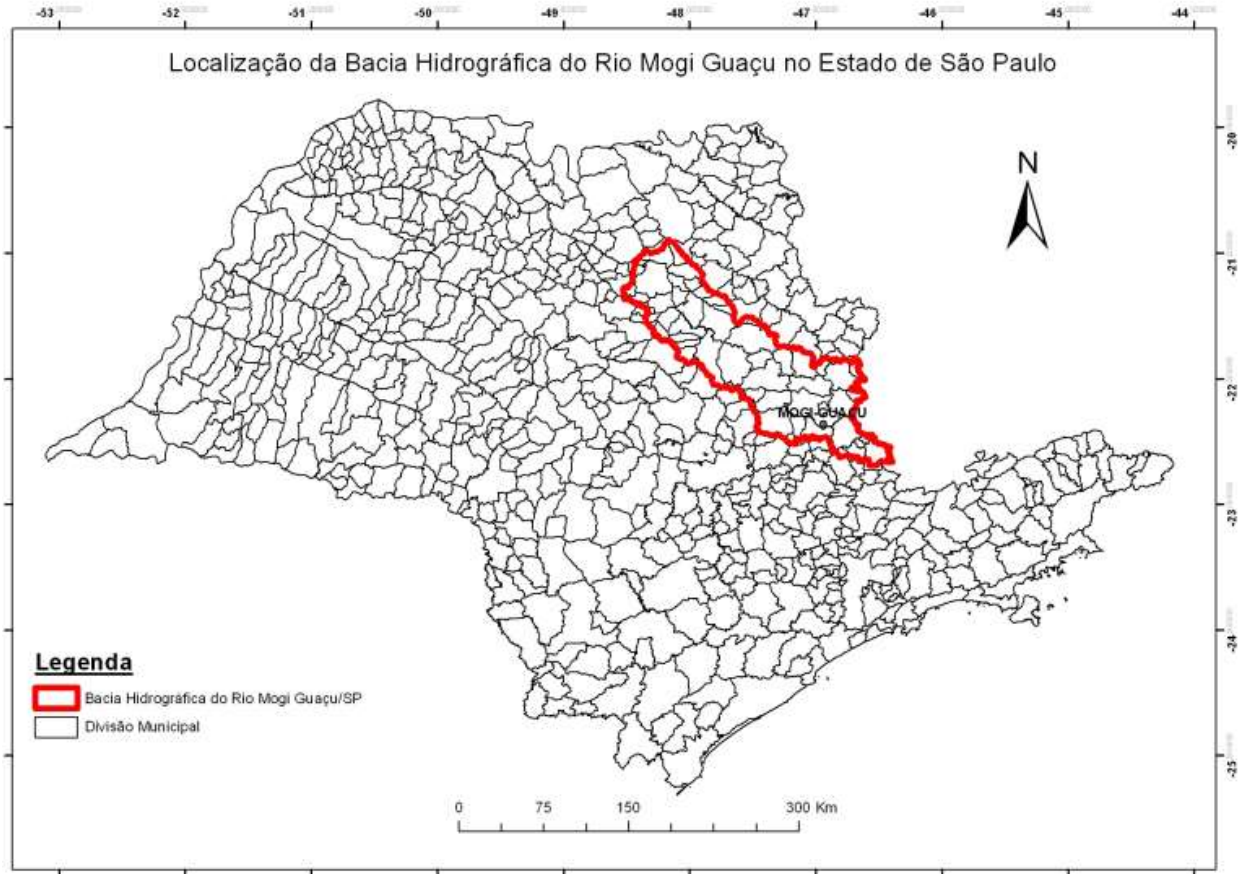


Figura 1 - Localização da bacia hidrográfica do Rio Mogi Guaçu (Fonte: STORANI, 2010).

Conforme o artigo 15 da Resolução CONAMA 430 de 2011, aplicam-se às águas doces de Classe 2 as condições e padrões da Classe 1 previstos nesse artigo (Tabela 4), com a exceção do seguinte:

I - Não será permitida a presença de corantes provenientes de fontes antrópicas que não sejam removíveis por processo de coagulação, sedimentação e filtração convencionais;

II - Coliformes termotolerantes: para uso de recreação de contato primário deverá ser obedecida a Resolução CONAMA nº 274, de 2000. Para os demais usos, não deverá ser excedido um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais de pelo menos 6 (seis) amostras coletadas durante o periodo de um ano, com frequência bimestral. A *E. coli* poderá ser determinada em substituição ao parâmetro coliformes termotolerantes de acordo com os limites estabelecidos pelo órgão ambiental competente;

III - cor verdadeira: até 75 mg Pt L^{-1};

IV - turbidez: até 100 UNT;

V - DBO 5 dias à 20 °C: até 5 mg L^{-1} O_2;

VI - OD, em qualquer amostra: não inferior a 5 mg L^{-1} O_2;

VII - clorofila *a*: até 30 µg L^{-1};

VIII - densidade de cianobactérias: até 50000 cel mL^{-1} ou 5 mm^3 L^{-1}; e

IX - fósforo total:

a) até 0,030 mg L^{-1}, em ambientes lênticos; e

b) até 0,050 mg L^{-1}, em ambientes intermediários, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico.

Tabela 4 – Valores máximos permitidos pela Resolução CONAMA 430 de 2011 para alguns parâmetros, relativos a Classe 1 de águas doces

Parâmetros	Valor máximo
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambiente lêntico)	0,025 mg L^{-1} P
Nitrato	10,0 mg L^{-1} N
Nitrogênio amoniacal total	3,7mg L^{-1} N, para pH ≤ 7,5 2,0 mg L^{-1} N, para 7,5 < pH ≤ 8,0 1,0 mg L^{-1} N, para 8,0 < pH ≤ 8,5 0,5 mg L^{-1} N, para pH > 8,5
Sólidos dissolvidos totais	500 mg L^{-1}

Como a concentração dos parâmetros de avaliação da qualidade da água variam com a vazão, as resoluções estabelecem que as concentrações sejam relativas a uma vazão mínima de referência. No Estado de São Paulo, a vazão mínima de referência é a $Q_{7,10}$.

2.2.2. Procedimento para coleta de água

As coletas das amostras de água foram realizadas no período de agosto de 2013 a novembro de 2014, sendo realizadas de 4 a 6 coletas, em quatro pontos distribuídos ao longo do córrego que atravessa a propriedade; foi coletado 1 L de água em recipiente plástico, previamente lavado, sendo a coleta realizada contra a correnteza.

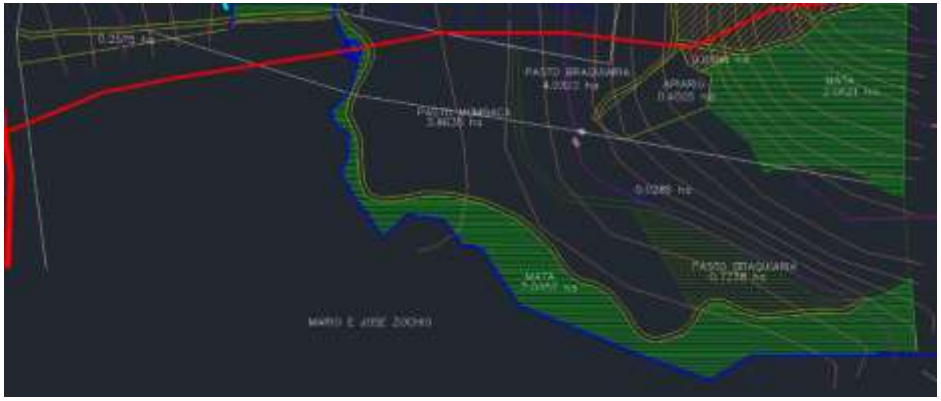
O ponto 1 (P1) e o ponto 4 (P4) foram escolhidos para verificação da qualidade da água à montante da propriedade (P1) e à jusante da propriedade (P4). O ponto 2 (P2) foi escolhido para analisar principalmente a influência das pastagens de *Brachiaria brizantha*, onde ocorre a aplicação do fertilizante orgânico, e dos tanques de criação de peixes, nos quais é realizada a distribuição de ração. O ponto 3 (P3) foi escolhido por sua proximidade com as pastagens, onde há aplicação de fertilizante orgânico, de esterco bovino e de resíduos líquidos provenientes de um sistema de tratamento de efluentes do laticínio e da sala de ordenha. Para

que todos os parâmetros avaliados fossem submetidos à análise estatística, foram usados de 4 a 6 blocos, ou seja, de 4 a 6 épocas de coleta. O ribeirão possui duas nascente, sendo distantes uma da outra de 170 m; a nascente 1 fica 550 m a montante do ponto 1 e a nascente 2 a 700 m; P1 fica a 1700 m do P2; o P2 fica a 250 m do P3 e, o P3 fica a 450 m do P4.

Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos da água analisada, visando detectar a possível interferência da aplicação de adubação orgânica, foram: condutividade elétrica (dS cm^{-1}), carbono orgânico total (mg L^{-1}), oxigênio dissolvido (mg L^{-1}), nitrato (mg L^{-1}), nitrogênio total (mg L^{-1}), potássio (mg L^{-1}), sólidos suspensos totais (mg L^{-1}), sólidos dissolvidos totais (mg L^{-1}), sólidos totais (mg L^{-1}), fósforo (mg L^{-1}), fostato (mg L^{-1}), carbono orgânico total (mg L^{-1}) e *Escherichia coli* (UFC 100 mL^{-1}).

As análises dos parâmetros pH, condutividade elétrica, potencial redox, oxigênio dissolvido e temperatura foram feitos no local de coleta e no momento em que as amostras de água foram coletadas; já os outros parâmetros foram armazenados em recipientes plásticos, sendo mantidos refrigerados e levados para análise no Laboratório de Saneamento da USP de São Carlos. Todas as amostras foram medidas de acordo com 22ª edição do Standard Methods (APHA, 2012).

(a)



(b)

(c)

(d)

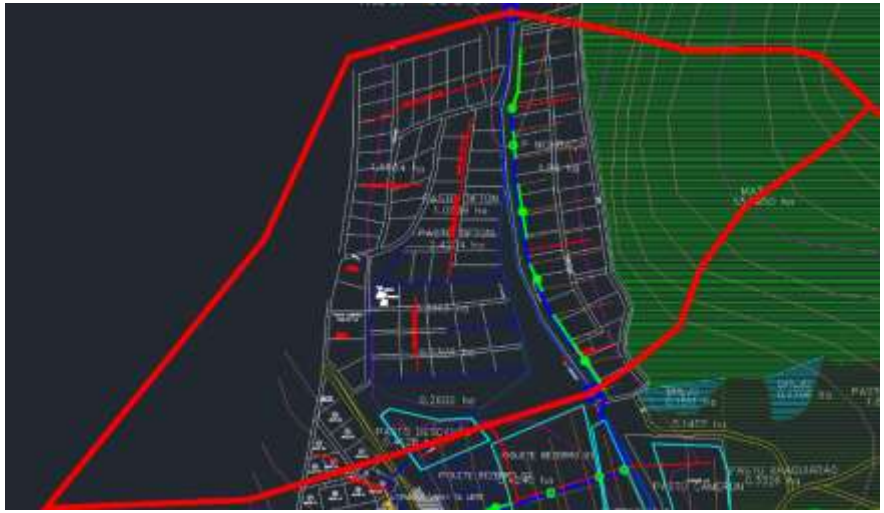


Figura 2 – Imagens englobando ambas as margens do ribeirão: (a) Área de contribuição para o ponto 1; (b) área de contribuição para o ponto 2; (c) área de contribuição para o ponto 3; e (d) área de contribuição para o ponto 4.

Figura 3 – Esquema dos quatro pontos de coleta e dos plantios orgânicos nas áreas de contribuição de cada ponto

2.2.3. Análise estatística

Para a análise dos dados foi adotado um delineamento em blocos casualizado. Os quatro pontos de coletas (T1, T2, T3 e T4) foram considerados como tratamentos (Tabela 5) e as coletas ao longo do tempo, como blocos .

Foi realizado o teste F para análise de variância; quando significativa, as médias entre os quatro pontos ou entre as épocas foram comparadas pelo teste de Tukey.

Tabela 5 - Características dos pontos de coleta

Pontos	Descrição
1	À montante da propriedade
2	À jusante das áreas de pastagem, psicultura, aplicação de adubos orgânicos (cama de frango
3	À jusante das áreas de pastagem, aplicação de esterco bovino e resíduos de efluentes do tratamento de laticínio e sala de ordenha
4	À jusante da propriedade

Tabela 6 - Datas das épocas de amostragem

Épocas	Datas
1	Setembro/2013
2	Novembro/2013
3	Janeiro/2014
4	Maio/2014
5	Julho/2014
6	Novembro/2014

Baseado nas observações do nível da água no ribeirão, pode-se afirmar que $Q_3 > Q_2 > Q_6 > Q_4 > Q_5 > Q_1$, em que Q_i são as vazões estimadas nas datas de amostragem.

1.2 Resultados e discussão

A análise estatística dos dados foi realizada com o software software "R". Conforme descrito anteriormente, foi realizada a análise da variância utilizando delineamento em blocos casualizados. Foram considerados como blocos as sucessivas coletas (de 4 a 6 completas) e os quatro pontos de amostragem de água como tratamentos. Os dados foram analisados quanto a sua normalidade pelo teste de Shapiro-Wilk, e aqueles que não eram normais foram transformados por Box-Cox.

As 15 variávies medidas (parâmetros de qualidade da água) utilizadas para avaliar o efeito da presença da fazenda em (quatro pontos ao longo do ribeirão) são descritas a seguir, junto com os resultados obtidos.

2.3.1. Condutividade elétrica da água

Na Tabela 7 é apresentada a análise da variância da condutividade elétrica da água analisada. Pode-se observar que não houve diferença significativa entre os tratamentos; porém, houve diferença significativa entre os blocos (tempos), em nível de 5% de probabilidade.

Tabela 7 - Quadro da análise de variância da condutividade elétrica da água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Época (Blocos)	3	1,83	0,61	6,79*
Pontos (Tratamentos)	3	0,54	0,18	$1,98^{ns}$
Resíduo	9	0,81	0,09	
Total	15	3,18		

C.V. (%)	8,29

* significativo em nível de 5% de probabilidade ($0,01 \leq p < 0,05$)

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

Na Figura 3 está representado o teste de comparação múltipla de médias entre cada uma das épocas para a condutividade elétrica da água do córrego, em que constam as médias de cada época de amostragem, e entre parênteses, a média de cada época transformada, devido a não normalidade dos dados. As médias seguidas de mesmas letras não diferem entre si pelo teste de Tukey em 5% de probabilidade.

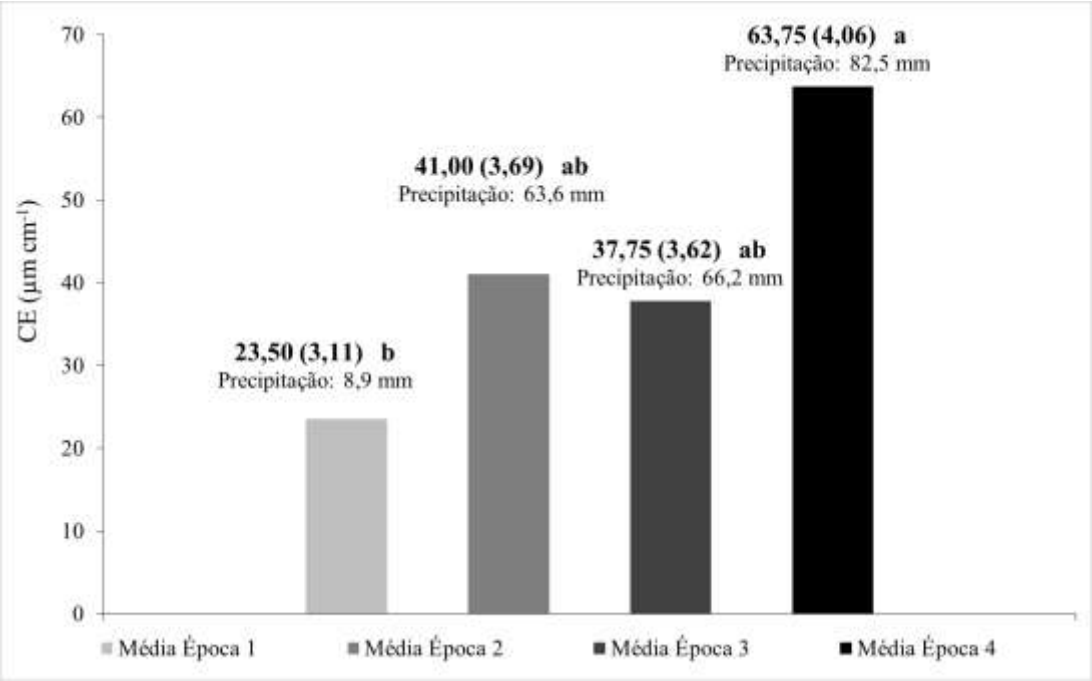


Figura 4 – Médias da condutividade elétrica da água do corrégo para cada uma das quatro épocas de medição

Verifica-se que os valores de CE medidos nas épocas 1 e 4 são, de forma aproximada, diretamente proporcionais à ordem das vazões apresentada, caracterizando carreamento dos solutos.

A maior média avaliada foi de cerca de 0,064 dS cm^{-1} (época 4), que não implica em nenhum risco de salinização. Esse resultado já era esperado, tendo em vista que o ribeirão se localiza em uma região sub-úmida.

De acordo com Libânio (2005), águas naturais de regiões sub-úmidas apresentam condutividade elétrica inferior a 100 µS cm^{-1}, podendo atingir 1000 µS cm^{-1} em corpos d'água que recebem efluentes domésticos e industriais.

2.3.2. Carbono orgânico total presente na água

Observa-se pela análise de variância da concentração de carbono orgânico total da água analisada (Tabela 8), que não houve diferença significativa entre os tratamentos (pontos de amostragem), mas houve entre os blocos (épocas das medidas).

Tabela 8 - Quadro da análise de variância da concentração de carbono orgânico total na água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Época (Blocos)	3	71,29	23,76	18,73**
Pontos (Tratamentos)	3	4,13	1,38	$1,09^{ns}$
Resíduo	9	11,42	1,27	
Total	15	86,85		
C.V. (%)		10,16		

** significativo em nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

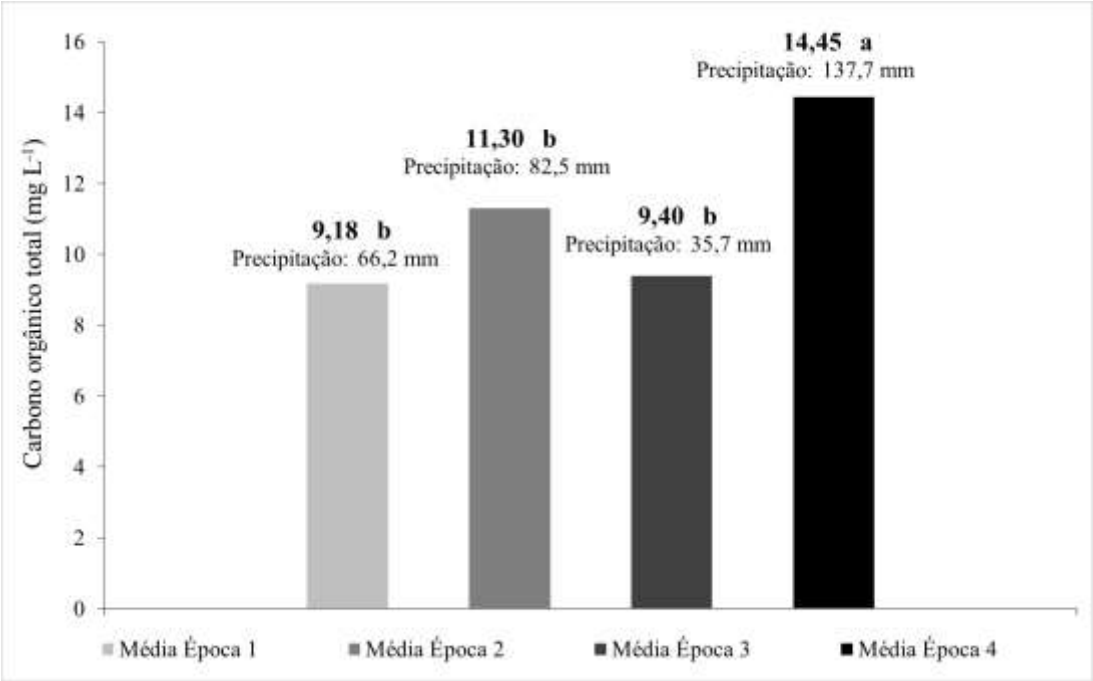


Figura 5 – Médias dos valores da concentração de carbono orgânico total presente na água do córrego para cada uma das quatro épocas de avaliação

A Resolução CONAMA não estabelece padrões de concentração de carbono orgânico para as classes de água doce. Pelas médias representadas na Figura 5, houve efeito do arraste sazonal, tal como observado com a CE, entre as épocas 1 (setembro de 2013) e 4 (maio de 2014).

2.3.3. Oxigênio dissolvido na água

Na Tabela 9 é apresentada a análise de variância da concentração de oxigênio dissolvido na água analisada; verifica-se que não houve diferença significativa entre as épocas de amostragem; entretando, houve diferença significativa entre os pontos amostrados ao longo do córrego, em nível de 5% de probabilidade.

Tabela 9 - Quadro da análise de variância da concentração de oxigênio dissolvido na água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado médio	F
Época (Blocos)	1	0,05	0,05	$0,09^{ns}$
Pontos (Tratamentos)	3	19,25	6,42	10,86*
Resíduo	3	1,77	0,59	
Total	7	21,08		
C.V. (%)		14,29		

* significativo em nível de 5% de probabilidade ($0,01 \leq p < 0,05$)

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

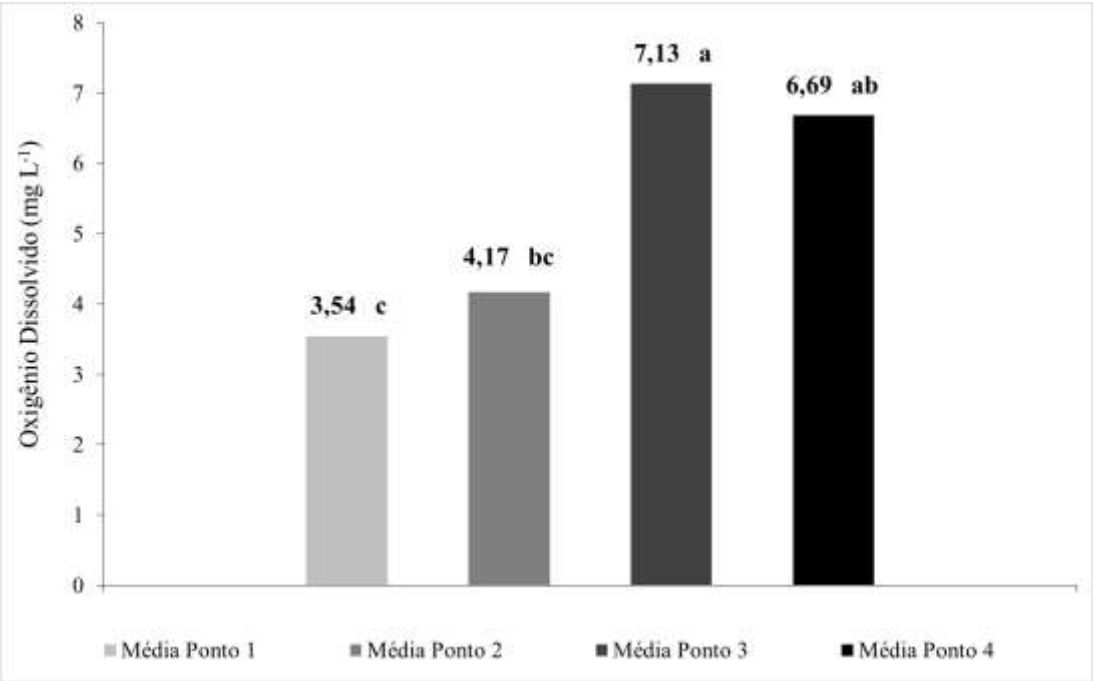


Figura 6 – Médias da concentração de oxigênio dissolvido presente na água do córrego nos quatro pontos amostrados

Segundo a Resolução CONAMA 430/2011, para a Classe 1 de águas doces, a concentração de oxigênio dissolvido não pode ser inferior a 6 mg L^{-1}; assim, os pontos de

amostragem 1 e 2, encontram-se abaixo do limite do padrão da Resolução. Para a Classe 4 de águas doces, a concentração de oxigênio dissolvido deve ser superior a 2 mg L^{-1}; consequentemente, para esse parâmetro, o córrego enquadra-se como Classe 4.

Correlacionando-se os dados pontuais da concentração de oxigênio dissolvido com os de temperatura de cada ponto de coleta e data de coleta, verifica-se pela Figura 7, como já era esperado, que para maiores temperaturas da água do córrego, menores são valores de concentração de oxigênio dissolvido na água.

Assim, as diferenças observadas no OD não parecem estar relacionadas a presença física da fazenda em si; tudo indica que se trata da variação da forma da calha, que pode ter efeito sobre a temperatura da água.

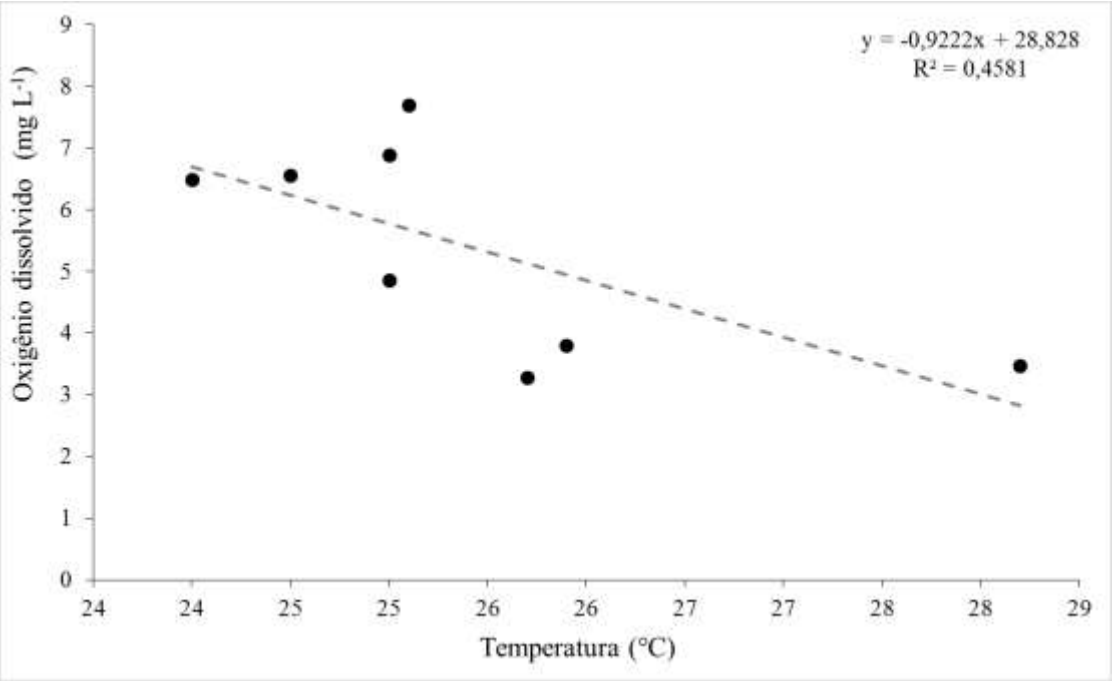


Figura 7 – Relação da temperatura da água do córrego com a concentração de oxigênio dissolvido

2.3.4. Potencial redox da água do córrego

Pela análise de variância do potencial redox da água analisada (Tabela 10) observa-se que não houve diferença significativa entre os blocos (épocas de amostragem). Porém, houve diferença significativa entre os tratamentos (pontos de coleta).

Tabela 10 - Quadro da análise de variância do potencial redox da água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado médio	F
Época (Blocos)	1	36,81	36,81	$1,39^{ns}$
Pontos (Tratamentos)	3	2452,02	817,34	38,86**
Resíduo	3	79,44	26,48	
Total	7	2568,26		
C.V. (%)		16,70		

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

** significativo em nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

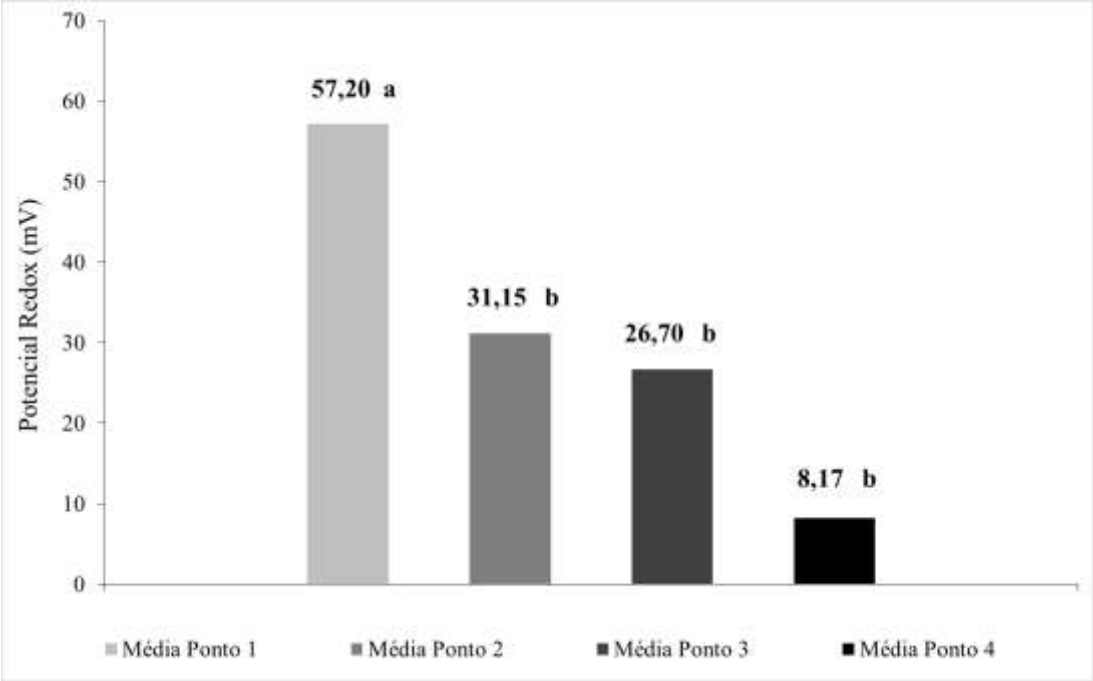


Figura 8 – Médias do potencial redox da água do córrego, segundo os quatros pontos de coleta de água no córrego

O potencial de oxi-redução ou redox (ORP ou Eh) representa alterações no estado de oxidação de muitos íons ou nutrientes, estando relacionado à solubilidade de metais e à disponibilidade de nutrientes para as comunidades aquáticas (TUNDISI; TUNDISI, 2008). As medidas de potencial redox podem ser usadas para fazer previsões e diagnósticos quanto à oferta ou deficiência de elétrons em um dado meio, e, consequentemente, estabelecer espécies químicas predominantes (JARDIM, 2014).

Medidas diretas (absolutas) de potencial redox em matrizes ambientais tais como águas, efluentes, sedimentos e solos começaram a ser utilizadas no início do século passado, mas foi a partir do estudo detalhado feito em 1960 por Baas-Becking et al. (1960) que este

parâmetro passou a ser determinado rotineiramente nos estudos geoquímicos, limnológicos e de química aquática.

Muitas reações de importância na natureza envolvem tanto elétrons quanto prótons, o que faz com que sejam governadas tanto pelo pH quanto pelo potencial redox. Dependendo destas duas variáveis, ferro, manganês, carbono, nitrogênio e enxofre, dentre outros elementos, podem alterar drasticamente sua mobilidade e, em alguns casos, a toxicidade em um dado compartimento ambiental. Por exemplo, o enxofre pode estar presente como o íon sulfato de mobilidade reduzida em um ambiente óxido, e alterar sua mobilidade e toxicidade quando este mesmo ambiente passar para uma condição anóxida, na qual o sulfato poderá ser reduzido a sulfeto e eventualmente a gás sulfídrico. O mesmo pode ser aplicado para nitrato e amônia, para os quais o número de oxidação do nitrogênio pode variar entre +5 e -3 (JARDIM, 2014).

Em pH 7,0 e a 25°C, a água com concentrações saturadas de oxigênio apresenta um potencial redox de +500 mV. Em potenciais redox < 50 mV, Fe^{+++} é reduzido a Fe^{++}, liberando fosfato precipitado como fosfato férrico em potenciais redox mais elevados (TUNDISI ; TUNDISI, 2008).

A Resolução CONAMA não dispõe de padrões do potencial redox para as Classes de água doce. Para o ministério do meio ambiente, citado por Fiorucci e Benedetti Filho (2005) valores de ORP entre 200 mV e 600 mV indicam um meio fortemente oxidante, entre -100 mV e -200 mV indicam meios redutores; e as condições de um rio não poluído são fracamente oxidantes graças à presença de quantidades limitadas de oxigênio dissolvido.

Do Ponto 1 ao Ponto 4, o potencial redox da água do corrégo diminuiu, isso é, tornou-se ligeiramente menos oscidante; isso ocorreu possivelmente devido à presença da fazenda, mas são necessários maiores estudos para explicar devidamente esse fenômeno.

2.3.5. Temperatura da água

A temperatura da água do córrego foi medida nos quatro pontos de coleta de água e os valores foram submetidos à análise da variância. Observa-se pela Tabela 9 que não houve diferença significativa entre os tratamentos; porém, houve diferença significativa, em nível de 1% de probabilidade, entre os blocos (épocas de amostragem).

Tabela 11 - Quadro da análise de variância da temperatura da água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado médio	F
Época (Blocos)	3	126,43	42,14	44,93**
Pontos (Tratamentos)	3	2,32	0,77	$0,82^{ns}$
Resíduo	9	8,44	0,94	
Total	15	137,20		
C.V. (%)		4,25		

** significativo em nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

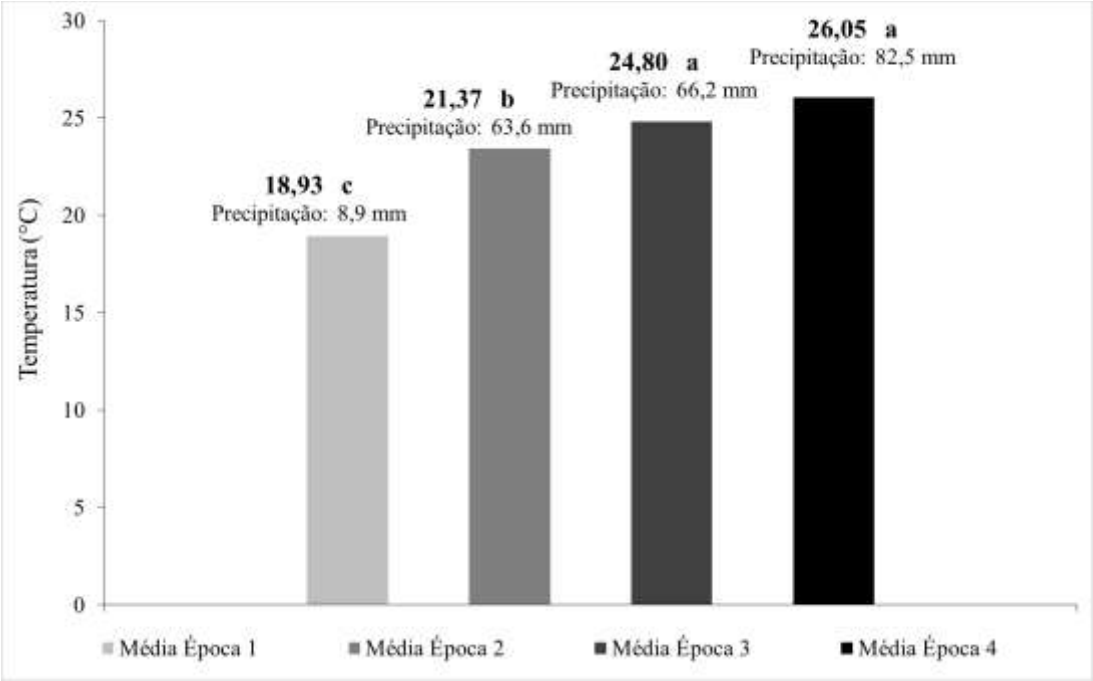


Figura 9 – Médias da temperatura da água no córrego nas épocas de avaliação ao longo do ano

As épocas 3 e 4, correspondem, respectivamente, aos meses de novembro de 2013 e janeiro de 2014, que são os meses mais quentes do ano. Assim, as temperaturas da água também foram mais elevadas para esses meses. A época 1 corresponde ao mês de setembro de 2013, ou seja, final do inverno.

2.3.6. pH da água

Pela Tabela 12, verifica-se que a análise de variância do parâmetro pH da água do córrego não apresentou diferença signifitiva nem entre os tratamentos e nem entre os blocos,

ou seja, nem entre os pontos nem entre as épocas, respectivamente. O valor médio geral do pH foi de 6,50.

Tabela 12 - Quadro da análise de variância do pH da água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Época (Blocos)	3	0,14	0,048	$0,39^{ns}$
Pontos (Tratamentos)	3	0,38	0,13	$1,02^{ns}$
Resíduo	9	1,11	0,12	
Total	15	1,64		
C.V. (%)		5,42		

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

Segundo a CETESB (2014), o pH da água deve-se encontrar entre 6 a 9 para enquadrar-se no padrão da Classe 1 de águas doces, e garantir proteção da vida aquática; assim, os resultados das análises de pH do córrego ao longo do período analisado encontram-se dentro do padrão da Resolução do CONAMA 430/2011 para as classes de águas doce de melhor qualidade

2.3.7. Sólidos dissolvidos totais na água

Pela análise de variância da concentração de sólidos dissolvidos totais da água analisada (Tabela 13) observa-se que houve diferença significativa apenas entre os blocos (épocas de amostragem) em nível de 1% de probabilidade. Não houve diferença significativa entre os tratamentos (pontos amostrados). Assim, para se verificar a diferença entre os blocos, foi aplicado o teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade (Figura 10).

Tabela 13 - Quadro da análise de variância da concentração de sólidos dissolvidos totais na água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Época (Blocos)	3	10896,69	3632,23	5,7426*
Pontos (Tratamentos)	3	869,69	289,90	$0,4583^{ns}$
Resíduo	9	5692,56	632,51	
Total	15	17458,94		
C.V (%)		35,39		

* significativo em nível de 5% de probabilidade ($0,01 \leq p < 0,05$)

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

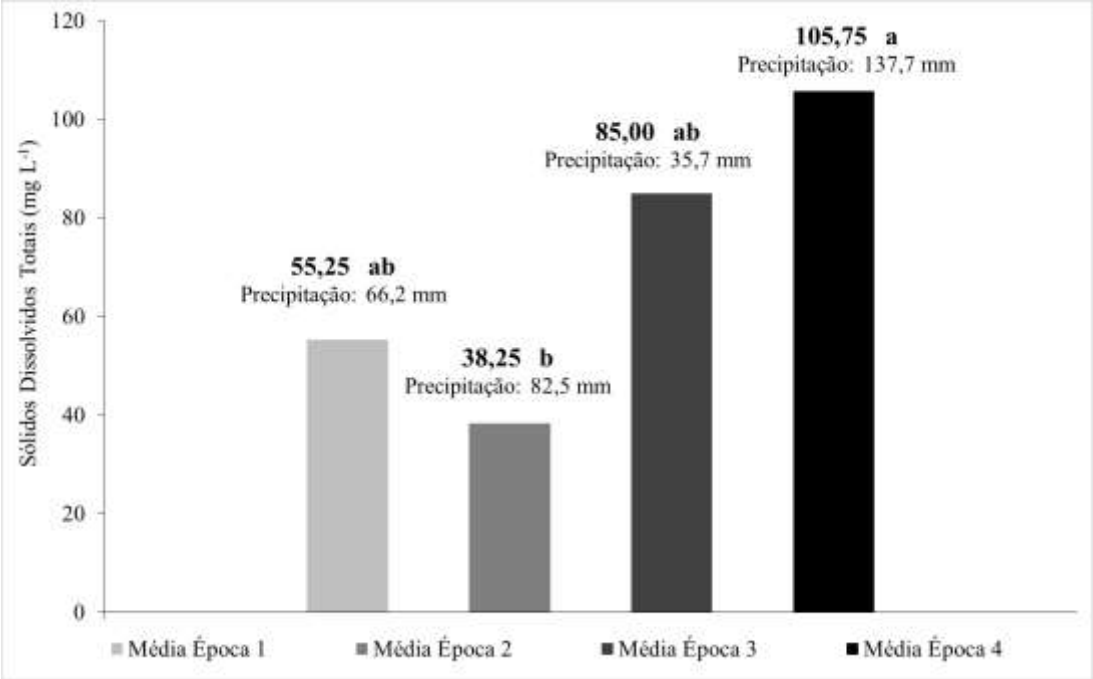


Figura 10 – Médias da concentração de sólidos dissolvidos totais presentes na água do córrego em cada uma das quatro épocas de amostragem

Quanto à concentração de sólidos dissolvidos totais, a Classe da água do córrego enquandra-se como Classe 1 da categoria de águas doces; para atender a essa Classe a concentração de sólidos dissolvidos totais não deve ser superior a 500 mg L^{-1}.

Os sólidos dissolvidos totais, como era de se esperar, seguem aproximadamente o padrão da CE. Assim, o SDT da época 4 (maio de 2014) tende a ser maior que da época 1 (setembro de 2013), possivelmente devido ao transporte de solutos.

2.3.8. Sólidos totais presentes na água

Na Tabela 14 está apresentada a análise de variância dos sólidos totais da água do córrego; verifica-se que houve diferença significativa, em nível de 1% de probabilidade, entre os blocos (épocas), não havendo diferença significativa entre os tratamentos (pontos de amostragem).

Tabela 14 - Quadro da análise de variância dos sólidos totais na água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Época (Blocos)	5	20729,21	4145,84	4,71**
Pontos (Tratamentos)	3	1535,12	511,71	$0,5813^{ns}$
Resíduo	15	13204,62	880,31	
Total	23	35468,96		
C.V. (%)		41,62		

** significativo em nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

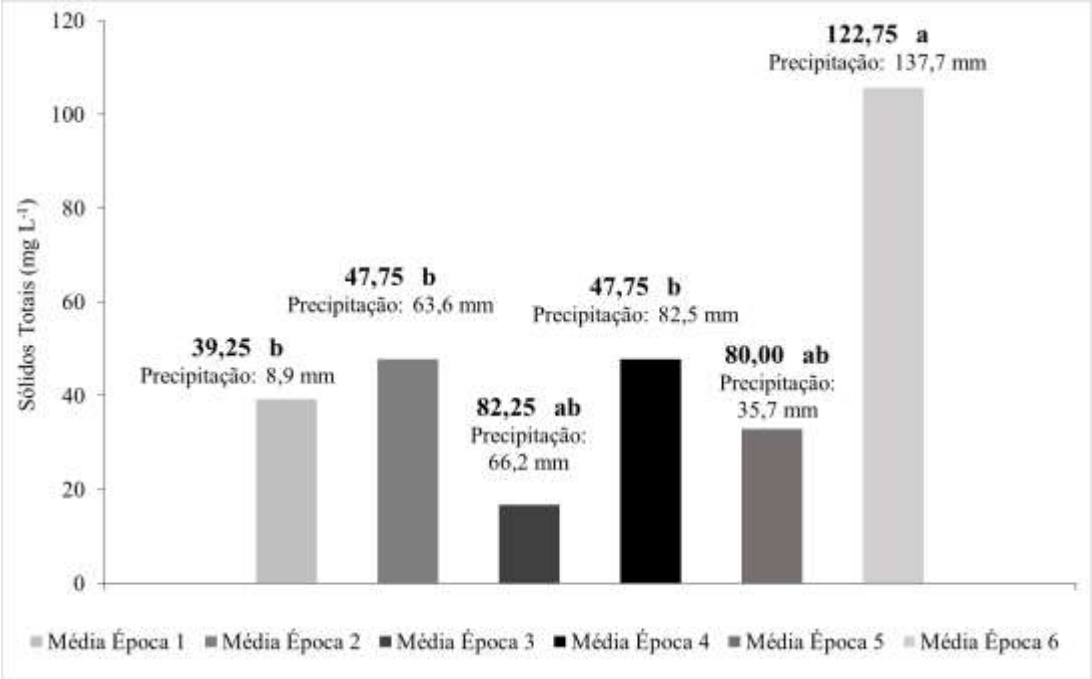


Figura 11 – Média da concentração de sólidos totais presentes na água do córrego em cada uma das seis épocas de avaliação

A Resolução CONAMA não dispõe de padrões da concentração de sólidos totais para as Classes de águas doce, apenas para a concentração de sólidos dissolvidos totais.

Observando-se a Figura 11, verifica-se que a época 6 (novembro de 2014) apresentou uma quantidade de sólidos totais significativamente maior que a época 1 (setembro de 2013), indicando um maior efeito de erosão e arraste na bacia do que a diluição.

2.3.9. Sólidos suspensos totais na água do córrego

Pela análise de variância da concentração dos sólidos suspensos na água (Tabela 15), observa-se que os blocos (épocas) diferiram entre si, em nível de 5% de probabilidade. Assim,

para verificar a diferença entre os blocos, foi aplicado o teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade (Figura 12). Quanto aos tratamentos (pontos de amostragem), não houve diferença significativa.

Tabela 15 - Quadro da análise de variância da concentração dos sólidos suspensos totais na água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Época (Blocos)	3	10,89	3,63	10,68**
Pontos (Tratamentos)	3	0,25	0,08	$0,25^{ns}$
Resíduo	9	3,06	0,34	
Total	15	14,21		
C.V. (%)		25,72		

** significativo em nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

As médias entre parênteses na Figura 12 referem-se às médias da transformação dos dados, enquanto que as médias reais dos dados sobre cada bloco são apresentadas antes das médias dos dados da transformados. As médias seguidas de mesmas letras não diferem entre si pelo teste de Tukey em 5% de probabilidade.

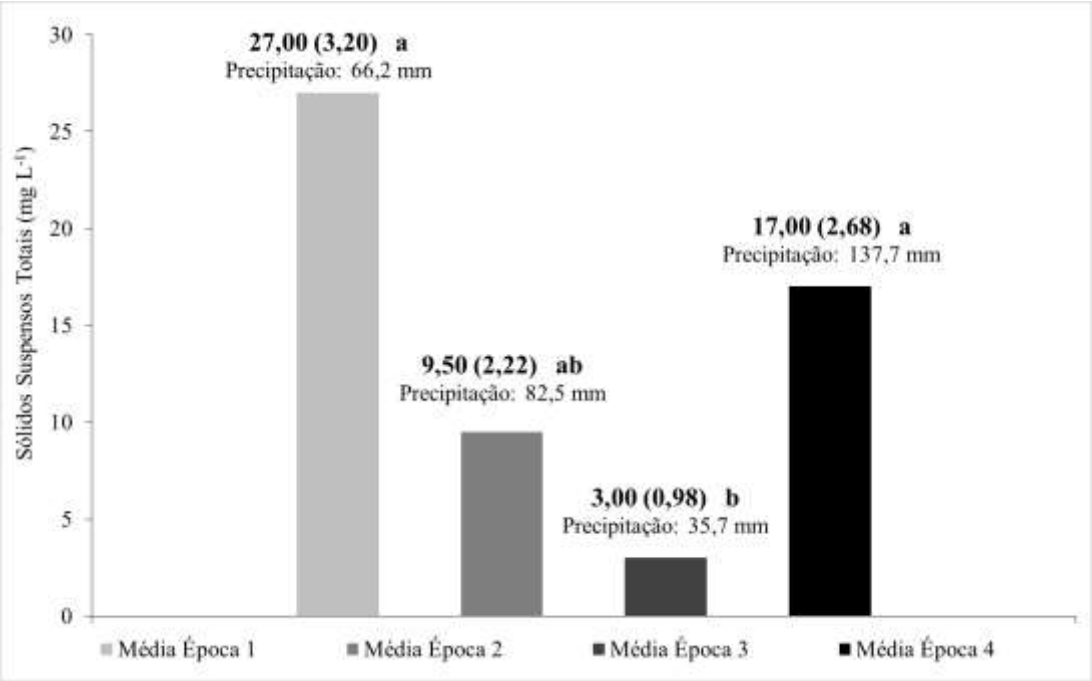


Figura 12 – Média da concentração de sólidos suspensos totais presentes na água do córrego para cada uma das quatro épocas de medição

A Resolução CONAMA 430/2011 não dispõe de padrões da concentração de sólidos suspensos totais para as Classes de águas doces, apenas para os sólidos dissolvidos totais.

Observando-se a Figura 12, pode-se notar que no caso dos sólidos suspensos prevaleceu, o efeito da lavagem e diluição: os valores medidos na época 3 (janeiro de 2014) foram significativamente menores que na época 1 (setembro de 2013).

Segundo Franco e Hernandez (2009), os aumentos na concentração de sólidos suspensos ocorrem, provavelmente, em razão da ausência de matas ciliares e do cultivo de pastagens degradadas em alguns trechos ao longo do córrego, favorecendo o transporte e a deposição de materiais sólidos (areia, silte, argila) além de detritos orgânicos de origem alóctone carreados por escoamento superficial, geralmente ocasionado pelas chuvas.

2.3.10. Concentração de nitrato presente na água do córrego

Pela Tabela 16, na qual estão apresentados os resultados da análise de variância da concentração de nitrato, verifica-se que houve diferença significativa entre os blocos (épocas), em nível de 1% de probabilidade. Entretanto, não houve diferença significativa entre os tratamentos (pontos de amostragem no córrego).

Tabela 16 - Quadro da análise de variância da concentração de nitrato na água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Época (Blocos)	3	11,50	0,83	30,11**
Pontos (Tratamentos)	3	1,42	0,47	$3,71^{ns}$
Resíduo	9	1,15	0,13	
Total	15	14,07		
C.V. (%)		36,53		

** significativo em nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

Na Figura 13 está representado o resultado do teste de comparação múltipla de médias dos blocos (épocas). As médias seguidas de mesmas letras não diferem entre si pelo teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade.

Verifica-se, pela Figura 13, que as médias da concentração nitrato nos pontos para as épocas coletadas encontram-se abaixo do limite de 10 mg L^{-1}, recomendado para a Classe 1 de águas doce pela Resolução CONAMA 430/2011.

Pela Figura 13 pode-se notar, também, que em janeiro de 2014 (época 3), quando a vazão estava mais alta, é que foram medidos os maiores valores de NO_3^-, mostrando mais uma vez a preponderância do fenômeno de erosão e transporte de materiais da bacia, e não o efeito de diluição.

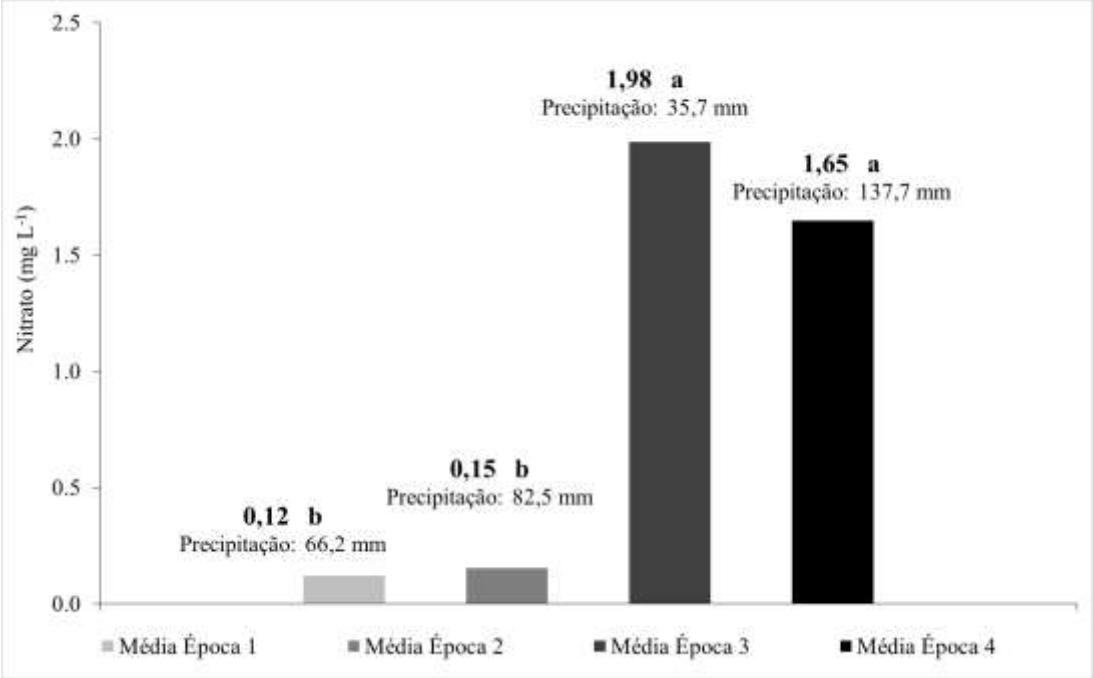


Figura 13 – Médias da concentração de nitrato presente na água do córrego, realizadas em quatro épocas distintas ao longo do ano

2.3.11. Nitrogênio total presente na água do córrego

Observa-se pela análise de variância da concentração do nitrogênio total da água analisada (Tabela 17) que houve diferença significativa entre os blocos (épocas), em nível de 1% de probabilidade. Assim, para verificar a diferença entre os blocos, foi aplicado o teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade (Figura 14). Por outro lado, não se verificou diferença significativa entre os tratamentos (pontos de amostragem).

Tabela 17 - Quadro da análise de variância da concentração de nitrogênio total na água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Época (Blocos)	3	1452,98	484,32	15,06**
Pontos (Tratamentos)	3	144,80	48,27	$1,50^{ns}$
Resíduo	9	289,37	32,15	
Total	15	1887,15		
C.V (%)		78,24		

** significativo em nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

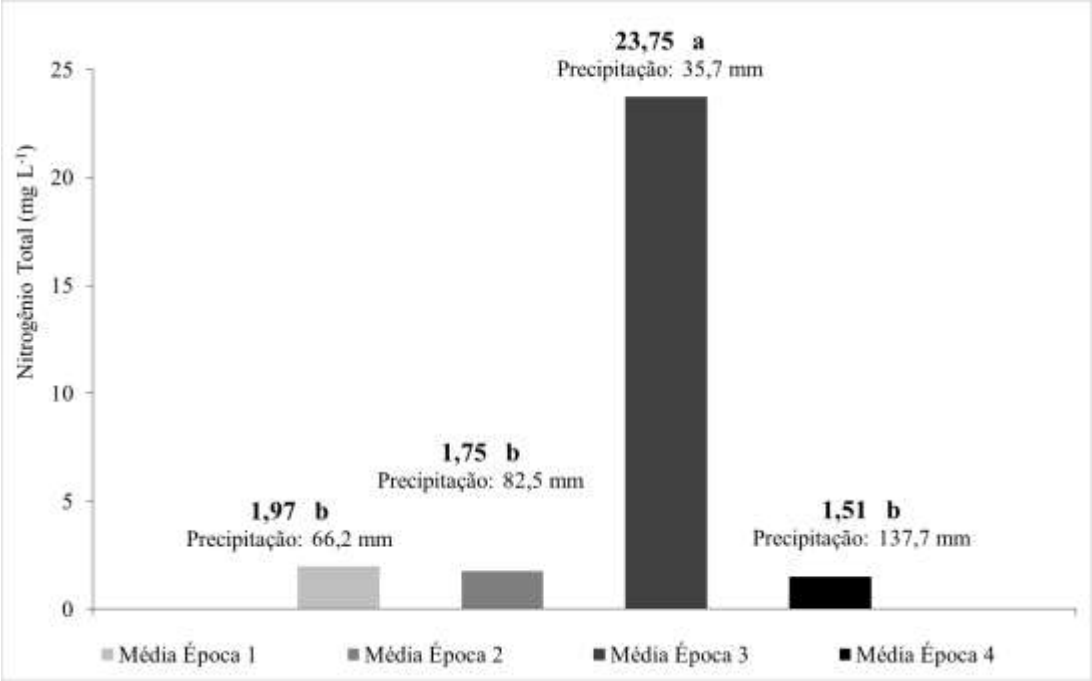


Figura 14 – Médias das épocas da concentração de nitrogênio total presente na água do córrego

Segundo a Resolução CONAMA 430/2011, para a Classe 1 de águas doce, o limite padrão da concentração de nitrogênio amoniacal total para pH ≤ 7,5 é de 3,7 mg L^{-1}; logo, na época de amostragem 3, o valor encontra-se acima do limite para Classe 1 de águas doce. Para a Classe 3 de águas doce, o limite padrão da concentração de nitrogênio amoniacal total para pH ≤ 7,5 é de 13,3 mg L^{-1}; logo, na época de amostragem 3, a concentração de N encontra-se também acima do limite.

A época 3 corresponde à janeiro de 2014, período de vazões elevadas na bacia. Entretanto, não há indícios que o problema se deva à presença da fazenda.

2.3.12. Fósforo total presente na água do córrego

Pela análise de variância dos dados de concentração de fósforo total na água analisada (Tabela 18) observa-se que os tratamentos (pontos de amostragem) não diferiram entre si. Houve diferença significativa entre os blocos (épocas de amostragem) em nível de 5% de probabilidade. Assim, para se verificar a diferença entre os blocos, foi aplicado o teste de Tukey em nível de 5% de probabilidade (Figura 15).

Tabela 18 - Quadro da análise de variância da concentração de fósforo total na água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Época (Blocos)	3	0,036	0,012	4,793*
Pontos (Tratamentos)	3	0,025	0,008	$3,344^{ns}$
Resíduo	9	0,022	0,002	
Total	15	0,083		
C.V. (%)		91,66		

* significativo em nível de 5% de probabilidade ($0,01 \leq p < 0,05$)

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

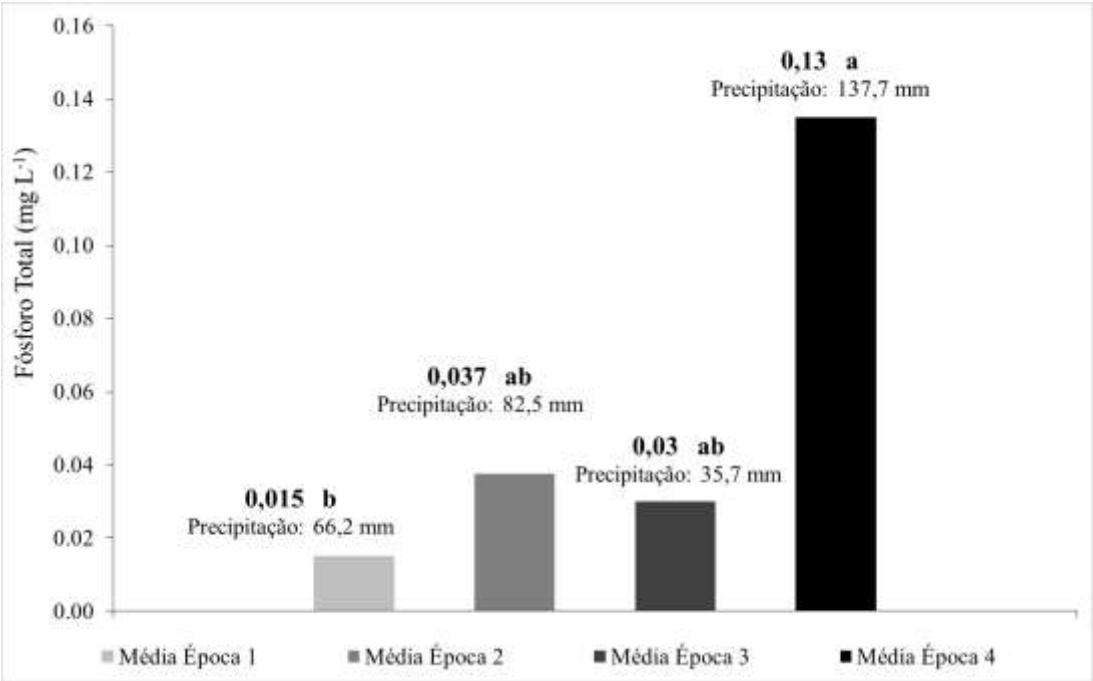


Figura 15 – Médias da concentração de fósforo total presente na água do córrego para cada uma das quatro épocas de amostragem

De acordo com a Resolução CONAMA 430/2011, para a Classe 1 de águas doce, a concentração de fósforo total limite é de 0,1 mg L^{-1}; assim, a época 4 encontra-se acima do padrão para essa Classe. A concentração limite de fósforo total para o enquadramento na Classe 3 é de 0,15 mg L^{-1}; logo, a época de amostragem 4 atende ao padrão exigido para a Classe 3. Não existe indícios de que o problema esteja relacionado com a presença da fazenda orgânica.

2.3.13. Fosfato presente na água do córrego

Na Tabela 19 é apresentada a análise de variância da concentração de fosfato; verifica-se que não houve diferença significativa entre os tratamentos (pontos de amostragem ao longo do córrego). No entanto, houve diferença entre os blocos (épocas) em nível de 5% de probabilidade.

Tabela 19 - Quadro da análise de variância da concentração de fosfato na água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Época (Blocos)	3	0,32	0,11	4,71*
Pontos (Tratamentos)	3	0,23	0,08	$3,43^{ns}$
Resíduo	9	0,20	0,02	
Total	15	0,75		
C.V. (%)		95,69		

* significativo em nível de 5% de probabilidade ($0,01 \leq p < 0,05$)

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

Na Figura 16 está representado o resultado do teste de Tukey para comparação das médias medidas nas quatro épocas de avaliação da concentração de fosfato no córrego.

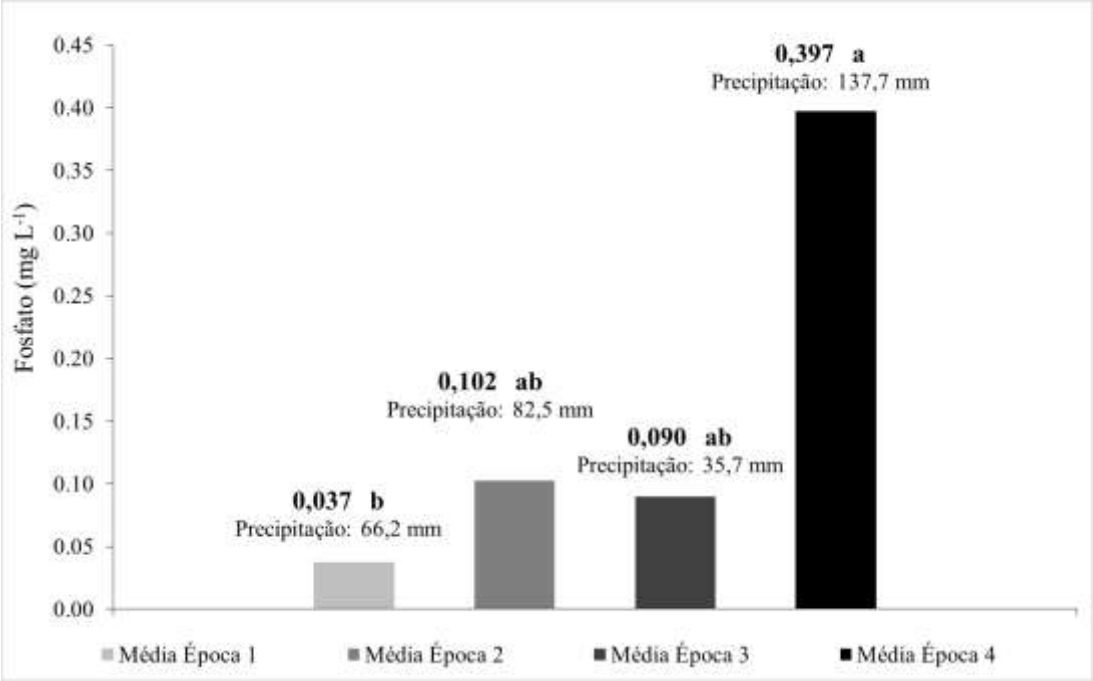


Figura 16 – Médias da concentração de fosfato presente na água do córrego em cada uma das quatro épocas de amostragem

A Resolução CONAMA não dispõe de padrões da concentração de fosfato para as Classes de águas doce. O padrão de distribuição temporal encontrado para o fosfato se assemelhou àquele verificado para o fósforo total.

2.3.14. Potássio medido na água do córrego

A concentração de potássio na água do córrego foi analisada quanto a sua variância (Tabela 20); pode-se observar que houve diferença significativa entre os tratamentos propostos (pontos de medição), em nível de 5% de probabilidade e entre os blocos (épocas).

Tabela 20 - Quadro da análise de variância da concentração de potássio na água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Época (Blocos)	3	1,64	0,54	7,06**
Pontos (Tratamentos)	3	1,21	0,40	5,20*
Resíduo	9	0,69	0,08	
Total	15	3,54		
C.V. (%)		12,32		

** significativo em nível de 1% de probabilidade ($p < 0,01$)

* significativo em nível de 5% de probabilidade ($0,01 \leq p < 0,05$)

Pelo teste de comparação múltiplas de médias dos tratamentos da concentração de potássio (Figura 17), verifica-se que o tratamento 4 diferiu do tratamento 1 e não diferiu dos tratamentos 2 e 3, pelo teste de Tukey, que foi aplicado em nível de 5% de probabilidade. Os valores das médias da concentração de cada tratamento são apresentados nessa figura.

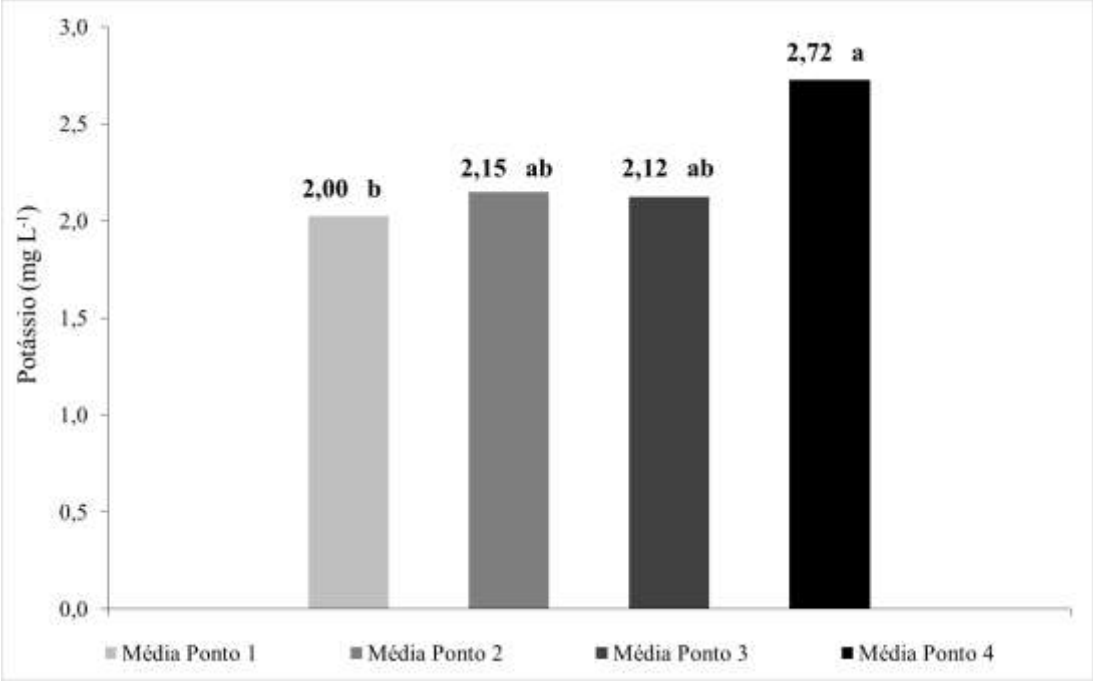


Figura 17 – Médias da concentração de potássio presente na água do córrego segundo os quatro pontos de amostragem

O padrão de distribuição espacial revelado pela Figura 17 mostra claramente que a presença da fazenda contribuiu para a elevação da concentração de potássio na água do córrego.

Pelo teste de comparação múltiplas de médias dos blocos (épocas) da concentração de potássio (Figura 18), verifica-se que o bloco 4 diferiu dos blocos 1 e 3, porém não diferiu do bloco 2.

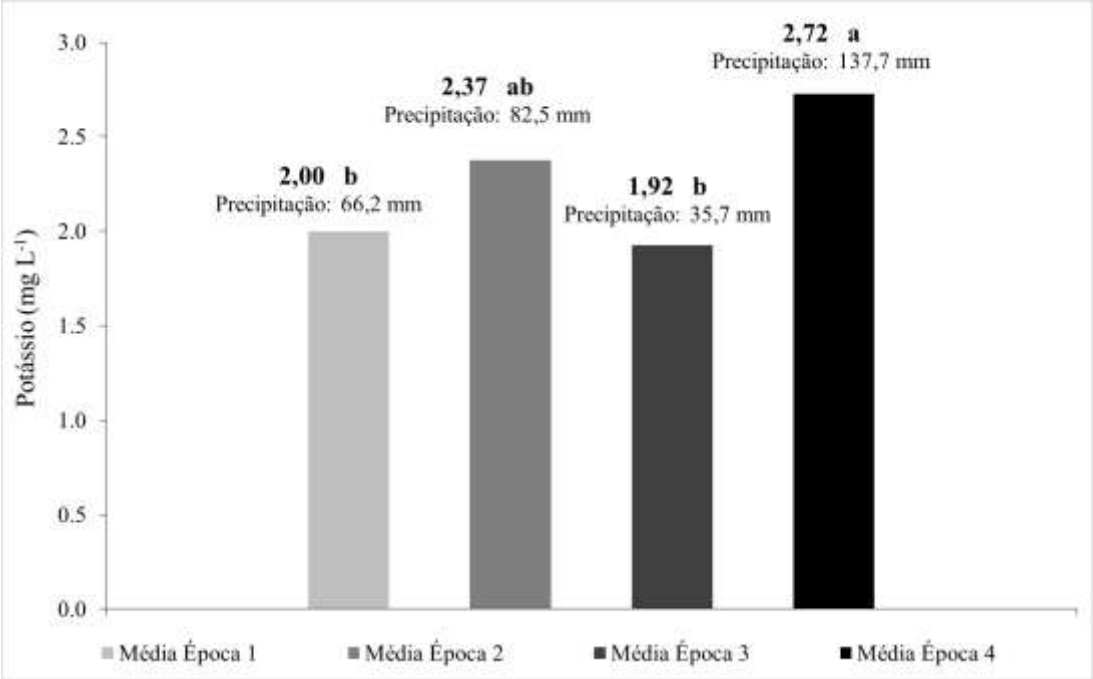


Figura 18 – Médias da concentração de potássio presente na água do corrégo em cada uma das quatro épocas de amostragem

A Resolução CONAMA não dispõe de padrões da concentração de potássio para as Classes de águas doce.

Na época da amostragem 4 (maio de 2014) a vazão observada era maior que na época 1 (setembro de 2013) o que significa que o efeito maior foi o de erosão e transporte de potássio.

2.3.15. Resultados das análises microbiológicas

Pela análise de variância dos valores da concentração da bactéria *Escherichia coli* medidos (

Tabela **21**), observa-se que os tratamentos (pontos de amostragem) não diferiram entre si. Entretanto, houve diferença significativa, em nível de 5% de probabilidade, entre os blocos (tempo). Assim, foi realizado o teste de comparação múltipla de médias (teste de Tukey) em nível de 5% de probabilidade (Figura 19), apenas para os blocos (épocas de amostragem).

Tabela 21 - Quadro da análise de variância da concentração de *Escherichia coli* na água do córrego

Fonte de Variação	Grau de Liberdade	Soma dos Quadrados	Quadrado Médio	F
Época (Blocos)	3	22,69	7,56	5,04*
Pontos (Tratamentos)	3	5,69	1,90	$1,26^{ns}$
Resíduo	9	13,49	1,50	
Total	15	41,87		
C.V. (%)		25,24		

* significativo em nível de 5% de probabilidade ($0,01 \leq p < 0,05$)

^{ns} não significativo ($p \geq 0,05$)

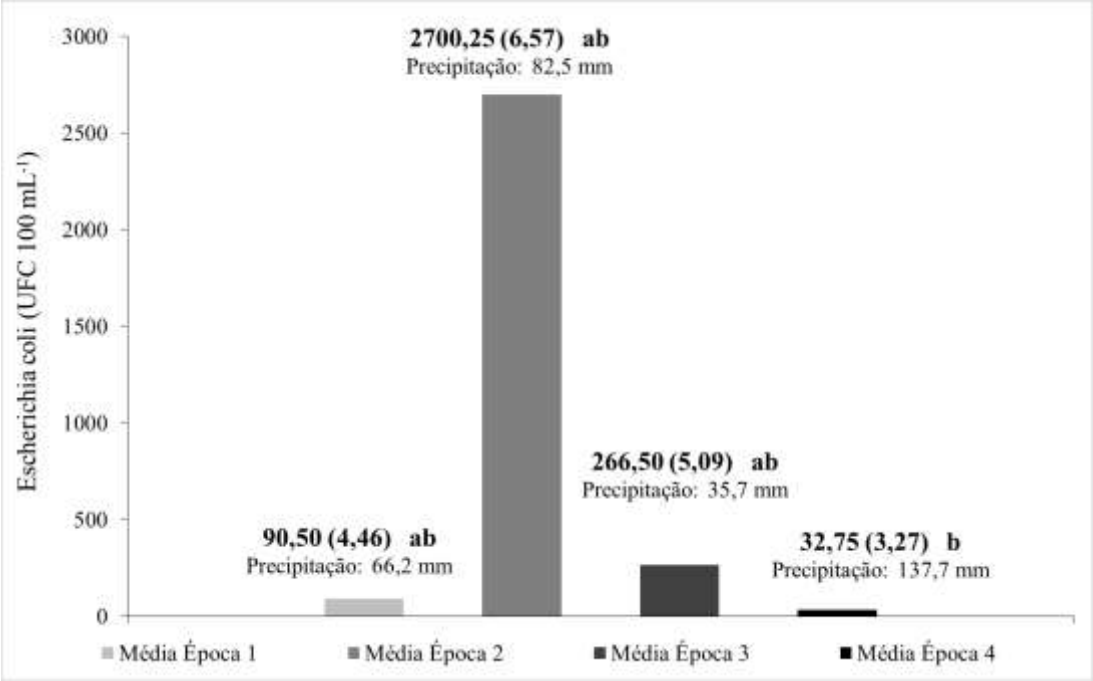


Figura 19 – Médias da concentração de *Escherichia coli* presente na água do corrégo em cada uma das quatro épocas de amostragem

A Resolução CONAMA 357/2005 utiliza os coliformes termotolerantes como padrão de qualidade microbiológica, mas permite sua substituição pela *Escherichia coli*, de acordo com critérios estabelecidos pelo órgão ambiental estadual competente (BRASIL 2005). Para a Classe 1 de águas doce, estabelece o limite de 200 UFC de coliformes termotolerantes por 100 mililitros em 80% ou mais, de pelo menos 6 amostras, coletadas durante o periodo de um ano, com frequência bimestral.

Assim, para o estado de São Paulo, adota-se os limites determinados pela Decisão de Diretoria nº 112/2013/E de 09/04/2013, publicada no Diário Oficial Estado de São Paulo, em 12/04/2013.

Para a Classe 1, o limite de *Escherichia coli* é de 200 UFC/100 mL; para a Classe 2 de 1000 UFC/100 mL; e para a Classe 3 de 2500 para o uso de recreação de contato secundário, e 1000 UFC/100 mL para uso à dessendentação animal. Logo, para a época 2 de amostragem, o limite de *Escherichia coli* encontrava-se acima do padrão. Nas épocas 1 e 4 o curso d'água enquadra-se no padrão de Classe 1 e na época 3 no padrão de Classe 2.

Mesmo não havendo significância, a quantidade de coliformes medidos na época 2 (novembro de 2013) chama a atenção. Como se trata de uma época em que a vazão já havia aumentado, há um reforço da hipótese que o efeito do arraste de partículas prevaleceu sobre o da diluição. A maior concentração de *Escherichia coli* pode estar relacionada com a aplicação da cama de frango.

3 CONCLUSÕES

Diante dos resultados obtidos, pode-se concluir que:

a) Dentre as quinze variáveis avaliadas, a presença da fazenda com sistema de produção orgânicos acarretou em diferenças significativas entre os pontos de amostragem apenas para os parâmetros potencial redox e concentração de potássio. O último ponto de coleta (ponto 4), que fica à jusante da propriedade, foi o que apresentou as maiores médias da concentração de potássio e ligeira diminuição do potencial redox, possivelmente por esse ponto receber o lixiviado dos pontos de aplicação de adubos da propriedade.
b) O aumento da concentração de bactéria *Escherichia coli* pode estar relacionada com a aplicação de cama de frango;
c) Quanto à outras variáveis, houve diferença apenas quanto às épocas de amostragens. A tendência geral foi a de haver aumento dos valores das variáveis com aumento da vazão, possivelmente relacionado ao aumento do material dissolvido e particulado carreado durante as chuvas.

REFERÊNCIAS

ALENCAR, C. A. B.; CUNHA, F. F.; MARTINS, C. E.; CÓSER, A. C.; ROCHA, W. S. D.; ARAÚJO, R. A. S. Irrigação de pastagens: atualidade e recomendações para uso e manejo. **Revista Brasileira de Zootecnia.** Viçosa, M.G. v.38, p.98-108, 2009.

ALMEIDA, M. A. B.; SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS, com a aplicação de um Índice de Qualidade de Água (IQA). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** Porto Alegre - RS, vol.8, n.1. jan/mar, 2003, p. 81-97.

ANDREOLA, F. Propriedades físicas e químicas do solo e produção de feijão e de milho em uma Terra Roxa Estruturada em resposta a cobertura vegetal de inverno e a adubação orgânica e mineral. 1996. 103 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 1996.

APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association; WEF - Water Environment Federation (2012) Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington DC: APHA, AWWA, WEF.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. FAO Irrigation and Drainage Paper 29, FAO, Rome. 97 p.

BAAS-BECKING, L.G.M.; KAPLAN, I.R.; MOORE, D. Limits of the natural environment in terms of pH and oxidation-reduction potentials. **Journal of Geology**, v.68, n.3, 243-284, 1960.

BENETTI, A.; BIDONE, F. O meio ambiente e os recursos hídricos. In: TUCCI, C.E.M. (Org) **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3 ed. Porto Alegre, Editora da UFRS/ABRH, 2002. Cap. 22, p. 849-870.

BILICH, M. R. LACERDA, M. P. C. Avaliação da qualidade da água do Distrito Federal (DF), por meio de geoprocessamento. **Anais do XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Goiânia, Brasil, p.2059-2065, 2005.

BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, E.M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A.C., BRAGA, B., TUNDISI, J.G. (Org). **Águas doces no Brasil:** capital ecológico, uso e conservação. 2. ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2002a. cap.19, p.635-649.

BRITO, L. T. de L.; SILVA, A. de S.; PORTO, E. R.; AMORIM, M. C. C. de; LEITE, W. de M. **Cisternas domiciliares: água para consumo humano.** In: BRITO, L. T. de L.; MOURA, M. S. B. de; GAMA, G. F. B. (Ed.). **Potencialidades da água de chuva no semi-árido brasileiro**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2007. cap. 4, p. 81-101.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. **Química Nova**, São Paulo, v. 23, n. 5, p. 618-622, 2000.

CHEN, J.H. The combined use of chemical and organic fertilizers and/or biofertilizer for crop growth and soil fertility. International Workshop on Sustained Management of the Soil - Rhizosphere System for Efficient Crop Production and Fertilizer Use, 2006. Land Development Department, Bangkok. <http://fftc.imita.org/htmlarea_file/activities/20110719102200/7.pdf>. Acesso em 20 de Agosto de 2015.

Codex Alimentarius Commission. 2001. Guidelines for the Production, Processing, Labelling and Marketing of Organically Produced Foods. First Revision. Joint Food and Agriculture Organisation (FAO) and World Health Organisation (WHO) Food Standards Program, Rome, Italy. Available at Web site <http://www.codexalimentarius.net/download/standards/360/CXG_032e.pdf>. Acesso em 12 de Junho de 2015.

COLUNA, N. M. E.; DIAS, H. C. T.; PINHEIRO, J. A. C. Análise temporal e espacial da qualidade da água na bacia hidrográfica do Zerede, Timóteo-MG. **Anais I Seminário de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul**: **o Eucalipto e o Ciclo Hidrológico**, IPABHi, p. 207-214, 2007.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Águas superficiais: Variáveis de Qualidade das Águas**. Disponível em: http://www.ambiente.sp.gov.br/aguas-interiores/files/2013/11/variaveis.pdf. Acesso em 08 de agosto de 2015.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo, 2004**. São Paulo: CETESB, 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Publicado no D.O.U nº 92, de 16 de maio de 2011, p. 89.

COOPER, C.M. Biological effects of agriculturally derived surface-water pollutants on aquatic systems – a review. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 22, p. 402-408, 1993.

COSTA, A.M.; BORGES, E.N.; SILVA, A.A.; NOLLA, A.; GUIMARÃES, E.C. Potencial de recuperação física de um Latossolo Vermelho, sob pastagem degradada, influenciado pela aplicação de cama de frango. **Ciênc. agrotec.**, Lavras, v. 33, p. 1991-1998, 2009.

COUILLARD, D.; LEFEBVRE, Y. Analysis of water quality indices. **Journal of Environment Management**, Londres, v.21, p.161-179, 1985.

DAEE. **Manual de cálculo de vazões máximas, médias e mínimas para as bacias hidrográficas do Estado de São Paulo.** São Paulo, Departamento de Águas e Energia Elétrica - DAEE, 1994, [64p.].

DAVIS, M.; MORISHITA, T.Y. Relative ammonia concentrations, dust concentrations and presence of Salmonella species and Escherichia coli inside and outside commercial layer facilities. **Avian Diseases**, v.49, p. 30-35, 2005.

EDMEADES, D.C. The long-term effects of manures and fertilisers on soil productivity and quality: A review. Nutrient Cycling in Agroecosystems, v.66, p.165-180, 2003.

EMBRAPA. **Embrapa Hortaliças**. Disponível em: http://www.cnph.embrapa.br/organica/produtos_composto_farelos.html. Acesso em 31 de março de 2016.

ERNANI, P. R. **Utilização de materiais orgânicos e adubos minerais na fertilização do solo**. 1981. 82 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1981.

FIORUCCI, A. R.; BENEDETTI FILHO, E. A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. **Química Nova na Escola**, São Paulo, v. 22, p. 10-16, 2005. Disponível em: <http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc22/a02.pdf>. Acesso em: 02 de março de 2016.

FRANCO, R. A. M.; HERNANDEZ, F. B. T. Qualidade da água para irrigação na microbacia do Coqueiro, Estado de São Paulo. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient.**, Campina Grande, v.13, n.6, p. 772–780, 2009.

GIANELLO, C.; ERNANI, P. R. Rendimento de matéria seca de milho e alterações na composição química do solo pela incorporação de quantida descrescentes de cama de frangos, em casa de vegetação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 7, n. 3, p. 285-290, 1983.

GONÇALVES, R.A.B. **Diagnóstico da aplicação de águas residuárias da suinocultura na cafeicultura irrigada das regiões do triângulo mineiro e Alto Paranaíba-MG.** Dissertação de Mestrado. Viçosa, MG, 2002. 65p.

GRIMES, J.L. Alternatives litter materials for growing poultry. **North Carolina Poultry Industry Newsletter**, v. 1, n. 1, 2004. 5p.

HOLANDA, J. S.; MIELNICZUK, J.; STAMMEL, J. G. Utilização de esterco e adubo mineral em quatro sequências de culturas em solo de encosta basáltica do Rio Grande do Sul. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 6, n. 1, p. 47-51, jan./abr. 1982.

ISHERWOOD, K. F. **Fertilizer use and the environment.** Paris: IFA, 2000. 51p.

JARDIM, W. F. Medição e interpretação de valores do potencial redox (E_H) em matrizes ambientais. **Química Nova**, São Paulo, v.37, n.7, p.1233-1235, 2014.

LEIBIG, M.A; DORAN, J.W. Impact of organic production practices on soil quality indicators. **Journal of Environmental Quality**, v. 28, p. 1601-1609, 1999.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas, SP:Editora Átomo, 2005. 444 p.

LUCAS, A. A. T. **Impacto da irrigação na bacia hidrográfica do ribeirão dos Marins.** 2007. 101 p. Tese Doutorado. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, 2007.

LUCAS, A. A. T.; FOLEGATTI, M. V.; DUARTE, S. N. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica do Rio Piracicaba, SP. **Rev. Bras. Eng. Agríc. Ambient**, Campina Grande, v.14, n.9, p.937–943, 2010.

MARKOWITZ, A.; GREEN, L. T.; LAINE, J. The 3c's: communicate, coordinate, collaborate doing together what we can't do alone. **Water Resources Impact**, Herndon, v.5, n.5, p. 03-07, sept, 2003.

MELLO, S. C.; VITTI, G. C. Desenvolvimento do tomateiro e modificações nas propriedades químicas do solo em função da aplicação de resíduos orgânicos, sob cultivo protegido. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v. 20, n. 2, p. 200-206, jun. 2002.

MELLO, S. C.; VITTI, G. C. Desenvolvimento do tomateiro e modificações nas propriedades químicas do solo em função da aplicação de resíduos orgânicos, sob cultivo protegido. **Horticultura Brasileira**, Brasília, v.20, n.2, p. 200-206, 2002.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecol. e Desenvol. Rur. Sustent.**, Porto Alegre, v.3, n.4, p.33-38, 2002.

MORAIS, J. **UE – Departamento de Química e Instituto de Ciências Agrárias Mediterrânicas**. Disponível em: http://www.videos.uevora.pt/quimica_para_todos/valor_ph.pdf. Acesso em 15 de março de 2016.

MOSADDEGHI, M.R.; Mahboubi, A. A.; Safadoust, A. Short-term effects of tillage and manure on some soil physical properties and maize root growth in a sandy loam soil in western Iran. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.104, p.173-179, 2009.

NBR ISO/IEC 17025: Requisitos gerais para competência de laboratórios de ensaio e calibração. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. Rio de Janeiro, 2005. 22p.

ORMOND, J. G. P.; PAULA, S. R. L.; FAVERET FILHO, P.; ROCHA, L. T. M. Agricultura orgânica: quando o passado é futuro. **BNDES Setorial**, Rio de Janeiro, n. 15, p. 3-34, 2002.

PAGANINI, F.J. **Produção de frangos de corte: manejo de cama**. Campinas: FACTA, 2004. 356 p.

PARRY, R. Agriculture phosphorus and water quality: a U.S. Environmental Protection Agency perspective. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.27, p.258-261, 1998.

PETERS, C.A.; WARD, R.C. A framework for 'constructing' water quality monitoring programs. **Water Resources Impact**, Herndon, v.5, n.5, p.3-7, 2003.

PIMENTEL, D.; HEPPERLY, P.; HANSON, J.; DOUDS, D.; SEIDEL, R. Environmental, energetic and economic comparisons of organic and conventional farming systems. **Bioscience**, Uberlândia, v.55, p.573-582, 2005.

REGANOLD, J.P. Comparison of soil properties as influenced by organic and conventional farming systems. **Am. J. Altern. Agric.**, Greenbelt, v.3, p.144–155, 1988.

REGANOLD, JOHN P.; GLOVER, JERRY D.; ANDREWS, PRESTON K.; HINMAN, HERBERT R. Sustainability of three apple production systems. **Nature**, Londres, v.410, p. 926-929, 2001.

RESENDE, A.V. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato**. Embrapa Cerrados. Planaltina, DF. Documentos 57: ISSN 1517 – 5111, dez. 2002.

SILVA, A.E.P.; ANGELIS, C.F.; MACHADO, L.A.T.; WAICHAMAN, A.V. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus**. Acta Amazônica**, Manaus, v. 38 (4), 2008, p.733-742.

SOUZA, J. L.; RESENDE, P. **Manual de horticultura orgânica**. Viçosa, Aprenda Fácil. 2003. 546 p.

STORANI, D. L. **Geossistemas e fragilidade de terras na bacia hidrográfica do Rio Mogi Guaçu/SP.** 2010. 104 p. Dissertação de Mestrado – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. Piracicaba, 2010.

TERZICH, M.; POPE, M.J.; CHERRY, T.E.; HOLLINGER, J. Survey of pathogens in poultry litter in the United States. **Journal of Applied Poultry Research**, Lelystad, v. 9, n. 2, p. 287-291, 2000.

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

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

ZANCOPÉ, M. H. de C.; PEREZ FILHO, A. Considerações a respeito da distribuição das planícies fluviais do rio Mogi Guaçu. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v.7, n.1, p.65-71, 2006.

ZHONGCHAO, T.; ZHANG, Y. A review of effects and control methods of particulate matter in animal indoor environments. **Air and Waste Management Association**, v. 54, p. 845-854, 2004.