



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**INFLUÊNCIA NOS ATRIBUTOS DA ÁGUA E DO SOLO E NO NÍVEL DO
LENÇOL FREÁTICO APÓS LANÇAMENTO DE EFLUENTE EM VALAS DE
INFILTRAÇÃO**

Jazmin Del Carmen de Cruz Magaña

BRASÍLIA/DF
JULHO /2016



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**INFLUÊNCIA NOS ATRIBUTOS DA ÁGUA E DO SOLO E NO NÍVEL DO
LENÇOL FREÁTICO APÓS LANÇAMENTO DE EFLUENTE EM VALAS DE
INFILTRAÇÃO**

Jazmin Del Carmen de Cruz Magaña

ORIENTADOR: Prof. Dr. Delvio Sandri

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM AGRONOMIA

BRASÍLIA/DF

JULHO /2016



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**INFLUÊNCIA NOS ATRIBUTOS DA ÁGUA E DO SOLO E NO NÍVEL DO
LENÇOL FREÁTICO APÓS LANÇAMENTO DE EFLUENTE EM VALAS DE
INFILTRAÇÃO**

Jazmin Del Carmen de Cruz Magaña

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDO AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM AGRONOMIA.

APROVADA POR:

DELVIO SANDRI, Doutor/FAV/UnB
Orientador

GERVASIO FERNANDO ALVES RIOS - Doutor/FAV/UnB
Examinador externo

JOÃO JOSÉ DA SILVA JÚNIOR - Doutor/FAV/UnB
Examinador externo

BRASÍLIA/DF
JULHO /2016

FICHA CATALOGRÁFICA

Magaña, Jazmin Del Carmen de Cruz

Influência nos atributos da água e do solo e no nível do lençol freático após lançamento de efluente em valas de infiltração./ Jazmin Del Carmen de Cruz Magaña, orientação de Delvio Sandri - Brasília, 2016.

64p.

Dissertação de Mestrado(M) – Universidade de Brasília/ Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2016.

CDD ou CDU
Agris / FAO

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

Magaña, J. D. C. de C. Influência nos atributos da água e no nível do lençol freático após lançamento de efluente em valas de infiltração. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2016, 64 p. Dissertação de Mestrado.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Jazmin Del Carmen de Cruz Magaña

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: Influência nos atributos da água e do solo e no nível do lençol freático após lançamento de efluente em valas de infiltração.

GRAU: Mestre ANO: 2016

É concedida à Universidade de Brasília de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado para única e exclusivamente propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva para si os outros direitos autorais, de publicação. Nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor. Citações são estimuladas, desde que citada à fonte.

Nome: Jazmin Del Carmen de Cruz Magaña

CPF: 70643338136

Endereço: Quadra 207 Edifício Imprensa IV bloco D apart 304 Aguas Claras

Tel. (61) 82058867 Email: jacrma86@gmail.com

AGRADECIMENTOS

A Deus por ter me dado saúde e força para superar as dificuldades.

À minha família , pelo amor, incentivo e apoio incondicional.

Meu muito obrigado ao Professor Delvio Sandri pelo empenho dedicado á elaboração deste trabalho, pela orientação, apoio e confiança.

Meus respeitosos agradecimentos pela contribuição da banca examinadora da defesa.

Ao professor Sergio Koide pelas valiosas contribuições para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao colega Lucas Padro pelo valioso apoio na obtenção dos dados experimentais.

A UnB, seu corpo docente e administração pela oportunidade de fazer o curso.

Ao CONACYT, grupo COIMBRA e Embaixada do México pelo seu apoio e a oportunidade oferecida.

Meus agradecimentos aos amigos, companheiros de trabalho e irmãos na amizade que fizeram parte da minha formação e que vão continuar presentes em minha vida com certeza.

SUMÁRIO

| | |
|--|------------|
| LISTA DE TABELAS..... | vi |
| LISTA DE FIGURAS | vii |
| RESUMO | xi |
| ABSTRACT | xii |
| 1. INTRODUÇÃO | 1 |
| 2 OBJETIVOS | 3 |
| 3. REVISÃO DA LITERATURA..... | 4 |
| 3.1 Saneamento rural e urbano | 4 |
| 4.2 Disposição de esgotos e efluentes | 4 |
| 4.3 Tecnologias de incorporação de esgotos ao lençol freático | 5 |
| 4.4 Mecanismos de depuração de esgotos no solo | 6 |
| 4.5 Infiltração no solo | 8 |
| 4.5.1 Infiltração rápida | 8 |
| 4.5.2 Valas de infiltração | 8 |
| 5 MATERIAL E MÉTODOS | 10 |
| 5.1 Caracterizações do local dos experimentos | 10 |
| 5.2 Origem do esgoto bruto | 12 |
| 5.3 Descrição da estação de tratamento do esgoto (ETE) | 12 |
| 5.3.1 Componentes da estação de tratamento do esgoto..... | 12 |
| 5.3.2 Tanques sépticos em série | 14 |
| 5.3.3 Caixa de passagem com distribuição do efluente e leitos cultivados | 15 |
| 5.4 Macrófitas nos leitos de cultivo..... | 16 |
| 5.5 Valas de infiltração e poços de observação | 17 |
| 5.5.1 Capacidade de percolação do solo (k)..... | 17 |
| 5.5.2 Dimensionamento e construção das valas de infiltração..... | 18 |
| 5.5.3 Medição do nível de efluente no interior das valas de infiltração | 23 |
| 5.5.4 Construção os poços de observação | 23 |
| 5.6 Caixa de distribuição, vertedor triangular e medição da vazão..... | 24 |
| 5.7 Coletas das amostras de efluente, água dos poços de observação e atributos avaliados | 26 |
| 5.8 Amostragem de solo sob as valas de infiltração..... | 28 |

| | |
|--|-----------|
| 5.9 Análise dos resultados experimentais | 27 |
| 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 29 |
| 6.1 Acompanhamento do nível de água nos poços de observação | 29 |
| 6.2 Atributo físico-químicos e microbiológicos do efluente e dos poços de observação | 31 |
| 6.3 Qualidade química do solo sob as valas de infiltração | 57 |
| 7 CONCLUSÕES..... | 58 |
| 8 REFERÊNCIAS..... | 59 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|---|----|
| TABELA 1. Classificação textural do solo sob valas de infiltração em duas camadas.. | 10 |
| TABELA 2. Parâmetros de projeto para o dimensionamento das valas de infiltração conforme NBR 13969/1997 e parâmetros utilizados. | 18 |
| TABELA 3. Identificação dos 11 poços de observação e profundidade total dos mesmos. | 23 |
| TABELA 4. Atributos analisados no efluente e na água dos poços de observação e seus respectivos métodos de análise, com frequência de coleta a cada 30 dias. | 28 |
| TABELA 5. Profundidade da água nos poços contado da base dos mesmos até a superfície da água para diferentes datas. | 29 |
| TABELA 6. Resultado da análise de solo antes do início do lançamento de efluente nas valas de infiltração e no final do experimento na entrada e saída das valas de infiltração. | 57 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|----|
| FIGURA 1. PRECIPITAÇÃO TOTAL MENSAL DURANTE O EXPERIMENTO EM CAMPO..... | 11 |
| FIGURA 2. PLANTA BAIXA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO - ETE/FAL/UNB, COM IDENTIFICAÇÃO DE SUAS PARTES CONSTITUINTES, VALAS DE INFILTRAÇÃO E DOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11)..... | 13 |
| FIGURA 3. VISTA DOS TRÊS TANQUES SÉPTICOS (TS1, TS2 E TS3) INDICANDO A DIREÇÃO DO FLUXO DE ESGOTO..... | 14 |
| FIGURA 4. VISTA EM CORTE DOS TRÊS TANQUES SÉPTICOS INSTALADOS EM SÉRIE..... | 15 |
| FIGURA 5. CAIXA DE PASSAGEM PARA OS LEITOS CULTIVADOS (A), VISTA DOS LEITOS CULTIVADOS E DO NÃO CULTIVADO (B) E DO CAVALETE DE CONTROLE DO NÍVEL DO EFLUENTE NO INTERIOR DOS LEITOS. | 15 |
| FIGURA 6. ESTACAS DE SUSTENTAÇÃO DOS LEITOS CULTIVADOS NO SENTIDO DO COMPRIMENTO (A) E NO SENTIDA DA LARGURA (B). | 16 |
| FIGURA 7. VISTA DOS LEITOS CULTIVADOS COM TABOA (A), PAPIRO-BRASILEIRO (B), LÍRIO DO BREJO (C) E LEITO NÃO CULTIVADO (D). | 17 |
| FIGURA 8. POÇO DE 0,15 M DE DIÂMETRO E 0,30 M DE PROFUNDIDADE (A) E DISPOSITIVO PARA DETERMINAÇÃO DE K CONTENDO UMA HASTE MÓVEL LIGADA A UM FRASCO DE PLÁSTICO E UMA RÉGUA COM PRECISÃO DE 1 MM (B). | 17 |
| FIGURA 9. PROCESSO DE CONSTRUÇÃO DAS VALAS COM RETROESCAVADEIRA (A), VALA DE INFILTRAÇÃO ABERTA (B), VALAS PREENCHIDAS COM BRITA # 3 (C) E REATERO SOBRE AS VALAS DE 0,30 M (D). | 19 |
| FIGURA 10. COLOCAÇÃO DA BRITA # 3 NO INTERIOR DAS VALAS (A), VALA DE INFILTRAÇÃO COM TUBO DE DRENAGEM INSTALADO (B), DETALHE DOS ORIFÍCIOS NO TUBO DE DRENAGEM (C), BRITA DISTRIBUÍDA SOBRE O TUBO DE DRENAGEM (D) E MEMBRANA GEOTÉXTIL SOBRE A BRITA (E). | 20 |
| FIGURA 11. CORTE TRANSVERSAL (A) E LONGITUDINAL (B) DA VALA DE INFILTRAÇÃO, TUBO DE DRENAGEM/DISTRIBUIÇÃO, TUBOS DE OBSERVAÇÃO DO NÍVEL A ÁGUA NO FUNDO DAS VALAS DE INFILTRAÇÃO E POÇOS DE OBSERVAÇÃO DA ÁGUA DO LENÇOL FREÁTICO..... | 22 |
| FIGURA 12. BEILER PARA REMOÇÃO DE SOLO E ÁGUA DOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (A), REMOÇÃO DE ÁGUA COM IMPUREZAS DOS POÇOS DEPOIS DE FINALIZADA A SUA CONSTRUÇÃO (B) E BLOCO DE CONCRETO INSTALADO AO REDOR DO TUBO DE ACESSO AOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (C). | 24 |

| | |
|---|----|
| FIGURA 13. CAIXA DE PASSAGEM PARA AS VALAS DE INFILTRAÇÃO (A E B)..... | 25 |
| FIGURA 14. VISUALIZAÇÃO DOS SEIS VERTEDOUROS TRIANGULAR NO INTERIOR DA CAIXA DE PASSAGEM (A E B) E DETALHE DE UM VERTEDOURO COM ÂNGULO INTERNO DE 84° (C)..... | 25 |
| FIGURA 15. HIDRÔMETRO INSTALADO ANTES DA CAIXA DE DISTRIBUIÇÃO DO EFLUENTE PARA OS LEITOS (A E B)..... | 26 |
| FIGURA 16. "COLAR" HIDRÁULICO PARA COLETA DE AMOSTRAS DE EFLUENTE ANTES DE ENTRAR NAS VALAS DE INFILTRAÇÃO (A E B) E DISPOSITIVO DE COLETA DE ÁGUA NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (C). | 27 |
| FIGURA 17. DISTÂNCIA DA SUPERFÍCIE DO SOLO ATÉ O NÍVEL SUPERFICIAL DA ÁGUA NO INTERIOR DOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO..... | 31 |
| FIGURA 18. VALORES DE pH NO EFLUENTE ANTES DA ENTRADA NAS VALAS (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11), MÉDIAS PARA CADA PONTO E MÉDIA GERAL, DESVIO PADRÃO, COEFICIENTE DE VARIAÇÃO PARA CADA PONTO E COEFICIENTE DE VARIAÇÃO GERAL EM DIFERENTES DATAS DE ANÁLISE..... | 33 |
| FIGURA 19. VALORES DE TEMPERATURA NO EFLUENTE ANTES DA ENTRADA NAS VALAS (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11), MEDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO, COEFICIENTE DE VARIAÇÃO PARA CADA PONTO E GERAL EM DIFERENTES DATAS DE ANÁLISE..... | 34 |
| FIGURA 20. VALORES DE OD ANTES DA ENTRADA NAS VALAS DE INFILTRAÇÃO (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11), MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO (DP), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) PARA CADA PONTO E GERAL. | 35 |
| FIGURA 21. VALORES DE CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (CE) EM mS cm^{-1} , NA ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11), MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO (DP), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) PARA CADA PONTO E GERAL..... | 37 |
| FIGURA 22. VALORES DE ALCALINIDADE TOTAL EM mg L^{-1} NA ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11), MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO (DP), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) PARA CADA PONTO E GERAL. | 38 |
| FIGURA 23. VALORES DE NITRATO, EM mg L^{-1} , NA ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11), MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO (DP), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) PARA CADA PONTO E GERAL..... | 40 |

| | |
|---|----|
| FIGURA 24. VALORES DE NITRITOS, EM MG L^{-1} , NA ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11) MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO, COEFICIENTE DE VARIAÇÃO PARA CADA PONTO E GERAL. | 41 |
| FIGURA 25. VALORES DE AMÔNIA, EM MG L^{-1} , NA ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11), MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO (DP), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV), EM %, PARA CADA PONTO E GERAL. | 43 |
| FIGURA 26. VALORES DE FOSFATO TOTAL, EM MG L^{-1} , NA ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11), MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO (DP), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV), EM %, PARA CADA PONTO E GERAL. | 44 |
| FIGURA 27. VALORES DE DBO, EM MG L^{-1} , NA ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO, MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO (DP), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) PARA CADA PONTO E GERAL. | 45 |
| FIGURA 28. VALORES DE DQO, EM MG L^{-1} DE O_2 , NO EFLUENTE DE ENTRADA (E) EM DIFERENTES DATAS DE COLETA. | 47 |
| FIGURA 29. VALORES DE SÓLIDOS TOTAIS (ST), EM MG L^{-1} , NA ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P..... | 48 |
| FIGURA 30. VALORES DE TURBIDEZ, EM NTU, NA ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11), MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO (DP), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) PARA CADA PONTO E GERAL..... | 50 |
| FIGURA 31. VALORES DE POTÁSSIO, EM MG L^{-1} , NA ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11), MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO (DP), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) PARA CADA PONTO E GERAL..... | 51 |
| FIGURA 32. VALORES DE SÓDIO, EM MG L^{-1} , NA ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11), MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO (DP), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) PARA CADA PONTO E GERAL..... | 52 |
| FIGURA 33. VALORES DE FERRO TOTAL, EM MG L^{-1} , NA ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO (P1 A P11), MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO (DP), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) PARA CADA PONTO E GERAL..... | 53 |
| FIGURA 34. VALORES DE COLIFORMES TOTAIS NO EFLUENTE DE ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO, MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO (DP), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) PARA CADA PONTO E GERAL..... | 54 |

FIGURA 35. VALORES DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES *E. COLI*, NA ENTRADA (E) E NOS POÇOS DE OBSERVAÇÃO, MÉDIAS PARA CADA PONTO E MEDIA GERAL, DESVIO PADRÃO (DP), COEFICIENTE DE VARIAÇÃO (CV) PARA CADA PONTO E GERAL..... 55

RESUMO

A disposição de efluente tratados em valas de infiltração é uma alternativa viável em substituição ao lançamento de efluente diretamente em cursos de água superficiais, onde o solo funciona como meio filtrante e favorece a recarga do lençol freático, por outro lado, pode interferir na composição química da água e do solo. O objetivo foi avaliar o funcionamento de valas de infiltração que recebem efluente de esgoto doméstico tratado por três tanques sépticos em série, seguidos de leitos cultivados dispostos em paralelo, cultivados com diferentes espécies de macrófitas emergentes. Mediu-se a variação no nível do lençol freático, interferência em atributos físicos, químicos e microbiológicos na água coletada em poços de observação e nos atributos químicos do solo sob as valas de infiltração nas camadas de 0 a 0,20 m e 0,20 a 0,40 m. Foram construídas 6 valas de infiltração com nove metros comprimento cada uma e 1 m de largura superficial e 0,88 m de largura de fundo. Perfurou-se 11 poços de observação em diferentes posições em relação ao local de implantação das valas de infiltração. O período compreendeu de setembro 2015 a junho 2016, com coletas de amostras de água mensais. O lançamento de efluente nas valas de infiltração não interfere no nível de água do lençol freático. O nitrato, amônia, fósforo total, sólidos totais e DBO apresentam tendência de elevação no poço de observação localizado até 2,5 m de afastamento das valas. O teor de ferro, manganês, cálcio e magnésio apresentam elevação no solo no final do experimento em relação ao seu início.

PALAVRAS-CHAVE: Infiltração, águas residuárias, percolação, química do solo.

ABSTRACT

The disposal treated effluents in swales is a viable alternative to launch directly into surface water, where the soil works as filter media and promotes groundwater recharge, on the other hand, this can influence in the composition of the water. This study aims to evaluate the swales operation that receives sewage treated for three septic tanks in series, followed by construct wetlands arranged in parallel, planted with different species of emergent macrophytes. The variation of the groundwater level was evaluated, the interference in physical, chemical and microbiological attributes in water collected from observation wells and chemical soil under the swales in layers up 0 to 0.20 m 0.20 to 0.40 m. Six infiltration rafts were constructed with nine meters in length and 1.0 m wide and 0.88 m surface of bottom width. Eleven observation wells were drill with 4 m deep on average in different positions in relation to the siting of swales. The period of evaluation was from September 2015 to June 2016 with monthly water samples. The parameters of behavior were: nitrates, ammonia, total of phosphate, total of solids, DBO and the *E. coli* had a tendency to present higher values in wells that were near the sewage infiltration area. As for the quality of the soil in the layer 0 to 0.20 m can observe significant changes in the quality of soil trenches, increases with iron, manganese, calcium and magnesium in the last example of the experiment from the beginning.

KEY-WORDS: Infiltration ,wastewater, percolation, soil chemistry

1. INTRODUÇÃO

O lançamento de efluente, seja doméstico ou não, tratado ou não, em corpos d'água superficiais, contribui para elevar a presença de diversos organismos, dentre eles os do grupo coliformes, que indicam que podem estar presentes agentes específicos de doenças de veiculação hídrica, bem como ocorre incremento de sais na água como fósforo, nitrogênio, dentre outros, que favorecem o processo de eutrofização.

Para o lançamento de efluentes de esgotos tratado (EET) em corpos d'água superficiais, a legislação vigente exige que seja concedido o documento de outorga, independente do volume a ser lançado, porém, a sua disposição final em valas de infiltração é dispensável esta autorização. Para RIBAS e FORTES NETO (2008) o efluente doméstico, por ser um resíduo altamente poluidor, tem demandado pesquisas com ênfase no desenvolvimento de tecnologias adequadas e de baixo custo para o tratamento e sua disposição em local adequado.

Embora no Brasil seja mais comum dispor os esgotos e efluentes diretamente nos corpos d'água superficiais, a disposição no solo é uma alternativa que foi e ainda é empregada de forma muito intensa. Neste caso, dependendo da carga orgânica lançada, o ambiente pode ter condições de receber, e isto, porque alguns processos naturais têm condições de promover o tratamento dos esgotos desde que não ocorra sobrecarga e que haja boas condições ambientais que permitam a evolução, reprodução e crescimento de organismos que decompõem e estabilizam a matéria orgânica em níveis que não causem danos ao ecossistema local e circunvizinho (CORAUCCI FILHO et al., 1999).

O solo é um sistema complexo que compreende uma variedade de micro-habitat com diferentes gradientes físicos e químicos, e condições ambientais descontínuas. Os microrganismos se adaptam ao micro-habitat interagindo uns com os outros e com outras partes da biota do solo (SOUZA e SILVA, 2007). A ação dos microrganismos presentes nos solos não estéreis e nas plantas é um dos principais fatores de remoção de microrganismos patogênicos que chegam com o esgoto ao solo. A ação dos microrganismos na remoção de patogênicos tanto é direta por competição vital, como indireta devido às transformações bioquímicas do substrato, principalmente a estabilização (mineralização) da matéria orgânica (CASTRO, 2008).

A mudança da vida rural para a urbana levou a implantação dos sistemas públicos de coleta de esgotos, ampliando-se a disposição dos mesmos nos corpos d'água, continuando distante qualquer preocupação maior com o lançamento in natura e o processo natural de autodepuração dos corpos receptores. O exemplo do que acontece nos processos naturais de autodepuração dos corpos de água, os esgotos brutos ou tratados, ao serem lançados no solo, têm sua carga poluidora reduzida por processos físicos, químicos e biológicos. Para compreendê-los, é necessário entender que o solo é mais do que um simples meio físico formado por substâncias minerais e orgânicas que, juntamente com a vegetação superior, a energia solar e a água, garante a continuidade de um dos ciclos mais extraordinários da natureza, que é a transformação da matéria orgânica em energia renovável (PAGANINI, 2003).

Processos físicos, químicos e biológicos ocorrem no solo, provendo um alto nível de tratamento devido à retenção, transformação ou destruição de poluentes (EPA, 1992).

As valas de infiltração consistem em um sistema de disposição do efluente oriundo, por exemplo, de tanque séptico, que orienta a sua infiltração no solo e consistem em um conjunto ordenado de caixa de distribuição, caixas de inspeção e tubulação perfurada assentada sobre camada suporte de pedra britada e um conjunto de canalizações que permitam direcionar o efluente à extremidade de entrada das valas de infiltração.

Os processos de imobilização, retenção ou biodegradação de poluentes no solo são influenciados pelas características geotécnicas, mineralógicas e microbiológicas do solo, e por isso, é importante se conhecer essas características e como elas podem ser alteradas em função da infiltração de efluentes no solo e efeitos na água subterrânea. Assim, avaliar as características do solo e suas modificações ao longo do tempo é importante, já que suas propriedades afetam a retenção/alteração e mobilidade. Ao mesmo tempo, o lançamento de efluente em valas de infiltração podem interferir na composição da água e no nível lençol freático.

Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar a disposição de efluente de esgoto tratado em valas de infiltração e interferência nos atributos físicos, químicos e microbiológicos na água e no nível do lençol freático e na qualidade química do solo sob as valas.

2 OBJETIVOS

- Acompanhar o nível da água nos poços de observação em diferentes posições em relação ao local de implantação das valas de infiltração;
- Avaliar os atributos físicos, químicos e microbiológicos no EET antes da entrada nas valas de infiltração e na água dos poços de observação;
- Analisar atributos químicos nas camadas de solo de 0 a 0,20 m e 0,20 a 0,40 m no solo sob as valas de infiltração no início e no final do experimento.

3. REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Saneamento rural e urbano

Os efluentes domésticos, por exemplo, são constituídos basicamente por contaminantes orgânicos, nutrientes e microrganismos que podem ser patogênicos. A contaminação por efluentes industriais é decorrente das matérias-primas e dos processos industriais utilizados, podendo ser complexa, devido à natureza, concentração e volume dos resíduos produzidos. A legislação ambiental tem estabelecido regras para o lançamento de efluentes industriais e a tendência é de existir um maior controle sobre esses poluentes. Os poluentes resultantes do deflúvio superficial agrícola são constituídos de sedimentos, nutrientes, agroquímicos e dejetos animais. Para as condições brasileiras, não se tem quantificado o quanto esses poluentes contribuem para a degradação dos recursos hídricos. (MERTEN,2002)

No Brasil, existem muitas áreas com déficit de saneamento, sendo que 45,7% da população não é servida por rede de coleta e tratamento de esgotos (IBGE, 2011). Segundo a PNAD (2014) apenas 57,6% dos domicílios brasileiros estão ligados diretamente à rede coletora e 5,9% possuem fossas sépticas ligadas à rede coletora, sendo que outros 13,3% são atendidos por fossas sépticas não ligadas à rede coletora. No entanto, 23,2% dos domicílios dispõem de soluções inadequadas: 18,2% atendidos por fossas rudimentares, 2,9% por outras soluções e 2,1% não possuem alternativas para o esgotamento sanitário.

Este cenário contribui direta e indiretamente para o surgimento de doenças de transmissão hídrica, parasitoses intestinais e diarreias, bem como a contaminação das águas subterrâneas.

4.2 Disposição de esgotos e efluentes

O termo esgoto é usualmente utilizado para referenciar despejos em geral, podendo estes ser de origem doméstica, industrial, comercial, de áreas agrícolas, etc. Alguns autores também utilizam a denominação de águas residuárias, que é a tradução literal de waste water, muito utilizada no inglês (SILVA,2004)

Segundo Almeida (2010), as águas residuais podem ser resultantes da sua utilização por diversos processos e classificadas como: águas residuais domésticas:

provenientes de banhos; de cozinhas; de lavagens de pavimentos domésticos; águas residuais industriais: resultantes de processos de fabricação; águas de infiltração: infiltração nos coletores de água existente nos terrenos; e águas urbanas: chuvas, lavagem de pavimentos e rega de plantas.

Os sistemas aquáticos e os solos são receptores das descargas resultantes das várias atividades humanas.. A disposição de efluentes não tratados provenientes de sistemas locais domésticos e em pequenas comunidades pode ocasionar a poluição de águas subterrâneas e superficiais com conseqüente risco à saúde dos seres humanos e do meio ambiente (TANNER et al., 2012).

O termo vulnerabilidade de aquíferos à contaminação busca representar a variação natural conferida pela capacidade de atenuação de contaminantes da zona não saturada ou semiconfinadas acima de um aquífero, como resultado de processos físico-químicos (filtração, biodegradação, hidrólise, adsorção, neutralização, volatilização e dispersão), os quais variam de acordo com a sua textura, estrutura, teor de argila, matéria orgânica, pH, redox e carbonato dos solos expostos (FOSTER, HIRATA, ANDREO, 2013)

4.3 Tecnologias de lançamento de esgotos no lençol freático

A maior parte dos esgotos domésticos gerada no Brasil não é submetida a nenhum tipo de tratamento, e sua disposição nos corpos d'água é feita de forma *in natura*. Um dos grandes desafios é tentar melhorar essa situação através de alternativas de tratamento que apresentem eficiências adequadas, que tenham baixo custo, condição que se consegue em sistema de tratamento de esgotos domésticos por escoamento superficial do solo.(SNIS,2014)

A situação do saneamento básico no Brasil ainda é crítica, gerando problema de contaminação dos corpos hídricos e do solo. Os esgotos quando não tratados trazem sérios prejuízos aos corpos receptores, quando tratados devem atender aos padrões de lançamento dos despejos e observando a qualidade das águas subterrâneas, sempre atendendo a legislação vigente. (SNIS,2014)

O saneamento individual é, hoje, regulado por normas técnicas da Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT (NBR 7229/93), ficando a responsabilidade pela sua adoção e controle ao usuário do mesmo. Fica difícil deduzir das estatísticas, qual a eficácia do saneamento atendido pelo sistema de tanques sépticos e posterior tratamento e disposição final dos esgotos. No entanto, devido a sua facilidade de

construção e manutenção bem como ao pequeno custo que representa, este é o modo de tratamento mais usado no Brasil (PHILIPPI, 2015).

Ainda segundo o autor acima, a depuração do efluente do tanque séptico por infiltração no solo, necessita de espaço, solos aptos à infiltração e de instalações. Quando alguma destas condições não é atendida, o efluente séptico é lançado no meio, sejam em córregos, terrenos baldios, valas abertas ou galerias pluviais. Se por outro lado, a disposição no solo pode ser atendida, existe ainda o risco de colmatção do mesmo ao longo do tempo, o que significa dizer que esta, necessita de manutenção.

4.4 Mecanismos de depuração de esgotos no solo

Quando não se dispõe de corpos d' água para o recebimento de efluente EET'S, a infiltração no solo torna-se uma opção. Isso acontece geralmente em áreas onde o corpo receptor não se localiza na bacia de drenagem ou quando a topografia inviabiliza técnica e economicamente o transporte para outras bacias de drenagem (MATOS et al., 2005).

Para o autor acima, na infiltração de esgoto no solo, as perdas por evaporação são pequenas, e a maior parte do líquido percola pelo solo, sofrendo, assim, o tratamento.

Essa aplicação é feita de forma intermitente, de modo a permitir um período de descanso para o solo, no qual ele seca e restabelece as condições aeróbias. A ação do solo como depurador de águas residuárias é decorrente da interceptação dos sólidos em suspensão, remoção de nutrientes por adsorção à matriz do solo ou adsorção pelas plantas, além da oxidação do material orgânico, promovido principalmente por bactérias que se estabelecem em partes da plantas e no próprio solo.

Para melhor compreensão do comportamento de algumas atributos químicos e físicos no solo e na água, apresenta-se na sequência informações técnicas sobre alguns destes.

Nitratos, nitritos e amônia

A forma predominante do nitrogênio na água residual é normalmente o amônio, mas também pode estar presente os nitratos se o pré-tratamento possui uma ou mais fases aeróbicas. Também em geral, apresentam uma pequena quantidade de nitrogênio orgânico, que uma parte é solúvel e prontamente conversíveis em amônio através da ação microbiana. O nitrogênio orgânico insolúvel associada a partículas do solo também pode convertido em amônio embora mais lentamente (MORENO, 2003).

Ainda segundo o autor acima, quando a água é aplicada ao solo inicia uma variedade de reações biológicas. As reações biológicas mais importantes são nitrificação e desnitrificação. A nitrificação é importante porque converte formas de nitrogênio não lixiviável em outras formas que pode viajar com a água de percolação. A desnitrificação é importante porque é o processo principal onde o nitrogênio forma nitrato ou nitrito e é processado através do solo e escapa para a atmosfera em forma de gás.

Fosfatos

Ao contrário de nitrogênio, o comportamento do fósforo das águas residuais é controlado principalmente por meio de reações químicas. Nos sistemas de infiltração no solos os principais mecanismos de eliminação de fosfatos na água são a adsorção e precipitação química dos seus componentes cristalinos ou amorfos : ferro , alumínio ou cálcio. (FIORUCCI & FILHO,2005).

Demanda Química de Oxigênio e Demanda Bioquímica de Oxigênio

Representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico; é um parâmetro utilizado no monitoramento de sistemas de tratamento de efluentes e na caracterização de efluentes industriais. A DQO está relacionada com a matéria orgânica total não biodegradável e biodegradável. A DBO é o parâmetro mais usual de indicação da poluição por matéria orgânica; a determinação envolve a medida do oxigênio dissolvido utilizado pelos microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica; altos índices podem gerar a diminuição e até a eliminação do oxigênio presente nas águas (FIORUCCI & FILHO,2005)

A principal fonte de decomposição da matéria orgânica no solo são microrganismos. Isto deve , em princípio, ser uma vantagem , dado o tipo de infiltração rápida no solo. Nos casos em que a concentração é elevada as bactérias se reproduzem em alta velocidade para formar biofilmes que podem obstruir os poros do solo , reduzindo assim a taxa de infiltração e reaeração solo.

Sólidos totais

A concentração das substâncias dissolvidas na água tratada tende a ser ligeiramente maior do que a água residual original devido á evaporação nas valas e é possível a dissolução de carbonato de cálcio e outros minerais no solo. A concentração

de sólidos suspensos nas águas residuais pode ser altamente variável. Os sólidos em suspensão são praticamente completamente eliminado por filtração, começando com a deposição de grandes partículas em suspensão numa superfície do solo ou na profundidade (MORENO, 2003).

Ainda segundo o autor acima, partículas individuais podem ser presos nos poros ou pode, muitos deles interagir através do preenchimento de poros a ser imobilizado e impedindo assim o seu movimento na direção do fluxo. Uma vez que o movimento de grandes partículas em suspensão tenha sido bloqueado, o próprias partículas servem como filtro para capturar partículas sucessivamente menores.

4.5 Infiltração no solo da água

4.5.1 Infiltração rápida

É um método de tratamento de águas residuais urbanas baseado em sua aplicação em solos relativamente permeáveis. O destino final da água infiltrada é a adesão ao aquífero subjacente ou saída para as águas superficiais. No processo de tratamento por infiltração rápida, a maior parte do esgoto aplicado percola através da matriz do solo onde passa por tratamento decorrente de processos físicos, químicos e biológicos a ele inerentes e pode ser recuperado por drenos ou bombeamento ou, ainda, pode alimentar os aquíferos subterrâneos.

Este processo prevê a aplicação do esgoto sanitário, primário ou secundário, em bacias de infiltração, de forma intermitente e, naturalmente, dentro de um ciclo operacional pré-determinado especificamente para o tipo de solo, características do esgoto e os objetivos do tratamento (LUCAS FILHO et al. 2000).

4.5.2 Valas de infiltração

A definição de valas de infiltração segundo a norma brasileira NBR 7229/1993: Sistema de tratamento biológico do efluente do tanque séptico, que consiste em um conjunto ordenado de caixa de distribuição, caixas de inspeção, tubulações perfuradas superiores, para distribuir o efluente sobre leito biológico filtrante, e tubulações perfuradas inferiores, para coletar o filtrado e encaminhá-lo à disposição final.

Na infiltração de efluente no perfil do solo é fundamental estudar e dimensionar adequadamente os sistemas de infiltração, pois segundo PAGANINI et al. (2004), pode haver em riscos para o solo e ao meio ambiente pela potencialidade de lixiviação de elementos químicos através do solo até os lençóis subterrâneos.

A vala de infiltração é uma unidade que promove o tratamento do esgoto pós tanque séptico e, também, promove a disposição final do esgoto tratado no terreno. O terreno (solo local) é fundamental para a garantia da qualidade do tratamento, o controle em relação a possíveis contaminações, é fundamental que se conheçam algumas propriedades deste terreno, tais como: a permeabilidade e o nível do lençol freático. Não é recomendado o uso da vala de infiltração onde o solo é saturado de água.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Caracterizações do local dos experimentos

O experimento foi desenvolvido na Fazenda Água Limpa (FAL), pertencente a Universidade de Brasília UnB) (15°57'16"S, 47°55'89"W e altitude de 1.103 m), A temperatura média entre os anos de 1993 a 2013 foi de 22,1°C com precipitação média anual de 1468,6 mm, onde foi implantada uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE/FAL/UnB). A FAL atende funcionários de campo, técnicos administrativos, estudantes e professores da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (FAV), do Instituto de Biologia (IB), da Engenharia Florestal (EFL), do Instituto de Geologia, do Departamento de Física, dentre outros usuários.

Onde a altitude média é de 1100 m, e conforme a classificação de Köpen, apresenta clima do tipo Aw, sendo caracterizado por duas estações bem definidas, uma quente e chuvosa, que ocorre de outubro a abril e outra fria e seca de maio a setembro (NIMER 1989).

O solo caracteriza-se de ácido a muito ácido, com alto teor de alumínio e baixos teores de cálcio e magnésio (LIBANO; FELFILI 2006). O solo é classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico segundo o sistema brasileiro de classificação de solos (EMBRAPA, 2013), textura muito argilosa e situada em relevo plano.

O solo sob as valas apresenta classificação textura conforme Tabela 1.

TABELA 1. Classificação textural do solo sob valas de infiltração em duas camadas.

| Camadas de solo | Componente do solo | | | Classificação textural |
|-----------------|--------------------|--------|-------------|------------------------|
| | Silte | Argila | Areia Total | |
| 0 a 0,20 m | 250 | 360 | 390 | Arenosa |
| 0,20 a 0,40 m | 260 | 360 | 380 | Arenosa |

A textura é importante uma vez que determina duas propriedades fundamentais do solo como depurador: o funcionamento como um filtro mecânico e as propriedades hidráulicas. O solo no fundo das valas tem uma classificação textural tipo Arenosa o que facilita a infiltração.

Os solos atuam frequentemente como um “filtro”, tendo a capacidade de depuração e immobilizando grande parte das impurezas nele depositadas. No entanto, isso é limitado, podendo ocorrer alteração da qualidade do solo devido ao efeito cumulativo da deposição de poluentes atmosféricos, à aplicação de defensivos agrícolas e fertilizantes e à disposição de resíduos sólidos industriais, urbanos, materiais tóxicos e radioativos.

Os dados de precipitação foram obtidos da Estação Meteorológica Automática da FAL/UnB (Fazenda Água Limpa), em Brasília – DF, localizada a 400 m da ETE/FAL.

O mês de janeiro de 2015 foi o mais chuvoso, com um total de 263,9 mm, já o mês de abril de 2016 foi o de menor precipitação, com apenas 9,4 mm (Figura 1).

A precipitação contribuiu para variação do nível do lençol freático.

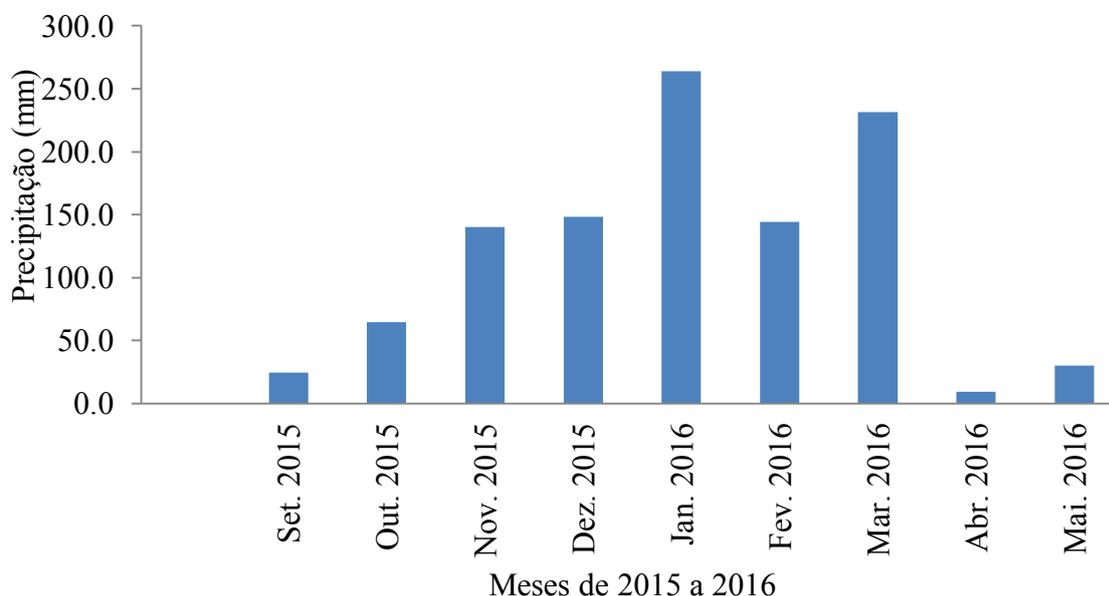


FIGURA 1. Precipitação total mensal durante o experimento em campo.

5.2 Origem do esgoto bruto

Na FAL/UnB, são gerados esgotos, prioritariamente de descargas sanitárias e do refeitório, que pela sua composição é caracterizado essencialmente como esgoto doméstico, sendo estas as únicas fontes de esgoto destinadas ao tratamento, não sendo derivado à ETE/FAL/UnB nenhum efluente de laboratórios. O volume diário gerado na FAL/UnB é muito variável, devido à frequência de uso, e também não é equânime entre os dias da semana, sendo que no final de semana, feriados e períodos de férias da UnB a geração de esgoto é insignificante.

5.3 Descrição da estação de tratamento do esgoto (ETE)

5.3.1 Componentes da estação de tratamento do esgoto

A ETE/FAL/UnB é constituída por dois níveis: tratamento primário e secundário, não possuindo o tratamento preliminar, em função de não apresentar entrada de água pluvial e das características dos pontos de geração do esgoto ser somente das descargas sanitárias e do refeitório. Assim, o tratamento primário foi constituído de um conjunto de três tanques sépticos em série, e o tratamento secundário por um conjunto de três unidades de leitos cultivados e um leito sem planta (testemunha) de fluxo subsuperficial, construídos em paralelo, preenchido com brita # 2 (Figura 1). O efluente gerado no refeitório da FAL passa inicialmente por uma caixa de gordura antes de ser conduzido à ETE/FAL/UnB.

A condução do esgoto bruto dos pontos de geração até a ETE/FAF/UnB é feito por tubulação para esgoto de Policloreto de Vinila (PVC) de 0,15 m de diâmetro. A diferença de nível do local de captação do esgoto localizado próximo ao refeitório, até a entrada no primeiro tanque séptico é de 9,0 m, com declividade média de 4,3%, portanto, superior ao recomendado pela norma da ABNT (1997).

O efluente após passar pelos leitos cultivados é direcionado à uma caixa de fibra de vidro (reservatório) com volume total de 5000 L, de onde, uma tubulação de 0,05 m que conduz o efluente até uma caixa de distribuição com volume total de 100 L. Desta caixa, o efluente é distribuído de maneira equânime para a entrada das seis valas de infiltração (Figura 2).

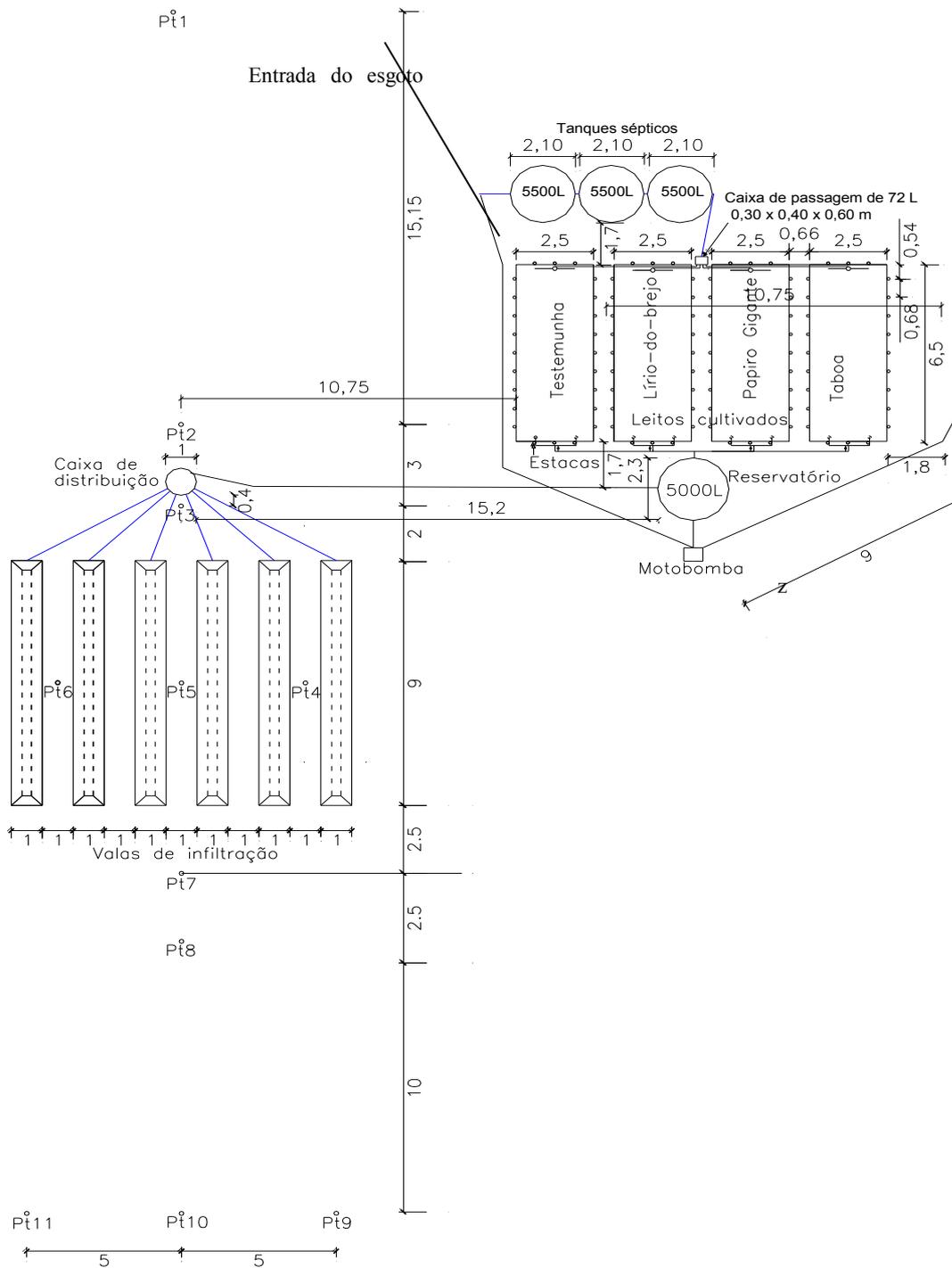


FIGURA 2. Planta baixa da estação de tratamento de esgoto - ETE/FAL/UnB, com identificação de suas partes constituintes, valas de infiltração e dos poços de observação (P1 a P11).

5.3.2 Tanques sépticos em série

O conjunto de três tanques sépticos em série, são destinados ao tratamento primário do esgoto gerado na FAL/UnB, constituídos de caixas de polietileno com tampa roscável, com volume total individual de 5500 L (Figura 3) e volume total dos três tanques (Vt) de 16500 L, com volume útil de cada tanque aproximado de 5000 L, ou seja, 15000 L de volume útil total (a ser confirmado in loco). As caixas serão parcialmente enterradas no solo, possibilitando a entrada do esgoto bruto por gravidade e ao mesmo, tempo dispostas com pequena diferença de nível (0,075 m) entre a saída e entrada de cada tanque.



FIGURA 3. Vista dos três tanques sépticos (TS1, TS2 e TS3) indicando a direção do fluxo de esgoto.

Conforme ABNT, BRASIL (1997) que descreve sobre o posicionamento do dispositivo de entrada de esgoto no tanque séptico, estes devem estar mergulhados verticalmente no líquido, a fim de evitar perturbações hidráulicas no interior do tanque e direcionar o fluxo de esgoto para o fundo, possibilitando uma melhor sedimentação dos sólidos.

Assim, na entrada do TS1 (chegada do esgoto bruto) foi utilizado um tubo de 0,15 m de diâmetro posicionado na vertical, com 1 m de comprimento, sendo 0,8 m mergulhado no esgoto, já nas entradas dos TS 2 e TS 3 foram usados tubos de 0,075 m, com 0,7 m de comprimento e na saída dos três tanques utilizaram-se tubos, também de

0,075 m e 0,60 m de comprimento (Figura 4). Os tanques sépticos (caixas) possuem formato circular com 2,10 m de diâmetro e 2,10m de altura total.

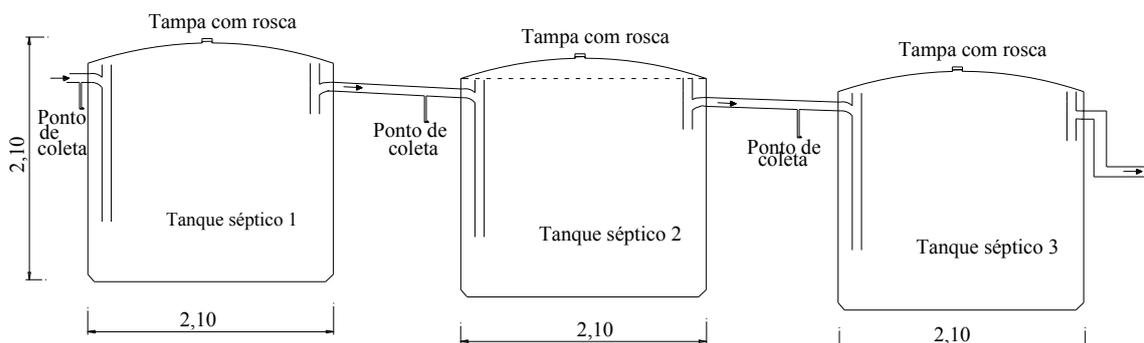


FIGURA 4. Vista em corte dos três tanques sépticos instalados em série.

5.3.3 Caixa de passagem com distribuição do efluente e leitos cultivados

A caixa de passagem do efluente para os leito foi constituída em fibra de vidro com capacidade total de 72 L (0,30 m, 0,40 m, 0,60 m – largura, comprimento e altura), de onde saí quatro tubos de PVC com diâmetro de 0,040 m, um para cada leito de cultivo (Figura 5a).

Os leitos cultivados foram construídos em estruturas retangulares de fibra de vidro, com espessura da parede de 4 mm (Figura 5b), apoiados sobre o solo, com dimensões de 2,5 m (largura), 6,5 m (comprimento) e 0,5 m (altura).

O controle do nível do efluente nos leitos foi feito com um tubo com diâmetro de 0,050 m, que sai do fundo de cada leito e se eleva até uma altura que corresponde ao nível do efluente no interior do leito que é de 0,047 m e na sequência, desce novamente até o nível do solo (Figura 5c), de onde seque por uma tubulação até o reservatório de 5000 L.



FIGURA 5. Caixa de passagem para os leitos cultivados (a), vista dos leitos cultivados e do não cultivado (b) e do cavalete de controle do nível do efluente no interior dos leitos.

Para garantir estabilidade nas paredes das caixas de fibra de vidro (leitos cultivados) foram instaladas estacas de concreto de 1,20 m de altura e 0,075 m de diâmetro (tubos de PVC preenchidos com concreto), em que, 0,70 m foram enterrados no solo. Foram fixadas estacas a 0,54 das extremidades dos leito no sentido do comprimento e as demais a cada 0,68 m (Figura 6a), já no sentido da largura as estacas foram colocadas a 0,60 m da extremidade e as demais a cada 0,65 m (Figura 6b), totalizando 24 estacas por leito de cultivo.



FIGURA 6. Estacas de sustentação dos leitos cultivados no sentido do comprimento (a) e no sentido da largura (b).

5.4 Macrófitas nos leitos de cultivo

Foram plantadas a macrófita emergente taboa (*Typha spp*) em um dos leitos, outro com papiro-brasileiro (*Cyperus giganteus*) e um com Lírio do brejo (*Hedychium coronarium Koehne*) (Figuras 7a, 7b e 7c), respectivamente e um leito sem planta (Figura 6d). Em cada leito foi transplantado 102 mudas, espaçadas a 0,20 m da borda dos leitos, 0,42 m entre plantas no sentido da largura e 0,37 m entre plantas no sentido do comprimento. As plantas foram removidas no seu ambiente natural com sistema radicular, podadas a 030 m de altura e transplantadas a 0,10 m abaixo da superfície da brita.



FIGURA 7. Vista dos leitos cultivados com taboa (a), papiro-brasileiro (b), lírio do brejo (c) e leito não cultivado (d).

5.5 Valas de infiltração e poços de observação

5.5.1 Capacidade de percolação do solo (k)

O procedimento para estimar a capacidade de percolação de solo foi feito conforme a NBR 13969/97.

Com um trado de 0,15 m de diâmetro foram abertos três poços com 0,30 m de profundidade (Figura 8a). Para medir o nível da água no poço e viabilizar determinação de k foi construído dispositivo em madeira, possuindo uma haste móvel ligada a um frasco de plástico e uma régua com precisão de 1 mm (Figura 8b).



FIGURA 8. Poço de 0,15 m de diâmetro e 0,30 m de profundidade (a) e dispositivo para determinação de k contendo uma haste móvel ligada a um frasco de plástico e uma régua com precisão de 1 mm (b).

O ensaio foi realizado em de 3 pontos, distribuídos na área de modo a representar a área onde foi construída as valas de infiltração. Depois de construída as cava, retirou-se os materiais soltos no fundo e cobriu-se o fundo com cerca de 0,05 m de brita n. 1. Encheu-se a cava com água até a profundidade de 0,30 m do fundo e manteve-se esta altura durante pelo menos 4 h, completando com água na medida em que desce o nível.

Esta constitui uma etapa preliminar para saturação do solo, porém, se toda a água inicialmente colocada infiltrar no solo dentro de 10 min., o ensaio pode iniciar imediatamente.

5.5.2 Dimensionamento e construção das valas de infiltração

De acordo com a NBR 13969/1997, as valas de infiltração devem obedecer alguns parâmetros técnicos. Assim, a Tabela 2 apresenta estes parâmetros e aqueles que foram utilizados nas valas de infiltração.

TABELA 2. Parâmetros de projeto para o dimensionamento das valas de infiltração conforme NBR 13969/1997 e parâmetros utilizados.

| Parâmetros de projeto | Norma NBR 13969/1997 | Utilizados |
|--|----------------------|--------------------|
| Diâmetro da canalização (mm) | 100 | 100 |
| Largura da superfície da vala de infiltração (m) | 1,0 | 1,0 |
| Largura do fundo da vala de infiltração (m) | 0,3 | 0,88 |
| Declividade da tubulação (%) | 0,33% | 0,33% |
| Espaçamento entre as laterais de duas valas de infiltração (m) | 1,0 | 1,0 |
| Separação da câmara filtrante e o solo | Tela resistente | Membrana geotêstil |
| Profundidade total sob a superfície do terreno (m) | 0,65 | 0,65 |
| Espessura de solo sobre a camada de brita (m) | 0,20 | 0,20 |
| Espessura da camada de brita n. 3 (m) | 0,45 | 0,45 |
| Distância do fundo da vala até a base do tubo (m) | 0,30 | 0,30 |

Dos parâmetros utilizados, apenas foi diferente da NBR 13969/1997 o material utilizado para separação da câmara filtrante do solo de ratero e a largura do fundo da vala de infiltração, que neste trabalho foi de 0,88 m. Optou-se por uma largura do fundo das valas maior devido as propriedades físicas do solo, que apesar de ser classificado como textura arenosa, possui boa estabilidade dos taludes. Com isso obteve-se área de infiltração útil de 1,5 m², por metro linear de vala, o resulta em menor comprimento total de vala necessário, se comparado a largura do fundo de 0,30 m, conforme a norma.

Assim, estimou-se a taxa de percolação média dos três poços que foi de 395 min. m⁻¹ e considerando com volume máximo de efluente gerado na FAL de 5,3 m³ dia⁻¹, obteve-se a área de infiltração média de 81 m², conforme equações abaixo.

Taxa de percolação (TP) = intervalo de tempo entre determinações pelo rebaixamento (IT) / desnível apurado (DA).

Assim, a área necessária (AN):

$AN = \text{Volume diário (m}^3 \text{ dia}^{-1}) / \text{Taxa máxima diária (TM) (min. m}^{-1})$

TM = Conforme Tabela A.1 - NBR 13969:1997).

Considerado 1,0 m de largura superficial e 0,88 m de largura do fundo da vala (Figura 9b) e área de infiltração de 1,5 m² por metro linear de vala, àquela abaixo do tubo de distribuição, obteve-se, para uma vazão de 5,3 m³ dia⁻¹, a necessidade de 6 valas de 9 m de comprimento cada uma, o que corresponde a 54 m linear de vala (1,5 x 54 = 81,5 m). Na Figura 9a é apresentado o processo de construção das valas com retroescavadeira, a Figura 9c apresenta as valas preenchidas com brita # 3 e a Figura 9d, as valas com reatero, em que se elevou o solo cerca de 0,30 m sobre as mesmas, para evitar a infiltração de água da chuva para o interior das valas de infiltração.



FIGURA 9. Processo de construção das valas com retroescavadeira (a), vala de infiltração aberta (b), valas preenchidas com brita # 3 (c) e reatero sobre as valas de 0,30 m (d).

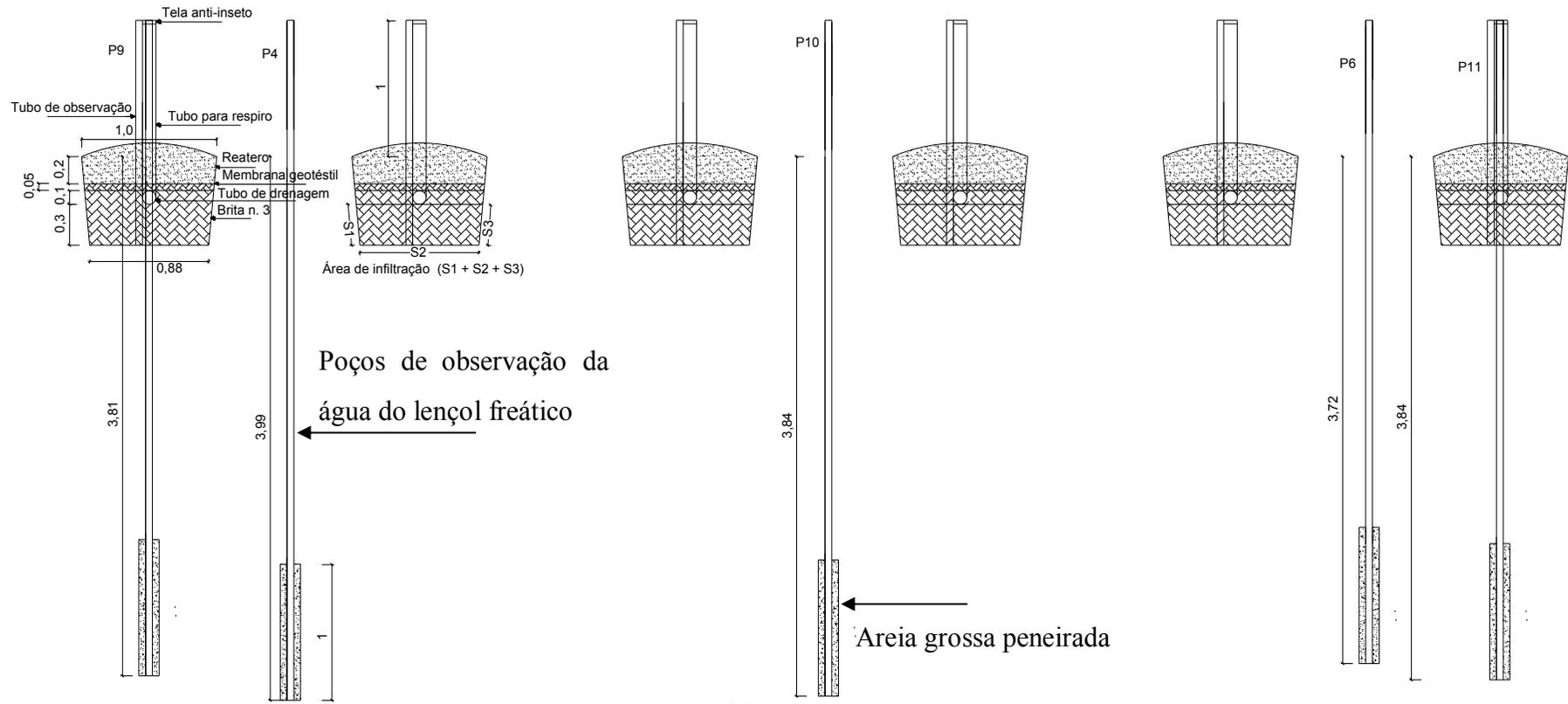
As valas foram preenchidas com brita # 3 (Figura 10a) até 0,3 m a partir do fundo das mesmas e sobre a brita foi acomodado um tubo de drenagem de 0,10 m (Figura 9b e c), com declividade de 0,3%, conforme recomendado pela NBR 13969:1997. Após instalação do tubo de drenagem foi acrescentado brita até uma camada de 0,05 m acima do mesmo (Figura 10d) e sobre a brita instalou uma membrana geotéxtil (Figura 10e) para separar a brita do solo e evitar que os mesmos se misturem.

Em cada uma das extremidades do tubo de drenagem foi instalado um tubo de PVC para esgoto de 0,10 m, com a função de liberar gases da decomposição da matéria orgânica e evitar a formação de vácuo sob as valas, o que dificultaria a infiltração do efluente no solo (Figuras 10b, 10d e 10e).



FIGURA 10. Colocação da brita # 3 no interior das valas (a), vala de infiltração com tubo de drenagem instalado (b), detalhe dos orifícios no tubo de drenagem (c), brita distribuída sobre o tubo de drenagem (d) e membrana geotéxtil sobre a brita (e).

As Figuras 11a a e 11b mostram o corte transversal e longitudinal das valas de infiltração, tubo de drenagem/distribuição, tubos de observação do nível a água nas valas e poços de observação da água do lençol freático com suas respectivas dimensões.



(a) Core transversal

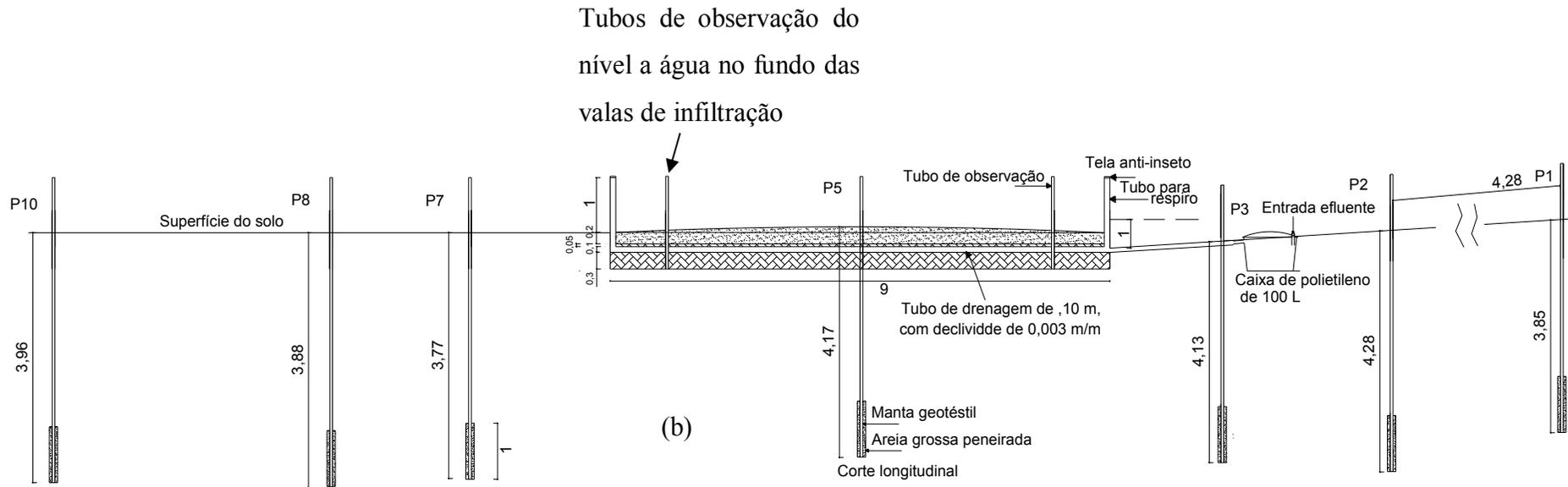


FIGURA 11. Corte transversal (a) e longitudinal (b) da vala de infiltração, tubo de drenagem/distribuição, tubos de observação do nível a água no fundo das valas de infiltração e poços de observação da água do lençol freático.

5.5.3 Medição do nível de efluente no interior das valas de infiltração

A avaliação das valas de infiltração foi feita por meio da observação da distribuição do efluente e de sua infiltração no interior das valas. Para tanto foram instalados dois tubo de PVC de 0,05 m de diâmetro na vertical até o fundo da vala, localizados a um metro da entrada e outro a um metro antes do final da vala de infiltração (Figura 11b).

5.5.4 Construção os poços de observação

Com um trado de 0,15 m de diâmetro perfurou-se 11 poços de observação. A profundidade final de cada poço é mostrado na Tabela 3. Os poços foram perfurados no final do período chuvoso (mês de abril e maio de 2015) até se obter uma profundidade de água próxima a 2,5 m.

TABELA 3. Identificação dos 11 poços de observação e profundidade total dos mesmos.

| Identificação dos poços de observação | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Identificação do Poço | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 | P8 | P9 | P10 | P11 |
| Profundidade total do poço | 3,85 | 4,28 | 4,13 | 3,99 | 3,97 | 3,72 | 3,77 | 3,88 | 3,81 | 3,96 | 3,84 |

Após término de perfuração dos poços de observação, com o uso do beiler foi feita a remoção do solo desagregado no fundo dos mesmos (12a).

Uma vez construídos e limpos os poços, foi feito cortes transversas em tubos de PVC rígido de 0,05 m, em um metro do tubo numa das extremidades. Sobre estes cortes foi fixada uma membrana geotêstil e colada no tubo e, ainda, presa com linha de nylon n. 200 (utilizada em pesca), para permitir boa aderência da membrana ao tubo e evitar entrada de solo.

Para centralizar o tubo de 0,05 m no poço, em três posições no mesmo, foram fixados pedaços de tubo de 3/4” em forma de “cruz” com 0,014 m de comprimento. Com o tubo no interior do poço, colocou-se areia grassa peneirada em peneira n. 2, até cobrir completamente a membrana geotêstil. Acima da areia até a superfície do poço adicionou-se solo da escavação dos poços.

Para evitar a infiltração vertical da água de chuva para o interior dos poços de observação, escavou-se em volta de cada tubo, até a profundidade de 0,30 m, um círculo com 0,50 m de diâmetro. No fundo desta escavação foi acomodado um plástico e sobre este se adicionou concreto (Figura 12b) com espessura de 0,10 m e sobre este se completou com solo, de forma que o mesmo fica-se 0,10 m mais elevado que o nível normal do terreno local.



FIGURA 12. Beiler para remoção de solo e água dos poços de observação (a), remoção de água com impurezas dos poços depois de finalizada a sua construção (b) e bloco de concreto instalado ao redor do tubo de acesso aos poços de observação (c).

Finalizada a implantação dos tubos de observação no interior dos poços, foi realizada a remoção de água e impurezas. Para isso utilizou-se um tubo de $\frac{3}{4}$ " de diâmetro com uma válvula de pé e crivo e acoplados em uma motobomba trifásica com $\frac{1}{3}$ de CV.

Mediu-se o nível da água dos poços inserindo um tubo de PVC de $\frac{1}{2}$ " de diâmetro até o fundo dos mesmos, depois de removido, com uma fita métrica de 1 mm de precisão, media-se a parte umedecida, representando a profundidade de água no interior dos poços.

5.6 Caixa de distribuição, vertedor triangular e medição da vazão

A passagem do efluente para as valas de infiltração consiste em uma caixa de polietileno com tampa de capacidade total de 100 L. Foi instalada seis luvas tipo flange de 0,05 m na caixa de passagem de onde parte um tubo de mesmo diâmetro de 0,2 m de comprimento e em seguida ampliado para um tubo de 0,075 m (Figura 13a e 13b) até a entrada das valas, onde foi ampliado novamente para 0,10 m que é o diâmetro do tubo de drenagem.



FIGURA 13. Caixa de passagem para as valas de infiltração (a e b).

Para controlar a vazão de entrada, de forma que seja a mais próxima possível entre as valas de infiltração, as seis saídas da caixa de passagem (Figura 14a, 14b e 14c) foram instalados vertedouros triangulares não “afogados” com ângulo de 84°, construídos de alumínio.



FIGURA 14. Visualização dos seis vertedouros triangular no interior da caixa de passagem (a e b) e detalhe de um vertedouro com ângulo interno de 84° (c).

Foi instalado um hidrômetro antes da caixa de distribuição que distribuí o efluente às valas de infiltração (Figura 15a e 15b). O hidrômetro foi instalado novo, ou seja, sem registro de vazão, no mês de setembro de 2015, início do experimento e o volume registrado no hidrômetro em 25 de junho de 2016 foi 312,665 m³ dia⁻¹. Esse volume foi dividido pelo número de dias que houve atividade na Fazenda Água Limpa, especialmente funcionamento do refeitório, suprimindo o período de férias e finais de semana, que correspondeu 171 dias, o que resulta em vazão de 1,82 m³ dia⁻¹, que dividido pelo número de valas de infiltração, é 0,30 m³ dia⁻¹, representando 34% da capacidade de cada vala de infiltração conforme projeto, ou seja, poderia ser distribuído até 0,88 m³ dia⁻¹.



FIGURA 15. Hidrômetro instalado antes da caixa de distribuição do efluente para os leitos (a e b).

O volume de esgoto gerado é maior que o registrado no hidrômetro, uma vez que neste período foram realizados dois experimentos de reúso na irrigação, um com pimentão amarelo e outro com pimenta de cheiro, além da evapotranspiração que ocorre nos leitos, justificando esta diferença entre o volume de esgoto bruto (cerca de $3,50 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$) gerado e o de entrada nas valas de infiltração.

5.7 Coletas das amostras de efluente, água dos poços de observação e atributos avaliados

Foram coletadas amostras de efluente antes da entrada das valas infiltração em um “colar hidráulico” com registro de esfera de $1/2$ ” (Figura 16b), instalado em uma das tubulações após a caixa de passagem (Figura 15b).

Para coletar amostras de água nos poços de observação, construiu-se um dispositivo (amostrador) em tubo de PVC para esgoto de 0,40 m (Figura 15c). Este dispositivo possui 0,60 m de comprimento com dois tampões nas extremidades, numa delas acoplou-se um adaptador de $1/2$ ”, no qual foi fixado uma mangueira de mesmo diâmetro, permitindo a inserção do amostrado no interior dos poços. A água entra no amostrado por um orifício de 5 mm de diâmetro localizado 5 cm abaixo do adaptador para mangueira.



FIGURA 16. "Colar" hidráulico para coleta de amostras de efluente antes de entrar nas valas de infiltração (a e b) e dispositivo de coleta de água nos poços de observação (c).

As amostras foram acondicionadas em frascos de plástico de volume de 1 L e conservadas em geladeira, conforme recomendações do Standard Methods, com exceção dos parâmetros que exigem determinação no mesmo dia. Todas as amostras foram submetidas a análises físicas, químicas e microbiológicas (Tabela 4). As análises foram realizadas no Laboratório de Análise de Água da FAV/UnB, utilizando as metodologias de análise do Standard Métodos for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

As datas de coleta do efluente e da água dos poços para análises físicos, químicos e microbiológicos foram 17 de setembro, 29 de outubro, 27 de novembro, 17 de dezembro de 2015 e 26 de janeiro, 24 de fevereiro, 29 de março, 5 de abril e 31 de maio de 2016. As amostras foram tomadas com um dispositivo que consta de um mangueira e um recipiente de plástico em um extremo da mangueira para captar a água dos poços.

5.8 Análise dos resultados experimentais

Os resultados experimentais foram submetidos à análise de comparação de média, utilizando o Software Sisvar 5.6 (2016) e aplicando o teste t, comparando os atributos físicos, químicos e microbiológicos, entre os diferentes pontos de coleta de efluente e solo.

TABELA 4. Atributos analisados no efluente e na água dos poços de observação e seus respectivos métodos de análise, com frequência de coleta a cada 30 dias.

| Atributo | Símbolo | Unidade | Método de análise |
|--------------------------------|-------------------------------|---|----------------------------|
| Potencial Hidrogeniônico | pH | - | Eletroquímico |
| Condutividade elétrica | CE | dS m ⁻¹ | Condutivímetro |
| Sólidos Totais | ST | mg L ⁻¹ | Gravimétrico |
| Demanda Bioquímica de Oxigênio | DBO | mg L ⁻¹ | Titulométrico |
| Demanda Química de Oxigênio | DQO | mg L ⁻¹ de O ₂ | Fotocolorimétrico |
| Oxigênio dissolvido | OD | mg L ⁻¹ de O ₂ | Oxímetro digital |
| Alcalinidade Total | - | mg L ⁻¹ de CaCO ₃ | Titulométrico |
| Sódio | - | mg L ⁻¹ | Espectrofotômetro de chama |
| Nitrito | NO ₂ ⁻ | mg L ⁻¹ | Fotocolorimétrico |
| Nitrato | NO ₃ ⁻ | mg L ⁻¹ | Fotocolorimétrico |
| Amônia | NH ₄ ⁺ | mg L ⁻¹ | Fotocolorimétrico |
| Fosfato total | PO ₄ ³⁻ | mg L ⁻¹ | Espectrofotométrico |
| Turbidez | Turb | NTU | Fotocolorimétrico |
| Potássio | K ⁺ | mg L ⁻¹ | Espectrofotométrico |
| Ferro | | | Fotocolorimétrico |
| Coliformes Termotolerantes | CTermo | NMP 100 mL ⁻¹ | Substrato Cromogênico |
| Coliformes Totais | CT | NMP 100 mL ⁻¹ | Substrato Cromogênico |

5.89 Amostragem de solo sob as valas de infiltração

Foi realizada uma amostragem de solo sob as infiltração para a análise de fósforo total, nitrogênio total, potássio, pH, sódio e textura do solo. O local de coleta foi em duas profundidades de 0 a 0,20 cm e 0,20 a 0,40 m a partir da base da vala de filtração, a amostragem foi feita em três valas antes do início do lançamento de efluente, representativo do solo local. No final do experimento, coletou-se novamente nestas mesmas profundidades localizadas a 0,5 m da entrada das valas e a 0,50 m do final das valas, porém, em amostras separadas, resultando em 12 amostras de solo. Para isso foram feitas aberturas verticais até o fundo da vala e com um trado fez a retirada do solo.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 Acompanhamento do nível de água nos poços de observação

Os nível médio de água entre datas, medido no interior dos poços contado da base dos mesmos até a superfície da água foram maiores nas datas de 15/11 e 09/12/2015, meses que houve maior precipitação e os menores níveis foram constatados em 4/3 e 22/3/16 (Tabela 5), que coincide no período de menor precipitação (Figura 1).

Deve-se considerar que mesmo sendo a profundidade total dos poços similares, a simples medição da profundidade de água nos poços não reflete, com precisão, a variação do nível entre poços, por apresentar inclinação natural da superfície do solo. Neste sentido, diminuiu-se da profundidade total dos poços (Tabela 3) a profundidade da água no poços (Tabela 5), obtendo-se a distância vertical contado da superfície do solo (fixo para cada poço) até o nível superficial da água no interior dos poços (Figura 17).

TABELA 5. Profundidade da água nos poços contado da base dos mesmos até a superfície da água para diferentes datas.

| Datas de medida | Identificação dos poços de observação de P1 a P11 | | | | | | | | | | | Média das datas |
|-----------------|---|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----------------|
| | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 | P8 | P9 | P10 | P11 | |
| | Profundidade de água nos poços de observação (m) | | | | | | | | | | | |
| 4/8/15 | 2,53 | 2,56 | 2,41 | 2,27 | 2,25 | 2,00 | 2,05 | 2,16 | 2,09 | 2,24 | 2,12 | 2,24 |
| 9/9/15 | 2,99 | 2,50 | 2,19 | 2,47 | 2,23 | 2,26 | 2,56 | 2,50 | 2,85 | 2,75 | 2,67 | 2,54 |
| 5/10/15 | 3,16 | 2,68 | 2,27 | 2,44 | 2,28 | 2,42 | 2,5 | 2,54 | 2,87 | 2,79 | 2,68 | 2,60 |
| 15/11/15 | 3,3 | 2,83 | 2,42 | 2,74 | 2,53 | 2,64 | 2,79 | 2,79 | 3,03 | 2,98 | 3,04 | 2,83 |
| 9/12/15 | 3,32 | 2,8 | 2,50 | 2,72 | 2,57 | 2,63 | 2,76 | 2,73 | 3,02 | 2,94 | 3,02 | 2,82 |
| 9/1/16 | 3,12 | 2,66 | 2,42 | 2,58 | 2,39 | 2,47 | 2,65 | 2,6 | 2,93 | 2,86 | 2,92 | 2,69 |
| 26/1/16 | 2,21 | 1,91 | 1,62 | 1,86 | 1,71 | 1,73 | 1,99 | 1,99 | 2,34 | 2,29 | 2,34 | 2,00 |
| 11/2/16 | 2,41 | 2,10 | 1,83 | 2,06 | 1,98 | 1,98 | 2,20 | 2,10 | 2,57 | 2,46 | 2,5 | 2,20 |
| 4/3/16 | 1,86 | 1,5 | 1,22 | 1,58 | 1,38 | 1,38 | 1,72 | 1,76 | 2,09 | 1,97 | 2,06 | 1,68 |
| 22/3/16 | 1,92 | 1,68 | 1,49 | 1,71 | 1,56 | 1,57 | 1,88 | 1,93 | 2,25 | 2,19 | 2,24 | 1,86 |
| 1/4/16 | 2,36 | 2,00 | 1,82 | 2,07 | 1,95 | 1,91 | 2,14 | 2,19 | 2,54 | 2,48 | 2,50 | 2,18 |
| 27/5/16 | 3,1 | 2,64 | 2,39 | 2,57 | 2,38 | 2,45 | 2,61 | 2,60 | 2,80 | 2,84 | 2,89 | 2,66 |
| Média | 2,69 | 2,32 | 2,05 | 2,26 | 2,10 | 2,12 | 2,32 | 2,32 | 2,62 | 2,57 | 2,58 | |

Em todos os poços de observação, o nível da água diminui progressivamente a partir da primeira medida, 4/08/2015 até 09/12/15 (Figura 17), com maior amplitude (diferença entre a maior e menor profundidade no período), no poço de observação P1, já que este se localizava e cota mais elevada em relação aos demais poços, resultando em maior variação.

Na data de 26/01/16 o nível do lençol freático se eleva, reduz novamente em 11/02/16 e eleva-se novamente em 04/03/16, e após esta data houve redução progressiva até a última medida (27/05/16). Todo este comportamento é resultado das precipitações naturais que ocorreram, já que o volume de efluente adicionado às valas foi pequeno e houve espalhamento/redistribuição do efluente no solo, não influenciando na elevação do nível da água no lençol freático.

Deve-se resaltar que os poços de observação de P3 a P11, estavam localizados em altitude praticamente iguais. Observa-se ainda que os poços de observação P3 a P6 apresentaram variação do nível inferior aos demais poços, sendo que o poço P3 estava localizado próximo a entrada do efluente nas valas de infiltração, enquanto que, os poços P4, P5 e P6 localizavam-se no centro do comprimento das valas, já os pontos de P7 a P11, estavam após as valas de infiltração, sendo o P9, P10 e P11 os mais afastados do final das valas (10 m).

A partir das observações do nível da água nos poços, acredita-se que a infiltração de efluente não tenha afetado o nível do lençol freático, que se deve a pequena quantidade de efluente adicionado em cada valar ($1/3$ da sua capacidade da infiltração das valas que é de $0,88 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$), o que resultou em redistribuição ou espalhamento da água no perfil horizontal do solo, favorecido pela elevada condutividade hidráulica do solo local.

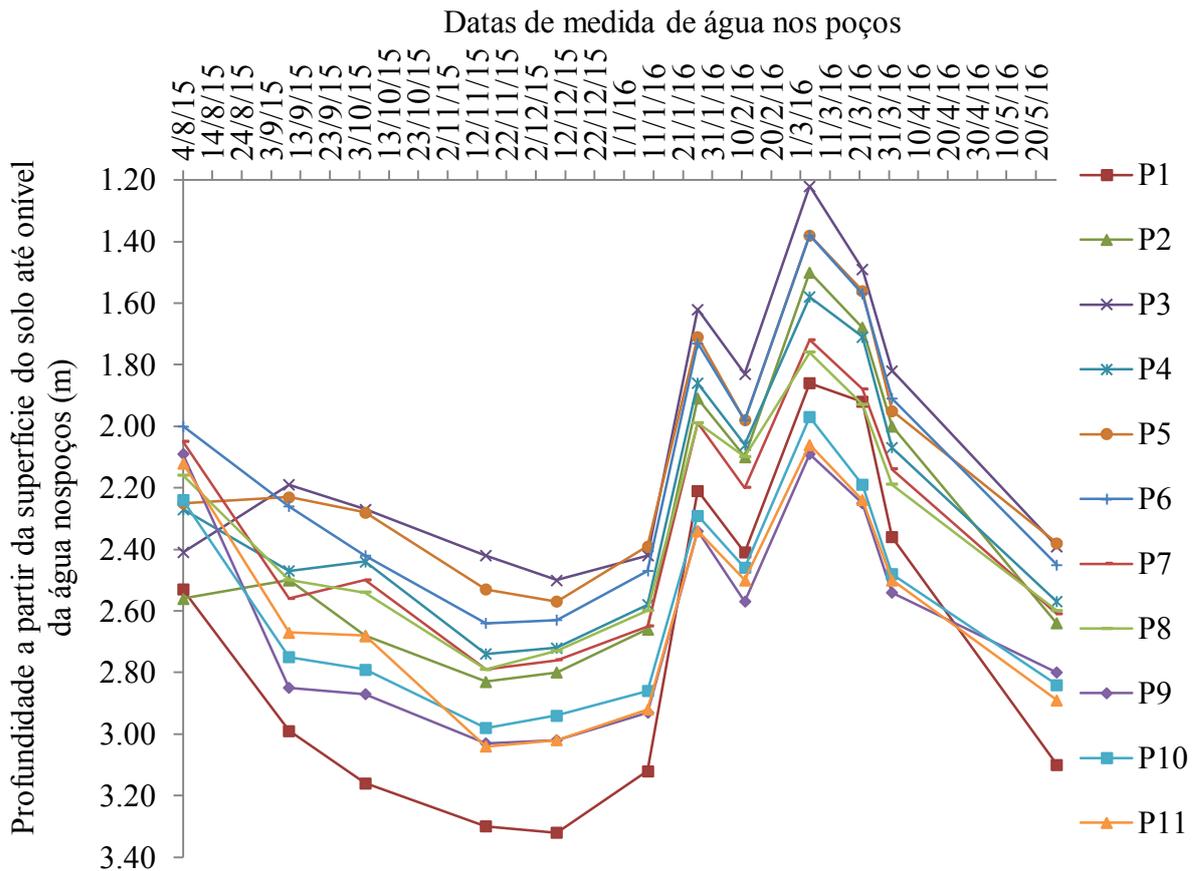


FIGURA 17. Distância da superfície do solo até o nível superficial da água no interior dos poços de observação.

6.2 Atributo físico-químicos e microbiológicos do efluente e dos poços de observação

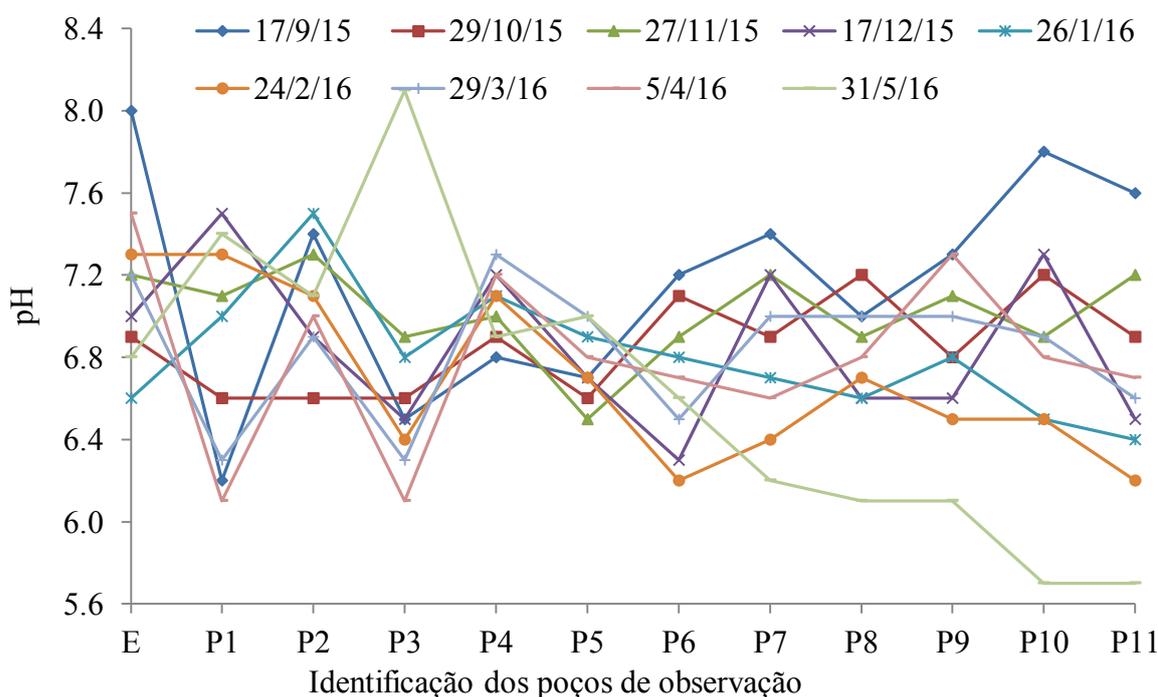
Potencial Hidrogeniônico (pH)

O potencial Hidrogeniônico (pH) expressa a concentração de íons de hidrogênio (H^+) na solução, conferindo a condição ácida ou básica à mesma, dependendo dessa concentração. A chuva (principal fonte de águas subterrâneas) tem valores de pH próximo de 5 ou 6, se está relativamente livre de poluição (MENENDEZ, 2009).

O pH do efluente na entrada das valas variou de 6,6 a 8,0 com média geral de 7,16 (Figura 1). O poço 1 que se encontra na parte mais alta do terreno e pode ser considerado como a referencia dos valores “normais” da água do lençol freático (6,0 a 8,4) a média foi de 6,8. A média geral do pH nas nove datas de coleta foi de 6,18. Nos poço P11 e P3 observou-se diminuição de pH, com valor médio de 6,6, sendo que o P11, juntamente com o P9 e P10, são ao que fica mais distante do final das valas de infiltração.

Nos tratamentos de esgotos é sempre importante controlar o pH pelos processos que envolvem microrganismos e suas funções, assim, também nos processos de infiltração é relevante pelas reações que pode ocorrer no solo na presença de sais ou nutrientes. Os principais fatores que determinam o pH da água são o gás carbônico dissolvido e a alcalinidade. O pH das águas subterrâneas varia geralmente entre 5,5 e 8,5, os valores da água subterrânea nos poços variou de 6,64 a 7,08.

Os dados de pH obtidos no efluente antes da entrada nas valas estão de acordo com a legislação vigente nacional, Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, estabelecendo pH de 6 a 9 nos efluentes tratados para água de Classe 2, que são águas que podem ser destinadas: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme resolução CONAMA no 274, de 2000.



| | | | | | | | | | | | | |
|--------------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|--------|-------|
| Média | 7,16a | 6,83ab | 7,08ab | 6,68ab | 7,05ab | 6,76ab | 6,7ab | 6,84ab | 6,77ab | 6,83ab | 6,84ab | 6,64b |
| DP | 0,415 | 0,54 | 0,28 | 0,58 | 0,16 | 0,17 | 0,33 | 0,40 | 0,32 | 0,39 | 0,59 | 0,55 |
| CV(%) | 5,8 | 7,95 | 3,96 | 8,7 | 2,36 | 2,56 | 5,06 | 5,85 | 4,73 | 5,76 | 8,65 | 8,35 |
| CV geral (%) | 6,18 | | | | | | | | | | | |
| Medida geral | 6,852 | | | | | | | | | | | |

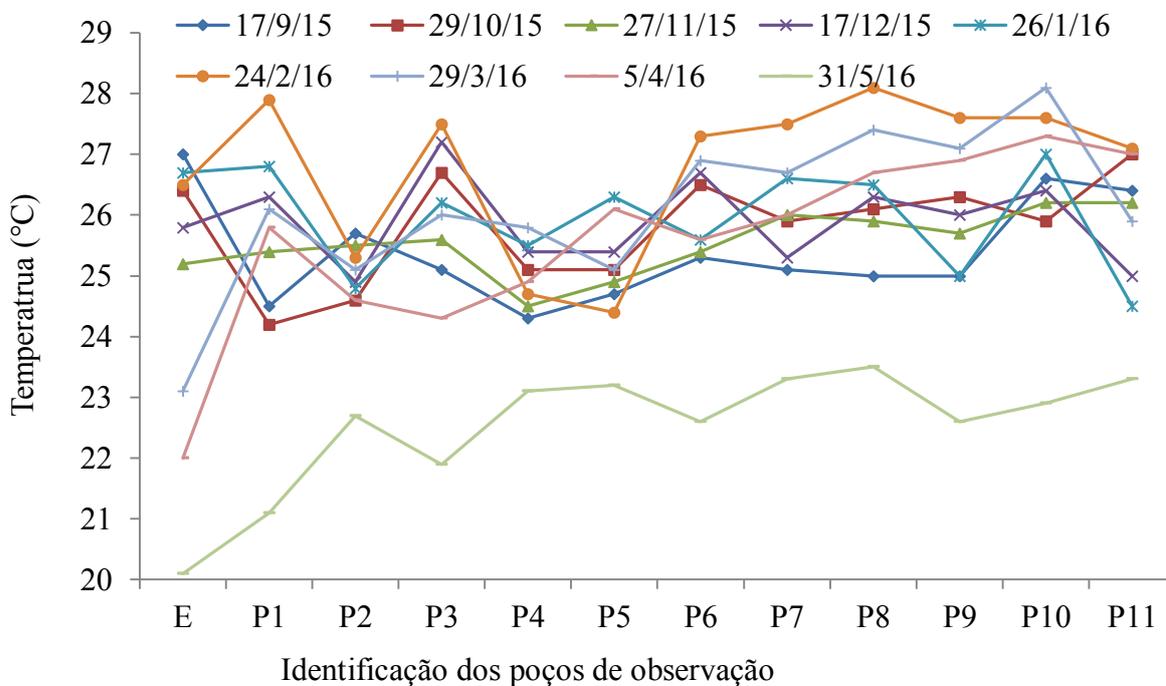
Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 18. Valores de pH no efluente antes da entrada nas valas (E) e nos poços de observação (P1 a P11), médias para cada ponto e média geral, desvio padrão, coeficiente de variação para cada ponto e coeficiente de variação geral em diferentes datas de análise.

E de acordo com a legislação de outros países, como no caso de México, a norma oficial estabelece os parâmetros para descarga de esgotos em corpos hídricos, é neste caso é mais estrita, para o pH tem uma faixa de 7 a 9 unidades, mesmo assim os valores obtidos estão de acordo com esta legislação. No caso dos valores obtidos nos poços de observação, para o pH estão na faixa requerida, até mesmo com as resoluções que estabelecem valores máximos permitidos para consumo humano, como a Portaria N° 2.914, de 12 de Dezembro de 2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de portabilidade.

Temperatura do efluente e da água dos poços de observação

A temperatura do efluente antes da entrada nas valas variou de 20,1 a 27,0 °C, com média geral de 24,5 °C (Figura 19). O poço 1 que se encontra na parte mais alta do terreno a média foi de 25,51 °C, e em todos os poço observou-se uma diminuição da temperatura no mês de abril de 2016 até junho de 2016, coincide com a temporada de outono e a temperatura , antes elevado no verão começa a esfriar nesta época do ano.



| | | | | | | | | | | | | |
|------------------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|
| Media | 24,7a | 25,3a | 24,8a | 25,6a | 24,8a | 25b | 25,7a | 25,8a | 26,1c | 25,8a | 26,4ab | 25,8a |
| DP | 2,45 | 1,95 | 0,88 | 1,71 | 0,81 | 0,92 | 1,39 | 1,19 | 1,33 | 1,50 | 1,50 | 1,31 |
| CV (%) | 9,88 | 7,69 | 3,53 | 6,70 | 3,25 | 3,68 | 5,40 | 4,63 | 5,10 | 5,81 | 5,68 | 5,06 |
| CV geral (%) | 5,78 | | | | | | | | | | | |
| Média geral (°C) | 25,51 | | | | | | | | | | | |

Médias seguidas por letras iguais na linha não diferem pelo teste t.

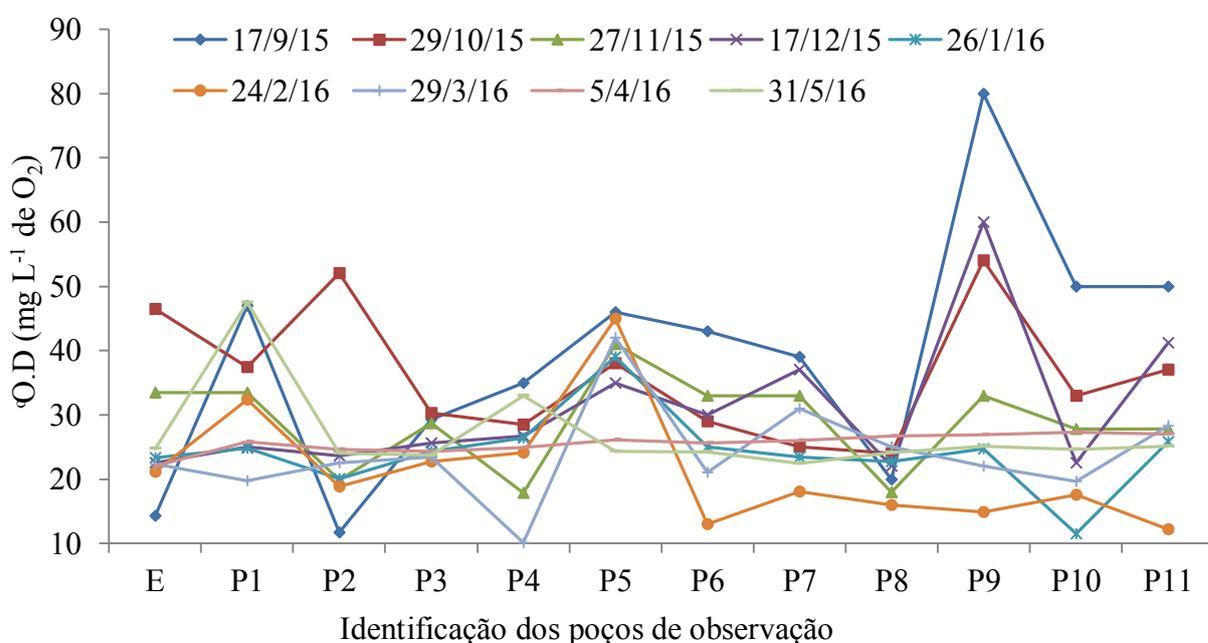
FIGURA 19. Valores de temperatura no efluente antes da entrada nas valas (E) e nos poços de observação (P1 a P11), medias para cada ponto e media geral, desvio padrão, coeficiente de variação para cada ponto e geral em diferentes datas de análise.

No poço P10 a temperatura média foi mais elevada que os demais sendo de 26,44 °C, embora as águas subterrâneas tenham uma amplitude térmica pequena, isto é, sua temperatura não é influenciada pelas mudanças da temperatura atmosférica de maneira rápida, com exceções aos aquíferos freáticos pouco profundos, que são mais sujeitos a radiação solar. Em profundidades maiores a temperatura da água é influenciada pelo grau geotérmico local (em média 1 °C a cada 30 m). Os valores de temperatura na entrada estão de acordo com a resolução No. 357, de 17 de março de 2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes que tem valores máximos permitidos de 40 °C.

Oxigênio Dissolvido (OD)

O agente oxidante mais importante em águas naturais é o oxigênio molecular dissolvido, O₂ (BAIRD, 2002). Reduções significativas de OD podem ser provocadas por despejos de origem orgânica (esgotos e alguns efluentes industriais) e/ou com elevada temperatura, que pode diminuir a solubilidade do oxigênio na água, um aporte de matéria orgânica pode reduzir o OD nas águas subterrâneas.

Os poços P5 e P9 apresentaram os valores maiores de OD no período avaliado, já poço P8 apresentou a menor média (Figura 20). Em geral os valores obtidos de Oxigênio Dissolvido encontra-se em concentrações aceitáveis o que favorece a degradação dos contaminantes no solo pela presença de microrganismo.



| | | | | | | | | | | | | |
|------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------------|-------------------|--------------------|--------------------|
| Media | 25,1 ^{de} | 32,4 ^{ac} | 24,4 ^{de} | 25,5 ^{de} | 24,5 ^{de} | 38,8 ^{ab} | 27,1 ^{bd} | 28,6 ^{bd} | 21,6 ^g | 42,3 ^a | 26,5 ^{bd} | 30,4 ^{ac} |
| DP | 9,53 | 10,0 | 11,2 | 3,09 | 7,77 | 6,43 | 8,29 | 7,01 | 3,04 | 23,2 | 11,2 | 10,8 |
| CV (%) | 37,8 | 30,8 | 45,8 | 12 | 31,6 | 16,5 | 30,5 | 24,4 | 14,0 | 55 | 42,1 | 34,8 |
| CV geral (%) | 29,02 | | | | | | | | | | | |
| Média geral (°C) | 36,53 | | | | | | | | | | | |

Médias seguidas por letras iguais na linha não diferem pelo teste t.

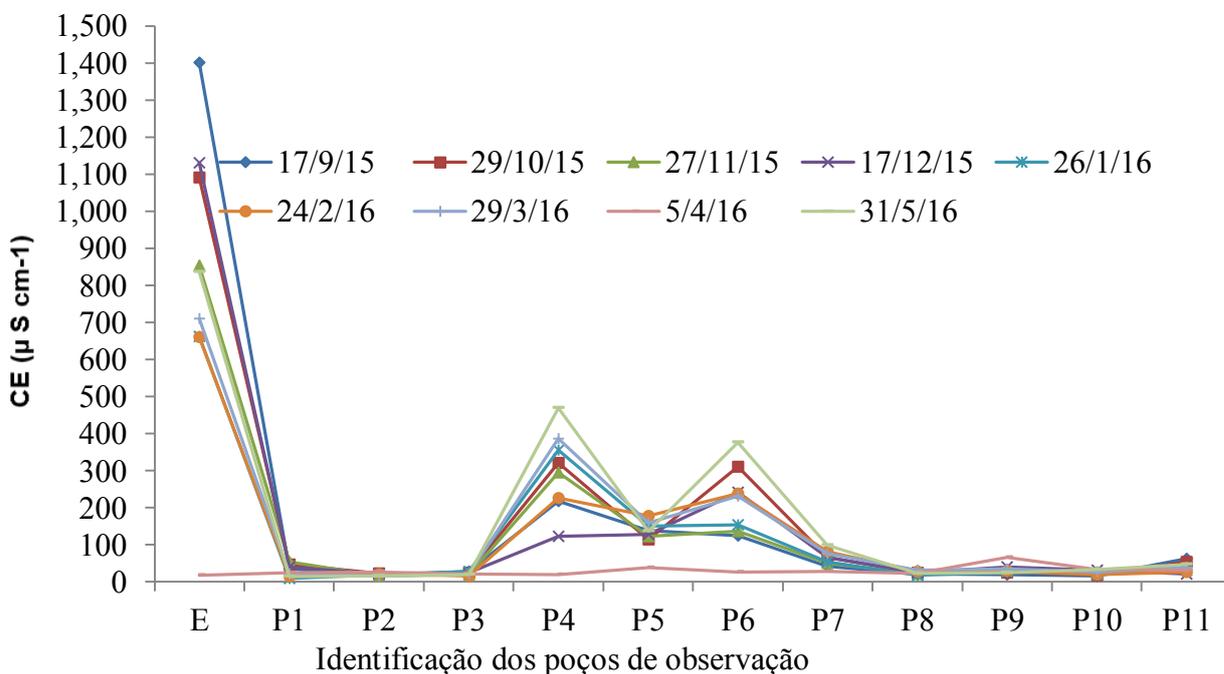
FIGURA 20. Valores de OD antes da entrada nas valas de infiltração (E) e nos poços de observação (P1 a P11), médias para cada ponto e media geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) para cada ponto e geral.

O oxigênio dissolvido antes de entrada das valas apresentou média de 25,15 mg L⁻¹ O₂, que segundo a resolução n. 357/2005, o OD, em qualquer amostra, tem que ser não inferior a 5 mg L⁻¹ para águas de classe 2.

Condutividade elétrica (CE)

A Figura 21 representa os valores observados de condutividade elétrica no período avaliado. O efluente de entrada apresentou os valores maiores a água dos poços de observação, com média de 829,88 μS cm⁻¹, mas este valor é adequado, o que diminui a possibilidade de salinização no solo do fundo das valas, pelo menos a curto prazo.

A relação entre CE e dureza está no fato de que altos valores de dureza indicam, sobretudo, altos valores de cálcio e magnésio, que são íons que afetam significativamente a CE da água (SANTOS, 2009). Neste trabalho não foi avaliado o parâmetro de cálcio, mas os valores de CE são normais na água subterrânea, isto só da uma ideia da presença de sais dissolvidas na água dos poços, valores por encima de 2500 88 μS cm⁻¹ apresentam sérios problemas especialmente na agricultura.



| | | | | | | | | | | | | |
|------------------|--------|-------|-------|-------|--------|---------|---------|--------|-------|-------|-------|--------|
| Media | 892,9e | 30,0a | 19,1a | 22,3a | 291,1d | 142,4bc | 226,9cd | 66,3ab | 23,7a | 30,3a | 24,1a | 40,9ab |
| DP | 259,9 | 15,8 | 2,4 | 4,2 | 108,7 | 19,9 | 81,8 | 17,5 | 3,9 | 7,6 | 6,1 | 12,8 |
| CV(%) | 29,1 | 52,5 | 12,7 | 18,6 | 36,2 | 13,9 | 36,0 | 26,4 | 16,7 | 25,2 | 25,2 | 31,4 |
| CV geral (%) | 56,6 | | | | | | | | | | | |
| Média geral (°C) | 150,80 | | | | | | | | | | | |

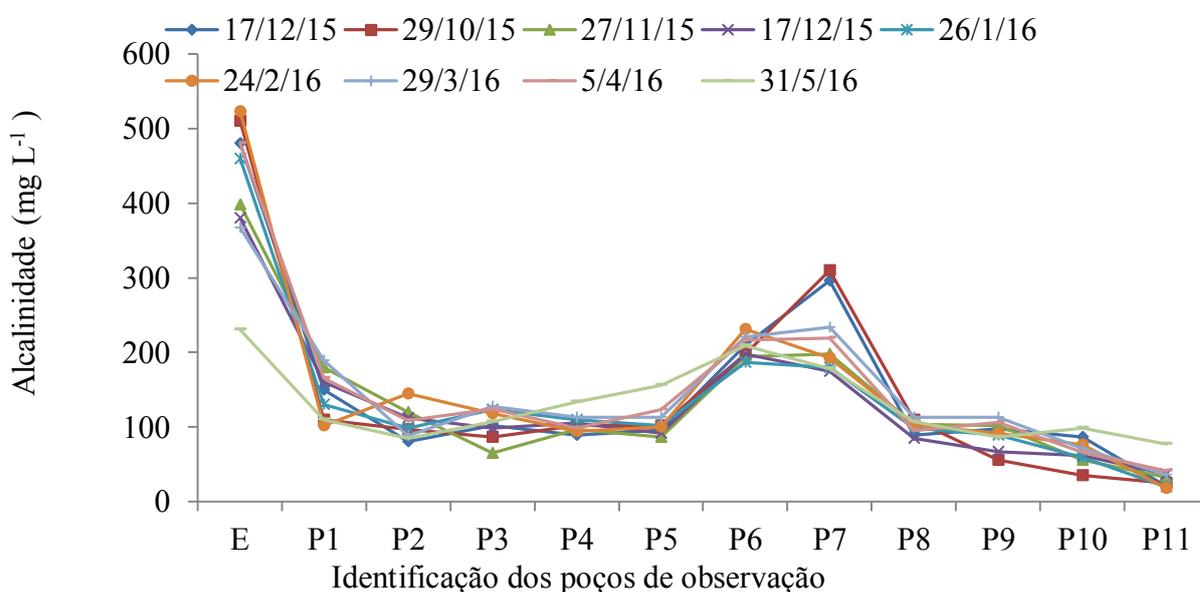
Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 21. Valores de condutividade elétrica (CE) em $\mu\text{S cm}^{-1}$, na entrada (E) e nos poços de observação (P1 a P11), médias para cada ponto e média geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) para cada ponto e geral.

Os valores obtidos foram similares aos verificados por CAJAZEIRAS (2007), que estudou a composição química e bacteriológica das águas subterrâneas, no setor leste da Bacia do Araripe no estado de Ceará, obtendo condutividade elétrica que variou de $127 \mu\text{S cm}^{-1}$ a $429 \mu\text{S cm}^{-1}$, tendo um valor médio de $284 \mu\text{S cm}^{-1}$. Neste trabalho a média geral foi de $150 \mu\text{S cm}^{-1}$. E os valores maiores foram dos poços P4, P5 e P6 com: 291 , 142 e $226 \mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente. Na Resolução n. 396 que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas não são apresentados valores máximos permitidos para a condutividade elétrica.

Alcalinidade total

A alcalinidade de uma água é a sua capacidade quantitativa de neutralizar um ácido forte, até um determinado pH, é devida principalmente à presença de bicarbonatos, carbonatos e hidróxido. A Figura 22 apresenta os valores de alcalinidades total obtidos no período avaliado no efluente de entrada nas valas e na água dos poços de observação, onde se obteve uma média no efluente de 425 mg L⁻¹, nos poços, os valores foram menores, sendo de 67 e 34 mg L⁻¹, respectivamente, nos poços P10 e P11.



| | E | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 | P8 | P9 | P10 | P11 |
|-------------|-------|------|-------|-------|-------|-------|------|------|------|------|------|------|
| Média | 425e | 144c | 104bc | 105bc | 104bc | 107bc | 207d | 220d | 100b | 90b | 67ab | 34a |
| DP | 92,4 | 32,3 | 20,2 | 20,5 | 13,3 | 21,0 | 14,2 | 50,8 | 9,4 | 18,3 | 18,5 | 18,1 |
| CV (%) | 21,7 | 22,4 | 19,4 | 19,3 | 11,9 | 19,5 | 6,9 | 23,1 | 9,4 | 20,4 | 27,3 | 52,8 |
| CV (%) | 24,8 | | | | | | | | | | | |
| Média geral | 142,8 | | | | | | | | | | | |

Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 22. Valores de alcalinidade total em mg L⁻¹ na entrada (E) e nos poços de observação (P1 a P11), médias para cada ponto e media geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) para cada ponto e geral.

Os valores obtidos foram similares com CAJAZEIRAS (2007), onde obteve alcalinidade entre 16,16 a 202,38 mg L⁻¹, com média de 82,98 mg L⁻¹, segundo o autor, os valores mostram que essas águas apresentam certa capacidade em neutralizar os ácidos que estão presentes em subsuperfície, principalmente o ácido proveniente do solo. Se o solo

tivesse presença de ácidos esta água subterrânea poderia paralisar os efeitos negativos, porque os resultados obtidos mostram boa capacidade tampão.

Nitrato (NO_3^-), Nitrito (NO_2^-) e Amônia (NH_4^+)

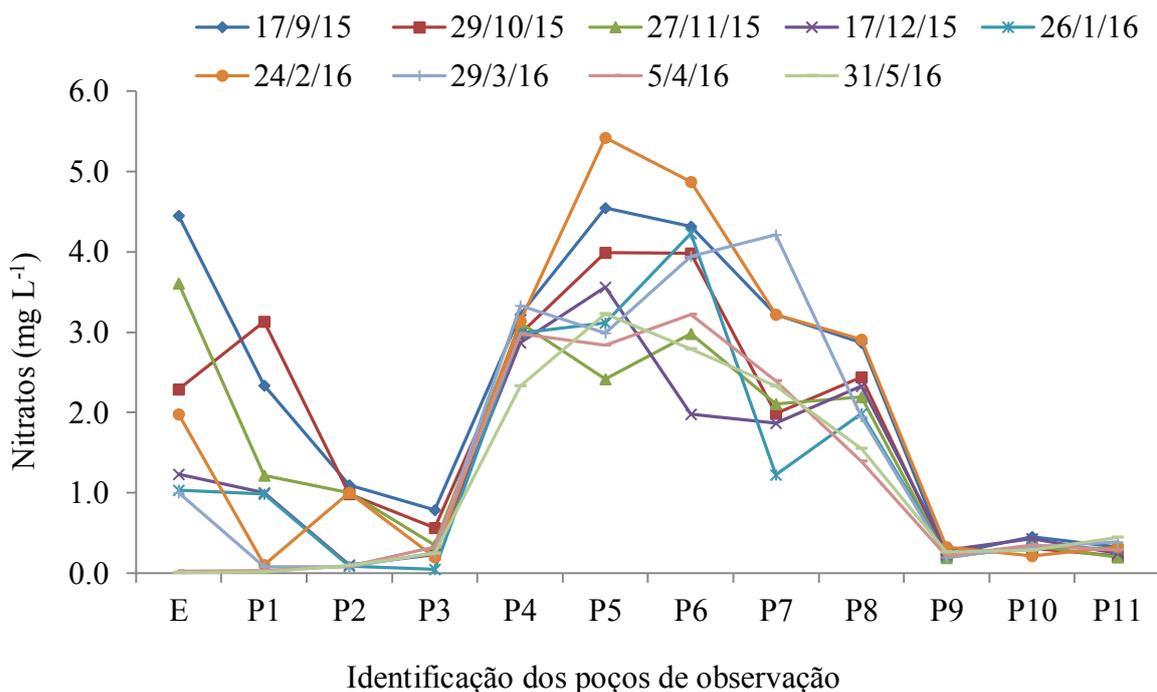
Os valores de nitrato variaram entre os poços de observação, com CV elevado, sendo os menores valores em P1, P2, P3, P9, P10 e P11, que são os pontos mais afastados das valas de infiltração, sendo que os pontos P5 e P6 foram os que apresentaram valores mais elevados (Figura 23), por estarem localizados entre as valas de infiltração. A média de nitrato no efluente foi de $1,7 \text{ mg L}^{-1}$, dentro dos valores máximos permitidos pela resolução n. 357 para classe 2, sendo o limite de 10 mg L^{-1} .

O nitrogênio pode ocorrer na água nas formas de nitrogênio orgânico, amoniacal (NH_4^+), nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). A amônia é fortemente adsorvida sobre superfícies minerais e o nitrato, por exemplo, é facilmente transportado em água e é mais estável ao longo de uma considerável gama de condições. O nitrogênio orgânico e o amoniacal são formas reduzidas e o nitrito e o nitrato, formas oxidadas. Sendo assim, pode-se deduzir se as fontes de poluição estão próximas ou não, de acordo com formas de nitrogênio encontradas na água.

Nos poços P9, P10 e P11 a concentração diminuiu até $0,2 \text{ mg L}^{-1}$, ficando dentro dos valores permitidos para consumo humano.

Quando nas amostras de água predominarem as formas reduzidas, significa que o foco da poluição se encontra próximo. Por outro lado, se prevalecer nitrito e nitrato, significa que as descargas de esgotos se encontram distantes (CETESB, 2007). Assim pode-se comprovar que as concentrações de nitrato ficaram mais elevadas nos poços P4, P5, P6, P7 e P8, que são os poços que se encontram mais próximo da área de infiltração da água das valas.

O nitrogênio é hidrossolúvel e se converte rapidamente para nitrato, que pode contaminar as águas subterrâneas, salvo se for utilizado por plantas (WSC, 2016). O solo cumpre o seu propósito de filtro e remove as partículas de nitrato.

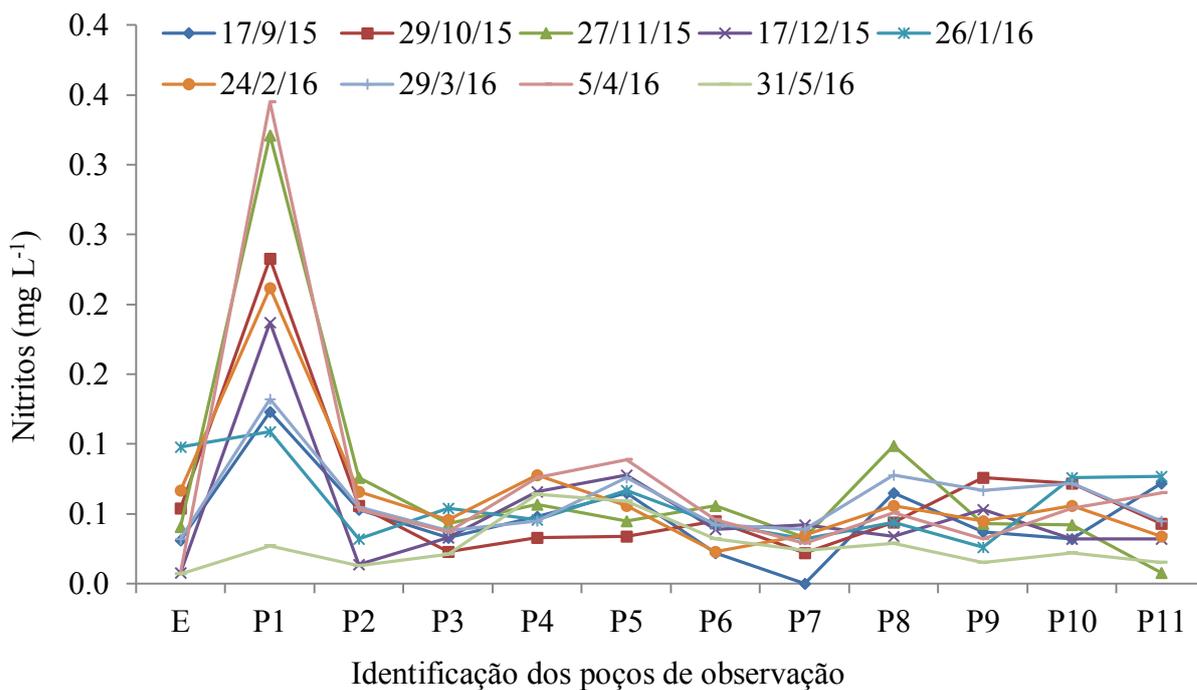


| | | | | | | | | | | | | |
|-------------|-------|-------|------|------|-------|------|------|--------|-------|------|------|------|
| Media | 1,7bc | 1,0ab | 0,5a | 0,3a | 3,0ef | 3,6f | 3,6f | 2,5cde | 2,2cd | 0,2a | 0,3a | 0,3a |
| DP | 1,5 | 1,1 | 0,5 | 0,2 | 0,3 | 0,9 | 0,9 | 0,9 | 0,5 | 0,0 | 0,1 | 0,1 |
| CV(%) | 87,5 | 112,8 | 97,6 | 65,8 | 9,9 | 26,3 | 25,3 | 35,8 | 24,1 | 18,5 | 21,4 | 26,2 |
| CV(%) | 46,9 | | | | | | | | | | | |
| Média geral | 1,6 | | | | | | | | | | | |

Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 23. Valores de nitrato, em mg L^{-1} , na entrada (E) e nos poços de observação (P1 a P11), médias para cada ponto e media geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) para cada ponto e geral.

Os resultados de nitratos, foram menores pelos reportado por ALBO (2014), que estudou as características hidrogeoquímicas do aquífero libre de Córdoba, Argentina. O estudo apresenta um mínimo de 3 mg L^{-1} e um valor máximo de $192,5 \text{ mg L}^{-1}$. O autor assume os altos níveis de nitratos á lixiviação de fertilizantes utilizados nas áreas circundantes que são destinadas para a agricultura. A Resolução n. 396/2008, que dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências tem um VMP para nitratos para 10 mg L^{-1} para consumo humano e para recreação.



| | | | | | | | | | | | | |
|-------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Media | 0,04a | 0,19a | 0,05a | 0,04a | 0,06a | 0,06a | 0,04a | 0,03a | 0,06a | 0,04a | 0,05a | 0,04a |
| DP | 0,03 | 0,10 | 0,02 | 0,01 | 0,02 | 0,02 | 0,01 | 0,01 | 0,02 | 0,02 | 0,02 | 0,02 |
| CV(%) | 79,91 | 54,75 | 47,46 | 28,91 | 27,30 | 26,93 | 28,80 | 43,81 | 39,94 | 44,19 | 39,21 | 55,76 |
| CV(%) | | | | | | | 61,29 | | | | | |
| Média geral | | | | | | | 0,06 | | | | | |

Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 24. Valores de Nitritos, em mg L^{-1} , na entrada (E) e nos poços de observação (P1 a P11) Médias para cada ponto e media geral, desvio padrão, coeficiente de variação para cada ponto e geral.

O nitrito está relacionado à atividade biológica na decomposição de proteínas contidas na matéria orgânica, e provém da oxidação do amônio NH_4^+ pelas bactérias Nitrosomonas e redução anaeróbica da amônia não ionizada (NH_3).

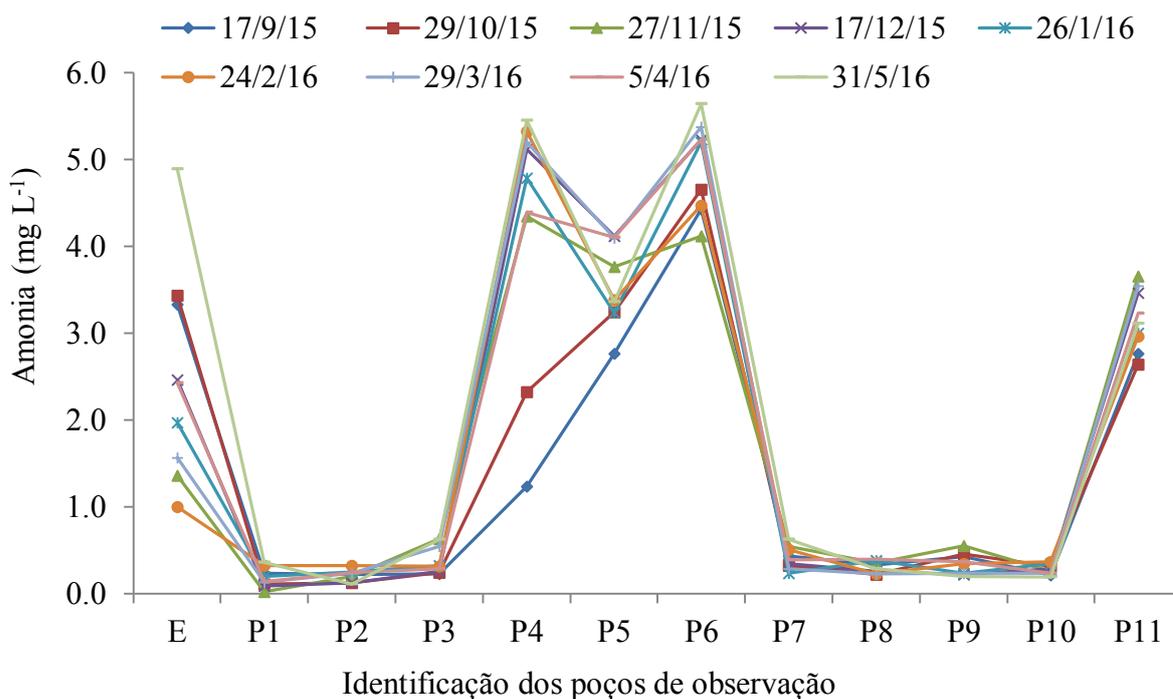
A Figura 24 apresenta os valores de nitritos no efluente de entrada nas valas e na água dos poços. No efluente o valor médio foi de $0,04 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 24), abaixo do valor máximo permitido (VMP) de nitritos na resolução Conama n. 357/2005, sobre padrões de lançamento de efluentes que tem um (VMP) de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$. Na água do poço P1 que não tem influência da infiltração do efluente no solo, pela sua localização em cota mais elevada, apresentou média de $0,19 \text{ mg L}^{-1}$. Na legislação mexicana para consumo humano a norma oficial permite um VMP de $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ de nitritos, pode-se afirmar que não

apresentam maior prejuízo e nem risco para consumo humano desta água no que se refere aos teores de nitrito.

A Resolução Conama n.396/2008 apresenta VMP para nitritos de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ para consumo humano, recreação e irrigação e para dessedentação de animais um VMP de $10,0 \text{ mg L}^{-1}$. Os poços P4 a P11 que estão instalados entre as valas de infiltração, local denominado campo de nitrificação, apresentaram valores baixos (Figura 24).

De modo geral, o NH_4^+ é chamado de amônia ionizada e o NH_3 , de amônia não ionizada, e a soma de $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$ é chamada de amônia ou amônia total. O equilíbrio da amônia na água depende do pH, da temperatura e da salinidade. A forma não ionizada da amônia (NH_3) é a mais tóxica para os organismos aquáticos. A oxidação da amônia a nitrito pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas* é o primeiro passo da nitrificação, em seguida, o nitrito é oxidado a nitrato pelas bactérias do gênero *Nitrobacter*, a nitrificação é um processo muito importante para reduzir a concentração de amônia da água.

No efluente a concentração média de amônia foi de $2,5 \text{ mg L}^{-1}$, já nos poços P4, P5 e P6 teve um aumento na concentração (Figura 25) pela proximidade com as valas de infiltração. A portaria n. 2914/2011 tem um VMP para amônia de $1,5 \text{ mg L}^{-1}$ e os poços que estão na área de infiltração próximas nas valas excede este padrão. ASSIS DA SILVA & ARAÚJO (2012), encontrando valores de amônia de $106 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_3$ na área 2 e $22,8 \text{ mg L}^{-1} \text{ NH}_3$ na área 1. Os valores aqui reportados são muito elevados em comparação dos resultados das água dos poços no estudo presente.



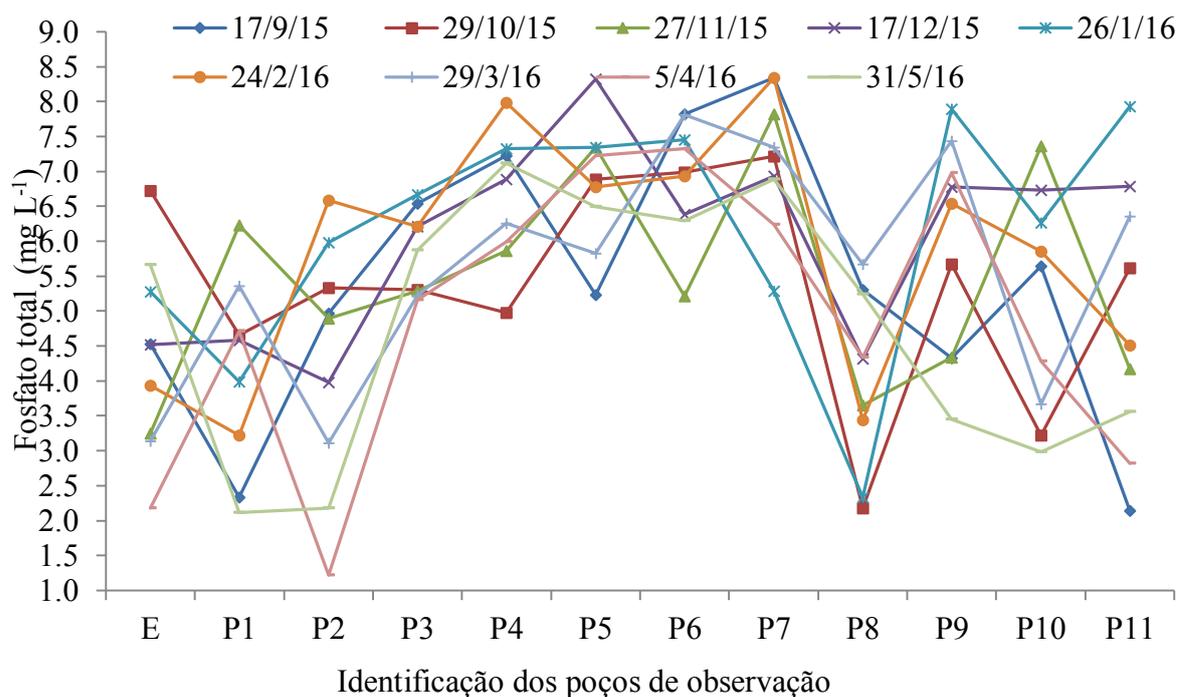
| | E | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 | P8 | P9 | P10 | P11 |
|-------------|------|-------|-------|-------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| Media | 2,5b | 0,18a | 0,20a | 0,38a | 4,62de | 3,56cd | 4,93e | 0,41a | 0,30a | 0,34a | 0,27a | 3,15bc |
| DP | 1,2 | 0,11 | 0,07 | 0,17 | 1,01 | 0,48 | 0,52 | 0,13 | 0,07 | 0,12 | 0,06 | 0,35 |
| CV | 49,1 | 61,6 | 35 | 43,5 | 21,9 | 13,4 | 10,5 | 31,4 | 23 | 36,8 | 22,6 | 11,1 |
| CV | 35,6 | | | | | | | | | | | |
| Média geral | 1,7 | | | | | | | | | | | |

Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 25. Valores de amônia, em mg L^{-1} , na entrada (E) e nos poços de observação (P1 a P11), médias para cada ponto e media geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV), em %, para cada ponto e geral.

Fosfato total (PO_4^{3-})

A Figura 26 apresenta os valores de fosfatos no efluente de entrada nas valas e na água dos poços. O valor da média no efluente foi de $4,36 \text{ mg L}^{-1}$ de fosfato total e usando um fator de conversão de 0,32614, para converter para fósforo total é de $1,42 \text{ mg L}^{-1}$ e em relação com a Resolução Conama n.357/2005, o VMP é de $0,030 \text{ mg L}^{-1}$, assim, em ambientes lânticos encontrasse em desconformidade. A concentração nos poços aumentou em P4, P5, P6 e P7, sendo este último o que teve o maior valor médio com $7,16 \text{ mg L}^{-1}$. Na legislação mexicana a norma oficial NOM-001-SEMARNAT de 1996, estabelece VMP de 5 mg L^{-1} de fosforo total na descarga de esgotos nos corpos hídricos para proteção do ecossistema.



| | E | P1 | P2 | P3 | P4 | P5 | P6 | P7 | P8 | P9 | P10 | P11 |
|-------------|----------|-------|---------|----------|--------|-------|-------|-------|-------|---------|----------|----------|
| Media | 4,36abcd | 4,13a | 4,25abc | 5,83cdef | 6,55ef | 6,83f | 6,91f | 7,16d | 4,05a | 5,94def | 5,11bcde | 4,88abcd |
| DP | 1,41 | 1,37 | 1,78 | 0,60 | 0,96 | 0,91 | 0,84 | 0,98 | 1,26 | 1,57 | 1,61 | 1,93 |
| CV | 32,28 | 33,04 | 41,93 | 10,30 | 14,63 | 13,28 | 12,18 | 13,73 | 31,17 | 26,39 | 31,50 | 39,58 |
| CV | 24,18 | | | | | | | | | | | |
| Média geral | 5,51 | | | | | | | | | | | |

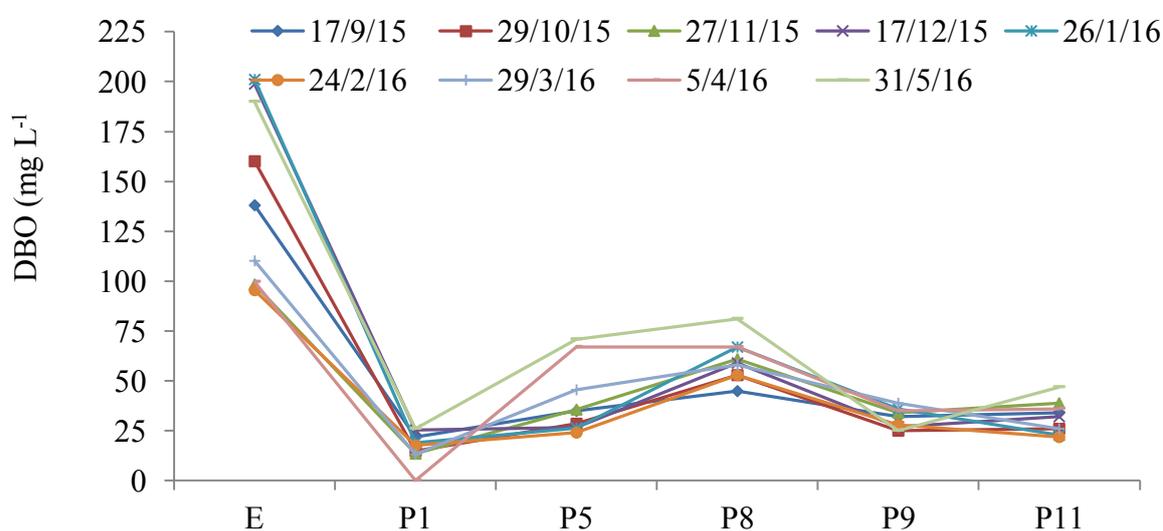
Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 26. Valores de fosfato total, em mg L^{-1} , na entrada (E) e nos poços de observação (P1 a P11), médias para cada ponto e media geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV), em %, para cada ponto e geral.

Numa área agrícola as principais fontes de contaminantes das águas subterrâneas são decorrentes de: nutrientes (nitrogênio e fósforo), microrganismos (patogênicos) e pesticidas. O risco de nutrientes como nitrogênio e fósforo alcançarem as águas subterrâneas depende do tipo do nutriente e do tipo de solo. O fósforo não é muito solúvel em água e raramente atinge águas subterrâneas, exceto em solos arenosos sem a presença de argila (MENENDEZ, 2009). O solo do experimento tem classificação textural tipo arenosa, mas também tem uma fração de argila de 360 g kg^{-1} , o que facilita a retenção do fósforo.

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Figura 27 apresenta os valores de DBO no efluente e na água de alguns poços, só foram analisados os poços mais representativos da área de infiltração por questões de disponibilidade de equipamentos e reagentes, assim, foram selecionados os poços P1, P5, P8, P9 e P11 (Figura 27). A média no efluente foi de 143,57 mg L⁻¹ O₂, na resolução CONAMA n 357/2005, o VMP em água classe 2, a DBO 5 dias a 20°C é de até 5 mg L⁻¹ O₂, no entanto esta resolução estabelece valores de referência em curso de água, assim, após lançamento deste efluente, possivelmente estaria dentro de limites aceitáveis. A resolução n,430/2011 do Conama, estabelece nos padrões para efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários um máximo de 120 mg L⁻¹ de DBO, os valores obtidos na água dos poços atendem esta resolução.



| | Identificação dos poços de observação | | | | | |
|-------------|---------------------------------------|--------|--------|--------|---------|---------|
| | E | P1 | P5 | P8 | P9 | P11 |
| Media | 143,57d | 18,96a | 40,61b | 60,44c | 31,22ab | 31,67ab |
| DP | 44,96 | 5,03 | 18,84 | 10,41 | 5,14 | 8,26 |
| CV(%) | 31,32 | 26,54 | 46,39 | 17,22 | 16,47 | 26,09 |
| CV(%) | | | 38,48 | | | |
| Média geral | | | 54,00 | | | |

Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 27. Valores de DBO, em mg L⁻¹, na entrada (E) e nos poços de observação, médias para cada ponto e media geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) para cada ponto e geral.

Parâmetro mais usual de indicação da poluição por matéria orgânica; a determinação envolve a medida do oxigênio dissolvido utilizado pelos microrganismos na oxidação bioquímica da matéria orgânica; altos índices podem gerar a diminuição e até a eliminação do oxigênio presente nas águas. Nessas condições, os processos aeróbicos de degradação orgânica podem ser substituídos pelos anaeróbicos, gerando alterações substanciais no ecossistema, inclusive extinção das formas de vida aeróbicas. A DQO em um efluente industrial, em geral, é mais alta que a DBO, em virtude da maior facilidade com que grande número de compostos pode ser oxidado por via química em vez da via biológica. Esses compostos que são oxidados apenas por via química são os chamados não biodegradáveis. A DQO obtida no efluente variou de 189,6 mg L⁻¹ a 410,8 mg L⁻¹ e a DBO de 99,8 mg L⁻¹ a 201 mg L⁻¹, assim a DQO é mais alta que a DBO, comprovando a presença de compostos biodegradáveis.

As normas brasileiras para a DBO são mais restritas do que as normas mexicanas que tem um VMP de 150 a 200 mg L⁻¹ de DBO para descargas em corpos hídricos de classe 2 e na irrigação agrícola, e de 75 a 125 mg L⁻¹ para corpos hídricos que tem uma classificação de “classe urbano” segundo o uso deles, e a para corpos hídricos de “classe de proteção da vida aquática de 40 a 60 mg L⁻¹ de DBO. Na resolução Conama n. 430/2011 que altera e complementa a resolução n. 357/2005, o VMP das condições e padrões para efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários é no máximo de 120 mg L⁻¹, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor. Os poços P5 e P8 apresentaram a concentração maior de DBO, com 40,61 e 60,44 mg L⁻¹, respectivamente.

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Na Figura 28 apresenta-se os valores de DQO no período avaliado, em na data de 24/12/15 a concentração foi de 410,8 mg L⁻¹ de DQO, sendo o valor máximo obtido e na data de 24/2/16 a concentração menor do período avaliado com 189,6 mg L⁻¹ (Figura 28). A água dos poços P1, P5, P8, P9 e P11 foi avaliada, mas eles não apresentaram valores de DQO.

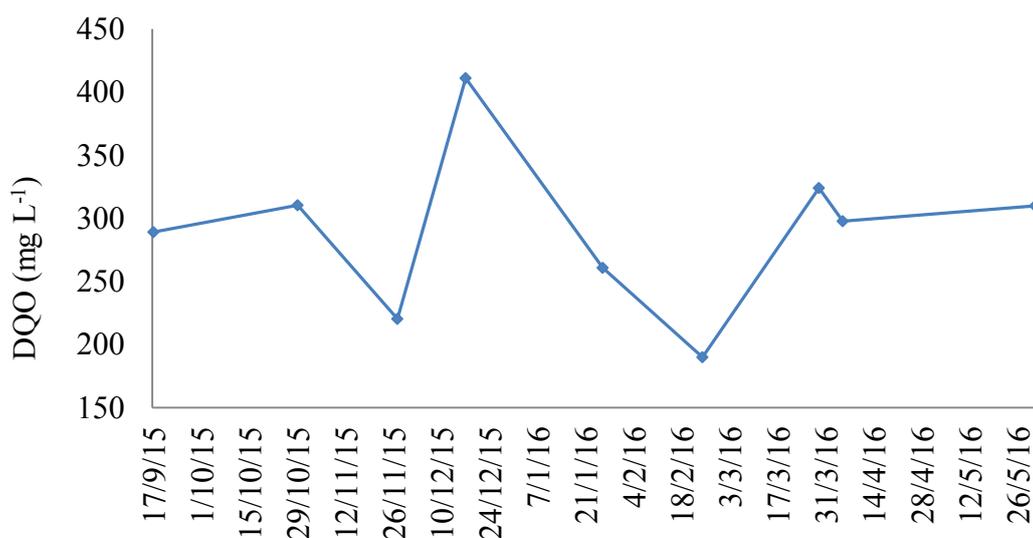


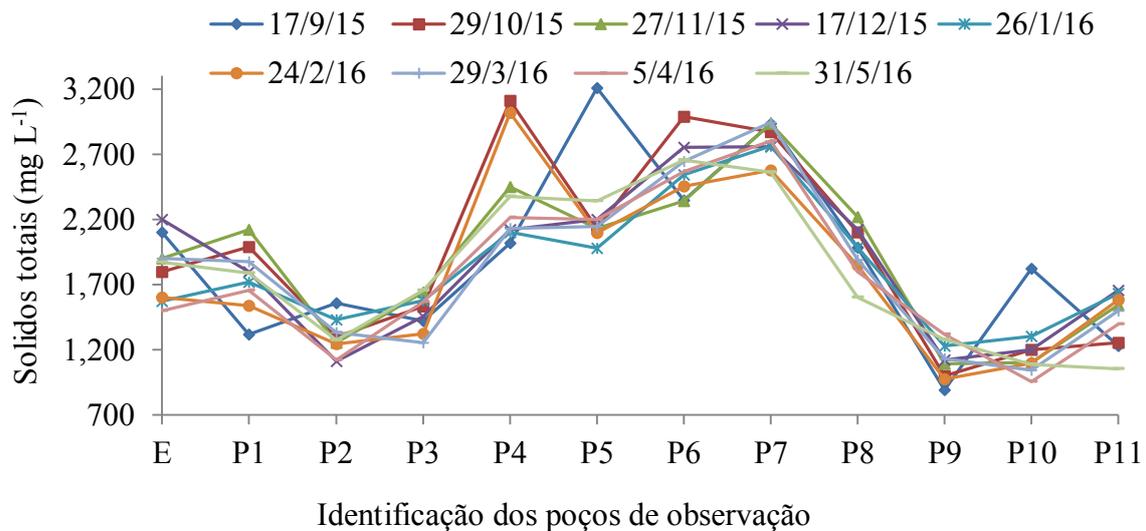
FIGURA 28. Valores de DQO, em mg L⁻¹ de O₂, no efluente de entrada (E) em diferentes datas de coleta.

A DQO representa a quantidade de oxigênio necessária para oxidação da matéria orgânica através de um agente químico; é um parâmetro utilizado no monitoramento de sistemas de tratamento de efluentes e na caracterização de efluentes industriais. A DQO está relacionada com a matéria orgânica total não biodegradável e biodegradável.

O teste de DQO é importante na medida da matéria orgânica em despejos que contenham substâncias tóxicas à vida, inclusive as bactérias e outros microrganismos que oxidam a matéria orgânica biodegradável; a diferença entre DBO e DQO é que a última refere-se à oxidação de matéria orgânica e outros compostos através de reagentes químicos, enquanto na DBO essa oxidação é realizada por microrganismos.

Sólidos totais (ST)

O efluente de entrada apresenta média de 1827 mg L⁻¹ de ST (Figura 29). O Conama em suas Resoluções n. 357/2005 e n. 396/2008 estabeleceu como padrão de qualidade, valores máximos permitidos para sólidos dissolvidos totais (SDT): a) águas doces, classes 1, 2 e 3, 500 mg L⁻¹; b) águas subterrâneas, classes 1 e 2, 1000 mg L⁻¹.



| | | | | | | | | | | | | |
|-------------|-------|--------|---------|--------|--------|-------|---------|-------|-------|-------|--------|--------|
| Media | 1827e | 1756de | 1292abc | 1491cd | 2440fg | 2271f | 2588gh | 2793h | 1949e | 1115a | 1201ab | 1427bc |
| DP | 238 | 238 | 141 | 139 | 406 | 366 | 205 | 147 | 189 | 144 | 254 | 207 |
| CV(%) | 13 | 13,56 | 10,89 | 9,33 | 16,65 | 16,11 | 7,91 | 5,25 | 9,71 | 12,93 | 21,14 | 14,54 |
| CV(%) | | | | | | | 12,96 | | | | | |
| Média geral | | | | | | | 1841,99 | | | | | |

Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 29. Valores de Sólidos totais (ST), em mg L⁻¹, na entrada (E) e nos poços de observação (P1 a P

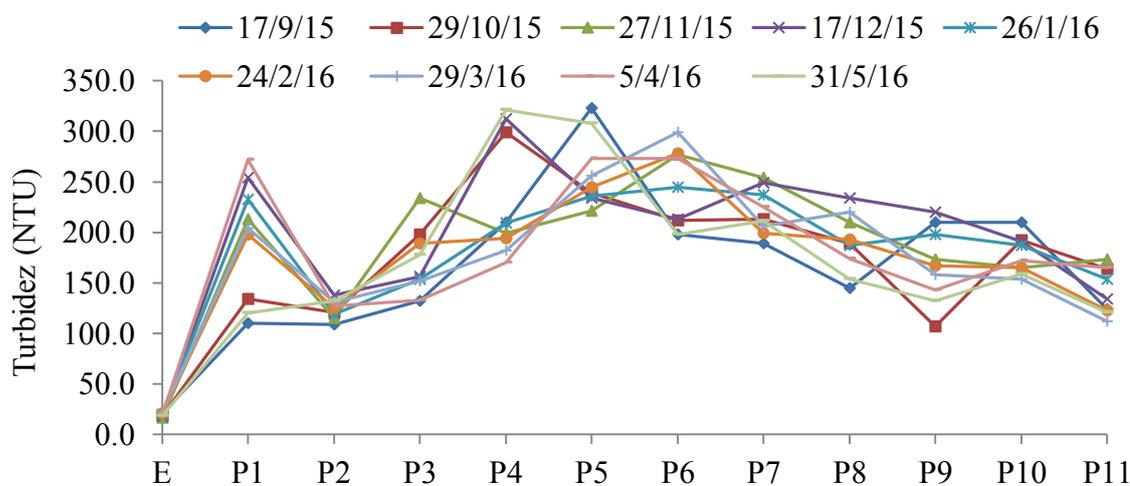
11), médias para cada ponto e media geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) para cada ponto e geral.

Os ST são todas as substâncias que permaneçam após a total secagem de um determinado volume de amostra. Os sólidos totais são um parâmetro muito importante nos processos de infiltração de esgotos o recarga de aquíferos, porque podem interferir nos processos de colmatação no passo do tempo. Os sólidos podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo dos poços, promovendo a decomposição anaeróbia.

A Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde, estabelece valor máximo permitido de 1000 mg L⁻¹ de sólidos dissolvidos totais para águas para consumo humano. Mas não tem prescrição para sólidos totais. Os poços P4 a P8 apresentaram os valores máximos na concentração de sólidos, nas amostras dos solos observou-se que a água tinha muitas impurezas e resíduos do fundo dos poços o que pode interferir com o resultados real do SDT da água dos poços.

Turbidez

Os dados obtidos são considerados elevados, em que no efluente a média foi de 19,5 NTU (Figura 30) e estes valores estão em concordância com a resolução Conama n. 357/2005, que tem um VMP de 100 NTU para água de classe 2. Já os poços P4 ,P5, P6 e P7 apresentaram os maiores valores de turbidez. Caso fosse utilizada para consumo humano, os valores obtidos não atendem resolução Conama n. 396/2008, que estabelece



VMP de 5 NTU

| | | | | | | | | | | | | |
|-------------|--------|--------|------|-------|--------|------|------|--------|-------|-------|-------|-------|
| Media | 19,5a | 193def | 124b | 169cd | 235efg | 259g | 243g | 220efg | 189de | 167cd | 177cd | 141bc |
| DP | 1,9 | 59,0 | 9,1 | 33,3 | 63,4 | 35,2 | 39,3 | 22,5 | 29,2 | 37,3 | 18,6 | 22,9 |
| CV(%) | 9,5 | 30,5 | 7,3 | 19,7 | 26,9 | 13,6 | 16,1 | 10,2 | 15,4 | 22,3 | 10,5 | 16,2 |
| CV(%) | 19,7 | | | | | | | | | | | |
| Média geral | 178,16 | | | | | | | | | | | |

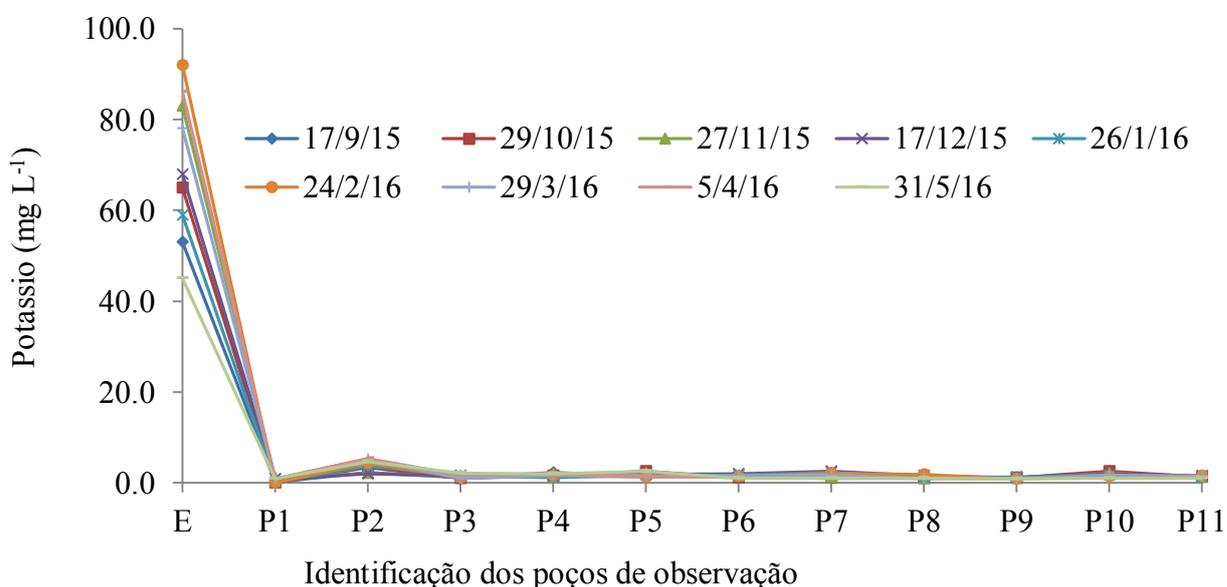
Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 30. Valores de Turbidez, em NTU, na entrada (E) e nos poços de observação (P1 a P11), médias para cada ponto e media geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) para cada ponto e geral.

Segundo Esteves (1998), a turbidez da água é a medida de sua capacidade de dispersar a radiação, ou seja, é a medida da dificuldade de um feixe de luz atravessar uma dada quantidade de água, implicando numa aparência turva. A turbidez é causada por matérias sólidas em suspensão (silte, argila, colóides, matéria orgânica, dentre outros). É um parâmetro usado para indicar a qualidade da água e eficácia da filtração quando esta ocorre. Maiores níveis de turbidez são muitas vezes associados a níveis mais elevados de microrganismos causadores de doenças, como vírus, parasitas e algumas bactérias.

Potássio (K⁺)

O potássio é um atributo químico abundante na crosta terrestre, mas ocorre em pequena quantidade nas águas subterrâneas, pois é facilmente fixado pelas argilas e intensivamente consumido pelos vegetais. No efluente de entrada nas valas o valor máximo foi de 92 mg L⁻¹ e mínimo de 45 mg L⁻¹ (Figura 31).



| | | | | | | | | | | | | |
|-------------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Media | 69b | 0,57a | 3,70a | 1,43a | 1,71a | 1,88a | 1,48a | 1,61a | 1,22a | 1,06a | 1,78a | 1,34a |
| DP | 15,9 | 0,42 | 1,30 | 0,38 | 0,29 | 0,44 | 0,28 | 0,62 | 0,33 | 0,16 | 0,48 | 0,22 |
| CV(%) | 22,8 | 74,3 | 35,1 | 26,8 | 17,2 | 23,6 | 19,2 | 38,3 | 26,7 | 15,2 | 27 | 16,1 |
| CV(%) | | | | | | 63,72 | | | | | | |
| Média geral | | | | | | 7,31 | | | | | | |

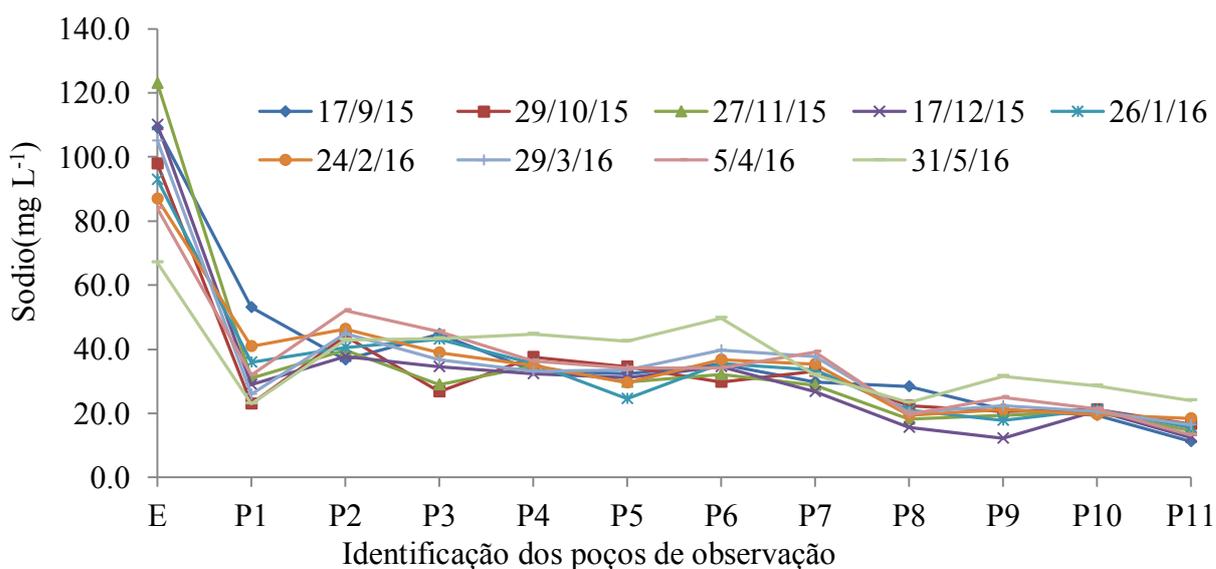
Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 31. Valores de potássio, em mg L^{-1} , na entrada (E) e nos poços de observação (P1 a P11), médias para cada ponto e media geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) para cada ponto e geral.

A concentração de potássio no poço P3 foi o valor máximo encontrado com média de $3,70 \text{ mg L}^{-1}$. O potássio não tem restrição na legislação ambiental, mas sua importância e na agricultura porque é um fertilizante que promove o crescimento das plantas e, por consequência melhora a resistência das plantas à seca.

Sódio (Na^+)

O efluente apresentou média de $97,33 \text{ mg L}^{-1}$ de sódio, já no poço P1 não houve influência do lançamento do efluente em valas de infiltração, com valor de $32,6 \text{ mg L}^{-1}$, enquanto que no P2 foi de $42,8 \text{ mg L}^{-1}$, sendo a maior concentração nestes, seguido pelo poço P3 com $38,07 \text{ mg L}^{-1}$ (Figura 32). Observou-se valores menores nos poços que não tem muita proximidade às valas, como os P8, P9, P10 e P11, sendo o poço P11 o que apresentou os menores valores, com uma media de $15,84 \text{ mg L}^{-1}$. Os resultados obtidos foram similares aos reportados por COELHO & DUARTE (2008), que avaliaram a contaminação de aquíferos por esgotos domésticos em valas de infiltração, obtendo $26,5 \text{ mg L}^{-1}$ de Na, nas águas subterrâneas. A Portaria nº 2914 de 2011 do Ministério da Saúde, estabelece valor máximo permitido de 200 mg L^{-1} de sódio para consumo humano, já na resolução n. 396/2008 os VMP de sódio para recreação e de 300 mg L^{-1} de sódio, estando os dados obtidos em concordância a esta resolução.



| | | | | | | | | | | | | |
|-------|--------|--------|--------|---------|---------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|
| Media | 97,33d | 32,67b | 42,80c | 38,07bc | 36,19bc | 32,44b | 36,42bc | 32,92b | 20,88a | 21,26a | 21,44a | 15,84a |
| DP | 16,73 | 9,63 | 4,72 | 6,93 | 3,87 | 4,89 | 5,71 | 4,13 | 3,58 | 5,23 | 2,74 | 3,78 |

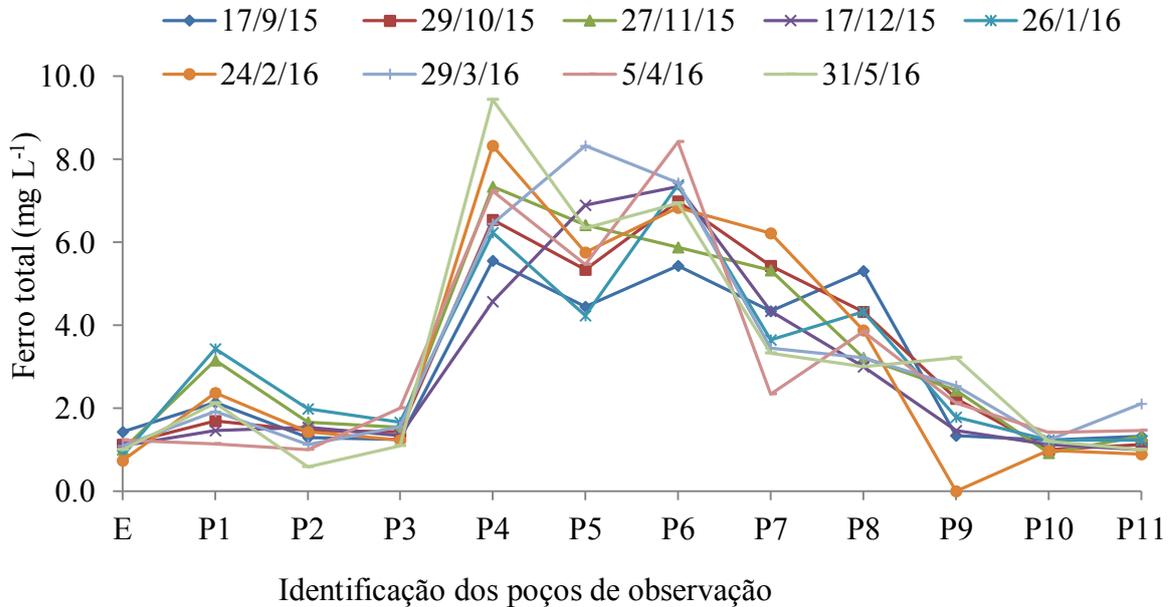
| | | | | | | | | | | | | |
|-------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| CV(%) | 17,18 | 29,48 | 11,02 | 18,20 | 10,69 | 15,08 | 15,68 | 12,54 | 17,16 | 24,61 | 12,78 | 23,85 |
| CV(%) | 19,80 | | | | | | | | | | | |
| Média geral | 35,66 | | | | | | | | | | | |

Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 32. Valores de sódio, em mg L^{-1} , na entrada (E) e nos poços de observação (P1 a P11), médias para cada ponto e media geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) para cada ponto e geral.

Ferro total

É um elemento persistentemente presente em quase todas as águas subterrâneas em teores abaixo de $0,3 \text{ mg L}^{-1}$. A precipitação de ferro presente nas águas é a principal responsável pela perda da capacidade específica de poços profundos. Estas incrustações são produtos da atividade das ferro-bactérias. O uso de substâncias orgânicas emulsificantes e polifosfatos nos processos de perfuração e desenvolvimento dos poços criam condições para que as ferro-bactérias, naturalmente ocorrente nos aquíferos, proliferem com mais facilidade, fazendo-se necessário uma boa limpeza no processo de complementação do poço.



| | | | | | | | | | | | | |
|-------------|-------|------|--------|--------|-------|------|------|------|------|-------|-------|--------|
| Media | 1,1a | 2,2c | 1,3abc | 1,4abc | 7,0ef | 5,9e | 7,0f | 4,3d | 3,8d | 2,1bc | 1,1ab | 1,3abc |
| DP | 16,7 | 9,6 | 4,7 | 6,9 | 3,9 | 4,9 | 5,7 | 4,1 | 3,6 | 5,2 | 2,7 | 3,8 |
| CV(%) | 19,1 | 34,7 | 30,4 | 18,9 | 20,8 | 21,4 | 12,7 | 28,7 | 20,5 | 28,8 | 13,7 | 28,8 |
| CV(%) | 25,60 | | | | | | | | | | | |
| Média geral | 3,20 | | | | | | | | | | | |

Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

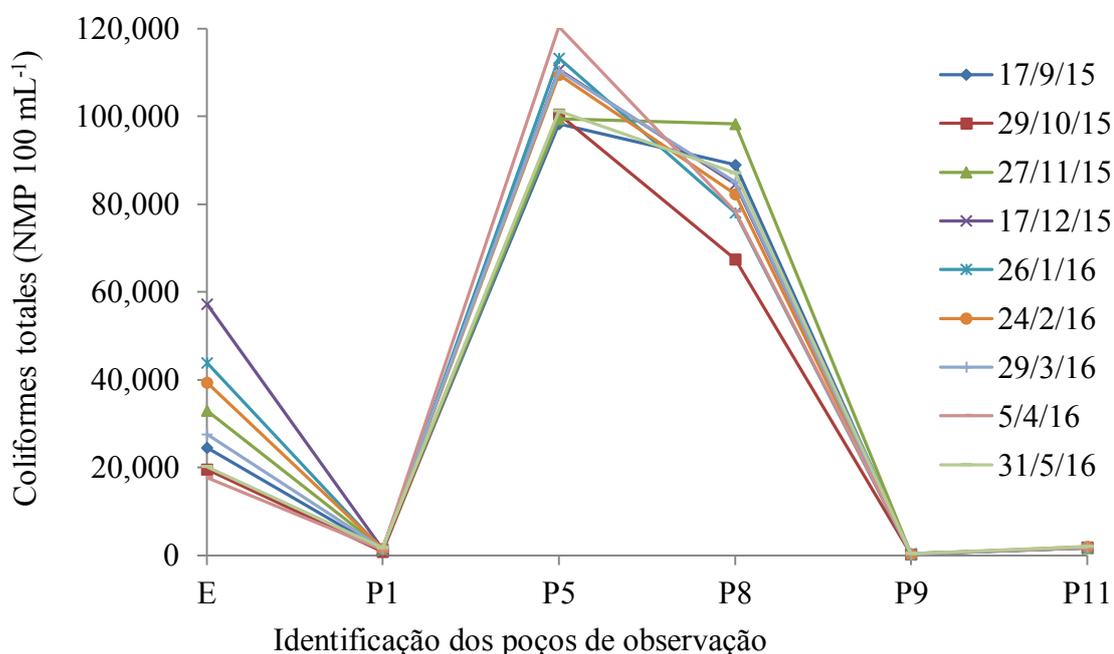
FIGURA 33. Valores de ferro total, em mg L^{-1} , na entrada (E) e nos poços de observação (P1 a P11), médias para cada ponto e média geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) para cada ponto e geral.

Na Figura 33 se apresentam os valores obtidos de ferro total na entrada e na água dos poços. O aporte da entrada é de $1,1 \text{ mg L}^{-1}$. Os poços P4, P5, P6, P7, e P8 apresentaram maiores concentrações de ferro. Sendo os poços P4 e P6 os que apresentaram maior valor com uma média de 7 mg L^{-1} . A Portaria nº 2914 de 2011 do Ministério da Saúde, estabelece valor máximo permitido de $0,30 \text{ mg L}^{-1}$ de ferro. Os resultados obtidos não estão de acordo com esta resolução

O alto teor de ferro na água subterrânea pode estar relacionado não somente à composição química das rochas, como também à ocorrência de ferrobactérias ou mesmo à corrosão do revestimento do filtro ou do poço (MORENO, 2000).

Coliformes Totais (CT)

No efluente tem uma média de 31.455 NMP 100 mL⁻¹, já no poço P1 que fica mais distante das valas de infiltração foi de 1.395 NMP 100 mL⁻¹. Houve valores maiores nos poços P5 e P8 que melhor representam a área de infiltração, já os poços que ficam mais distantes das valas os valores baixos, similares ao poço P1 (Figura 34). COELHO & DUARTE (2008) obtiveram 153.000 NMP 100 mL⁻¹, para poços com infiltração de esgotos, menores a todos os poços avaliados neste trabalho.



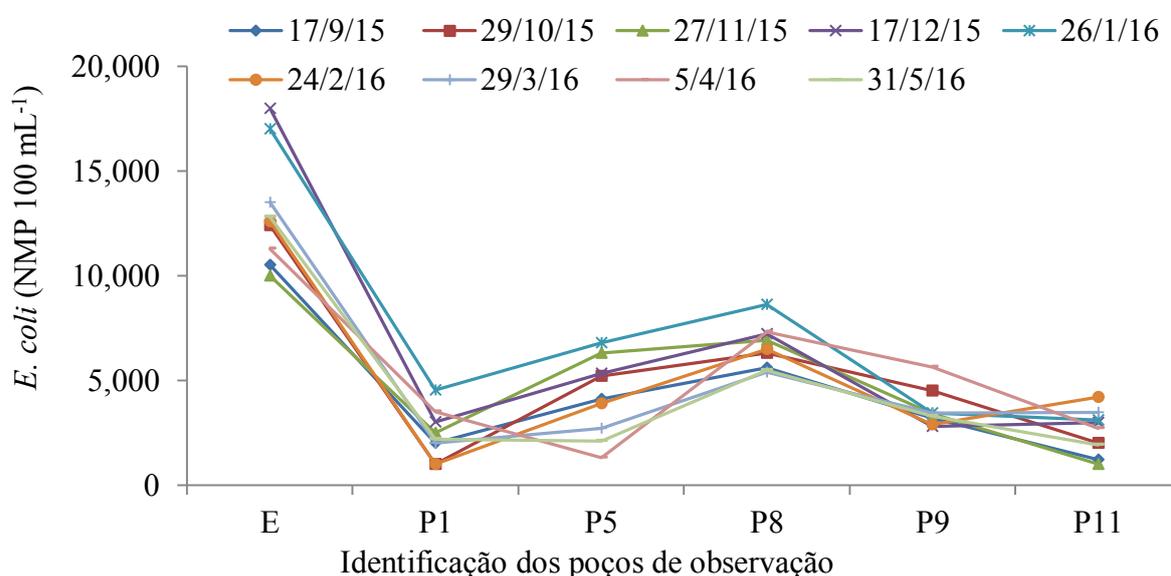
| | | | | | | |
|-------------|--------|-------|---------|--------|------|-------|
| Media | 31454a | 1396a | 108119d | 83349c | 328a | 1778a |
| DP | 13287 | 261 | 7273 | 8518 | 87 | 118 |
| CV(%) | 42 | 19 | 7 | 10 | 26 | 7 |
| CV(%) | | | 19 | | | |
| Média geral | | | 327554 | | | |

Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 34. Valores de Coliformes totais no efluente de entrada (E) e nos poços de observação, médias para cada ponto e media geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) para cada ponto e geral.

Coliformes Termotolerantes (*E. coli*.)

No poço P1 a média de *E. coli* foi de 13.121 NMP 100 mL⁻¹, considerado o testemunha, o que demonstra que houve outras causas de contaminação da água (Figura 35). Observou-se um acréscimo da concentração na zona de infiltração de efluente das valas, e nos poços P9 e P11, constatou-se diminuição de *E. coli*, porém considerado pequena. A água dos poços avaliados apresentam maior valor de *E. coli* que o preconizado pela resolução Conama n.430/2011 para água classe 2 que é de 1.000 NMP 100 mL⁻¹.



| | | | | | | |
|-------------|--------|-------|-------|-------|--------|-------|
| Media | 13121d | 2414a | 4203b | 6593c | 3624ab | 2504a |
| DP | 2735 | 1140 | 2019 | 1051 | 894 | 1061 |
| CV(%) | 21 | 47 | 48 | 16 | 25 | 42 |
| CV(%) | | | | 26 | | |
| Média geral | | | | 5408 | | |

Médias seguidas por letras iguais na linha não definem pelo teste t.

FIGURA 35. Valores de Coliformes termotolerantes *E. coli*, na entrada (E) e nos poços de observação, médias para cada ponto e media geral, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) para cada ponto e geral.

O gênero *Escherichia* consiste em cinco espécies e a *Escherichia coli* é a mais comum e clinicamente, por se tratar de uma bactéria termotolerante, de origem exclusivamente fecal, restrita ao trato intestinal de animais de sangue quente, é utilizada

como um indicador de contaminação da água por fezes de animais. O uso das bactérias coliformes termotolerantes para indicar poluição sanitária mostra-se mais significativo que o uso da bactéria coliforme "total", porque as bactérias fecais estão restritas ao trato intestinal de animais de sangue quente (CAJAZAEIRA, 2007).

Com relação à degradação da matéria orgânica ZANETTE et al. (2000) afirmam que a percolação de efluentes no solo ocasiona significativa a redução da matéria orgânica além da redução da concentração de coliformes e COURACCI FILHO et al. (2001) diz que a redução dos poluentes do esgoto pela ação filtrante e retentora do solo é excelente.

Os valores obtidos não estão em acordo com a resolução Conama n. 396/52008 que para consumo humano tem que ser ausente em 100 mL. Os VMP para dessedentação de animais: 200 NMP 100 L⁻¹ para *E. coli* e coliformes termotolerantes, para recreação é de 800 NMP 100 mL⁻¹ e 1000 NMP 100 mL⁻¹ para coliformes termotolerantes, os valores obtidos neste trabalho ultrapassou estes limites. Os resultados são similares aos reportados por SANTOS (2009), que desenvolveu um índice de qualidade de água subterrânea para consumo humano para ser aplicado em áreas de aquíferos cristalinos sob uso agrícola, tomando como área piloto a bacia hidrográfica do Rio São Domingos, no noroeste do Estado do Rio de Janeiro.

O autor acima diz que a ocorrência dos coliformes em águas profundas justifica-se pelo fato de que, em alguns poços tubulares, não foi possível esgotar o poço para amostrar a água, ou seja, a contaminação deve estar ocorrendo nas próprias tubulações. Muitas vezes os poços escavados não foram vedados adequadamente e encontram-se próximos de fossas sépticas, e ainda podem estar recebendo poluição advinda da infiltração da água em áreas onde se tem rebanho bovino. Neste caso os valores altos de *E.coli* podem ser pelas atividades que se desenvolvem em na parte acima da área de experimento na fazenda Águas Limpas.

6.3 Qualidade química do solo sob as valas de infiltração

Na camada de 0 a 0,20 m observou-se mudanças importantes na qualidade de solo das valas, com aumentos de ferro (Fe), manganês (Mn), cálcio (Ca) e magnésio (Mg) na coleta do final do experimento em relação ao início.

O ferro apresentou aumento na concentração de 1,7 mg dm⁻³ na fase de início para 108 mg dm⁻³ na fase final de experimento na camada de 0,20 a 0,40 m. O alumínio (Al) não apresentou variação entre camadas de solo e entre o início e final da vala de infiltração.

TABELA 6. Resultado da análise de solo antes do início do lançamento de efluente nas valas de infiltração e no final do experimento na entrada e saída das valas de infiltração.

| Camadas de solo | Parâmetros do solo | | | | | | | | |
|-----------------|--|---------|--------|---------------------------|---------|--------|---------|---------|-------|
| | Fe | Mn | S | K | Ca | Al | Mg | Cu | pH |
| | (mg dm ⁻³) | | | (cmolc dm ⁻³) | | | | | |
| | Antes do início do lançamento de efluente nas valas de infiltração | | | | | | | | |
| 0 a 0,20 | 3,0 | 5,0 | 43,8 | 0,12 | 2,3 | 0,01 | 0,7 | 0,8 | 6,2 |
| 0,20 a 0,40 | 1,7 | 5,0 | 35,1 | 0,1 | 1,5 | 0,01 | 0,4 | 0,7 | 6,4 |
| | Final do experimento | | | | | | | | |
| E 0 a 0,20 | 95,0 a | 25,1 a | 8,14 a | 0,15 a | 5,21 a | 0,01 a | 1,51 a | 1,2 a | 6,0 c |
| E 0,20 a 0,40 | 108,7 a | 17,9 ab | 5,36 a | 0,12 ab | 4,74 ab | 0,01 a | 1,31 a | 0,99 ab | 5,8 a |
| S 0 a 0,20 | 36,6 b | 6,15 bc | 0,87 b | 0,09 bc | 3,24 ab | 0,01 a | 1,05 ab | 0,74 ab | 5,6 a |
| S 0,20 a 0,40 | 41,0 b | 4,03 c | 0,62b | 0,03 c | 2,63 c | 0,01 a | 0,79 c | 0,61 c | 5,4a |

*Letras iguais nas colunas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

** E = Entrada, S = Saída

Os teores de potássio, cálcio e magnésio se levaram entre início e final do experimento e foram em discordância com os obtidos por ZAMORA et al. (2008), que avaliou atributos nos solos após irrigação com efluente de esgoto tratado por uma lagoa de oxidação.

7 CONCLUSÕES

O lançamento de efluente nas valas de infiltração não interferiu no nível do lençol freático.

Os teores dos atributos nitratos, amônia, fosfato total, sólidos totais, DBO e *E. coli* na água dos poços de observação são influenciados até uma distância de 2,5 m da entrada das valas de infiltração.

O ferro total é maior na água dos poços de observação localizados entre as valas de infiltração.

Os teores de ferro, manganês, cálcio e magnésio no solo no final do experimento são maiores que no seu início nas camadas de solo de 0 a 0,20 m e 0,20 a 0,40 m. O solo na entrada da vala de infiltração são maiores que no final das valas.

8 REFERÊNCIAS

- ABNT, **Construção e instalação de fossas sépticas e disposição dos efluentes finais**, NBR - 13969, São Paulo/SP, 1997, 15p.
- ABNT, **Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação**, NBR 13969, ABNT, Rio de Janeiro, 60 p, 1997.
- ALBO, M.J.G. **Hidrogeoquímica y estimación del fondo natural de nitratos del agua subterránea en un agroecosistema del pedemonte de la sierra de comechingones**. Argentina, 2014.
- ALMEIDA, O. A. Qualidade da água de irrigação. Cruz das Almas: EMBRAPA Mandioca e Fruticultura, 2010. 1. ed. ISBN 978-85-7158-024-4. Disponível em: <http://www.cnpmf.embrapa.br/publicacoes/livro/livro_qualidade_agua.pdf>. Acesso em: 2016.
- ANDRADE NETO, C,O, Alternativa tecnológica para valas de infiltração ,In: Anais do 20ºCongresso Brasileiro de Engenharia sanitária e Ambiental-ABES, Rio de Janeiro, 1999.
- APHA; AWWA; WPCF, **Standard methods for the examination of water and wastewater**, 21^a ed., Washington D,C,, USA, American Public Health Association, 2005.
- ASSIS DA SILVA, R,C. ARAUJO, T,M. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). 2012.
- BAIRD, C. Química Ambiental. 2^a ed. Trad. M.A.L. Recio e L.C.M Carrera. Porto Alegre: Bookman, 2002
- BRASIL. CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente**. Resolução n.274 de 29 de janeiro de 2000. Diário Oficial da União, Brasília, 2000. 70-71p.

- BRASIL. CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente.** Resolução n.357 de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, 2005. 27p.
- BRASIL. CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente.** Resolução n.396 de 3 de abril de 2008. Diário Oficial da União, Brasília, 2008 64-68p.
- BRASIL. CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente.** Resolução n.430 de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União, Brasília, 2011. 8p.
- BRASIL. **Ministerio de saude.** Portaria n. 2914 de 12 de dezembro de 2011.
- CAJAZEIRAS, C. C. A. **Qualidade e Uso das Águas Subterrâneas e a Relação com doenças de Veiculação Hídrica,** Região de Crajubar/CE/ C. 2007
- CASTRO, R,T,B, **Disposição no solo de efluentes de esgotos tratados visando a redução de coliformes termotolerantes,** 2008.
- CETESB - Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. **Índice de Qualidade da Água.** 2007. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice_iap_iqa.asp>. Acesso em: 2016.
- COELHO,V,M,T. DUARTE,U. **Potencial de contaminação de aquífero freático por esgoto Doméstico – quantificação do decaimento bacteriológico.** v.22, n.01, p.01-12, São Paulo, Brasil 2008.
- CORAUCCI FILHO, B, et al, Tecnologia do tratamento de águas residuais no solo: infiltração rápida, irrigação e escoamento superficial, **In:** Campos JR, coordenador, Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo, Rio de Janeiro: ABES; 1999.
- CORAUCCI FILHO, B., ANDRADE NETO, C. O, MELO, H. N. S., SOUSA, J. T., NOUR, E. A. A., FIGUEIREDO, R. F. Pós-tratamento de efluentes de reatores Anaeróbios por sistemas de aplicação no solo. In: Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios – 2001. Carlos Augusto Lemos Chernicharo (coordenador), Rio de Janeiro: ABES, 2001.
- EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 3.ed. Rio de Janeiro, 2013. 353p.
- [EPA] ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, **Wastewater treatment/disposal fos small communities (manual - EPA),** Washington (DC); 1992^a.

- [EPA] ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, **Environmental Regulations and Technology: Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge (including domestic septage - under 40 CFR Part 503)**, Washington (DC); 1992b.
- ESTEVEES, F. A. Fundamentos da Limnologia. 2. ed. Rio de Janeiro, RJ: Interciência. 1998.
- FOSTER, S.; HIRATA, R.; HOWARD, K. Groundwater use in developing cities: policy issues arising from current trends. **Hydrogeology Journal**, v. 19, n. 2, p. 271-274, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s10040-010-0681-2>
- FIORUCCI, A,R; FILHO,E,B. A Importancia do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos. Revista Quimca e sociedade. 2005
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas de saneamento 2011**. Rio de Janeiro, 2011, 268 p.
- LIBANO, A. M.; FELFILI, J. M. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um Cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). **Acta Botânica Brasilica**. v. 20, p. 927-936. (2006).
- LUCAS, FILHO M,; PEREIRA M,G,; SOUZA M,H,N,; ANDRADE NETO C,O, **Remoção de materia carbonacea nutrientes e contaminantes biologicos em bacia experimental pelo processo de infiltração rapida**, ABES-Associação brasileira de Engenharia Sanitaria e Ambiental,2000.
- MATOS, A,T,; PINTO A,B,; PEREIRA O,G,; BARROS F,M, Alteração de atributos químicos no solo de rampas utilizadas no tratamento de águas residuarias, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v,9,n,3,p,406-412, 2005.
- MENEZES, J. M. Índice de Qualidade de Água Subterrânea Aplicado em Área de Aquíferos Cristalinos Com Uso Agrícola: Bacia do Rio São Domingos – RJ / Juliana Magalhães Menezes dos Santos. – Rio de Janeiro: UFRJ/ PPGI, 2009.
- MERTEN, G,H,; JEAN, M,P, **Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: un desafio atual para a sobrevivência futura**, Agroecol, e Desenvol, Rur, Sustent, Porto Alegre,v,3,n,4 out/dez 2002.
- MEXICO.SEMARNAT. **Secretaria de médio ambiente y recursos naturales**. Norma oficial mexicana NOM-001-1996 .Que establece los parámetros máximos permisibles de contaminantes em las descargas de aguas residuales em agua y bienes nacionales.
- MEXICO.SSA. **Secretaria de Salud** . Norma oficial mexicana NOM-127-1994. Salud amabiental. Agua para uso y consumo humano. Limites persimibles de calidad y tratamientos a que de sebe someter el agua para su potabilización.

- MORENO, M,L,; MURILLO, D,L,; RUBIO C,J,C, **Evolution of the physical-chemical characteristics system using direct infiltration through the soil**, 2000
- MORENO, L. **La depuración d terreno. águas residuales urbanas de pequenas poblaciones mediante infiltración directa en el terreno**. Instituto geológico y minero de España. 2003.
- NIMER, E. 1989. **Climatologia do Brasil**. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro. 422p.
- PAGANINI, W, S, Reuso de água na agricultura, In: MANCUSO, P, C, S,; SANTOS, F H,, (Ed.), **Reúso de água**, São Paulo: Manole, 2003, p, 339-401.
- PAGANINI, W, S,; SOUZA, A, BOCCHIGLIERI, M, S, Avaliação do comportamento de metais pesados no tratamento de esgotos por disposição no solo, RESA: **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**/Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – Vol, 9, no, 3 – jul/set – Rio de Janeiro/RJ: ABES, 2004.
- PNAD. **Pesquisa Nacional por amostras de domicílios. Paronama do saneamento rural no Brasil**.2014.
- PHILIPPI, L,S, **Saneamento descentralizado- Instrumento para o desenvolvimento sustentável**, ABES- Associação Brasileira de Engenharia Sanitaria e Ambiental, 2015,
- RIBAS, T, B, C,; FORTES NETO, P, Disposição no solo de efluentes de esgoto visando à redução de coliformes termotolerantes, **Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**: v, 3 n, 3, 2008.
- SILVA, G, H, **Sistema de alta eficiência para tratamento**, 2004, 75f, Monografia (Graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC,
- Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS 2014).Estudo Trata Brasil “Perdas de Água: Desafios ao Avanço do Saneamento Básico e à Escassez Hídrica – 2015”.
- SOUZA, C,A,; SILVA, P,W, Os microrganismos nas atividades de disposição de esgotos no solo- estudo caso, **Revista de Engenharia Sanitaria e Ambiental**, Vol,12-NºI- jan/mar 2007,42-51.
- WSC - Water Systems Council. Protecting Groundwater through Agricultural Best Management Practices. **Wellcare® Information**. Disponível em:<<http://www.watersystemscouncil.org/documents/AgriculturalBMPOverview.pdf>>. Acesso em: 2016.
- ZAMORA,F. RODRIGUEZ,N. TORRES, D. YENDIS, H. **Efecto del riego con aguas residuales sobre propiedades químicas del suelo de la planicie del Coro, estado de Falcon. Venezuela**. 2008

ZANETTE, P. H.; HECK, A. N.; LOPEZ, D. A. R. **Sistema de tratamento de efluentes sanitários através de bacias de escoamento superficial com vegetais fixos, tipo wetland, na ETE de Tramandai /RS – Brasil.** In: INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. Anais ... Porto Alegre: BES. 1 CD-ROM.