

**UFRRJ**  
**INSTITUTO DE TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM**  
**ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL**

**DISSERTAÇÃO**

**Avaliação da Eficiência de Sistemas de Alagado  
Construído cultivados com *Typha angustifolia* (Rota 1)  
e *Crysopogon zizanioides* (Rota 2) no Tratamento de  
Águas Residuárias de Bovinocultura de Leite**

**João Brack Duarte**

**2019**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA  
AGRÍCOLA E AMBIENTAL**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE SISTEMAS DE ALAGADO  
CONSTRUÍDO CULTIVADOS COM *Typha angustifolia* (ROTA 1) E  
*Cryspogon zizanioides* (ROTA 2) NO TRATAMENTO DE ÁGUAS  
RESIDUÁRIAS DE BOVINOCULTURA DE LEITE**

**JOÃO BRACK DUARTE**

*Sob a Orientação do Professor*  
**Leonardo Duarte Batista da Silva**

*e Coorientação do Professor*  
**Alexandre Lioi Nascentes**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental – PGEAAmb, como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre**, tendo como Área de Concentração Meio Ambiente.

Seropédica, RJ  
Maio de 2019

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Biblioteca Central / Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada  
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

D812a Duarte, João Brack, 1991-  
Avaliação da Eficiência de Sistemas de Alagado  
Construído cultivados com *Typha angustifolia* (Rota 1)  
e *Cryspogon zizanioides* (Rota 2) no Tratamento de  
Águas Residuárias de Bovinocultura de Leite / João  
Brack Duarte. - Seropédica, 2019.  
56 f.

Orientador: Leonardo Duarte Batista da Silva.  
Coorientador: Alexandre Lioi Nascentes.  
Dissertação (Mestrado). -- Universidade Federal  
Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em  
Engenharia Agrícola e Ambiental, 2019.

1. Tratamento de efluente. 2. Água residuária. 3.  
Bovinocultura de leite. I. Silva, Leonardo Duarte  
Batista da, 1971-, orient. II. Nascentes, Alexandre  
Lioi, -, coorient. III Universidade Federal Rural do  
Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Engenharia  
Agrícola e Ambiental. IV. Título.

“O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – (Brasil) CAPES – Código de Financiamento 001”.

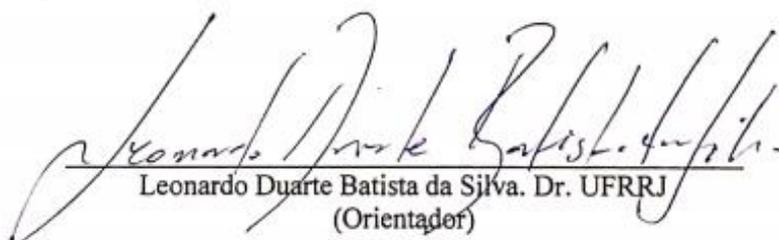
Seropédica, RJ  
Maio de 2019

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AGRÍCOLA E  
AMBIENTAL

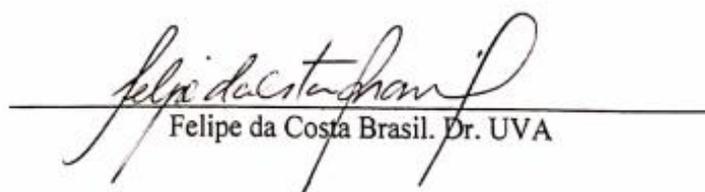
JOÃO BRACK DUARTE

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental – PGEAAmb, como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre**, tendo como Área de Concentração Meio Ambiente.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 31/05/2019.

  
Leonardo Duarte Batista da Silva, Dr. UFRRJ  
(Orientador)

  
Marcos Filgueiras Jorge, Dr. FIOCRUZ

  
Felipe da Costa Brasil, Dr. UVA

## RESUMO

DUARTE, João Brack. **Avaliação da Eficiência de Sistemas de Alagado Construído cultivados com *Typha angustifolia* (Rota 1) e *Chrysopogon zizanioides* (Rota 2) no Tratamento de Águas Residuárias de Bovinocultura de Leite**. 2019. 56p. Dissertação (Mestre em Engenharia Agrícola e Ambiental). Instituto de Tecnologia, Departamento de Engenharia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2019.

O sistema de bovinocultura leiteira confinada se propõe a aumentar a produtividade possibilitando um maior o número de animais por área, contudo, se depara com um grande problema ambiental no que diz respeito à disposição dos resíduos. Quanto maior o número de animais confinados, maior também é o volume de dejetos, o que tem se constituído em um grande desafio para criadores e especialistas, envolvendo aspectos técnicos, sanitários e econômicos. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de duas rotas de um sistema piloto de tratamento de efluente no tratamento da água residuária de bovinocultura de leite. Uma rota utilizou um sistema de alagado construído cultivado com taboa (*Typha angustifolia*) enquanto a segunda rota utilizou um sistema de alagado construído cultivado com capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). As etapas comuns às duas rotas são: esterqueira, tanque séptico, filtro biológico de fluxo ascendente e filtro biológico de fluxo descendente. A partir daí, o efluente se dividia e seguia para os dois alagados construídos estudados. A eficiência do sistema foi avaliada pela remoção dos seguintes parâmetros: nitrito, nitrato, fósforo, nitrogênio amoniacal, sólidos suspensos totais (SST), turbidez, cor, condutividade elétrica (CE) e potencial hidrogeniônico (pH). O tanque séptico obteve remoção estatisticamente significativa dos parâmetros: sólidos suspensos totais (48%), turbidez (68,7%) e cor (54,9%). Os filtros biológicos indicaram taxas médias de remoção estatisticamente significativas nos seguintes parâmetros: sólidos suspensos totais (21,9%) e turbidez (7,9%). O sistema de alagado construído cultivado com taboa (rota 1) obteve taxas individuais significativas de remoção dos seguintes parâmetros: sólidos suspensos totais (18,3%), cor (8,7%) e turbidez (12,4%). O sistema de alagado construído cultivado com vetiver (rota 2) apresentou taxas significativas individuais de remoção dos parâmetros: sólidos suspensos totais (17,8%), cor (8,2%) e turbidez (12%). A grande eficiência do sistema na remoção dos parâmetros físicos do efluente é um ponto muito importante quando pretende-se utilizar o efluente tratado na fertirrigação agrícola. A redução eficiente destes parâmetros diminui significativamente a propensão de entupimento dos gotejadores e, portanto, uma maior eficiência operacional do sistema.

**Palavras-chave:** efluente, capim vetiver, taboa, fitorremediação, nitrato, nitrito, amônia.

## ABSTRACT

DUARTE, João Brack. **Evaluation of the Efficiency of Constructed Wetland Cultivated with *Typha angustifolia* (Route 1) and *Chrysopogon zizanioides* (Route 2) in the Treatment of Dairy Cattle Wastewater.** 2019. 56p. Dissertation (MSc in Agricultural and Environmental Engineering). Institute of Technology, Department of Engineering, Federal Rural University of Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2019.

The confined dairy cattle system aims to increase productivity by making it possible to increase the number of animals per area; however, it faces a major environmental problem with regard to waste disposal. The greater the number of animals confined, the greater are the volume of residues, which has been a major challenge for breeders and specialists, since it involves technical, sanitary and economic aspects. In this context, the objective of this study was to evaluate the efficiency of two routes of a pilot effluent treatment system in the treatment of dairy cattle wastewater. One route used a constructed wetland planted with taboa (*Typha angustifolia*) while the second route used a constructed wetland planted with vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). The steps common to both routes are: dung, septic tank, biological filter of upward flow and biological filter of downward flow. From there, the effluent divided and followed to the two wetlands studied. The efficiency of the system was evaluated from the following parameters: nitrite, nitrate, phosphorus, ammonia, pH, total suspended solids (TSS), turbidity, color, electrical conductivity (EC) and hydrogenation potential (pH). The septic tank obtained a statistically significant removal of the parameters: total suspended solids (48%), turbidity (68.7%) and color (54.9%). Biological filters indicated statistically significant mean removal rates in the following parameters: total suspended solids (21.9%) and turbidity (7.9%). The total flooded system (18.3%), color (8.7%) and turbidity (12.4%) were found to have significant individual removal rates. The wetland constructed with vetiver (route 2) presented significant individual removal rates: total suspended solids (17.8%), color (8.2%) and turbidity (12%). The great efficiency of the system in the removal of the physical parameters of the effluent is a very important point when it is intended to use the treated effluent in agricultural fertigation. The efficient reduction of this parameter decreases the propensity of clogging of the drippers and, therefore, a greater operational efficiency of the system.

**Key words:** effluent, vetiver, taboa, fitoremetiation, nitrate, nitrite, ammonia.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVO.....</b>	<b>2</b>
<b>3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>	<b>3</b>
3.1 Água residuária .....	3
3.2 O Sistema Alagado Construído.....	4
3.3 Fatores de Influência no Desempenho de SACs.....	5
3.4 Espécies vegetais adotadas no Sistema de Alagado Construído.....	7
3.5 Parâmetros de qualidade da água.....	10
3.6 Evapotranspiração.....	16
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS.....</b>	<b>16</b>
4.1 Caracterização do local.....	16
4.2 Caracterização da água residuária produzida nas instalações.....	17
4.3 Caracterização do experimento.....	18
4.4 Etapas da estação piloto de tratamento.....	19
4.4.1 Esterqueira.....	20
4.4.2 Tanque séptico.....	21
4.4.3 Filtro biológico de brita de fluxo ascendente.....	22
4.4.4 Filtro biológico de fluxo descendente.....	24
4.4.5 Sistemas de Alagado Construído.....	25
4.4.6 Manejo do alagado construído.....	27
4.4.7 Determinação da evapotranspiração.....	28
4.5 Análise estatística.....	29
4.6 Análise laboratorial.....	29

<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>30</b>
5.1 Nitrato.....	32
5.2 Nitrito.....	34
5.4 Nitrogênio amoniacal.....	36
5.4 Fósforo.....	38
5.5 Sólidos Suspensos Totais (SST).....	39
5.6 Turbidez.....	41
5.7 Cor.....	42
5.8 Condutividade Elétrica.....	44
5.9 Potencial hidrogeniônico (pH) .....	46
<b>6. CONCLUSÃO.....</b>	<b>47</b>
<b>7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>49</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O Brasil é o sexto maior produtor mundial de leite, com produção de 27,5 bilhões de litros/ano, movimentando R\$ 64 bilhões/ano e empregando 4 milhões de pessoas com um crescimento anual de 4% (IBGE, 2017).

A quantidade de dejetos produzidos diariamente em empreendimentos de bovinocultura leiteira corresponde ao principal problema ambiental desta atividade produtiva, sobretudo em sistemas de manejo intensivo. A disposição dos resíduos das instalações animais tem se constituído num desafio para criadores e especialistas, pois envolvem aspectos técnicos, sanitários e econômicos (MELO, 2017).

Formados principalmente por urina, fezes, detergentes provenientes da limpeza, resíduos de leite e água de lavagens, os efluentes gerados em espaços limitados como as salas de ordenhas, concentram altas taxas de matéria orgânica e de nutrientes como nitrogênio e fósforo, apontados como importantes causadores de poluição ambiental (Pelissari et al., 2013).

Este efluente, quando despejado sem tratamento no solo ou corpos hídricos, possui um elevado potencial poluidor, capaz de acarretar diversos malefícios para o meio ambiente. Dentre as consequências da disposição inadequada deste efluente, destacam-se a salinização e aumento da toxicidade do solo, prejuízos significativos à estrutura do solo, contaminação de homens e animais por patógenos, contaminação de águas subterrâneas e eutrofização do curso d'água (MATOS, 2007).

Do ponto de vista ecológico, o termo "eutrofização" designa o processo de degradação que sofrem os lagos e outros reservatórios naturais de água quando, excessivamente enriquecidos de nutrientes. (PEREIRA, 2004). Isso porque, a proliferação exponencial de algas e cianobactérias ocasionam a diminuição de oxigênio dissolvido e dificulta a penetração de radiação solar no corpo d'água, limitando significativamente as atividades biológicas do sistema.

A Resolução CONAMA Nº 430 (2011) determina que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados, direta ou indiretamente, nos corpos de água, após o devido tratamento. Muito embora haja essa obrigatoriedade legal, ainda se nota corriqueiros despejos de efluentes sem tratamento no meio ambiente, consequência da falta de fiscalização e custo econômico elevado dos processos tradicionais de

tratamento.

Diversas técnicas de tratamento não convencionais (muito embora seja imperativo mudarmos o que é considerado convencional frente aos desafios econômicos e ambientais contemporâneos) vêm sendo estudadas e desenvolvidas para o tratamento de efluentes agroindustriais. Entre essas tecnologias, podemos citar: Fossa séptica biodigestora (Novaes, 2005), Rampa de escoamento superficial (Matos *et al.*, 2004), Reatores anaeróbios orgânicos (Camargo, 2000), Lagoa de estabilização (Tonetti, 2008) e Sistemas de Alagado Construído (Sousa *et al.*, 2002; Melo, 2017; Jorge, 2018).

Dentre as tecnologias utilizadas no tratamento de efluentes, o Sistema Alagado Construído (SAC) tem sido apresentado como uma técnica ambiental eficiente e economicamente viável (ABRAHÃO, 2006; FIA, 2009; AVELAR, 2012). Neste tratamento é utilizado o sistema substrato-planta-microrganismos e a radiação solar como reatores para a depuração dos resíduos.

Por usarem recursos naturais e renováveis, além de apresentarem fácil operação e manutenção, os SACs se tornaram indicados para aplicação em regiões carentes de saneamento básico, adequando-se perfeitamente aos países de clima tropical, como é o caso do Brasil (BRASIL, 2005). De acordo com Valentim (2003), por sua simplicidade conceitual e facilidade de construção, seu baixo (ou nenhum) consumo de energia, sua incorporação à paisagem, sua versatilidade e longevidade, os SACs são aplicados no tratamento de diversas águas residuárias.

## **2. OBJETIVOS**

O objetivo principal deste trabalho é avaliar a eficiência da utilização de um Sistema Piloto de Tratamento de Efluente com de Alagado Construído no tratamento da água residuária de bovinocultura de leite.

São descritos a seguir os objetivos específicos:

- Avaliar a eficiência do Sistema Piloto de Tratamento de efluente para tratar a água residuária de um sistema orgânico de bovinocultura de leite em um sistema orgânico de produção;

- Avaliar a capacidade de remoção de nitrito, nitrato, fósforo e nitrogênio amoniacal dos SACs cultivados com Taboa (*Typha angustifolia*) e capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*);

- Avaliar a variação de Sólidos Suspensos Totais (SST), turbidez, cor, Condutividade Elétrica (CE) e Potencial Hidrogeniônico (pH) nos SACs cultivados com Taboa (*Typha angustifolia*) e capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*);

- Comparar a eficiência das duas rotas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente no tratamento da água residuária de bovinocultura de leite em um sistema orgânico de produção.

### **3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA**

#### **3.1 Água residuária**

Entende-se por água residuária, a água descartada após utilização em diversas atividades ou processos. As águas residuárias oriundas de sistemas de produção de leite carregam uma quantidade considerável de materiais poluentes que se não forem retirados podem comprometer a qualidade dos corpos de água e do solo (OTENIO, 2015).

A quantidade total de efluentes orgânicos produzidos por confinamentos de vacas leiteiras varia de 9,0% a 12,0% do peso vivo do rebanho por dia, e depende, também, do volume de água utilizado na limpeza e desinfecção das instalações e equipamentos da unidade de produção (CAMPOS et al., 2002).

Um manejo adequado dos resíduos é uma necessidade sanitária, ecológica e econômica. É sanitária porque os resíduos podem prejudicar a saúde dos animais e do homem, tanto dentro como fora da propriedade. É ecológica porque os resíduos, ricos em matéria orgânica e nutrientes, podem causar poluição e desequilíbrio no meio ambiente. E por fim, é econômica porque o tratamento dos resíduos envolve recursos e equipamentos, de material e de mão de obra, os quais oneram o sistema produtivo e podem até mesmo inviabilizá-lo (HARDOIM & GONÇALVES, 2000)

O aproveitamento de águas residuárias é realidade em alguns países, como Israel, no qual 65% do efluente sanitário tratado são utilizados na irrigação agrícola. No México, 45.000 litros/por segundo, de esgoto produzidos na cidade do México são misturados diariamente com água de chuva, sendo a mistura encaminhada por meio de canais a uma

distância de 60 km, para irrigação de 80.000 hectares cultivados com cereais e forragens (BERTONCINI, 2008).

### **3.2 O Sistema Alagado Construído**

O sistema alagado construído (SAC) é um modo de disposição de efluente que utiliza mecanismos físicos, químicos e biológicos, a fim de remover poluentes da água tornando-a apta ao despejo no meio ambiente ou sua utilização como adubo orgânico no processo de fertirrigação. As macrófitas aquáticas e o meio suporte, onde se alojam os microrganismos, são os componentes responsáveis pela redução da carga orgânica e remoção de nutrientes, portanto devem ser estudadas suas interações e adaptabilidades à região em que serão utilizadas. O efluente escoia horizontalmente por gravidade através do substrato do alagado evitando a proliferação de insetos e emissão de odores, permitindo a sua localização próxima a pessoas ou animais (MELO, 2017).

Os microrganismos são os principais responsáveis pela remoção de poluentes do SAC, onde as bactérias possuem um papel essencial absorvendo grande parte destes poluentes. Além das bactérias, atuam os protozoários e fungos. Estes micro-organismos decompõem a matéria orgânica e atuam sobre outros microrganismos presentes no efluente (AVELAR, 2012).

A remoção de poluentes nos corpos hídricos é possível, pois estes funcionam como nutrientes para as macrófitas aquáticas e bactérias formadoras do biofilme, ocorrendo a ciclagem de nutrientes. As plantas e os microrganismos são os principais responsáveis pela remoção de nitrogênio, sendo os processos de nitrificação, desnitrificação e mineralização os promotores da remoção de nitrogênio presente no efluente. É possível também a diminuição de micro-organismos patogênicos por competição (SILVA, 2007; PRADO *et al*, 2008).

Além da absorção e adsorção de poluentes pelos organismos vivos ocorrem processos físicos que permite esta diminuição, são eles: sedimentação, filtração de partículas, floculação. A sedimentação consiste na separação de partículas sólidas suspensas com densidade superior à da água, devido à força da gravidade. A filtração remove partículas com densidade próxima a da água ou de tamanho pequeno, que não são removidas por sedimentação, ocorre através da passagem do líquido pelo meio filtrante. A floculação consiste na aglomeração de partículas, a partir das forças de atração entre as

moléculas, originando partículas de maior tamanho (JORDÃO E PESSOA, 1995).

As macrófitas aquáticas emergentes são plantas aquáticas em que a parte aérea cresce fora da água e as raízes dentro da água, aderidas ao meio suporte, sendo que em estudos em SAC, a literatura mostra que algumas macrófitas aquáticas emergentes foram utilizadas com sucesso como por exemplo a taboa (*Typha angustifolia*), junco (*Juncus* spp), lírio amarelo (*Heliconia flava*) (CHAGAS, 2005; ALMEIDA *et al*, 2010; NAVA *et al*, 2012.). As raízes fornecem, através do aerênquima, o oxigênio necessário para as bactérias decompor a matéria orgânica. As raízes das plantas ajudam a diminuir a turbidez ao remover sólidos suspensos. Segundo Silva (2007) o material adsorvido pelas raízes forma um excelente ecossistema para o desenvolvimento de fungos e bactérias que decompõem a matéria orgânica. Os produtos mineralizados por este processo são, em parte, absorvidos pelas plantas para o suprimento da demanda de nutrientes necessários ao seu crescimento.

### **3.3 Fatores de influência no desempenho de SACs**

Os SACs são estruturas artificiais semelhantes às encontradas em várzeas naturais, com grande capacidade para alterar a qualidade da água fluente que passa através deles. Conseqüentemente, seu desempenho é afetado, em maior ou em menor grau, por todos os fatores biótico e abiótico, interno e externo, físicos, químicos e bioquímicos, influentes nos ecossistemas naturais. No entanto, deve-se preocupar com os fatores que são mais relevantes, considerando que o mecanismo de remoção predominante e a seqüência de reações são dependentes das variáveis de entrada no sistema, das interações internas e das características do SAC (U.S. EPA, 2000b).

O desempenho dos SACs é afetado por fatores bióticos e abióticos.

- Fatores bióticos

A biota no SAC é, basicamente, representada por grande variedade de microrganismos, especialmente bactérias, fungos e culturas vegetais, que se desenvolvem à medida que absorvem nutrientes do efluente. A diversidade bacteriana inclui as aeróbias, as anaeróbias, as facultativas e os actinomicetos (HUSSAR, 2001).

Bactérias e fungos têm relação simbiótica com o meio em que vivem. Os primeiros estão em simbiose com as raízes e a parte submersa. A segunda classe de organismos mantém relação de simbiose com algas e plantas mais evoluídas (micorrizas). Todos esses microrganismos, com sua diversidade genética e adaptação funcional, exceto em condições extremas, são capazes de desempenhar seu papel na degradação dos poluentes nos SACs (HUSSAR, 2001).

- Fatores abióticos

Os fatores abióticos relevantes nos processos de degradação biológica, em SAC são: a temperatura, a alcalinidade, o pH e o oxigênio dissolvido. Além da operação e manejo do sistema, outros fatores externos relevantes referem-se à qualidade e quantidade da água residuária e ao ciclo hidrológico (U.S. EPA, 2000b).

As variações de temperatura podem afetar o desempenho de tratamento nos SACs (REED et al., 1995; BADKOUBI et al., 1998). A capacidade de tratamento do sistema tende a diminuir com a redução de temperatura. Os constituintes que são, em princípio, removidos por mecanismos físicos como floculação, precipitação e filtração, como, no caso da carga orgânica e SST, são menos afetados (U.S. EPA, 2000b). Fator este que corrobora com sua maior eficiência em regiões tropicais, onde há uma maior disponibilidade de radiação solar e, conseqüentemente, temperaturas elevadas.

A alcalinidade é outro fator, que pode afetar o tratamento em SAC, uma vez que os processos oxidativos, como a nitrificação, tendem a consumir a alcalinidade, que caso atinja valores baixos, pode concorrer para a obtenção de valores reduzidos de pH (Von SPERLING, 1996a).

O pH influencia o crescimento de macrófitas (BRIX et al., 2001) e muitas transformações bioquímicas, visto que afeta o equilíbrio das formas de ácidos orgânicos e bases ionizadas e não ionizadas, além de controlar a solubilidade de muitos gases e sólidos (HUSSAR, 2001). Em ambientes onde o pH varia de 4,0 a 9,5, propiciam-se condições ideais para a sobrevivência das bactérias responsáveis pela degradação orgânica; as bactérias desnitrificantes adaptam-se melhor em ambientes com pH entre 7,0 e 7,5, enquanto as nitrificantes adaptam-se em pH variando de 7,2 a 8,0 (Von SPERLING, 1997).

A concentração dos constituintes em água residuária, até certos níveis, não causa decréscimo na eficiência de remoção de poluentes no sistema. Segundo BURGOON et al. (1991), a remoção de nitrogênio e fósforo aumentou, linearmente, com a carga de nitrogênio presente na água residuária, que teve variação de 0,6 a 4,4 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e de fósforo que variou de 0,14 a 0,92 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. A remoção de SST aumentou, linearmente, com cargas que variaram de 0,1 a 4,7 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (TUNÇSIPER et al., 2004), embora determinados níveis possam comprometer a eficiência do tratamento. JING & LIN (2004) verificaram que a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal foi reduzida com o aumento da carga deste constituinte.

A eficiência de tratamento depende, também, do tempo de residência da água residuária no SAC, o qual é função de aplicação hidráulica. Em consequência disso, a quantidade de água usada na aplicação afeta a eficiência de tratamento do sistema (TANNER et al., 1995; TUNÇSIPER et al., 2004).

No dimensionamento do SAC, deve-se considerar o ciclo hidrológico, na estimativa do incremento no fluxo de água causado pelas precipitações, principalmente se estas forem intensas, a fim de evitar a formação de escoamento superficial, o que concorreria para que houvesse decréscimo na eficiência de tratamento (U.S. EPA, 2000b).

As precipitações causam diluições dos poluentes no sistema, elevando o nível da água temporariamente e baixando o tempo de residência hidráulica (t), enquanto, a evapotranspiração concentra os poluentes, reduzindo temporariamente o nível da água e, conseqüentemente, aumentando o t. Exceto em climas muito úmidos ou muito secos, os dois efeitos são compensados (BRASIL, 2005). Entretanto, BORIN et al. (2003) obtiveram mais baixa eficiência na remoção de poluentes, nas estações de outono e inverno, quando as diferenças entre precipitação e evapotranspiração foram maiores, porém eficiência mais alta no verão, quando essas diferenças foram menores.

### **3.4 Espécies vegetais adotadas no Sistema de Alagado Construído**

Diversas plantas têm sido utilizadas e indicadas para cultivo em SAC's, por naturalmente ocorrerem em locais com condições semelhantes ou suportarem as condições anaeróbias/anóxicas que em geral se apresentam nos alagados construídos (FERREIRA, 2012).

As plantas podem exercer diversas funções em um SAC, sendo que as mais facilmente perceptíveis são as físicas como transpiração, resistência ao escoamento e retenção de sólidos. A transpiração promovida pelas plantas, normalmente medida como evapotranspiração, é um importante parâmetro na escolha da espécie a compor o SAC, sendo relevante para as perdas de água e retirada de nutrientes do sistema. Já em relação à resistência ao escoamento e retenção de sólidos no meio suporte, as plantas podem tanto promover a colmatção pelo crescimento de suas raízes que obstruem os poros do leito ou causar a criação de caminhos preferenciais devido a morte de suas raízes (STOTTEMEISTER et al., 2003).

No caso de SAC de escoamento horizontal, Ahn *et al.* (2006) destacaram o reconhecimento que a presença de plantas interfere no potencial redox, criando uma interface óxica-anóxica. É também comum trabalhos que demonstram uma maior variedade de comunidades microbiana nas proximidades da rizosfera (KIM et al., 1999; VACCA et al., 2005).

Com relação à escolha da planta a ser adotada no SAC, esta dependerá de alguns fatores, como as características de operação do sistema, maior ou menor eficiência de absorção de nutrientes, interesse paisagístico, interesse comercial, disponibilidade da espécie e adaptação ao clima e ao meio. Nota-se na literatura a possibilidade de utilização de diferentes espécies, como *Arundo donax*, *Hedychium coronarium*, *Cyperus* sp., *Heliconia rostrata*, *Phragmites australis*, *Cyperus alternifolius* L., entre outras (LANGERGRABER et al., 2003; SARMENTO et al., 2010; YE et al., 2012).

- Taboa (*Typha angustifolia*)

Conhecida popularmente como taboa, *Typha angustifolia* é uma macrófita emergente, perene, que chega de 2 a 4 metros de altura, possui rizoma rasteiro e pode ser encontrada em diversos habitats aquáticos. Além do fácil cultivo, possui crescimento surpreendente em substratos ricos em matéria orgânica (POTT & POTT, 2000).

Pioneira nos estudos de tratamento de águas residuárias, é capaz de remover cargas orgânicas até metais pesados e auxiliar no controle de erosão nas margens de canais (POTT & POTT, 2000).

A taboa é uma planta herbácea que cresce em brejos e regiões alagadiças; apresenta caule com uma porção rizomatosa rastejante e outra ereta que transporta as folhas. Tais folhas são sésseis, lineares, longas e de nervação paralela, sendo que a maioria se insere

na base e podem apresentar de 2 m ou mais de comprimento e de 15 a 25 mm de largura. O fruto é minúsculo e seco. Propaga-se por sementes e vegetativamente por meio de rizomas (LORENZI, 2000; ALMEIDA, 2005).

Segundo Lorenzi (2000), a taboa é uma planta nativa da América do Sul e de distribuição cosmopolita, podendo ser encontrada em ambos os hemisférios, nas regiões temperadas e tropicais.

Tal macrófita chega a produzir sete toneladas de rizomas por hectare. Seus rizomas são comestíveis, possuindo teor de proteína igual ao do milho e de carboidratos iguais ao da batata. Além de serem nutritivos apresentam também um sabor agradável podendo ser ingeridos crus, em substituição ao palmito, ou após cozidos. Salientam-se ainda as propriedades adstringentes, diuréticas e emolientes dos rizomas da taboa sendo utilizados na medicina caseira nas afecções do aparelho urinário, disenterias e algumas inflamações (ALZUGARAY; ALZUGARAY, 1988; LORENZI, 2000). Apesar de ser considerada uma PANC (Planta Alimentícia Não Convencional), quando utilizada em tratamentos de efluentes, faz-se necessário, evidentemente, uma análise minuciosa da presença de patogênicos antes de sua ingestão, humana ou animal.

- Capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*)

Espécie originária da Índia, a *Chrysopogon zizanioides* é uma gramínea perene, com talos eretos que atingem de 0,5 a 1,5 m de altura e folhas relativamente rígidas e compridas. Seu sistema radicular, com numerosas fibras e raízes cilíndricas, é capaz de alcançar 3 m de profundidade e em alguns casos observa-se raízes até de 5 metros de comprimento (CAZZUFFI et al., 2006; BOLETIN VETIVER NÚMERO 14).

Devido suas características morfológicas, durante a década de 1980 o vetiver foi utilizado para a conservação de solo, em campos de agricultura, já na década de 1990 descobriu-se sua capacidade de estabilização de encostas e taludes, e a partir do ano 2000 passou também a ser utilizada em sistemas de tratamento de águas residuárias (VIERITZ et al., 2010).

Por ter sua taxa de crescimento elevada, combinada à sua tolerância a diferentes condições ambientais, sugere-se que o Vetiver seria uma planta indicada para utilização em larga escala no tratamento de efluentes, desde que seja periodicamente manejado, pois a poda não só estimula o crescimento vegetativo, mas também exporta nutrientes

(VIERITZ et al., 2010; TRUONG, et al., 2008).

Com isso, pode-se ressaltar ainda algumas características diferenciais e relevantes na escolha do vetiver para integrar o sistema de Alagado Construído: seu sistema radicular fino e maciço pode atingir de 3 a 4 metros de profundidade; possui caules eretos e rígidos; possui alta resistência a pragas, doenças e variações de PH; apresenta tolerância a extremas variações climáticas como secas prolongadas, inundações, submersões e temperaturas extremas de  $-15^{\circ}\text{C}$  a  $55^{\circ}\text{C}$ ; apresenta alta eficiência de absorção de nutrientes dissolvidos, tal como N e P e metais pesados de água contaminada; apresenta-se altamente tolerante a alumínio (Al), manganês (Mn) e metais pesados como o arsênio (As), cádmio (Cd), cromo (Cr), níquel (Ni), chumbo (Pb), mercúrio (Hg), selênio (Se) e zinco (Zn) nos solos; possui rápido crescimento vegetativo, característica sua de planta C4; e suas sementes são estéreis restringindo sua propagação apenas através de perfilho ou parte do caule da planta (MELO, 2017).

### 3.5 Parâmetros da qualidade da água

- Nitrogênio

As formas de nitrogênio de maior interesse e que são bioquimicamente interconversíveis em águas naturais e águas residuárias são, em ordem decrescente do estágio de oxidação, nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico. A soma dessas formas de nitrogênio é reportada como nitrogênio total (N-Total) (BRASIL, 2005).

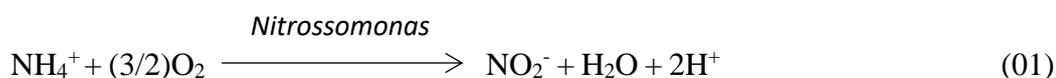
O conhecimento das transições entre as formas orgânicas e inorgânicas dos compostos nitrogenados, bem como dos fatores ambientais intervenientes das reações, é importante para delimitar estratégias de potencialização do seu uso, e minimização dos riscos de contaminação ao meio ambiente, possibilitando ainda a identificação do estágio em que se encontra a poluição.

No solo o nitrogênio na forma de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) ou amônia ( $\text{NH}_3$ ) é rapidamente oxidado a nitrito através das bactérias dos gêneros *Nitrossomonas* e *Nitrossococcus*, o nitrito por sua vez é rapidamente oxidado a nitrato pelas bactérias do gênero *Nitrobacter*, sendo que o nitrato é a principal forma de nitrogênio encontrado no solo. O processo de redução do nitrato a nitrito e este a amônia, gás nitrogênio ou óxido nítrico é chamado

desnitrificação e ocorre em solos saturados com água ou realizado pelas bactérias do gênero *Pseudomonas* que podem ser usadas para retirar nitrato e nitrito da água (Meurer, 2004).

Em SACs, a transformação do nitrogênio ocorre por meio da ação de microrganismos, absorção e síntese pelos vegetais. A remoção de N-Total do sistema ocorre por meio da colheita ou corte da vegetação e por perdas para a atmosfera (volatilização). Acredita-se que a maior parte do nitrogênio removido ocorra pelo segundo caminho, ou seja, por meio dos processos de nitrificação e desnitrificação, sendo os microrganismos os principais responsáveis por essas transformações (MANDER et al., 2004)

A nitrificação é uma rota biológica de transformação do nitrogênio, sendo uma reação de oxidação do amônio à nitrito e posteriormente à nitrato. A Equação abaixo apresenta a reação de nitrificação do amônio a nitrato, essa reação requer ambientes aeróbios, por isso ocorre em maior proporção na parte superior do SAC, visto que é o local onde há maior aeração decorrente da incorporação do oxigênio através do aerênquima da cultura (ALMEIDA, 2016). As bactérias que realizam a conversão são as *Nitrossomonas*, responsáveis pela fase de nitritação, ou seja, transformação do amônio em nitrito, e as *Nitrobacter*, responsáveis pela transformação do nitrito em nitrato (Equações 01 e 02). Segundo Krause (2006), os valores ótimos de pH para o *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* se encontram na faixa de 5 a 9, apresentando faixa ótima entre 6,5 e 8,6.



Conforme apresentado nas equações acima pode ser observado que a reação libera prótons na solução, deste modo acarreta na redução do pH do efluente. Sendo assim, é possível utilizar a diminuição do pH como um indicativo de nitritação, caso essa redução venha acompanhada de elevada concentração de nitrito (KRAUSE, 2006).

O processo biológico que irá efetivamente retirar o nitrogênio do sistema de tratamento é denominado desnitrificação. Essa reação pode ocorrer em ambientes anóxicos ou com restrição de oxigênio, onde acontecerá a redução no nitrato a óxido nítrico e posteriormente até nitrogênio atmosférico. Na desnitrificação heterotrófica utiliza a matéria orgânica como doador de elétrons, esse processo gera lodo como subproduto (PHILIPS, 2008). A faixa ideal de pH para que ocorra a desnitrificação encontra-se entre 7 e 9 (FIA, 2009).

- **Fósforo**

O fósforo ocorre em águas naturais e residuárias, principalmente como fosfatos, os quais podem ser classificados em ortofosfatos e fosfatos constituintes de compostos orgânicos. Os ortofosfatos podem estar em solução ou em formas particuladas, em suspensão ou precipitados. Os fosfatos orgânicos são formados, primordialmente, por processos biológicos, sendo encontrados em águas residuárias brutas, tais como resíduos de alimentos e dejetos animais. Os fosfatos inorgânicos encontrados em águas residuárias são provenientes, em sua maioria, de materiais de limpeza ou de tratamento de água de caldeiras (U.S. EPA, 2000b).

O fósforo é um nutriente essencial para as plantas, sendo requerido em grandes quantidades no metabolismo vegetal. A eficiência de remoção de fósforo em sistemas alagados construídos mostrou-se variável nas diferentes pesquisas realizadas, Sousa *et al.* (2000) encontrou uma remoção total de (100%) em um SAC cultivado com junco tratando um pós-efluente de esgoto sanitário, enquanto Chagas (2008) encontrou para o tratamento de esgoto doméstico com lírio amarelo uma remoção entre 27,9% e 42,26%. Segundo Vieira *et al.* (2010) o fósforo é removido pelas plantas macrófitas, com imobilização microbiana, fica retido no subsolo e precipita-se na coluna de água, não ocorrendo perdas pela forma gasosa.

No SAC, a separação físico-química de fósforo pode iniciar com a deposição de sedimento, via sedimentação particulada, precipitação química e pela constrição de raízes das plantas (U.S. EPA, 2000b). Estes sedimentos acumulam-se, como turfa, dentro e na superfície do meio suporte. O fosfato solúvel pode ser adsorvido ao biofilme, que se desenvolve aderido ao meio suporte e às raízes de plantas, ou nos sedimentos. As trocas de fosfato solúvel e adsorvido ao biofilme ou sedimentos, ocorrendo por difusão e

processo de sorção/dessorção, constituem a principal forma de mobilidade para fosfato solúvel em SAC (SOUSA et al., 2002).

Fosfatos orgânicos, dissolvidos ou não, e inorgânicos insolúveis não são, em geral, disponíveis para plantas, até serem transformados em fosfatos inorgânicos solúveis. Esta transformação pode ocorrer na massa de água, no biofilme ou no sedimento, por meio de microrganismos (U.S. EPA, 2000b).

A absorção de fosfatos por bactérias ocorre em curto tempo, representando um mecanismo de ciclagem rápida de formas solúveis e insolúveis. A ciclagem devida ao crescimento, à morte e ao processo de decomposição faz com que a maioria dos fosfatos retorne para a massa de água. Nesse intermédio, alguns fosfatos são despreendidos devido ao longo tempo requerido para efetiva cristalização em um recém formado sedimento. À medida que alguns sais minerais cristalizam-se no meio, mais difícil se torna sua ressolubilização. (U.S. EPA. 2000b).

- **Cor**

A presença de cor na água residuária é originada pela existência de sólidos dissolvidos no efluente, oriundos da decomposição da matéria orgânica. Este parâmetro pode ser de origem antropogênica, no caso de lançamento de efluentes, e natural decorrente da decomposição da matéria orgânica naturalmente presente em corpos hídricos (PEREIRA, 2004). Segundo o trabalho de Oliveira *et al.* (2015), a eficiência de remoção de cor foi de 94% e este resultado apresentou forte correlação com a remoção de sólidos dissolvidos.

- **Turbidez**

A turbidez é relativa à presença de sólidos suspensos, é representada por unidades de turbidez formazina (FTU). Esse parâmetro pode ser estimado pelo método Discos de Secchi que avalia em quantos metros de submersão é possível verificar as partes do disco. Outra forma de verificar a turbidez é pelo equipamento eletrônico chamado turbidímetro, esse possui a vantagem de eliminar a contribuição da luz na leitura. A remoção de turbidez em SAC's é ampla variando de 45% até 94% (OLIVEIRA *et al.*, 2015; WUROCHEKKE *et al.*, 2014). Durante o estudo de SILVA e ROSTON (2010),

realizado em Minas Gerais, foi encontrada uma remoção de 60% da turbidez em um tratamento de água residuária proveniente da sala de ordenha de bovinocultura, sendo considerada uma redução significativa considerando que o efluente é de produção animal e por isso possui elevada quantidade de sólidos suspensos.

- **Sólidos Suspensos Totais (SST)**

Os principais mecanismos para remoção de SST são a floculação, a sedimentação e a filtração de sólidos suspensos e das partículas coloidais de maior tamanho. Os SACs agem como filtro horizontal, de modo a favorecer a separação de SST por sedimentação (discreta e floculenta), ocorrendo o aprisionamento físico e adsorção sobre o biofilme aderido ao meio suporte e raízes desenvolvidas nesse meio. Os SACs são eficientes na remoção de SST, sobretudo pela baixa velocidade de escoamento e a grande área específica do meio suporte (U.S. EPA, 2000b).

Resultados obtidos com SAC na República Tcheca evidenciaram eficiência de remoção 91% para SST (VYMAZAL, 2004). Na Austrália, a média de eficiência de 13 sistemas atingiu 83% (DAVISON et al., 2004). No Brasil (em Viçosa, Minas Gerais), foram obtidas remoções de até 90% dos sólidos suspensos totais, também em sistemas de alagado construído (FIA et al., 2017).

- **Condutividade elétrica**

No efluente existem substâncias capazes de conduzir eletricidade. Isso se deve à presença de íons com carga negativa (ânions) e positiva (cátions) que fecham um circuito elétrico conduzindo eletricidade. As soluções que possuem esses íons são chamadas de soluções iônicas ou eletrolíticas. Segundo o trabalho realizado por Oliveira *et al.* (2015), houve o aumento da condutividade elétrica após o tratamento em SAC, atribuiu-se esse acréscimo aos elementos que compõem o substrato e às substâncias liberadas dos processos biológicos. No entanto, no trabalho realizado por Avelar (2012), observou-se uma redução da condutividade elétrica após o tratamento em SAC, sendo que esse decréscimo foi ainda maior no SAC cultivado, tal fato foi atribuído ao aporte de íons pela cultura e à precipitação de sais no meio.

- **Potencial hidrogênico (pH)**

O pH é uma relação entre a quantidade de próton (H<sup>+</sup>) e hidroxilas (OH<sup>-</sup>) presente no efluente, variando numa escala de 0 até 14, o pH 7 equivale o neutro. A determinação e o controle do pH é importante, uma vez que ele conduz os processos de tratamento sejam eles físicos, químicos e biológicos atuando nas formas disponíveis dos íons e na atividade microbiana (JIMENEZ et al., 2004; PEREIRA, 2004). Sendo assim, o pH é considerado um parâmetro de fácil monitoramento que indicará rapidamente algum problema na estação de tratamento.

### **3.6 Fertirrigação**

A fertirrigação é uma técnica de disposição que ocorre após um tratamento das águas residuárias, na qual o objetivo é o aproveitamento dos nutrientes presentes na água residuária para irrigação e fertilização do solo. Nutrientes como nitrogênio, potássio e, principalmente, fósforo são fundamentais no cultivo em solos pobres. O aproveitamento de águas residuárias ricas em nutrientes na fertirrigação de culturas agrícolas possibilita o aumento da produtividade e qualidade dos produtos colhidos, redução da poluição ambiental, além de promover melhoria nas características químicas, físicas e biológicas do solo (MATOS, 2005).

A fertirrigação com águas residuárias agroindustriais pode ser feita por sulco, aspersão, gotejamento ou com chorumeiras, sendo a seleção do método de tratamento feita, principalmente, em função da cultura, susceptibilidade a doenças e capacidade de infiltração de água no solo. A fim de evitar possíveis riscos de desenvolvimento de pragas nas folhas ou dispersão de maus odores. Se essas águas forem aplicadas via aspersão, recomenda-se a aplicação de águas residuárias agroindustriais utilizando-se sistemas de irrigação localizada (gotejamento ou micro- -aspersão), considerados ideais quando se tem por objetivo minimizar os riscos do desenvolvimento de pragas nas plantas e o impacto ambiental (MATOS, 2005).

A reciclagem total do efluente tratado (biofertilizante), no solo, promove o saneamento ambiental e restitui parte dos nutrientes consumidos pelas culturas, podendo contribuir significativamente para o desenvolvimento de uma agricultura sustentável nos sistemas de produção de leite. O sistema de tratamento biológico aeróbio proporcionou benefícios de ordem sanitária, pela ausência de mau-cheiro e de moscas no interior e arredores dos tanques de aeração e das instalações dos animais (TORRES et al, 2002).

### **3.7 Evapotranspiração**

O processo de transferência de vapor d'água para a atmosfera pela evaporação de solos úmidos e pela transpiração das plantas é chamado de evapotranspiração. Portanto a evapotranspiração é resultante do processo simultâneo de evaporação e transpiração, no qual a água da superfície terrestre passa para a atmosfera no estado de vapor.

A eficiência do SAC pode ser influenciada significativamente pelo ciclo hidrológico e, segundo Davis (1995), as perdas de água por evapotranspiração devem ser consideradas no seu dimensionamento. A ocorrência da evapotranspiração reduz o nível da água no sistema e, por consequência, proporciona um aumento da concentração nutricional na água residuária em tratamento, ocasionando uma possível subestimativa da eficiência do sistema.

A evapotranspiração em sistemas alagados naturais pode estar relacionada ao clima e às características das águas de subsolo e de superfície, como também, à fisiologia das plantas. A evaporação e a transpiração são influenciadas pelas condições meteorológicas, tais como radiação solar, a temperatura da superfície e por fatores como a umidade relativa do ar, velocidade do vento (Sánchez-Carrillo et al, 2001).

Resultados obtidos na Dinamarca quantificaram uma evapotranspiração média de 20,1 mm.d<sup>-1</sup> em um alagado construído plantado com *Typha angustifolia* e 11,9 mm.d<sup>-1</sup> em um alagado plantado com *Cyperus involucratus*. (KANTAWANICHKUL et al, 2009). No Marrocos, foram quantificados valores de 40 e 60 mm.d<sup>-1</sup> para sistemas de alagado construído plantados com *Arundo donas* e *Phragmites australis*, respectivamente e 7 mm.d<sup>-1</sup> em um alagado sem cultura vegetal (EL-HAMOURI et al, 2007). Brasil e Matos (2008), trabalhando com sistemas alagados construídos cultivados com *Typha sp.*, em Viçosa (MG), obtiveram valores de evapotranspiração de até 18,7 mm.d<sup>-1</sup> e valores de 2,2 a 4,6 vezes a taxa de evapotranspiração de referência (ET<sub>0</sub>) no local.

## **4. MATERIAL E MÉTODOS**

### **4.1. Caracterização do local**

O trabalho foi desenvolvido na área do Sistema Integrado de Produção Agroecológica (SIPA), conhecida também como “Fazendinha Agroecológica km 47”, desenvolvida a partir de uma parceria ente a Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro

(UFRRJ), a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) Agrobiologia e a Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio de Janeiro (PESAGRO – RIO). O SIPA possui uma área total de 59 ha destinada, em parte, a experimentação agrícola utilizando práticas agroecológicas. Localizando-se no município de Seropédica, pertencente ao estado do Rio de Janeiro e com 33 metros de altitude em relação ao nível do mar, com coordenadas geográficas 22°48'00''S de latitude e 43°41'00''W de longitude. Conforme a classificação climática de Köppen, o clima da região é do tipo Aw, com verões chuvosos e inverno seco, precipitação média anual ao redor de 1200 mm e temperatura média anual 25,7 °C (ALMEIDA, 2015).

O convênio entre a UFRRJ, EMBRAPA e PESAGRO possibilitou, em 2014, o desenvolvimento e implementação de um sistema piloto de tratamento de efluente com o objetivo de tratar a água residuária oriunda do sistema de bovinocultura de leite presente no local. Desde então, inúmeros estudos acerca de processos de tratamento de efluente foram desenvolvidos. Até o dado momento já foram realizados, além deste trabalho, duas dissertações de mestrado: uma desenvolvida por Almeida (2015) e outra por Melo (2017), e uma tese de doutorado concebida por Jorge (2018), além de inúmeros resumos, projetos de iniciação científica e trabalhos de conclusão de curso. Cada trabalho propõe esmiuçar aspectos específicos do tratamento de efluente utilizando sistemas de alagado construído e fomentar a fundamentação científica desta técnica de tratamento.

#### **4.2 Caracterização da água residuária produzida nas instalações**

Neste trabalho, foi utilizada água residuária de bovinocultura de leite (ARB), obtida do estábulo do Sistema Integrado de Produção Agroecológica (SIPA). A ARB é uma mistura composta por restos de leite, pelo dos animais, restos vegetais que foram oferecidos como alimento, fezes, urina e a água utilizada como meio de transporte da mistura.

A caracterização da ARB foi realizada no Laboratório de Monitoramento Ambiental I – Água e Efluentes do Departamento de Engenharia lotado no Instituto de Tecnologia da UFRRJ. No laboratório, seguindo a metodologia do *Standart methods for the examination of water and wastewater* (1995), foram analisados os seguintes parâmetros: nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo, sólidos suspensos totais (SST), turbidez, cor, condutividade elétrica (CE), e potencial hidrogeniônico (pH).

Na Tabela 1 é apresentado valores médios dos parâmetros analisados, caracterizando a água residuária da primeira etapa da estação piloto de tratamento, a esterqueira.

**Tabela 1.** Valor médio de nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo, sólidos suspensos totais, turbidez, cor, condutividade elétrica e potencial hidrogeniônico na ARB bruta.

Parâmetro	Valor médio
Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	10,18
Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> )	1,11
Nitrogênio amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )	84
Fósforo (mg.L <sup>-1</sup> )	189
Sólidos suspensos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	468
Turbidez (FTU)	486,75
Cor (PtCo)	8312,5
Condutividade elétrica (dS/m)	3,06
Potencial hidrogeniônico	6,8

### 4.3 Caracterização do experimento

A unidade piloto de tratamento (UPT) da ARB, é constituído por: esterqueira (P1); tanque séptico (P2); filtro biológico de fluxo ascendente (P3.1), filtro biológico de fluxo descendente (P3.2); dois leitos cultivados de fluxo horizontal subsuperficial, sendo um cultivado com taboa e outro com capim vetiver. Na Figura 1, é apresentado um fluxograma das etapas da UPT.

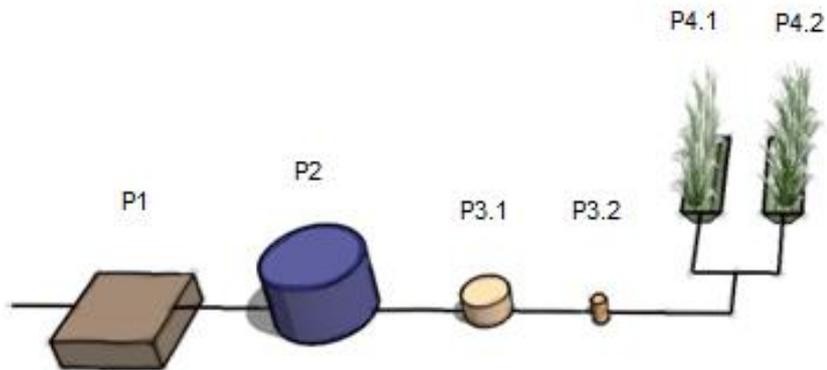


Figura 1 - Fluxograma em perspectiva da UPT instalada no SIPA, composta por: P1 – esterqueira; P2 – tanque séptico; P3.1 – filtro de fluxo ascendente; P3.2 – filtro de fluxo descendente; P4.1 - SAC cultivado com taboa; e 4.2 – SAC cultivado com capim vetiver.

#### 4.4 Etapas da estação piloto de tratamento

Serão descritas as etapas de acordo com que a mesma se apresentou na estação piloto de tratamento, ou seja, mesmo sentido que a água residuária percorreu na estação piloto.

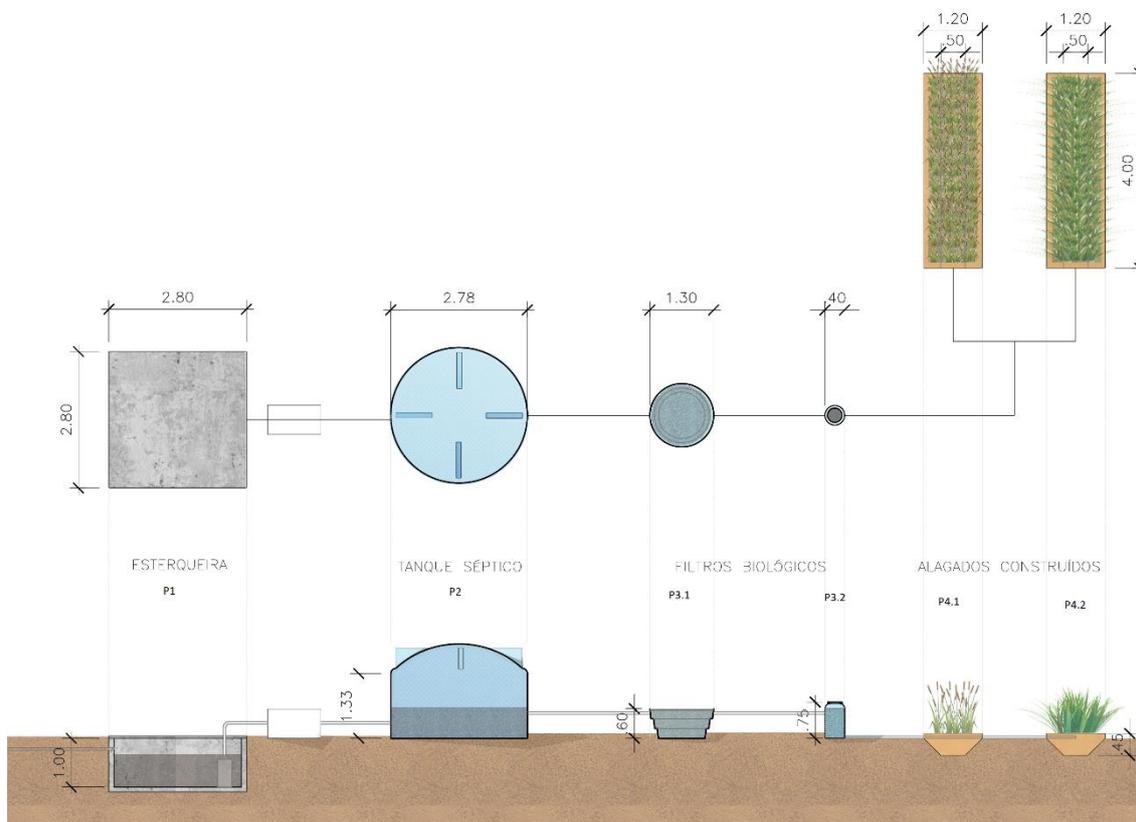


Figura 2 - Fluxograma em corte e vista superior da UPT instalada no SIPA, composta por: P1 – esterqueira; P2 – tanque séptico; P3.1 – filtro biológico de fluxo ascendente; P3.2 – filtro biológico de fluxo descendente; P4.1 - SAC cultivado com taboa; P4.2 SAC cultivado com capim vetiver.

#### 4.4.1 Esterqueira

A esterqueira tem a função de receber o efluente oriundo do processo de lavagem do curral da bovinocultura de leite e realizar a separação através da diferença de densidade dos sólidos particulados.

Foi construída a partir de um reservatório de concreto com 2,8 m de largura e comprimento por 1 m de altura, com volume total de 7,8 m<sup>3</sup>.

A água residuária, oriunda da lavagem da sala de ordenha e do curral do sistema de bovinocultura leiteira, é interceptada por um sistema de canaletas e percorre, por gravidade, uma tubulação de PVC 150 mm até chegar à esterqueira. Para a etapa subsequente, que é o tanque séptico, a água residuária é bombeada devido ao mesmo

apresentar-se em cota superior. Foi instalada uma válvula de pé no tubo de sucção da bomba hidráulica a 0,25 m do fundo do tanque, com o objetivo de manter a carga de água na tubulação, permitindo o funcionamento adequado da bomba. Ao redor do tubo de sucção foi adaptado uma tela de arame, para evitar a passagem de sólidos maiores que pudessem comprometer as etapas seguintes, Figura 3.



**Figura 3.** Esterqueira com o efluente a ser tratado. Bomba de sucção e tela de arame ao redor do tubo para evitar entupimento.

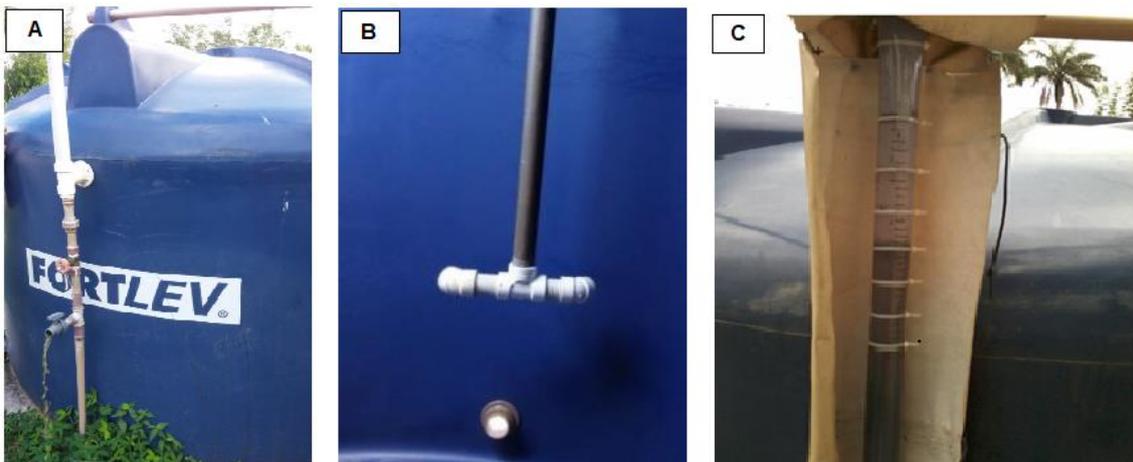
#### **4.4.2 Tanque séptico**

A finalidade do tanque séptico é equalizar as características físico-químicas do efluente e separando os sólidos sedimentáveis e flutuantes, removendo substâncias que tendem a permanecer na superfície. A remoção de sólidos particulados no início da estação de tratamento é fundamental devido à possibilidade de colmatação quando se tem filtro biológico fazendo parte de alguma etapa.

O tanque séptico é em um reservatório de polietileno com capacidade de 10 m<sup>3</sup>, apresentando as seguintes dimensões: 2,78 m de diâmetro por 1,93 m de altura. Sua alimentação foi realizada com intervalo de tempo de 3 dias, repondo um volume de 1,5 m<sup>3</sup>. A partir do tanque séptico a água residuária escoava para as etapas seguintes somente pela ação da gravidade, dispensando qualquer outro tipo de energia para sua sequência na estação piloto. Esta passagem para a etapa seguinte foi realizada através de um registro de gaveta instalado na tubulação de saída deste tanque, Figura 4A.

Para controlar o volume de água residuária a passar para as etapas seguintes e de recarga do tanque séptico, foi instalado na face externa do tanque um nível de mangueira transparente, onde sua graduação foi efetuada com intervalos de 0,25 m<sup>3</sup>. O local da mangueira onde havia as graduações foi envolvido com uma lona para evitar a luminosidade e controlar o desenvolvimento de algas na parede do tubo, o que dificultaria a observação da variação do nível no momento de recarga e saída de água do tanque, Figura 4B.

A passagem da água residuária para as etapas posteriores foi efetuada 2 vezes ao dia, uma na parte da manhã e outra na parte da tarde, totalizando nas duas passagens um volume de 0,5 m<sup>3</sup>. Esse volume diário ofereceu a esta etapa um tempo para decantação de sólidos de 3 dias ou 72 h. Para a etapa seguinte passava-se apenas a água que se encontrava no terço médio do tanque séptico.



**Figura 4.** (A): Tanque séptico (ponto 2) e registro de saída de efluente (aberto para a coleta); (B): detalhe interno da tubulação de distribuição do efluente; (C): Mangueira de nível graduada na face externa do tanque.

#### 4.4.3 Filtro biológico de brita de fluxo ascendente

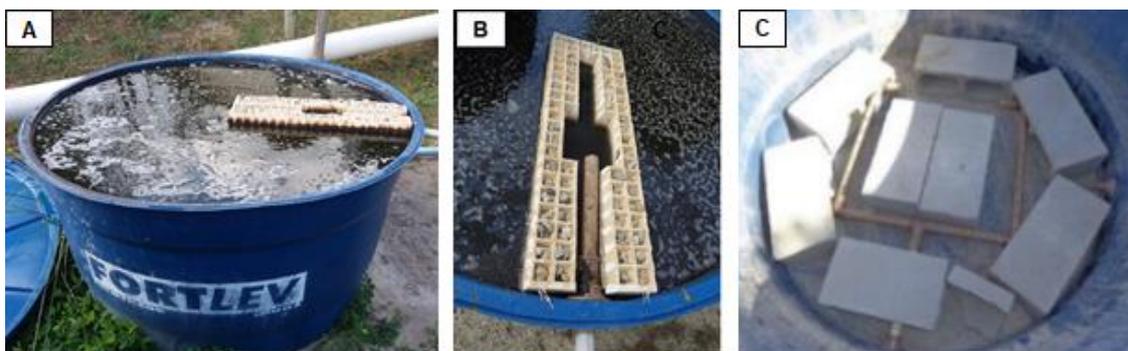
O filtro biológico de brita de fluxo ascendente foi construído a partir de um reservatório de polietileno com capacidade em volume de 1 m<sup>3</sup>, Figura 5A. O interior do reservatório é constituído de um fundo falso e, acima deste, uma coluna de 0,6m de brita 1, utilizada como filtro e meio suporte para a fixação de micro-organismos.

O fundo falso foi introduzido com o objetivo de melhorar a mistura da água que estivesse alimentando o filtro biológico, sendo constituído de uma placa metálica inoxidável com várias perfurações de diâmetro igual a 8 mm, apoiado sobre 8 tijolos de concreto deitados e distribuídos ao fundo do filtro (Figura 5C). Dentro do fundo falso, para o abastecimento do filtro, foi instalado um quadrado feito com tubo de 32 mm. Neste quadrado foram realizados furos de 6 mm para a distribuição da água residuária. O objetivo desta disposição do tubo de abastecimento também foi melhorar a distribuição e homogeneizar a água de entrada.

Para a saída da água residuária do filtro biológico de brita, foi instalado um tubo de 32 mm a 73 cm da base, possuindo 20 cm de comprimento, sendo o mesmo responsável em controlar o nível da água no filtro. Colocou-se próximo a esse tubo uma contenção de isopor para evitar que flutuantes passassem para a etapa seguinte, Figura 5B.

O fluxo da água residuária nesse filtro é vertical e ascendente, garantindo condições de anaerobiose e que a água que passa por essa etapa percole por todo o meio filtrante, melhorando o contato do efluente com os micro-organismos. O controle do volume diário a passar pelo filtro biológico foi realizado abrindo e fechando o registro de gaveta instalado na saída do tanque séptico, passando por dia 0,5 m<sup>3</sup>.

O filtro biológico de fluxo ascendente possui 75 cm de altura, sendo 10 cm a altura do fundo falso, 60 cm a altura do material filtrante e 12 cm a altura da face superior do meio filtrante até a face inferior interna do tubo de saída.



**Figura 5.** (A): Filtro biológico de fluxo ascendente; (B): Contenção de isopor e brita no tubo de saída da água residuária; (C): Tubulação de distribuição no fundo falso.

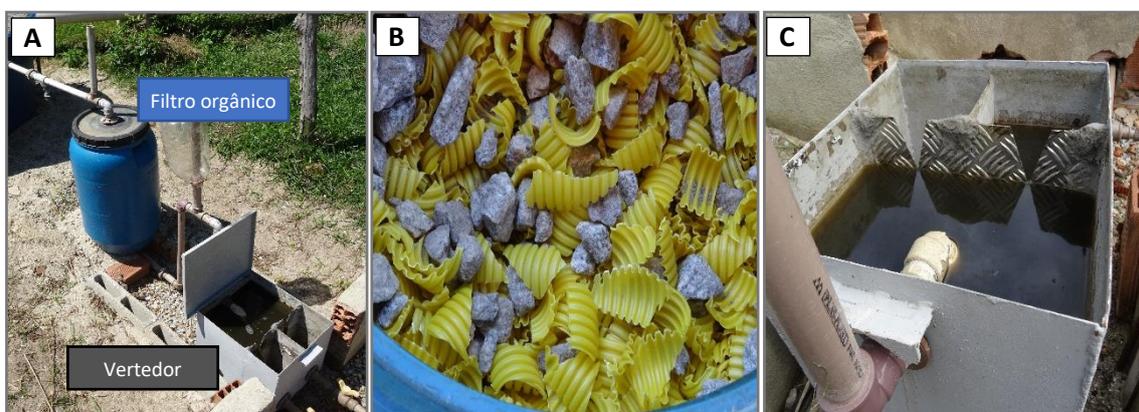
#### 4.4.4 Filtro biológico de fluxo descendente

Para a construção deste filtro foi utilizado um galão de polietileno (Figura 6A) com capacidade de 0,09 m<sup>3</sup>, possuindo 0,4 m de diâmetro por 0,75 m de altura. O sentido adotado para o fluxo da água residuária no material filtrante foi vertical descendente passando um volume de 0,5 m<sup>3</sup> por dia.

O material filtrante inserido no galão foi conduíte com 3/4 polegadas de diâmetro, muito utilizado em instalações elétricas, cortado ao meio e posteriormente picado em diversas angulações com espaçamento aproximado de 1 cm entre corte, Figura 6B. Foi adotado este material filtrante devido suas corrugosidades, auxiliando a aderência dos micro-organismos devido à elevada superfície de contato, promovendo um acréscimo das comunidades microbiológicas e melhorando a eficiência na remoção de contaminantes, principalmente matéria orgânica.

O material filtrante foi colocado entre duas camadas de 5 cm de brita 1, onde a camada inferior tinha a função de melhorar a drenagem do filtro e a superior em manter o material filtrante pressionado evitando seu movimento.

Logo após o filtro biológico de fluxo descendente, foi instalada uma caixa metálica com dois vertedores idênticos, conforme é apresentado na Figura 6C. Este sistema tem como objetivo distribuir igualmente a água residuária entre os dois alagados que constituem a próxima etapa de tratamento, proporcionando vazões idênticas de efluente para cada um. Desta forma, a vazão de 0,5 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> que chegava à caixa de passagem foi dividida por 2, proporcionando uma vazão de 0,25 m<sup>3</sup>d<sup>-1</sup> para cada alagado construído.



**Figura 6.** (A): Filtro orgânico de fluxo descendente de polietileno com conduíte e brita e vertedor; (B): Detalhe da brita 1 e conduíte picado utilizado no filtro biológico (material filtrante adotado); (C): Detalhe do vertedor que divide o efluente para os dois SACs.

#### 4.4.5 Sistemas de Alagado Construído

Os sistemas de alagado construído (Figura 7) foram implantados exatamente iguais, aproveitando um canal de concreto desativado que já existia no local. Neste canal foi construído paredes de tijolos no sentido transversal ao seu comprimento como forma de oferecer apoio à manta de impermeabilização que possui 2 mm de espessura. Esta manta tem a função de revestir e impermeabilizar todo o interior do reservatório garantindo que a água residuária não contamine o solo, Figura 8.

Os dois leitos são idênticos, com 4 m de comprimento, sendo a seção transversal trapezoidal com 0,5 m de base menor, 1,2 m de base maior e 0,35 m de altura, desconsiderando os 0,05 m da camada de areia posta sobre o material filtrante. Estas medidas proporcionaram a esta etapa uma área superficial, em cada SAC, de 4,8 m<sup>2</sup> e um volume de 0,5355 m<sup>3</sup>, já considerando o índice de vazios do material filtrante.

O material filtrante utilizado nos SACs foi brita 1, que apresentou índice de vazios igual a 45 %, medida obtida no local com auxílio de duas provetas de 1000 mL cada. Dos 0,4 m de profundidade total, 0,35 m foi constituído pela brita 1 e 0,05 m de areia, onde esta última apresentava-se como uma camada sobre a brita 1 e teve a finalidade de melhorar o estabelecimento da cultura no momento do plantio, diminuição do risco de surgimento de vetores e odores. A camada de areia colocada na superfície dos SACs só não foi posta no seu início, em uma faixa de 0,3 m no sentido e abaixo do tubo de alimentação para que a água residuária infiltre com maior facilidade e percole subsuperficialmente até o ponto de saída.

As culturas adotadas e implementadas nos SACs foram a taboa no primeiro alagado (Figura 7A) e o capim vetiver no segundo (Figura 7B). As mudas foram adquiridas através de subdivisões de touceiras que já existiam no local de implantação deste trabalho. Após a subdivisão das touceiras foi realizado uma poda como forma de prepará-las para o plantio, sendo realizado já no local definitivo e com espaçamento de 0,2 x 0,2 m.



**Figura 7.** (A): SAC cultivado com taboa; (B): SAC cultivado com capim vetiver.

A alimentação nos SACs, foi realizada por tubulação com 1,20 m de comprimento, possuindo 32 mm, no sentido transversal ao comprimento do SAC, ficando no início do SAC à 0,05 m acima do material filtrante onde não havia a camada de areia, que possuía 11 orifícios de 6 mm de diâmetro cada e espaçados de 0,1m. Foi adotado esta forma de aplicação da água residuária para que se tenha uma melhor distribuição no abastecimento desta etapa.

O fluxo adotado no SAC foi subsuperficial horizontal, onde a água residuária ao ser distribuída no início do sistema, infiltre no substrato, e percole horizontalmente sem ter contato com a atmosfera, até seu ponto de saída que fica localizado na extremidade oposta. Por dia era aplicada, nesta etapa, 0,25 m<sup>3</sup> de água residuária, oferecendo ao sistema um tempo de detenção hidráulica de 2,142 d ou 51,4 h, obtido através da seguinte equação:

$$TDH = \frac{V}{Q}$$

em que:

TDH = Tempo de detenção hidráulica, d;

V = Volume do SAC, considerando apenas o volume de vazios, m<sup>3</sup>; e

Q = Vazão a ser tratada, m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>.

Para a saída da água residuária do SAC, foi instalado um tubo na extremidade oposta a entrada, há 0,05 m da base e ficando 0,2 m para dentro do material filtrante. Este tubo, já na parte externa do alagado construído, foi conectado a uma mangueira, devido sua maleabilidade, para que o nível do SAC pudesse ser controlado e mantido a profundidade de 0,35 m, Figura 8.

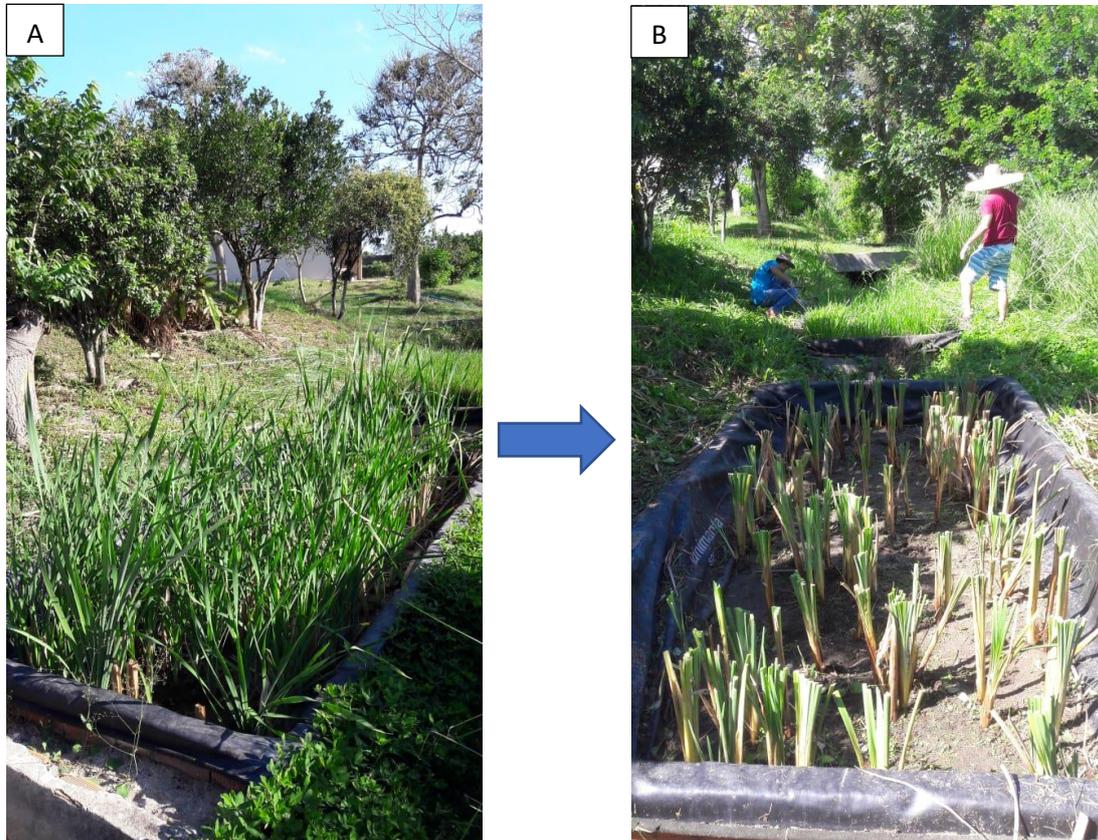


**Figura 8.** Detalhe do canal trapezoidal de concreto, da parede perpendicular ao seu comprimento sustentando a manta de impermeabilização e da mangueira controladora de nível.

#### 4.4.6 Manejo do alagado construído

Os sistemas de alagado construído cultivados com taboa e capim Vetiver passaram por um processo mensal de limpeza, onde era realizada a limpeza de toda a instalação e a remoção das plantas espontâneas. O crescimento de plantas espontâneas no interior do SAC não prejudica o processo de tratamento do efluente, contudo, dificulta a análise precisa do potencial específico das culturas adotadas (taboa e capim vetiver) no tratamento. A remoção das plantas espontâneas se dava, portanto, objetivando uma maior precisão metodológica da análise da capacidade de remoção de nutrientes das culturas adotadas. Outra parte importante do manejo do alagado construído baseava-se na poda

trimestral das culturas vegetais a uma altura de 35cm a partir da base das plantas. As podas periódicas possibilitam uma maior taxa de absorção de nutrientes, já que estimulam o crescimento constante e desenvolvimento das culturas vegetais (Figura 9).



**Figura 9.** (A): SACs antes da limpeza e poda; (B): Operação de limpeza e poda

#### **4.4.7 Determinação da evapotranspiração**

Com o objetivo de quantificar a evapotranspiração ao longo do sistema, foram instaladas duas caixas d'água de 1 m<sup>3</sup> ao final de cada alagado construído, cujo objetivo era armazenar o efluente tratado oriundo de cada rota do sistema. Foi instalado, em cada caixa, uma mangueira transparente graduada com intervalos de 0,01 m<sup>3</sup> de maneira que fosse possível quantificar o volume de efluente tratado em cada uma delas.

Tratava-se diariamente no sistema 0,5 m<sup>3</sup> de efluente e, a partir do vertedor, metade deste volume (0,25 m<sup>3</sup>) seguia pela rota do SAC cultivado com taboa e a outra metade (0,25 m<sup>3</sup>) seguia pela rota com o SAC cultivado com capim vetiver. O efluente tratado, no final de cada rota, era armazenado nas caixas d'água registrando-se seu volume final.

A diferença entre 0,25 m<sup>3</sup> e o volume presente em cada caixa d'água indicava justamente a evapotranspiração.

A partir da análise de evapotranspiração deste sistema, fundamentou-se o estudo de Lima (2018), onde é descrita a metodologia utilizada e os valores de evapotranspiração obtidos em cada SAC ao longo do período compreendido entre outubro de 2017 e setembro de 2018.

Ao longo dos 8 meses que compreenderam as análises do presente trabalho (de fevereiro a outubro) foram registrados os valores diários de evapotranspiração e realizada a média para cada rota. A média de evapotranspiração do SAC cultivado com taboa foi de 6,4 mm.dia<sup>-1</sup> enquanto que o SAC cultivado com capim vetiver apresentou evapotranspiração média de 12,3 mm.dia<sup>-1</sup>. O cálculo de eficiência dos SACs levou em consideração, portanto, o volume de efluente final (volume total menos evapotranspiração de cada rota).

#### **4.5 Análise estatística**

Com o objetivo de conhecer a variabilidade dos resultados obtidos pelo monitoramento do SAC, tal como, aferir a eficiência do sistema piloto de tratamento de efluente, avaliou-se por meio de planilhas eletrônicas a dispersão dos dados.

Para a avaliação estatística do efeito proporcionado pela UTP aos parâmetros monitorados relativo à qualidade do efluente, realizou-se no software BioEstat 5.0 a análise do método não paramétrico KRUSKAL WALLIS (KW), como forma de comparar as amostras com tamanho diferente, seguido do teste STUDENT NEWMAN KEULS (t SNK) para comparação entre postos médios.

#### **4.6 Análise laboratorial**

As análises laboratoriais foram realizadas de 06/02/2018 a 21/10/2018 no “Laboratório de Monitoramento Ambiental I – Água e Efluentes” do Departamento de Engenharia da UFRRJ, seguindo-se as recomendações contidas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995).

Devido à demanda de reagentes e baixa variabilidade dos resultados, as análises foram divididas em duas rotinas, uma semanal e uma mensal. A análise semanal foi realizada 22 vezes ao longo dos 8 meses de experimento (06 de fevereiro até 21 de setembro de 2018) e constituiu-se da determinação dos seguintes parâmetros: Sólidos Suspensos Totais (SST), Turbidez, Cor, Condutividade Elétrica (CE), e Potencial Hidrogeniônico (pH).

As análises mensais necessitavam de uma maior demanda de reagentes, ainda que, apresentassem baixa variabilidade entre os resultados. Portanto, sua realização mensal se mostrou adequada às limitações econômicas do experimento sem o comprometimento de dados. As análises mensais ocorreram 8 vezes ao longo do experimento e os parâmetros analisados foram: Nitrato, Nitrito, Nitrogênio amoniacal e Fósforo.

Foram coletadas no decorrer dos 8 meses de análise 110 amostras, 5 por análise ao longo de 22 análises. Com os parâmetros observados, foram elaboradas as Tabelas 2.1 e 2.2, apresentando médias de entrada e saída dos parâmetros analisados e seus respectivos desvios padrões, juntamente com a eficiência de remoção dos parâmetros para cada sistema.

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para melhor entendimento destes, os dados coletados durante o experimento foram trabalhados e apresentados em forma de gráficos ou tabela, como pode ser observado na Tabela 2. Os resultados obtidos estão descritos em etapas, divididos a partir dos parâmetros estudados e de cada fase do sistema de tratamento.

Tabela 2. Médias de entrada e saída do sistema de alagado construído cultivado com taboa (2.1) e cultivado com capim vetiver (2.2) de demanda biológica de nitrato ( $\text{NO}_3^- - \text{N}$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^- - \text{N}$ ), nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_3 - \text{N}$ ), fósforo ( $\text{PO}_4^{3-} - \text{P}$ ), sólidos suspensos totais (SST), turbidez formazina (FTU), cor em unidade platina-cobalto (PtCo), condutividade elétrica (CE) em unidade decisiemens por metro ( $\text{dS.m}^{-1}$ ) e potencial hidrogeniônico (pH). Nesta também é apresentado a eficiência de remoção média dos parâmetros, em porcentagem (%), e seus respectivos desvios padrões (DP).

**Tabela 2.1.** Concentração dos parâmetros analisados (nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo, sólidos suspensos totais, turbidez, cor, condutividade elétrica e potencial hidrogeniônico) na entrada e na saída do sistema piloto de tratamento de efluente cultivado com taboa (rota 1) e o desvio padrão das amostras.

	Entrada		Saída		Eficiência
	Média	DP	Média	DP	
Nitrato (mg.L-1)	10,18	0,14	5,72	0,08	43,7%
Nitrito (mg.L-1)	1,11	0,02	0,53	0,02	52,3%
Nitrogênio amoniacal (mg.L-1)	84	1,49	79,29	1,07	5,6%
Fósforo (mg.L-1)	189	0,91	138,85	0,58	26,5%
Sólidos suspensos totais (mg.L-1)	468	0,35	54,18	0,03	88,4%
Turbidez (FTU)	486,75	19,49	83,31	1,08	82,9%
Cor (PtCo)	8312,5	266,38	2262,5	24,21	72,8%
Condutividade elétrica (dS/m)	3,06	25,49	2,65	19,39	13,4%
Potencial hidrogeniônico	6,8	0,42	6,9	0,52	-

**Tabela 2.2.** Concentração dos parâmetros analisados (nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo, sólidos suspensos totais, turbidez, cor, condutividade elétrica e potencial hidrogeniônico) na entrada e na saída do sistema piloto de tratamento de efluente cultivado com capim vetiver (rota 2) e o desvio padrão das amostras.

	Entrada		Saída		Eficiência
	Média	DP	Média	DP	
Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	10,18	0,14	5,12	0,09	49,7%
Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> )	1,11	0,02	0,55	0,01	50,5%
Nitrogênio amoniacal (mg.L <sup>-1</sup> )	84	1,49	82,72	0,99	1,5%
Fósforo (mg.L <sup>-1</sup> )	189	0,91	132,16	0,33	30,1%
Sólidos suspensos totais (mg.L <sup>-1</sup> )	468	0,35	56,48	0,03	87,9%
Turbidez (FTU)	486,75	19,49	85,1	0,93	82,5%
Cor (PtCo)	8312,5	266,4	2305,7	19,47	72,3%
Condutividade elétrica (dS/m)	3,06	25,49	2,73	28,33	10,8%
Potencial hidrogeniônico	6,8	0,42	6,8	0,56	-

### 5.1. Nitrato

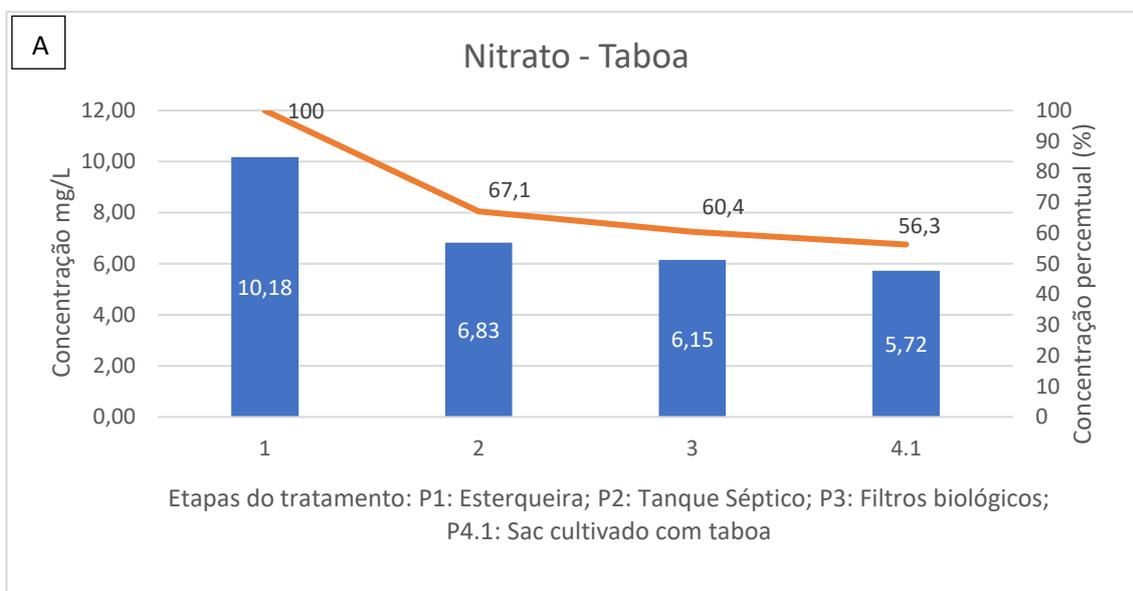
A Figura 10 representa a eficiência de remoção de nitrato ao longo das duas rotas do sistema piloto de tratamento de efluentes.

Ao final das três primeiras etapas do sistema: esterqueira (P1), tanque séptico (P2) e filtros biológicos (P3), registrou-se uma concentração percentual de nitrato de 60,4% antes de entrar nos SACs, ou seja, uma remoção de 39,6% da concentração inicial de nitrato (saiu de 10,18mg/L para 6,15 mg/L).

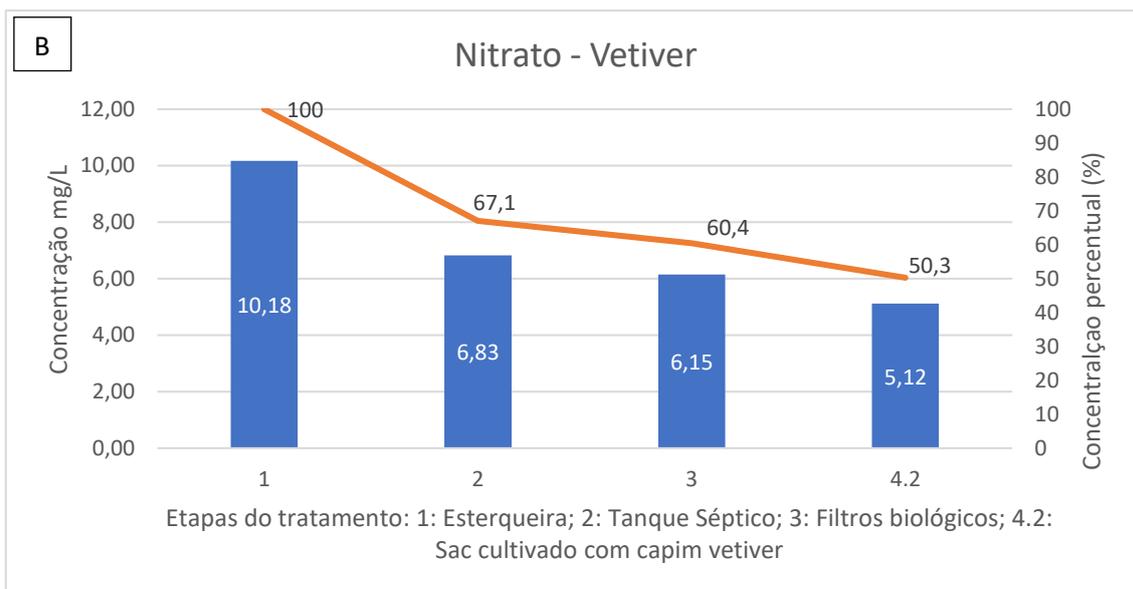
A partir daí o efluente segue duas rotas: uma para o alagado construído cultivado com taboa (rota 1) e outra para o alagado construído cultivado com capim vetiver (rota 2). Na rota 1, o efluente tratado chegou à concentração final de 5,72 mg/L, que representa 56,3% da concentração inicial, indicando uma redução de 43,7% em relação ao efluente bruto (Figura 10A).

Na rota 2, o efluente tratado registrou uma concentração final de nitrato igual a 5,12 mg/L, que representa cerca de 50,3% da concentração inicial, indicando cerca de 49,7% de redução em relação ao efluente bruto (Figura 10B).

Observou-se diferença significativa apenas nos tratamentos 4.1 (SAC cultivado com taboa) e 4.2 (SAC cultivado com capim vetiver) em relação ao efluente bruto, com grau de 5% de significância.



**Figura 10.** (A): Concentração (mg/L) e remoção percentual (%) de nitrato ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente - Rota 1 (SAC cultivado com taboa)



**Figura 10.** (B): Concentração (mg/L) e remoção percentual (%) de nitrato ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente - Rota 2 (SAC cultivado com capim vetiver).

Estudo realizado por Vymazal (2018), analisou a eficiência de sistemas de alagado construído com diferentes fluxos na remoção de nutrientes presentes em uma água residuária de bovinocultura. O estudo comparou SACs de fluxo horizontal e vertical, ambos cultivados com macrófitas aquáticas da Família Typhaceae. O autor do estudo observou uma remoção de nitrato de 38,5% no SAC de fluxo subsuperficial horizontal (mesmo fluxo dos SACs estudados dentro do sistema piloto de tratamento de efluente do presente trabalho). Em paralelo, no SAC de fluxo horizontal, a concentração de nitrato aumentou ao longo do processo, saindo de 0,7 mg/L para 24 mg/L.

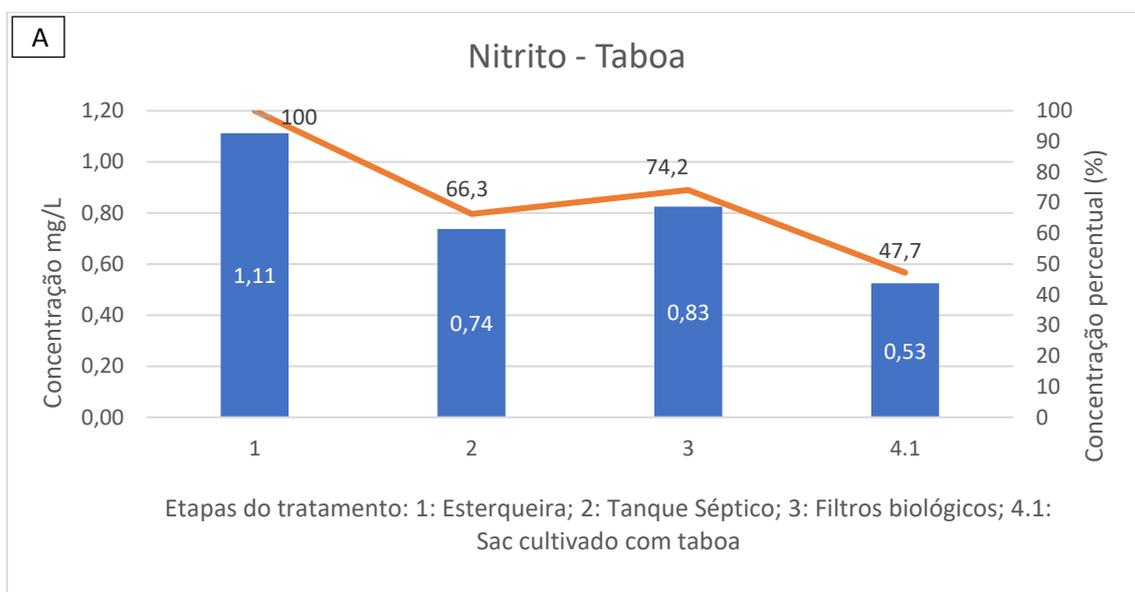
## 5.2. Nitrito

A remoção de nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) ocorreu de uma maneira particular, como pode ser observado na Figura 11. A concentração média do efluente bruto no ponto inicial (esterqueira) era de 1,11 mg/L, diminuindo para 0,74 mg/L após o tanque séptico (cerca de 66,3% da concentração inicial) e aumentando até 0,83 mg/L após os filtros biológicos (cerca de 74,2% da concentração inicial). Apesar do aumento entre os pontos 2 e 3 não serem estatisticamente significativos a 5% de significância, é um aumento que pode ocorrer devido à falta de oxigênio dissolvido no efluente, dificultando o processo de nitrificação.

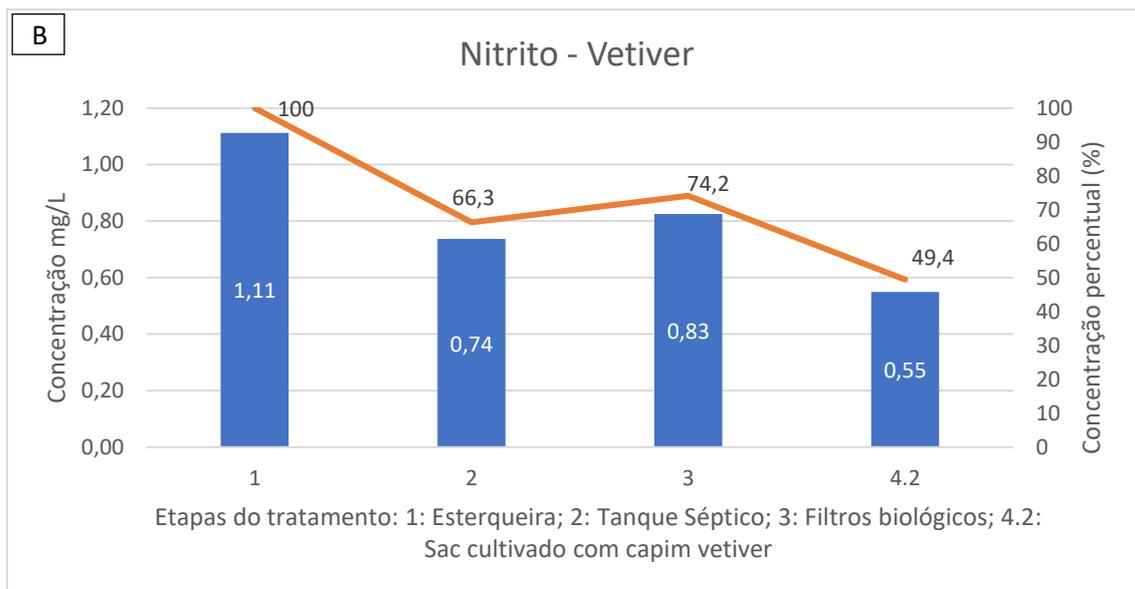
A nitrificação é uma rota biológica de transformação do nitrogênio, sendo uma reação de oxidação do amônio à nitrito e posteriormente, de nitrito à nitrato, desde que haja o oxigênio necessário.

Nos SACs cultivados com taboa e capim vetiver, observou-se a diminuição da concentração de nitrito (Figura 11A e 11B), sendo medidos valores de 0,53mg/L e 0,55mg/L respectivamente, indicando uma concentração percentual em relação ao efluente bruto de 47,7% e 49,4%, na mesma ordem.

Observou-se diferença estatisticamente significativa apenas nos tratamentos 4.1 (SAC cultivado com taboa) e 4.2 (SAC cultivado com capim vetiver) em relação ao efluente bruto. Nas demais etapas de tratamento não houve diferença significativa.



**Figura 11. (B):** Concentração (mg/L) e remoção percentual (%) de nitrito ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente - Rota 2 (SAC cultivado com capim vetiver).



**Figura 11.** (B): Concentração (mg/L) e remoção percentual (%) de nitrito ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente - Rota 2 (SAC cultivado com capim vetiver).

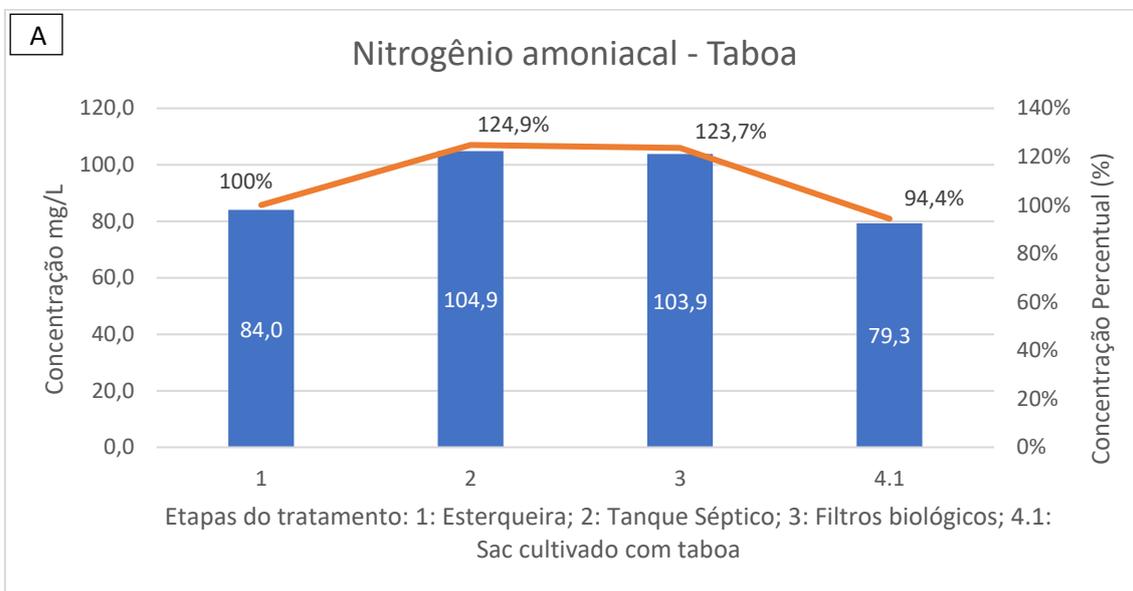
Melo (2017) desenvolver um trabalho em Seropédica, entre setembro de 2015 e janeiro de 2017, analisando a eficiência de um SAC cultivado com capim vetiver no tratamento de água residuária de uma bovinocultura de leite e observou uma redução média da concentração de nitrito de 27% (analisando apenas o SAC e não um sistema piloto de tratamento de efluente com múltiplas etapas).

### 5.3. Nitrogênio amoniacal

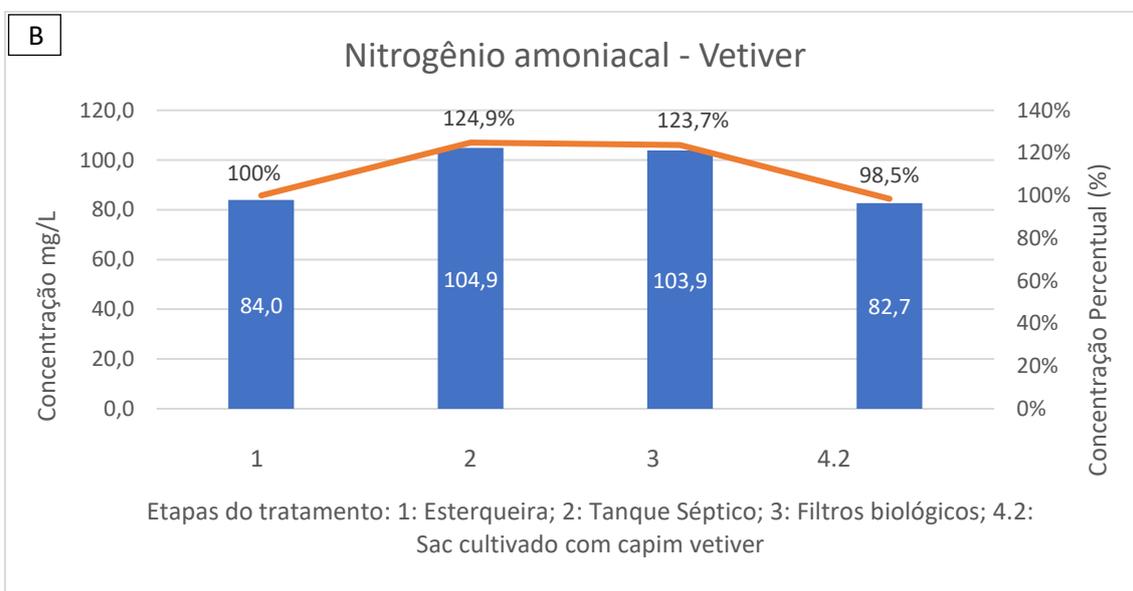
A influência anaeróbica, caracterizada pela baixa concentração de oxigênio dissolvido nas primeiras etapas do sistema piloto de tratamento de efluente (tanque séptico e filtros biológicos), estimula o processo de desnitrificação. Ainda assim, a diferença de concentração entre as etapas do tratamento não caracterizou, estatisticamente, uma diferença representativa a 5% de significância.

Evidencia-se, portanto, a aparente ineficiência do sistema em questão na remoção de Nitrogênio amoniacal ao longo do processo, tanto pela rota com o SAC cultivado com taboa, quando pela rota com o SAC cultivado com Vetiver, como pode ser observado na Figura 12. Em estudo desenvolvido por Klomjek P, Nitorisavut S (2005) na Tailândia, objetivou-se quantificar a eficiência de 8 culturas vegetais em sistemas de alagado construído para tratar uma água residuária municipal, os resultados obtidos através da

análise do SAC cultivado com *Typha angustifolia* (taboa) identificaram uma remoção média de nitrogênio amoniacal igual a 4%, resultado estatisticamente insignificante.



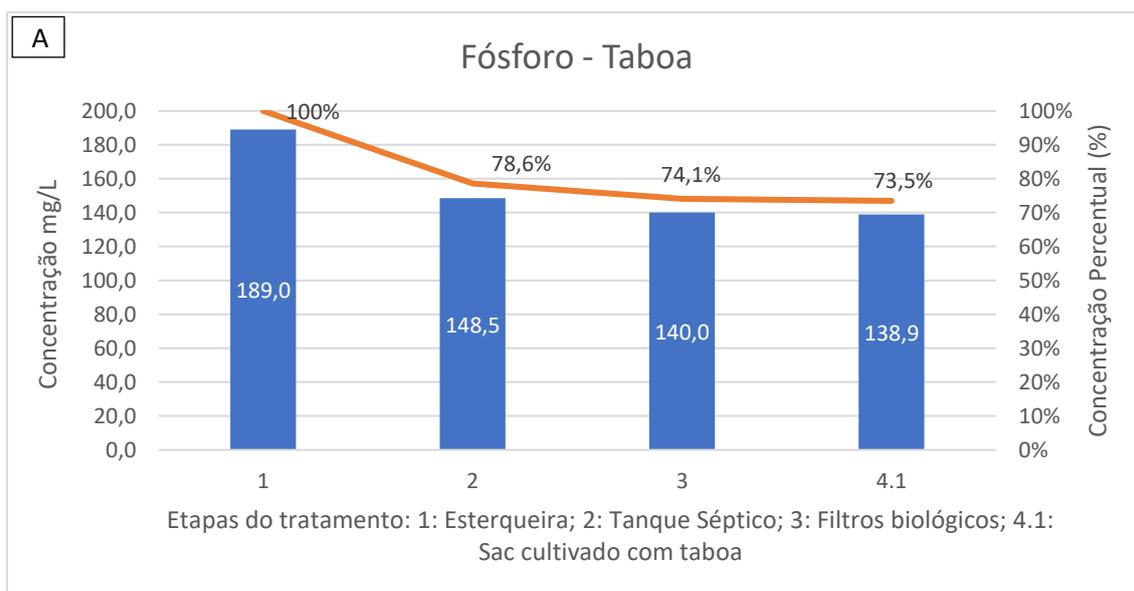
**Figura 12.** (A): Concentração (mg/L) e remoção percentual (%) de nitrogênio amoniacal ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 1 (SAC cultivado com taboa).



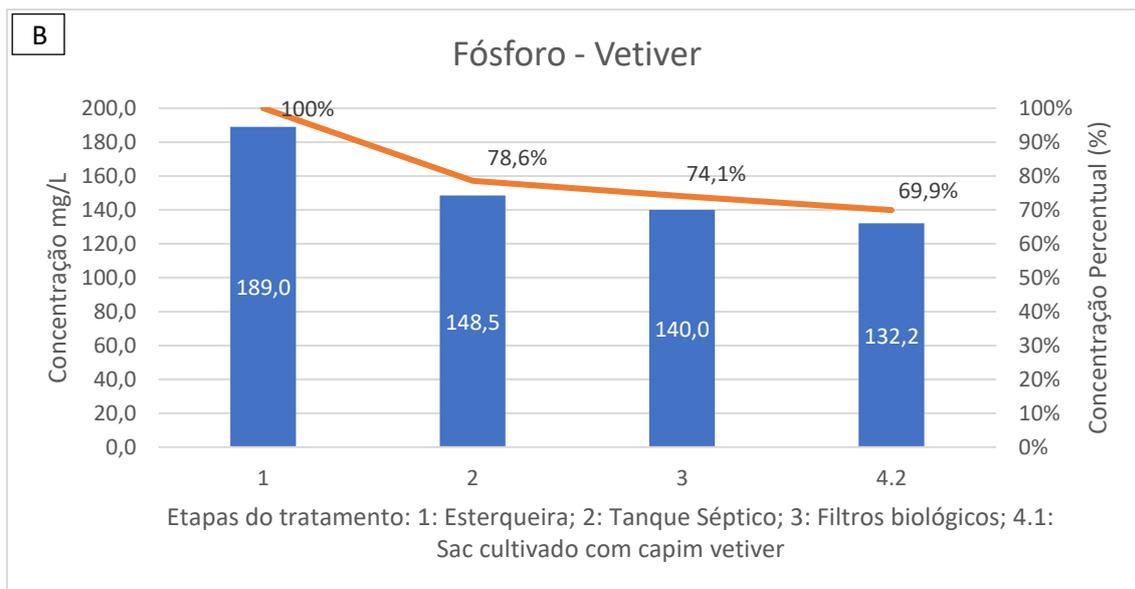
**Figura 12.** (B): Concentração (mg/L) e remoção percentual (%) de nitrogênio amoniacal ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 2 (SAC cultivado com capim vetiver).

## 5.4. Fósforo

A Figura 13, ilustra a remoção de fósforo ao longo do sistema piloto de tratamento de efluente. A concentração média do efluente bruto medida ao longo do processo de análise foi de 189 mg/L, chegando à 138,9 mg/L no final do SAC cultivado com taboa e 132,2 mg/L ao final do SAC cultivado com vetiver, indicando 73,5% e 69,9% da concentração inicial, respectivamente. Apesar das remoções percentuais médias de 26,5% e 30,1%, a diferença entre as etapas de tratamento não apresentaram diferença significativa a 5% de significância, como pode ser observado na Tabela 6. Em estudo realizado por Tang et al. (2008) em Tianjin, região no centro da China, quantificou-se a redução de 35,5% da concentração de fósforo a partir de um sistema vertical de alagado construído com aeração forçada e cultivado com *Typha latifolia*.



**Figura 13.** (A): Concentração (mg/L) e remoção percentual (%) de fósforo ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 1 (SAC cultivado com taboa).



**Figura 13. (B):** Concentração (mg/L) e remoção percentual (%) de fósforo ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 2 (SAC cultivado com capim vetiver).

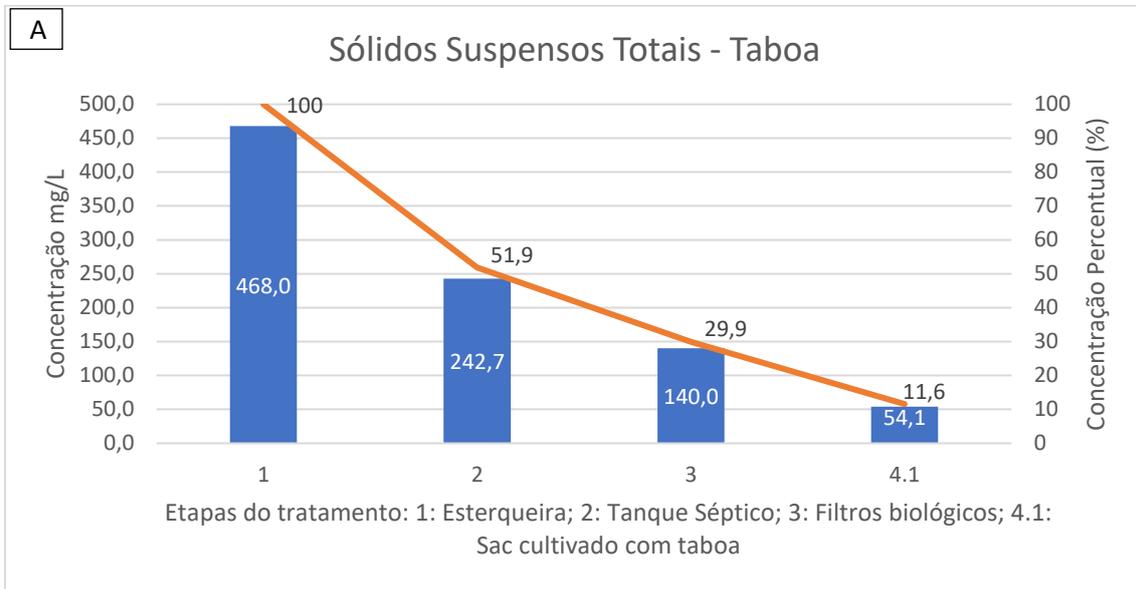
### 5.5. Sólidos Suspensos Totais (SST)

A Figura 14, apresenta os valores médios da concentração de sólidos suspensos totais e sua concentração percentual ao longo das etapas do sistema piloto de tratamento de efluente.

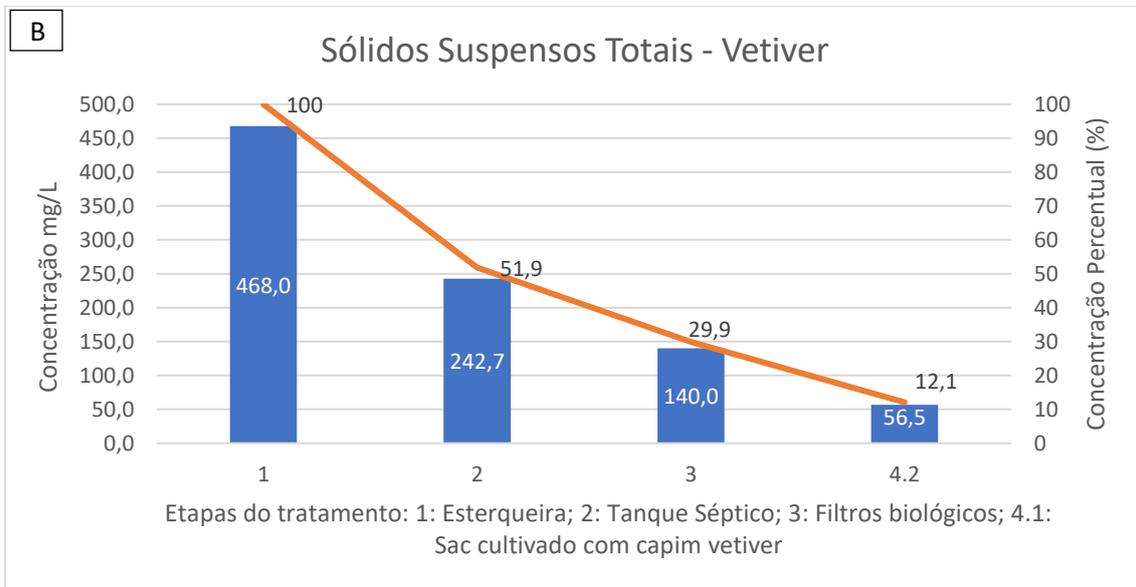
A água residuária bruta, armazenada na esterqueira (ponto 1), apresentou concentração média de sólidos suspensos totais igual a 468mg/L, após o tanque séptico (ponto 2) a concentração caiu para 242,7 mg/L, que representa 52% da concentração inicial (diminuição de 48%). A partir daí, após a passagem do efluente pelos filtros biológicos observou-se a concentração de 140 mg/L, cerca de 30% da concentração inicial do efluente bruto (remoção total de 70% até esse ponto).

O alagado construído cultivado com taboa e o alagado cultivado com vetiver apresentaram eficiências muito similares neste parâmetro, com diferença significativa entre todas as etapas de tratamento. A concentração de SST do efluente tratado após o alagado cultivado com taboa foi de 54,1 mg/L que representa 11,6% da concentração inicial (88,4% de remoção) e a concentração do efluente após o alagado construído cultivado com vetiver foi de 56,5 mg/L, representando 12,1% da concentração inicial do efluente (87,9% de remoção). Resultado similar ao encontrado por Masi et al. (2002) em

estudo realizado em Siena, na Itália, utilizando um SAC horizontal cultivado com *Typha* e registrou-se a remoção percentual de 89% de SST do efluente tratado.



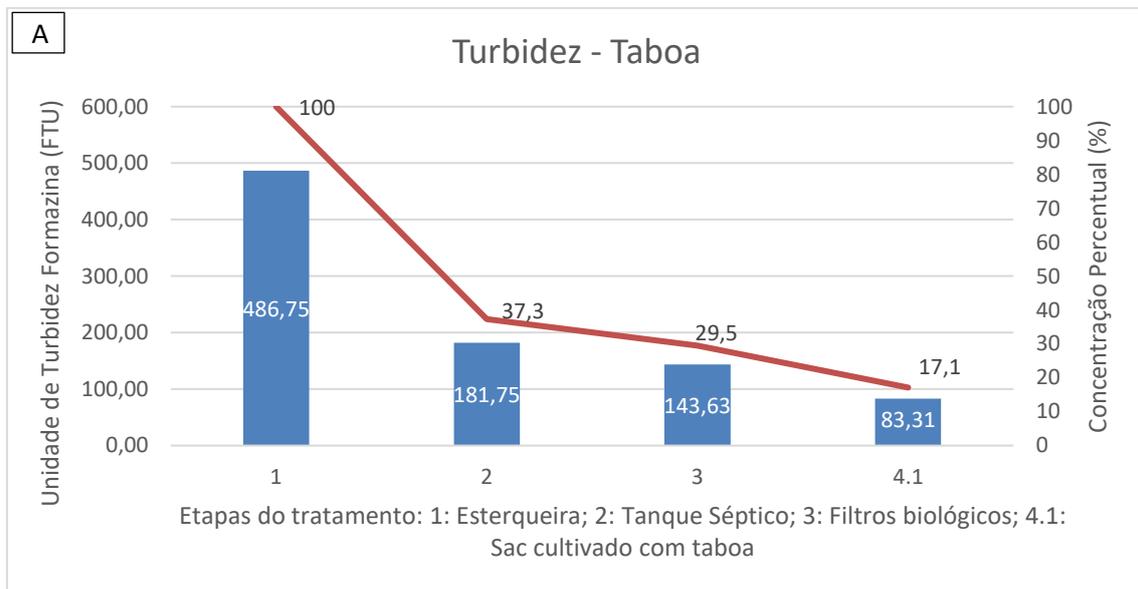
**Figura 14.** (A): Concentração (mg/L) e remoção percentual (%) de sólidos suspensos totais (SST) ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 2 (SAC cultivado com taboa).



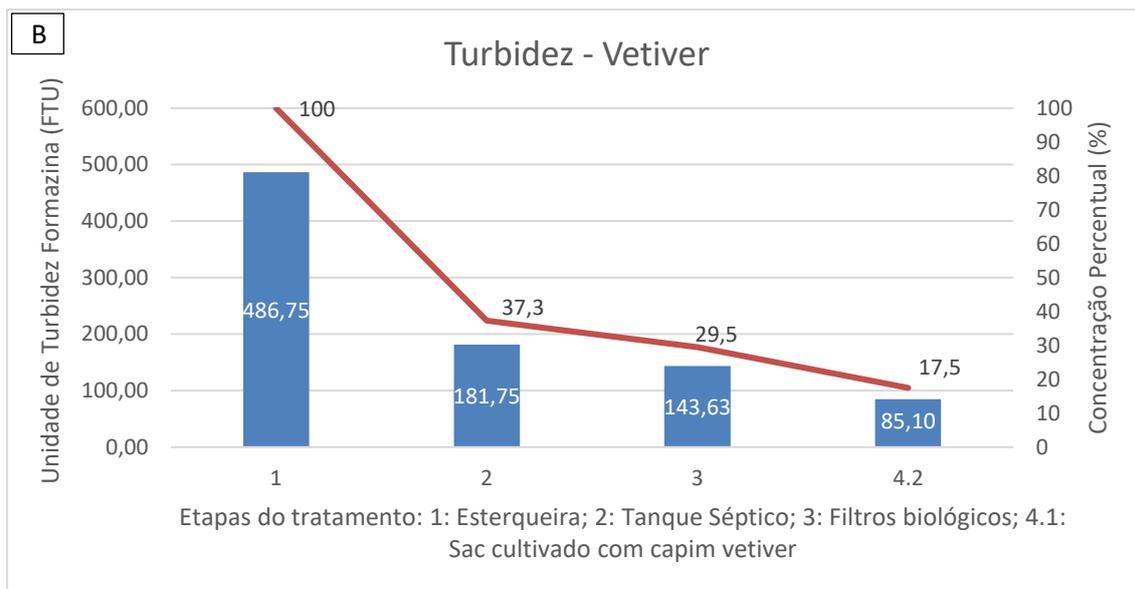
**Figura 14.** (B): Concentração (mg/L) e remoção percentual (%) de sólidos suspensos totais (SST) ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 2 (SAC cultivado com capim vetiver).

## 5.6. Turbidez

A diminuição da turbidez ao longo do sistema de tratamento de efluente, como pode ser observado na Figura 15, também ocorreu de maneira acentuada. Logo no tanque séptico (ponto 2) foi registrado uma redução de 62,7% da Turbidez, fazendo com que dos 486,75 FTU do efluente bruto, apenas 181,75 FTU (37,3% da concentração inicial) se mantivesse. Os filtros biológicos (ponto 3) resultaram na redução de mais 7,83% (em relação ao ponto anterior), registrando 143,63 FTU que representa 29,5% do valor inicial.



**Figura 15.** (A): Turbidez (FTU) e sua remoção percentual (%) ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 1 (SAC cultivado taboa).



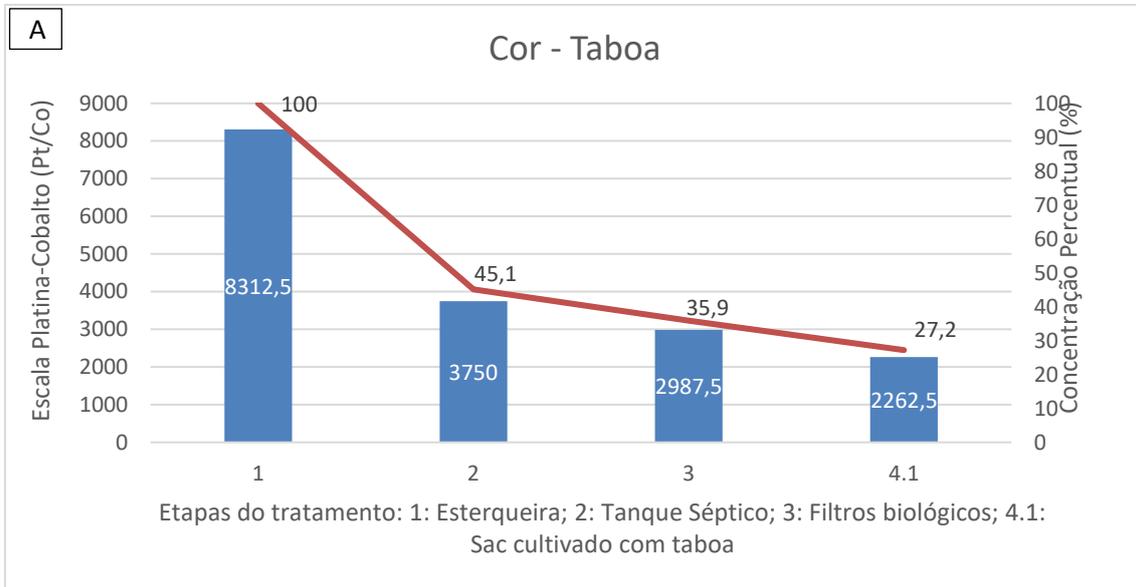
**Figura 15.** (B): Turbidez (FTU) e sua remoção percentual (%) ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 2 (SAC cultivado com capim vetiver).

A partir daí os dois sistemas de alagado construído apresentaram, mais uma vez, valores bem similares de redução do parâmetro. O efluente que passou pelo SAC cultivado com taboa (rota 1) apresentou valor médio de 83,3 FTU (17,1% do valor inicial), enquanto que o efluente que passou pelo SAC cultivado com vetiver (rota 2) apresentou valor médio de 85,1 FTU (cerca de 17,5% do valor inicial). A rota 1 apresentou uma eficiência total de 82,9% de diminuição da turbidez e a rota 2 apresentou diminuição de 82,5%. Observou-se diferença significativa em todas as etapas de tratamento do sistema. Resultado semelhante foi encontrado por Akinbile et al., (2012) em estudo realizado em Penang, na Malásia, onde o autor registrou uma redução de até 86% da turbidez do efluente tratado utilizando um SAC de fluxo subsuperficial horizontal cultivado com *Cyperus haspan*.

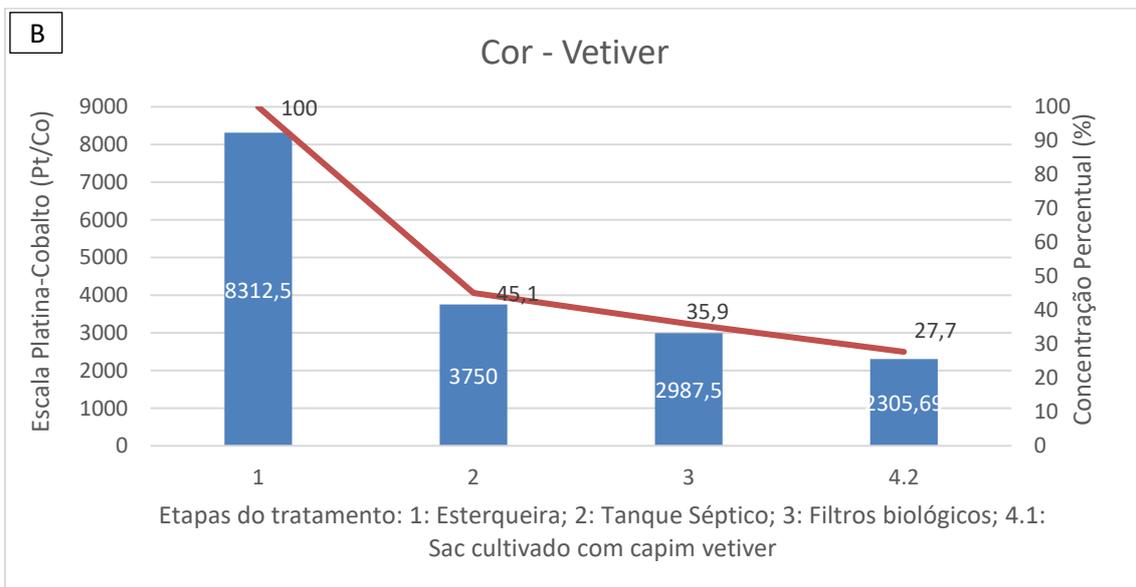
## 5.7. Cor

Como pode ser observado na Figura 16, a redução deste parâmetro (em Pt/Co) ocorreu de maneira bem significativa, sobretudo na primeira etapa do sistema piloto de tratamento de efluente. A média dos valores do efluente após o tanque séptico (ponto 2) indicou o valor de 3750 Pt/Co, referente à 45,1% do valor medido no efluente bruto,

indicando uma redução de 54,9%. Ao longo das etapas seguintes, a redução continuou ocorrendo, com valor médio de 2987,5 Pt/Co após os filtros biológicos, representando 35,9% da concentração inicial (redução de 64,1%).



**Figura 16. (A):** Cor (Pt/Co) e sua redução percentual (%) ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 1 (SAC cultivado com capim vetiver).

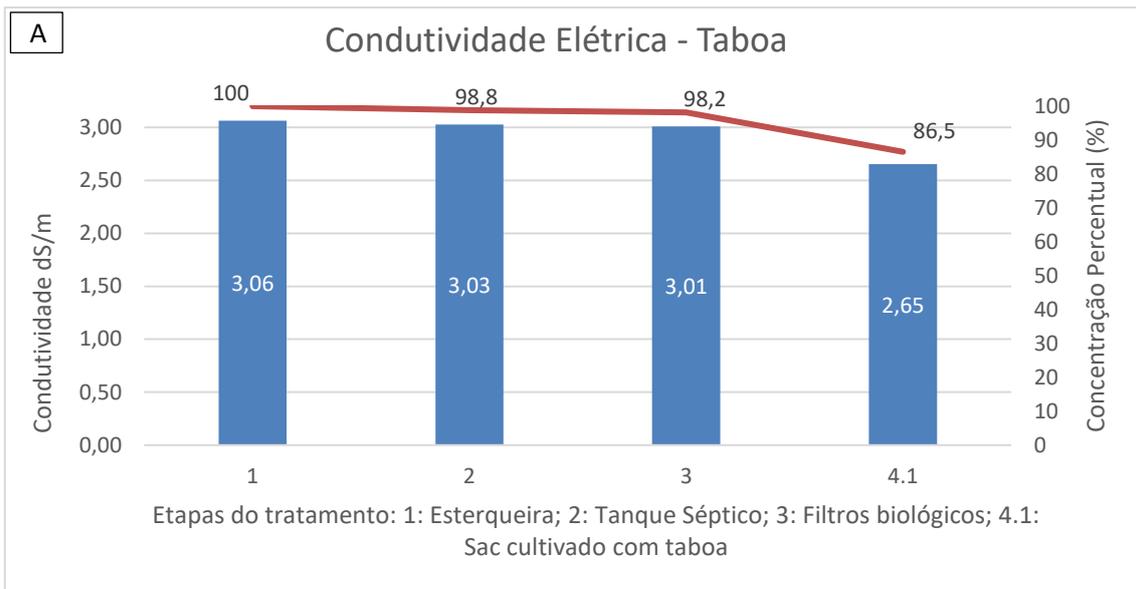


**Figura 16. (B):** Cor (Pt/Co) e sua redução percentual (%) ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 2 (SAC cultivado com capim vetiver).

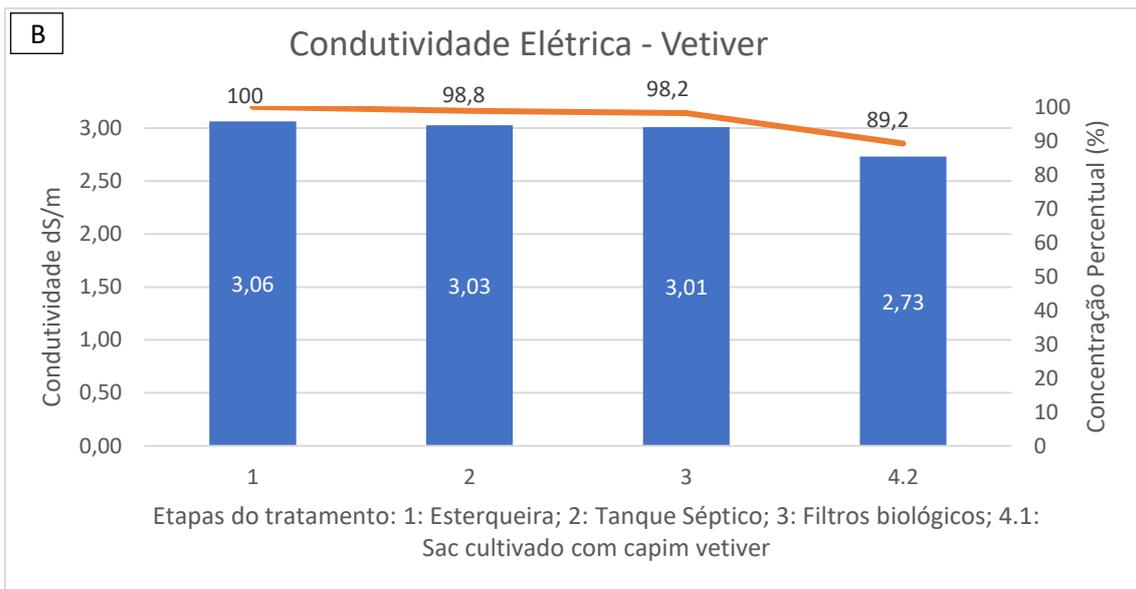
No SAC cultivado com taboa (Figura 16A), observou-se o valor médio de cor igual a 2262,5 Pt/Co, que representa 27,2% do valor inicial do efluente bruto, indicando uma redução de 72,8%. O SAC cultivado com vetiver (Figura 16B) indicou o valor médio de 2305,7 Pt/Co, que representa 27,7% do valor inicial do efluente bruto, indicando a redução de 72,3%, levando em consideração todas as etapas do sistema piloto de tratamento de efluente. Em estudo realizado por Akinbile et al. (2012) foi analisada a eficiência média de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal cultivados com *Cyperus haspan* na redução de diversos parâmetros. No que diz respeito à cor, a eficiência de redução variou de 63.5 a 86.6%. Estatisticamente, através do teste de KRUSKAL WALLIS, observa-se que houve diferença significativa entre os tratamentos 1 e 2 (tanque séptico), não houve diferença entre o tanque séptico e os filtros biológicos e, depois, os dois SACs apresentaram diferença significativa em relação ao ponto anterior à 5% de significância.

### **5.8. Condutividade elétrica**

Como pode ser observado na Figura 17, não houve grande variação da condutividade elétrica do efluente ao longo do sistema de tratamento. O valor médio de condutividade elétrica do efluente bruto é de 3,06 dS/m, reduzindo para 3,03 dS/m após o tanque séptico e 3,01 após os filtros biológicos, indicando uma redução muito pequena.



**Figura 17. (A):** Condutividade (dS/m) e redução percentual (%) ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 1 (SAC cultivado com taboa).



**Figura 17. (B):** Condutividade (dS/m) e redução percentual (%) ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 2 (SAC cultivado com capim vetiver).

Os sistemas de alagado construído também não resultaram em grandes variações dos valores médios de condutividade elétrica. O SAC cultivado com taboa apresentou uma diminuição da condutividade um pouco maior, registrando a média de 2,65 dS/m, que representa 86,5% do valor do efluente bruto (redução de 13,5%). Já o SAC cultivado

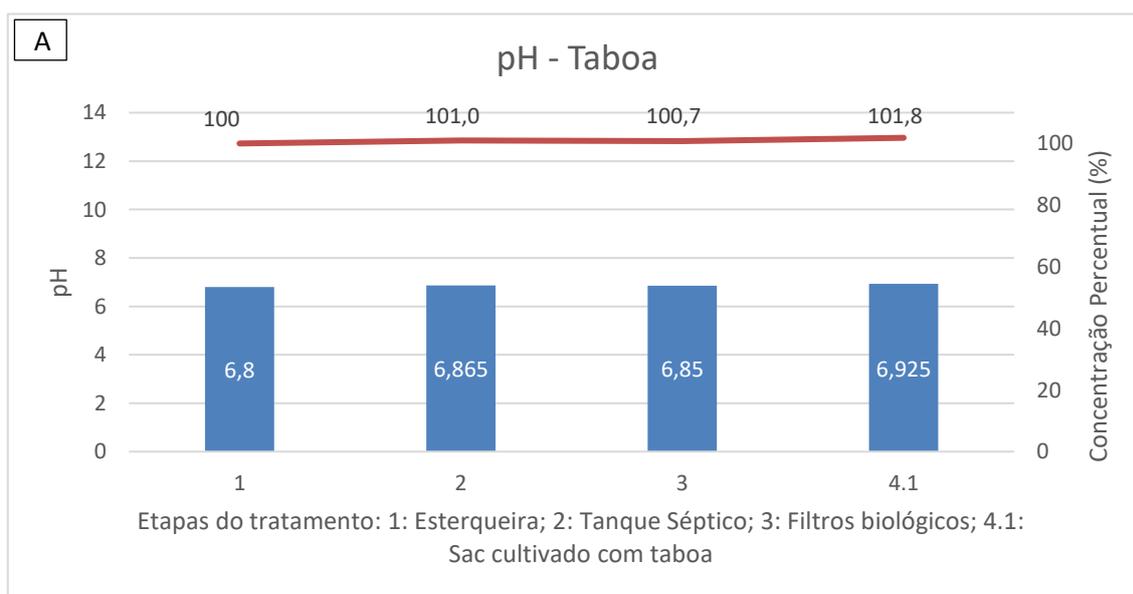
com vetiver, registrou a média de 2,73 dS/m, que representa 89,2% do valor do efluente bruto (redução de 10,8%). Almeida (2015) obteve um resultado similar em Seropédica, Rio de Janeiro, estudando a eficiência de um SAC cultivado com arroz no tratamento de água residuária de bovinocultura de leite, registrando uma redução de 18% da condutividade elétrica e constatando que não houve diferença significativa no tratamento.

A análise estatística, segundo o teste de KRUSKAL WALLIS, indicou que não houve diferença significativa em absolutamente nenhuma etapa do tratamento (a 5% de significância).

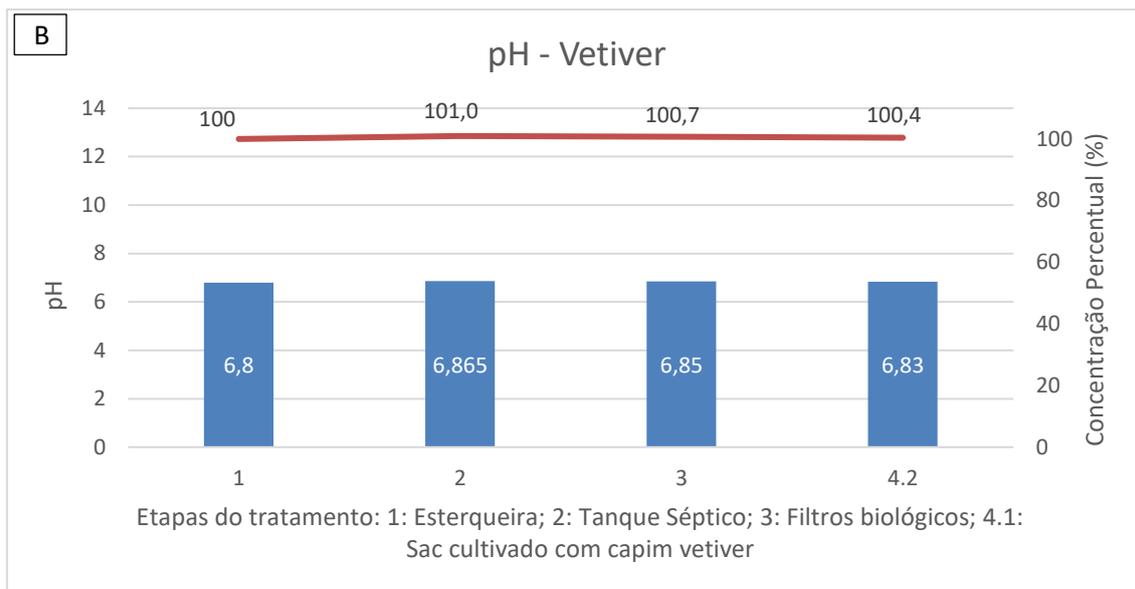
### 5.9. Potencial hidrogeniônico (pH)

Não houve variação no pH ao longo do sistema piloto de tratamento de efluente. O valor médio de pH do efluente bruto variou menos de 2% ao longo das etapas de tratamento. Não houve, também, diferença significativa nos sistemas de alagado construído, independente da cultura plantada (taboa ou vetiver). Os valores permaneceram bastante constantes, em uma faixa próxima à neutralidade (pH 7). O menor pH medido foi de 6,8 e o maior foi de 6,93.

Não houve diferença significativa em nenhuma etapa do sistema piloto de tratamento de efluente no que diz respeito à esse parâmetro (5% de significância).



**Figura 18.** (A): Valor de pH e remoção percentual (%) ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 1 (SAC cultivado com taboa).



**Figura 18. (B):** Valor de pH e remoção percentual (%) ao longo das etapas do Sistema Piloto de Tratamento de Efluente – Rota 2 (SAC cultivado com capim vetiver).

## 6. CONCLUSÃO

O sistema piloto de tratamento de efluente teve particular destaque na remoção de parâmetros físicos da água residuária de bovinocultura de leite, com notoriedade na remoção de sólidos suspensos totais, cor e turbidez, apresentando reduções percentuais de 88,4%, 72,8% e 82,9% respectivamente para a rota com o SAC cultivado com taboa e 87,9%, 72,3%, e 82,5% respectivamente para a rota com o SAC cultivado com capim vetiver.

O tanque séptico (ponto 2) obteve remoção estatisticamente significativa dos parâmetros: sólidos suspensos totais (48,1%), turbidez (62,7%) e cor (54,9%).

Os filtros biológicos (ponto 3) indicaram taxas médias de remoção estatisticamente significativas em relação ao ponto anterior (tanque séptico) nos seguintes parâmetros: sólidos suspensos totais e turbidez, com remoções de 22% e 7,8%, respectivamente.

O sistema de alagado construído cultivado com taboa obteve taxas individuais significativas de remoção, quando comparado com o ponto anterior (filtros biológicos) dos seguintes parâmetros: sólidos suspensos totais (18,3%), cor (8,7%) e turbidez (12,4%). A rota 1 apresentou taxas significativas de eficiência acumulada (levando em

consideração todas as etapas) nos seguintes parâmetros: nitrato (43,7%), nitrito (52,3%), sólidos suspensos totais (88,4%), cor (72,8%) e turbidez (82,9%).

O sistema de alagado construído cultivado com vetiver apresentou taxas significativas individuais de remoção dos parâmetros: sólidos suspensos totais (17,8%), cor (8,2%) e turbidez (12%). A rota 2 apresentou taxas significativas de eficiência acumulada (levando em consideração todas as etapas) nos seguintes parâmetros analisados: nitrato (49,7%), nitrito (50,5%), sólidos suspensos totais (87,9%), cor (72,3%) e turbidez (82,5%).

É importante ressaltar que, nos casos que ocorre uma diminuição linear do parâmetro estudado à medida que o efluente segue pelas etapas do sistema piloto de tratamento de efluente, as etapas conseguintes se relacionam com um efluente com uma menor concentração do parâmetro em questão, fazendo com que sua remoção seja mais difícil. Isso quer dizer que os valores absolutos devem ser interpretados mediante a análise da posição da etapa de tratamento dentro do sistema e a concentração do efluente naquele dado momento.

Os dois alagados apresentaram taxas de remoção muito similares dos parâmetros analisados pelo estudo. Não registraram diferença significativa entre si em nenhum parâmetro estudado. Do ponto de vista estatístico, as duas rotas do sistema de tratamento de efluente não apresentaram nenhuma diferença, a 5% de significância, nos parâmetros analisados.

A grande eficiência do sistema na remoção de sólidos suspensos totais é um ponto muito importante quando propomos a utilização deste efluente tratado na fertirrigação agrícola, uma vez que a diminuição eficiente deste parâmetro diminui a propensão de entupimento dos gotejadores e, portanto, uma maior eficiência operacional do sistema.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRAHÃO, S. S. **Tratamento de água residuária de laticínios em sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras**. Minas Gerais: Viçosa, 2006. 110 p. (Tese de doutorado).

AHN, C.; GILLEVET, P.M.; SIKAROODI, M. **Molecular characterization of microbial communities in treatment microcosm wetlands as influenced by macrophytes and phosphorus loading**, *Ecological Indicators*, v.7, n. 4, p. 852-863, 2006.

AKINBILE, C. O., YUSOFF, M. S., & AHMAD ZUKI, A. Z. (2012). **Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan***. *Waste Management*, 32(7), 1387–1393.

ALMEIDA, G. V. **Tratamento de água residuária de bovinocultura de leite, utilizando leitões cultivados**. Rio de Janeiro: UFRRJ. 70p. 2015. (Dissertação de Mestrado).

ALMEIDA, R. A.; DA SILVA PITALUGA, D. P.; REIS, R. P. A. **Tratamento de esgoto doméstico por zona de raízes precedida de tanque séptico tanque séptico**. *Revista Biociências*, v. 16, n. 1, 2010.

ALMEIDA, W.V.F. **Uso de plantas medicinais no controle de helmintos gastrintestinais de caprinos naturalmente infectados**. 2005. 85p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Federal de Campina Grande, Patos.

ALZUGARAY D, ALZUGARAY K (1988.) **Enciclopédia de plantas brasileiras**. São Paulo: Editore Três.

AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – **Standart methods for the examination of water and wastewater**. New York. APHA, WWA, WPCR, 19<sup>a</sup> ed., 1995.

AVELAR, F. F. **Desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com *Mentha aquatica* no tratamento de esgoto sanitário**. Viçosa: UFV, 2012. 79p. (Tese de Doutorado).

BADKOUBI, A.; GANJIDOUST, H.; GHADERI, A.; RAJABI, A. **Performance of subsurface constructed wetland in Iran**. *Water Science Technology*, v.38, n.1, pp.345-350, 1998.

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

BORIN, M., 2003. LA FITODEPURAZIONE LOCALIZZATA. IN: BORIN, M. (Ed.), **Fitodepurazione: soluzioni per il trattamento dei reflui con le piante**. Edagricole, Bologna, Italy, pp. 107–134.

BRASIL, M. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento esgoto doméstico**. Viçosa: UFV, 2005. 160p. (Tese de Doutorado).

BRASIL, M.S.; MATOS, A.T. **Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial**. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 13, n. 3, p. 323-328, 2008.

BRIX, H.; ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M. **Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands**. *Water science and technology*, v. 44, n. 11-12, p. 47-54, 2001.

BURGOON, P.S.; et al. **Vegetated submerged beds with artificial substrates. II: N and P Removal**. *Journal ASCE-EED*, n.4, v.117, pp.408-424, 1991

CAMARGO, S.A.R. **Filtro anaeróbio com enchimento de bambu para tratamento de esgotos sanitários: Avaliação da Partida e Operação**, Campinas: UNICAMP, 2000, 181p. Dissertação Mestrado.

CAMPOS, A. T.; FERREIRA, W. A.; PACCOLA, A. A.; LUCAS JÚNIOR, J. D.; ULBANERE, R. C.; CARDOSO, R. M.; CAMPOS, A. T. **Tratamento biológico aeróbio e reciclagem de dejetos de bovinos, em sistema intensivo de produção de leite**. *Ciênc Agrotec*, v. 26, n. 2, p. 426-438, 2002.

CAZZUFFI, D.; CORNEO, A.; CRIPPA, E. **Slope stabilisation by perennial gramineae”. In Southern Italy: plant growth and temporal performance**. *Geotechnical and Geological Engineering*, Italy, n. 24, p. 429-447, 2006.

CHAGAS, G. G.; 2005. **Produção primária da macrófita aquática submersa Egeria densa Planchon. na Lagoa do Campelo, RJ – Variação sazonal e produção diária**. Tese de Mestrado. Campos dos Goytacazes – RJ. Universidade Estadual do Norte Fluminense – UENF, 66p.

CHAGAS, Renata Cristina, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2008. **Utilização de lírio amarelo (Hemerocallis flava) em sistemas alagados construídos para tratamento de esgoto doméstico**.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**.

DAVIS, L. A. *Handbook of Constructed Wetlands. A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region*, Volume 1: (USEPA Region III with USDA, NRCS, ISBN 0-16-052999-9), 1995.

DAVISON, R. M., Martinsons, M. G., & Kock, N. (2004). **Principles of canonical action research.** *Information Systems Journal*, 14(1), 65–86.

EL-HAMOURI, B.; NAZIH, J.; LAHJOUJ, J. **Subsurface-horizontal flow constructed wetland for sewage treatment under Moroccan climate conditions.** *Desalination*. v. 215, p. 153–158, 2007.

FERREIRA, D. C. **Pós-tratamento de água residuária da suinocultura em sistemas alagados construídos combinados.** Lavras : UFLA, 2012. 227 p. (Tese de Doutorado).

FIA, F.R.L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos.** Viçosa: UFV. 160p. 2009. (Tese de doutorado).

FIA, Fátima Resende Luiz et al. **Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura.** *Eng. Sanit. Ambient.* [online]. 2017, vol.22, n.2.

HARDOIM, P. C.; GONCALVES, A.D.M. A. 2000. **Avaliação do potencial do emprego do biogás nos equipamentos utilizados em sistemas de produção de leite.** In: ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL.

HUSSAR, G.J. **Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura.** Campinas: FEAGRI-UNICAMP, 118 p. (Dissertação de Mestrado). 2001.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Estatística da produção pecuária. Indicadores IBGE. 2017**

JIMÉNEZ, M.M.; PELLETIER, J.; BOBIN, M.F.; MARTINI, M.C. **Influence of encapsulation on the in vitro percutaneous absorption of octyl methoxycinnamate.** *Int. J. Pharm.* V.272, p.45-55, 2004

JING, S.R., and LIN, Y.F. (2004). **Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetland treating polluted river water in southern Taiwan.** *Environ. Pollut.* 127, 291.

JORDÃO, E. P. e PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos.** Rio de Janeiro: ABES, 3. ed. 1995.

JORGE, M. F. **Tratamento e disposição final de águas residuárias de bovinocultura em solos sob manejo orgânico de produção de olerícolas.** Rio de Janeiro: UFRRJ. 179p. 2018. (Tese de Doutorado).

KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S., BRIX, H. **Treatment of High-Strength Wastewater in Tropical Vertical Flow Constructed Wetlands Planted With *Typha Angustifolia* and *Cyperus Involucratus*,** *Ecological Engineering*, v. 35, n. 2, p. 238-247, 2009.

KIM, J.; SAKAI, M.; HOSODA, A.; MATSUGUCHI, T. **Application of DGGE analysis to the study of bacterial community structure in plant roots and in non rhizosphere soil.** Soil Sci. Plant Nutr. v. 45, p. 493–497, 1999.

Klomjek P, Nitisoravut S (2005) **Constructed treatment wetland: a study of eight plant species under saline conditions.** Chemosphere 58(5): 585–593.

KRAUSE, L.G.T. **Influência das relações DQO/n e S0/X0 na atividade de microrganismos desnitrificantes.** Florianópolis: UFSC. 108p. 2006. (Dissertação de mestrado).

LANGERGRABER, G.; HABERL, R.; LABER, J.; PRESSL A. **Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands.** Water Science & Technology, v. 48, n. 5, p. 25–34, 2003.

LIMA, Luana Martins. **Evapotranspiração da taboa e capim vetiver em sistema alagado construído, em Seropédica-RJ.** 2018. 40p. (Trabalho de conclusão do curso de Engenharia Agrícola e Ambiental).

LORENZI, H. (2000). **Plantas daninhas do Brasil: Terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas.** Instituto Plantarum, Nova Odessa, SP.

MANDER, U.; LÖHMUS, K.; KUUSEMETS, V.; TEITER, S.; NURK, K. (2004) **Dynamics of nitrogen and phosphorus budgets in a horizontal subsurface flow constructed wetland.** In: international conference on waste stabilisation ponds, 6., international conference on wetland systems for water pollution control, 9. Avignon, France: IWA/Astee. CD-ROM

MASI F, CONTE G, MARTINUZZI N, et al. 2002. **Winery high organic content wastewater treated by constructed wetland in Mediterranean climate.** In: **Proceedings of the 8th IWA International Conference for Wetland Systems in Water Pollution Control VIII.** Arusha, Tanzania.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. **Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura.** Revista Ambiental & Água, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. **Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura.** Revista ambiental & água, Taubaté, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010.

MATOS, A.T. **Tratamento de resíduos agroindustriais.** In: Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais. Fundação Estadual do Meio Ambiente, Universidade Federal de Viçosa, maio de 2005.

MATOS, A.T.; **Disposição de águas residuárias no solo.** Viçosa, MG: AEAGRI, (Caderno Didático n. 38), 142p., 2007.

- MELO, A. C. F. **Tratamento de água residuária de bovinocultura de leite, utilizando sistema de alagado construído cultivado com capim vetiver**. Rio de Janeiro: UFRJ. 70p. 2017. (Dissertação de Mestrado).
- MEURER, E.J. **Fundamentos de química do solo**. 2 ed. Porto Alegre: Gênese, 2004. 245p.
- NAVA, S.; MASTROPAOLO, M.; VENZAL, J. M.; MANGOLD, A. J.; GUGLIELMONE, A. A. **Mitochondrial DNA analysis of *Rhipicephalus sanguineus sensu lato* (Acari: Ixodidae) in the Southern Cone of South America**. Veterinary Parasitology, v. 190, n. 3-4, p. 547-555, 2012. doi: 10.1016/j.vetpar.2012.06.032.
- NOVAES, A.P. **Fossa séptica biodigestora e clorado Embrapa. Qualidade de vida na agricultura familiar**. In: **WORKSHOP: “Esgoto doméstico em propriedades rurais: uma alternativa de preservação ambiental e uso racional na agricultura”** Estudo de Caso: APTA Fazenda-Sede do Pólo Centro-Sul. Piracicaba, SP: Pólo APTA Centro Sul, 11 de maio de 2005. CD-ROM.
- OLIVEIRA, D. M. C.; PERALTA, A. H.; CARDOSO, M. L.; CONSTIZI, R. N. **Tratamento de água cinza através de um sistema alagado construído**. Revista Hipótese, Itapetininga, v. 1, n. 2, p. 48-64, 2015.
- OTENIO, M. H. **Reaproveitamento de água residuária em sistemas de produção de leite**. In: MARTINS, P. do C.; PICCININI, G. A.; KRUG, E. E. B.; MARTINS, C. E.; LOPES, F. C. F. **Sustentabilidade ambiental, social e econômica da cadeia produtiva do leite: desafios e perspectivas**. Brasília, DF : Embrapa, 2015.
- PELLISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial**. Santa Maria: UFSM, 2013. 139p. (Dissertação de Mestrado).
- PEREIRA-RAMIREZ, O.; ANTUNES, R. M.; QUADRO, M.; KOETZ, P. Filtro anaeróbio utilizado como pós-tratamento de um reator anaeróbio de fluxo ascendente (UASB) para dejetos de suinocultura. **Current Agricultural Science and Technology**, v. 10, n. 3, 2004.
- PHILIPS, A.M.L. **Utilização de reator de biodiscos para tratamento de efluentes com altas concentrações de nitrogênio**. Florianópolis: UFSC. 194p. 2008. (Tese de doutorado).
- POTT, V.J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Brasília: Embrapa, 2000. 404 pp.
- PRADO, M. C.; CABANELLAS, C. F. G. **Eficiência do sistema alagado construído no tratamento de efluentes de laticínio sem relação a ultrafiltração e filtro biológico**. I Jornada Científica e VI FIPA do CEFET Bambuí/MG – 2008.
- QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; GOMES, O. P.; OLIVEIRA, R. A. **Características químicas de solo submetido ao tratamento com esterco líquido de suínos e cultivado com gramíneas forrageiras**. Ciência Rural, v. 34, n. 5, 2004.

Reed S. C., Crites R. W. and Middlebrooks E. J. (1995). **Natural Systems for Waste Management and Treatment - 2nd ed.** McGraw Hill, New York, pp. 173-284.  
SÁNCHEZ-CARRILLO S, ALVAREZ-COBELAS M, ANGELER DG et al (2001) **Sedimentation in the semiarid freshwater wetland Las Tablas de Daimiel (Central Spain)**. *Wetlands* 21:112–124

SARMENTO, A. P.; BORGES, A. C.; MATOS A. T. **Effect of cultivated species and hydraulic retention time on the performance of vertical-flow constructed wetlands** In: **International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**. Veneza, Italia. Proceedings... Veneza: IWA, 2010.

SILVA, E. M. **Avaliação de um sistema piloto para tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura**. Campinas: UNICAMP, 2007. 151 p. (Tese de Mestrado).

SILVA, E.M. da; ROSTON, D. M. **Tratamento de efluentes de sala de ordenha de bovinocultura: lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado**. *Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, vol.30, n.1, p. 67-73. Jan/fev. 2010.

SILVA, S. C. **“Wetlands Construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. Tese de doutorado: em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, UNB, 205p., 2007.

SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A.C . GUIMARÃES, A.V.A. **Pós-tratamento de efluente anaeróbio através de sistemas wetland construídos**. In: Chernicharo, C. A.L.(coordenador) Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Coletânea de trabalhos técnicos, Belo Horizonte: ABES, p 25 – 32, 2000

SOUSA, J.T.; HAANDEL, A.C.; LIMA, E.P.; GUIMARÃES, A.V. (2002) **Desempenho de wetland construído tratando esgotos digeridos anaerobicamente**. In: SIMPÓSIO LUSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 10., 16 a 19 de set. de 2002, Braga, Portugal. Anais... CD-ROM.

STOTTEMEISTER, U.; WIEBNER A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KÄSTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R.A.; MOORMANN, H. **Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment**. *Biotechnology Advances*, v. 22, p. 93-11, 2003.

TANG X, HUANG S, SCHOLZ M, LI J (2008) **Nutrient removal in pilot-scale constructed wetlands treating eutrophic river water: assessment of plants, intermittent artificial aeration and polyhedron hollow polypropylene balls**. *Water Air Soil Pollut* 197:61–73

TANNER, C. C.; CLAYTON, J. S.; UPSDELL, M. P. **Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands—I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms**. *Water Research*, v. 29, n. 1, p. 17-26, 1995.

TONETTI, A.L. **Tratamento de esgoto pelo sistema combinado filtro anaeróbio e filtro de areia** (Doutorado em Engenharia Civil) ) – Faculdade de Engenharia Civil, Universidade Estadual de Campinas/UNICAMP, Campinas, 2008.

TORRES, A.C.; FERREIRA, W. A.; PACCOLA, A. A.; JUNIOR, J. L.; ULBANERE, R. C.; CARDOSO, R. M.; CAMPOS, A. T. **Tratamento biológico aeróbio e reciclagem de dejetos de bovinos em sistema intensivo de produção de leite.** Ciência e Agrotecnologia, Lavras, v. 26, n. 2, p.426- 438, 2002.

TRUONG, PAUL; VAN, TRAN TAN; PINNERS, ELISE. **Sistema de aplicação Vetiver:** manual de referência técnica. 2ª Edição. ed. [S.l.]: Rede Internacional de Vetiver, 2008.

TUNÇSIPER, B.; AYAZ, S. Ç.; AKÇA, L. **Performances analysis and modeling of an experimental constructed wetlands.** In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILIZATION PONDS; INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9., 2004.

U.S. EPA. Washington, DC: U.S. EPA; 2000b. **Human Health Risk Assessment: Chlorpyrifos.**[https://archive.epa.gov/scipoly/sap/meetings/web/pdf/hed\\_ra.pdf](https://archive.epa.gov/scipoly/sap/meetings/web/pdf/hed_ra.pdf).

VACCA, G.; WAND, H.; NIKOLAUSZ, M.; KUSCHK, P.; KA"STNER, M. **Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot scale constructed wetlands.** Water Res. v. 39, p. 1361–1373, 2005.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados ("construted wetland) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação.** Campinas: UNICAMP, 2003. 210p. (Tese de doutorado).

VIEIRA RCB. **Camada diagnóstica, critérios de calagem e teores críticos de fósforo e potássio em solos sob plantio direto no Centro-Sul do Paraná [dissertação].** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul; 2010.

VIERITZ, A. **Modelling Monto Vetiver Growth and Nutrient Uptake.** Department of Natural Resources and Mines. Queensland, p. 87-99. 2010.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte, UFMG. 416 p. 1997.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Belo Horizonte, UFMG. v.2. 1996.

VYMAZAL, J. 2018. **Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in gravel-based horizontal subsurface flow constructed wetland?** Chemical Engineering Journal 331, 663–674.

VYMAZAL, J. **Removal of phosphorus via harvesting of emergent vegetation in constructed wetlands for wastewater treatment.** In: International Conference on Waste Stabilisation Ponds, 6, and International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 9, 2004.

WUROCHEKKE, A. A., HARUN, N. A., MOHAMED, R. M. S. R., KASSIM, A. H. B. M. **Constructed Wetland of Lepironia Ariculata for Household Greywater Treatment.** Revista Elsevier. V. 10, p. 103-109. 2014.

YE, J.; WANG, L.; LI, D.; HAN, W.; YE, C. **Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater.** *Ecological Engineering*, v. 41, p. 8-12, 2012.