



LUIZ GUSTAVO FERNANDES JULIÃO

**ESTRATÉGIA DE PARTIDA DE REATORES ANAERÓBIOS VISANDO O
TRATAMENTO DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS**

CAMPINAS

2013



UNICAMP

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

Faculdade de Engenharia Agrícola

LUIZ GUSTAVO FERNANDES JULIÃO

**ESTRATÉGIA DE PARTIDA DE REATORES ANAERÓBIOS VISANDO O
TRATAMENTO DE RESÍDUOS AGRÍCOLAS**

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas como parte dos requisitos exigidos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Agrícola na área de concentração Água e Solo.

Orientador: Pr. Dr. LUIZ LONARDONI FOLONI

Co-Orientador: Pr. Dr. JOSÉ TEIXEIRA FILHO

ESTE EXEMPLAR CORRESPONDE À VERSÃO FINAL
DA TESE DEFENDIDA PELO ALUNO LUIZ GUSTAVO
FERNANDES JULIÃO, E ORIENTADO PELO PROF. DR.
LUIZ LONARDONI FOLONI

Assinatura do Orientador

CAMPINAS

2013

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca da Área de Engenharia e Arquitetura
Rose Meire da Silva - CRB 8/5974

J942e Julião, Luiz Gustavo Fernandes, 1982-
Estratégia de partida de reatores anaeróbios visando o tratamento de resíduos agrícolas / Luiz Gustavo Fernandes Julião. – Campinas, SP : [s.n.], 2013.

Orientador: Luiz Lonardoni Foloni.
Coorientador: José Teixeira Filho.
Tese (doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Tratamento anaeróbio. 2. Microrganismos. 3. Lodo de esgoto. 4. Água residuária. 5. Biodigestor. I. Foloni, Luiz Lonardoni. II. Teixeira Filho, José, 1955-. III. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola. IV. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Start up of strategy aimed at anaerobics reactors agriculture waste treatment

Palavras-chave em inglês:

Anaerobic treatment

Microrganisms

Sewage sludge

Wasterwater

Biodigester

Área de concentração: Água e Solo

Titulação: Doutor em Engenharia Agrícola

Banca examinadora:

Luiz Lonardoni Foloni [Orientador]

Celso Luiz Borges de Oliveira

Guilherme Luiz Guimarães

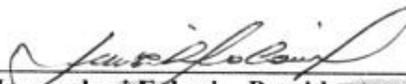
Edson Aparecido Abdul Nour

Denis Miguel Roston

Data de defesa: 17-12-2013

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Agrícola

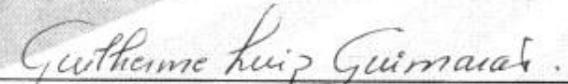
Este exemplar corresponde à redação final da **Tese de Doutorado** defendida por **Luiz Gustavo Fernandes Julião**, aprovada pela Comissão Julgadora em 17 de dezembro de 2013, na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas.



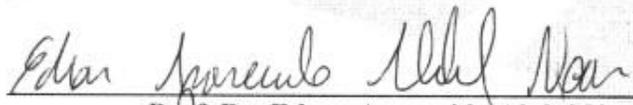
Prof. Dr. Luiz Leonardi Poloni - Presidente e Orientador
Feagri/Unicamp



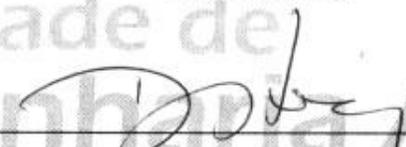
Prof. Dr. Celso Luiz Borges de Oliveira - Membro Titular
UFRB



Dr. Guilherme Luiz Guimarães - Membro Titular
ANDEF



Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour - Membro Titular
FEC/Unicamp



Prof. Dr. Denis Miguel Roston - Membro Titular
Feagri/Unicamp

“Tudo tem o seu tempo determinado e há tempo para todo o propósito debaixo do céu.”

Eclesiastes, 3:1

DEDICO

À minha mãe: Veronice.

Aos meus irmãos: Silvana, Adriane e Alício.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida e oportunidade de mais uma experiência na Terra;

À CAPES pela concessão de bolsa de pesquisa;

À UNICAMP pela assistência e permanência no doutorado;

À Faculdade de Engenharia Agrícola da Unicamp – FEAGRI/UNICAMP pela oportunidade de cursar o doutorado;

Aos professores doutores Luiz Lonardon Foloni e José Teixeira Filho pela orientação e co-orientação, além disso, pela paciência e atenção, principalmente nos momentos finais do doutorado;

À CPG/FEAGRI/UNICAMP pelo financiamento de material para a realização do projeto de doutorado e pela prestativa atenção às minhas dúvidas e auxílio nos encaminhamentos do doutorado;

À empresa AMBIENTEC, na pessoa de Nelson Tamote pelo financiamento de materiais para o desenvolvimento do projeto;

Aos laboratoristas Giovani Brota e Rosa Helena pelo apoio nas amostragens e realização do experimento em laboratório;

Ao Sérgio Lopes e Antônio (Pequeno) pela construção dos reatores e suporte técnico no período experimental;

À minha mãe por oferecer aos seus filhos a LIBERDADE de ser o que é;

Aos meus irmãos pelo incentivo, paciência, apoio, dúvidas, espera e, principalmente pelos momentos de ausência;

Aos meus eternos sobrinhos pela alegria de viver e sentir-me como criança;

Aos amigos de Lavras: Michelle, Izamara, Ferreira, Macus Vinicius, Eduardo Freire, Fernanda, Francianne, André Luiz, Daniela Alkmin, Luiz de Gonzaga, Eduardo Oliveira;

Aos amigos da pós-graduação da FEAGRI: Allan Charlles, Denise, Eveline, Glenda, Milla, Rojane, Rônega,, Fábio de Deus, Douglas, Michender, Guilherme, Lorena, Ana, Flávia, Camila, Gabriela (minha técnica para assuntos do Word), Adriana, Juliana, Geraldo, Henrique, Aline, Igor, Cajuru, Cátia, Rafael, Leonardo, Gustavo, Marcelo, Audirene, Julyenne, Talita Castanho, Graciete.....

Aos grandes amigos que me deram força e fizeram parte de minha construção pessoal: Dani Araújo, Talita Honorato, Lauren Souza, Paula Saes, Regiane, Gabi Murua, Raulino, Roberto,

Mariana Santos, Dani Lins, Felipe Bacani, Rosangela Carrilo, Rodrigo Ribeiro, André Lopes, Timóteo,....

Aos amigos de república e Moradia (F1): Douglas, Michender, Banor, Caique, BH, Mauricio, Sérgio, Humberto, Rafael, Namorinha....

Aos “conterrâneos” além mar: Joaquim, Mino, Banor, Inaida, Silvino, Nadine,....

Ao grupo teatral CATIVARTE, mais uma família para reabastecer espiritualmente;

Ao Grupo IDENTIDADE que fortaleceu a minha orientação;

À REDE AFROLGBTTT pelos momentos de afirmação e luta;

Mais uma vez, muito obrigado por tudo!!!

RESUMO

O Brasil é o maior produtor de café do mundo. Entretanto, a produção de café de qualidade lança em corpos d'água, grande quantidade de água residuária, principal resíduo do beneficiamento do grão. Desse modo, tecnologias que minimizam o impacto de descarte em rios são necessárias para conservação do meio aquático. Assim, a hipótese desse trabalho foi a utilização de microrganismos através da técnica de biorremediação, que por possuir alta taxa de remoção, devido ao processo biológico, acelera a partida de reatores. O objetivo deste trabalho foi o de criar estratégias de partida de reatores anaeróbios antes do recebimento de águas residuárias para acelerar o processo de maturação, e dessa forma obter melhor eficiência no tratamento. O experimento foi realizado no Campo Experimental da Faculdade de Engenharia Agrícola, da UNICAMP nos meses de março a julho de 2013. Foram avaliados cinco reatores anaeróbios de fluxo ascendente, em duas fases diferentes, utilizando-se de dois inóculos diferentes: um composto biológico comercial e lodo de esgoto sanitário. Na Fase 1: R1 – inoculado com lodo de esgoto sanitário; R4 – testemunha; R6 – inoculado com composto biológico a dose 50% maior que a recomendada (3,5 mL); R8 – inoculado com lodo de esgoto sanitário e composto biológico na dose recomendada e R9 – inoculado com composto biológico á dose recomendada. Os compostos biológicos foram inoculados inicialmente três vezes por semana e diminuindo a concentração ao longo do período estudado, enquanto o lodo de esgoto sanitário foi inoculado uma única vez. Na Fase 2: R1 – inoculado com lodo de esgoto sanitário; R4 – testemunha; R6 – inoculado com composto biológico na dose recomendada (10 mL); R8 – inoculado com lodo de esgoto sanitário e composto biológico na dose recomendada e R9 – inoculado com composto biológico 5x á dose recomendada. Os compostos biológicos foram inoculados inicialmente três vezes por semana e diminuindo a concentração ao longo do período estudado, enquanto o lodo de esgoto sanitário foi inoculado uma única vez. Porém, nesta fase, ao inserir o composto biológico foi feita uma aeração de forma a homogeneizar com o esgoto presente no reator. Os parâmetros para avaliar a eficiencia no tempo de partida foram DQO, fósforo, nitrogênio, pH, sólidos (ST,STV e SST), temperatura, oxigênio dissolvido e vazão. Os resultados revelaram que o reator R4 foi o que obteve menores níveis de DQO, maior remoção de nutrientes, nas duas fases. Enquanto os reatores que foram inoculados com lodo de esgoto, R1 e R8 tiveram as maiores concentrações de DQO, independentemente da fase. Os reatores tratados com composto biológico, R6 e R9 obtiveram melhores respostas quando comparados com os reatores tratados com lodo de esgoto. Entretanto, em relação a partida de reatores, os dias avaliados em cada fase não foram suficientes para a estabilização dos parâmetros estudados. Contudo, devem ser realizados mais trabalhos para aumentar a eficiência dos inóculos na partida de tratamento anaeróbio.

Palavras chaves: partida; microrganismos; lodo de esgoto; água residuária; biodigestor.

ABSTRACT

The Brazil is producer major coffee of the world. However, the production of quality coffee put in water's body great amount of wastewater, main residue of the processing of grains. Thereby, technologies that minimize the impact of disposal in rivers are needed to conserve the aquatic environment. Thus, the hypothesis of this study was the use of microorganisms through the technique of bioremediation, which possess high removal rate due to biological process, accelerates the starting-up of reactors. The aim of this study was to develop strategies starting anaerobic reactors before receiving wastewater to accelerate the maturation process, and thus obtain better efficiency in treatment. The experiment was conducted at the Experimental Field of the Faculty of Agricultural Engineering, UNICAMP in the months from March to July 2013. We evaluated five anaerobic reactors at two different stages. In Phase 1: R1 - inoculated with sewage sludge; R4 – control; R6 - inoculated with biological compound drop 50% greater than the recommended; R8 - inoculated with sewage sludge and biological compound at the recommended drop and R9 - inoculated with biological compound recommended drop. The organic compounds were initially inoculated three times a week and decreasing concentration over the study period, while the sewage sludge was applied only once. In Phase 2: R1 - inoculated with sewage sludge; R4 – control; R6 - inoculated with biological compound at the drop recommended; R8 - inoculated with sewage sludge and biological compound at the recommended drop and R9 - inoculated with biological compound the 5x recommended drop. The organic compounds were initially inoculated three times a week and decreasing concentration over the study period, while the sewage sludge was applied only once. Meantime, at this stage, to enter the biological compound was made an airing to homogenise the sewage present in the reactor. Parameters to evaluate the effective start-up were COD, phosphorus, nitrogen, pH, series of total solids, temperature, dissolved oxygen and flow. The results revealed that the reactor was R4 which had lower levels of COD, more removal of nutrients in both phases. While the reactors were inoculated with sewage sludge, R1 and R8 had the highest concentrations of COD, regardless of the stage. The reactors treated with biological compound, R6 and R9 had better responses when compared with the reactors treated with sewage sludge. However, regarding the start-up of reactors, the days assessed at each stage were not sufficient for stabilization of the parameters studied. All the same, more work must be done to increase the efficiency of the starting inoculum in anaerobic treatment.

Keywords: start-up; microorganisms; sewage sludge; wastewater; biodigester.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Componentes do fruto do cafeeiro. FONTE: MATOS & LO MONACO, 2003.....	5
Figura 2: Áreas mapeadas dos estados produtores de café. Fonte: CONAB, 2013.	7
Figura 3. Café após colheita por derriça sobre pano.	8
Figura 4. Processamento por via seca e úmida do café. FONTE: SILVA, 2007	10
Figura 5. Descascador de cereja. Fonte: Pinhalense, 2013.....	12
Figura 6. Despulpador de café cereja e verde. Fonte: Palini e Alves, 2013.....	14
Figura 7. Desmucilador vertical de café. Fonte: Palini e Alves, 2013.	15
Figura 8. Parâmetros importantes durante a partida de reatores anaeróbios.	34
Figura 9. Esquema do sistema de tratamento.	43
Figura 10. Estrutura para suporte dos reatores	44
Figura 11. Desenho esquemático do reator estudado	44
Figura 12. Espectrofotômetro, modelo DR-2000/HACH.....	45
Figura 13. Aparelho de banho Maria, estufa, mufla e dessecadores.	46
Figura 14. Processo de filtragem das amostras para SST e SSV.....	46
Figura 15. Espectrofotômetro, modelo DR-4000/HACH.....	47
Figura 16. Phmetro de bancada	47
Figura 17. Termômetro de mercúrio.....	48
Figura 18. a. Reatores RAC onde foi retirado o lodo de esgoto; b. lodo armazenado em câmara fria a 4°C; lodo de esgoto inserido no reator e d. composto biológico.	49
Figura 19. Variação da vazão ao longo do período na Fase 1 e Fase 2.	57
Figura 20. Valores de DQO ao longo do período - Fase 1 e Fase 2.	59
Figura 21. Média e desvio padrão dos valores da carga orgânica nas Fases 1 e 2.	60
Figura 22. Variação de NT ao longo do período - Fase 1 e Fase 2.	62
Figura 23. Variação de Pt ao longo do período - Fase 1 e Fase 2.	66

Figura 24. Variação de ST ao longo do período – Fase 1 e Fase 2	68
Figura 25. Variação de STV ao longo do período – Fase 1 e Fase 2	70
Figura 26. Variação de STS ao longo do período – Fase 1 e Fase 2	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Produção e produtividade de café beneficiado em 2012 nos estados brasileiros.	6
Tabela 2. Parâmetros físicos comuns usados para avaliar a água residuária.....	19
Tabela 3. Parâmetros químicos comuns usados para avaliar a água residuária.	19
Tabela 4. Caracterização da ARC de uma Fazenda do Sul de Minas Gerias.	20
Tabela 5. Resultados das análises químicas e bioquímicas das amostras de ARC.	20
Tabela 6. Análises físicas e químicas da ARC.	21
Tabela 7. Parâmetros analisados na ARC e referência.	22
Tabela 8. Principais estados brasileiros produtores de café com sua respectiva legislação sobre recursos hídricos.	25
Tabela 9. Tempo de partida, inóculo e referencia de trabalhos com diferentes tipos de tratamento de águas residuárias.	41
Tabela 10. Caracterização do lodo	53
Tabela 11. Característica do composto biológico: organismos constituintes e sua classificação*	54
Tabela 12. Valores de temperatura médio, máximos e mínimos do afluente e efluente dos reatores – Fase 1 e Fase 2.....	55
Tabela 13. Valores de pH médio, máximos e mínimos do afluente e efluente dos reatores – Fase 1 e Fase 2.	56
Tabela 14. Valores de vazão médio, máximos e mínimos do afluente dos reatores – Fase 1 e Fase 2.	57
Tabela 15. Valores de DQO máximos e mínimos do afluente e efluente dos reatores – Fase1 e Fase 2.....	58
Tabela 16. Resultado da análise de variância para as médias de DQO em função dos tratamentos – Fase 1e Fase 2.....	59
Tabela 17. Valores médios, máximos e minimos de nitrogenio total – Fase 1 e Fase 2.	61
Tabela 18. Resultado da análise de variância para as médias de NT em função dos tratamentos – Fase 1e Fase 2.....	63

Tabela 19. Valores médio, máximos e mínimos de nitrogênio amoniacal do afluente e dos efluentes dos reatores – Fase 1 e Fase 2.....	64
Tabela 20. Valores médio, máximos e mínimos de Pt do afluente e dos efluentes dos reatores – Fase 1 e Fase 2.....	65
Tabela 21. Resultado da análise de variância para as médias de Pt em função dos tratamentos – Fase 1 e Fase 2.....	66
Tabela 22. Valores médio, máximos e mínimos de ST do afluente e dos efluentes dos reatores – Fase 1 e Fase 2.....	68
Tabela 23. Valores médio, máximos e mínimos de STV do afluente e dos efluentes dos reatores – Fase 1 e Fase 2.....	69
Tabela 24. Valores médio, máximos e mínimos de STS do afluente e dos efluentes dos reatores – Fase 1 e Fase 2.....	71

LISTA DE ABREVIATURAS

ARC – Água Residuária do Café

CE – Condutividade Elétrica

CE 50 – Concentração Efetiva Mediana

CECR – Concentração do Efluente no Corpo Receptor

CENO – Concentração de Efeito Não Observado

CF – Compostos Fenólicos

CL50 – Concentração Letal Mediana

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

COT – Carbono Orgânico Total

COV – Carga Orgânica Volumétrica

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola

KT – Potássio Total

MAPA – Ministério da Agricultura e Pecuária

N – Nitrogênio

NPM – Número

NT – Nitrogênio Total

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

P – Fósforo

pH – Potencial Hidrogeniônico

PT – Fósforo Total

PVC – Cloreto de Polivinila

Q – Vazão

SANASA – Sociedade de Abastecimento de Água e Saneamento

SDF – Sólidos Dissolvidos Fixos

SDT – Sólidos Dissolvidos Totais

SDV – Sólidos Dissolvidos Voláteis

SPAEE – Secretaria de Produção e Agroenergia

SS – Sólidos Sedimentáveis

SST – Sólidos Suspensos Totais

SSV – Sólidos Suspensos Voláteis

ST – Sólidos Totais

SVT – Sólidos Voláteis Totais

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket

UNICAMP – Universidade Estadual de Campinas

UT – Unidade de Turbidez

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	Justificativas.....	3
1.2	Objetivos	3
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1	Café: Origem e Produção.....	4
2.2	Processamento do café.....	8
2.2.1	Café Descascado.....	12
2.2.2	Café Despolpado	13
2.2.3	Café desmucilado	14
2.3	Água residuária do café – ARC	15
2.4	Caracterização das águas residuárias de café.....	17
2.5	Legislação ambiental – lançamento de água residuária.....	23
2.6	Tratamento de ARC	27
2.6.1	Tratamento Primário.....	28
2.6.2	Tratamento secundário	28
2.6.3	Tratamento terciário	29
2.7	Biorremediação no tratamento de águas residuárias.....	31
2.8	Partida de reatores.....	32
2.8.1	Temperatura.....	34
2.8.2	pH	35
2.8.3	Alcalinidade.....	36
2.8.4	Nutrientes	37
2.8.5	Compostos fenóis	38
2.8.6	Inóculos	38
3	MATERIAL E MÉTODOS	42
3.1	Local de instalação e operação do sistema	42
3.2	Configuração da unidade experimental	43
3.3	Análises físicas e químicas	45
3.4	Partida dos reatores	48
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
4.1	Caracterização do lodo.....	53
4.2	Caracterização do composto biológico	54
4.3	Avaliação do desempenho dos reatores anaeróbios.....	55
4.3.1	Demanda química de oxigênio (DQO).....	57
4.3.2	Nutrientes	61
4.3.2.1	Nitrogênio	61
4.3.2.1.1	Nitrogênio Total	61

4.3.2.1.3 Nitrogênio amoniacal	63
4.3.2.2 Fósforo	65
4.3.2.3 Série de sólidos	67
4.3.2.3.1 Sólidos totais	67
4.3.2.3.2 Sólidos totais voláteis	69
4.3.2.3.3 Sólidos totais suspensos	70
5 CONCLUSÃO	72
6 REFERÊNCIAS	73

1 INTRODUÇÃO

O Brasil é um dos poucos países do mundo a possuir em seu território água com relativa abundância, e em muitas vezes o uso indiscriminado, tanto no meio agrário como na indústria preocupa a sociedade.

Parte dessa água está comprometida devido à intervenção humana na natureza, de forma que os mananciais estão poluídos, existe má distribuição e mais do que isso, uma superexploração desse recurso natural renovável, sendo ponto capital para manutenção da vida no planeta.

Recentemente, com as dificuldades referentes à insuficiência e poluição da água nas grandes metrópoles, surge interesse por parte de alguns setores, principalmente econômicos, pelas atividades nas quais se faz o uso da água. Assim sendo, existe um sinal de alerta nas três esferas da sociedade federal, estadual e municipal, em gerenciar os recursos hídricos.

É sabido que a maior demanda de água no Brasil é consumida na agricultura, sendo a irrigação largamente utilizada em áreas de solos secos ou regiões que apresentam períodos de estresse hídrico. Além disso, o uso de água no processamento ou beneficiamento de produtos agroindústrias, como na cultura de cana, citricultura, cafeicultura, laticínio, cerveja, refrigerantes, suinocultura, bovinocultura entre outras, consomem muita água de rios e reservatórios.

Diante desse aspecto, o Brasil, um dos grandes exportadores de café do mundo, atendendo as necessidades do mercado internacional para conquistar melhores qualidades nos grãos de café, a atividade de lavagem, despolpa e desmuscilamento dos frutos cafeeiros torna-se de fundamental importância.

Entretanto o grande volume de água residuária gerada nos processos de tratamento é rica em matéria orgânica em suspensão, além de constituintes orgânicos e inorgânicos em solução. Dessa maneira, como essa água possui um elevado poder poluente pode causar grandes problemas ambientais, bem como comprometer a qualidade da água, quando lançada em corpos hídricos sem o devido tratamento.

As águas residuárias geradas no processo de beneficiamento do café - ARC- devem receber tratamento prévio antes de serem lançadas em corpo d'água receptor, por essa razão, novas técnicas de tratamento ou disposição final devem ser disponibilizadas ao produtor.

O tratamento formal existente, que corresponde ao tratamento físico, químico e biológico, na maioria das vezes utilizando-se de lagoa de estabilização, além de ocupar uma grande área das propriedades, não elimina todos os poluentes. O grau de depuração alcançado é insuficiente para lançamento do efluente em corpos hídricos receptores.

Nos últimos anos, pesquisadores têm feito o uso de microrganismos, ou seja, processo biotecnológico de remediação. Isto é, um procedimento com organismos vivos que tem como objetivo a remoção total ou parcial de poluentes em ambientes como águas superficiais, subterrâneas e solos, assim como a diminuição de resíduos e efluentes industriais e agroindustriais, em aterros ou áreas de contenção. Esse processo de biorremediação se inova na maneira em que realizam novas configurações dos sistemas de tratamento e pode ser eficiente no controle de moléculas de difícil degradação e metais tóxicos no ambiente, pois existem processos metabólicos que convertem os contaminantes em substâncias inorgânicas ou em substâncias estáveis não prejudiciais ao meio ambiente.

A consequência principal da poluição orgânica nos rios receptores é a redução da concentração de oxigênio dissolvido, que causa a morte de peixes e outros animais aquáticos, além de originar cheiros desagradáveis. Ao colocar no sistema microrganismos selecionados e cultivados para promover o aumento e resistência da biota com o intuito de degradar os contaminantes, reduzirão os níveis de DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), TDH (Tempo de Detenção Hidráulica) e uma necessidade menor de infraestrutura.

O período entre safra da colheita de café inicia-se em agosto e vai até abril, oito meses em que não há produção de água residuária do café. Portanto, os reatores ou as lagoas não estão em funcionamento, ou seja, não há alimentação dessas unidades, o que pode comprometer o sistema quando reiniciar o lançamento dessas águas nos sistemas de tratamento. Assim, devem-se criar estratégias de partida, ou até mesmo de repartida dos reatores antes do recebimento da água residuária para acelerar o processo de maturação, e dessa forma obter melhor eficiência no tratamento.

1.1 Justificativas

Sabe-se que, os sistemas de tratamento empregados são, na maior parte das vezes, constituídos apenas por decantadores, incapazes de proporcionar remoção adequada dos poluentes e melhoria satisfatória na qualidade da água. (RAGGI, *et al*, 2008).

As tecnologias convencionais de tratamento de ARC's que vem sendo adotada são muito caras para construir, operar e fazer a manutenção. Além disso, para cumprir rigorosas normas ambientais e para melhorar o ambiente, tornou-se imperativo encontrar tecnologias de tratamento de águas residuárias menos caras e facilmente adaptáveis (DEVI, *et al.*, 2008).

Para acelerar a partida de reatores anaeróbios é necessário que se faça o uso de inóculos. O tipo de inóculo (lodo de esgoto, cervejaria, estrume, vinhaça, ARC, entre outros) influencia grandemente na degradação da matéria orgânica. Além disso, segundo Boopathy, 2000, o inóculo é capaz de tratar contaminantes diluídos e com grandes áreas de dispersão, requer investimentos baixos, tem uma ação rápida e pode ser aplicada em simultâneo com outros tratamentos químicos e físicos.

Assim, a hipótese desse trabalho foi a utilização de microrganismos através da técnica de biorremediação, que por possuir alta taxa de remoção, devido ao processo biológico, acelera a partida de reatores.

1.2 Objetivos

Contudo, o objetivo geral desse trabalho foi criar estratégias de partida dos reatores antes do recebimento de águas residuárias para acelerar o processo de maturação, e dessa forma obter melhor eficiência no tratamento.

Sendo que o objetivo específico foi determinar o tempo de partida dos reatores em estudo.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Café: Origem e Produção

A origem do café é provável que tenha sido na Etiópia, nordeste da África, visto que a primeira planta encontrada foi inicialmente cultivada pelos povos de Oromo Kafa, província da Etiópia, de onde se obteve o nome café (ITC, 2002). Porém, os árabes são os que teriam iniciado o domínio da técnica de lavoura e elaboração do produto.

O cafeeiro pertence ao grupo das plantas Fanerógamas, classe Angiosperma, subclasse Dicotiledônea, ordem *Rubiales*, família das *Rubiáceas*, tribo, *Coffeae*, subtribo Coffeinar e gênero *Coffea*. As espécies *Coffea* arábica e *Coffea* Canéfora (café robusta) são as únicas cultivadas em grande escala nas mais variadas regiões do mundo. Outras espécies são encontradas em pequena quantidade em zonas limitadas, são: *Coffea* *congenensis*, *Coffea* *liberica* (África e Vietnã) e *Coffea* *racemosa* (Moçambique) (MORELI, 2013).

O fruto do café, como mostrado na Figura 1, é formado pelo pericarpo e semente. O pericarpo se divide em três camadas distintas: epicarpo, mesocarpo e endocarpo. O epicarpo, ou exocarpo, é a camada externa que envolve o grão, conhecida como casca. No descascamento do café, a casca é removida junto com parte do mesocarpo (polpa), facilitando a secagem, diminuindo os riscos de fermentação e, conseqüentemente, aumentando a qualidade do café. O mesocarpo interno, também conhecido de mucilagem, quando maduro, apresenta grande concentração de açúcares, o que eleva os riscos de fermentação. O endocarpo ou pergaminho é a parte que envolve a semente ou grão que, por sua vez, é formada pelo endosperma, pelo embrião e pela película prateada ou espermoderma que a envolve.

O café é uma commodity global importante e forma uma fração significativa da economia de exportação de muitos países. É comercializada globalmente, e por vezes, ocupou o segundo lugar perdendo apenas para o petróleo entre as commodities negociadas (CHANAKYA& De ALWIS, 2004).

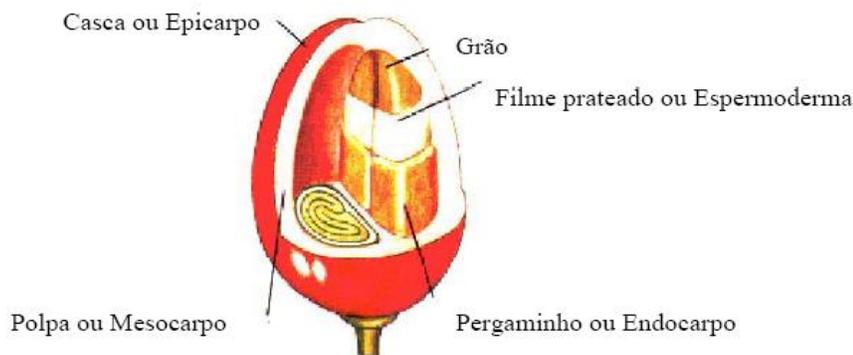


Figura 1. Componentes do fruto do cafeeiro. FONTE: MATOS & LO MONACO, 2003.

Os grãos de café são produzidos e exportados por mais de 50 países em desenvolvimento, no entanto, a maior parte dos consumidores está em países industrializados como os EUA, União Europeia e Japão. O grão de café é o segundo produto mais comercializado no mundo, sendo de vital importância para o balanço comercial entre países desenvolvidos e em desenvolvimento (PINTO *et al.*, 2000). É uma das bebidas mais difundidas no mundo, proporcionando aos países produtores uma renda média de oito bilhões de dólares por ano (ALMEIDA & SILVA, 2006).

Historicamente, o café foi introduzido no Brasil na primeira metade do século XVIII, no vale amazônico, e em 1770 no Rio de Janeiro (RIOS, 1973). Segundo Nacif, *et al.*, 2004, o café foi fator de desenvolvimento econômico e modernização no País, visto que para escoar sua produção foram construídas estradas de ferro, novos portos, novos bancos e agilizou o comércio. Ao mesmo tempo, conforme Silva, 1976, o café também foi responsável pela mecanização nas áreas produtivas.

O café no início do século XX foi o responsável pela imigração de povos europeus e asiáticos, principalmente italianos, alemães e japoneses para substituição da mão de obra escrava, com isso trouxe um novo tipo de população que acabou propiciando a interiorização e o desenvolvimento do Brasil.

A cultura do café, ainda neste século, foi uma cultura com a característica de distribuição de renda, o que permitiu a muitos imigrantes a se tornarem proprietários das terras que cultivavam e a oferecer novos centros geopolíticos, tais como Ribeirão Preto e Londrina.

O Brasil é o maior produtor e exportador de café não processado do mundo, sendo, ainda, o segundo maior consumidor, perdendo apenas para os Estados Unidos, mas, segundo a CONAB, até 2015 passará a ser o maior consumidor.

No Brasil, o café é um dos produtos mais importantes na economia do país, pois contribui consideravelmente na fonte de renda da agricultura brasileira, sendo o setor do agronegócio que mais emprega no país. Na Tabela 1 encontram-se os estados brasileiros produtores de café.

A produção de café está distribuída em onze estados, sendo o de Minas Gerais, o maior produtor, e presente em aproximadamente 1900 municípios, gerando 10 milhões de empregos direta e indiretamente (GUIMARÃES, et.al., 2002).

Tabela 1. Produção e produtividade de café beneficiado em 2012 nos estados brasileiros.

Estado	2012			
	Produção (mil sacas de 60kg)			Produtividade (sacas. ha ⁻¹)
	Arábica	Robusta	TOTAL	
MG	26644,0	300,0	26644,0	26,20
ES	2789,0	9713,0	12502,0	27,77
SP	5356,6	-	5356,6	30,59
PR	1580,0	-	1580,0	23,52
BA	1336,5	813,1	2149,6	15,55
RO	-	1367,0	1376,0	10,88
MT	2,5	121,6	124,1	5,90
GO	247,4	-	247,4	39,15
PA	-	167,0	167,0	16,29
RJ	262,2	-	262,2	19,83

OUTROS	125,8	0,7	126,5	8,93
BRASIL	38344,0	12482,4	50826,4	24,80

FONTE: MAPA – SPAE/CONAB (2013)

A CONAB realiza mapeamentos desde 2004, com o intuito de obter informações cada vez mais precisas a respeito da estimativa de área do café. O mapeamento utiliza-se de imagens de satélites, fotografias aéreas e informações georreferenciadas das áreas cultivadas nos estados produtores de café, conforme a Figura 2.



Figura 2: Áreas mapeadas dos estados produtores de café. Fonte: CONAB, 2013.

Embora o Brasil seja o maior produtor de café do mundo, ainda está longe de alcançar a Itália e Alemanha, maiores exportadores do mundo, quando se trata de café industrializado, ou seja, o Brasil ainda não está aproveitando da oportunidade de agregar valor a uma das suas principais commodities.

No processo de produção de café, que vai da formação das mudas, do plantio, da condução cultura até a produção, interferem nas suas características as condições edafoclimáticas e os cuidados nos tratos fitossanitários.

Ainda é de suma importância para a qualidade os aspectos ligados à colheita e ao secamento dos seus grãos. Por exemplo, café que cai no chão pode adquirir fungos, os quais implicam em depreciação da qualidade final da bebida.

A qualidade do grão colhido e o seu preparo são condicionantes para o tipo de bebida final a ser obtida. Assim, estes cuidados são fatores fundamentais para a valorização do grão do café e está associada, principalmente, à condução adequada dos procedimentos após a colheita. A adoção de técnicas mais adequadas no processamento do fruto cafeeiro visa à obtenção de melhorias qualitativas, notadamente, as suas características organolépticas, e com isso o maior retorno econômico nas atividades de produção de grãos.

Assim, resumidamente, o processamento pós-colheita, constituído por uma série de operações unitárias influenciam diretamente na qualidade e, por consequência, o valor tanto para exportação como no valor dos grãos de café (NOGUEIRA, 1996).

2.2 Processamento do café

O café advindo da lavoura constitui-se, em grande parte, de frutos verdes, maduros (cerejas), passa, frutos secos, folhas, ramos, terras, paus e pedras, conforme se observa na Figura 3.



Figura 3. Café após colheita por derriça sobre pano.

Tanto nos procedimentos da época da colheita (estádio de maturação), quanto aos processos de recolhimento dos grãos retirados pela colheitadeira, quando mecânico, ou no pano, quando manual, devem ser separados daqueles já maduros e secos que estiverem no chão. Uma vez os frutos do café transferidos da lavoura para o pátio de processamento, uma série de operações estão envolvidas até o café estar processado, para ser ensacado e posteriormente comercializado.

Assim, o processamento do café é provavelmente uma das etapas mais importantes na busca da qualidade do café colhido. Borém, 2008, afirma que: será tanto eficaz quanto mais homogêneo tornar-se o lote colhido ao longo de todas as operações pós-colheita. Ainda segundo este mesmo autor, a escolha do modo de processamento do café é decisiva na rentabilidade da atividade cafeeira, e dependerá de três aspectos fundamentais na escolha do método de processamento de café: a relação custo\benefício do método de processamento; a necessidade de atendimento à legislação ambiental e o padrão desejado de qualidade.

Após a colheita do café, um conjunto de técnicas e de equipamentos, com o objetivo de aumentar a qualidade do grão, pode ser realizado por dois modos de processamento, conforme se pode observar na Figura 4: via seca, que são processados na sua forma integral, com casca, produzindo frutos secos, chamados de cafés em coco ou cafés naturais ou ainda cafés de terreiro, o segundo modo de processamento é por via úmida, da qual originam em cafés descascados, cafés despulpados ou cafés desmuscilados, também conhecidos como cafés em pergaminho. Ambos precisam de certa quantidade de água, inclusive o processamento por via seca, no momento de separação de grãos.

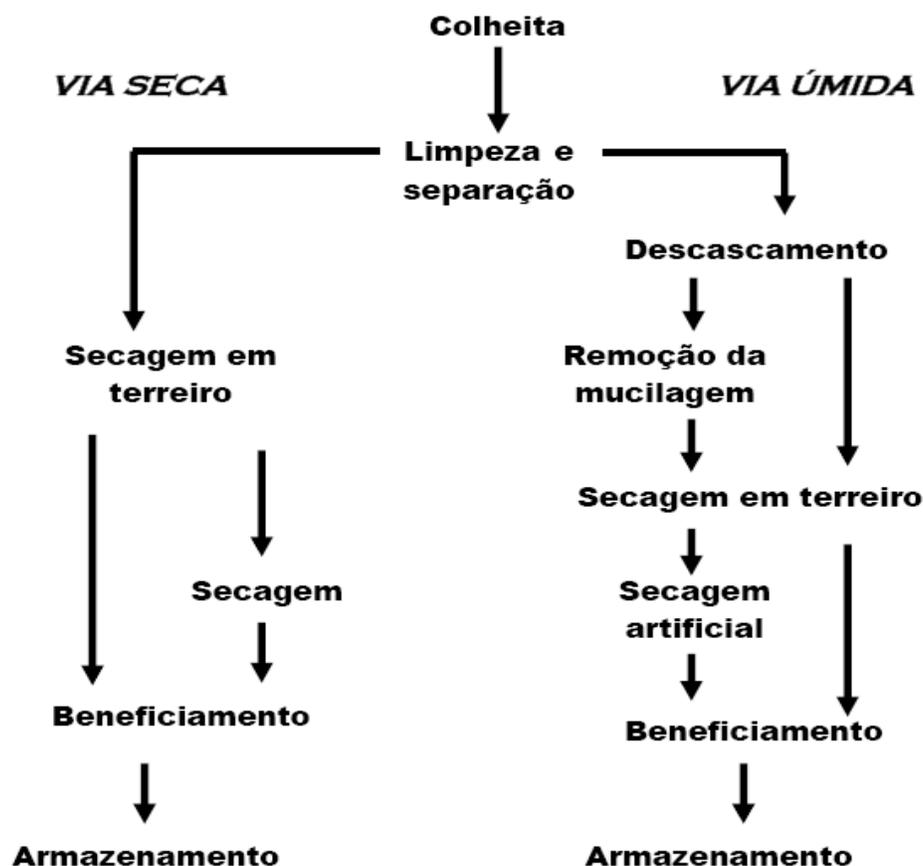


Figura 4. Processamento por via seca e úmida do café. FONTE: SILVA, 2007

Processamento do café por via seca:

No processamento via seca os grãos de café, após a abanação, lavagem e separação das frações (cereja, verde e boia) são transportado para a secagem em terreiro ou para secadores artificiais. Neste processo, também pode ser conduzido com prévio descascamento dos cafés cereja e verde, porém mantendo-se a mucilagem que envolve o grão. Os grãos descascados são então encaminhados para secagem.

Entretanto, esse processo, afeta menos a condição natural do café pois todas as suas partes constituintes são mantidas. Além disso, é o processo que menos agride o meio ambiente, pois são produzidos poucos resíduos sólidos e líquidos, não havendo produção de efluentes com elevado teor de matéria orgânica como acontece no processo por via úmida (BORÉM, 2008).

Vários artigos na literatura tem associado o processamento por via seca com café de bebida de menor qualidade (CHANAKYA & DE ALWIS, 2004; BORÉM, et. al., 2006;

COLTRO, *et al.*, 2006; CORADI, *et. al.*, 2008; SOARES, *et al.*, 2007; MATOS, *et al.*, 2007; SELVAMURUGAN *et al.*, 2010). Entretanto, de acordo com Isquierdo, *et. al.*, 2012, a produção de cafés de excelente qualidade produzidos usando o método seco pode ser realizado com as seguintes abordagens: colheita de pequenas quantidades de frutos verdes; remoção de defeitos, incluindo passa, frutos perfurados e vazios por separação de água e usando um método apropriado para secagem, seguido de uma limpeza eficiente, descascamento, classificação e ordenação.

Processamento do café por via úmida:

O processamento por via úmida foi desenvolvido a partir da necessidade dos produtores da América Central em retirar as fontes de fermentação e diminuir o tempo de secagem dos cafés produzidos naquela região (SILVA, 2008).

O processamento do café inicia-se com a lavagem para reduzir, ou eliminar determinados defeitos como separação da fração bóia, proporcionando secagem de lotes de café mais homogêneos (GUIMARAES, 1995; ORNELAS, 2001).

O processamento via úmida é recomendado para a produção de grãos de café de qualidade em regiões de clima úmido, ou quando ocorrem chuvas fora de época prejudicando o seu processamento e secagem. A lavagem e o descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro reduzem a probabilidade de fermentação do grão e o tempo de secagem do mesmo; porém, se mal conduzida, pode prejudicar a qualidade e a aceitação no mercado externo (HADDIS & DEVI, 2007). Deve ser ressaltado, que para exportação só são aceitos café do tipo 6 ou superior. Esta classificação determina, em princípio, o preço final a ser recebido pelo produtor.

No Brasil, tem sido realizada a técnica por via úmida com uma alteração, ou seja, exclusão da fase de fermentação (AFONSO JÚNIOR, *et. al.*, 2001). Assim, sem essa fase, o processamento por via úmida atua como medida preventiva, agilizando o processo de secagem com a retirada da casca; ou como ação corretiva para reduzir falhas existentes na colheita ou de infraestrutura (volume da produção e agregar valor às características sensoriais desejáveis

A água é utilizada no processamento com a principal função de transportar os grãos de café pelos equipamentos de lavagem/separação, descascamento e desmucilamento (SILVA, 2008). Entretanto essa técnica requer investimentos mais elevados e utilização mais intensiva da

mão de obra e maiores gastos de água em relação ao preparo natural (STEGEN, 2003). Contudo, quando se fala em qualidade de café, segundo Villela 2002, a via úmida, com exclusão da fase fermentativa, tem demonstrado superioridade em relação aos cafés naturais.

Apesar do processo por via úmida necessitar de grandes volumes de água e, conseqüentemente gerar uma quantidade maior de resíduo, atualmente é a forma que os produtores têm utilizado para garantir a qualidade da bebida, melhores preços no mercado, bem como maior lucratividade. Conforme resultados de pesquisa de Toledo Júnior, *et al.*, 2002, este processo pode chegar a uma economia de até 60% em espaço de terreiro, tulha, secador e silos.

Existem no mercado vários tipos de equipamentos para o processamento do café após a sua separação. A seguir serão abordados os principais tipos de máquinas utilizadas nesse processamento, tais como descascador, despulpador e desmuscilador.

2.2.1 Café Descascado

Dentro do processamento, após a lavagem dos frutos, segue-se o descascamento dos grãos onde há a separação dos frutos cerejas e dos frutos verdes, o que possibilita a melhoria da qualidade, pois serão secos separadamente e uniformemente. O café cereja é o que proporciona o café de melhor qualidade e o verde, por conseguinte, é praticamente vendido como escolha.

Os descascadores são máquinas que fazem o processo de retirada do exocarpo do café. A Figura 5, representa um tipo de descascador encontrado no mercado brasileiro.



Figura 5. Descascador de cereja. Fonte: Pinhalense, 2013

O descascamento e a separação ocorrem em um cilindro onde os cafés cereja e verde – separados na lavagem do “bóia” – são conduzidos juntamente com a água. Este cilindro é feito de forma janelada, tipo gaiola. Ocorrendo pressão dentro do cilindro os grãos dos frutos cerejas rompem as cascas e juntamente com estas, saem pelos orifícios do cilindro, enquanto os frutos verdes não rompem as cascas, por tê-las bem aderidas, impedindo que estes passem pelos orifícios e acabam saindo por saídas encontradas nas laterais do descascador (MATIELLO *et al*, 2005).

Nessa etapa, ao ser descascado, o grão ganha maior uniformidade e reduz a quantidade de água a ser removida durante a secagem.

Devido à remoção da casca e de parte da polpa, a secagem do café cereja descascado em terreiro, dependendo das condições ambientais, pode reduzir o risco de ocorrência de fermentações indesejáveis, se comparada ao café natural. (BORÉM, *et al.*, 2006). Nesse processo ocorre, em função do tempo úmido, a presença de fungos que depreciam o tipo de bebida.

2.2.2 Café Despoldado

O despoldamento é o processo de retirada da mucilagem.

O café após ser descascado segue para um tanque de fermentação, onde deve permanecer de 12 a 36 horas juntamente com água, para que a mucilagem seja retirada (LEITE, 2007). Nesta etapa, os frutos cerejas descascados e as cascas passam para outro cilindro coberto por uma lâmina de cobre ou latão, com mamilos, que aprisionam os grãos e os pressionam em um movimento rotativo contra uma barra de borracha, separando assim os grãos ainda com um pouco de mucilagem de um lado, e a polpa com casca e parte da mucilagem do outro (MATIELLO *et al*, 2005). A Figura 6 mostra um despoldador de café de uso comercial.



Figura 6. Despolpador de café cereja e verde. Fonte: Palini e Alves, 2013

2.2.3 Café desmuscilado

O desmuscilamento é um processo de retirada da mucilagem, que ocorre de forma mecânica, logo após o descascamento, onde o café passa por um equipamento – desmuscilador, o qual retira a mucilagem por atrito entre os grãos e a parede do equipamento e ainda pela injeção de água sob pressão (LEITE, 2007).

A Figura 7 mostra a fotografia de um desmuscilador comumente comercializado para os cafeicultores.



Figura 7. Desmuscilador vertical de café. Fonte: Palini e Alves, 2013.

Nesta etapa, o processo utiliza pouca quantidade de água, suficiente apenas para lubrificar o limpar a mucilagem, resultando em menores quantidades resíduas.

A principal vantagem deste equipamento é a remoção de toda ou parte da mucilagem evitando-se o uso de tanques de fermentação. Além disso, o café é colocado no terreiro, e ao contrario do que ocorre com o cereja descascado, não forma aglomerados entre os grãos facilitando o trabalho de movimentação, revolvimento e secagem (BORÉM, 2008). Resulta em café de bebidas suaves e geralmente com corpo fraco.

2.3 Água residuária do café – ARC

Os resíduos da agroindústria do café, em função da busca de melhor qualidade acabaram por difundir esses processos mecânicos de tratamento do café colhido. Dessa forma, o aumento do uso desses processadores acabou em maior quantidade de água utilizada no seu processamento e assim tornaram-se assunto de grande interesse, tanto do ponto de vista econômico quanto ambiental. No processamento por via úmida, a água é o elemento condutor dos frutos na unidade

de processamento e ela se junta a outros resíduos dos frutos formando então as águas residuárias do café - ARC (BRUNO & OLIVEIRA, 2008; SOARES et. al., 2008).

A atividade de lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro, necessária para a obtenção de redução de custos de secagem dos grãos e melhoria na qualidade de bebida, é geradora de grandes volumes de águas residuárias, ricas em material orgânico em suspensão e constituintes orgânicos e inorgânicos em solução, de grande poder poluente (LO MONACO *et al.*, 2002). Somado a isso, a mucilagem contém água, pectinas, açúcares e ácidos orgânicos, sendo um substrato adequado para o desenvolvimento de microrganismos que podem proporcionar o aparecimento de reações fermentativas prejudiciais à qualidade final do produto (BÁRTHOLO *et al.*, 1989; VASCO, 1999).

No descascamento/despolpa e desmucilagem, geram-se em torno de 3 a 5 L de água residuária para cada litro de frutos processados (MATOS, 2003, MATOS & LO MONACO, 2003; LUIZ, 2007). É importante ressaltar que, pelo fato da água entrar em contato direto com o café, e que este é considerado um alimento, ela deve ser de boa qualidade, livre de substâncias que possam causar quaisquer tipos de contaminação.

A água residuária do café, constituída pelas águas provenientes de todas as operações de pré-processamento e de processamento é, dentre todos os resíduos, o que provoca o maior impacto ambiental (CABANELLAS, 2004). Segundo Raggi *et al.*, 2008, essa técnica de processamento de pós-colheita por via úmida, a ARC gerada, é uma dificuldade para o cafeicultor. Desse modo, a disposição dos resíduos orgânicos gerados no processo é um dos principais problemas nas unidades de processamento de frutos por via úmida. Os elevados valores de DBO e DQO encontrados na água residuária desse processo são indicativos de que essas águas apresentam elevada carga orgânica e, por isso, podem trazer muitos problemas para corpos hídricos receptores se forem lançadas sem tratamento prévio (MATOS, et. al., 2006; CAMPOS *et al.*, 2010).

De acordo com a legislação ambiental vigente (CONAMA, 2005), as águas residuárias geradas no processo devem receber tratamento prévio antes de serem lançadas em corpo d'água receptor ou podem ser dispostas de forma ambientalmente adequada no solo, como destino final. Assim, por essa razão, novas técnicas de tratamento devem ser disponibilizadas ao produtor.

Para projetos de tratamento da ARC é essencial para sua manutenção e operação que seja conhecido previamente, o processo do qual a água residuária provém, bem como os

principais compostos que poderão estar presentes, suas concentrações limites e a presença de substâncias que, mesmo presentes em pequenas quantidades, possam interferir nos testes a serem realizados (SILVA, 2007).

Entretanto, essa ARC é rica em compostos orgânicos e inorgânicos e poluentes que causam a degradação dos solos, dos cursos de água e a contaminação do ar atmosférico, pela emissão de gases como o metano, dióxido de carbono, gás sulfídrico e amônia, entre outros, como atividades bacterianas (CAMPOS *et al.*, 2002; MATOS & LO MONACO, 2003 e CAMPOS *et al.*, 2010). Portanto, torna-se imprescindível a caracterização dessa água para que seja feita a reutilização como também o descarte em solos, rios e córregos ao entorno das fazendas.

2.4 Caracterização das águas residuárias de café

O impacto ambiental do processamento via úmido do café torna-se grande, quando considerado as inúmeras pequenas propriedades como um conjunto de produção de ARC, transformando esta quantidade em um volume considerável de água. Este impacto não é só devido a altas concentrações de descarte em rios, mas principalmente pela quantidade de matéria orgânica presente na mesma.

Segundo Fia *et al.*, 2010, as características da ARC são altamente variáveis, dependendo das características dos frutos processados, se verdes, maduros ou secos, e do tipo de processamento utilizado, podendo ainda, ser realizada a recirculação das águas. A ARC apresenta uma relação entre a matéria orgânica (DBO) e os nutrientes (N e P) considerada elevada, geralmente, superior a 100/5/1 (LUIZ, 2007; FIA 2008), fator que pode dificultar o tratamento biológico. Além disso, a ARC apresenta valores de pH reduzidos, sendo necessária sua correção para favorecer a aplicação em sistemas de tratamento biológico. Quando se faz a recirculação da água no processamento, o volume gasto é reduzido (MATOS *et al.*, 2007), no entanto, a ARC produzida apresenta maior concentração de matéria orgânica e compostos recalcitrantes, como os compostos fenólicos, dificultando o processo de tratamento.

No projeto de uma estação de tratamento, nem sempre há interesse em se determinar os diversos compostos dos quais a água residuária é constituída. Isto, não só pela dificuldade em se

executar vários testes em laboratório, mas também pelo fato dos resultados em si não serem diretamente utilizáveis como elementos de projeto e operação. Assim, muitas vezes é preferível a utilização de parâmetros indiretos que traduzam o caráter ou o potencial poluidor do despejo em questão. Tais parâmetros definem a qualidade das águas residuárias (do café e de esgoto), podendo ser divididos em duas categorias: parâmetros físicos e químicos (VON SPERLING, 2005), conforme podem ser verificadas nas Tabela 2 e Tabela 3.

Contudo, um entendimento da natureza das águas residuárias é essencial para o planejamento e operação de coletas, tratamento e facilidades de reuso (METCALF & EDDY, 2005). Assim a ARC tem características próprias, mas os parâmetros que definem a sua qualidade são semelhantes. Na determinação das características de uma água residuária de café típica, utilizou-se de uma alíquota coletada em uma fazenda produtora de café, no Sul de Minas Gerais, na qual adota-se o processamento mecânico com o descarte dessa água no solo, cujos resultados estão expressos na Tabela 4.

Em estudos mais recentes, verificou-se a necessidade de fazer a análise de compostos fenólicos, porque esses compostos alteram significativamente as atividades microbiológicas, bem como de vegetais e animais e conseqüentemente comprometer o tratamento da ARC.(FIA, et. al., 2010; FIA,et., al., 2013)

As águas residuárias da lavagem e despulpa do café são ricas em fenóis, um composto orgânico altamente tóxico e poluente, também encontrado em efluentes de indústrias de resinas, pesticidas, refinarias de petróleo e petroquímicas. Concentrações fenóis de 1 mg. L^{-1} afetam severamente a vida aquática (BRUNO & OLIVEIRA, 2008).

No entanto, para a caracterização da ARC, parâmetros como pH, DQO, DBO, NT, PT e KT são suficientes para projetar ou planejar sistemas de tratamentos e, são os mais avaliados nos artigos técnicos, científicos e livros textos, que podem ser vistos na Tabela 5e na Tabela 6. A sua caracterização vai depender da atividade específica envolvida, caso seja o descarte da ARC em solos, outros parâmetros deverão ser avaliados, tais como a quantidade de K, Ca, Mg e outros metais.

Tabela 2. Parâmetros físicos comuns usados para avaliar a água residuária.

Análises	Abreviação	Uso ou significado das análises
Sólidos totais	ST	Avaliar o potencial de reuso de águas residuárias e determinar o tipo mais adequado de operações e processos para seu tratamento
Sólidos voláteis totais	SVT	
Sólidos suspensos totais	SST	
Sólidos dissolvidos totais	SDT	
Sólidos sedimentáveis	SS	Determinar aqueles sólidos que sedimentarão por gravidade em um período de tempo específico
Turbidez		Avaliar o desempenho do processo de tratamento
Cor		Avaliar a condição do resíduo
Odor		Determinar se o cheiro será um problema
Temperatura	°C	Importante no projeto e operação de processos biológicos nas instalações de tratamento
Condutividade Elétrica	CE	Usado para avaliar a adequação do efluente tratado para aplicações na agricultura

ADAPTADO: METCALF & EDDY, 2005.

Tabela 3. Parâmetros químicos comuns usados para avaliar a água residuária.

Análises	Abreviação	Uso ou significado das análises
Nitrogênio orgânico	N org	Usado como medida de nutrientes presentes e o grau de decomposição na água residuária; as formas oxidadas podem ser tomadas como uma medida do grau de oxidação
Nitrogênio total Kjeldahl	NTK	
Nitrito	NO ₂ ⁻	
Nitrato	NO ₃ ⁻	
Nitrogênio total	NT	
Amônia livre	NH ₄ ⁺	
Fósforo total	PT	
Fósforo orgânico	P org	
pH	pH	Uma medida da acidez ou basicidade de uma solução aquosa
Alcalinidade		Uma medida da capacidade tampão da água residuária

Sulfato		SO_4^{-2}	Avaliar o potencial para a formação de odores e que podem afetar na tratabilidade do lodo de esgoto
Metais		Ca, Mg, Na, K	Avaliar a adequação da água residuária para reuso e efeitos da toxicidade no tratamento
Cloreto		Cl^-	Avaliar a adequação da água residuária para reuso na agricultura
Demanda bioquímica de oxigênio		DBO_5	Medir a quantidade de oxigênio requerido para estabilizar o resíduo biologicamente
Demanda bioquímica de oxigênio ultima		DBO_u	
Demanda química de oxigênio		DQO	Frequentemente usado como um substituto para o teste de DBO
Carbono orgânico total		COT	

ADAPTADO: METCALF & EDDY, 2005.

Tabela 4. Caracterização da ARC de uma Fazenda do Sul de Minas Gérias.

Parâmetros	DQO	N-NH ₃	NO ₃	NO ₂	NTK	NT	PT	ST	SS
mg.L⁻¹									
ARC T*	14494	28	55	100	735	890	67	15433	1
ARC NT*	12931	28	50	50	847	947	34	14577	7

*Amostras T: Trituradas e NT: Não trituradas

Tabela 5. Resultados das análises químicas e bioquímicas das amostras de ARC.

	pH	DQO	DBO	NT	PT	KT
mg.L⁻¹						
ARC	3,44	47071	13471	228	30	686

ADAPTADO: FIA *et al.*, 2010

Tabela 6. Análises físicas e químicas da ARC.

Local de Geração	CE	SS	ST	SST	pH	DQO	DBO	N	P	K
	dS m ⁻¹					mg L ⁻¹				
Lavador	0,26	17	1069	380	4,9	1520	411	76,8	5	41
Despolpador	0,59	0	4889	850	4,8	5148	2525	105,5	8	115
Despolpador ¹	0,72	180	5504	1888	4,1	10667	3184	124,6	10,8	153,7
Despolpador ²	0,99	330	6403	2336	4,1	11000	3374	160	13,9	204,7

1: primeira recirculação; 2: segunda recirculação; CE: condutividade elétrica; SP: sólidos sedimentáveis; ST: sólidos totais, SST: sólidos em suspensão. FONTE: Adaptado de Almeida & SILVA, 2006.

As determinações de DBO e DQO são de grande importância na verificação do grau de poluição orgânica de cursos d'água, no estudo de cargas orgânicas poluidoras e na escolha do tipo de tratamento a ser efetuado. No caso em que a DQO seja menor que o dobro da DBO, é possível que grande parte da matéria orgânica seja biodegradável e se a DQO for muito além da DBO, é possível que grande parte da matéria orgânica não seja biodegradável. Outros atributos importantes para a caracterização e quantificação da poluição são: pH, sólidos totais, sedimentáveis, suspensos, condutividade elétrica e turbidez (MATOS & LO MONACO, 2003).

Entretanto, muitos trabalhos citados, têm feito, além dessas análises, outras que ajudam a interpretar e avaliar as condições da ARC, para o devido manejo e tratamento.

A seguir, na Tabela 7, são citados os parâmetros de ARC, as características e seus autores.

Tabela 7. Parâmetros analisados na ARC e referência.

Caracterização	Referência
SDT, Sólidos solúveis (SS), pH, DBO, DQO, Nitrogênio total (Nt), Nitrogênio amoniacal, P, Na, Mg, Ca	LOEHR et. al., 1988
ST Sólidos voláteis (SV) Sólidos suspensos não sedimentados (SSNS), DQO total, solúvel e não solúvel, Lipídeos totais, Nt, pH, T°C, Alcalinidade bicarbonato, α -celulose holocelulose, proteína	DINSDALE et. al., 1996
OD, DBO	MATOS & GOMES FILHO, 2000
DQO, DBO, ST	LO MONACO, 2001
DBO, DQO, ST, Nt, Pt, K, Na	LO MONACO, et. al., 2002
DQO, Cor, SST, T°C, pH, Coliformes totais e fecais	SANTANA & PAWLOWSKY, 2013
DQO, DBO, N-NO ₃ , N-NH ₄ , K, P, Ca, dureza	BRASIL, et. al., 2003
pH, ST, DQO, Açúcares totais, Açúcares redutores, Alcalinidade Total, Acidez	CHANAKYA & DE ALWIS, 2004
DBO, DQO, pH, Nt, Pt, Potássio total (Kt), Sódio total (Nat)	MATOS, 2005
pH, DQO, DBO ₅ , Nt, Pt, Kt, Nat, (Café Arábica) pH, CE, Sólidos Sedimentáveis (SSe), ST, SS, SD, SFT, SVT, DQO, DBO ₅ , Nt, Pt, Kt, Nat (Café Conilon)	RIGUEIRA, 2005
SS, SD, pH	BATISTA et. al., 2007
CE, SSe, ST, SS, pH, DQO, DBO, N, P, K, Na	ALMEIDA & SILVA, 2006
DBO, DQO, OD, NO ₃ , NH ₃ , DQO, COT, Nt, SO ₄ ²⁻ -S, Fósforo total (Pt), Ca, Na, Mg, K, CE	HERPIN et. al., 2007
pH, CE, T°C, Turbidez, ST, SDT, DBO, DQO, Coliformes fecais e totais	DEVI, et. al., 2008
ST, SS, CE, DBO, DQO, pH	RAGGI et. al., 2008
T°C, pH, DQO, DBO, SST, Fosfato, Nitrato	HADDIS & DEVI, 2008
ST, SV, Massa específica	CARVALHO et. al., 2008
SST, SVT, DQO, DBO, CF	BRUNO & OLIVEIRA, 2008
DBO, DQO, CE, SDT, K, Ca, Mg, Na	SILVA, 2008
N, P ₂ O ₅ , K ₂ O, Ca, Mg, S, MO, C, Na, Cu, Fe, Mn, Zn, C/N, pH	MELO, 2009
pH, Alcalinidade total, DQO, DBO ₅ , ST, SF, SV, SDT, Nt, Pt, CE, Salinidade, CF, T°C, Óleos e Graxas.	CAMPOS, et. al., 2010
pH, DQO, DBO, Concentração de fenóis totais (CN), N, P, K	FIA et. al., 2010
pH, DBO, DQO, CN.	FIA et. al., 2010
pH, DBO, DQO, CN, CE Alcalinidade bicarbonato; Ácidos voláteis totais, ST, SVT,	FIA et. al., 2010

Os resultados das análises de ARC encontrados na literatura identificaram que os valores, de forma geral, encontram-se bem acima dos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pelo CONAMA (Resolução n.º 357/2005), e também por órgãos internacionais.

Segundo a legislação ambiental brasileira, o limite para o descarte de águas residuárias em cursos d'água, é respectivamente de: para DQO, é de 90 mg. L⁻¹ e, para a DBO5, 20°C, é de 60 mg. L⁻¹, ou que a eficiência do sistema de tratamento para a sua remoção seja superior a 85%, desde que não ocorra alteração na classificação na qual o curso d'água está situado. Portanto, quando se consideram os dados observados na Tabela 7, bem como na Tabela 4 constata-se que, se estas ACR's fossem lançadas nos corpos d'água *in natura*, este recurso d'água receptor, estaria comprometido.

Se por um lado, o processamento via úmida do café verde (comercializado) traz mais benefícios para a qualidade do café do que o processamento por via seca e, conseqüentemente, maior rentabilidade para o cafeicultor, por outro, existe uma preocupação no que tange ao lançamento da ARC, uma vez que esta é rica em substâncias contaminantes às nascentes, rios, córregos e solo, portanto também do meio ambiente. Dessa forma torna-se importante, a caracterização da ARC através de medições, amostragens e análises, pois cada água residuária possui características que fogem aos padrões testados comumente.

Em suma, para contemplar o fator sustentabilidade, o ideal seria que em todo o processamento de beneficiamento de produtos agrícolas fosse possível reduzir o volume de águas residuárias, além de propor novas metodologias de tratamento para esses resíduos. Deste modo, os corpos d'água deixariam de receber altas concentrações de matéria orgânica.

2.5 Legislação ambiental – lançamento de água residuária

Em muitas fazendas brasileiras, a preocupação com o meio ambiente se dá pela necessidade de manter uma boa imagem no mercado, sem, entretanto, conhecer a legislação que

estabelece limites quanto aos descartes de efluentes gerados em suas atividades agrícolas nos corpos hídricos.

A gestão dos recursos hídricos, pela sua importância, revela o interesse significativo em diversos países. A finalidade de proporcionar o uso da água para consumo humano acompanhado da manutenção dos serviços ambientais e da biodiversidade dos ecossistemas aquáticos – águas doces, costeiras e subterrâneas – representa, um prosseguimento essencial que norteia a sustentabilidade. Na Europa, esforços nesse sentido culminaram na Water Framework Directive; nos EUA o Clean Water Acts, enquanto na Austrália e Nova Zelândia o Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality (Water Quality Guidelines) (PIZELLA & SOUZA, 2007).

Especificamente no Brasil, o Conselho Nacional de Meio Ambiente, por meio da Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), estabeleceu classes de qualidade para o ajuste dos corpos hídricos, de acordo com os seus usos principais, e para o lançamento de efluentes. Esse documento, como aparelho jurídico, fixou margens superiores ou inferiores para diversas variáveis em sistemas de água (doce, salina e salobra). Desde que entrou em vigor, a resolução se tornou referência inclusive para pesquisas acadêmicas. Tais pesquisas usualmente apresentam uma comparação entre os resultados alcançados em algum ecossistema aquático e os respectivos limites associados ao seu ajuste.

Nos estados brasileiros principais produtores de café - MG, SP, BA, RO, RJ, GO, ES, PR, MT e PA - a preocupação em preservar a água é vital, se apoiando muitas vezes na legislação federal do CONAMA, referindo-se ao lançamento de efluentes em corpos hídricos, de acordo com a Tabela 8. Entretanto, falta fiscalização e urge uma ação política ambiental para preservação dos ecossistemas atingidos pelos resíduos agroindustriais. Daí a importância da participação popular nas conferências, comissões municipais, estaduais e nacional para que sejam feitas e implementadas políticas públicas dos recursos hídricos.

Tabela 8. Principais estados brasileiros produtores de café com sua respectiva legislação sobre recursos hídricos.

Estado	Legislação
Minas Gerais	Lei nº 13199, 29/01/1999
Espírito Santo	Lei nº 5818, 29/12/1998
São Paulo	Lei nº 997, 31/05/1976
Paraná	Lei nº 12726, 26/11/1999
Bahia	Lei nº 116, 12/2009
Roraima	Lei nº 547, 30/12/1993
Mato Grosso	Lei nº 6945, 05/11/1997
Goiás	Lei nº 13123, 16/07/1997
Pará	Lei nº 6381, 25/07/2001
Rio de Janeiro	Lei nº 3239, 02/08/1999

Nesta tabela fica claro o quão atrasado os estados brasileiros estão quanto a preservação do meio aquático. Ou seja, apenas no final do século XX é que legislação foram criadas e sancionadas, talvez pela pressão do poder popular.

A reestruturação e atualização da legislação sobre recursos hídricos culminaram na criação de instrumentos da política das águas os quais surtiram efeito imediato no aspecto cultural quanto ao uso e preservação da água nos setores agrícola e industrial. (SPADOTTO & RIBEIRO, 2006).

No Brasil, no âmbito federal, a preocupação com os recursos hídricos é anterior à Resolução CONAMA, nº357/2005. Até então, o principal instrumento, por lei, voltado para validar a qualidade das águas no território nacional era a Resolução CONAMA nº20/1986 (BRASIL, 1986). Esta resolução dividia as águas em nosso território em doces (salinidade inferior a 0,05%), salobras (salinidade entre 0,05 e 3%) e salinas (salinidade acima de 3%) e em nove classes, com os respectivos padrões de qualidade a serem conservados nos corpos d'água em função dos usos predominantes.

Embora houvesse um amplo processo de discussão a que foi submetido o conteúdo disposto na Resolução, algumas questões não foram esgotadas, uma vez que no art. 44 da própria Resolução CONAMA nº357/2005, há necessidade de complementação das condições e padrões

de lançamentos de efluentes definidos na mesma. Portanto, o próprio texto dessa Resolução sinalizou a necessidade de complementação em um relativamente curto intervalo de tempo.

Nesse sentido, começou uma ação para revisar a Resolução nº357/2005, o que originou na Resolução nº430/2011. Assim, a nova Resolução buscou aprimorar os parâmetros e mecanismos de gestão de efluentes líquidos e conservação da qualidade das águas, de modo a garantir os seus usos múltiplos. Para tanto, alterou e complementou a Resolução nº 357/2005, a qual “dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de águas superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes”.

No artigo 3º da nova Resolução, destaca-se, em seu parágrafo único, de que os órgãos ambientais competentes devem adicionar outras condições, padrões ou até mesmo limitar os existentes, bem como estabelecer a tecnologia de tratamento de efluente ambientalmente apropriada, conforme fundamentação técnica.

De acordo com Zanardi Junior & Tavares, 2011, esse é um aspecto relevante a que a gestão de efluentes e dos recursos hídricos devem se ater, considerando-se que a definição de padrões é apenas um instrumento, para a manutenção ou recuperação da qualidade ambiental das águas, de modo a proporcionar ou garantir os padrões de qualidade de água compatíveis com os usos do corpo hídrico, sejam esses usos existentes ou pretendidos.

Dessa maneira, os principais pontos de destaque da resolução complementar nº 430 são:

1 – Foi detalhada com maior clareza a definição da aplicação da nova resolução para lançamento direto de efluentes;

2 – foram incluídas as seguintes definições:

I – Águas costeiras;

II – Capacidade suporte do corpo receptor;

III – Concentração de Efeito Não Observado (CENO);

IV – Concentração do Efluente no Corpo Receptor (CECR), expressa em porcentagem;

V – Concentração Letal Mediana (CL50) ou Concentração Efetiva Mediana (CE50);

VI – Efluente;

VII – Emissário submarino;

VIII – Esgotos sanitários;

- IX – Fator de toxicidade;
- X – Lançamento direto;
- XI – Lançamento indireto;
- XII – Nível trófico;
- XIII – Parâmetro de qualidade do efluente;
- XIV – Teste de ecotoxicidade;
- XV – Zona de mistura.

A Resolução CONAMA nº430/2011 apresenta-se como um avanço da legislação ambiental ao considerar as peculiaridades do setor de saneamento e ao incluir orientações para análise da capacidade de suporte do corpo de água receptor para recebimento dos efluentes, bem como com o detalhamento do processo de avaliação da ecotoxicidade dos efluentes e das ações de gestão necessárias ao seu controle. Além disso, foi dado um prazo de três anos na deliberação para que os empreendimentos se adequem a esses novos padrões sem que tenham sido levantados quais os recursos seriam necessários para esse fim, nem quais seriam as fontes financiadoras dos mesmos. (CERON, 2012).

Analisando as resoluções do CONAMA, Pizella & Souza, 2007, antevendo as alterações e participando das discussões sobre o lançamento de efluentes em corpos hídricos, recomendam o estabelecimento de metas progressivas de melhoria ambiental dos ecossistemas aquáticos nos Planos de Recursos Hídricos e nos documentos de enquadramento de corpos d'água, de modo a implementar os objetivos de sustentabilidade ambiental, social e econômica estabelecidos nas políticas de meio ambiente e de recursos hídricos. Comentam ainda, que as classes de qualidade mais permissivas deveriam ser adotadas como objetivos intermediários e jamais como meta final do enquadramento. E concluem ainda, a possibilidade de se poder optar pela fixação de prazos para o alcance dos objetivos finais, mediante a adoção de estratégias que lhes garantam suporte técnico, financeiro e legal.

2.6 Tratamento de ARC

Perante as dificuldades que as águas residuárias podem acarretar ao meio ambiente, o seu tratamento, de forma econômica, antes do destino final no solo ou de seu descarte em corpos d'água torna-se imprescindível.

O tratamento de águas residuárias pode ser dividido em três fases: preliminar, primário e secundário. A adoção de uma ou de todas as fases destes tratamentos, é dependente do grau adequado de tratamento, do tipo de tratamento e, finalmente das condições econômicas do produtor.

A primeira fase, a preliminar, corresponde à remoção de sólidos mais grosseiros através de grades. No tratamento primário são retirados os sólidos passíveis de sedimentação, podendo, também, ocorrer degradação anaeróbia do material orgânico em suspensão. Na segunda etapa ocorre a ação dos microrganismos na extração de matéria orgânica, com a água teoricamente, com os níveis de DBO e DQO dentro dos padrões exigidos.

2.6.1 Tratamento Preliminar

A primeira fase, ou também chamado de tratamento preliminar corresponde à remoção de sólidos mais grosseiros através de grades ou gradeamento.

Nesta fase o objetivo é à remoção de sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos flutuantes (VON SPERLING, 2005).

O gradeamento remove-se em torno de 140 L de cascas para cada 1000 L de efluente bruto. Nessa etapa, consegue-se remover pequenas quantidades de material orgânico em suspensão, o que equivale dizer que a remoção de DBO ou DQO é insignificante (ZAMBOLIN, 2003, MATOS, 2008).

2.6.2 Tratamento primário

O tratamento primário refere-se à fase em que são retirados os sólidos passíveis de sedimentação, podendo, também, ocorrer degradação anaeróbia do material orgânico em suspensão.

Borém, 2008, sugere para tratamento primário de águas residuárias, após o gradeamento, a utilização por filtragem. Assim, o material utilizado para a formação da camada filtrante pode ser constituído de resíduos agrícolas tais como bagaço de cana-de-açúcar, sabugo de milho triturado, serragem de madeira e o pergaminho retirado dos próprios frutos cafeeiro.

Para Brandão, 1999, a ARC, possui grandes quantidades de sólidos em suspensão e dissolvidos, portanto, o uso de filtros de areia não é interessante, uma vez que há uma rápida colmatação superficial e redução do fluxo da água residuária. Neste caso, a utilização de matérias alternativas à areia, torna-se interessante no tratamento de águas residuárias ricas em material orgânico.

Para remover os sólidos suspensos da água residuária, existem, no mercado, filtros mecânicos pressurizados e rotativos, acionados por motores, que podem ser incluídos no planejamento da unidade de processamento (SOARES, *et al.*, 2008).

Outra forma de se fazer o tratamento primário é a utilização de lagoas anaeróbias, neste caso, há a ação de microrganismos no meio líquido. Entretanto, conforme estudos de Borém, 2008, o grau de depuração alcançado com o uso dessas lagoas é, também, insuficiente para lançamento do efluente diretamente em corpos d'água receptores.

2.6.3 Tratamento secundário

Conforme Von Sperling, 2005, o principal objetivo do tratamento secundário é a remoção da matéria orgânica dissolvida e em suspensão. Ainda de acordo com Matos, 2008, a segunda fase vai depender do destino final que se der para o efluente.

O sistema de tratamento biológico em lagoas de estabilização é geralmente constituído por uma lagoa anaeróbia seguida por uma ou mais lagoas facultativas. (Von Sperling, 2005; BORÉM, 2008). Outros autores, como Matos & Gomes Filho, 2001 e Fia *et al.*, 2005, explanam que as lagoas para tratamento de água residuária de café necessitam de grandes áreas superficiais e maiores períodos de detenção – usualmente superior a 20 dias – do que lagoas para tratamento da mesma carga orgânica de esgoto doméstico ou água residuária da suinocultura.

Caso seja de interesse o lançamento do efluente de ACR em corpos d'água receptores, deve ser optar pela construção de um tanque de sedimentação, seguido por lagoa anaeróbia e por lagoa facultativa. Se o efluente será usado na fertirrigação, recomenda-se a filtração do efluente do tratamento primário e o restante da parte do filtrado pode ser usado como adubo orgânico.

Em alguns casos, pode ser feito o tratamento terciário, que objetiva a remoção de poluentes específicos – usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis - ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário.

Diversas pesquisas têm focado o tratamento dessas águas residuárias em sistemas anaeróbios os quais apresentam, como vantagem, o fato de requererem menor área (Dinsdale *et al.*, 1996; Bruno & Oliveira, 2008; Borges *et al.*, 2009; CAMPOS *et al.*, 2010; Fia *et al.*, 2010); entretanto, embora os processos anaeróbios de tratamento alcancem elevada remoção de matéria orgânica biodegradável, a baixo custo, em geral os seus efluentes não atendem às exigências da legislação ambiental para lançamento em corpos receptores requerendo, nesses casos, pós-tratamento. De forma geral, este pós-tratamento constitui-se de biorreatores e numa fase posterior de wetlands construídas é uma possibilidade.

Estudando a redução de DBO e DQO no processo de tratamento de ARC na Índia utilizando casca de abacate em comparação à metodologia padrão usada, filtro carbono ativado, Devi *et al.*, 2008, constataram que o método proposto é eficiente na diminuição de DBO e DQO em 99, 18% e 98, 20% respectivamente e que essa metodologia pode ser empregada na irrigação ou ser lançada nos rios.

Ao avaliar o tratamento anaeróbio de ARC em reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket/ reator de fluxo ascendente com manta de lodo), em dois estágios, Bruno & Oliveira, 2008, verificaram a eficiência desse procedimento na remoção de até 95% de DQO, e nestas condições não houve toxidade, e a utilização do segundo reator foi importante para manter as altas eficiências de remoção, principalmente quando ocorreram oscilações no primeiro reator.

Estudos realizados por Fia *et al.*, 2010, em que utilizaram sistemas alagados construídos como pós-tratamento de ARC mostraram eficientes na remoção de compostos fenólicos e diminuição da DQO, quando as lagoas receberam cargas orgânicas diferentes.

O tratamento de águas residuárias de café, de forma geral, e em específico, nas áreas de cafeicultura ainda é incipiente no Brasil. Provavelmente, a falta de maior cuidado com o descarte das ARC's deva-se, em função da falta de conhecimento e/ou orientação técnica aos proprietários agrícolas, notadamente, os pequenos.

Assim, para algumas situações, o uso das fases primária, secundária e terciária e /ou o uso de reatores e wetlands, conquanto, desejáveis ainda fazem parte de um universo muito restrito.

2.7 Biorremediação no tratamento de águas residuárias

Biorremediação é um processo no qual organismo vivo, normalmente plantas ou microrganismos, são utilizados para remover ou reduzir poluentes no ambiente (PHILP *et al.*, 2004; GAYLARDE *et al.*, 2005;).

A utilização de microrganismos ou processos microbianos para degradar contaminantes ambientais, está entre as novas tecnologias de remediação e tem inúmeras aplicações, incluindo limpeza de água subterrânea, solos, lagoas, lodos e água residuária. (BOOPATHY, 2000)

Segundo, Philp, *et al.*, 2004, os microrganismos, especialmente, as bactérias, beneficiam-se com o passar do tempo, com espécies diferentes, capacidade metabólicas diferenciadas e, portanto, utilizadas em biorremediação.

A biorremediação utiliza tanto os micro-organismos do próprio ambiente como também culturas geneticamente modificadas, especialmente adaptadas para uma determinada situação. As substâncias tóxicas são transformadas em atóxicas através do metabolismo microbiano (PELCZAR JÚNIOR, *et al.*, 1997).

A biorremediação é geralmente conseguida através da bioaugmentação ou bioestimulação ou ambos, dependendo das condições da água e da estrutura da comunidade microbiana.

A introdução de nutrientes e/ou surfactantes com o objetivo de aumentar a biodisponibilidade do poluente é um tipo de biorremediação conhecido como bioestimulação (GAYLARDE, *et al.*, 2005).

Outro tipo de biorremediação é a bioaugmentação, que segundo Tortora, *et al.*, 2005, o processo define-se pela adição de microrganismos especializados. Pode fazer uso de microrganismos que foram previamente selecionados para se desenvolverem em certos poluentes, ou bactérias geneticamente modificadas que são adaptadas para metabolizar determinados produtos.

A bioaugmentação oferece uma maneira de fornecer microrganismos específicos em número suficiente para completar a biodegradação. Ao longo dos últimos anos, os compostos contaminantes como inseticidas, compostos de petróleo e um número crescente de produtos químicos orgânicos tóxicos foram corrigidos com sucesso usando o bioaumentamento (KANALY *et al.*, 2000; LENDVAY *et al.*, 2003; SILVA *et al.*, 2004).

De acordo com Weston & Balba, 2003, a bioaugmentação tem várias vantagens: quando uma população microbiana específica é injetada o processo de degradação pode começar imediatamente, enquanto a bioestimulação, por exemplo, envolve um atraso após a injeção de nutrientes como a população microbiana propaga e também os nutrientes não são específicos, de modo que todos os micróbios potencialmente se propagam, diluindo o efeito dos nutrientes.

O processo de biorremediação tem sido muito usado para fazer a despoluição de solos contaminados: Feidieker *et al.*, 1995; Silveira *et al.*, 2005; Alisi *et al.*, 2009; Mariano *et al.*, 2009; Andrade *et al.*, 2010; Lin *et al.*, 2010; Ferreira & Morita, 2012.

Existem basicamente duas formas de remediação: a remediação *in situ* (no próprio local) e a remediação *ex situ* (fora do local). (GAYLARDE *et al.*, 2005; DA SILVA *et al.*, 2009).

Os resultados de Silveira *et al.*, 2004 mostram que o tratamento *in situ* é mais viável economicamente e ambientalmente. Em geral, é difícil simular o complexo de microrganismos *in situ* dentro do laboratório, e, portanto, extrapolações para fora do laboratório devem ser consideradas com cuidado (FEIDIEKER *et al.*, 1995).

Poucos estudos envolvem a inoculação de produtos microbiológicos em reatores tratando esgoto: Hsien & Lin, 2005; Kumar *et al.*, 2007; Cattony *et al.*, 2007.

Atualmente, no Brasil, já existem várias empresas, no mercado, que oferecem uma série de produtos biológicos para fazer uso em lagoas de tratamento de esgoto, reatores, lagoas, tanques.

Contudo, a biorremediação é, sem dúvida, uma tecnologia de grande importância ambiental, econômica e social, pois consiste numa técnica inovadora que merece atenção e incentivo nos processos de recuperação do ambiente.

2.8 Partida de reatores

Todo início de um tratamento de água residuária é necessária à partida do sistema. A partida de um reator é uma das fases primordiais do processo, pois é o tempo necessário para que as bactérias se adequem e se desenvolvam no meio. Se a partida não for feita cuidadosamente, poderá comprometer o desempenho do processo e, conseqüentemente, causar prejuízos com aumento dos custos nas operações.

Esse processo é de extrema importância para o desenvolvimento das características indispensáveis para uma boa execução do reator no decorrer da operação. A duração de partida ocorre até o estabelecimento do equilíbrio supostamente dinâmico no reator. De acordo com De Zeeuw, 1984, a partida de reator anaeróbico é o tempo necessário para que o reator adquira estabilidade nos valores dos parâmetros estudados, de forma que as características do lodo não mudem. Por outro lado, Hickey *et al.*, 1991, define como o tempo necessário ao reator para a formação do lodo em forma granular. E, portanto, é um período, inicialmente, caracterizado por instabilidades operacionais, tão logo atinja a adaptação dos microrganismos.

Contudo, Van Haandel & Lettinga, 1994, estimam que a duração do período de partida seja definida pelo tempo necessário para se obter uma qualidade do efluente essencialmente constante e uma massa de lodo que não varia nem qualitativa nem quantitativamente com o tempo.

Ao contrário do processo aeróbico, a partida em reatores anaeróbicos, se dá em longo prazo, ou seja, é um processo mais complexo e demorado. Porém, a grande vantagem é a possibilidade do uso de inóculo adaptado e na quantidade ideal, reduzindo assim o período de partida para mais de 85%. Isto é, a partida de reatores anaeróbicos pode ser satisfatoriamente realizada em tempos menores quando se tem um inóculo eficiente (DE ZEEUW, 1984).

Filtros anaeróbicos e reatores de manta de lodo (UASB) são simples, compactos e podem ser aplicados tanto em pequena quanto em escala industrial para tratar água residuária de baixa ou alta taxa. A principal limitação do reator UASB é que depende profundamente da formação de lodo granular com o qual alguns tipos de água residuária se forma apenas depois de longo período (GIJZEN & KANSIIME, 1996).

No processo de tratamento de água residuária, notadamente, no período de partida, existem fatores determinantes, físicos, químicos e biológicos, que podem afetar o desempenho do reator, pois é nessa fase que o processo natural de seleção se inicia. Portanto, considerando um processo de digestão anaeróbica, o controle das condições ambientais é imprescindível, tais como a temperatura, pH e alcalinidade, presença de nutrientes – N e P – e compostos fenólicos. Estes parâmetros podem ser notados na Figura 8.

Campos, *et al.*, 2010, estudando reatores UASB em escala de laboratório encontraram que os processos biológicos de remoção de matéria orgânica dependem das atividades dos

microrganismos, os quais, por sua vez, dependem da aclimatização com fontes de alimento, pH, alcalinidade e outros parâmetros.

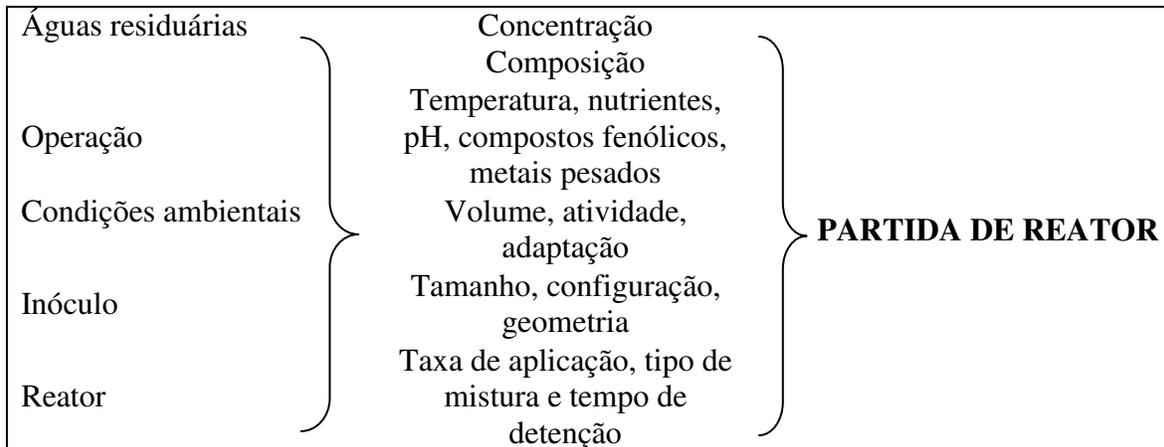


Figura 8. Parâmetros importantes durante a partida de reatores anaeróbios.

2.8.1 Temperatura

A seleção de espécies e a taxa de crescimento microbiano, em processos anaeróbios podem acelerar, diminuir e até mesmo não ocorrer em determinadas faixas de temperatura. Segundo, Pierotti, 2007, a temperatura altera a velocidade do metabolismo microbiano, o equilíbrio iônico e a solubilidade dos substratos, especialmente lipídeos abaixo de 20°C. Na faixa de temperatura entre 20 °C e 25 °C, a velocidade específica de utilização de substrato é a metade da atingida a 35 °C. Portanto, a ausência desse substrato para gerar o crescimento microbiano poderá causar a instabilidade do reator.

A temperatura não apenas influencia as atividades metabólicas da população microbiana, mas também tem um profundo efeito como no fator da taxa de transferência de gás e o estabelecimento de características dos sólidos biológicos (METCALF & EDDY, 2005).

Singh & Virarahavan, 2003, estudaram a viabilidade de tratamento de esgotos municipais em reator UASB, de aproximadamente 1m³, a temperaturas de 32, 20, 15, 11 e 6 °C, aplicando vários TDHs entre 48 e 3 horas, durante aproximadamente 900 dias. Após 20 dias da partida foi atingida remoção entre 40 e 60% para DQO. A partida durou em torno de 60 dias, atingindo então a eficiência de 80 a 85% de remoção de DQO. Quando a temperatura foi reduzida de 11 para 6 °C o reator exibiu condições instáveis, ocorrendo quedas de remoção de DQO e DBO para 30 e 40% respectivamente.

Assim, para cada uma das faixas, pode-se determinar uma temperatura mínima, uma temperatura máxima e uma temperatura ótima (CHERNICHARO, 1997):

- Temperatura mínima: abaixo da qual o crescimento não é possível;
- Temperatura máxima: acima da qual o crescimento também não é possível;
- Temperatura ótima: temperatura onde o crescimento é máximo.

A taxa de crescimento, que é praticamente nula em temperaturas próximas da temperatura mínima, cresce exponencialmente até a temperatura ótima e então decresce até valores próximos de zero em temperaturas tendendo a máxima.

Para o crescimento das bactérias metanogênicas e para a ótima taxa de formação de metano, duas faixas são normalmente citadas na literatura: na faixa mesofílica (30 e 35°C) e na faixa termofílica (50 e 55°C).

Contudo, de acordo com Metcalf & Eddy, 2005, a maioria dos sistemas de digestão anaeróbia são projetados para operar em faixas de temperatura mesofílica. Enquanto que outros sistemas são projetados para operar em faixas de temperatura termofílica. Atualmente, já existem sistemas que usam a combinação de digestão mesofílica e termofílica, em estágios separados.

2.8.2 pH

Outro fator que influencia no processo de partida de reator é o pH, pois também é responsável pela seleção de microrganismos presentes no sistema.

A maioria das bactérias desenvolve-se melhor em faixas de variação pequenas de pH, sempre em torno da neutralidade, entre pH 6,8 a 7,3 ou, ainda, nos limites de 6,5 e 7,5 (SMITH, 1973; HICKEY & OWENS, 1981; VIEIRA & SOUZA, 1981 e JORDENING *et al.*, 1988).

No controle e operação adequada dos processos anaeróbios, o efeito do pH sobre o processo se manifesta de duas formas segundo Lettinga *et al.*, 1996:

- Diretamente: afetando, por exemplo, a atividade de enzimas, como é o caso da alteração de suas estruturas protéicas, que pode ocorrer de maneira drástica como resultado de mudanças no pH e
- Indiretamente: afetando a toxicidade de um número de compostos, como sais, sulfetos e amônias.

O pH é um importante fator de controle durante a digestão anaeróbia. Quando menor que 7, ocorre acidificação com subsequente inibição de metanogênicos e redução na produção de biogás, devido ao acúmulo de ácidos voláteis. Quando o pH é maior que 8, a inibição também ocorre, mas devido a toxicidade da amônia no material digerido. O pH pode ser controlado quando se inicia o processo. Durante o período de partida, a estabilidade do pH é de extrema importância, provavelmente por razões de necessidades de manutenção da célula (BIEY, et. al., 2003).

2.8.3 Alcalinidade

Entretanto, para se fazer o controle de pH é necessária a adição de alcalinidade, como por exemplo CaCO_3 , de tal forma que não onere os custos de operação e manutenção do projeto. Portanto, tanto o pH quanto a alcalinidade são importantes para o controle nas realizações dos processos anaeróbios.

A alcalinidade em água residuária resulta da presença de hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos dos elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio e amônia. Desses, os bicarbonatos de cálcio e magnésio são os mais comuns. A alcalinidade em água residuária ajuda no controle de alterações de pH causado pela adição de ácidos (METCALF & EDDY, 2005).

Nos sistemas anaeróbios, os sais de ácidos voláteis contribuem com a alcalinidade no pH neutro, mas não estão disponíveis para a neutralização de ácidos voláteis adicionais, ainda que devam constituir a maior fração da alcalinidade total. Também se tem que a biodegradação dos compostos orgânicos nitrogenados produz um aumento na alcalinidade a qual é proporcional a quantidade de amônia gerada (TONETTI, 2008).

Quanto a alcalinidade é preciso que se faça uma diferença entre a alcalinidade parcial e total. Alcalinidade parcial faz referência à presença de íons bicarbonato que são responsáveis pelo tamponamento do sistema, com o pH desejado para realização das atividades biológicas, enquanto que a alcalinidade total compreende todos os compostos capazes de neutralizar os ácidos.

2.8.4 Nutrientes

A quantidade de nutrientes durante a partida de reatores é também outro fator que influencia diretamente no desempenho do sistema, principalmente em águas residuárias industriais, pois alguns desses resíduos não contem todos os elementos em quantidade necessária ao bom desenvolvimento das bactérias, podendo levar o sistema como um todo ao colapso. Nesse caso, os nutrientes devem ser introduzidos no sistema artificialmente ou devem-se proporcionar menores cargas orgânicas ao sistema, permitindo que este trabalhe com uma eficiência menor (ZANELLA, 1999).

A presença dos nutrientes nitrogênio e fósforo é fundamental para todos os processos biológicos. Comparando a velocidade de crescimento dos microrganismos anaeróbios e aeróbios, a baixa velocidade dos anaeróbios, resulta em menor requerimento nutricional. Em geral admite-se que a relação DQO/N/P de 500/5/1 é suficiente para favorecer o tratamento biológico (FIA *et al.*, 2007).

O nitrogênio orgânico presente no esgoto fresco está quase todo combinado sob forma de proteínas, aminoácidos e ureia, as bactérias no seu trabalho de oxidação biológica transforma o nitrogênio presente primeiramente em amônia, depois em nitritos e finalmente em nitratos. A concentração com que o nitrogênio aparece sob essas várias formas indica a idade do esgoto ou sua estabilização em relação à demanda de oxigênio. Os nitritos são muito instáveis no esgoto e se oxidam facilmente para forma de nitratos. Sua concentração raramente excede $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$ no esgoto (JORDÃO & PESSÔA, 2005).

O fósforo possui duas formas, orgânica e inorgânica, portanto influencia na partida do sistema, principalmente a forma orgânica, por combinar com a matéria orgânica, em proteínas e aminoácidos.

Os micronutrientes também exercem influencia no processo de digestão anaeróbia. Os principais são ferro, cobalto, níquel, molibdênio, selênio e tungstênio. Porém, eles devem se encontrar em formas que garantam a sua utilização pelas bactérias, isto é, em solução e biodisponíveis (ZANELLA, 1999). Contudo, Chernicharo, 1997, destaca que os micronutrientes são responsáveis por cerca de 4% do peso seco das células.

A presença de substâncias tóxicas pode afetar a partida de reatores anaeróbios. O aumento gradual da concentração afluente do agente tóxico é uma estratégia que pode resultar na

adaptação da biomassa e favorecer o processo de degradação anaeróbia (BERRUETA *et al.*, 1996 e ALCARAZ *et al.*, 2004).

2.8.5 Compostos fenólicos

As águas residuárias causadas pelo processamento de lavagem/despolpa/desmuscilamento do café geram uma quantidade de compostos fenólicos (ácidos clorogênico e caféico, taninos e cafeína) muito grande o que pode, em muitos casos, causar falência no sistema de tratamento. Estes compostos são ácidos orgânicos altamente tóxicos e poluentes. Segundo Kirk-Othmer, 1978, atenta para que o fenol é também um biocida e desinfetante, sendo constatado que o mesmo age como inibidor da atividade dos microrganismos.

Assim sendo, o fenol, mesmo em concentração baixa, pode ser tóxico aos microrganismos, principalmente aos não aclimatados (BRUNO & OLIVEIRA, 2008). Além disso, os compostos fenólicos são suficientemente resistentes à degradação microbiológica e transportados a longas distâncias pela água (CUNHA, 2005).

Em razão da sua alta toxicidade e persistência no ambiente, tanto a Agência de Proteção Ambiental (EPA) dos EUA quanto a União Européia têm incluído alguns compostos fenólicos na lista de poluentes prioritários (SANTANA *et al.*, 2009).

No Brasil, com o aumento da quantidade de resíduos domésticos e industriais a legislação ambiental se tornou mais restritiva. A Resolução CONAMA nº 357/08, estabelece que efluentes de qualquer fonte poluidora somente possam ser lançados nos corpos de água, direta ou indiretamente, desde que obedeçam as condições de 0,5 ppm de fenóis totais (BRANCO *et al.*, 2013).

2.8.6 Inóculos

Para se ter uma boa partida de reator considera-se a adição de inóculo de grande importância, pois a seleção de um inóculo apropriado (lodo de esgoto, cervejaria, estrume, entre outros) implicará em tempos de aclimação favorável ou não de acordo com o grau de acomodação do lodo às características da água residuária a ser tratada. Vallejos, 1997, salienta

que o material a ser usado deve possuir microrganismos que possam degradar os compostos orgânicos do resíduo e induzir à formação dos grânulos, ou desenvolver um lodo com boas propriedades de sedimentação.

O uso do inóculo metanogênico na partida é uma estratégia que tem sido estudada para melhorar o rendimento da digestão anaeróbia utilizando substrato que, em muitos casos, aumenta a produção de biogás e diminui o tempo de degradação (MATA-ALVAREZ *et al.*, 2000).

Os benefícios da digestão com o uso de inóculo incluem: diluição de compostos potencialmente tóxicos, melhoramento do balanço de nutrientes, efeito sinérgico dos microrganismos, aumento da carga da matéria biodegradável e melhora do rendimento do biogás. Vantagens adicionais incluem estabilização dos resíduos e melhora proporcional da digestão (Agdag & Sponza, 2007).

A partida do sistema pode ser realizada de maneiras diversas, com ou sem inóculo, com inóculo adaptado ao esgoto (KALOGO, *et al.*, 2001; ÁLVAREZ, *et al.*, 2006; NACHEVA, *et al.*, 2009).

Assim, Young & McCarty, 1969, para uma boa e rápida partida é recomendável o uso de inóculo de massa maior, pois diminuirá a possibilidade das bactérias serem arrastadas para fora do reator.

Cabello, *et al.*, 2009, atentam para o fato da adaptação ser um processo lento e o contato do inóculo com a biomassa deve ocorrer, inicialmente, em baixas concentrações de substrato com aumento gradativo devido à presença de substâncias tóxicas ao sistema. Outra característica importante da fase de adaptação é a aderência da comunidade microbiana ao meio suporte.

A partida de biorreatores anaeróbios é frequentemente problemática porque a taxa de crescimento do consórcio bacteriano anaeróbio é lenta e as reações envolvidas no processo são complexas. Isto se torna mais crítico na partida de reatores anaeróbios por causa da necessidade rápida e extenso acúmulo de biofilmes (HSU & SHIEH, 1993).

Ademais, Dong *et al.*, 2010, concluíram em seus experimentos, que durante o reinício de partida de um reator UASB os principais parâmetros a se avaliar no recomeço de um tratamento de água residuária são o conteúdo de gás metano (CH₄) e ácido graxo volátil total.

Sabe-se que o período de partida de reatores anaeróbios é, geralmente, longo e de difícil estabilização. Ultimamente, porém, o objetivo das estações de tratamento é de se reduzir esse tempo para poucos dias, sem comprometer o desempenho do sistema. Assim sendo, devem-se

conhecer previamente as características da população microbiana presente no lodo e sua capacidade de biodegradação.

Nas grandes indústrias, o anseio de se ter um tempo de partida reduzido é essencial para continuar a realização de suas atividades sem, contudo, perder a qualidade e comprometer a execução do tratamento. Contudo, para atingir tal objetivo, as operações devem ser realizadas cuidadosamente, uma vez que não existe uma receita pronta.

Nesse sentido, Sulaiman *et al.*, 2010, conseguiram reduzir o período de partida para 24 dias e 20 dias usando o fundo e topo de um tanque de reator como inóculo para aclimatização da mesma água residuária (efluente do processamento de óleo de palma).

Na Tabela 9., observa-se os períodos de partida para águas residuárias doméstica, industrial e agroindustrial, quando se considera os sistemas de alta taxa.

De acordo com esses trabalhos, pode se concluir que o período de partida vai depender muito do tipo e forma do inóculo introduzido no reator para a aclimação e início do tratamento das águas residuárias.

Entretanto, muitos trabalhos foram realizados em pequenas escalas e em laboratório, isso faz com que as condições de controle de operação em escala laboratorial seja facilitada e com menor tempo na partida de reatores. Isto é, os parâmetros utilizados no dimensionamento de reatores anaeróbios são obtidos empiricamente, através de pesquisas experimentais em escala de laboratório piloto e protótipo, ou através da experiência acumulada com a operação de unidades em escala real.

Tabela 9. Tempo de partida, inóculo e referencia de trabalhos com diferentes tipos de tratamento de águas residuárias.

Tempo de Partida (dias)	Inóculo	Referência
60	Estrume bovino	PAULA Jr, 1994
40	Esgoto doméstico	INCE <i>et al.</i> , 1997
6	Água residuária da suinocultura	ZAIAT, <i>et al.</i> , 1997
40	Esgoto doméstico (tanque séptico)	BELLO-MENDOZA & CASTILLO-RIVERA, 1998
122	Fossa séptica	CAMARGO & NOUR, 2001
25	Lodo granulado de uma avícola e substrato sintético	PARSEKIAN, 2003
35	Lodo de esgoto doméstico macerado	BORGES <i>et al.</i> , 2007
30	Esgoto doméstico e água residuária do papel	BARALDI, <i>et al.</i> , 2008
99	Vinhaça (cana de açúcar)	HAMPANNAVAR & SHIVAYOGIMATH, 2010
110	Lodo da suinocultura	CASAGRANDE, <i>et al.</i> , 2011
130	ARC sintética	OLIVEIRA & BRUNO, 2013

3 MATERIAL E MÉTODOS

A água que abastece prédios administrativos, salas de aula e laboratórios da Faculdade de Engenharia Agrícola, da Universidade Estadual de Campinas (FEAGRI/UNICAMP) provem da Companhia de Abastecimento de Água de Campinas (SANASA).

A Faculdade possui uma área construída de 4100 m², uma população média diária, em período de aulas, de 250 pessoas, resultando uma vazão média estimada de cerca de 20 m³ de esgoto por dia. Em um sistema de esgoto, as variações de vazão ocorrem em função das características da população, bem como do funcionamento da Faculdade durante o período letivo, finais de semana, férias e feriados.

3.1 Local de instalação e operação do sistema

O experimento foi conduzido no Campo Experimental da FEAGRI/UNICAMP.

O afluente passa por uma grade e por uma caixa de areia, o gradeamento é responsável pela retirada de sólidos e materiais não passivos de biodigestão; a caixa de areia pela separação física por diferença de densidade de material sólido sedimentável, em seguida o efluente é encaminhado para uma caixa d'água retangular dividida em duas partes, onde possui dois vertedouros triangulares, que por sua vez, distribui para os sistemas de tratamento existentes no campo experimental. A Figura 9 representa o esquema do sistema de tratamento utilizado para este experimento. Assim, nesse conjunto de atividades proporciona-se o tratamento preliminar.

De todo esgoto gerado na FEAGRI, cerca de um terço, aproximadamente 6,7 m³, foi destinado ao estudo deste trabalho.

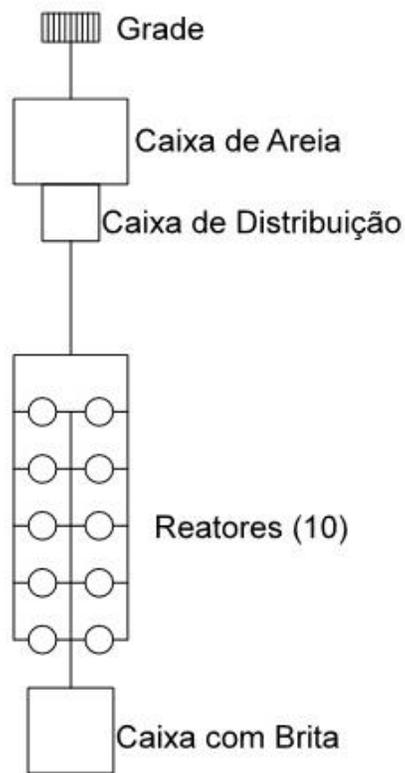


Figura 9. Esquema do sistema de tratamento.

3.2 Configuração da unidade experimental

A vista geral das unidades dos reatores de fluxo ascendente e a representação esquemática do reator são mostradas, respectivamente, Figura 10 e Figura 11.



Figura 10. Estrutura para suporte dos reatores

Foram utilizados materiais facilmente encontrados comercialmente, sendo considerado seu baixo custo e que seja de fácil instalação, como, por exemplo, tubos e conexões de PVC.

Os reatores construídos têm as seguintes características hidráulicas:

- Altura: 1,40 m
- Material: PVC
- Diâmetro: 0,15 m
- TDH: 8,8 h
- Vazão: $40 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1} = 0,67 \text{ mL} \cdot \text{s}^{-1} = 2,4 \text{ L} \cdot \text{h}^{-1} = 57,6 \text{ L} \cdot \text{d}^{-1}$
- Velocidade de ascensão: $0,136 \text{ m} \cdot \text{h}^{-1}$

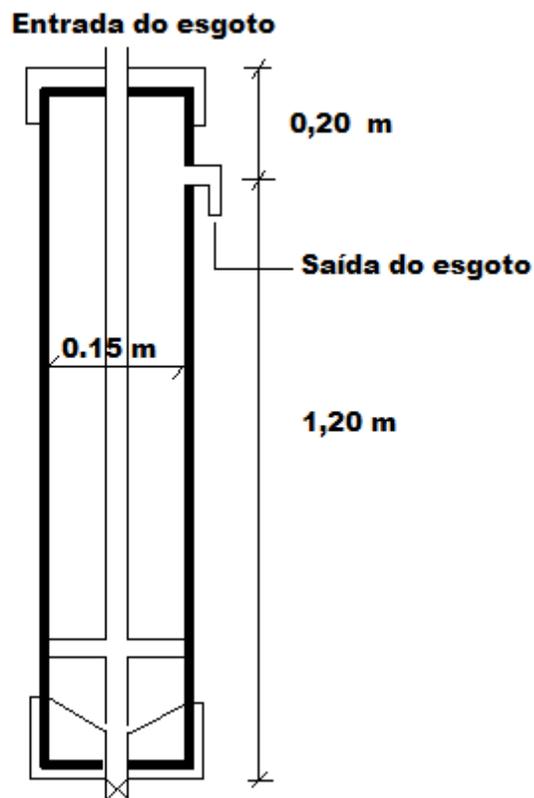


Figura 11. Desenho esquemático do reator estudado

Na entrada de cada reator foi instalado um registro de 25 mm, com válvula de esfera para medição de vazão e permitir a amostragem do efluente. Nos reatores, na parte superior,

foram instaladas curvas de ¾” acoplados em tubos de PVC para saída do efluente tratado permitindo a coleta de amostras.

No fundo do reator há uma saída, para que se faça a limpeza do mesmo e o lodo juntamente com a água de lavagem retornam para a linha de esgoto da UNICAMP. O esgoto tratado passa primeiramente por uma caixa com brita e em seguida é também lançado para a linha de esgoto da UNICAMP.

3.3 Análises físicas e químicas

As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento da FEAGRI/UNICAMP, em conformidade com as recomendações de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

Abaixo se encontram as análises realizadas com seus respectivos métodos:

Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A metodologia descrita nos manuais do aparelho faz uso da digestão ácida em meio com dicromato de potássio e catalisadores, utilizando-se curva padrão existente na memória do aparelho. Portanto, os valores da DQO foram obtidos por método colorimétrico, valendo-se de bloco digestor para DQO e espectrofotômetro modelo DR-2000 da Hach, ou seja, a DQO foi determinada pelo método de oxidação química em refluxo aberto e quantificado em espectrofotômetro. A Figura 12, mostra o Espectrofotômetro, modelo DR-2000/HACH.



Figura 12. Espectrofotômetro, modelo DR-2000/HACH.

Sólidos Totais (ST) e Sólidos Voláteis Totais (SVT)

Os ST foram medidos gravimetricamente, banho maria, após secagem em estufa a 105°C e o conteúdo volátil após incineração em mufla a 550°C (SVT). Na Figura 13 observam-se os aparelhos utilizados para a realização deste parâmetro.



Figura 13. Aparelho de banho Maria, estufa, mufla e dessecadores.

Sólidos Suspensos Totais (SST) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)

Determinados pelo método gravimétrico, utilizando-se de membranas de fibra de vidro com diâmetro de poro de 0,45 μm . O processo de filtragem para a realização de SST e SSV encontra-se na Figura 14.



Figura 14. Processo de filtragem das amostras para SST e SSV.

Nitrogênio Total (NT)

Os valores do nitrogênio total foram obtidos pelo método Semi Micro Kjeldahl que tem como princípio, a alteração do nitrogênio amoniacal em amônia (NH_3), a qual é fixada pelo ácido bórico e em seguida titulada com ácido sulfúrico (H_2SO_4) até nova formação do nitrogênio amoniacal, na presença do indicador ácido base.

Fósforo Total (PT)

Obtido por meio da digestão nitroperclórica da amostra e quantificada em espectrofotômetro modelo DR-4000 da HACH, do qual é apresentado na Figura 15.



Figura 15. Espectrofotômetro, modelo DR-4000/HACH

pH

Foi determinado diretamente na amostra com um phmêtro de bancada, da marca Digimed, modelo DM 20. O aparelho está na Figura 16.



Figura 16. Phmetro de bancada

Temperatura (°C)

Foi determinado diretamente nas amostras após a coleta, através de um termômetro de mercúrio, com escala de -10 a +40 °C com divisão de 0,2 °C. Conforme se apresenta na Figura 17.



Figura 17. Termômetro de mercúrio.

3.4 Partida dos reatores

Inóculos

Foi utilizado como inóculo lodo digerido anaerobiamente, proveniente de reatores RAC, que se encontravam em funcionamento na FEAGRI, como se observa na Figura 18 (a) e armazenado em câmara fria à 4 °C O reator foi inoculado com 21,12 L de lodo, o que correspondia ao volume total do reator. O lodo de partida apresentou teor de sólidos voláteis totais (SVT) de 40,2 mg.L⁻¹. A carga orgânica volumétrica do lodo, COV, foi de 20,36 kg.m³.d⁻¹, ou seja, o reator foi inoculado quando estava vazio, conforme recomendações de CHERNICHARO, 1997, assim, diminuiram as perdas de lodo durante o processo de transferência.

Utilizou-se também de outro inóculo, o AQUACLEAN/ACF-32. Este é um produto comercial e importado dos EUA. O composto é formado por um conjunto de 12 microrganismos, isto é, um consórcio microbiológico líquido, com o objetivo de acelerar a oxidação biológica de forma lenta em todos os tipos e modelos de sistemas de águas residuárias.

O composto biológico foi inoculado nos reatores com aumento de doses ao longo do tratamento, de acordo com o recomendado pelo rótulo do produto, em função das dimensões do reator estudado. A Figura 18 (b, c e d) mostra os inóculos utilizados na partida dos reatores.



Figura 18. a. Reatores RAC onde foi retirado o lodo de esgoto; b. lodo armazenado em câmara fria a 4°C; lodo de esgoto inserido no reator e d. composto biológico.

Fase 1 (30dias)

O lodo de esgoto sanitário foi depositado três dias antes de se dar a partida, uma única vez, enquanto o composto biológico foi inserido um dia antes. Entretanto, as doses do composto biológico foram calculadas pela empresa em função do dimensionamento do reator estudado e foi aplicado duas vezes por semana, durante o experimento, iniciando com uma dose de 7 mL (dose recomendada – R8 e R9) e 10,5 mL (50% da dose recomendada – R6), na primeira semana e nas semanas seguintes as doses foram de 3mL (recomendada – R8 e R9) e 4,5 mL (50% da dose recomendada – R6).

Para a partida de reatores, foram utilizados 5 reatores (R1, R4, R6, R8 e R9) e preenchidos da seguinte forma:

- Reator 1 – R1: lodo de esgoto sanitário de um reator anaeróbio RAC da FEAGRI, armazenado em câmara fria durante 5 meses
- Reator 4 – R4: testemunha, preenchimento com esgoto sanitário da FEAGRI;
- Reator 6 – R6: preenchido com o próprio esgoto sanitário da FEAGRI e com o composto biológico a dose 50% maior que o recomendado;
- Reator 8 – R8: preenchido com lodo de esgoto sanitário de um reator anaeróbio UASB da FEAGRI armazenado em câmara fria durante 5 meses e composto biológico na dose recomendada;
- Reator 9 – R9: preenchido com esgoto sanitário da FEAGRI e composto biológico na dose recomendada.

Após o preenchimento dos reatores, realizaram-se testes de controle de vazão na entrada do sistema para ajustar os registros de esfera na vazão desejada ($2,4 \text{ L.h}^{-1}$). O controle da vazão foi feito, volumetricamente, utilizando-se um frasco de volume (proveta) e um cronometro digital. Entretanto, como havia muitas variações, o controle era realizado todos os dias e a cada hora de coleta das amostras, de forma que as vazões ficassem próximas à vazão estimada.

O sistema começava a receber o esgoto as 8 h da manhã e encerrava as 18 h, resultando em 10 h de tempo de funcionamento do sistema e de 8,8h de TDH. Os dias de operação e coletas foram de segunda a sexta-feira, não incluindo sábados, domingos e feriados pelo baixo volume de esgoto na FEAGRI.

A coleta, 500 mL, na saída do sistema foi realizado 5 vezes ao dia, a cada 2 h, iniciando sempre as 9 h da manhã e terminando às 17 h. No fim do dia, realizou-se o seguinte cálculo para amostragem composta de 1,5 L:

$$\text{Volume (mL)} = (\text{Média vazão/Média total das vazões}).1,5.1000 \text{ mL}$$

Dessa forma, obtínhamos o valor real do volume a ser coletado, de acordo com o horário de amostragem, e assim chegávamos ao volume total (1,5 L) para cada reator estudado.

Nesta fase, o objetivo foi avaliar a eficiência da partida dos reatores com a adição de inóculos nos mesmos: composto biológico ACF-32 e lodo de um RAC da Faculdade. As análises realizadas no campo foram a vazão e a temperatura. No laboratório efetuou-se a leitura de pH, OD e análises de SS, ST, P, NTK, N-amoniaco e DQO, cujos os procedimentos foram mencionados anteriormente.

Para esta primeira fase, a partida dos reatores iniciou-se no dia onze de março de dois mil e treze e foi finalizada as coletas no dia doze de abril de dois mil e treze, totalizando 17 dias de avaliações, pois foram feitas coletas apenas nos dias uteis, desconsiderou-se sábados, domingos e feriados. Além disso, como estava em período chuvoso, não foi possível realizar as coletas para fazer as análises necessárias em alguns dias.

Fase 2 (30 dias)

Nesta fase, o lodo de esgoto sanitário foi depositado 1 semana antes de se dar a partida, enquanto o composto biológico foi inserido 1 semana depois. Entretanto, as doses do composto biológico foram calculadas juntamente com a empresa em função do dimensionamento do reator estudado e foram aplicadas todos os dias da semana, no final do dia e feita a homogeneização, durante o experimento, iniciando com uma dose de 10 mL (dose recomendada – R6 e R8) e 50 mL (5x da dose recomendada – R9), na primeira semana e nas semanas seguintes as doses foram de 5mL (recomendada – R6 e R8) e 10 mL (5x da dose recomendada – R9).

Nessa segunda fase, os mesmos reatores foram utilizados, após limpeza e lavagem dos mesmos. Em seguida os 5 reatores foram preenchidos da seguinte maneira:

- Reator 1 – R1: lodo de esgoto de um reator anaeróbio UASB da FEAGRI, armazenado em câmara fria durante 7 meses ;
- Reator 4 – R4: testemunha, preenchimento com esgoto da FEAGRI;
- Reator 6 – R6: preenchido com o próprio esgoto da FEAGRI e com o composto biológico na dose recomendada pelo fabricante;
- Reator 8 – R8: preenchido com lodo de esgoto de um reator anaeróbio UASB da FEAGRI armazenado em câmara fria durante 7 meses e composto biológico na dose recomendada;
- Reator 9 – R9: preenchido com esgoto da FEAGRI e composto biológico na dosagem 5x a recomendada.

O sistema começava a receber o esgoto as 8 h da manhã e encerrava as 18 h, resultando em 10 h de funcionamento e de 8,8h de TDH. Os dias de operação e coleta foram de segunda a sexta-feira, não incluindo sábados, domingos e feriados pelo baixo volume de esgoto na FEAGRI.

Nesta fase, o objetivo foi avaliar também a eficiência da partida dos reatores com a adição de inóculos nos mesmos, neste caso, o composto biológico e o lodo de um RAC da Faculdade, porém com o aumento da dose de composto biológico. As análises de campo e laboratório foram as mesmas mencionadas anteriormente.

A partida dos reatores iniciou-se no dia onze de junho de dois mil e treze e finalizaram-se as coletas no dia quatro de julho de dois mil e treze, totalizando 18 dias de avaliações, pois foram feitas coletas apenas nos dias úteis, desconsiderou-se sábados, domingos e feriados. Além disso, este ano, ocorreu um fato interessante no volume de chuva para a estação e também, já estava no período final de atividades na FEAGRI e problemas como entupimentos na saída da caixa de areia fizeram com que o período amostral fosse efetivamente de 11 dias de coletas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A seguir serão apresentados e discutidos os resultados separados em tópicos, de acordo com as informações da partida dos reatores.

4.1 Caracterização do lodo

A caracterização do lodo usado como inóculo nos reatores foi realizada a partir das médias dos parâmetros: pH, DQO, série de sólidos, alcalinidade e ácidos voláteis, que pode ser visualizada na Tabela 10.

Tabela 10. Caracterização do lodo

Parâmetros	Média e desvio padrão
pH	7,7 ± 0,08
DQO (mg.L ⁻¹)	7333,3 ± 1777,78
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	3836,7 ± 308,89
Ácidos voláteis (mg HCO ₃ .L ⁻¹)	1407,2 ± 97,73
Sólidos Totais – ST (mg.L ⁻¹)	67,3 ± 0,71
Sólidos Totais Fixos – STF (mg. L ⁻¹)	27,1 ± 0,19
Sólidos Totais Voláteis – STV (mg. L ⁻¹)	40,2 ± 0,58
Sólidos Suspensos Totais – SST (mg. L ⁻¹)	25,0 ± 5,07
Sólidos Suspensos Fixos – SSF (mg. L ⁻¹)	9,4 ± 2,0
Sólidos Suspensos Voláteis – SSV (mg. L ⁻¹)	15,6 ± 3,07
Sólidos Dissolvidos Totais – SDT (mg. L ⁻¹)	42,3 ± 5,78
Sólidos Dissolvidos Fixos – SDF (mg. L ⁻¹)	17,7 ± 2,13
Sólidos Dissolvidos Voláteis – SDV (mg. L ⁻¹)	24,6 ± 3,64

4.2 Caracterização do composto biológico

O composto biológico usado como inóculo nos reatores teve como características indicadas nas instruções de uso do produto, que pode ser verificada na Tabela 11.

Tabela 11. Característica do composto biológico: organismos constituintes e sua classificação*

Grupo de bactérias	Gêneros e espécies
Bactéria púrpura (não sulfurosa)	<i>Rhodopseudomonas viridis</i> <i>Rhodopseudomonas palustris</i> <i>Rhodospirillum molisch</i> <i>Rhodospirillum centenum</i> <i>Rhodospirillum rubrum</i> <i>Rhodobacter sphaeroides</i>
Bactéria púrpura sulfurosa	<i>Thiobacillus novellus</i> <i>Thiobacillus thiooxidans</i> <i>Thiobacillus denitrificans</i> <i>Thiobacillus thioparus</i>
Pseudomonas	<i>Pseudomonas citronellolis</i> <i>Pseudomonas stutzeri</i>
Alcaligenes	<i>Alcaligenes denitrificans</i>
Citrobacter	<i>Citrobacter freundii</i> <i>Citrobacter braakii</i>
Flavobacterium	<i>Flavobacter aquatile</i> <i>Flavobacter oceanosedimentu</i>
Nitrobacter	<i>Nitrobacter winogradski</i> <i>Nitrobacter alcalicus</i> <i>Nitrobacter sp. Nb 107</i>
Nitrosomonas	<i>Nitrosomonas europaea</i>
Nitrococcus	<i>Nitrococcus mobilis</i>
Comamonas	<i>Comamonas testosterone</i>
Bacillus	<i>Bacillus macerans</i> <i>Bacillus subtilis</i> <i>Bacillus licheniformis</i> <i>Bacillus polymyxa</i>
Saccharomyces	<i>Saccharomyces cerevisiaea</i>

* Aquaclean ACF-32

4.3 Avaliação do desempenho dos reatores anaeróbios

O sistema operou sob temperatura que variou de 19,8 °C e 29,4 °C, para a Fase 1 e na Fase 2 a variação foi de 18,5 °C e 26,0 °C, conforme a Tabela 12.

Tabela 12. Valores de temperatura médio, máximos e mínimos do afluente e efluente dos reatores – Fase 1 e Fase 2.

T (°C)						
Fase 1						
	Entrada	R1*	R4*	R6*	R8*	R9*
Média	25,4	24,9	24,6	24,5	24,2	24,3
Máximo	29,4	29,4	28,4	28,6	28	27,9
Mínimo	20,8	20,4	20,3	20,0	19,8	19,9
Fase 2						
Média	21,2	20	20,3	19,8	19,7	19,8
Máximo	26	22,1	22,1	21,3	21,3	21,3
Mínimo	19,4	19,3	18,6	18,6	18,5	18,6

* R1, R4, R6, R8 e R9 – representam os dados médios dos diferentes reatores estudados.

Observa-se que a média das temperaturas, no período estudado, está na faixa de 17 a 30 °C, considerada mesofílica para os microrganismos, ou seja, condições ótimas para crescimento de bactérias metanogênicas, responsável pela produção de gás metano. Os valores obtidos no presente experimento estão de acordo com os estudos de Metcalf & Eddy, 2005, onde a maioria dos sistemas de digestão anaeróbia é projetada para operar em faixas de temperatura mesofílica.

Na Tabela 13 se encontram os valores de pH nas duas fases estudadas, Fase 1 e Fase 2. Verifica-se que o menor valor foi no afluente para ambas as fases 7,22 e 7,43, respectivamente Fase 1 e Fase 2. Os maiores valores foram de 8,07 no efluente do reator R6, na Fase 1 e de 8,54 no efluente do reator R4, na Fase 2.

Tabela 13. Valores de pH médio, máximos e mínimos do afluente e efluente dos reatores – Fase 1 e Fase 2.

pH						
Fase 1						
	Entrada	R1	R4	R6	R8	R9
Média	7,53	7,85	7,86	7,86	7,83	7,82
Máximo	7,97	8,03	8,01	8,07	8,00	8,03
Mínimo	7,22	7,68	7,73	7,66	7,61	7,66
Fase 2						
Média	7,82	7,93	8,05	8,02	7,84	8,01
Máximo	8,37	8,01	8,54	8,51	8,01	8,40
Mínimo	7,43	7,81	7,86	7,81	7,69	7,85

Esses valores de pH estão de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, que estabelece que os efluentes de qualquer fonte poluidora só poderão ser lançados em cursos de água se o pH estiver entre 5 e 9.

Os valores de pH encontrados neste experimento, foram semelhantes aos obtidos nos tratamentos mesofílicos por Damiano, 2005, Ribas 2006, Siqueira, 2008 e Cabello et. al., 2009. Isto pode ser uma normalidade desse parâmetro, na faixa considerada adequada para digestão anaeróbia, no que se refere a esgoto doméstico.

A vazão de entrada dos reatores variou entre 14,00 e 30,48 L.d⁻¹ na Fase 1, enquanto na Fase 2 os valores de mínimo e máximos foram 1,80 e 37,20 L.d⁻¹ respectivamente, como se pode observar na Tabela 14

Os valor mínimo de 1,80 L.d⁻¹ na Fase 2 refere-se ao dia 25/06/2013, no qual houve uma forte chuva, o que permitiu o cancelamento de coletas para análise. Dessa forma, todos os reatores apresentaram baixos valores de vazão, como se observa na Figura 19.

Tabela 14. Valores de vazão médio, máximos e mínimos do afluente dos reatores – Fase 1 e Fase 2.

Q (L.d ⁻¹)					
Fase 1					
	R1	R4	R6	R8	R9
Média	22,91	20,97	24,53	21,44	22,90
Máximo	30,48	25,40	30,40	30,40	28,56
Mínimo	16,60	15,59	17,60	14,00	18,72
Fase 2					
	R1	R4	R6	R8	R9
Média	17,80	17,27	22,39	19,63	19,02
Máximo	26,40	22,32	37,20	26,80	25,68
Mínimo	1,80	5,76	9,36	9,00	6,84

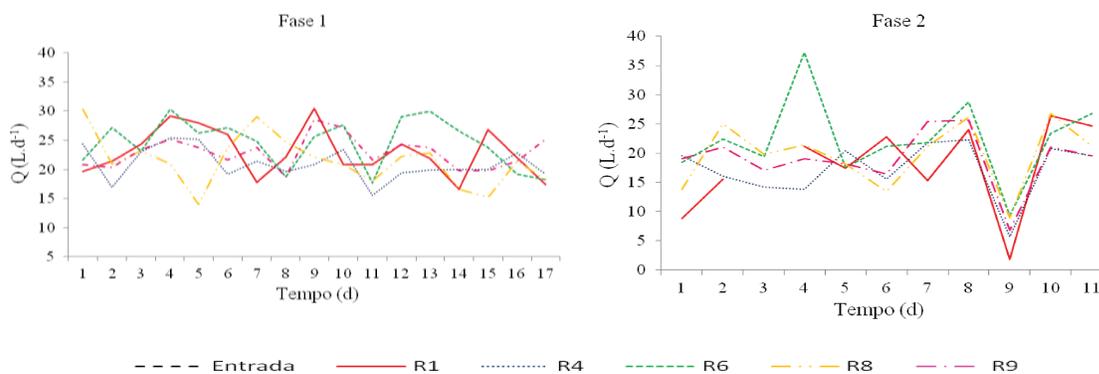


Figura 19. Variação da vazão ao longo do período na Fase 1 e Fase 2.

4.3.1 Demanda química de oxigênio (DQO)

Os valores das amostras de DQO na entrada do sistema apresentaram uma variação ao longo do período entre 60,0 e 360,0 mg O₂.L⁻¹, para Fase 1 e entre 165,0 e 572,50 mg O₂.L⁻¹ para Fase 2. Conforme Metcalf & Eddy (1995), o valor médio de DQO para esgoto sanitário doméstico não tratado é de 500 mg O₂.L⁻¹, podendo ter uma variação na sua concentração de 250

a 1000 mg O₂.L⁻¹. Estes dados estão também dentro da faixa considerada como típica por Von Sperling (1997), o qual estipula o mínimo de 400 mg O₂.L⁻¹ e o máximo de 800 mg O₂.L⁻¹ como sendo apropriadas para esgotos de origem doméstica.

A análise das amostras coletadas na saída dos reatores apresentou uma grande variação, sendo que o reator 1 (R1) obteve o maior valor máximo de 700 mg O₂. L⁻¹, na Fase 1, enquanto na Fase 2 o reator com maior valor de DQO foi o reator 8 (R8), ambos os reatores foram inoculados com lodo de esgoto, o que pode ser explicado pelos altos valores de concentração de oxigênio, conforme a Tabela 15.

Tabela 15. Valores de DQO máximos e mínimos do afluente e efluente dos reatores – Fase1 e Fase 2.

DQO (mg O₂.L⁻¹)						
Fase 1						
	Entrada	R1	R4	R6	R8	R9
Máximo	360,0	700,0	212,5	292,5	295,0	280,0
Mínimo	60,0	70,0	37,5	60,0	52,5	50,0
Fase 2						
	Entrada	R1	R4	R6	R8	R9
Máximo	572,50	457,5	375,0	395,0	467,5	385,0
Mínimo	165,0	120,0	155,0	147,5	145,0	172,5

Observa-se na Figura 20, na Fase 1, durante o início da partida dos reatores, alguns valores de DQO na saída foram maiores que na entrada, isso se deve ao fato do inóculo ainda não estar adaptado, onde, normalmente, a seleção da biomassa é estabelecida pela dinâmica do fluxo do efluente no interior do reator. Na Fase 2 as variações são mais frequentes durante praticamente todo o período de avaliação.

Segundo, Hampanavan & Shivayogimath, 2010 avaliando a partida de reatores, concluíram que durante o período inicial, o desenvolvimento do reator foi mais dependente da aclimatização do lodo, granulação e o tempo de retenção hidráulica (TRH). Dolfing, 1986, também observou que para um reator anaeróbio, a formação de grânulos acontece depois de grandes períodos. Ou seja, no presente experimento, quando se considera estes os tempos, não

houve uma adaptação do lodo de inóculo e nem do composto biológico ao esgoto doméstico durante a partida. Isto é, menor tempo de adaptação que o normal.

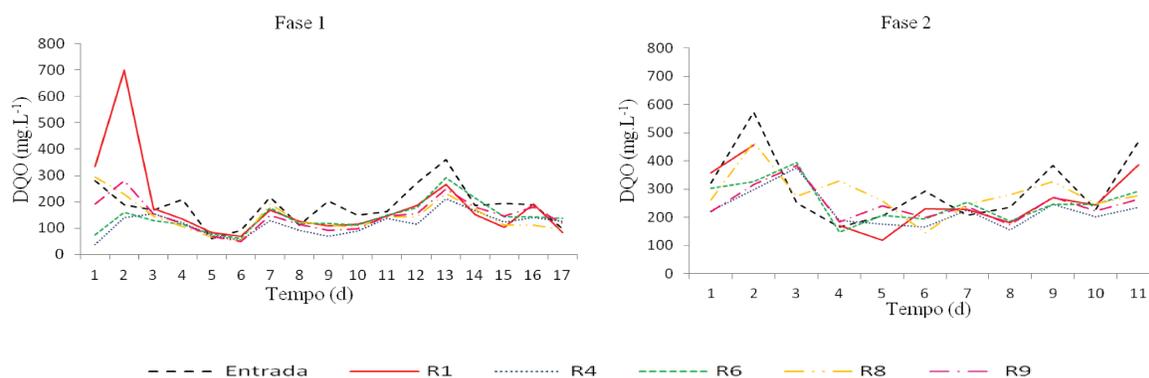


Figura 20. Valores de DQO ao longo do período - Fase 1 e Fase 2.

Outra possível explicação para grandes variações de DQO no período estudado é com relação à vazão. A vazão contribui muito para o arrastamento de partículas que influenciam a degradação da matéria orgânica, portanto, uma vazão maior, altera significativamente a DQO.

Os tratamentos foram submetidos a análise de variância, utilizando testes de médias (teste F de 5% de probabilidade) com o auxílio do software SISVAR, de Ferreira, 2011. Na Tabela 16 são postulados os resultados para o parâmetro DQO avaliado.

Tabela 16. Resultado da análise de variância para as médias de DQO em função dos tratamentos – Fase 1e Fase 2.

Tratamentos	Fase 1	Fase 2
	DQO (mg O ₂ .L ⁻¹)	
R1	185,15 a*	264,5 b
R4	116,62 b	226,36 a
R6	141,28 b	254,55 a
R8	143,38 b	283,64 b
R9	146,62 b	247,05 a

* Dentro da mesma coluna, médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, a 5% de probabilidade.

Os resultados das análises estatísticas revelam, para a Fase 1, que os reatores R4, R6, R8 e R9 não diferiram significativamente entre si, porem obtiveram valores de DQO menores que o

R1, onde foi inoculado apenas com lodo de esgoto, o qual o valor não foi diferente para a entrada no sistema, 185,29 mg O₂.L⁻¹.

Na Fase 2, os maiores resultados de DQO foram observados nos reatores R8 e R1, ambos com aplicação de lodo de esgoto como inoculo, enquanto os reatores R4, R6 e R9 apresentaram valores de DQO menores. Destes o R6 e o R9 foram inoculados com composto biológico em doses diferentes.

O R4, o reator testemunha, ou seja, o que não foi inoculado nem por lodo e nem por composto biológico, apresentou melhor resposta quanto a degradação da matéria orgânica, no que se refere aos menores valores de DQO. Isto pode ser observado nas duas fases em estudo. Destes resultados pode-se observar que, tanto os reatores com lodo, bem como os com produtos biológicos, não mostram ganhos de eficiência quando comparados com a testemunha.

Na Figura 21 verifica-se a eficiência dos tratamentos em relação à carga orgânica dos reatores estudados.

Observou-se que a eficiência na remoção da materia organica foi maior no R4, nas duas fases, sendo que na Fase 1 a eficiencia chegou aos 37,98% e 25,34% na Fase 2. Os reatores R6 e R9, com a aplicação de composto biológico apresentaram valores menores quando comparados com o R1 e R8, que apresentaram baixissima eficiencia, 2,62% Fase 1 e 3,81% Fase 2, respectivamente. O R6 foi o reator que apresentou maiores valores de carga organica, isso pode ser explicado pela amplitude da variação da vazão, onde o registro de entrada deste reator apresentou muitas oscilações durante a coleta para amostragem.

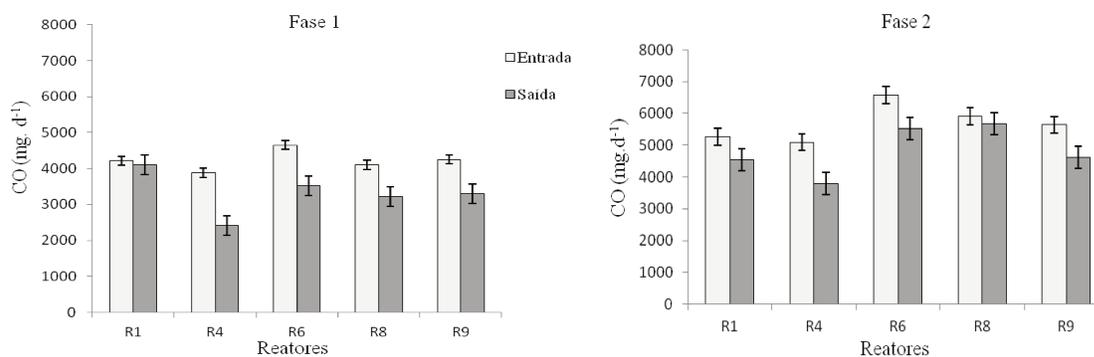


Figura 21. Média e desvio padrão dos valores da carga orgânica nas Fases 1 e 2.

Posto que, as regulagens de vazão no campo foram calibrados para se ter vazão semelhante nos diferentes reatores, na prática, quando em operação, as vazões variaram acima daquelas observadas durante a calibração.

Contudo, a variável resposta DQO mostrou-se, neste estudo, considerando as duas fases de experimento, valores bem abaixo para remoção de compostos orgânicos, já que a eficiência não chegou no mínimo de 60% que exige a Resolução CONAMA/2005, no que confere o lançamento de esgoto tratado em corpos hídricos. Além disso, os tratamentos experimentais, para esses reatores, nas condições estudadas não foram eficientes para dar partida, ou seja, o tempo analisado, 30 dias, não foi capaz de estabilizar a biomassa para início de partida.

4.3.2 Nutrientes

4.3.2.1 Nitrogênio

O nitrogênio foi calculado nas condições de nitrogênio total e amoniacal, os quais estão apontados a seguir.

4.3.2.1.1 Nitrogênio Total

Os valores determinados por titulação das amostras de nitrogênio na entrada do sistema apresentaram uma variação ao longo do período entre 6,04 e 114,68 mg N.L⁻¹, para Fase 1 e entre 42,28 e 181,92 mg N.L⁻¹ para Fase 2, conforme a Tabela 17.

Tabela 17. Valores médios, máximos e mínimos de nitrogênio total – Fase 1 e Fase 2.

Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)						
Fase 1						
	Entrada	R1	R4	R6	R8	R9
Média	74,58	81,07	66,28	69,89	75,53	72,25
Máximo	114,68	111,64	97,52	103,70	110,30	110,20
Mínimo	42,42	57,66	6,04	45,80	55,98	52,82
Fase 2						
	Entrada	R1	R4	R6	R8	R9
Média	87,70	101,72	91,62	86,47	112,63	91,71

Máximo	123,96	155,86	110,70	106,48	181,92	110,50
Mínimo	42,28	57,32	74,56	51,04	76,24	78,70

De acordo com os resultados expressos na Tabela 18, os dados referentes ao nitrogênio total, observou-se a baixa remoção de nitrogênio dos reatores, fato que pode estar relacionado à baixa remoção de sólidos suspensos voláteis, ou seja, nutrientes, na maioria, nitrogênio e fósforo estão fortemente associados à matéria orgânica, o que resulta em um decaimento ou até mesmo nenhuma retirada desses nutrientes.

A variação na remoção de nitrogênio pode ser em função das maiores ou menores concentrações de DQO no afluente. Silva et.al., 2010; Luiz, 2007; também tiveram como resultado pouca variação no afluente e efluente dos reatores estudados.

A variação, em referencia, pode ser observada na Figura 22, onde em alguns dias na saída dos reatores, os valores de nitrogênio foram superiores do que no afluente. Uma possível explicação para essa alternância é a estabilização dos inóculos nos reatores (HAMPANNAVAR & SHIVAYOGIMATH, 2010).

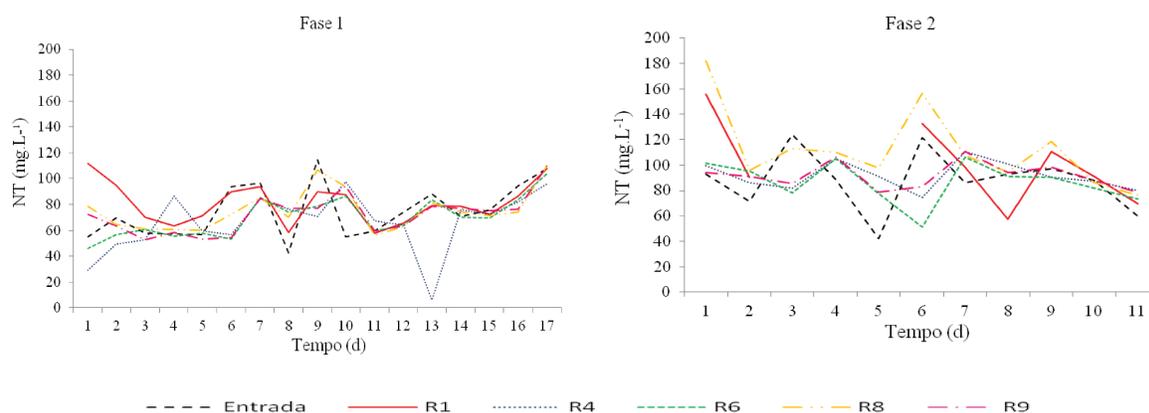


Figura 22. Variação de NT ao longo do período - Fase 1 e Fase 2.

Contudo, para verificar se os tratamentos foram significativos estatisticamente fez-se a análise de variância, utilizando testes de médias (teste F de 5% de probabilidade) com o auxílio do software SISVAR. A Tabela 18 apresenta o resultado para o parâmetro de NT avaliado.

Tabela 18. Resultado da análise de variância para as médias de NT em função dos tratamentos – Fase 1 e Fase 2.

Tratamentos	Fase 1	Fase 2
	NT (mg N.L ⁻¹)	
R1	81,07 a *	101,72 b
R4	66,28 a	92,78 a
R6	69,89 a	88,40 a
R8	75,52 a	114,21 b
R9	72,25 a	93,86 a

* Dentro da mesma coluna, médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, a 5% de probabilidade.

Os resultados estatísticos revelam, para a Fase 1, que os tratamentos não diferiram significativamente entre si. Provavelmente, o inoculo, nesta fase, pode ter influenciado no aumento da concentração de nitrogênio, porem obtiveram valores de nitrogênio total menores em relação aos tratamentos testados nos reatores da Fase 2.

Na Fase 2, observa-se que os reatores onde foi aplicado lodo, R1 e R8 obtiveram maiores concentrações de nitrogênio, respectivamente 101, 72 e 114, 21 mg. L⁻¹. Enquanto que os valores de nitrogênio efluentes, nos reatores que foram inoculados com complexo bacteriano, R6 e R9, foram menores, mas não diferiram estatisticamente do reator R4, onde não teve nenhum tipo de inóculo.

Assim, os resultados mostram que usando composto biológico e fazendo a aeração corretamente, Fase 2, pode se ter melhores resultados quanto à remoção de nitrogênio. Entretanto, para partida de sistema de tratamento, nas condições analisadas, os reatores não foram suficientes na uniformidade de valores.

4.3.2.1.2 Nitrogênio amoniacal

Os valores das amostras de nitrogênio amoniacal dos reatores, nos efluentes, apresentaram variação ao longo do período entre 47,04 mg.L⁻¹ e 159,60 mg.L⁻¹, na Fase 1 e de 63,84 mg.L⁻¹ e 181,44 mg.L⁻¹, na Fase 2, conforme pode ser visualizado na Tabela 19.

Houve um incremento da concentração de amônia, pode ser que tenha ocorrido pela conversão de nitrato e nitrito neste composto, conforme as Equações 1 e 2, bem como pela quebra de compostos nitrogenados na água residuária.



Os estudos de Torres-Lozada, 2010, mostraram que os reatores anaeróbios testados para dar partida no tratamento de água residuária doméstica, com inoculação de lodo de esgoto, o nitrogênio na forma amoniacal foi o parâmetro, dentro da série de nitrogênio, predominante na saída dos reatores, assim obteve os maiores valores, o que está de acordo com as estimações deste experimento, neste caso, os reatores que foram inoculados com lodo de esgoto: R1 e R8, nas duas fases do tratamento.

Tabela 19. Valores médio, máximos e mínimos de nitrogênio amoniacal do afluente e dos efluentes dos reatores – Fase 1 e Fase 2.

Nitrogênio Amoniacal (mg.L⁻¹)						
Fase 1						
	Entrada	R1	R4	R6	R8	R9
Média	74,55	82,12	73,29	79,03	86,21	76,39
Máximo	114,24	123,20	100,80	126,00	159,60	128,80
Mínimo	42,00	61,60	50,40	50,40	53,20	47,04
Fase 2						
Média	82,93	101,67	89,40	87,82	112,61	91,69
Máximo	127,68	152,88	99,12	107,52	181,44	110,32
Mínimo	42,56	63,84	69,44	72,80	77,28	76,72

Os resultados obtidos mostraram que tanto os compostos biológicos como o lodo inoculado nos reatores obtiveram grandes variações ao longo do tempo analisado, os quais se tornam inviáveis para dar partida em sistemas de tratamento de água residuária da agroindústria. Também, os valores, na forma amoniacal, estão acima do permitido pela legislação federal

CONAMA 357/2005 e neste caso, não pode ser lançada em cursos d'água, uma vez que, nesta forma, causaria eutrofização com o crescimento de algas e, além disso, no processo bioquímico de conversão do amônio a nitrito e este a nitrato, implicaria no consumo de oxigênio dissolvido, consequentemente em mortandade de peixes.

4.3.2.2 Fósforo

Os valores das amostras de fósforo apresentaram variação ao longo do período entre 1,85 mg. L⁻¹ a 12,00 mg. L⁻¹, para Fase 1 e entre 1,80 mg. L⁻¹ e 10,70 mg. L⁻¹ para Fase 2. As análises do espectrofotômetro mostram os resultados médios que estão expressos na Tabela 20.

Na Fase 1, observou-se que existiu uma grande variação no início do ensaio, tornando mais estável no decorrer dos dias, enquanto na Fase 2, as variações são mais frequentes, ocorrendo praticamente em todo o período de estudo.

Essa variação pode ser explicada pelos altos valores de matéria orgânica dos reatores. Isto é, se há grande quantidade de matéria para ser degradada, há pouca oxigenação, portanto, há pouca remoção de nutrientes, pois estes estão fortemente ligados à matéria orgânica presente nos reatores. Tais dados estão de acordo com CHEN, et. al, 2005; FIA et. al., 2010; FIA, et al., 2013.

Tabela 20. Valores médio, máximos e mínimos de Pt do afluente e dos efluentes dos reatores – Fase 1 e Fase 2.

Pt (mg.L⁻¹)						
Fase 1						
	Entrada	R1	R4	R6	R8	R9
Média	3,64	4,68	4,31	3,66	4,81	4,48
Máximo	6,24	7,50	6,64	5,20	12,00	8,20
Mínimo	0,40	3,35	1,85	2,12	2,95	2,88
Fase 2						
Média	6,36	7,07	5,39	6,44	6,65	5,98
Máximo	9,40	10,70	8,20	7,80	10,10	8,60
Mínimo	3,00	4,80	1,80	4,70	1,60	3,76

A variação do parâmetro fósforo total ao longo do período estudado é apresentada na Figura 23.

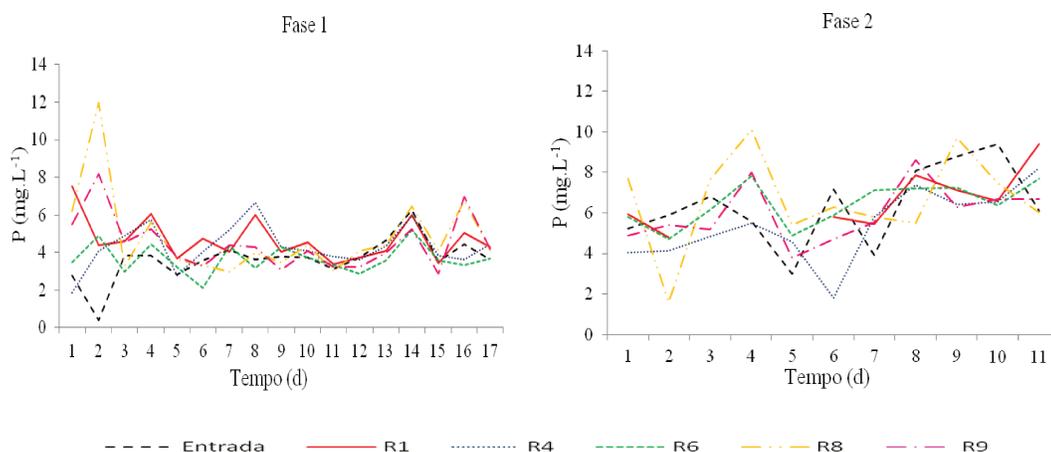


Figura 23. Variação de Pt ao longo do período - Fase 1 e Fase 2.

A análise da verificação de significância foram realizadas estatisticamente com o auxílio do software SISVAR. Os resultados, para estes parâmetros, encontram-se inseridos na Tabela 21.

Tabela 21. Resultado da análise de variância para as médias de Pt em função dos tratamentos – Fase 1e Fase 2.

Tratamentos	Fase 1	Fase 2
	PT (mg .L ⁻¹)	
R1	4,68 b*	7,07 a
R4	4,31 b	5,53 a
R6	3,66 a	6,64 a
R8	4,80 b	6,68 a
R9	4,47 b	6,31 a

* Dentro da mesma coluna, médias seguidas de mesma letra não diferem entre si, a 5% de probabilidade.

De acordo com os resultados obtidos, na Fase 1, houve diferença significativa, sendo o tratamento com a menor dose de composto biológico, o R6, o reator que obteve a melhor resposta quanto a remoção de fósforo. Na Fase 2, todos os tratamentos foram iguais, não havendo diferença significativa.

Araújo *et al.*, 2012 em estudo com sistemas aeróbios e anaeróbios para tratar água residuária de suinocultura obteve valores de remoção de fósforo total bem baixos, eles concluíram que o reator mostrou-se deficiente na estabilização do tratamento. Rodrigues *et. al.*,

2009, também obtiveram baixa remoção de fósforo após o afluente de água residuária de suinocultura passar por unidades de tratamento (decantador, UASB e lagoa de polimento).

Contudo, as concentrações de fósforo neste estudo situaram-se acima de $0,05 \text{ mg.L}^{-1}$, portanto, de acordo com Chernicharo, 2007, quando a degradação anaeróbia apresenta remoção insatisfatória de nutrientes, necessitam-se de tratamentos complementares para remoção destes no efluente tratado.

Por fim, os inóculos utilizados neste experimento, com o objetivo de realizar a partida dos reatores mostraram-se que não foram capazes de estabelecer um equilíbrio qualitativo de microrganismos dentro dos reatores.

4.3.2.3 Série de sólidos

Os dados da série de sólidos estão apresentados na forma de sólidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos totais suspensos, dos quais estão apontados a seguir.

4.3.2.3.1 Sólidos totais

Os resultados médios, máximos e mínimos de ST do afluente e dos efluentes dos reatores – Fase 1 e Fase 2, estão representados na Tabela 22. A análise destes resultados, mostrou que a variação dos valores de Sólidos Totais (ST) na entrada dos reatores, permaneceu em sua grande maioria na faixa entre $198,00$ e $1281,00 \text{ mg L}^{-1}$. Segundo METCALF & EDDY (1995), os valores médios para ST em esgoto sanitário não tratado é de 720 mg L^{-1} . Os valores de ST abaixo da média podem ser devido à influência sazonal e ao tratamento preliminar realizada pela caixa de areia.

Tabela 22. Valores médio, máximos e mínimos de ST do afluente e dos efluentes dos reatores – Fase 1 e Fase 2.

ST (mg.L ⁻¹)						
Fase 1						
	Entrada	R1	R4	R6	R8	R9
Média	378,94	458,18	565,18	430,00	587,53	405,83
Máximo	553,00	1322,00	2186,00	1929,00	3054,00	1307,00
Mínimo	198,00	303,00	197,00	224,00	267,00	216,00
Fase 2						
Média	587,55	1501,80	1139,90	487,64	554,00	996,82
Máximo	1281,00	10136,00	7846,00	600,00	659,00	5951,00
Mínimo	346,00	474,00	390,00	404,00	463,00	42,00

Os valores de ST são apresentados na Figura 24, onde se observa a variação ao longo dos dias de experimentação para as duas Fases: 1 e 2.

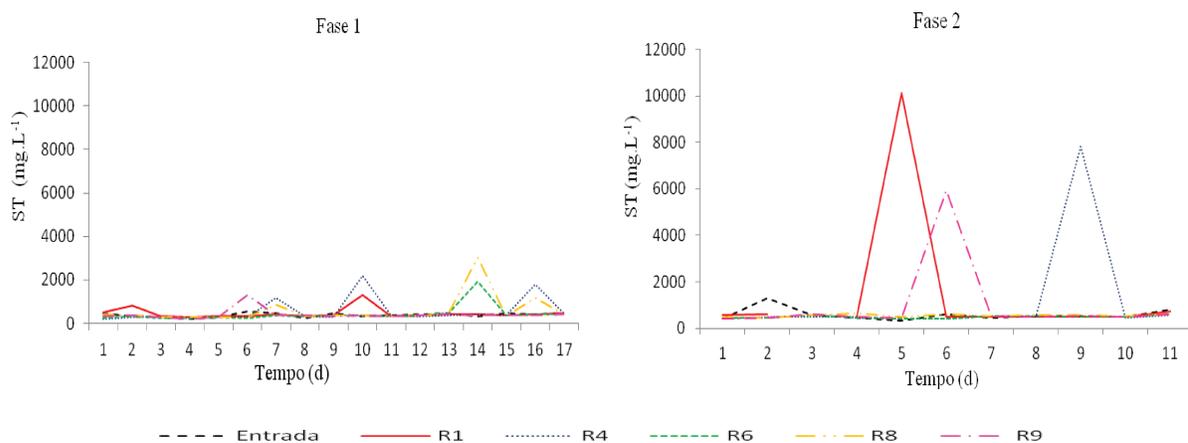


Figura 24. Variação de ST ao longo do período – Fase 1 e Fase 2

Através dos resultados obtidos, observou-se que na Fase 2 os valores de ST foram mais que o triplo da primeira fase. Os reatores R1, R8 e R6 foram os que apresentaram os maiores valores, isso pode ser explicado pelo tipo de inóculo, no caso do R1, lodo de esgoto e o R6, dose

de composto biológico superior a indicado pelo rótulo do produto e R8, lodo de esgoto mais dose de composto biológico.

4.3.2.3.2 *Sólidos totais voláteis*

Na Tabela 23, estão representados os resultados médios, máximos e mínimos de STV do afluente e dos efluentes dos reatores – Fase 1 e Fase 2. A análise destes resultados, mostrou que as variações dos valores de STV nos reatores foram de 41,00 e 2825,00 mg L⁻¹, na Fase 1, enquanto na Fase 2 os valores variaram de 71,26 a 7564,00 mg L⁻¹.

Tabela 23. Valores médio, máximos e mínimos de STV do afluente e dos efluentes dos reatores – Fase 1 e Fase 2.

STV (mg.L ⁻¹)						
Fase 1						
	Entrada	R1	R4	R6	R8	R9
Média	133,47	199,41	339,11	200,05	355,47	171,47
Máximo	259,00	1033,00	1850,00	1651,00	2825,00	1185,00
Mínimo	27,00	101,00	75,00	57,00	77,00	41,00
Fase 2						
Média	270,00	793,80	839,73	185,09	216,57	689,27
Máximo	954,00	5966,00	7564,00	306,00	282,00	5646,00
Mínimo	109,00	156,00	112,00	126,00	71,26	96,00

As grandes variações nas duas fases mostram que os inóculos usados não foram capazes de estabilizar a concentração de sólidos nos reatores. A Figura 25 encontram-se os valores de STV ao longo do período estudado para as duas fases.

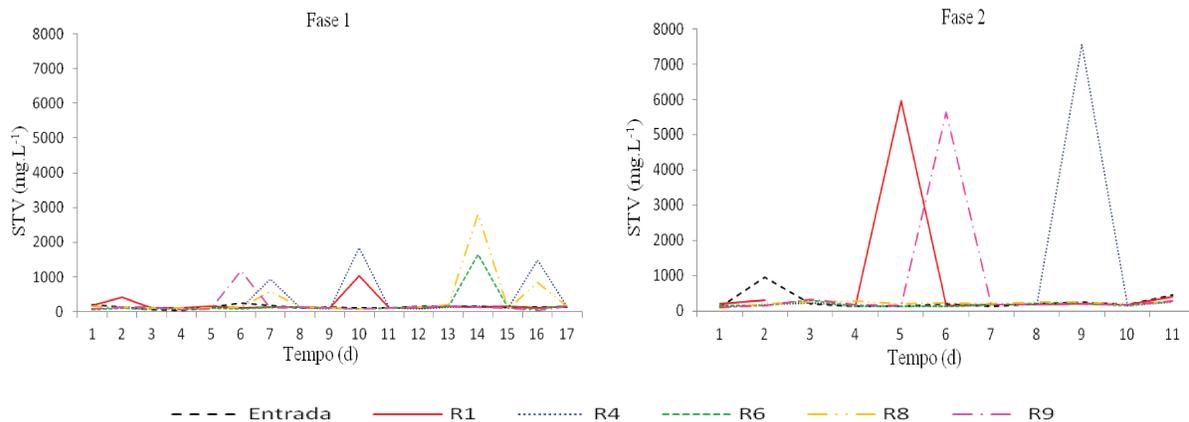


Figura 25. Variação de STV ao longo do período – Fase 1 e Fase 2

A vazão, mais uma vez pode ser o motivo de altas variações, uma vez que o R4, o reator testemunha obteve picos nos valores de SVT, juntamente ou em datas em que não foram aplicadas as doses do produto comercial.

4.3.2.3.3 Sólidos totais suspensos

Na Tabela 24, estão representados os resultados médios, máximos e mínimos de STS do afluente e dos efluentes dos reatores – Fase 1 e Fase 2. A análise destes resultados, mostrou que as variações dos valores de STS nos reatores, na primeira fase foram de 11,00 e 429,00 mg L⁻¹, já na fase segunda os valores variaram de 40 a 228, 00 mg L⁻¹.

Nas duas fases foram observados ocorrência de sólidos suspensos na saída dos reatores em concentração maior que na entrada, possivelmente como consequência do arraste de biomassa para fora do sistema. A Figura 26 está apresentadas a variação temporal dos sólidos totais suspensos nas duas fases do experimento.

Tabela 24. Valores médio, máximos e mínimos de STS do afluente e dos efluentes dos reatores – Fase 1 e Fase 2.

STS (mg.L ⁻¹)						
Fase 1						
	Entrada	R1	R4	R6	R8	R9
Média	34,41	65,71	29,71	32,19	39,00	28,88
Máximo	58,00	429,00	57,00	55,70	155,00	57,00
Mínimo	11,00	15,00	15,00	11,00	18,00	15,00
Fase 2						
Média	77,82	87,11	64,45	73,18	114,91	68,18
Máximo	117,00	121,00	97,00	115,00	228,00	110,00
Mínimo	35,00	63,00	51,00	40,00	69,00	53,00

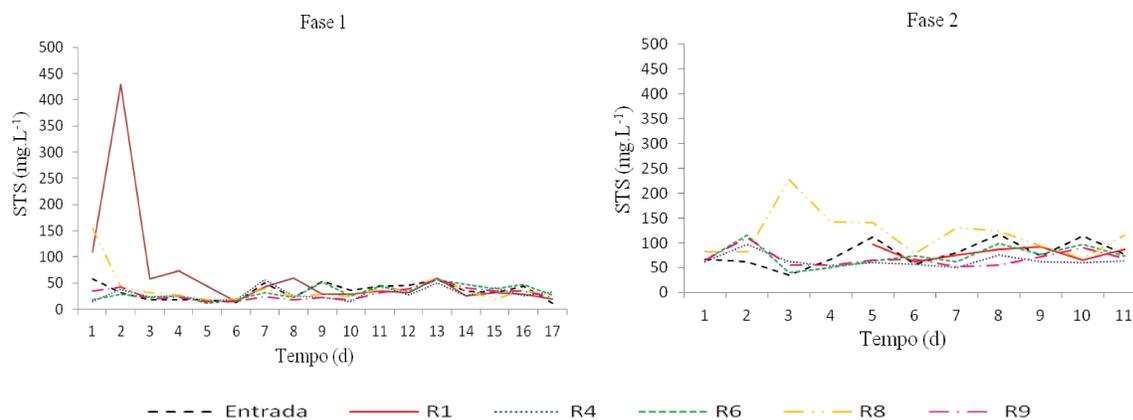


Figura 26. Variação de STS ao longo do período – Fase 1 e Fase 2

Dentre as possibilidades para estes resultados (negativos) foram aventadas as seguintes hipóteses: o composto microbiológico básico (lodo de esgoto) fora armazenado em freezer de forma que os microrganismos permanecessem em dormência. Quando da sua utilização, observou-se que determinadas cepas saíram da dormência e entraram no processo microbiológico, enquanto outras cepas pareceram continuar em dormência, de tal forma que não

mostram os resultados esperados. Outro fator aventado foi o tempo de experimentação, no qual pode não ter ocorrido o período de tempo necessário para o desenvolvimento de todas as cepas, sendo que algumas podem ter ficado em estado de dormência. Com relação ao produto biológico utilizado, o trabalho foi desenvolvido com base na indicação da dose prescrita no rótulo. Provavelmente a utilização de doses maiores que as recomendadas pudessem dar resultados significativos.

Entretanto, de acordo com pesquisas de Oliveira, 2006, a tomada de dados em escala horária permitiu que os valores médios calculados para os parâmetros analisados expressassem com maior fidelidade a dinâmica da degradação da matéria orgânica em estabilizar os reatores para se fazer a partida dos mesmos, o que não ocorreria com somente, uma ou duas coletas ao dia, como é feito em monitoramentos de reatores anaeróbios em muitas localidades do Brasil.

5 CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos no presente trabalho, pode se concluir que:

1. O composto biológico comercial utilizado como inoculo, na partida dos reatores, não mostrou ganhos na dose recomendada em rótulo, quando utilizado isolado ou em conjunto com o lodo de esgoto;
2. Existe a possibilidade de o composto biológico comercial ser trabalhado em doses maiores que a estipulada em rótulo, com a probabilidade de obtenção de resultados positivos, uma vez que para alguns dos parâmetros mostrou resultado significativo.

6 REFERÊNCIAS

AFONSO JÚNIOR, P. C.; CORRÉA, P. C.; OLIVEIRA, T. T.; OLIVEIRA, M. G. A. Avaliação da qualidade de grãos de café preparados por “via seca” e “via úmida” em função da condição e período de armazenamento. **Revista de Armazenamento**, Edição especial, Viçosa, v. 23, n. 3, p. 46-53, 2001.

AGDAG, O. N; SPONZA, D. T. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. **Journal of Hazardous Materials**, v.140, p.75–85. 2007.

ALCARAZ, V.; SALAZAR, R.; GONZÁLEZ Y, V.; BERNARD, O. Modelado dinámico de tratamiento de aguas residuales por digestión anaerobia considerando acumulación de ácido propiónico. **Inf. Tecnol**, v.15, n.2, p.63-68, 2004.

ALISI, C.; MUSELLA, R.; TASSO, F.; UBALDI, C.; MANZO, S.; CREMISINI, C.; SPROCATI, A. R. Bioremediation of diesel oil in a co-contaminated soil by bioaugmentation with a microbial formula tailored with native strains selected for heavy metals resistance. **Science of the Total Environment**, n. 407, p. 3024 – 3032, 2009.

ALMEIDA, C. D. G. C. & SILVA, I. J. O. Uso de águas residuárias do beneficiamento do café. **Thesis São Paulo**, ano III, v. 6, p. 30 – 43, jul/dez.2006.

ÁLVAREZ, J. A.; RUIZ, I.; GÓMEZ, M.; PRESAS, J.; SOTO, M. Start-up alternatives and performance of na UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. **Biosource Technology**. v.97, p. 1640-1649. 2006.

ANDRADE, J. A.; AUGUSTO, F.; JARDIM, I. C. S. F. Biorremediação de solos contaminados por petróleo e seus derivados. **Eclética Química**, São Paulo, v.35, n. 3, p. 17 - 43, 2010.

APHA; AWWA; WEEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater.** 21. Ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005. 1268p.

BARALDI, E. A.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; MANFIO, G. P.; FORESTI, E.; VAZOLLER, R. F. Performance of a horizontal-flow anaerobic immobilized biomass (HAIB) reactor and dynamics of the microbial community during degradation of pentachlorophenol (PCP). **Anaerobe.** v.14, p. 268–274. 2008.

BÁRTHOLO, G. F., MAGALHÃES FILHO, A. A. R., GUIMARÃES, P. T. G.; CHALFOUN, S. M. Cuidados na colheita, no preparo e no armazenamento do café. **Informe Agropecuário,** v. 14, p. 33-44, 1989b.

BATISTA, R. O.; MATOS, A. T.; CUNHA, F. F.; LO MONACO, P. A. Formação de biofilme em gotejadores aplicando água residuária da despolpa dos frutos do cafeeiro. **Acta Sci. Agron.** Maringá, v. 29, n. 3, p. 367-371, 2007.

BELLO-MENDOZA, R. & CASTILLO-RIVERA, M. F. Start-up of an anaerobic hybrid (UASB/filter) reactor treating wastewater from a coffee processing plant. **Anaerobe.** v. 4, p.219-225. 1998.

BERRUETA, J.; GUTIÉRREZ, A. & FUEYO, G. Anaerobic treatment of leachates in a pilot-scale UASB: strategy of start-up. **J. Chem. Tech. Biotechnol.** v. 67, p.302-314. 1996.

BIEY, E. M.; MUSIBONO, E. D.; VERSTRAETE, W. Start-up of a multi-stage system for biogás production and solid waste treatment in low-tech countries. **Water Science Technology.** v. 48, n. 4, p. 239-243. 2003.

BOOPARTHY, R. Factors limiting dioremediation technologies. **Revista Bioresource Technology.** 24, p. 63-67, 2000.

BORGES, A. C.; PEREIRA, P. A.; MATOS, A. T. Partida de um reator anaeróbio horizontal para tratamento de efluentes do processamento dos frutos do cafeeiro. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.29, n.4, p.661-669, out./dez. 2009.

BORGES, A. F. & BARROSO, E. V. Análise de utilização de geofísica e biorremediação em problemas de contaminação de solo e água subterrânea. In: ANUÁRIO DO INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS. 1997. **Anais...** vol. 20, p. 107-142.

BORGES, A. C.; MATOS, A. T.; PEREIRA, P. A.. Partida e adaptação de um reator anaeróbio horizontal de leito fixo para o tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 24., 2007. Belo Horizonte. **Anais...**Belo Horizonte: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2007, p.1-9.

BORÉM, F. M. **Pós-colheita do café**. Editora UFLA, 2008, 631p.

BORÉM, F.M. REINATO, C. H. R.; SILVA, P.; FARIA, L. F. Processamento e secagem dos frutos verdes do cafeeiro. **Revista Brasileira de Armazenamento**, Viçosa, n. 1, p. 19 – 24, 2006.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em águas para consumo humano. Brasília, 2003.

BRUNO, M & OLIVEIRA, R. A. Tratamento anaeróbio de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida em reatores UASB em dois estágios. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n.2, p. 364 – 377, abr./jun.2008.

CABANELLAS, C. F. G. **Tratamento da água sob recirculação, em escala laboratorial, na despulpa dos frutos do cafeeiro**. 2004. 103 p. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade federal de Viçosa, Viçosa.

CABELLO, P. E.; SCOGNAMIGLIO, F. P.; TERÁN, F. J. C. Tratamento de vinhaça em reator anaeróbio de leito fluidizado. **Engenharia Ambiental**. v. 6, n. 1, p.321-338. 2009.

CAMARGO, S. A. R. & NOUR, E. A. A. Bamboo as an anaerobic medium: effect of filter column height. **Water Science and Technology**. v. 44, n.4, p.63-70, 2001.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, A.C do; LUIZ, F. A. R. de. Impacto ambiental causado pela poluição hídrica proveniente do processamento úmido do café. **Revista Cafeicultura**, Patrocínio, v. 1, n. 4, 2002.

CAMPOS, M. M.; PRADO, M. A. C.; PEREIRA, E. L. Caracterização físico-química, bioquímica e energética da água residuária do café processado por via úmida. **Journal Bioscience**, Uberlândia, v. 26, n. 4, p. 514 -524, July/aug. 2010.

CARVALHO, J. A. ; AQUINO, R. F.; PEREIRA, G. M.; RODRIGUES, R. C.; CAMPOS, T. B. Desempenho de bomba centrífuga operando com água residuária do processamento do café. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 28, n. 1, p. 86 – 94, jan/abr. 2008.

CASAGRANDE, C. G.; KUNZ, A.; SOARES, H. M.; DE PRÁ, M. C.; SCHIERHOLT NETO, G. F. Establishment of anammox process in sludge samples collected from swine wastewater treatment system. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.31, n.6, p.1170-1178, nov./dez. 2011.

CATTONY,E. B. M.; RIBEIRO, R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E.; VARESCHE, M. B. A. Remoção de etanol e benzeno em reator anaeróbio horizontal de leito fixo na presença de sulfato. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.12, n. 2, p. 181-191, abr/jun, 2007.

CERON, L. P. Efluentes: Resolução CONAMA 430/2011, o que mudou? **Revista TAE**. Edição n.5, FEV/MAR. 2012.

CHALFOUN, S. M.; CARVALHO, V. L. Efeito de microrganismos na qualidade da bebida do café. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 18, p. 21-26, 1997.

CHANAKYA, H. N. & DE ALWIS, A. A. P. Environmental issues and management in primary coffee processing. **Process Safety and Environmental Protection**, 82, p. 291–300, July. 2004.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios**. Vol. 5, 1 ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG. 1997, 246 p.

COLTRO, L.; MOURAD, A. L.; OLIVEIRA, P. A. P. L. V.; BADDINI, J. P. O. A.; KLETECKE, R. M. Environmental profile of Brazilian Green coffee. **International Journal Life Cycle Assessment**. n. 11, v. 1, p. 16 – 21, 2006.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Disponível em: <www.conab.gov.br/conabweb/> Acesso em: 29 de out. 2013.

CONAMA. Conselho Nacional De Meio Ambiente. Resolução 357/2005. Disponível em: <www.ciflorestas.com.br/arquivos/lei_resolucao_357_12875.pdf> Acesso em 10 set. 2010.

DA SILVA, M. L.; SCHNEIDER, M. R.; WENDT, M. F.; OLIVEIRA, J. C. S. **Biorremediação de aquífero contaminado com fenol utilizando bioestimulação aeróbia**. In: _____ I Congresso Internacional do Meio Ambiente Subterrâneo, São Paulo, 2009.

DE ZEEUW, W. J., **Acclimatization of Anaerobic Sludge for UASB Reactor Start-up**. 1984. 156 p. Tese (Ph.D.), Agricultural University, Wageningen, Netherlands.

DEVI, R.; SINGH, V.; KUMAR, A. COD and BOD reduction from coffee processing wastewater using Avacado peel carbon. **Bioresource Technology** 99, p. 1853 – 1860, 2008.

DINSDALE, R. M.; HAWKES, F. R.; HAWKES, D. L. The mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of coffee waste containing coffee grounds. **Water Research**, v.30, p. 371 – 377, 1996.

DONG, F.; ZHAO, QUAN-BAO; ZHAO, JIN-BAO; SHENG, GUO-PING; TANG, Y.; TONG, ZHONG-HUA; YU, HAN-QING; LI, YU-YOU; HARADA, H. Monitoring the restart-up of an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor for treatment of a soyabean processing wastewater. **Bioresource Technology**. v.101, p.1722-1726. 2010.

Equipamentos para pós-colheita do café. Disponível em: < <http://www.pinhalense.com.br/>> Acesso em: 15 out 2013.

Equipamentos para pós-colheita do café. Disponível em: < <http://www.palinialves.com.br/>> Acesso em: 15 out 2013.

FEIDIEKER, D.; KÄMPFER, P.;DOH, W. Field-scale investigations on the biodegradation of chlorinated aromatic compounds and HCH in the subsurface environment. **Journal of Contaminant Hydrology**. n. 19, p. 145-169, 1995.

FERREIRA, I. D. & MORITA, D. M. Biorremediação de solo contaminado por isobutanol, bis-2-etil-hexilftalato e di- isodecilftalato. Revista Brasileira de Ciências do Solo, n. 36, p. 643 - 652, 2012

FIA, R. **Desempenho de sistemas alagados construídos no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro**. 2008. 181 p. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

FIA, R.; DE MATOS, A. T.; LAMBERT, T. F.; FIA, F. R. L.; DE MATOS, M. P. Tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro em filtro anaeróbico seguido por sistema alagado construído: ii - remoção de nutrientes e compostos fenólicos. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 30, n.6, p.1203 – 1213, nov./dez.2010.

FIA, R.; MATOS, A. T.; LUIZ, F. A. R.; PEREIRA, P. A. Coeficientes de degradação da matéria orgânica de água residuária da lavagem e descascamento dos frutos do cafeeiro em condições anóxica e aeróbia. **Revista Engenharia na Agricultura**, v.15, n.1, p. 45-54, 2007.

GAYLARDE, C. C.; BELLINASO, M. L.; MANFIO, G. P. Biorremediação: Aspectos biológicos e técnicos da biorremediação de xenobióticos. **Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**. n. 34, p. 36 – 43, janeiro/junho, 2005.

GIJZEN, H. J. & KANSIIME, F. Comparison of start-up of an upflow anaerobic sludge blanket reactor and a polyurethane carrier reactor. **Water Science and Technology**, v. 34, n.5-6, p. 509 – 515, 1996.

GIRANDA, R. N. **Aspectos qualitativos de cafés (*Coffea arabica*, L.) submetidos a diferentes processos de secagem**. 1998. 83 p. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ciências do Alimento, Universidade Federal de Lavras, Lavras.

GONÇALVES, M. **Caracterização e oxidação dos compostos orgânicos das águas residuárias da despolpa úmida dos frutos do cafeeiro**. 2006. 98 p. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Química, Universidade Federal de Lavras, Lavras.

GUIMARÃES, A. C. **Secagem de café (*Coffea arabica* L.) combinando sistemas em altas e baixas temperaturas**. 1995. 64 p. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

GUIMARÃES, R. J.; MENDES, A. N. G.; SOUZA, C. A. S. **Cafeicultura**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2002, 317 p.

HADDIS, A. & DEVI, R. Effect of effluent generated from coffee processing plant on the water bodies and human health in its vicinity. **Journal of hazardous Materials**, 152, p. 259 – 262, 2007.

HAMPANNAVAR, U. S. & SHIVAYOGIMATH, C. B. Anaerobic treatment of sugar industry wastewater by upflow anaerobic sludge blanket reactor at ambient temperature. **International Journal of Environmental Sciences**. v.1, n.4, p. 631-639, 2010.

HERPIN, U.; GLOAGUEN, T.C; FONSECA, A.F.; MONTES, C.R.;MENDONÇA, F.C.; PIVELI, R.P.; BREULMANN M.C.; MELFI. A.J. Chemical effects on the soilplant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation: A pilot field study in Brazil. **Agricultural Water Management**, v. p.105-115, 2007.

HICKEY, R. F. & OWENS, R. W. Methane generation from high-strenght industrial wastes with anaerobic biological fluidized bed. **Biotechnology and Bioengineering Symp.** p.399 – 413, 1981.

HICKEY, R. F.; WU, W. M.; VEIGA, M. C.; JONES, R., Start-up, operation, monitoring and control of high-rate anaerobic treatment systems. **Water Science Technology**, v.24, n. 8, p. 207-255, 1991.

HSIEN, T. Y. & LIN, Y. H. Biodegradation of phenolic wastewater in a fixed biofilm reactor. **Biochemical Engineering Journal** , v. 27, p. 95 – 103, 2005.

HSU, Y. & SHIEH, W. K. Startup of anaerobic fluidized bed reactors with acetic acid as the substrate. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 41,n.3, p. 347-353, feb.1993.

HULSHOFF POL, L. W.; ZEEUW, W.; DOLFING, J.; LETTINGA, G. **Start-up and sludge granulation in UASB-reactors**. Agricultural University, Department Water Pollution Control, De Dreyen, netherland, 1983.

INCE, O.; ANDERSON, G. K.; KASAPGIL, B. Composition of the microbial population in a membrane anaerobic reactor system during start-up. **Water Reserch.** v. 31, n. 1, pp. 1-10, 1997.

ISQUIERDO, E. P.; BOREM, F. M.; OLIVEIRA, P. D.; SIQUEIRA, V. C.; ALVES, G. E. Quality of natural coffee subjected to different rest periods during the drying process. *Ciência e Agrotecnologia.*, Lavras, v. 36, n. 4, p. 439-445, jul./ago., 2012.

ITC (International Trade Centre) UNCTAD/WTO, 2002. International trade statistics, Geneva.
<<http://www.intracen.org/tradestat/site3-3d/index.html>.> Acesso em 31 jan 2011.

IWAMOTO, T. & NASU, M. Review: Current bioremediation practice and perspective. **Journal of Bioscience and Bioengineering**. vol. 92, n.1, p. 1-8, 2001.

JORDÃO, E. P. & PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3^o edição. Rio de Janeiro, ABES, 2005.

JORDENING, H. J.; PELLEGRINI, A. and BUCHHOLZ, K. Fluidized bed reactor for purification of waste water with high calcium content. **Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion**. Bologna, Italy, May 22-26, 1988. p. 289-94.

KALOGO, Y.; BOUCHE, J. H.; VERSTRAETE, W. Physical and biological performance of self-inoculated UASB reactor treating raw domestic sewage. **Journal Environmental Engineering**. v.127, n.2, p.179-183. 2001.

KIRK-OTMER. **Encyclopedia of Chemical Technology**. 3rd. edn. Wiley Interscience, New York, 1978. 2240p.

KUMAR, G. S.; GUPTA, S. K.; SINGH, G. Biodegradation of distillery spent wash in anaerobic hybrid reactor. **Water Research**, v.41, p. 721 – 730, 2007.

LEITE, S. L. **O futuro do café cereja descascado**. In: SALVA, T. J. G. Cafés de qualidade: aspectos tecnológicos, científicos e comerciais. Campinas: IAC, 2007. p. 167-198.

LIN, T. C.; PAN, P. T.; CHENG, S. S. Ex situ bioremediation of oil-contaminated soil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 176, p. 27–34, 2010.

LIV, S.; SUFLITA, J. M. Ecology and evolution of microbial populations for bioremediation. **Trends in Biotechnology**. v. 11, n. 8, p. 3XX – 344, 1993.

LO MONACO, P. A.; **Influencia da granulometria de materiais orgânicos filtrantes na eficiência de tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos cafeeiro.** 2001. 115p. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

LO MONACO, P. A.; MATOS, A. T.; MARTINEZ, M. A.; JORDÃO, A. P. Eficiência de materiais orgânicos filtrantes no tratamento de águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos cafeeiro. **Engenharia na Agricultura.** Viçosa, v. 10, n. 1, p. 1-4, 2002.

LUIZ, F.A.R. **Desempenho de reatores anaeróbios de leito fixo no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro.** 2007. 132 p. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

MADEIRA, J. **Remediação de aquíferos contaminados por nitratos (um caso de estudo por biorremediação).** 2010. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa.

MARIANO, A. P.; CRIVELARO, S. H. R.; ANGELIS, D. F.; BONOTTO, D. M. the use of vinasse as an amendment to ex-situ bioremediation of soil and groundwater contaminated with diesel oil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.52, n.4, p. 1043-1055, July/Aug 2009.

MATA-ALVAREZ, J.; MACE, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology.** v.74, p.3-16. 2000.

MATIELLO, J. B. *et al.* **Cultura de café no Brasil:** novo manual de recomendações. Varginha: MAPA/PORCAFÉ, 2005, 438 p.

MATOS, A.T. **Tratamento de resíduos na pós-colheita do café.** In:_____.Pós-colheita do Café.1° ed. Lavras: Editora UFLA. 2008.cap. 6, p. 159 - 201.

MATOS, A.T.; CABANELLAS, C.F.G.; CECOM, P.R.; BRASIL, M.S.; MUDADO, C.S. Efeito da concentração de coagulantes e do pH da solução na turbidez da água, em recirculação, utilizada no processamento dos frutos do cafeeiro. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.2, p.544-551, 2007.

MATOS, A. T. & LO MONACO, P .A. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despulpa de frutos cafeeiro.** Viçosa:UFV; Associação dos Engenheiros Agrícolas de Minas Gerais, 2003. 68p. (Boletim Técnico).

MATOS, A. T. & LO MONACO, P. A. **Caracterização dos resíduos sólidos e líquidos no Processamento dos Frutos do Cafeeiro.** Viçosa: UFV, 2003. 68p. (Boletim Técnico).

MATOS, A. T.; MAGALHÃES, M. A.; FUKUNAGA, D. C. Remoção de sólidos em suspensão na água residuária da despulpa de frutos do cafeeiro em filtros constituídos por pergaminho de grãos de café submetido a compressões. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.26, n.2, p.610-616, 2006.

MATOS, A. T. & GOMES FILHO, R. R. Cinética de degradação do material orgânico de águas residuárias da lavagem e despulpa de frutos cafeeiro. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFES DO BRASIL, 1, 2000, Poços de Caldas, MG. **Anais...** Poços de Caldas, MG, 2000, v. 2, p. 992 - 995.

METCALF & EDDY. **Waste water engineering: treatment, disposal and reuse.**4.ed.rev. New Delhi: Tata McGraw – Hill, 2005. 1819p.

MORELI, A. P. Café – **Histórico, variedades e mercados.** Disponível em: <www.agais.com/tpc/capitulo_1_aldemar.pdf> Acessado em 03 setembro. 2013.

NACHEVA, P. M.; CHAVÉZ, G. M.; CHACÓN, J. M. Treatment of cane sugar Mill wastewater in an upflow anaerobic sludge bed reactor. **Water Science and Technology**. v.60, n.5, p. 1347-1352. 2009.

NACIF, A. P.; MARQUES, F.; BARTHOLO, G. F.; RUFINO, J. L. S.; CAMPOS, J. I.; ZAMBUDIO, S.; TAVARES, T.. **Consórcio Brasileiro de Pesquisa e Desenvolvimento do Café**. Embrapa Café: Brasília, 2004.

NOGUEIRA, V. S. **Preparo do café**. In: RENA, A. B.; MALAVOLTA, E.; ROCHA, M.; YAMADA, T. (Eds.). *Cultura do cafeeiro: fatores que afetam a produtividade*. Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 1996. p. 423-432.

OLIVEIRA, R. A. & BRUNO N. M. N. Start-up of horizontal anaerobic reactors with sludge blanket and fixed bed for wastewater treatment from coffee processing by wet method. **Revista Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.33, n.2, p.353-366, mar./abr. 2013.

OLIVEIRA, C. L. B. Dinâmica da retenção de fósforo de águas residuárias em sistemas de alagados construídos. 2006. 178 p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

ORNELLAS, L. H. **Técnicas dietéticas: seleção e preparo de alimentos**. 7. edição revisada e ampliada. São Paulo: Atheneu, 2001.

PARSEKIAN, M. P. S. **Aplicação de lise celular forçada em sistema de tratamento aeróbio precedido de reator UASB**. 2003. 229 p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

PAULA JR., D. R., Processos anaeróbios para tratamento de efluentes: fundamentos e aplicações. In: SEMINÁRIO DE HIDROLISE ENZIMÁTICA DE BIOMASSAS, IV, 1994, Maringá. **Anais...** Maringá: p. 127- 140, 1994.

PELCZAR JÚNIOR, J. M.; CHAN, E.C.S; KRIEG, N. R. **Microbiologia: conceitos e aplicações** – Volume 2, 2ª.ed. São Paulo: Pearson Education do Brasil. 1997.

PEREIRA, M. A.; MOTA, M.; ALVES, M. M. Operation of an anaerobic filter and an EGSB reactor for the treatment of an oleic acid-based effluent: influence of inoculums quality. **Process Biochemistry**. v.37, p.1025–103, 2002.

PIEROTTI, S. M. **Avaliação da partida de reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis**. 2007. 141 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

PINTO, A. B. **Avaliação de gramíneas forrageiras com uso de águas residuárias da lavagem de frutos do cafeeiro em rampas de tratamento**. 2001. 108p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

PINTO, A. B.; MATOS, A. T.; FUKUNAGA, D. C. Produtividade e desempenho agrônômico de duas forrageiras para uso em tratamento por disposição no solo das águas residuárias da lavagem e despolpa de frutos cafeeiro. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFES DO BRASIL, 1, 2000, Poços de Caldas. **Anais...** Resumos Expandidos, 2000.

PIZELLA, D. G. & SOUZA, M. P. Análise da sustentabilidade ambiental do sistema de classificação das águas doces superficiais brasileiras. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. V.12, n. 2, 139-148 abr/jun 2007.

PHILP, J. C.; BANFORTH, S. M.; SINGLETON, I.; ATLAS, R. M. **Environmental pollution and restoration: a role for bioremediation**. In: _____. *Biorremediation: applied microbial solutions for real-world environmental cleanup*. Washington, DC: ASM Press. 2005. cap. 1, p. 1 - 48.

PRADO, M. A. C. & CAMPOS, C. M. M. Produção de biogás no tratamento dos efluentes líquidos do processamento de *Coffea arabica* L. em reator anaeróbico UASB para o potencial aproveitamento na secagem do café. **Revista Ciência e Agrotecnologia**. Lavras, v.32, n.3, p.938-947, mai./jun. 2008.

RAGGI, L. G. R., MATOS, A. T., LUIZ, F. A. R. Avaliação de sistemas de tratamento de águas em recirculação no processamento dos frutos cafeeiro. **Coffee Science**, Lavras, v. 3, n. 1, p. 19 – 29, jan/jun. 2008.

RIGUEIRA, R. J. A. **Avaliação da qualidade do café processado por via Úmida, durante as operações de secagem e armazenagem**. 2005. 64p. Tese (Doutorado) – Departamento de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa.

RIOS, J.A. O café e a mão-de-obra agrícola. In: MALTA, M.M.; PELÁEZ, C. M. (Org.) **Ensaio sobre café e desenvolvimento econômico**. Rio de Janeiro: Editora Getulio Vargas, p.3-27, 1973.

SANTANA, T. S. S. & PAWLOWSKY. **Reciclagem de águas residuárias tratadas em indústria de café**. Disponível em < <http://www.signuseditora.com.br/ba/pdf/21/21%20-%20Cafe.pdf> > Acessado em 03 de setembro de 2013.

SANTOS, M. A.; CHALFOUN, S. M.; PIMENTA, C. J. Influência do processamento por via úmida e tipos de secagem sobre a composição, físico química e química do café (*Coffea arabica* L). **Revista Ciência e Agrotecnologia**. Lavras, v.33, n.1, p.213-218, jan./fev. 2009.

SELVAMURUGAN, M.; DORAISAMY, P; MAHESWARI, M.; NANDAKUMAR, N. B. High rate anaerobic treatment of coffee processing wastewater using upglow anaerobic hybrid reactor. *Iran Journal environmental Health Science Engineer.*, v. 7, n. 2, p.129 – 136, 2010.

SILVA, E.; FIALHO, A.M.; SA-CORREIA, I.; BURNS, R.G. & SHAW, L.J. Combined bioaugmentation and biostimulation to cleanup soil contaminated with high concentrations of atrazine. **Environmental Science and Technology**, v.38, p. 632 - 637, 2004.

SILVA, J. F. **Monitoramento de um sistema piloto no tratamento da água residuária do café produzido por via úmida**. 2007. 133 p. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Engenharia agrícola, Universidade Federal de Lavras, Lavras.

SILVA, M. L. B.; SCHNEIDER, M. R. WENDT, M. F.; OLIVEIRA, J. C. S. Biorremediação de aquífero contaminado com fenol utilizando bioestimulação aeróbia. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE MEIO AMBIENTE SUBTERRANEO, I, 2009. São Paulo, **Anais...** 2009

SILVA, S.. **Expansão cafeeira e origens da indústria do Brasil**. São Paulo: Alfa-Omega, 1976.

SILVEIRA, A. C.; SPAREMBERGER, R. F. L. **A relação homem e meio ambiente e a reparação do dano ambiental: reflexões sobre a crise ambiental e a teoria do risco na sociedade**. Caxias do Sul: Universidade de Caxias do Sul UCS, 2004.

SINGH, K. S. & VIRARAGHAVAN, T. Impacto f temperature on performance, microbiological, and hydrodynamic aspects of UASB reactor treating municipal wastewater. **Waster Science and Technology**. v.48, n.6, p. 211-217. 2003.

SMITH, R.J. **The Anaerobic Digestion of Livestock Wastes and the Prospects for Methane Production**. Engineering Department Agricultural, Iowa State, nov., 1973. p. 1 – 30.

SOARES, S. F.; DONZELES, S. M. L.; MORELI, A. P.; ROCHA, A. C.; SOARES, G. F.; SOARES, V. F. Água residuária do café: geração e aproveitamento. **Circular Técnica**.n.30, julho/2008.

SOARES, S. F.; SOARES, V. F.; SOARES, G. F.; ROCHA, A. C.; MORELI, A. P.; PREZOTTI, L. C. Destinação da água residuária do processamento dos frutos do cafeeiro. In: FERRÃO, RG., FONSECA, A.F.A.; BRAGANÇA, M. A. G.; MUNER, L.H.. **Café conilon**. Vitória: Incaper, p.519-529. 2007.

SPADOTTO, C. A. & RIBEIRO, W. C. Gestão de resíduos na agricultura e agroindústria. Editora FEPAF. Botucatu, 319 p. 2006.

STEGEN, V. G. H. D. Enhancement of coffee quality by mold prevention. **Food Control**, Oxford, v. 14, n. 4, p.245-249, June 2003.

SULAIMAN, A.; TABATABAEI, M.; YUSOFF, M. Z. M.; IBRAHIM, M. F.; HASSAN, M. A.; SHIRAI, Y. Accelerated start-up of a semi-commercial digester tank treatment palm oil mill effluent with sludge seeding for methane production. **World Applied Sciences Journal**. v.8, n. 2, p-247-258.2010.

TONETTI, A. L. **Tratamento de esgoto pelo sistema combinado filtro anaeróbio e filtros de areia**. 2008. 189 p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

TORRES-LOZADA, P. Impacto de la incorporación de lixiviados en el arranque de reactores anaerobios al tratar aguas residuales domésticas. **Ing. Univ. Bogotá**, Colombia, v.14, n.2, p. 313-326, jul/dez, 2010.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. 8^a.ed. Porto Alegre: Editora Artmed, 2005.

URLINGS, L., CUPERUS, G.; LEIJENDECKERS, M. Remediation techniques for HCH state of the art, developments, perspectives related to the Dutch situation. In: INTERNATIONAL HCH AND HALOGENATED PESTICIDES FORUM (COMPILATION OF 1ST AND 2ND HCH FORUM). **Anais...**Germany, 1995.

VALLEJOS, M. H. H. **Operação e monitoramento da partida de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), tratando esgotos sanitários.** 1997. 114 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.

VAN HAANDEL, A. C. e LETTINGA, G. F. **Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente.** Campina Grande: EPGRAF, UFPA, 1994. 232 p.

VASCO, J. Z. Procesamiento de frutos de café por via humeda y generación de subproductos. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL SOBRE BIOTECNOLOGIA NA AGROINDÚSTRIA CAFEEIRA, III, 1999. Londrina, **Anais...** Londrina, 1999.

VEERESH, G. S.; KUMAR, P.; MEHROTA, I. Treatment of phenol and cresol in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) process: a review. **Water Research**, Oxford, v. 39, p. 154-170, 2005.

VIEIRA, S.M.M.& SOUZA, M.E. Métodos analíticos para o acompanhamento da digestão anaeróbica. **Engenharia: Fontes Alternativas**, 3 (15): p.26-36, julho/agosto, 1981.

VILLELA, T. C. **Qualidade de café despulpado, desmucilado, descascado e natural, durante o processo de secagem.** 2002. 66p. Dissertação (mestrado) – departamento de Ciências do Alimento, Universidade Federal de Lavras, Lavras.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Vol. 1, 3 ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG. 2005, 452p.

WEBER, M. I. **Avaliação da eficiência de um reator anaeróbio de leito fluidizado para o tratamento de resíduos líquidos da indústria de refrigerantes.** 2006. 165p. Dissertação (Mestrado) - Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

WIJEKOON, K. C.; VISVANATHAN, C.; ABEYNAYAKA, A. Effect of organic loading rate on VFA production, organic matter removal and microbial activity of a two-stage thermophilic anaerobic membrane bioreactor. **Bioresource Technology**. v.102, p.5353–5360, 2011.

YOUNG, J. C. & McCARTY P. L. The anaerobic filter for waste treatment. **Journal WPCF**. v. 41, n. 5, p.160-173, 1969.

ZAIAT, M.; VIEIRA, L. G. T.; FORESTI, E. Spatial and temporal variations of monitoring performance parameters in horizontal-flow anaerobic immobilized sludge (HAIS) reactor treating synthetic substrate. **Water Reserch**. v. 31, n. 7, p. 1760-1766, 1997.

ZAMBOLIM, L. **Produção integrada de café**. Viçosa: DFP/UFV, 2003, 710 p.

ZANARDI JUNIOR, V. & TAVARES, V. M. Resolução CONAMA n°430 de 13 de maio de 2011 sobre emissão de efluentes. O quê mudou? **Revista DAE**, n.187, ano LIX, setembro, 2011.

ZANELLA, L. **Partida de um reator compartimentado híbrido/anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário**. 1999. 119 p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.