



**MONITORAMENTO DE UM SISTEMA PILOTO NO
TRATAMENTO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DO CAFÉ
PRODUZIDO POR VIA ÚMIDA**

JÚLIA FERREIRA DA SILVA

2007

JÚLIA FERREIRA DA SILVA

**MONITORAMENTO DE UM SISTEMA PILOTO NO
TRATAMENTO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DO CAFÉ
PRODUZIDO POR VIA ÚMIDA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração Construções Rurais e Ambiente, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientador
Prof. Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos, PhD.

**LAVRAS
MINAS GERAIS - BRASIL
2007**

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Silva, Júlia Ferreira

Monitoramento de um sistema piloto no tratamento da água residuária do café produzido por via úmida / Júlia Ferreira Silva. -- Lavras : UFLA, 2007.

133 p. : il.

Orientador: Cláudio Milton Montenegro Campos

Dissertação (Mestrado) – UFLA.

Bibliografia.

1. Água residuária do café. 2. Lagoa de estabilização. 3. Tratamento anaeróbio.
I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD-628.34

JÚLIA FERREIRA DA SILVA

**MONITORAMENTO DE UM SISTEMA PILOTO NO
TRATAMENTO DA ÁGUA RESIDUÁRIA DO CAFÉ
PRODUZIDO POR VIA ÚMIDA**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, área de concentração Construções Rurais e Ambiente, para a obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 09 de março de 2007

Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos, PhD.

UFLA

Dra Sara Maria Chalfoun de Souza

EPAMIG

Dr. Eduardo Alves

UFLA

Prof. Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos, PhD

UFLA

(Orientador)

LAVRAS

Minas Gerais - BRASIL

2007

*“Em tudo o que você faz, acredite em si mesmo,
porque também isso é observar os mandamentos”.*
Eclo 32,21-23

À memória de meu querido pai, Nelson,

DEDICO

À minha mãe, Eni; à minha filha, Emília e aos meus irmãos, com todo carinho,

OFEREÇO.

AGRADECIMENTOS

“Com a sabedoria fiz progressos, e por isso vou agradecer a quem concedeu-me”. Eclo 52,17

Agradeço a Deus, por ter me propiciado mais esta oportunidade e por ter me dado coragem e determinação para chegar ao fim de mais uma etapa.

À minha mãe por estar sempre comigo.

À minha filha, Emília, por seu sorriso lindo e sua compreensão, pelos momentos em que não pude estar presente.

Aos meus irmãos e sobrinhos pelo carinho e apoio incondicional.

A todos os meus familiares, que sempre me incentivaram e apoiaram, contribuindo com suas valiosas amizades para que eu pudesse continuar.

À Isabel e Gilberto, pela amizade incondicional. Obrigada, pois, sem a ajuda de vocês, eu não teria chegado ao final.

Ao professor Cláudio Milton Montenegro Campos pela orientação, amizade, pelas críticas construtivas e sugestões, por contribuir para que este trabalho pudesse ser realizado e, ainda, pelos valiosos ensinamentos e apoio constante nesta jornada.

À companheira de equipe, Vivian Galdino. Juntas enfrentamos problemas e dificuldades, dividimos tarefas e compartilhamos experiências e conhecimentos durante a realização deste trabalho.

Aos professores e funcionários do Departamento de Engenharia e a todo o corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola pelos ensinamentos e convivência.

Ao professor Luiz Lima, que possibilitou a prorrogação do meu contrato, permitindo que eu terminasse este trabalho e ao professor Frederico Faúla de Souza, pela compreensão no início da pesquisa, dando-me a oportunidade de escolha.

Ao professor Cláudio Botelho, pelo apoio e cessão do Laboratório de Análise de Água (LAADEG), para que as análises pudessem ser realizadas e às laboratoristas Juliana Pedroso e Pâmela Mattioli, pelo auxílio e convivência.

Às graduandas Priscila Almeida e Minella Martins, pela amizade, companheirismo e auxílio nas análises realizadas.

Ao amigo Alexsander Teixeira, que auxiliou muito na operação do sistema e cuidou dos diversos imprevistos; ao professor Carlos Eduardo, pelos ajustes no CLP e ao mestrando Anderson, pelo auxílio com o equipamento Eurotherm.

À secretária Ana Daniela dos Santos, pela amizade, gentileza, atenção e sorriso sempre aberto para me atender.

Aos professores Rosane Schwan, Eduardo Alves, Eduardo Furtini e João José Granate de Sá M. Marques, por cederem os laboratórios para a realização de análises.

Aos graduandos Karina Herrena e Caio Hachid e às funcionárias Eloísa e Cristina, que dedicaram seu tempo para auxiliar na realização das análises.

Ao professor Tarcísio de Moraes Gonçalves pela atenção e pelo auxílio na resolução e análise do modelo de regressão.

À turma do mestrado e do doutorado, pela amizade, apoio, incentivo, pela troca de experiências e pelos momentos de descontração.

À Maiara Andrade, pela ajuda constante, cuidando da minha filhinha Emília enquanto eu estava longe e também a todas as professoras e funcionários do Centro Educacional NDE/UFLA, que cuidaram da Emília com tanto carinho em sua segunda casa, dando-lhe atenção quando eu não pude estar presente.

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Engenharia, pela oportunidade de realização do curso.

SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.....	i
LISTA DE FIGURAS.....	iv
LISTA DE TABELAS.....	xi
RESUMO.....	xii
ABSTRACT.....	xiii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	4
2.1 Poluição da água.....	4
2.2 Caracterização dos Efluentes.....	5
2.3 Classificação dos processos de tratamento de efluentes.....	5
2.4 Princípios do tratamento biológico.....	6
2.5 Considerações sobre a microbiologia do tratamento biológico.....	8
2.6 Fermentação metanogênica.....	12
2.7 Análise de Microscopia.....	15
2.7.1 Microscopia de epifluorescência.....	15
2.7.2 Microscopia eletrônica de varredura.....	17
2.8 Produção de biogás no tratamento anaeróbio.....	18
2.9 Uso de lagoas de estabilização.....	21
2.10 Reator anaeróbio de manta de lodo – UASB.....	21
2.11 Reutilização das águas residuárias na irrigação.....	23
2.12 Importância da cafeicultura no cenário brasileiro.....	25
2.13 Processamento pós-colheita do café.....	26
2.14 Potencial poluidor e tratamento das águas residuárias do café (ARC)..	32
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	35
3.1 Localização do experimento.....	35

3.2 Caracterização do efluente.....	35
3.3 Estação piloto de tratamento da água residuária do café produzido por via úmida.....	38
3.4 Caracterização do sistema.....	38
3.5 Funcionamento do Sistema.....	50
3.6 Análises para monitoramento.....	54
3.7 Parâmetros básicos de projeto.....	55
3.8 Autodepuração da lagoa de estabilização	60
3.9 Partida do sistema (<i>start-up</i>).....	60
3.10 Análises de microscopia.....	61
3.10.1 Microscopia de epifluorescência.....	61
3.10.2 Microscopia eletrônica de varredura.....	61
4.RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	64
4.1 Monitoramento da Lagoa de Estabilização.....	64
4.2 Partidas do sistema e estado estacionário (<i>start-up and steady-state</i>).....	66
4.3 Avaliação do sistema no estado estacionário (<i>steady-state</i>).....	69
4.3.1 pH, alcalinidade e ácidos voláteis.....	71
4.3.2 Temperatura.....	77
4.3.3 Salinidade.....	79
4.3.3.1 Razão de adsorção de sódio.....	83
4.3.4 Avaliação da demanda química de oxigênio, da demanda bioquímica de oxigênio e da relação entre as duas.....	85
4.3.5 Avaliação dos macronutrientes nitrogênio e fósforo.....	90
4.3.6. Avaliação de outros macronutrientes.....	94
4.3.7 Compostos fenólicos.....	95
4.3.8 Avaliação da concentração de sólidos no sistema.....	97
4.3.9 Avaliação do perfil de sólidos dos reatores UASB.....	100

4.3.10 Avaliação da produção de biogás.....	104
4.4 Análises de microscopia.....	105
4.4.1 Microscopia de Epifluorescência.....	105
4.4.2 Microscopia eletrônica de varredura (MEV).....	107
5 CONCLUSÕES.....	113
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	114
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	116
ANEXOS.....	123

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

%	porcentagem
ΔH_1	balanço hídrico (mm)
ΔH_2	balanço hídrico (m^3)
θ	coeficiente de temperatura
ν	viscosidade da água
ABIC	Associação Brasileira da Indústria do Café
AI	alcalinidade intermediária
AP	alcalinidade parcial
APHA	<i>American Public Health Association</i>
ARC	águas residuárias do café
AT	alcalinidade total
atm	atmosfera ($kg \cdot cm^{-2}$)
B1,B2,B3,B4,B5,B6	bombas 1, 2, 3, 4, 5 e 6
Ca	cálcio
$CaCO_3$	carbonato de cálcio
CE	condutividade elétrica
CH_3	grupo metil
CH_3COOH	ácido acético
CH_3COONa	acetato de sódio
CH_4	metano
CLP	controlador lógico programável
cm^3	centímetro cúbico
CNTP	condições normais de temperatura e pressão 1 atm e $273,15^\circ K$ ($0^\circ C$)
CO	monóxido de carbono
CO_2	dióxido de carbono ou gás carbônico
COB	carga orgânica biológica
Conama	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COOH	grupo carboxílico
Copam-MG	Conselho Estadual de Política Ambiental de Minas Gerais
Copasa-MG	Companhia de Saneamento de Minas Gerais
COV	carga orgânica volumétrica
C_{STV}	concentração média de sólidos totais voláteis
Cwa	clima temperado, verão quente e úmido e inverno seco e frio
d	número de dispersão
d	dia
DBO_5	demanda bioquímica de oxigênio
DEG	Departamento de Engenharia
DQO	demanda química de oxigênio
DQO_{an}	demanda química de oxigênio (analisada)
DQO_{ajust}	demanda química de oxigênio (ajustada)

DQO _{teor}	demanda química de oxigênio (teórica)
dS.m ⁻¹	deci-siemens por metro
ECA	evaporação do tanque classe A
E _L	evaporação da lagoa
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
F	tamanho da bordadura
Fe	ferro
h	hora
H ₂	hidrogênio
H ₂ CO ₃	ácido carbônico
H ₂ O	água
H ₂ S	ácido sulfídrico ou gás sulfídrico
hab	habitante
HCO ₃ ⁻	bicarbonato
INS	insolação
K	coeficiente de remoção de DQO
K	potássio
K(t)	fator de correção para temperatura
kg	quilograma
K _p	coeficiente de tanque
K _{p_c}	coeficiente de tanque calculado
KPa	quilopascal (kN.m ⁻²)
K _t	coeficiente corrigido de remoção de DQO
L	litros
LAADEG	Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia
LAF	lagoa aerada facultativa
Lo	carga
m ³	metro cúbico
MEV	microscopia eletrônica de varredura
Mg	magnésio
mg	miligrama
ml	mililitro
N	nitrogênio
Na	sódio
NADH	nicotinamida adenina dinucleotídeo
NaHCO ₃	bicarbonato de sódio
NaOH	hidróxido de sódio
NH ₃	amônia
nm	nanômetro
NTK	nitrogênio total Kjeldahl
NECAF	Núcleo de Estudos em Cafeicultura
O ₂	oxigênio
°C	grau Celsius

P	fósforo
P	pressão
pH	potencial hidrogeniônico
PLC	<i>programmable logical controller</i>
Pp	precipitação (mm.dia ⁻¹)
PVC	policloreto de vinila
Q	vazão
R	coeficiente de correlação simples
r ²	coeficiente de ajuste de determinação múltipla
RAB	reator aeróbio batelada
RAFA	reator anaeróbio de fluxo ascendente
RAH	reator anaeróbio híbrido
RAMAL	reator anaeróbio de manta de lodo
S	concentração de DBO ₅ efluente
S	enxofre
s	segundo
SDT	sólidos dissolvidos totais
SEM	<i>scanning eletronic microscopy</i>
So	concentração de DBO ₅ afluyente
ST	sólidos totais
STF	sólidos totais fixos
STV	sólidos totais voláteis
T	temperatura
T1,T2,T3,T4,T5,T6	tanques 1, 2, 3, 4, 5 e 6
TAE	tanque de acidificação e equalização
TDH	tempo de detenção hidráulica
U	velocidade do vento (km.dia ⁻¹)
UASB	<i>upflow anaerobic sludge blanket</i>
UFLA	Universidade Federal de Lavras
UR	umidade relativa
V	volume
V _c	volume do compartimento do reator
X _{VT}	biomassa presente no reator
Y	coeficiente de produção de biomassa

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1	Desenho esquemático do funcionamento de um reator UASB.....	23
FIGURA 2	Partes componentes do fruto do cafeeiro.....	28
FIGURA 3	Formas de processamento do café.....	30
FIGURA 4	Fluxograma do processamento via úmida do café.....	32
FIGURA 5	Equipamentos utilizados no NECAF/UFLA para o processamento via úmida.....	36
FIGURA 6	Fluxograma do processamento via úmida realizado no NECAF/UFLA.....	37
FIGURA 7	Vista Parcial do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	38
FIGURA 8	Tratamento preliminar, componente do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF-UFLA.....	39
FIGURA 9	Lagoa de estabilização do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	40
FIGURA 10	Reator UASB concêntrico, constituído por um reator periférico e um reator central, integrante do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF-UFLA.....	41
FIGURA 11	FIGURA 11. Vista parcial dos equipamentos do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	42
FIGURA 12	Reator Anaeróbio Híbrido do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	43

FIGURA 13	Minifiltros de PVC, contendo argila expandida e seixo rolado, que foram colocados dentro do Reator Anaeróbio Híbrido do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	44
FIGURA 14	Sistema de lodos ativados (reatores batelada) usados no polimento do efluente proveniente do filtro anaeróbio híbrido, do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	45
FIGURA 15	Leito de secagem para receber o lodo dos reatores do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	46
FIGURA 16	Equipamentos de bombeamento utilizados no sistema de tratamento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	47
FIGURA 17	Equipamento Eurotherm utilizado para medição de temperatura das unidades do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	48
FIGURA 18	Reservatórios integrantes do sistema de tratamento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	49
FIGURA 19	Centro de operações do controle lógico programável (CLP) utilizado para monitorar os equipamentos integrantes do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	50
FIGURA 20	Croqui da distribuição das unidades do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	51
FIGURA 21	Fluxograma do funcionamento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	53
FIGURA 22	Preparação das amostras para MEV.....	63

FIGURA 23	Equipamento utilizado na observação de amostras em MEV.....	63
FIGURA 24	Concentração de DQO na saída da lagoa sem se considerar a autodepuração (DQO teórica); considerando-se a autodepuração (DQO analisada); considerando-se a remoção da matéria orgânica (DQO estimada) e fazendo um modelo de ajuste aos dados teóricos (modelo de ajuste).....	66
FIGURA 25	Variação do pH observada no afluente do Reator 1, no efluente do Reator 1 e no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	72
FIGURA 26	Variação da acidez total observada no afluente do Reator 1, no efluente do Reator 1 e no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA..	73
FIGURA 27	Variação da alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) observada no afluente do Reator 1, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	74
FIGURA 28	Variação da alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) observada no efluente do Reator 1, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	75
FIGURA 29	Variação da alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) observadas no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	75
FIGURA 30	Relação alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial (AI/AP) do afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	76

FIGURA 31	Varição da acidez e da alcalinidade no afluente do Reator 1, no efluente do Reator 1 e no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	77
FIGURA 32	Valores médios das temperaturas do afluente do Reator 1, do efluente do Reator 1 e do efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	78
FIGURA 33	Valores médios da temperatura ambiente e da média das temperaturas das unidades (afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2), observados durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	79
FIGURA 34	Varição da Condutividade Elétrica do afluente do Reator 1, do efluente do Reator 1 e do efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	80
FIGURA 35	Varição da concentração de Sólidos Dissolvidos Totais do afluente do Reator 1, do efluente do Reator 1 e do efluente do Reator 2, observada durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	81
FIGURA 36	Comparações entre SDT calculado e obtido pelo condutivímetro durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	82
FIGURA 37	Comparação entre SDT calculado pela equação 25, usando a constante ajustada para o monitoramento e SDT obtido pelo condutivímetro durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	83
FIGURA 38	Efeito da razão de adsorção de sódio (RAS) e da salinidade (CE) do efluente para irrigação, na capacidade de infiltração do solo.....	85

FIGURA 39	Comportamento da DQO do afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	86
FIGURA 40	Comportamento logarítmico da DBO ₅ do afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, observado durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	86
FIGURA 41	Comportamento da DQO e da DBO ₅ no afluente do Reator 1, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	87
FIGURA 42	Comportamento da DQO da DBO ₅ no efluente do Reator 1, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	88
FIGURA 43	Comportamento da DQO e DBO ₅ no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA....	88
FIGURA 44	DBO ₅ x DQO para o afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	90
FIGURA 45	Concentrações de fósforo no afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	91
FIGURA 46	Concentrações de nitrogênio no afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	93
FIGURA 47	Concentração dos macronutrientes ferro, sódio, cálcio, potássio e magnésio observada durante o monitoramento no sistema piloto de tratamento da água residuária do café	

	localizado no NECAF/UFLA.....	95
FIGURA 48	Concentrações de compostos fenólicos no afluente do reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA....	96
FIGURA 49	Concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) no afluente do Reator 1, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	98
FIGURA 50	Concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) no efluente do Reator 1, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	98
FIGURA 51	Concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	99
FIGURA 52	Concentração de sólidos totais voláteis (STV) na manta de lodo do Reator 1 durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	101
FIGURA 53	Concentração de sólidos no Reator 1 durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	102
FIGURA 54	Concentração de sólidos no perfil do Reator 2 durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	103
FIGURA 55	Produção de biogás nos reatores 1 e 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	104
FIGURA 56	Fotomicrografia de epifluorescência das amostras do 13º compartimento de digestão do Reator 1 do sistema piloto	

	de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.....	106
FIGURA 57	Eletromicrografia de varredura das amostras do 13º compartimento de digestão do Reator 1 do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA utilizando-se a técnica de dessecação.....	108
FIGURA 58	Eletromicrografia de varredura das amostras do 13º compartimento de digestão do Reator 1 do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica de dessecação.....	109
FIGURA 59	Eletromicrografia de varredura das amostras do 13º compartimento de digestão do Reator 1 do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica da lamínula.....	110
FIGURA 60	Eletromicrografia de varredura das amostras do 13º compartimento de digestão do Reator 1 do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica da lamínula.....	111
FIGURA 61	Eletromicrografia de varredura das amostras do 13º compartimento de digestão do Reator 1 do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica da lamínula.....	112

LISTA DE TABELAS

TABELA 1	Principais microrganismos encontrados no esgoto e suas características.....	9
TABELA 2	Parâmetros observados na inoculação e nas três partidas realizadas no sistema piloto de tratamento da água residuária do café (ARC), localizada no NECAF-UFLA....	69
TABELA 3	Parâmetros analisados aos 79 e aos 99 dias de monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café (ARC), localizado no NECAF-UFLA....	70
TABELA 4	Temperaturas média, máxima e mínima observadas no afluente do Reator 1, no efluente do Reator 1 e no efluente do Reator 2, durante o período de monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	77
TABELA 5	Temperaturas observadas no sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.	78
TABELA 6	Relação DBO ₅ :P verificada no afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	92
TABELA 7	Relação DQO : N : P do afluente do Reator 1, no efluente do Reator 1 e no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.....	94

RESUMO

SILVA, Júlia Ferreira. **Monitoramento de um sistema piloto no tratamento da água residuária do café produzido por via úmida.** 2007. 133 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras – MG, Brasil.¹

Objetivou-se, nesta pesquisa, monitorar uma lagoa de estabilização, a partida e o funcionamento de reatores UASB em escala piloto no tratamento da água residuária do café (ARC) produzido por via úmida. O sistema utilizado, localizado no Núcleo de Estudos em Cafeicultura (NECAF/UFLA), foi composto de duas grades de retenção de sólidos grosseiros, caixa de areia, lagoa de estabilização, dois reatores UASB concêntricos trabalhando em série, um equalizador de pressão, três filtros de remoção de gás sulfídrico (H₂S), três medidores de biogás seguidos de queimadores de gás, um reator anaeróbio híbrido, dois reatores aeróbios operando em batelada, um leito de secagem, seis reservatórios de efluentes e, ainda, sistema de bombeamento constituído por seis bombas. Foi instalado um Controlador Lógico Programável (CLP) para operação dos equipamentos elétricos e o sistema foi monitorado por meio de parâmetros operacionais e de análises químicas e físico-químicas. Foram 136 dias de pesquisa e nesse período foram realizadas três partidas devido, principalmente, a problemas com o sistema de controle CLP. As cargas orgânicas biológicas (COB) nas três partidas foram: 0,10; 0,05 e 0,04 kgDBO₅.kgSTV⁻¹, respectivamente. Ficou constatado, por meio do balanço hídrico, que a lagoa de estabilização foi a unidade mais importante na remoção da matéria orgânica, contribuindo para a baixa eficiência das demais unidades do sistema e, devido à baixa carga recebida, os reatores não apresentaram a eficiência esperada. Foi desenvolvido um modelo de ajuste para a autodepuração da lagoa de estabilização, a partir do cálculo do balanço hídrico, das equações de estimativa de remoção de DQO e das análises de DQO realizadas, o qual apresentou um coeficiente de ajuste (r²) satisfatório de 0,8015. Não houve formação de lodo granular nos reatores UASB devido à baixa concentração de matéria orgânica afluente, que também reduziu substancialmente a produção total de biogás no período (1,26 m³). O pH médio foi de 7,4. O sistema apresentou equilíbrio com relação aos parâmetros medidos e uma boa estabilidade. O efluente analisado não apresentou riscos de salinidade ou de sodificação, podendo ser reutilizado para irrigação da maioria das culturas e solos.

¹Orientador: Cláudio Milton Montenegro Campos – DEG/UFLA

ABSTRACT

SILVA, Júlia Ferreira. **Monitoring a pilot system treating a wastewater originated from a wet coffee process.** 2007. 133 p. Dissertation (Master degree in Agricultural Engineering) - Federal University of Lavras, Lavras, MG, Brazil.¹

This research aimed at monitoring a stabilization pond, the start-up and performance of UASB reactors as part of a pilot treatment system designed to treat coffee wastewater (CW) originated from a wet processing. The system, located in the Nucleus of Studies of Coffee Culture (NECAF/UFLA), was assembled with two screens placed in a sand retention unit, a stabilization pond, two concentric UASB reactors working in series, one hybrid anaerobic reactor, two aerated reactors working in batch process, one drainage unit for drying the exceeding sludge, and a pumping system built with six pumps, six reservoirs, one gas equalization tank, three filters for H₂S removing, and three gas-meters followed by a biogas burning unit (flare). It was installed also a control center for automation of the electric equipments using a Programmable Logical Controller – PLC, in order to control each unit according to several parameters concerning chemical and physical-chemical analysis. The experiment lasted 136 days, and during this time it was realized three start-ups due to the fail problems concerning to the PLC equipment. The biological organic loading rates (BOLR) used in the three start-ups were: 0.10; 0.05 and 0.04 kgBOD₅.kgTVS⁻¹, respectively. It was verified through the hydro-balance, that the stabilization pond was the most important unit in removing the organic matter, and therefore, due to the low organic loading rate received in the following units, the UASB reactors did not show the expected efficiency. It was developed a model to adjust the autodepuration data of the stabilization pond using a hydro-balance adjusted calculus, a theoretical COD removal equation, and also the analysis of COD data measured, presenting a satisfactory adjust coefficient (r^2) of 0.8015. The granulated sludge did not occur since the affluent was quite low in its organic concentration. The low affluent concentration also reduced substantially the total biogas production in the period (1.26 m³). The average pH was 7.4. The experiment demonstrated, through the measured parameters, a good stability. The effluent analyzed did not present risk due its salinity or sodification, and therefore could be applied for irrigating process for the majority of crops and soils.

¹Adviser: Cláudio Milton Montenegro Campos – DEG/UFLA

1 INTRODUÇÃO

Além de elemento indispensável a todas as formas de vida terrestre, a água constitui um ambiente característico, habitado por inúmeras formas de vida, representando ecossistemas em equilíbrio (Porto et al., 1991). É essencial para os seres vivos e tem fundamental importância para a produção de alimentos (Botelho, 1999).

A água natural possui propriedades físicas, químicas e biológicas sob as quais se desenvolve a comunidade aquática, numa relação de interdependência que favorece o equilíbrio do meio. Esse equilíbrio é totalmente quebrado quando se lançam nos mananciais esgotos brutos. A carga de matéria orgânica lançada nos rios diminui consideravelmente as condições de sobrevivência e pode tornar a água inapta para consumo, contribuindo para a sua escassez.

Além de preservar os mananciais de água, o tratamento de efluentes líquidos está inserido no desenvolvimento sustentável, que é capaz de satisfazer às necessidades da geração atual, sem diminuir as perspectivas das gerações futuras.

A carga orgânica gerada no processamento pós-colheita do café produzido por via úmida atinge valores de até 20.000 mgDBO₅.L⁻¹, muito acima da carga gerada pelo esgoto doméstico, que é da ordem de 300 mgDBO₅.L⁻¹.

Uma vez colhido, o café precisa ser encaminhado para uma série de operações até se encontrar em condições de ser levado ao mercado para consumo. As operações de lavagem e despolpa, além de consumirem elevadas quantidades de água, geram efluentes com alta concentração de matéria orgânica que, se lançados aos cursos d'água, sem nenhum tratamento prévio, podem causar grande poluição ao ambiente (Matos, 2003).

Para o projeto, a manutenção e a operação de unidades de tratamento, é vital que seja conhecido previamente o “processo” do qual a água residuária provém, os principais compostos que poderão estar presentes, suas concentrações limites e a presença de substâncias que, mesmo presentes em pequenas quantidades, possam interferir com os testes a serem realizados (Braile & Cavalcanti 1993).

As águas residuárias do café (ARC) podem ser tratadas por processos de digestão anaeróbia, diminuindo assim o seu potencial poluidor, ocorrendo produção de lodo, de efluente líquido clarificado e de biogás, que ainda pode ser utilizado para a produção de energia (Prado, 2006).

O tratamento de efluentes por processos anaeróbios está sendo cada vez mais utilizado devido à alta eficiência na remoção de matéria orgânica e de macronutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, e ainda, pelo seu baixo custo. Ao contrário do tratamento aeróbio, além de não necessitar de energia para aeração, este sistema ainda produz energia com a produção do biogás, composto, principalmente, por metano e dióxido de carbono.

Nos processos biológicos, a remoção da matéria orgânica se dá pela atividade de microrganismos, que a degradam e a utilizam como fonte de alimento, o que contribui para sua elevada redução.

Torna-se, então, essencial que a microbiologia dos processos de tratamento dos esgotos, seja conhecida pelos profissionais envolvidos, de maneira que os sistemas sejam projetados com maior eficiência e menor custo (Busato, 2004).

Os microrganismos que participam do processo de decomposição anaeróbia podem ser divididos em três grupos distintos de bactérias. O primeiro grupo é composto pelas bactérias hidrolíticas ou fermentativas, que transformam os compostos de cadeia longa, como lipídios, proteínas e carboidratos em compostos mais simples que podem ser degradados e transformados em ácidos

voláteis, como acetato, ácido propiônico, butírico e outros. O segundo grupo é formado pelas bactérias acetogênicas que transformam os compostos formados no primeiro grupo em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Estes produtos servirão de alimento para o terceiro grupo, formado pelas archeas metanogênicas estritamente anaeróbias, que produzirão metano e gás carbônico.

Dentre os diversos sistemas anaeróbios de tratamento, um dos mais utilizados ultimamente, e com crescente número de implantações no Brasil é o reator anaeróbio de manta de lodo (RAMAL ou UASB, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket*).

Nesses reatores, a biomassa microbiana cresce dispersa no meio, e não aderida a um meio suporte especialmente incluído, como no caso de filtros biológicos. A própria biomassa, ao crescer, pode formar pequenos grânulos, correspondentes à aglutinação de diversas bactérias. Estes pequenos grânulos tendem a servir de meio suporte para outras bactérias. A granulação possibilita o aumento da eficiência do sistema, não sendo fundamental para o funcionamento do reator. A concentração de biomassa no reator é bastante elevada, o que permite que o volume requerido para sua construção seja mais reduzido em comparação com outros sistemas de tratamento (von Sperling, 1996a).

Os objetivos deste trabalho foram monitorar a lagoa de estabilização, a partida e o funcionamento de dois reatores UASB concêntricos, trabalhando em série, inclusos num sistema piloto de tratamento da água residuária do café produzido por via úmida (ARC) e, ainda, analisar a qualidade do tratamento físico-químico e biológico dos mesmos, monitorar o crescimento da manta de lodo e, a partir do monitoramento do sistema, minimizar os custos de análises laboratoriais.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Poluição da água

A poluição do meio ambiente tornou-se assunto de interesse público em todas as partes do mundo, devido ao rápido crescimento econômico associado à exploração de recursos naturais (Braile & Cavalcanti, 1993)

O Decreto Federal 50.877, de 29 de junho de 1961, em seu artigo III, define poluição hídrica como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas das águas, que possa importar em prejuízo à saúde, à segurança e ao bem-estar das populações e ainda comprometer a utilização para fins agrícolas, industriais, comerciais, recreativos e, principalmente, a existência normal da vida aquática (Campos, 2000).

O lançamento de esgotos em cursos d'água pode gerar concentrações excessivas de organismos primários, que não são consumidos pela seqüência das cadeias tróficas normais e, nessas condições, o excesso de população de vegetais morre e passa a ser diretamente consumido por organismos decompositores, criando condições de desequilíbrio ecológico, com grande consumo de oxigênio e produção de altas concentrações de subprodutos que alteram a composição das águas. Tal fenômeno é chamado de eutrofização dos cursos d'água (Porto et al., 1991).

A poluição física destrói a estética, enquanto a poluição exclusivamente química apresenta os inconvenientes que decorrem do enriquecimento dessas águas com substâncias estranhas à sua composição normal (Netto & Hes, 1970).

A poluição de um curso d'água por matéria orgânica, em termos ecológicos, resulta na queda dos níveis de oxigênio dissolvido, causada pela respiração dos microrganismos envolvidos na depuração dos esgotos. O impacto é estendido a toda a comunidade aquática e cada redução nos teores de oxigênio dissolvido é seletiva para determinadas espécies (von Sperling, 1996a).

A presença eventual ou sistemática de organismos patogênicos nas águas receptoras certamente constitui o aspecto de maior significação e interesse para a saúde pública. Além da contaminação bacteriana, deve-se considerar também a presença de vírus perigosos (Netto & Hess, 1970).

2.2 Caracterização dos Efluentes

As características dos esgotos gerados se diferenciam em função do tipo de utilização da água.

Efluentes domésticos ou industriais podem causar uma série de inconvenientes num corpo d'água, se não forem tratados ou dispostos convenientemente. A característica do efluente a ser tratado inviabiliza a escolha de certos tipos de tratamento (Porto et al., 1991).

Os esgotos domésticos contêm em torno de 99,9% de água, o percentual de 0,1% compreende materiais orgânicos e inorgânicos, e também microrganismos (Campos, 2000).

A quantidade e a concentração dos despejos de uma determinada indústria variam dentro de amplos limites, dependendo dos processos de fabricação empregados e dos métodos de controle dos despejos (Braile & Cavalcanti, 1993).

2.3 Classificação dos processos de tratamento de efluentes

Os processos de tratamento de efluentes podem ser classificados como físicos, químicos e biológicos.

Os processos físicos, pela sua simplicidade e disponibilização na natureza, foram os primeiros a serem usados no tratamento das águas residuárias. Eles caracterizam-se por remover as substâncias que se separam do meio líquido e têm a função de separar os materiais em suspensão no esgoto.

São os chamados tratamentos preliminares e podem ser, por exemplo, grades e desarenadores.

Os processos químicos são processos nos quais a eliminação dos contaminantes é realizada pela adição de produtos químicos e pelas reações químicas causadas. Geralmente, não são adotados isoladamente e são empregados quando os processos físicos e biológicos não são eficientes na remoção de alguma característica indesejável presente no esgoto (von Sperling, 1996a).

Os processos biológicos são utilizados, principalmente, para remover substâncias orgânicas biodegradáveis, as quais tornam-se fonte de alimento para o microrganismo.

Geralmente, em um sistema de tratamento, são utilizados os três processos, sendo o físico (ou preliminar) seguido pelo biológico e, depois, pelo químico. Os processos químicos raramente são utilizados em estações de tratamento de esgoto, sendo mais comuns em estações de tratamento de água.

2.4 Princípios do tratamento biológico

Os processos biológicos dividem-se em aeróbios e anaeróbios. Nos processos aeróbios, a estabilização dos despejos é realizada por microrganismos aeróbios e facultativos e, nos anaeróbios, os microrganismos atuantes são os facultativos e os anaeróbios (Braile & Cavalcanti, 1993).

Os sistemas anaeróbios de tratamento vêm sendo frequentemente utilizados com a finalidade de otimizar o processo de tratamento das águas residuárias, como o filtro anaeróbio, o tanque séptico seguido de filtro anaeróbio e ou sumidouro, e ou vala de filtração e ou infiltração; reatores anaeróbios de contato com mistura completa, reatores anaeróbios de manta de lodo; reatores de leito fluidizado e ou expandido e lagoa(s) anaeróbia(s) seguida(s) de lagoa(s) de polimento, biodiscos e reatores híbridos. Entre estes, um dos mais difundidos é o

reator UASB (*upflow anaerobic sludge blanket reator*) também conhecido como RAMAL - reator anaeróbio de manta de lodo (Campos, 2000).

Nos processos anaeróbios de tratamento de despejos, a decomposição da matéria orgânica e ou inorgânica é conseguida na ausência de oxigênio molecular (Braile e Cavalcanti, 1993). Porém, a rápida atividade microbiana pode gerar condições altamente anaeróbias, podendo chegar a causar sérios odores, perigo de explosão e deterioração dos materiais de construção do sistema (Gaudy & Gaudy, 1980).

De acordo com Speece (1996), com o passar das décadas, muitas instalações, incluindo uma variedade que trata efluentes industriais, têm demonstrado aspectos positivos da biotecnologia anaeróbia na biotransformação de poluentes orgânicos em metano, destacando-se, como aspectos positivos:

- provisão da estabilidade do processo;
- redução nos custos do tratamento de resíduos;
- redução dos custos de suplementos de fósforo e nitrogênio;
- redução da área de instalação do sistema;
- eliminação do gás efluente na poluição do ar;
- provisão de tratamentos sazonais, e
- redução do nível de toxidez de compostos orgânicos clorados.

Objetivando avaliar o tratamento por processo anaeróbio, Campos et al. (2002) implementaram, no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia da Universidade LADEG, um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB), em escala laboratorial, visando pesquisar a redução da carga orgânica e minimizar o impacto ambiental causado pelas águas residuárias provenientes do café processado por via úmida. O sistema foi composto de três unidades experimentais: tanque de acidificação e equalização (TAE), reator (UASB) e lagoa aerada facultativa (LAF). O reator UASB foi operado à temperatura mesofílica em torno de 25°C, o pH afluente e efluente do reator foi de 5,4 e 6,8,

respectivamente e os valores médios de DQO afluente e efluente do UASB foram de 2.877 e 560 mg.L⁻¹ (TDH=80 horas), 2.435 e 482 mg.L⁻¹ (TDH=40 horas), resultando em eficiências de 81% e 80% .

2.5 Considerações sobre a microbiologia do tratamento biológico

Como os microrganismos são essenciais no tratamento biológico, é de fundamental importância que os mesmos sejam conhecidos pelos profissionais envolvidos, bem como seus metabolismos, a fim de que se possam projetar sistemas com maior eficiência e a um menor custo.

Em sistemas de tratamento biológicos ocorre, como nos cursos d'água, o fenômeno da autodepuração, porém, em taxas mais elevadas. Assim, o tratamento biológico é uma forma de reproduzir os processos naturais após o lançamento do efluente num corpo receptor.

Torna-se de grande importância, então, o conhecimento dos organismos envolvidos no processo de tratamento, que desempenham papéis diferentes, dependendo do tipo de tratamento utilizado. Se o tratamento é por meio de lagoas de estabilização, torna-se necessário o equilíbrio entre algas e bactérias, pois, enquanto as bactérias consomem oxigênio e produzem gás carbônico, as algas produzem oxigênio e consomem o gás carbônico. Nos processos biológicos aeróbios destacam-se as bactérias aeróbias, os fungos e os protozoários e, nos processos biológicos anaeróbios, as bactérias acidogênicas e metanogênicas têm elevada importância (Busato, 2004). Os principais microrganismos encontrados no esgoto, bem como suas características principais, estão relacionados na Tabela 1.

TABELA 1. Principais microrganismos encontrados no esgoto e suas características

Microrganismos	Características
Bactérias	<ul style="list-style-type: none"> - organismos unicelulares; - apresentam-se em várias formas e tamanhos; - principais responsáveis pela estabilização da matéria orgânica; - algumas bactérias são patogênicas, causando doenças intestinais.
Protozoários	<ul style="list-style-type: none"> - organismos unicelulares sem parede celular; - a maioria é aeróbia ou facultativa; - alimentam-se de bactérias, algas ou outros microrganismos; - são essenciais no tratamento biológico de esgotos para a manutenção do equilíbrio entre diversos grupos; - alguns são patogênicos.
Fungos	<ul style="list-style-type: none"> - organismos aeróbios, multicelulares, heterotróficos, não fotossintéticos; - têm grande importância na decomposição da matéria orgânica; - podem crescer em condições de baixo pH

Fonte: Silva & Mara (1979), Tchobanoglous & Schroeder (1985), Metcalf & Eddy (1991), citados por Busato (2004).

Nos sistemas de tratamento biológico, as bactérias são os grupos predominantes e, portanto, os de maior importância. São organismos unicelulares, pertencentes ao reino dos moneras, procariotas, ou seja, não possuem núcleo definido, que fica difundido em todo o citoplasma da célula. Podem ser encontradas isoladas ou em agregados, formam colônias características, como as filamentosas, ou em forma de cachos de uva, entre outros. Quanto à forma, podem ser esféricas, bastonetes ou espiraladas. Seu tamanho varia conforme o grupo, podendo ter de 0,5 a 0,25µm, aproximadamente (Branco, 1986).

As bactérias se reproduzem por fissão binária transversal, na qual uma célula se divide em duas e o seu aumento populacional se faz em progressão geométrica ($1 \rightarrow 2 \rightarrow 2^n$). Assim, após decorrido o tempo da

inoculação, há duas células e, após sucessivas gerações, admitindo-se ausência de mortes, a população dobra em número.

As bactérias podem ser autotróficas – quando obtêm sua fonte de carbono por meio do gás carbônico, ou heterotróficas – quando obtêm sua fonte de carbono a partir da matéria orgânica. Assim, nos tratamentos biológicos anaeróbios, as heterotróficas são as mais importantes por degradarem a matéria orgânica, reduzindo-a a gás metano e dióxido de carbono.

Essa utilização do material orgânico pelas bactérias heterotróficas como fonte para a síntese do material celular é denominada metabolismo microbiano.

Pelczar (1996) cita o carbono como elemento principal de crescimento das células de microrganismos e Metcalf & Eddy (2003) acrescentam que elas precisam de outros nutrientes para as suas atividades metabólicas, como N, S, P, K, Mg, Ca, Fe, Na e Cl. Os essenciais são o fósforo e o nitrogênio, e suas quantidades dependem da composição da biomassa.

De acordo com Grady & Lim (1980), o nitrogênio é requerido para a síntese de proteínas e de ácidos nucleicos. Se insuficiente no meio, não será possível remover toda a matéria orgânica porque não será possível a sintetização do material celular sem a sua presença. Já o fósforo é requerido para a síntese de ácidos nucleicos e fosfolipídios e é também muito importante na transferência de energia. O requerimento de fósforo pode ser estimado como um quinto (1:5) do requerimento de nitrogênio na base de massa.

De acordo com o mesmo autor, além do conhecimento dos nutrientes apropriados para a cultura das bactérias, é preciso saber quais as condições físicas de ambiência para o melhor desenvolvimento microbiano, pois o êxito do processo requer a combinação de nutrientes e de ambiência física adequados.

Assim, o crescimento bacteriano pode ser profundamente afetado pela temperatura, pelas exigências atmosféricas, pela acidez e pela alcalinidade.

A temperatura determina, em parte, o ritmo e a quantidade total do crescimento do organismo. A temperatura que possibilita o mais rápido crescimento, durante um curto período de tempo, é conhecida como temperatura ótima de crescimento. Cada espécie cresce sob temperaturas situadas em faixas características, sendo classificadas nos seguintes grupos:

1. bactérias psicrófilas: podem crescer até abaixo de 0°C, embora seu crescimento ótimo seja em temperaturas próximas de 15° ou 20°C.
2. bactérias mesófilas: crescem melhor numa faixa de 25° a 40°C;
3. bactérias termófilas: crescem melhor a temperaturas de 45° a 60°C.

Ye & Shen (2001) pesquisando sobre a aclimação do lodo anaeróbio na degradação de clorofenóis e a cinética de biodegradação durante o período de aclimatização concluíram que a atividade metanogênica da biomassa adaptada ao aterro sanitário (*landfill leachate*) foi de 1,6 a 5,2 vezes maior a 22°C que a 11°C e que a queda na temperatura de operação pode diminuir lentamente a atividade dos microrganismos e afetar a eficiência do tratamento.

As exigências atmosféricas são divididas em quatro grupos, de acordo com a resposta ao oxigênio livre, uma vez que os principais gases que afetam o crescimento bacteriano são o oxigênio e o dióxido de carbono:

1. bactérias aeróbias: crescem na presença de oxigênio livre;
2. bactérias anaeróbias: crescem na ausência de oxigênio livre;
3. bactérias anaeróbias facultativas: crescem tanto na presença como na ausência do oxigênio livre;
4. bactérias microaerófilas: crescem na presença de quantidades pequenas de oxigênio livre.

Quanto à acidez e à alcalinidade (pH), para a grande maioria das bactérias, o pH ótimo de crescimento se localiza entre 6,5 e 7,5. As variações máximas e mínimas, para a maior parte delas, estão entre pH 4 e 9. Porém, se cultivadas em meio ajustado a um pH determinado, é provável que este pH se

altere, como resultado das substâncias produzidas, que podem ser tanto ácidas como básicas. Para evitar as mudanças bruscas de pH, pode-se incorporar um tampão ao meio. Esses tampões são compostos ou pares de compostos que podem resistir às mudanças de pH (Pelczar, 1996).

2.6 Fermentação metanogênica

A transformação da matéria orgânica em diversas substâncias químicas, no decurso da fermentação anaeróbia, processa-se por meio de uma cadeia de degradações sucessivas devido a diferentes tipos de bactérias.

Segundo Gaudy & Gaudy (1980), a digestão anaeróbia tem sido o método tradicional para preparar o lodo proveniente de estações de tratamento municipais para a disposição final e a redução no teor orgânico do lodo é devido à facilidade da degradação do material, que é convertido em materiais voláteis como o dióxido de carbono e o metano, que são liberados durante o processo. Ainda, uma porção do lodo é convertido em matéria orgânica solúvel, que permanece no líquido sobrenadante após a decantação do lodo digerido.

Gaudy & Gaudy (1980) consideram, ainda, que a principal função das bactérias fermentativas está na quebra de polímeros sintetizados biologicamente a unidades monoméricas e a conversão destes em compostos mais simples que serão utilizados pelas archeas metanogênicas para a produção do biogás.

Segundo Campos (1990), os microrganismos em um sistema anaeróbio podem ser divididos em três principais grupos de bactérias. O primeiro grupo é composto de bactérias hidrolíticas que hidrolisam polímeros e os transformam em monômeros em acetato, hidrogênio, dióxido de carbono, ácidos graxos de cadeia curta, aminoácidos e outros produtos hidrolisados, como a glicose. O segundo grupo, de bactérias acetogênicas produtoras de hidrogênio, converte os produtos do primeiro grupo, como os aminoácidos, açúcares, ácidos graxos e álcoois em acetato, hidrogênio e dióxido de carbono. Os produtos finais

principais desses dois grupos são o acetato, o hidrogênio e o dióxido de carbono. Estes produtos são os substratos necessários para o terceiro grupo, que consiste de dois grupos diferentes fisiologicamente de bactérias produtoras de metano. Um grupo transforma acetato em metano e dióxido de carbono, enquanto o outro produz metano pela redução do dióxido de carbono.

Bactérias hidrolíticas

As bactérias hidrolíticas ou fermentativas transformam, por hidrólise, compostos orgânicos complexos (polímeros de carboidratos, lipídeos e proteínas), por meio da ação de exoenzimas, em compostos mais simples (monômeros). Sakiyama et al. (1992), citados por Silva (2003), isolaram, do café cereja, uma cepa de bactéria endofítica produtora extracelular da enzima pectinolítica liase (que hidrolisa ligações glicosídicas) com atividade máxima a 40°C e pH 7,9.

Bactérias acidogênicas

As bactérias acidogênicas, ou produtoras de ácido, digerem os compostos formados na fase de hidrólise e os convertem em ácido acético, propiônico e butírico. Durante a formação dos ácidos acético e butírico, há grande formação de hidrogênio e queda no pH. O hidrogênio gerado pode ser utilizado, junto com o dióxido de carbono, pelas bactérias para produzir metano ou junto com o dióxido de carbono e ácido acético para reduzir compostos orgânicos, como o propionato e o butirato.

Bactérias acetogênicas

Dos produtos gerados pelas bactérias produtoras de ácido, apenas o hidrogênio e o acetato podem ser utilizados diretamente pelas archaeas metanogênicas. Os ácidos propiônico e butírico são degradados em acetato e hidrogênio pelas acetogênicas para, depois, serem reduzidos a metano.

Archeas metanogênicas

Estão entre os organismos anaeróbios mais estritos conhecidos e seu cultivo tem requerido o desenvolvimento de uma série de técnicas capazes de manter o ambiente estritamente livre de oxigênio. São divididas em dois grupos: as acetoclásticas, que formam metano a partir do ácido acético ou metanol e as hidrogenotróficas, que utilizam o hidrogênio para produção de metano.

A atividade enzimática das bactérias depende intimamente da temperatura. Ela é fraca a 10°C e nula acima dos 65°C. A faixa entre 25° a 40°C, corresponde à fase mesófila, enquanto que entre 45° e 60°C, corresponde à fase termófila. Outro parâmetro que influencia a digestão anaeróbia é o pH do meio. Em meio ácido, a atividade enzimática das bactérias é anulada. Em meio alcalino, a fermentação produz anidrido sulfuroso e hidrogênio. A digestão anaeróbia pode efetuar-se entre pH de 6,6 e 7,6. O valor ótimo seria de pH = 7. Para valores abaixo de 6,5, a acidez aumenta rapidamente e a fermentação pára (Vicenzi, 2002).

Massé et al. (2002), tratando estrume suíno em um grupo de quatro reatores anaeróbios em seqüência, encontraram baixa atividade metanogênica quando operaram o sistema a 10°C. Observaram também que o teor médio de metano no biogás aumentou significativamente com a diminuição da temperatura, encontrando valores de 75,5% a 20°C; 78,7% a 15°C e 81,3% a 10°C. Segundo os mesmos autores, a redução hidrolítica dos compostos orgânicos a baixas temperaturas pode ter diminuído a acidogênese e, assim, baixado a proporção de CO₂ no biogás. Porém, a DQO total diminuiu com o decréscimo da temperatura, tendo um decréscimo maior quando a temperatura ficou abaixo de 15°C. Seus resultados experimentais sugeriram que a performance do grupo de reatores anaeróbios operando seqüencialmente diminuiu significativamente quando a temperatura de operação passou de 20°

para 10°C, mas o sistema permaneceu estável e recuperou-se quando a temperatura foi aumentada, voltando a 20°C.

Ye & Sheng (2002), pesquisando a adaptação dos microrganismos num meio composto por clorofenóis, encontraram que o uso de componentes clorofenólicos pode aumentar a atividade degradativa do lodo anaeróbio e reduzir a fase *lag* da curva de crescimento, que é a fase observada quando uma população de microrganismos é transferida para um novo meio, diferente do habitual, de duas semanas para sete dias; relativamente, a rápida degradação ocorreu após dois meses de incubação. Eles testaram lodos anaeróbios de duas diferentes fontes, nos quais observaram a evolução de suas capacidades de degradação com respeito ao período de aclimatização, a velocidade de degradação e a degradação potencial. As espécies de microrganismos no lodo anaeróbio obtido da estação de tratamento da fábrica de citrato foram poucas porque a composição da água residuária tratada foi simples e estática, enquanto o lodo da estação de tratamento municipal, onde vários esgotos foram tratados, apresentou o desenvolvimento de uma população abundante de microrganismos e, como resultado, a fase *lag* de formação do lodo, foi mais longa que a posterior durante o período de aclimatização.

De acordo com Lettinga et al. (2001), a digestão anaeróbia psicrófila (<20°C) tem sido pouco utilizada, pois acredita-se que essa não seja viável devido à baixa atividade microbiana sob condições de baixa temperatura.

2.7 Análise de microscopia

2.7.1 Microscopia de epifluorescência

A microscopia de epifluorescência tem sido descrita como um método adequado para uma avaliação rápida e direta da viabilidade celular. A principal vantagem dos métodos diretos baseados na avaliação fluorescente é a

necessidade do tempo de incubação. Os indicadores fluorescentes de viabilidade podem ser baseados em diferentes aproximações, das quais a integridade da membrana é uma das mais comuns. A análise da integridade da membrana é baseada na capacidade das células em excluir os componentes fluorescentes mortos, os quais, quando usados a baixas concentrações, normalmente não atravessam as membranas intactas. A maioria das membranas íntegras atacadas usa as manchas de ácido nucléico, devido às suas altas concentrações nas células e ao grande aumento da fluorescência exibida pelo ácido nucléico, levando a uma clara separação entre células intactas e células mortas. Embora os métodos baseados na fluorescência sejam muito usados há vários anos, para inúmeras aplicações na microbiologia industrial e ambiental, a contagem de células em microscopia de imagens tem sido feita manualmente. Recentemente, as análises de imagens têm se tornado um acessório valioso para a quantificação de células e sua aplicação na tecnologia celular tem aumentado significativamente. Em algumas áreas, como na fermentação de microrganismos, a análise por imagem tem sido essencial para caracterizar o estado da cultura, diminuindo os custos e tornando a microscopia uma técnica prática (Carneiro et al., 2005).

As archeas metanogênicas têm a propriedade de serem autofluorescentes devido à presença da coenzima F_{420} , o que as torna facilmente visíveis em microscopia de epifluorescência, desde que se utilizem os filtros adequados. A coenzima F_{420} é uma deazaflavina que participa em duas reações de transferência de elétrons. Na metanogênese, funciona de maneira análoga ao NADH e tem uma absorção máxima a 420 nm, daí a sua referência como F_{420} . Esta propriedade permite visualizar as bactérias metanogênicas, mas não permite uma diferenciação entre as diferentes espécies desse grupo e nem quantificar a atividade metanogênica. (Schmidt & Ahring, 1996, citados por Neves, 2004). Serve apenas para estimar se um determinado lodo possui quantidade razoável de metanobactérias, podendo servir como monitoramento de reatores anaeróbios,

uma vez que, normalmente, a quantidade de metanobactérias aumenta quando da aclimatização do lodo ao longo do processo de tratamento (Campos, 1990).

2.7.2 Microscopia eletrônica de varredura

O microscópio eletrônico de varredura produz uma imagem tridimensional da superfície de amostras não seccionadas e a imagem é visualizada em acoplado ao microscópio. Os elétrons apenas “varrem” a superfície externa do material, não atravessando a amostra. A imagem é formada a partir da amostra quando a mesma é atingida pelo feixe de elétrons. Os elétrons secundários são captados e, após passagem por um amplificador, são transformados em imagem visível em um monitor (Melo, 2002).

De acordo com Neves (2004), a microscopia eletrônica de varredura, vulgarmente conhecida por SEM, do inglês *Scanning Electron Microscopy*, é largamente utilizada no estudo de biofilmes e de biomassa granular, permitindo obter informações sobre a morfologia microbiana das superfícies destes ecossistemas. Porém, a maior desvantagem desta técnica reside no fato de se basear na identificação visual, não sendo, por isso, por si só, uma técnica de identificação microbiana.

A mesma autora utilizou a microscopia eletrônica de varredura para observar o inóculo e a evolução da biomassa no estudo da granulação durante a partida de um reator UASB e encontrou um variado conjunto de bactérias, na sua maioria metanogênicas. A análise permitiu, ainda, quantificar alterações morfológicas e de tamanhos em consórcios microbianos, durante os processos de granulação e desgranulação.

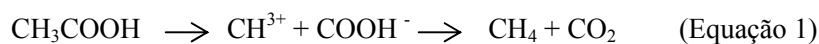
Campos (1990) também utilizou a SEM para acompanhar a evolução da biomassa em reatores UASB e pôde observar que a manta de lodo era composta por diversas espécies de bactérias, identificando consórcios de *rods*, *sarcina* e *cocci*.

2.8 Produção de biogás no tratamento anaeróbio

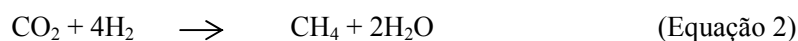
Mah et al. (1978), citados por Gaudy & Gaudy (1980), isolando uma cultura pura de archeas metanogênicas e pesquisando a formação de metano, mostraram que o alcance dos substratos usados por elas é muito limitado. Todas as metanogênicas isoladas foram capazes de formar metano a partir do hidrogênio e dióxido de carbono, e algumas espécies foram capazes de usar o ácido fórmico, HCOOH, o qual, provavelmente, é primeiro convertido a dióxido de carbono (CO₂) e hidrogênio (H₂). Pelo menos duas espécies de *Methanosarcina* foram capazes de formar metano (CH₄) do metanol ou ácido acético (CH₃COOH). Segundo os autores, o uso de CH₃COOH tem particular importância porque aproximadamente 70% do metano produzido no lodo digerido é formado de ácido acético e os restantes 30% de dióxido de carbono e hidrogênio.

Metcalf & Eddy (2003), citados por Prado (2006), avaliam que a composição do biogás varia durante a digestão anaeróbia no reator, em função das condições de ambiência e do mecanismo do processo. Essa composição pode variar no início do processo e no decorrer do mesmo, quando, por exemplo, ocorrer qualquer variação no processo de digestão. Segundo os autores, no processo de digestão de esgotos domésticos, as proporções típicas de metano e de dióxido de carbono são de 70% a 80% para o metano e de 30% a 20% para o gás carbônico.

Os mesmos autores relatam que existem dois mecanismos básicos de formação do metano: um deles ocorre pela clivagem do ácido acético e o outro pela redução do gás carbônico. Na ausência de hidrogênio, ocorre a clivagem do ácido acético ou metanol, formando metano e gás carbônico. Por meio da atuação das archeas metanogênicas acetoclásticas, o grupo metil do ácido acético é reduzido a metano, enquanto o grupo carboxílico é oxidado a gás carbônico:

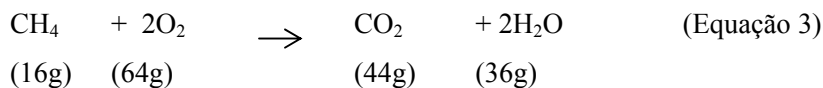


Na presença de hidrogênio, ocorre a redução do gás carbônico a metano, pela ação das archeas metanogênicas hidrogenotróficas. O dióxido de carbono atua como um acceptor dos átomos de hidrogênio removidos dos compostos orgânicos pelas enzimas, como a seguir:



Campos (1990) cita que a composição global do biogás produzido varia de acordo com uma série de fatores, tais como a composição química do efluente a ser tratado, a relação carbono/nitrogênio do substrato, a temperatura, o pH, a alcalinidade do meio e o tipo de reator, dentre outros fatores. A produção de gás pode flutuar em uma larga escala, dependendo também da quantidade de sólidos voláteis do efluente e da atividade biológica no reator.

Prado (2006) calculou a produção de metano, em termos quantitativos, em função da demanda química de oxigênio (DQO) do efluente, seguindo metodologia proposta por Campos (1990) e Chernicharo (1997), na qual se pode estabelecer uma relação para a degradação da DQO no reator e a produção de metano, a partir da relação de que um mol de metano requer dois moles de oxigênio para a sua completa oxidação a gás carbônico e água, conforme a reação:



Cada 16 gramas de metano produzido e perdido para a atmosfera correspondem à remoção de 64 gramas de DQO. Nas condições normais de temperatura e pressão (0° C e 1 atm), isso equivale a 350 ml de metano para cada grama de DQO removida (0,35 m³.kgDQO⁻¹).

Foi utilizada a expressão geral para o cálculo da determinação do metano produzido:

$$V_{CH_4} = DQO_{CH_4} / K(t) \quad (\text{Equação 4})$$

em que:

V_{CH_4} = volume de metano produzido (L);

DQO_{CH_4} = carga de DQO removida do reator e convertida em metano (gDQO);

$K(t)$ = fator de correção para a temperatura operacional do reator (gDQO.L⁻¹).

A DQO removida e transformada em metano (DQO_{CH_4}) é calculada pela equação:

$$DQO_{CH_4} = DQO_{rem} - DQO_{biom} \quad (\text{Equação 5})$$

DQO_{remov} = DQO removida no processo (gDQO);

DQO_{biom} = DQO utilizada para o crescimento da biomassa (gDQO).

O fator de correção $K(t)$ é calculado por:

$$K(t) = p.K / R. (273,15 + T) \quad (\text{Equação 6})$$

em que:

p = pressão atmosférica (atm);

K = DQO correspondente a um mol de metano (64 g de DQO.mol⁻¹);

R = constante dos gases (0,082206 atm L.mol⁻¹.K⁻¹);

T = temperatura operacional do reator (°C).

2.9 Uso de lagoas de estabilização

Os sistemas de lagoas de estabilização constituem-se na forma mais simples para o tratamento de efluentes. As vantagens dessas lagoas em relação a outros tipos de tratamento são alta remoção da carga orgânica, redução de coliformes fecais e custos de investimento e manutenção mínimos. A principal desvantagem é a necessidade de grandes áreas planas para a sua construção (von Sperling, 1996b).

As lagoas anaeróbias são, normalmente, empregadas para estabilização de altas cargas orgânicas aplicadas e atuam como tratamento primário em uma série de lagoas. Sua função principal é a degradação da matéria orgânica, envolvendo a participação de bactérias facultativas e estritamente anaeróbias (Matos & Lo Monaco, 2001)

A utilização das lagoas facultativas é uma técnica de tratamento secundário, diferenciando-se das lagoas anaeróbias por serem menos profundas e por operarem com menores cargas orgânicas, permitindo o desenvolvimento de algas na superfície. A eficiência do sistema é usualmente satisfatória, podendo chegar a níveis comparáveis à da maior parte dos tratamentos secundários (von Sperling, 1996a).

2.10 Reator anaeróbio de manta de lodo - UASB

Os reatores UASB, do inglês *upflow anaerobic sludge blanket reactor*, são considerados parte do grupo RAFA, ou reatores anaeróbios de fluxo ascendente, nos quais o afluente entra pela parte inferior e prossegue em fluxo ascendente, até a parte superior do sistema, atravessando três estágios: o leito de lodo, onde há grande concentração de biomassa ativa, que se apresenta de forma

granulada ou floculada; em seguida, passa por uma biomassa menos densa, denominada manta de lodo e, finalmente, por um separador trifásico, onde ocorre a separação dos sólidos em suspensão do biogás formado no tratamento (Chernicharo, 1997).

Devido à sua alta capacidade de remoção de matéria orgânica, os reatores UASB (Figura 1) têm ganhado espaço cada vez maior no tratamento de efluentes, sendo empregados em vários municípios em todo o Brasil (Prado, 2006).

Os sólidos presentes no reator variam de muito denso, com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação, próximas ao fundo (leito de lodo), até um lodo mais disperso e leve, próximo ao topo do reator (manta de lodo). A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as zonas de reação (leito e manta de lodo) e a mistura do sistema é feita pelo fluxo ascensional do efluente e das bolhas de biogás. O efluente entra pelo fundo e deixa o reator através de um decantador interno, localizado na parte superior. Um dispositivo de separação de gases e sólidos, localizado abaixo do decantador, garante as condições ótimas das partículas que se desprendem da manta de lodo e, por estarem sujeitas à força gravitacional, tornam a decantar, fazendo parte novamente da manta de lodo. A zona de sedimentação de sólidos permite, também, a saída do efluente clarificado e o retorno dos sólidos (biomassa) ao sistema, aumentando a sua concentração no reator (Chernicharo, 1997).

Dentre as muitas vantagens do tratamento anaeróbio em reator UASB, em relação aos outros tipos de tratamento, segundo Chernicharo (1997) e von Sperling (1996a), destacam-se: baixo consumo de energia, baixa produção de lodo, possibilidade da utilização do biogás produzido como combustível, dispensa decantação primária do efluente e, por ser compacto, demanda baixos requisitos de área, rápido início após períodos de paralisação, baixo custo na implantação e operação, elevada produção

de gás metano, baixo consumo de energia e satisfatória remoção de DBO_5 e DQO (65% a 75%).

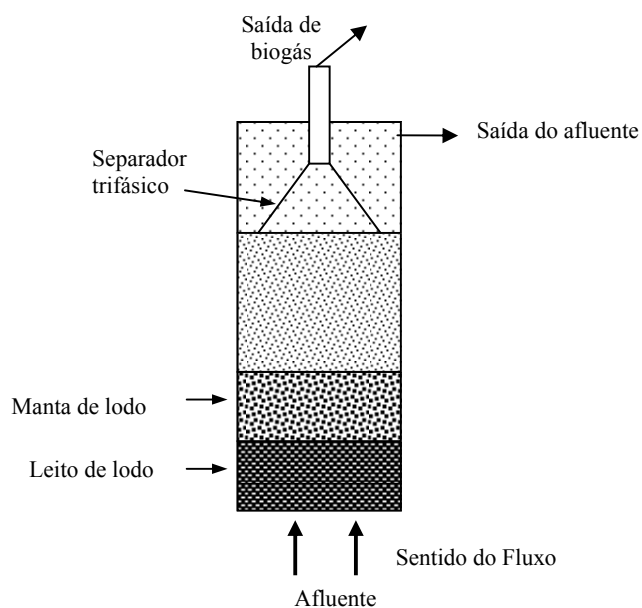


Figura 1. Desenho esquemático do funcionamento de um reator UASB

2.11 Reutilização das águas residuárias na irrigação

A irrigação ocupa lugar de destaque na reutilização das águas residuárias, tendo como vantagens o baixo custo da água, o suprimento de nutrientes e micronutrientes às plantas e a utilização do solo como tratamento terciário.

Para que essa água possa ser reutilizada, é fundamental que se verifiquem dois parâmetros principais, que são a salinidade da água, medida por meio de sua condutividade elétrica (CE) ou de sólidos

dissolvidos totais (SDT), e a impermeabilidade do solo, medida pela razão de adsorção de sódio (RAS). Ambas devem ser analisadas conjuntamente, para se determinar o potencial de salinização e sodificação do solo, respectivamente.

Para determinada razão de adsorção de sódio, a taxa de infiltração aumenta à medida que a salinidade aumenta, ou decresce quando a salinidade decresce (Campos, 2000).

A RAS é determinada pela equação:

$$RAS = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{++} + Mg^{++}}{2}}} \quad (\text{Equação 7})$$

em que:

RAS = razão de adsorção de sódio;

Na = sódio (meq.L⁻¹)

Ca = cálcio (meq.L⁻¹)

Mg = magnésio (meq.L⁻¹)

(meq.L⁻¹ = mg.L⁻¹ / peso atômico)

Quando se pretendem utilizar águas residuárias tratadas, deverá ser feito um correto planejamento, devendo-se considerar a produtividade do plantio e as propriedades do solo. Salinidade e traços de certos elementos supridos pela água de irrigação podem levar à queda na produtividade agrícola, além de problemas ambientais adversos. Os principais problemas associados à qualidade da água residuária tratada, aplicada na irrigação são: salinidade, dispersão da partícula de solo, causada pela alta quantidade de sódio e baixa salinidade, toxicidade causada por íons específicos, taxa de infiltração e outros problemas advindos da combinação destes últimos (Campos, 2000).

De acordo com o mesmo autor, um efeito indireto da alta concentração de sódio é a deterioração física do solo, como a formação de crostas e a perda de permeabilidade. Se a taxa de infiltração for severamente diminuída, será impossível suprir a vegetação com quantidade suficiente de água, acarretando problemas ao crescimento vegetativo.

2.12 Importância da cafeicultura no cenário brasileiro

O café é importante para o Brasil desde a época do Império. O produto se adaptou tão bem aos solos e climas brasileiros que, quatro anos após o estabelecimento desta cultura, já em 1727, ocorriam as primeiras exportações. No ano de 1849, a produção brasileira de café já atingia 40% da produção mundial e chegou a contribuir, isoladamente, com 70% do valor das exportações, no período de 1925/1929 (Embrapa, 2006).

O cafeeiro é uma cultura de grande expressão no cenário agroindustrial brasileiro. Sua importância no desenvolvimento sócio-econômico do país justifica a busca permanente por inovações tecnológicas, tendo em vista ajustar a cafeicultura nacional às tendências da economia globalizada, promovendo melhoria dos índices de produtividade e de qualidade, com redução de custos de produção e agregação de valores (Giomo, 2003).

Há uma tendência cada vez maior de redução de mercado para cafês de baixa qualidade, pois o consumidor tem se mostrado cada vez mais exigente quanto à qualidade. Essa qualidade é determinante do preço e fator imprescindível para a aceitação do café nos mercados nacional e internacional, uma vez que o café é um dos produtos aos quais mais se agrega valor com a melhoria da qualidade (Pimenta, 2003).

O setor cafeeiro é responsável pela geração de sete milhões de empregos diretos e indiretos no país e por uma riqueza anual de dez bilhões de reais, equivalente a três bilhões de dólares (Embrapa, 2006).

Levantamento da produção e consumo de café torrado e moído no Brasil, realizada pela ABIC para o período de 12 meses, encerrado em abril de 2006, revelou um crescimento significativo quando comparado aos padrões mundiais. Este levantamento concluiu que os brasileiros já estão consumindo 15,95 milhões de sacas/ano, um crescimento de 2,93% em relação aos 12 meses encerrados em abril de 2005, enquanto a média mundial se situa em torno de 1,5% ao ano. Pesquisa feita com consumidores mostrou que 93% da população brasileira declara que toma café regularmente (ABIC, 2006).

As indústrias de café processaram 15,95 milhões de sacas, no período de abril de 2005 a abril de 2006, contra 15,49 milhões de sacas no período anterior. Com o consumo de 15,95 milhões de sacas, o Brasil passou a representar 13% de todo o consumo mundial de café e 51% do que todos os países produtores do grão consomem em conjunto (cerca de 31 milhões de sacas/ano). O consumo *per capita* evoluiu 2,7%, atingindo 4,22 kg.hab⁻¹.ano⁻¹ de café em pó torrado/moído, contra 4,11 kg.hab⁻¹.ano⁻¹, no ano anterior, o que aproxima ainda mais o consumo brasileiro dos padrões europeu e americano (ABIC, 2006).

Para o ano 2006, a ABIC projetou o consumo de 16,5 milhões de sacas, dentro da meta de longo prazo, que pretende alcançar 21 milhões de sacas em 2010.

2.13 Processamento pós-colheita do café

Após a colheita do café, o grande desafio é atingir o potencial da qualidade, por meio da eficiência no preparo pós-colheita. A aplicação de técnicas adequadas de colheita e preparo proporciona cafés de melhor qualidade e facilita sua comercialização, dando maiores retornos econômicos (Toledo et al., 2002).

Diversos fatores na cadeia produtiva do café contribuem para a obtenção de um produto com qualidade e com menor custo. Além do preparo correto do

solo, plantio, e dos procedimentos adequados de colheita, a obtenção de cafés de boa qualidade está diretamente vinculada aos processos de pós-colheita, como lavagem, despolpa, desmucilagem, secagem e armazenamento do produto (Ribeiro, 2003).

O processamento do café deve ser efetuado o mais rápido possível, logo após a colheita. Os cafeicultores colombianos vendem seu café no mercado após retirar a semente do grão, eliminar os açúcares que a acompanham e levá-la para secagem, para produzir um café pergaminho seco de excelente qualidade (www.cafedacolombia.com.br).

Independentemente do tipo de colheita realizado, a lavagem é utilizada para eliminar sujeiras que, geralmente, não saem totalmente com a abanação e também para separar, por diferença de densidade, os cafés cereja e verde do bóia. A presença de pedras, terra, folhas e outras impurezas inferioriza a qualidade do café no momento da classificação. A lavagem mecânica facilita a remoção de um grande número de microrganismos, podendo também ser adicionados determinados produtos para efetuar a desinfecção dos frutos (Pimenta, 2003). Este procedimento impede que os frutos que vêm do campo com microrganismos contaminem frutos sadios (Sousa, 2004).

O fruto do cafeeiro, como mostrado na Figura 2, 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, esta parte 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 chamado 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.



FIGURA 2. Partes componentes do fruto do cafeeiro (Matos, 2001)

A casca é constituída por 5,2% de proteínas, 30,8% de fibras, 10,7% de minerais, 35% de açúcares, 9,3% de taninos e 1,2% de cafeína. A polpa é formada por 76% de água, 2,1% de proteínas, 3,4% de fibras e 16% de taninos, açúcares, cafeína, ácido clorogênico, ácido cafêico, celulose, lignina e metais, entre outros. A mucilagem representa cerca de 5% da matéria seca do grão de café cereja e, segundo suas características físicas, pode ser definida como um colóide. Quimicamente é constituída por água, pectinas, açúcares e ácidos orgânicos. O pergaminho é composto de 18,9% de extrato livre de nitrogênio, 7,6% de água, 0,39% de nitrogênio, 150 mg de cálcio e 28 mg de fósforo por grama de peso seco (Elias, 1978; Gonçalves, 2006).

Franco (1939), ao estudar os compostos fenólicos presentes no fruto, flor e botão de café, da espécie *Coffea arabica L.* encontrou que estes compostos enchem os vacúolos do pericarpo e, por vezes, tomam a célula toda, podendo acontecer que estejam unidos às substâncias mucilaginosas. Segundo o autor, o aparecimento das primeiras células contendo compostos taninos se dá muito cedo, quando o botão ainda está no início da fase de diferenciação. A abundância de células com taninos é muito maior na região do nectário,

existindo em quantidade regular nas outras partes florais. No fruto maduro, o pergaminho se conserva até a maturação do fruto, livre de células taníferas e as sementes do café não possuem tanino, mas, sim, ácido clorogênico.

Os compostos fenólicos presentes no café contribuem, de maneira altamente significativa, para o sabor e o aroma do produto final. Eles são responsáveis pela adstringência dos frutos e, em trabalhos realizados foram encontrados teores médios de 8,37% e 9,66%, para frutos colhidos no estágio cereja e mistura de frutos, respectivamente. A grande quantidade de frutos verdes nas primeiras épocas de colheita pode contribuir para elevação desses teores (Pimenta, 2003).

O café tem sido processado de formas distintas: mantendo-se o fruto intacto (café em coco), removendo-se apenas a casca e a polpa (descascado), removendo-se a mucilagem mecanicamente (desmucilado) ou removendo-se a mucilagem por meio de fermentação controlada após remoção da casca (despolpado) (Souza, 2004).

Após a colheita, o tipo de processamento é variável entre os produtores, com o objetivo de adaptar-se às diferentes condições de produção, baseados nos aspectos climáticos regionais, tecnológicos e econômicos. De acordo com Pereira et al. (2003), além do tradicional preparo por via seca, que ainda é muito utilizado pela maioria dos produtores, principalmente os pequenos, tem-se empregado o processamento por via úmida (Figura 3).

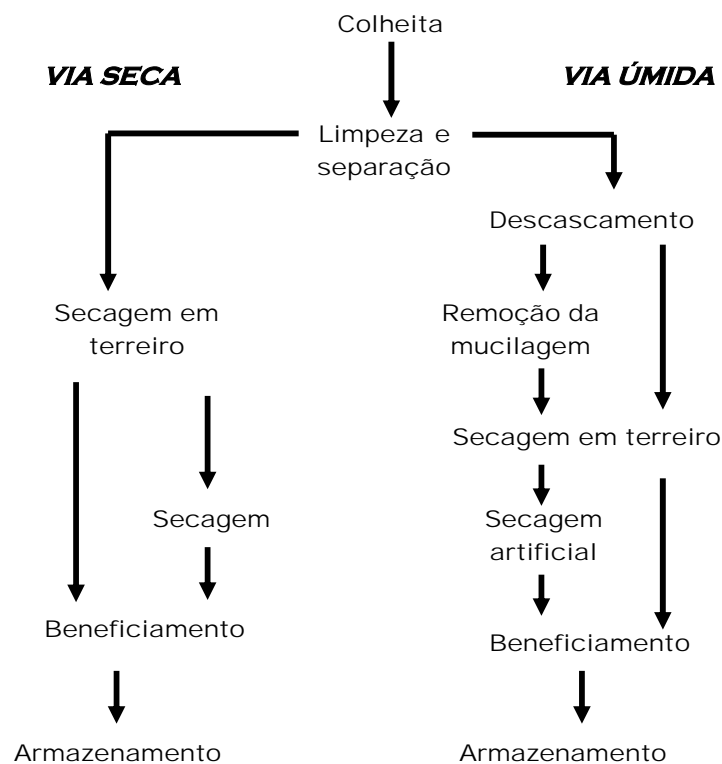


FIGURA 3. Formas de processamento do café.

Na cafeicultura brasileira predomina, em mais de 90%, a preparação do café por via seca e, nesse processo, a qualidade do produto vai depender das condições ecológicas da zona de produção, como umidade e temperatura, das condições climáticas durante o período de colheita, como chuva e umidade do ar e dos cuidados adotados na colheita e durante o preparo dos cafés colhidos, para evitar fermentações indesejáveis, que ocorrem na mucilagem açucarada dos frutos (Souza, 2004).

No processo via seca, o café é secado com casca, de forma a não contaminar o meio ambiente, sendo denominado café natural, em substituição ao

termo café de terreiro (Toledo et al., 2002). O café deve ser imediatamente esparramado para secar, evitando deixá-lo amontoado na carreta ou em sacos, na lavoura ou no terreiro, para se evitar os processos fermentativos. Se não houver lavador, o café deverá ser encaminhado diretamente para o terreiro e, havendo secador, esses frutos deverão sofrer uma pré-secagem no terreiro, antes de serem levados para o secador (Pimenta, 2003).

O processamento via úmida, mostrado na Figura 4, é feito em duas versões: o cereja descascado, muito mais utilizado, e o despolpado/desmucilado, quando é feita a remoção da mucilagem. Em ambos os casos, o café bóia é separado no lavador e seco em terreiro ou secadores por via seca, seguindo-se a separação do verde, enquanto o cereja é encaminhado para ser descascado (Toledo et al., 2002). O café verde deve ser seco no terreiro seguindo o processo do sistema via seca (Souza, 2004). O processamento via úmida traz, como vantagem, a diminuição considerável no espaço do terreiro e do tempo necessário para secagem, trazendo até 60% de economia em espaço no terreiro, tulha, secador e silos (Toledo et al., 2002).

O processamento via úmida, direcionado principalmente a espécies *Coffea arabica*, é responsável por cerca de 1/3 da produção mundial de grãos de café (Chalfoun et al., 1997).

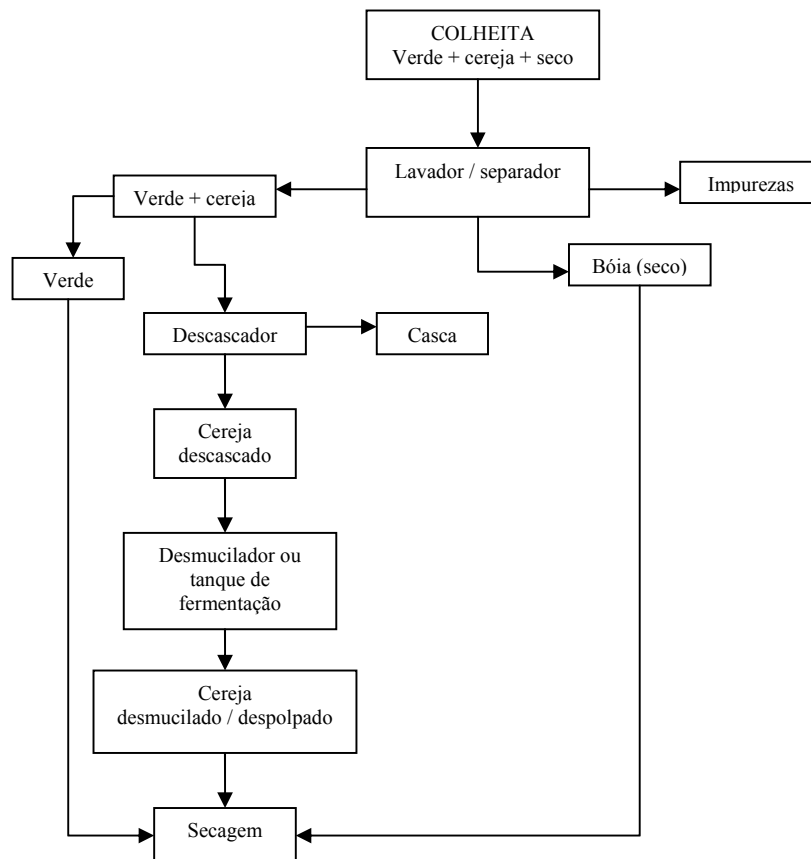


FIGURA 4. Fluxograma do processamento via úmida do café.

2.14 Potencial poluidor e tratamento das águas residuárias do café (ARC)

As atividades de lavagem, separação hidráulica, descascamento e despulpa dos frutos do cafeeiro, necessárias para a redução do custo de secagem dos grãos e a melhoria da qualidade da bebida, geram grandes volumes de águas residuárias, ricas em matéria orgânica em suspensão e outros constituintes orgânicos e inorgânicos em solução, com grande poder poluente, além de grande quantidade de resíduos sólidos que, se lançados no meio ambiente sem o devido

tratamento, podem causar degradação ambiental, trazendo danos à flora, à fauna e aos cursos d'água (Matos et al., 2001).

Matos & Lo Monaco (2004) pesquisaram o tratamento e a destinação final dos resíduos gerados no beneficiamento do fruto do cafeeiro. Foram processados 15.000 litros de frutos do tipo Conilon por dia e, no processamento da despolpa sem recirculação de água, foi consumido um volume médio de 3,0 litros de água para cada litro de fruto. Com água recirculada, o consumo foi de 1,8 litro de água para cada litro de fruto. Quando foram utilizadas tecnologias atuais na lavagem dos frutos do cafeeiro, foram gerados em torno de 0,1 a 0,2 litro de água residuária para cada litro de fruto processado.

Matos & Lo Monaco (2003) ressaltam que se deve considerar a variação da quantidade de matéria orgânica presente nas ARC das diversas espécies de café existentes, pois comparando-se o *Coffea arabica L.* com o *Coffea canephora Pierre*, o primeiro possui maior porcentagem de mucilagem do fruto e, conseqüentemente, maior concentração de matéria orgânica nas ARC.

O Centro de Investigações de Café (Cenicafé) desenvolveu, na Colômbia, um conceito de benefício úmido ecológico para o café, mediante o desenvolvimento de um equipamento denominado Belcolsub. Este sistema permite controlar em cerca de 90% a contaminação orgânica e reduzir o consumo de água em até 95%, porque utiliza a água estritamente necessária para transformar o café colhido em pergaminho seco, aproveitando os subprodutos e evitando-se a contaminação das fontes de água (www.cafedecolombia.com).

Estudos realizados na distribuição dos macrocomponentes do fruto do café tipo cereja, desde o início do processamento pós-colheita até a sua infusão, permitem constatar que somente 6% da massa do fruto fresco é aproveitada na preparação da bebida. Os 94% restantes, constituídos por água e subprodutos do processo, na maioria dos casos não recuperados, podem ser fonte de contaminação do meio ambiente (Vasco, 1999, citado por Matos, 2003).

A legislação ambiental brasileira (Deliberação Normativa Copam 010, 1986) estabelece que o limite para o lançamento de águas residuárias em cursos d'água, para a demanda química de oxigênio (DQO) seja de 90 mg.L^{-1} e, para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5 , 20°C) seja 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 enquadrado.

Na Colômbia, país onde se produz café exclusivamente por via úmida, o Ministério do Meio Ambiente, por meio do Decreto 1.594, de 23 de junho de 1984, estabelece que, para o lançamento de águas residuárias em cursos d'água, a eficiência do sistema de tratamento para a remoção da DBO_5 , 20°C para despejos industriais seja superior a 80%, para usuários novos e superior a 30% para usuários já cadastrados (www.minambiente.gov.co).

O tratamento das águas residuárias pode ser dividido em preliminar, primário e secundário, feito após a lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro.

No tratamento preliminar, removem-se os sólidos mais grosseiros, usando grades com malhas convenientemente calculadas; no tratamento primário, o objetivo é a retirada de sólidos sedimentáveis, podendo também ocorrer degradação biológica do material orgânico em suspensão e, no tratamento secundário, predomina a remoção da matéria orgânica e, eventualmente, nutrientes (fósforo e nitrogênio), por ação de microrganismos que se desenvolvem no meio líquido (Matos & Lo Monaco, 2003).

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização do experimento

A pesquisa foi realizada na cidade de Lavras, estado de Minas Gerais, com coordenadas geográficas de 21°14' de latitude S e 45°00' de longitude W, altitude de 920 metros, clima temperado com verões quentes e úmidos e invernos secos e frios, tipo Cwa, segundo classificação de Koppen. Foi conduzida na Estação Piloto de Tratamento da Água Residuária do Café (Piloto-Café) localizada no Núcleo de Estudos em Cafeicultura - NECAF, do Departamento de Agricultura da Universidade Federal de Lavras – DAG/UFLA. As análises para monitoramento foram realizadas no Laboratório de Análise de Águas do Departamento de Engenharia (LAADEG), no Laboratório de Análise de Água e Solo do Departamento de Solos, no Laboratório de Microbiologia do Departamento de Biologia e no Laboratório de Microscopia e Análise Ultra-Estrutural do Departamento de Fitopatologia da UFLA.

3.2 Caracterização do efluente

Foram processados, no NECAF/UFLA, por via úmida, 300.200 litros de café da espécie *Coffea arabica L.*, conforme mostrado na Figura 5, dos quais 160.200 litros foram apenas lavados, 20.000 litros foram lavados e descascados e 120.000 passaram por todo o processo, sendo lavados, descascados e desmucilados. As máquinas para processamento eram da marca Pinhalense e tinham as seguintes características: lavador – modelo LSC 10P, com capacidade de 10.000 litros por hora, volume de 9,12 m³, com geração de 2.778 mgDQO.L⁻¹ e consumo de 2 a 3 litros de água por litro de café lavado; descascador - modelo DC6, com capacidade de 6.000 litros por hora, volume de 6,08 m³, com geração de 4.480 mgDQO.L⁻¹ e consumo de 3 a 4 litros de água por litro de café descascado; desmucilador – modelo DFA-0, com capacidade de 800 litros por

hora, volume de 1,2 m³, com geração de 40.000mg DQO.L⁻¹ e consumo de 0,5 a 0,7 litro de água por litro de café desmucilado (Figura 6).

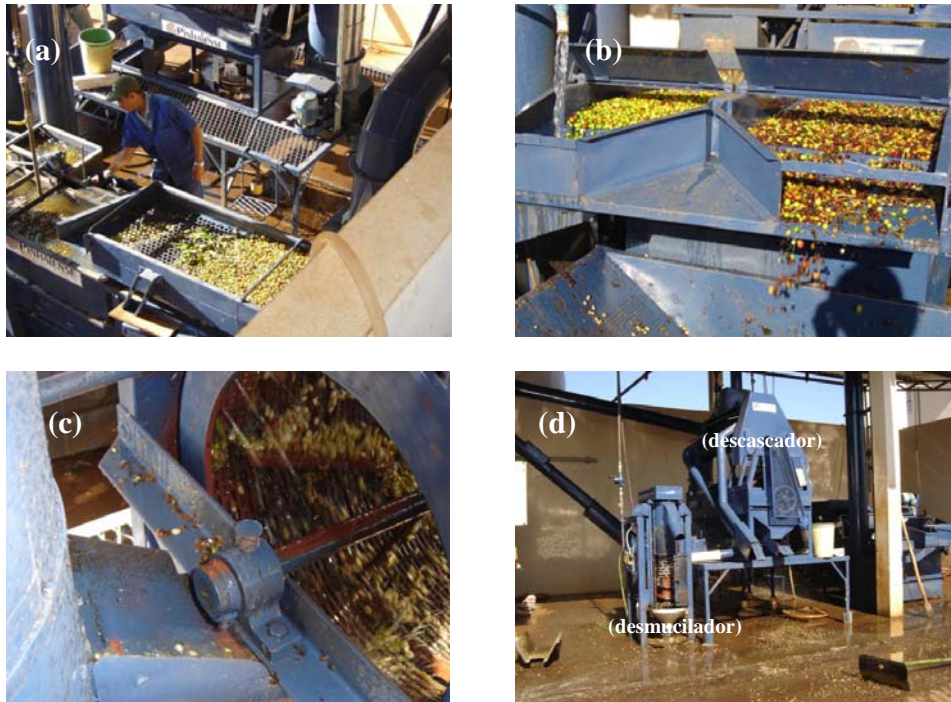


FIGURA 5. Equipamentos utilizados no NECAF/UFLA para o processamento via úmida. (a, b) lavador/separador, (c) descascador, (d) descascador e desmucilador.

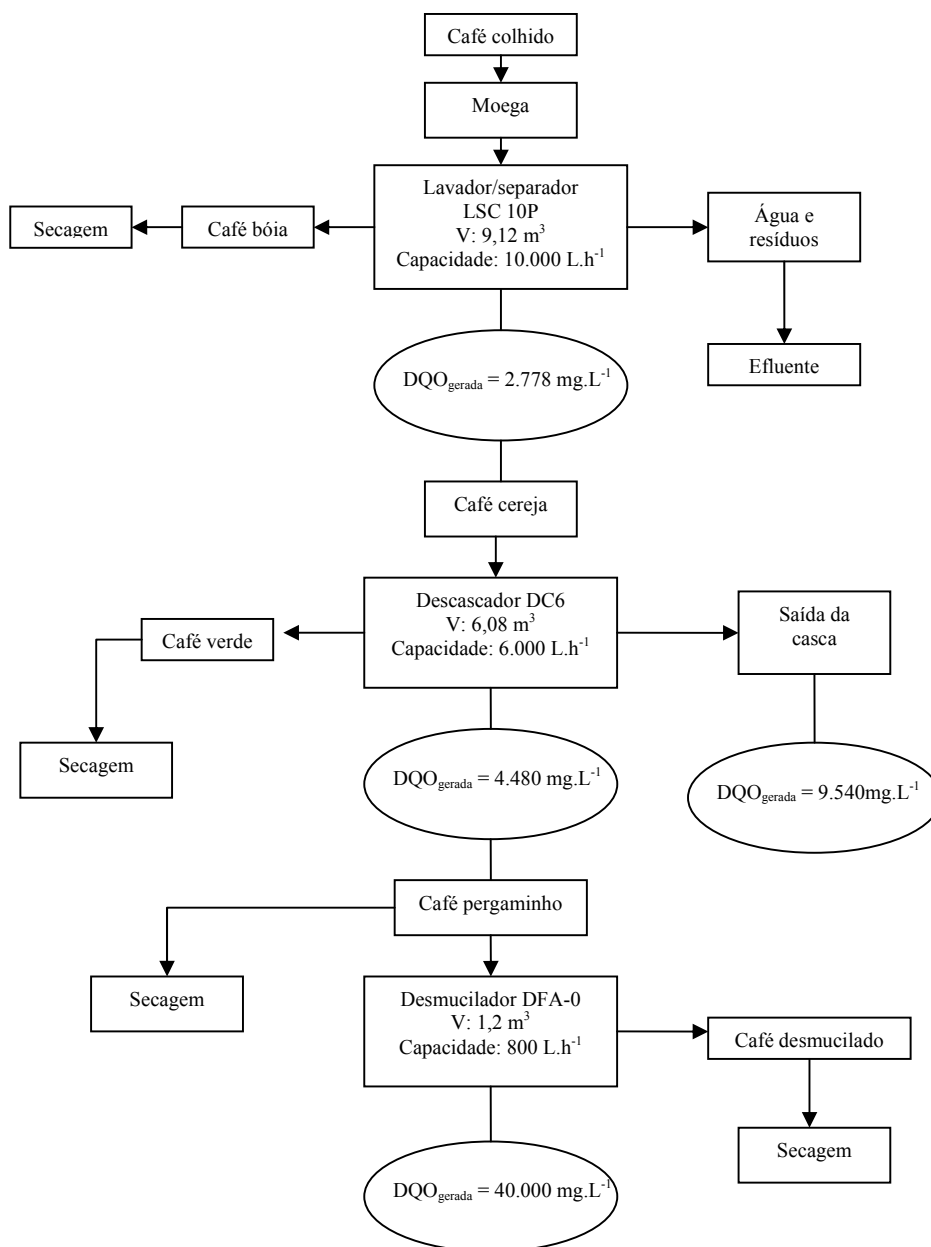


FIGURA 6. Fluxograma do processamento via úmida realizado no NECAF/UFLA.

3.3 Estação piloto de tratamento da água residuária do café produzido por via úmida

O sistema piloto de tratamento das águas residuárias provenientes do processamento via úmida do café, foi projetado pelo Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos e teve início de funcionamento com a presente pesquisa, em 30 de agosto de 2006.

3.4 Caracterização do sistema

O sistema piloto de tratamento das ARC (Figura 7) era constituído por tratamento preliminar, tratamento primário e tratamento biológico, com grades, caixa de areia, lagoa de estabilização, dois reatores UASB concêntricos trabalhando em série, um equalizador de pressão, três filtros de H₂S, três medidores de gás, um reator anaeróbio híbrido, dois reatores aeróbios operando em batelada, um leito de secagem, seis reservatórios de efluentes e ainda, sistema de bombeamento constituído por seis bombas, como descrito a seguir:



FIGURA 7. Vista Parcial do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Tratamento preliminar

O sistema preliminar (Figura 8) era composto de grades instaladas em uma caixa de retenção de sólidos com dimensões de 4,5 m de comprimento, 0,25m de largura e 0,50 m de altura, logo na entrada da estação. Esta caixa funciona como uma caixa de areia simplificada. Uma outra caixa de passagem, com septo, permite a medida da vazão e periodicidade de limpeza manual, onde também se sedimentam areia, argila e ainda partículas orgânicas.



FIGURA 8. Tratamento preliminar, componente do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Lagoa de estabilização

A lagoa foi construída em forma de um tronco de pirâmide (Figura 9), com volume útil de 878m^3 , revestida com geomembrana de PVC flexível (vinimanta), marca Sansuy.



FIGURA 9. Lagoa de estabilização do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Reatores UASB

Concêntricos, com diâmetro externo de 1,00m, fabricados em resina poliéster ortoftálica com catalisador Merk e manta de fibra *Roving* reforçada com chapa de aço, com cobertura de *gel-coat* ortoftálico. O UASB central (Reator 1) possui altura útil de 6,25m, diâmetro de 0,50 m e volume útil de 1.944L, é dotado de um separador trifásico, que separa o lodo (sólido), o efluente (líquido) e o biogás, construído em fibra de vidro com 1,90m de altura. O UASB periférico (Reator 2) possui uma altura útil de 4,40m, diâmetro de 0,50 m e volume útil de 2.490L e fica no interior do R1, como mostrado na Figura 10.

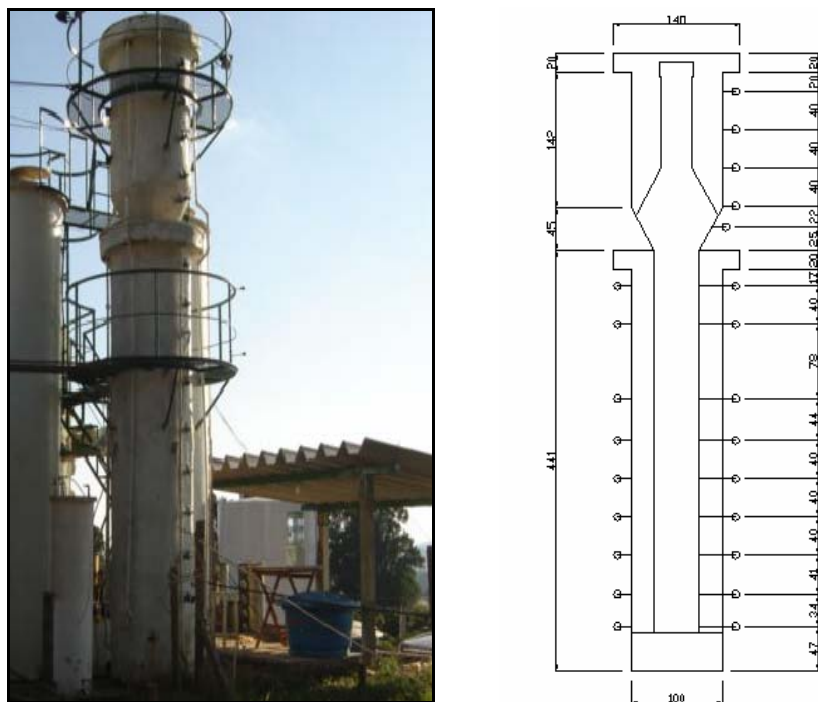


FIGURA 10. Reator UASB concêntrico, constituído por um reator periférico e um reator central, do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA. (a) Vista parcial; (b) corte longitudinal

Equalizador de pressão

Fabricado em resina éster vinílica reforçada com fibra de vidro, acabamento interno polido em *gel-coat* na cor branca, totalmente atóxico, com diâmetro de 45cm e comprimento total de 2,00m (Figura 11a). Dotado de flanges cego na extremidades e tubulações em aço inox de ½” para entrada e saída de biogás e anéis *o-ring* para vedação dos flanges.

Filtros de H₂S

Conjunto de três unidades (Figura 11b), fabricados em resina éster

vinílica reforçada com fibra de vidro, acabamento interno polido em *gel-coat* na cor branca totalmente atóxico, com diâmetro de 15 cm e comprimento total de 1,00 m. Dotado de flanges cegos nas extremidades e anéis *o-ring* para vedação dos flanges. Dentro deles foi colocada lã de aço (bombril) para servir de filtro do gás.

Medidores de biogás

Sistema constituído por um medidor de gás para o Reator 1, outro para o Reator 2 e um terceiro para o RAH, dotado de três lançadores de chama para queima do biogás, com sistema de queimadores automatizado (Figura 11c). Os medidores eram da marca Liceu de Artes, com capacidade de medir vazões de 0,016 a 1,6 m³.h⁻¹ e pressão máxima de 50 kPa.



FIGURA 11. Vista parcial dos equipamentos do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA. (a) Dispositivo de equalização de pressão do reator UASB utilizado na saída do biogás; (b) filtros de H₂S; (c) medidores de biogás e lançadores de chama

Reator anaeróbio híbrido (RAH)

Fabricado em resina poliéster ortoftálica com catalisador Merk e manta de fibra *Roving* reforçada com anéis de chapa de aço, com cobertura de *gel-coat* ortoftálico, diâmetro de 1,00 m, altura de 4,0m e volume útil de 3.145L. Também possuía um separador trifásico com altura de 1,37m construído em fibra de vidro (Figura 12). Nele foram colocados cinquenta e quatro mini-filtros construídos em PVC, de um metro de comprimento e dez centímetros de diâmetro (Figura 13). Dentro de cada mini-filtro, foram colocados dois materiais como meio suporte, argila expandida e seixo rolado, fazendo com que a densidade dos mesmos fosse um pouco menor que a do líquido e para garantir que os mesmos permanecessem verticalmente no meio líquido e na parte superior do reator. A argila expandida permitiu um meio suporte leve, contribuindo, assim, para um menor peso sobre a estrutura do RAH. Tampas de PVC tipo *cap* foram perfuradas e acopladas na parte inferior e superior dos mini-filtros.



FIGURA 12. Reator anaeróbio híbrido do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.



FIGURA 13. Minifiltros de PVC, contendo argila expandida e seixo rolado, que foram colocados dentro do Reator Anaeróbio Híbrido do sistema piloto de tratamento da água residuária do café (ARC), localizado no NECAF/UFLA.

Sistema de lodos ativados (reatores batelada)

O princípio do processo de lodos ativados com operação intermitente consiste na incorporação de todas as unidades de processos e operações, quais sejam, decantação primária, oxidação biológica e decantação secundária, em um único tanque. O processo consiste de um reator de mistura completa, no qual ocorrem todas as etapas do tratamento, estabelecendo ciclos de operação com durações definidas, permanecendo a massa biológica no reator, durante todos os ciclos (von Sperling, 1997).

Os dois reatores de batelada integrantes do sistema (Figura 14), operando em paralelo, foram fabricados em resina poliéster ortoftálica com catalisador Merk manta de fibra *Roving* reforçada com chapa de aço, com cobertura de *gel-coat* ortoftálica. Possuíam diâmetro de 1,40m, altura útil de 4,50m, borda livre de 0,50m e volume útil de 6.870 L. Possuíam sistema de

retirada automática do líquido sobrenadante e lodo por meio de válvulas solenóides, que funcionavam automaticamente. Eram aerados com soprador da marca Omel acionado por correia e polias conectadas a um motor elétrico marca Weg de 6,0 CV, controlado pelo Controlador Lógico Programável (CLP).



FIGURA 14. Sistema de lodos ativados (reatores batelada) usados no polimento do efluente proveniente do filtro anaeróbio híbrido, do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Leito de secagem

Construído em alvenaria com fundo constituído de dreno de brita e areia revestido em tijolos, com área de $12,0\text{m}^2$ e volume de $9,60\text{m}^3$, dividido em dois segmentos de $6,0\text{m}^2$, que recebiam o lodo de todo o sistema piloto de tratamento, com exceção da lagoa de estabilização (Figura 15).



FIGURA 15. Leito de secagem para receber o lodo dos reatores do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Sistema de bombeamento

Com total de seis bombas, o sistema possuía três bombas submersas, marca Anauger, modelo 800 (Figura 16a), localizadas na lagoa e nos reservatórios 4, 5 e 6 e três bombas Nemo (Figura 16b).

Para automatizar o funcionamento da bomba, controlando os níveis dos reservatórios (inferior e superior), foram instalados reguladores automáticos para níveis marca Joihamatic, com duas funções: nível superior e nível inferior (Figura 16c).

Para evitar choques mecânicos e surtos de corrente na rede de alimentação, foram instalados controladores *Soft-Starter* (Figura 16d) para a partida do aerador com motor de indução trifásico, marca Weg, série SSW-04, e *software* versão 5XX.

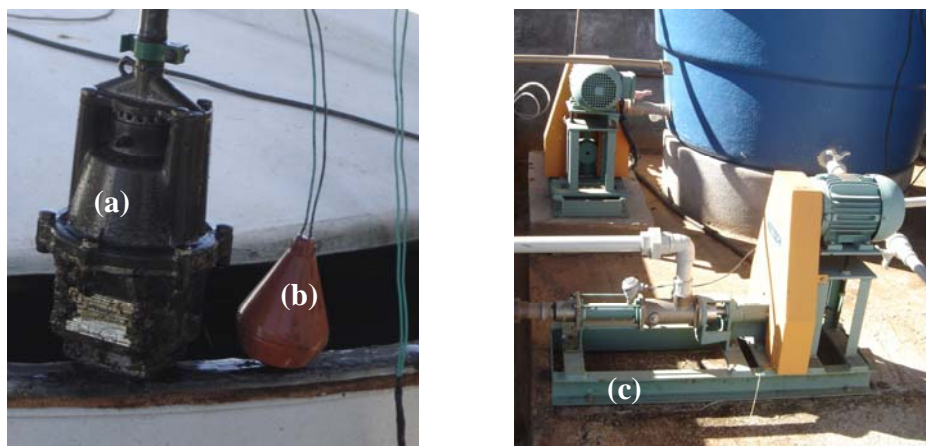


Figura 16. Equipamentos de bombeamento utilizados no sistema de tratamento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA. (a) Bomba submersa Anauger; (b); regulador automático (bóia) (c) bombas Nemo

Registro de temperatura

Foi usado o sistema registro de temperatura da marca Ecil, composto de dois registradores modelo 5000 B com 12 canais cada e 12 sensores PT 100. O sistema foi conectado a um medidor de temperatura (sistema Eurotherm) com capacidade para armazenar dados registrados a cada segundo em uma faixa de temperatura de 0 a 50° C. Estes dados foram armazenados em um computador e, por meio de um software e de um sistema *wireless*, podiam ser acessados de qualquer máquina conectada à internet (Figura 17). Os sensores foram instalados nos seguintes pontos:

Sensor 1 – localizado a 5,0 m de profundidade da lagoa

Sensor 2 – localizado a 2,5 m de profundidade da lagoa

Sensor 3 – localizado a 0,95 m de profundidade da lagoa

Sensor 4 – localizado à altura de 6,2 m do reator UASB periférico (R1)

Sensor 5 - localizado à altura de 4,54 m do reator batelada 1

Sensor 6 – localizado à altura de 4,52 m do reator batelada 2

Sensor 7 – localizado à altura de 3,15 m do reator anaeróbio híbrido

Sensor 8 – localizado na superfície (bóia) do T1

Sensor 9 – localizado a 10 cm do fundo do T2

Sensor 10 – localizado a 10 cm do fundo do T3

Sensor 11 – localizado na superfície (bóia) do T4

Sensor 12 – localizado na superfície (bóia) do T5

Foi utilizado, ainda, um termômetro digital para registrar as temperaturas ambiente, máxima e mínima da estação piloto de tratamento.



FIGURA 17. Equipamentos utilizados para a medição de temperatura das unidades do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Reservatórios

O conjunto de reservatórios foi constituído por seis tanques: o Tanque 1 (T1), fabricado de aço, volume útil de 8.023 L; os tanques 2 e 3, de fibra de

vidro, volume de 1.000 L; os tanques T4, T5 e T6, também de aço, volume de 8.023L, 30.259L e 12.636L, respectivamente. O T6 localizado a montante do sistema de processamento do café (Figura 18).



FIGURA 18. Reservatórios integrantes do sistema de tratamento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Controlador CLP

Foi instalado um centro de controle para operação das máquinas *Programmable L Controller* (PLC), ou Controle Lógico Programável (CLP), marca Weg, série TP02, modelo 20 60 MR, com 36 pontos na porta de entrada (cc) e 24 pontos na porta de saída (relé) e memória flash para preservar o sistema (Figura 19).

O princípio do CLP é diferente de um circuito de painel de controle de relé tradicional, enquanto o primeiro usa um ciclo de controle periódico (serial), o segundo aplica um controle de circuito paralelo.

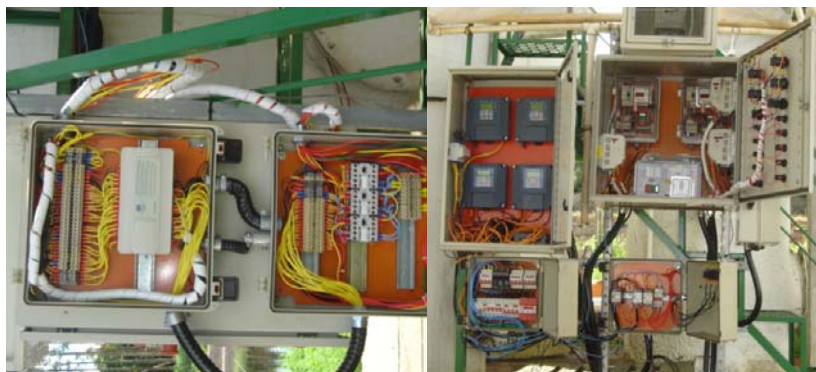


FIGURA 19. Centro de operações do controle lógico programável (CLP), utilizado para monitorar os equipamentos integrantes do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

O Controlador CLP é um centro de controle para operação de máquinas que possui um modelo padrão TP 02 que é equipado com relés auxiliares internos para 2.048 pontos e registradores para 3.072 *words*; as juntas permitem uma gama variada de aplicações e instruções de operações lógicas. Possui uma porta de comunicação para periféricos e o computador pode ser usado para monitoração da operação, coleta de dados, operação de comando, alteração de configuração, etc. Possui uma instalação de um protetor de sobrecarga, uma unidade de temporização do registrador do temporizador e uma *flag* para refletir o resultado operacional atribuído a bits de memória de dados.

3.5 Funcionamento do Sistema

O sistema funcionava de maneira automatizada, por meio do CLP, sendo controlado por válvulas solenóides e bóias instaladas na lagoa, nos reatores e nos reservatórios (Figura 20).

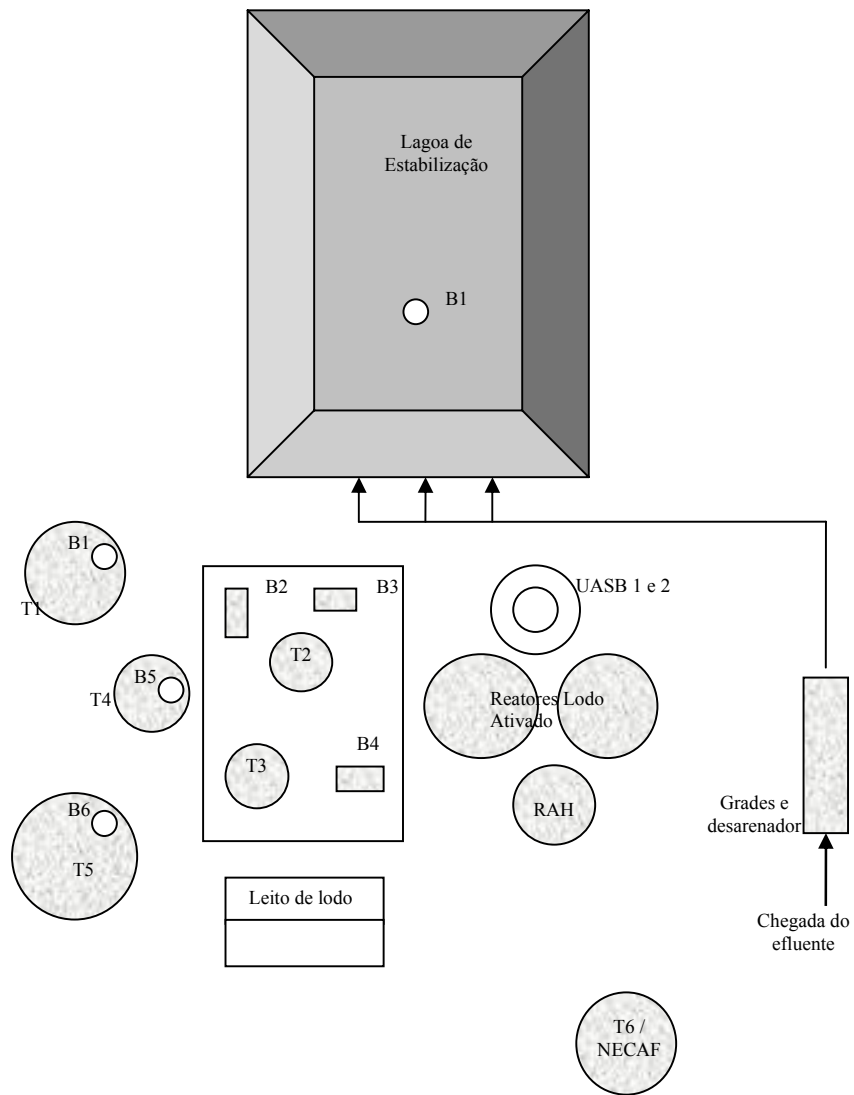


FIGURA 20. Croqui da distribuição das unidades do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA, em que: T = tanque; B = bomba; RAH reator anaeróbio híbrido

O funcionamento segue o fluxograma seguinte, ilustrado na Figura 21:

- i) o Tanque 1 (T1) era abastecido automaticamente pelo funcionamento da bomba Anauger 1 (B1), localizada na Lagoa de Estabilização (LE), cujo acionamento se dava por bóias de nível;
- ii) o efluente do Tanque 1 era bombeado pela bomba Nemo 1 (B2) para o reator UASB central (R1), de fluxo ascendente.
- iii) no R1, o líquido transbordava por meio de calhas triangulares (Thompson) que o transportavam ao fundo do Reator 2 (R2). Quando cheio, o R2, por gravidade, enviava o efluente para o Tanque 2 (T2);
- iv) o efluente do T2 era bombeado pela Nemo 2 (B3) para o filtro anaeróbio híbrido (FAH), de fluxo ascendente. Então, por gravidade, o líquido escoava para o Tanque 3 (T3);
- v) o efluente do T3 era bombeado pela Nemo 3 (B4) para os reatores batelada, 1 e 2, que eram cheios simultaneamente.
- vi) o efluente tratado, proveniente dos reatores batelada 1 e 2, era acumulado no Tanque 4 (T4), que possuía uma bomba Anauger (B5) que recalrava o efluente para o Tanque 5 (T5) e deste, por meio da bomba Anauger 3 (B6) o efluente era bombeado para o Tanque 6 (T6), localizado a montante do sistema de pré-processamento do café, para que pudesse ser reutilizado, fechando assim o ciclo de reuso da água.

Como o sistema funcionou fora do período de safra, o efluente do T5 foi recirculado para a Lagoa de Estabilização.

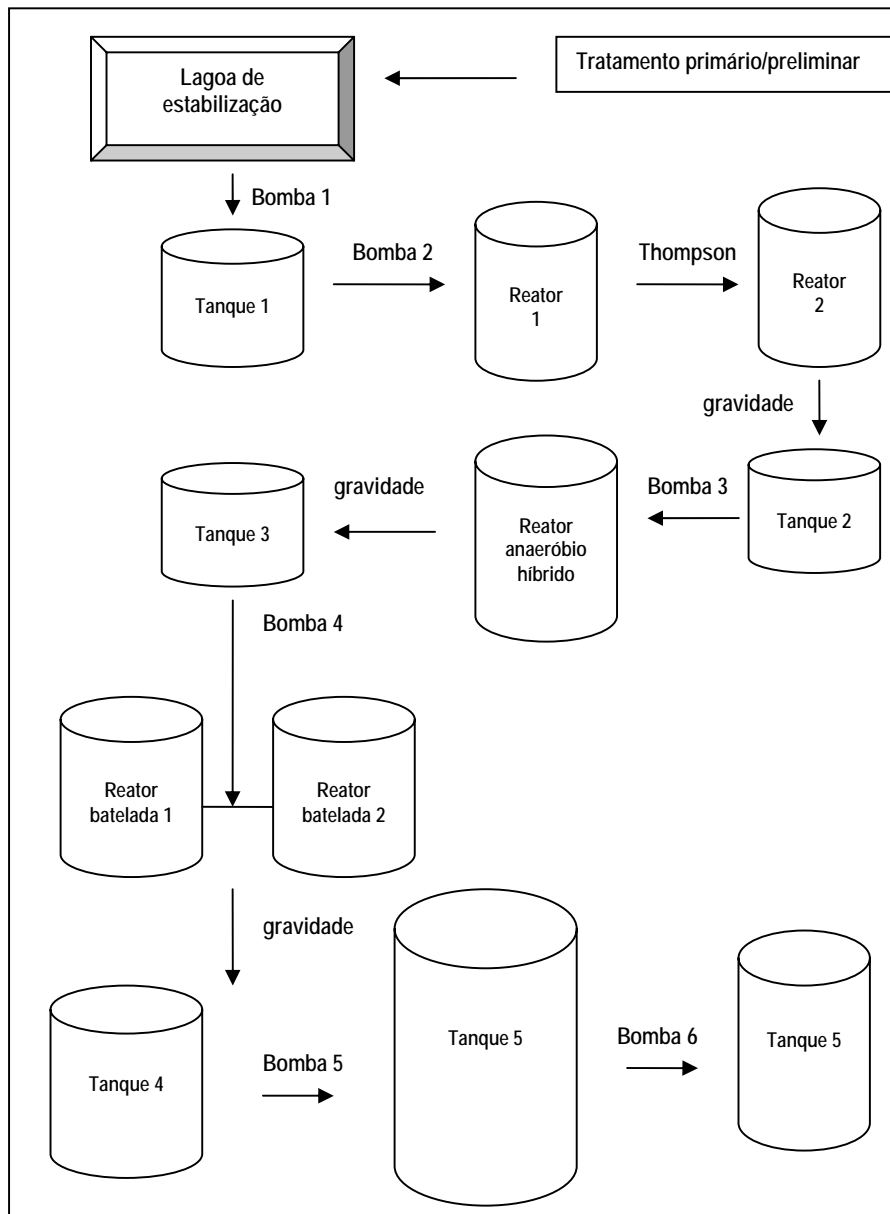


FIGURA 21. Fluxograma do funcionamento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

3.6 Análises para monitoramento

O sistema foi monitorado diariamente, com acompanhamento do potencial hidrogeniônico (pH), obtido por peagâmetro da marca Hach, modelo Sension 4, de acordo com o método potenciométrico 4500-H⁺-B (APHA, 1998).

A vazão foi medida na saída do T1 (afluente do R1), na saída do R1 (afluente do R2), na saída do R2 (afluente do RAH) e na saída do aetor Anaeróbio híbrido (afluente do RAB).

A condutividade elétrica, os sólidos dissolvidos totais e a temperatura do efluente foram medidos segundo método eletrométrico 2320 B (APHA, 1998), no condutivímetro da marca LS Schott Handylab LS1.

A temperatura do efluente também foi monitorada por meio de termoresistores colocados dentro dos tanques, lagoa e reatores. Os dados eram registrados por meio de dois registradores computacionais, da marca Invensys-Eurotherm, cujo *software*, desenvolvido pela Chessell 5000-series Data Management, enviava, via internet *wireless*, os dados a um computador remoto, no qual os mesmos eram visualizados graficamente, analisados e armazenados.

A alcalinidade foi medida por potenciometria, segundo metodologia desenvolvida por Ripley et al. (1986), descrita por Chernicharo (1997), tendo a alcalinidade parcial (AP) sido titulada até pH 5,75, a qual é praticamente equivalente à alcalinidade bicarbonato. A alcalinidade intermediária (AI), praticamente equivalente à alcalinidade dos ácidos voláteis, foi titulada até pH 4,3.

Os compostos fenólicos foram extraídos pelo método de Goldstein & Swain (1963), utilizando metanol 80% como extrator e identificados pelo método de Folin Denis, descrito pela AOAC (1990).

Algumas análises realizadas seguiram metodologias propostas pelo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998): sólidos totais pelo método 2540 B (estufa a 103°–105°C); sólidos totais fixos

(STF) e sólidos totais voláteis (STV) - método 2540 E (mufla a 550°); DBO₅ - método 5210 B (incubadora a 20°C e iodométrico com modificação de azida); DQO - método 5220 D (digestão por refluxo fechado por espectrofotometria); Nitrogênio Total “Kjeldahl” (NTK), método 4500-Norg-C (Kjeldahl); Fósforo total, método 4500-P-C (espectrofotométrico com ácido vanodomolibdofosfórico).

As análises de sódio, cálcio, magnésio e potássio foram realizadas no Laboratório de Água e Solo do Departamento de Ciência do Solo da UFLA, de acordo com APHA (1998), por filtragem a vácuo em membrana de 0,45 µm, sendo o cálcio e o magnésio quantificados em espectrômetro de absorção atômica com chama ar-acetileno e o sódio e potássio quantificados por fotometria de chama.

O ferro, Fe⁺³, foi determinado por método colorimétrico, por adição de padrão, em cor avermelhada quantitativa, como o ticianato de ferro III, produzido pela adição de tiocianato de potássio depois que todo o ferro II foi oxidado a III com permanganato de potássio.

As análises de perfil de sólidos seguiram a metodologia usada para sólidos.

O monitoramento da temperatura, pH, condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais foi feito diariamente e as análises de DQO, acidez e alcalinidade, três vezes por semana.

3.7 Parâmetros básicos de projeto

Os parâmetros do sistema foram determinados de acordo com as seguintes equações:

1. Vazão

$$Q = \frac{V}{T} \quad (\text{Equação 8})$$

em que:

$Q = \text{vazão (m}^3 \cdot \text{h}^{-1}\text{)}$;

$V = \text{volume do efluente (m}^3\text{)}$;

$T = \text{tempo (h)}$.

2. Tempo de detenção hidráulica

$$TDH = \frac{V}{Q} \quad (\text{Equação 9})$$

em que:

$TDH = \text{tempo de detenção hidráulica (h)}$;

$V = \text{volume do reator (m}^3\text{)}$;

$Q = \text{vazão no reator (m}^3 \cdot \text{h}^{-1}\text{)}$;

3. Carga

$$Lo = Q \times C \quad (\text{Equação 10})$$

em que:

$Lo = \text{carga (kg} \cdot \text{d}^{-1}\text{)}$;

$Q = \text{vazão no reator (m}^3 \cdot \text{h}^{-1}\text{)}$;

$C = \text{concentração de DQO ou DBO}_5 \text{ do afluente (kg} \cdot \text{m}^{-3}\text{)}$

4. Carga orgânica volumétrica

$$COV = \frac{Q \times C}{V} \quad (\text{Equação 11})$$

em que:

$COV = \text{carga orgânica volumétrica (kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}\text{)}$

$Q = \text{vazão no reator (m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}\text{)}$;

$C = \text{concentração de DQO ou DBO}_5 \text{ do afluente (kg} \cdot \text{m}^{-3}\text{)}$

$V = \text{volume do reator (m}^3\text{)}$;

5. Carga orgânica biológica

$$COB = \frac{Q \times C}{X_{vt}} \quad (\text{Equação 12})$$

em que:

COB = carga orgânica biológica ($\text{kg.kg}^{-1}\text{STV.d}^{-1}$);

Q = vazão no reator ($\text{m}^3.\text{h}^{-1}$);

C = concentração de DQO ou DBO_5 do afluente (kg.m^{-3})

X_{vt} = biomassa presente no reator (kg);

$$X_{vt} = C_{\text{STV}} \cdot V_C \quad (\text{Equação 13})$$

C_{STV} = concentração média de sólidos totais voláteis – STV (kg.m^{-3});

V_C = volume do compartimento do reator (m^3);

$$V_C = a \times b \times c \quad (\text{Equação 14})$$

a, b, c = largura, altura e profundidade do compartimento (m)

6. Taxa de aplicação superficial (Mara, 1995)

$$L_s = 350 \times (1,107 - 0,002 \times T)^{(T-25)} \quad (\text{Equação 15})$$

em que:

L_s = taxa de aplicação superficial ($\text{kgDBO}_5.\text{há}^{-1}.\text{d}^{-1}$);

T = temperatura média do líquido no mês mais frio ($^{\circ}\text{C}$)

7. Coeficiente de remoção de DBO (K) (Vidal, 1983)

$$K = 0,091 + 2,05 \times 10^{-4} \times L_s \quad (\text{Equação 16})$$

em que:

K = coeficiente de remoção de DBO

Ls = taxa de aplicação superficial (kgDBO₅. há⁻¹.d⁻¹);

8. Coeficiente corrigido de remoção de DBO

$$K_t = Kx\theta^{(T-20)} \quad (\text{Equação 17})$$

em que:

K_t = coeficiente corrigido de remoção de DBO

K = coeficiente de remoção de DBO

θ = coeficiente de temperatura

T = temperatura média do líquido no mês mais frio (°C)

9. Número de dispersão (d) (Agunwamba et al., 1992)

$$d = 0,102 \left(\frac{3 \cdot (B + 2 \cdot H) \cdot t \cdot v}{4 \cdot L \cdot B \cdot H} \right)^{-0,410} \left(\frac{H}{L} \right) \left(\frac{H}{B} \right)^{-(0,981 + 1,385 \cdot H/B)} \quad (\text{Equação 18})$$

em que:

d = número de dispersão

B = largura da lagoa (m);

H = profundidade da lagoa (m);

L = comprimento da lagoa (m);

T = tempo de detenção hidráulica (dia);

v = viscosidade cinemática da água em função da temperatura (m².d⁻¹)

10. Concentração final do efluente

$$S = S_0 \frac{4ae^{1/2d}}{(1+a)^2 \cdot e^{a/2d} - (1-a)^2 \cdot e^{-a/2d}} \quad (\text{Equação 19})$$

$$a = \sqrt{1 + 4k_t \cdot t \cdot d} \quad (\text{Equação 20})$$

em que:

S_o = concentração de DBO total afluyente (mg.L^{-1});
 S = concentração de DBO solúvel efluente (mg.L^{-1});
 d = número de dispersão;
 K = coeficiente de remoção de DBO (d^{-1})

11. Evaporação da lagoa (Pereira et al., 1997)

$$E_L = ECA.k_p \quad (\text{Equação 21})$$

em que:

E_L = evaporação da lagoa (mm)
 ECA = evaporação do tanque classe A;
 K_p = coeficiente de tanque (fator de correção)

12. Balanço hídrico da lagoa

$$\Delta H = P_p - E_L \quad (\text{Equação 22})$$

em que:

ΔH = balanço hídrico da lagoa (mm);
 P_p = precipitação média diária (mm.dia^{-1});
 E_L = evaporação da lagoa (mm)

13. Coeficiente de tanque calculado (Snyder, 1992)

$$K_p = 0,482 + 0,024.Ln(F) - 0,000376.U + 0,0045.UR \quad (\text{Equação 23})$$

em que:

F = distância (tamanho da área de bordadura (1,0 m));
 U = velocidade do vento (km.dia^{-1});
 UR = umidade relativa média do dia (%)

3.8 Autodepuração da lagoa de estabilização (LE)

Para a avaliação do poder de autodepuração (degradação biológica) da lagoa de estabilização, foram plotadas três curvas de concentração de DQO, sendo a primeira baseada em dados climatológicos, gerada a partir de um balanço hídrico onde se considerou a evaporação, a precipitação, a vazão durante o período de safra e a carga de DQO recebida neste período, sem considerar o fenômeno de autodepuração, denominada de DQO teórica. Partindo-se da carga de DQO efluente, considerando-se regime de fluxo disperso e, usando-se de equações propostas na literatura de remoção de DQO, como coeficiente de remoção (K), número de dispersão (d) e taxa de aplicação superficial (Ls), fez-se, ainda, uma estimativa da remoção de DQO na lagoa, chamada de DQO estimada; e a terceira curva se baseou nas concentrações obtidas nas análises de laboratório, chamada de DQO analisada.

Com os dados da DQO analisada e com o *software NLREG*, versão 4.1, foi obtido um modelo matemático de regressão não linear para prever a taxa de remoção de matéria orgânica, de acordo com a equação:

$$y = a(e^{-b.x} - e^{-c.x}) \quad (\text{Equação 23})$$

sendo $a = 9531$; $b = 0,01992$; $c = 0,50$

3.9 Partida do sistema (*start-up*)

No dia 18 de agosto de 2006, às 11 horas, o reator UASB central (R1) e o filtro anaeróbio híbrido (FAH) receberam o inóculo de lodo doméstico trazido de um dos reatores UASB do sistema de tratamento de esgoto da Copasa-MG, da cidade de Varginha, MG. O lodo foi descarregado em todo o compartimento de digestão (até a altura de 4 metros), no reator R1 e no RAH até a altura do separador trifásico. Neste mesmo dia, foram coletadas amostras para caracterização do lodo, realizada por meio de análises de sólidos coletadas nos amostradores situados lateralmente, ao longo dos reatores.

O sistema foi monitorado a partir do dia 01/08/2006, quando foram realizadas análises de DBO_5 e DQO, para a caracterização do efluente da lagoa. Durante o mês de agosto, foram calculadas as medidas úteis dos reatores e calculadas as vazões das bombas 2, 3 e 4. Para medir as vazões, foi utilizado um becker de 2.000 ml, uma proveta graduada de 250 ml e um cronômetro digital. As vazões foram medidas em três repetições, com duração de 5 minutos cada, nas rotações de 1.000, 1.100, 1.200, 1.300, 1.400, 1.500 e 1.600 rpm. Posteriormente, foram feitas medições para as rotações de 300, 400, 500, 600, 700, 800 e 900 rpm, com duas repetições e duração de três minutos por repetição.

3.10 Análises de microscopia

3.10.1 Microscopia de epifluorescência

As amostras de lodo do décimo terceiro compartimento de digestão foram diluídas (1/5) com água destilada, pipetadas em lâminas e levadas para observação em microscópio eletrônico de epifluorescência, marca Olympus, modelo BX60, para se verificar a fluorescência das bactérias metanogênicas.

3.10.2 Microscopia eletrônica de varredura

Para observação em microscopia eletrônica de varredura (MEV), foram utilizadas amostras do 13º compartimento de digestão do reator UASB central (R1), que foram preparadas seguindo duas metodologias. Primeiro usou-se a metodologia proposta por Campos (1990), colocando-se as amostras imersas no nitrogênio líquido a -196°C e, depois de congeladas foram cortadas com bisturi e montadas em *stubs* revestidos por papel alumínio e com fita adesiva dupla face (Figura 22a). À temperatura ambiente, voltou-se ao estado líquido. Então a metodologia foi modificada a partir daí e as amostras foram levadas para secar em estufa a 70°C por uma hora e depois levadas para dessecador, por 48 horas, o

que chamou-se de método de dessecação.

Na segunda metodologia pipetaram-se amostras ($\pm 0,5$ ml) depositando-as sobre lamínulas com 1,0 mm de diâmetro, alojadas dentro de placas de Petri pequenas (Figura 22b). As amostras foram imersas em solução fixativa de Karnovsky modificado (glutaraldeído 2,5%, paraformaldeído 2%, em tampão cacodilato 0,05N com pH de 7,2) por uma hora. Foram, então, lavadas em solução tampão de cacodilato por três vezes de 10 minutos, para a retirada do resíduo de glutaraldeído da solução de Karnovsky. Depois, acrescentaram-se, em ambiente protegido da capela, 16 gotas de solução de tetróxido de ósmio. As placas de Petri foram envoltas com parafilme para prender o gás do ósmio. Após 4 horas, as amostras foram lavadas por três vezes em água destilada e depois desidratadas em gradiente de acetona por três vezes de 10 minutos (25, 50, 75, 90 e 100%) e foram levadas para dessecador por 24 horas para secagem.

Após secagem, as amostras foram montadas em *stubs*, e transferidas para a cobertura de ouro (*sputter coater*) em aparelho marca BAL-TEC, modelo SCD050 (Figuras 23a e 23b). Esta cobertura é necessária para aumentar a condutividade da amostra aos elétrons produzidos no microscópio. As amostras foram observadas em microscópio eletrônico de varredura da marca LEO, modelo EVO 40, mostrado nas Figuras 24a e 24b.

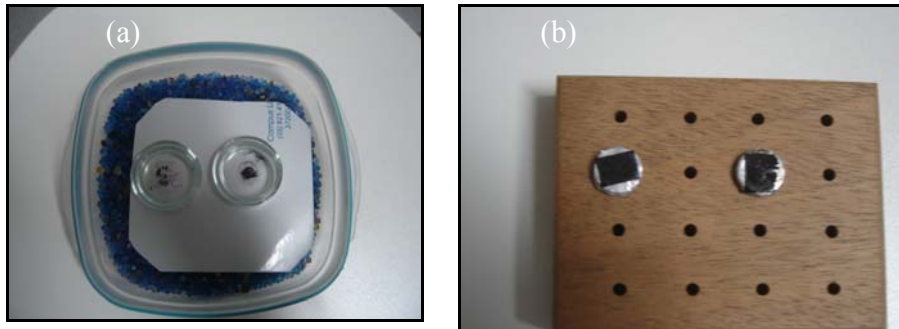


FIGURA 22. Preparação das amostras para MEV. (a) Método de dissecação; (b) método da laminula.

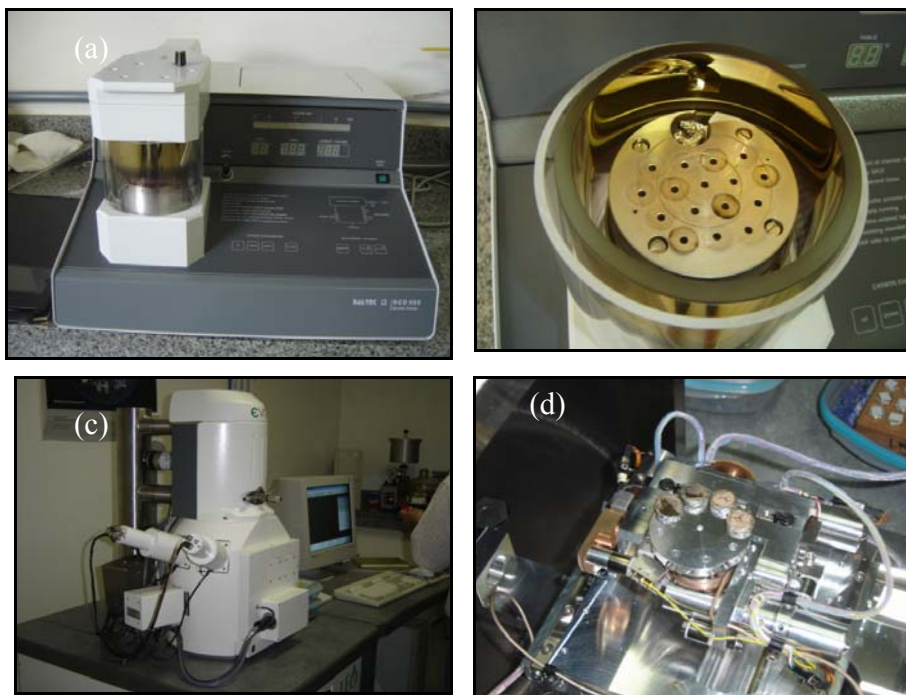


FIGURA 23. Equipamento utilizado na observação de amostras em MEV. (a) *Sputter coater*; (b) vista interna do *sputter coater*. (c) microscópio LEO, modelo EVO 40; (d) detalhe do suporte para *stubs* do microscópio EVO 40.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Monitoramento da lagoa de estabilização

A lagoa foi de fundamental importância na autodepuração do efluente tratado. Como já possuía efluentes de safras anteriores, totalmente autodepurados, e devido às condições climáticas, como precipitação e evaporação, e presença de algas e outros microrganismos, este líquido remanescente contribuiu para a diluição do efluente lançado na safra 2006. Do total de café processado no NECAF/UFLA, foram gerados 6.261.155.600 mg de matéria orgânica, ou 6.261,2 kg, lançados na lagoa durante o período de colheita, de 5 de junho de 2006 a 24 de agosto de 2006. A carga média diária foi de 136 kgDQO.d⁻¹, o efluente da lagoa apresentou concentração inicial de DQO de aproximadamente 7.121mg.L⁻¹ e final de 100 mgDQO.L⁻¹. Para a DBO₅ a concentração inicial foi de 900 mg.L⁻¹ e a final de 90 mg.L⁻¹.

As curvas representadas na Figura 25 foram calculadas de acordo com os parâmetros básicos para projeto (item 3.7), exceto a curva da DQO analisada, que foi traçada a partir dos valores médios obtidos nas análises laboratoriais. Os dados da DQO teórica, baseada na carga recebida pela lagoa (Anexo A) e nos dados climatológicos (Anexo A), foram obtidos por meio de balanço hídrico (Anexo A). Mediu-se também, por meio do sistema Eurotherm, a temperatura da lagoa nas três profundidades onde os termoresistores estavam instalados, as quais foram utilizadas nos cálculos (Anexo B). Para a DQO estimada, foram encontrados os seguintes valores para os parâmetros calculados, considerando os meses de junho, julho e agosto: concentração de DQO (S₀) 20.567, 12.130 e 9.721 mg.L⁻¹; carga efluente de DQO (L₀) 206,93, 8,38 e 8,44 kgDQO.dia⁻¹; taxa de aplicação superficial (L_s) 190,78 204,32 e 241,89 kgDQO.ha⁻¹.dia⁻¹; taxa de aplicação volumétrica (L_v) 0,3, valor adotado para os três meses; coeficiente de remoção de DQO (K) 0,1311, 0,13289 e 0,14059 d⁻¹; coeficiente corrigido de

remoção de DQO (Kt) 0,09779, 0,10662 e 0,13387 dia⁻¹; coeficiente de dispersão (d) 0,34197, 0,34497 e 0,38668 (adimensional); DQO efluente (S) 2.869,62, 1.491,39 e 1.240,09mg.L⁻¹; eficiência na remoção (E) 86,05, 87,7 e 87,2%. A DQO estimada foi plotada até o início do monitoramento, a partir do qual se obtiveram dados reais.

Verifica-se, na Figura 25 que a DQO teórica aumentou à medida que foram lançados efluentes concentrados do processamento do café e estabilizou-se em torno de 7.000 mg.L⁻¹, quando não foi considerado o fenômeno da autodepuração. Durante o monitoramento, obteve-se, na primeira análise, uma DQO de 1.303 mg.L⁻¹, bem abaixo do valor teórico, evidenciando o efeito da autodepuração e, ao final, a concentração de DQO já se encontrava estabilizada, em torno de 100 mg.L⁻¹, devido à baixa carga recebida e também ao efeito da recirculação do efluente.

Sem considerar a autodepuração, o efluente para o restante do sistema seria bem elevado, em torno de 7.000 mg.L⁻¹, o que não ocorreu, pois a DQO diminuía a cada análise, chegando a se estabilizar em valores próximos de 100 mg.L⁻¹.

A curva obtida do modelo de ajuste foi feita a partir dos resultados das análises de DQO durante o monitoramento, ajustando-se os dados teóricos aos dados analisados. Foi encontrado um coeficiente de ajuste de determinação múltipla (r^2) = 0,8015 (80,15%), demonstrando que os valores ajustados se aproximavam dos valores analisados.

Estes três comportamentos na determinação da DQO mostraram que ocorreu autodepuração na lagoa, contribuindo para os baixos valores de matéria orgânica na etapa final.

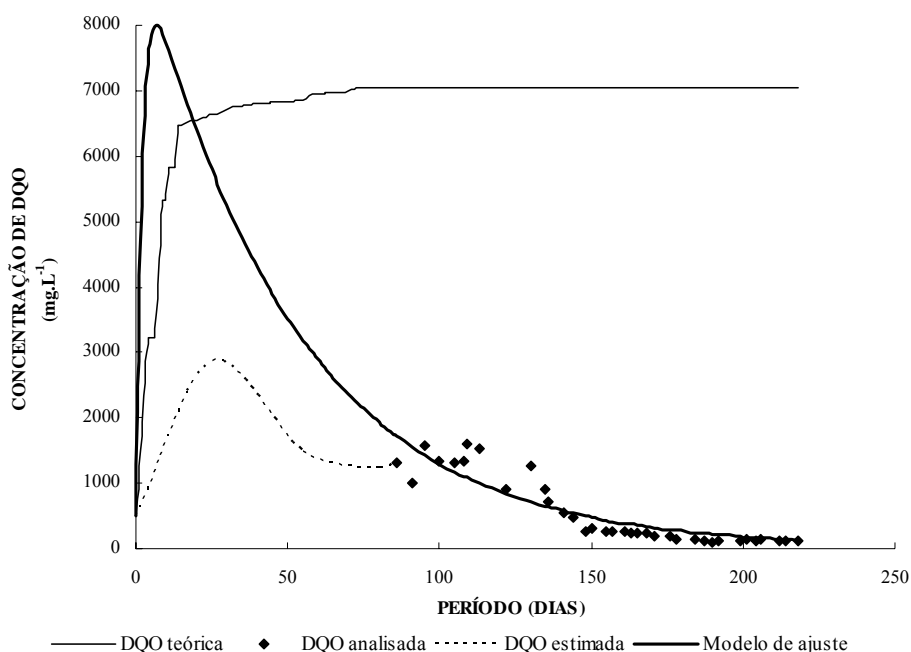


FIGURA 24. Concentração de DQO na saída da lagoa sem se considerar a autodepuração (DQO teórica), considerando-se a autodepuração (DQO analisada), considerando-se a remoção da matéria orgânica (DQO estimada) e fazendo-se um modelo de ajuste aos dados teóricos (modelo de ajuste).

4.2 Partidas do sistema e estado estacionário (*start-up and steady-state*)

A colheita de café da UFLA foi encerrada no dia 24 de agosto, último dia de funcionamento dos equipamentos processamento.

A primeira partida foi realizada no dia 30 de agosto, treze dias após a inoculação dos reatores. O sistema foi monitorado diariamente, com acompanhamento da temperatura do efluente e temperatura ambiente, umidade relativa, análises de pH, condutividade elétrica, salinidade e sólidos dissolvidos totais. Foram feitas, ainda, em intervalos pré-determinados, análises de DQO, DBO₅, de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), de alcalinidade total (AT), parcial (AP) e intermediária (AI) e de acidez

total. Periodicamente, coletaram-se amostras do perfil dos reatores para se determinar as concentrações de sólidos totais, fixos e voláteis.

O sistema funcionou até dia 08/09/2006, quando a bomba Nemo 1 (B2) funcionou a seco, o que causou queima do estator, devido ao entupimento na bomba Anauger-1 (B1) na lagoa de estabilização. O sistema ficou parado por quatro dias. Foram feitas novas análises de DQO e DBO₅ do efluente da lagoa de estabilização e também do perfil de sólidos dos compartimentos de digestão do R1 e do RAH, para se determinar nova carga de partida e novo TDH.

Uma segunda partida foi dada no décimo terceiro dia de pesquisa, dia 12/09/2006, com os dados pré-determinados. No 24º dia de experimento, após onze dias da segunda partida, a B4 funcionou a seco. Como a falta de arrefecimento ocorreu por pouquíssimo tempo, o estator não foi danificado, então, o sistema foi desligado. Foram trocadas as bóias elétricas de mercúrio por bóias de contato a seco, que são mais confiáveis, feitos vários ajustes no programa *Leder* do CLP e troca de algumas válvulas solenóides. Desta vez, o sistema ficou desligado por 18 dias e optou-se por instalar o controlador CLP para um controle mais eficaz do sistema. Nesse intervalo, optou-se pela continuação do monitoramento do sistema, apenas com acompanhamento de pH, condutividade elétrica, salinidade, sólidos dissolvidos totais e, ainda, foram feitas algumas análises de DQO e DBO.

Essa paralisação ocorreu do dia 23/09/2006 ao dia 09/10/2006, ou seja, do 24º ao 47º dia de monitoramento e, com o sistema já controlado pelo programa CLP, no dia 10/10/2006, foi dada a terceira partida no sistema. Após essa terceira partida, não houve mais desligamento do sistema, apenas algumas paradas por poucas horas, geralmente, por falta de energia na universidade.

Durante o período de monitoramento, que compreendeu desde a inoculação do reator UASB e do reator anaeróbio híbrido, no dia 18 de agosto de 2006, até o desligamento geral do sistema, no dia 26 de janeiro de 2007, foram

contabilizados 162 dias. Porém, para efeito de avaliação, foi considerado o dia da 1ª partida, dia 30/08/2006, até o dia 13 de janeiro de 2007, quando a avaliação foi interrompida após a queima do estator. Não foram realizadas mais análises após esse dia, contabilizando, portanto, um período de 136 dias. O monitoramento se iniciou 86 dias após o início da safra e 6 dias após o seu término.

Nesse intervalo, várias situações interferiram no funcionamento do sistema, sendo a principal delas, o controle lógico programável (CLP), que comandava o sistema e, muitas vezes, falhou, normalmente, por queima de algum componente, o que fazia com que tivesse que ser desligado por alguns dias. Assim, a cada parada, novas análises eram feitas, para se dar uma nova partida, considerando os dados mais atuais, totalizando, assim, três reinícios.

Na primeira partida, dia 30/08/2006, observaram-se valores de DBO_5 de 900 mg.L^{-1} . Os parâmetros observados na inoculação e nas três partidas realizadas durante o monitoramento podem ser visualizados na Tabela 2. Consta-se que os valores estiveram próximos, nas três partidas, para a maioria dos parâmetros observados, excetuando-se a COB, que foi reduzida em 50% na segunda partida e, depois, mais 10% na terceira partida, para evitar um TDH muito baixo, o que poderia provocar varredura de sólidos para fora do reator (*wash out*).

Essa redução da COB foi consequência da menor concentração da DBO_5 , de 483 mg.L^{-1} , já na segunda partida, e também da redução de biomassa no reator, devido a modificações dos sólidos presentes por questões relacionadas à endogenia e sedimentação, em função das baixas cargas orgânicas e das paralisações do sistema.

Os valores de salinidade, envolvendo sólidos dissolvidos totais (SDT) e condutividade elétrica (CE), foram aumentados em torno de 100%.

TABELA 2. Parâmetros observados na inoculação e nas três partidas realizadas no sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF-UFLA.

Parâmetro	Inoculação	1ª partida	2ª partida	3ª partida
DQO (mg L^{-1})	-	1592	1582	900
DBO ₅ (mg L^{-1})	-	900	483	400
COB ($\text{kg DBO}_5 \text{ kgSTV}^{-1}$)	-	0,10	0,05	0,04
X _{vt} R1 (kg)	-	24,312	25,873	27,763
TDH R1 (hora)	-	17,5	17,5	17,5
TDH R2 (hora)	-	22,4	22,4	22,4
Q _{afluente do R1} ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	-	2,67	2,67	2,67
COV _{DBO5} ($\text{kg DBO}_5 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)	-	1,236	0,659	0,663
COV _{DQO} ($\text{kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)	-	1,790	2,173	1,111
pH	5,34	6,36	6,01	6,9
Temperatura _{afluente} (°C)	19,05	16,3	24,0	24,1
CE (dS m^{-1})	0,67	0,59	1,07	1,15
SDT (mg L^{-1})	541	478	855	892

em que:

DQO = demanda química de oxigênio;

DBO₅ = demanda bioquímica de oxigênio, após 5 dias de incubação;

COB = carga orgânica biológica;

X_{vt} = quantidade de biomassa presente;

TDH = tempo de detenção hidráulica;

COV = carga orgânica volumétrica;

Q_{afluente} = vazão do afluente do Reator 1

pH = potencial hidrogeniônico;

CE = condutividade elétrica;

SDT = sólidos dissolvidos totais.

4.3. Avaliação do sistema no estado estacionário (*steady-state*)

Depois de três sucessivas partidas e após o período de transição, o sistema foi monitorado diariamente, para se manter as condições do estado estacionário. Foram realizadas análises freqüentes para o acompanhamento do desempenho do sistema, o monitoramento foi diário e constante para a detecção

imediate de problemas, principalmente no sistema CLP, que controlava a autonomia do sistema.

Visando aumentar a concentração de biomassa no reator, algumas vezes, optou-se por aumentar a vazão e diminuir o tempo de detenção hidráulica, para verificar a resposta do sistema. Assim, no 78º dia de funcionamento, as rotações das bombas 2 e 3 foram aumentadas para 1.150 rpm; no 79º dia para 1.060 e 1.200 rpm, respectivamente e, no 99º dia, para 1.960 e 1.600 rpm respectivamente, aumentando-se a vazão do sistema e influenciando na carga orgânica biológica, no tempo de detenção hidráulica e na carga orgânica volumétrica, que permaneceram assim até o final do monitoramento. Estes valores estão apresentados na Tabela 3.

TABELA 3. Parâmetros analisados aos 79 e aos 99 dias de monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Parâmetros	79º dia	99º dia
Rotação B2 (rpm)	1060	1960
Q_{B2} ($m^3 d^{-1}$)	3,156	5,65
DBO ($mg L^{-1}$)	25	13
DQO ($mg L^{-1}$)	248	136
COB reator 1 ($kg DBO_5 kgSVT^{-1}$)	0,004	0,006
TDH – R1 (hora)	15	8
TDH – R2 (hora)	19	10,6
COV_{DBO} reator 1 ($kg DBO_5 m^{-3} d^{-1}$)	0,041	0,038
COV_{DQO} reator 1 ($kg DBO_5 kgSVT^{-1}$)	0,402	0,395

Os reatores batelada não foram abrangidos no monitoramento para fins desta pesquisa, porém, seu funcionamento foi acompanhado regularmente, visto que, muitas vezes, prejudicou os reatores anteriores, causando transbordamento do T3, líquido insuficiente no seu interior e mau funcionamento do soprador. A

rotação da B4, responsável por lhe enviar efluente, precisou ter sua rotação mudada, sucessivamente, de 1.000 até 2.000 rpm, já que a vazão anterior estava muito baixa e era insuficiente para se obter o TDH pré-estabelecido para esses reatores.

O tempo de enchimento dos dois reatores batelada foi calculado em 27,18 horas, considerando-se o tempo de enchimento a partir da altura de 2,90m até a altura de 4,50m. Optou-se, então, por deixar o soprador funcionando por apenas uma hora por dia e não durante todo o tempo de enchimento, devido ao baixo teor de matéria orgânica efluente proveniente dos reatores R1 e R2.

As amostras foram coletadas em três pontos do sistema, sendo o ponto 1 (efluente da lagoa) o afluente do R1, o ponto 2 o efluente do R1 e o ponto 3, o efluente do R2. As análises utilizadas para monitoramento se dividiram em pH, alcalinidade, acidez, temperatura, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, salinidade, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrogênio, fósforo, compostos fenólicos, concentração de sólidos e manta de lodo. Os resultados são mostrados e discutidos a seguir.

4.3.1 pH, Alcalinidade e Ácidos Voláteis

Esses parâmetros são considerados de fundamental importância para o controle e a operação dos sistemas anaeróbios e, pelos valores obtidos, verifica-se que o sistema apresentou um bom tamponamento e não correu risco de azedamento, provocado por baixo pH e elevada acidez. O valor mínimo observado para o pH, de 5,41, ocorreu no início do monitoramento e antes da primeira partida. A variação foi pequena para o pH e mais brusca para a acidez e a alcalinidade; para a acidez do efluente do Reator 1, o valor mínimo foi cerca de onze vezes o valor máximo.

Analisando-se a Figura 25, constata-se que, realmente, o sistema não correu risco de azedamento (acidez elevada), pois o pH se manteve próximo de 7

no início do monitoramento e mais próximo de 8, durante todo o período de *steady-state*, apontando para uma situação bem alcalina em todos os efluentes.

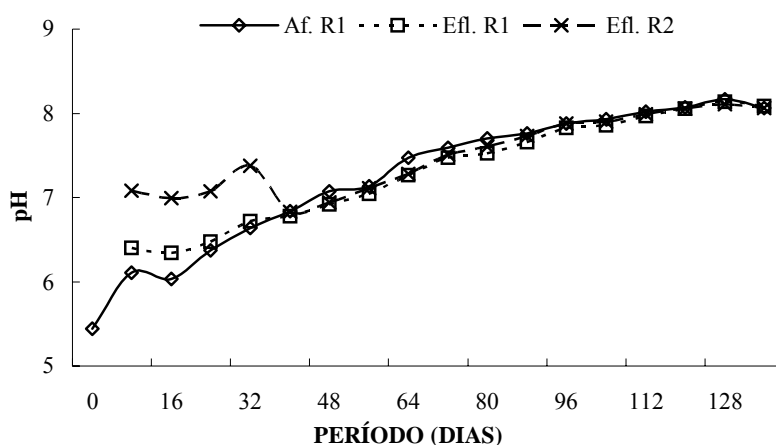


FIGURA 25. Variação do pH observada no afluente do Reator 1, no efluente do Reator 1 e no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Braile & Cavalcanti (1993) consideram o pH de importância vital no controle de todos os tipos de tratamento de águas residuárias e, para eles, a digestão inicia-se na fase ácida (pH baixo) e evolui naturalmente, após semanas, para a fase alcalina (pH alto), aí permanecendo. A volta à fase ácida é considerada prenúncio de problemas tais como presença de elementos tóxicos, sobrecarga no reator, descarga excessiva do lodo digerido, dentre outros.

Para estes mesmos autores, o pH é a face externa das condições alcalinas, não medindo a face interna do despejo, ou seja, suas reservas ácidas ou alcalinas, pois, além das substâncias que deram origem à acidez, existem as substâncias tampões que lhes conferem reservas alcalinas ou ácidas, sem influência do pH.

A acidez observada nas unidades do sistema mostra que, no início do monitoramento, ele apresentou acidez mais elevada, porém, sem risco

de trazer problemas e, após 50 dias, essa acidez foi reduzida, causando, conseqüentemente, aumento do pH, porém, ainda na faixa suportada pelas archeas metanogênicas, que se situa entre 6,0 e 8,3. Esse comportamento pode ser visualizado na Figura 26.

De acordo com Chernicharo (1997), as metanogênicas têm crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4, embora possa conseguir estabilidade na formação de metano numa faixa mais ampla de pH, entre 6,0 e 8,0. No entanto, valores de pH abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados porque podem inibir por completo as bactérias formadoras de metano.

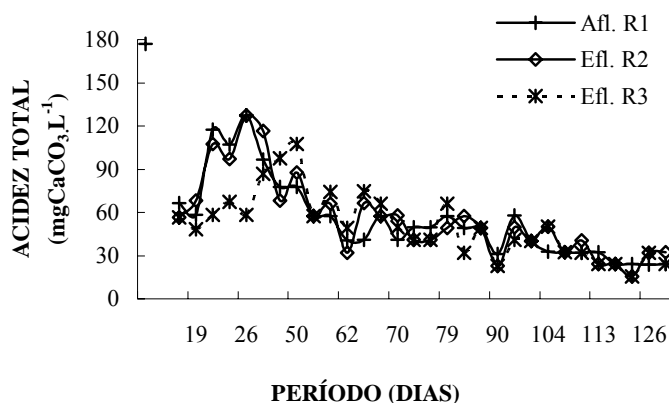


FIGURA 26. Variação da acidez total observada no afluente do Reator 1, no efluente do Reator 1 e no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

As condições de alcalinidade proporcionaram pequenas variações no pH ao longo de todo o período de monitoramento do sistema. A alcalinidade é uma medida da quantidade de hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos, em uma solução. É importante, pois conforme as bactérias produzem ácidos e dióxido de

carbono, implicando na diminuição do pH, o carbonato reage com estes ácidos, elevando o pH e a alcalinidade e diminuindo a acidez (efeito tamponamento) (Chernicharo, 1997).

Quanto às frações da alcalinidade – alcalinidade parcial e alcalinidade intermediária -, verifica-se que a alcalinidade intermediária, devido aos ácidos totais voláteis, foi estável durante todo o monitoramento, com valores próximos de $100 \text{ mgCaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}$ para os três pontos de coleta. Estes valores evidenciam o equilíbrio dos ácidos totais voláteis, enquanto a alcalinidade parcial, que é equivalente à alcalinidade bicarbonato, apresentou maior variação durante o monitoramento. Isto se deve, talvez, aos altos valores de pH, que ficaram mais próximos de 8, fazendo com que o sistema atuasse mais próximo da alcalinidade e a fração bicarbonato atuasse mais. Nas figuras 27, 28 e 29, observa-se o comportamento da alcalinidade total e das frações da alcalinidade, para as três unidades do sistema.

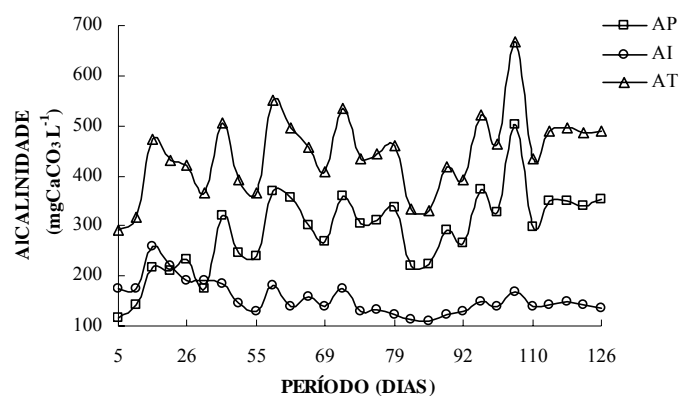


FIGURA 27. Variação da alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) observada no afluente do Reator 1, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

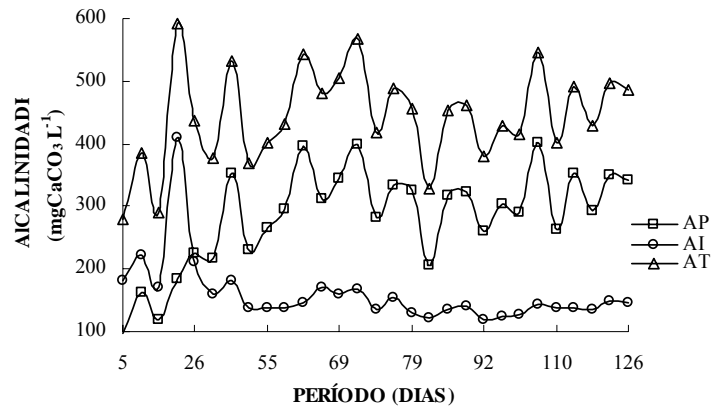


FIGURA 28. Variação da alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) observada no efluente do Reator 1, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

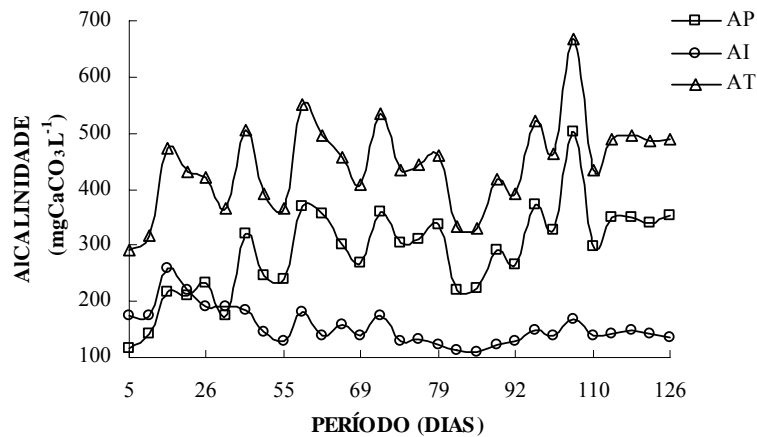


FIGURA 29. Variação da alcalinidade total (AT), alcalinidade parcial (AP) e alcalinidade intermediária (AI) observadas no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

A relação AI/AP foi mais elevada no início, após a primeira partida. Com o decorrer do tempo, a relação foi abaixando e se manteve estável, próximo a 0,5, até o final do monitoramento, estando representada na Figura 30. De

acordo com Ripley et al. (1986), para efluentes domésticos, valores de AI/AP superiores a 0,3 indicam a ocorrência de distúrbios no processo de digestão anaeróbia. Porém, Foresti (1989) acha que é possível a estabilidade do processo para valores de AI/AP diferentes de 0,3, sendo prudente a verificação para cada caso em particular.

Observa-se que a relação AI/AP foi mais próxima daquela para esgotos domésticos (0,3), evidenciando a baixa concentração do efluente e da biomassa nos reatores.

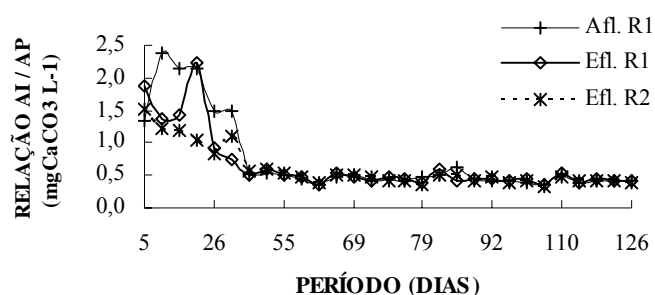


FIGURA 30. Relação alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial (AI/AP) do afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Comparando-se a relação acidez/alcalinidade total, verifica-se que a acidez manteve índices baixos, enquanto a alcalinidade total se manteve bem mais elevada, o que demonstra que o sistema operou em condições mais básicas ou alcalinas (Figura 31). De acordo com Chernicharo (1997) e von Sperling (1996a), essa relação é o melhor parâmetro para se observar a estabilidade do sistema, visto que essa interação durante a digestão anaeróbia fundamenta-se na capacidade da alcalinidade do sistema em neutralizar os ácidos formados no processo e também em tamponar o pH na eventualidade de acumulação de ácidos voláteis

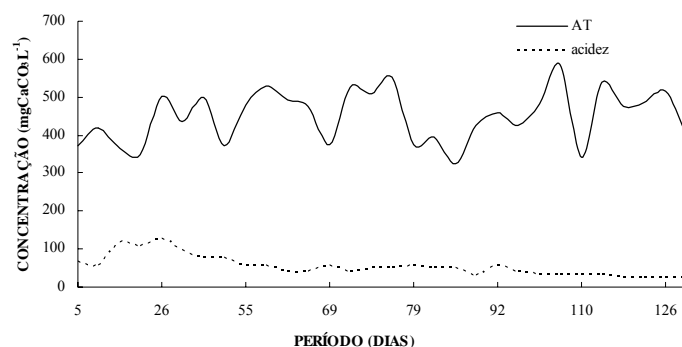


FIGURA 31. Variação da acidez e da alcalinidade no afluente do Reator 1, no efluente do Reator 1 e no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

4.3.2 Temperatura

Durante o monitoramento, verificou-se que as temperaturas dos efluentes não tiveram variações bruscas e se apresentaram constantes ao longo de todo o período. A temperatura no sistema se manteve entre 16,3° e 32,9°C, para o afluente do Reator 1, se situando entre as faixas ideais para as bactérias psicrófilas (ideal entre 15° ou 20°C) e mesófilas (ideal entre 25° a 40°C). As temperaturas foram equivalentes para as três unidades do sistema, não havendo diferenças significativas entre um efluente e outro. As quedas e aumentos das temperaturas se deram nas mesmas proporções. As temperaturas máximas, médias e mínimas observadas são mostradas na Tabela 4 e a variação da temperatura pode ser visualizada na Figura 32.

TABELA 4. Temperaturas média, máxima e mínima observadas no afluente do Reator 1, no efluente do Reator 1 e no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Pontos de coleta	T. média (° C)	T. mín (° C)	T. máx (° C)
Afluente R1	23,9	16,3	32,9
Efluente R1	23,4	19,2	27,6
Efluente R2	23,4	19,2	27,3

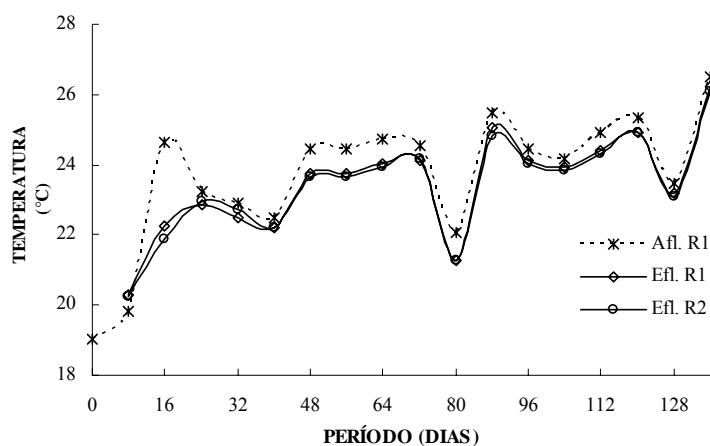


FIGURA 32. Valores médios das temperaturas do afluente do Reator 1, do efluente do Reator 1 e do efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Monitorou-se também, durante este período, a temperatura ambiente na estação piloto de tratamento da água residuária do café, para verificar a relação entre a mudança desta e as mudanças das temperaturas nos efluentes das unidades do sistema. Observa-se, na Tabela 5, que a temperatura ambiente não sofreu variações bruscas, contribuindo para o bom funcionamento do sistema.

TABELA 5 Temperaturas observadas no sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Temperatura	Valores
T. média (° C)	25,0
T. mínima (° C)	16,5
T. máxima (° C)	38,8

Partindo de dados médios, foram obtidas duas curvas, apresentadas na Figura 33; representando a média das temperaturas ambiente durante o período de monitoramento, e a outra representando a temperatura média nos três pontos

de coleta. Estas curvas foram submetidas à análise de correlação e apresentaram um índice de 0,72, mostrando haver tendência de associação entre os valores das temperaturas observadas. Esta correlação pode indicar, muitas vezes, uma variação inconveniente, uma vez que o parque cafeeiro está instalado sob condições climáticas muito variáveis e, a baixas temperaturas ambiente, esperam-se menores temperaturas no interior das unidades do sistema, o que pode prejudicar a atividade metanogênica, influenciando negativamente no tratamento biológico.

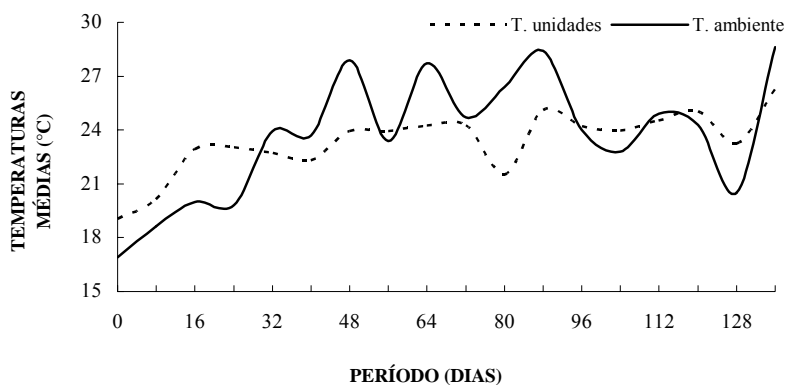


FIGURA 33. Valores médios da temperatura ambiente e da média das temperaturas das unidades (afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2), observados durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

4.3.3 Salinidade

A qualidade de água, principalmente para uso em irrigação, muitas vezes se refere à sua salinidade com relação à quantidade total de sólidos dissolvidos, podendo ser expressa em miligramas por litro ou indiretamente, pela sua condutividade elétrica (CE). Em razão da facilidade e da rapidez de determinação, a CE tornou-se o procedimento padrão a fim de expressar a

concentração total de sais para classificação e diagnose das águas (Salassier, 2005).

No início do monitoramento, foram encontrados valores mais baixos de CE, depois se mantiveram na faixa de $1,1 \text{ dS.m}^{-1}$ e, após o centésimo dia, apresentaram uma queda, mantendo-se próximos e constantes, sendo os últimos valores observados de $0,93 \text{ dS.m}^{-1}$, para todos os efluentes analisados. O comportamento da CE está apresentado na Figura 34.

Analisando-se estes dados de acordo com a classificação citada por Botelho (1999) e Campos (2000), tem-se que os efluentes analisados pertencem à classe C2 quanto à salinização, com salinidade leve a moderada (CE entre $0,70$ e $3,0 \text{ dS.m}^{-1}$ e SDT de 450 a 2000 mg.L^{-1}), podendo ser usada para irrigação da maioria das culturas e solos, sem práticas especiais de controle de salinidade.

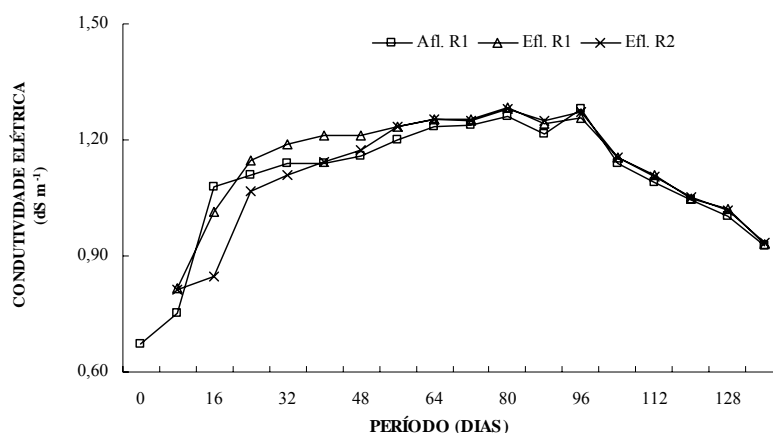


FIGURA 34. Variação da condutividade elétrica do afluente do Reator 1, do efluente do Reator 1 e do efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

A concentração de sólidos dissolvidos totais (SDT) determinada pelo condutivímetro apresentou valores mais baixos no início do monitoramento, com uma pequena elevação após a segunda partida, mantendo-se mais elevados

após a terceira partida (42º dia). Porém, estes valores ainda ficaram bem abaixo de 2.000 mg.L⁻¹, conferindo ao efluente grau de restrição para uso em irrigação de leve a moderado. Após o centésimo dia, observou-se um declínio da concentração de SDT, como apresentado na Figura 35.

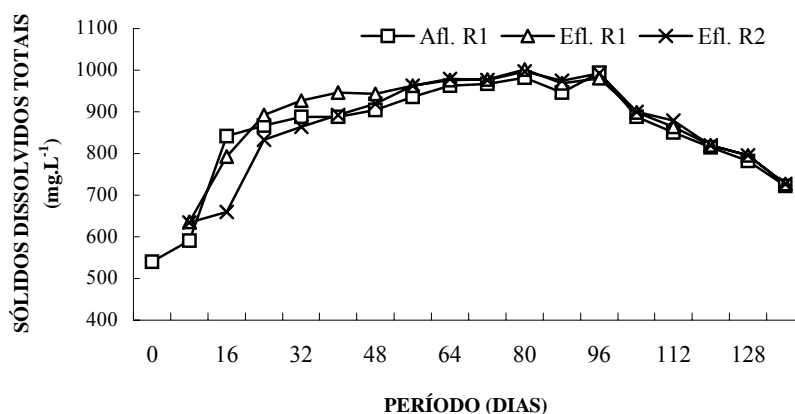


FIGURA 35. Variação da concentração de sólidos dissolvidos totais do afluente do Reator 1, do efluente do Reator 1 e do efluente do Reator 2, observada durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Quando se compara a concentração de SDT obtida indiretamente por meio do condutivímetro e aquela obtida pela transformação da CE em SDT, de acordo com a equação 24, observa-se uma diferença média de 100 mg.L⁻¹, como mostrado na Figura 36.

$$SDT = CE \times 640 \quad (\text{Equação 24})$$

em que:

SDT = sólidos dissolvidos totais (mg.L⁻¹);

CE = condutividade elétrica (dS.m⁻¹);

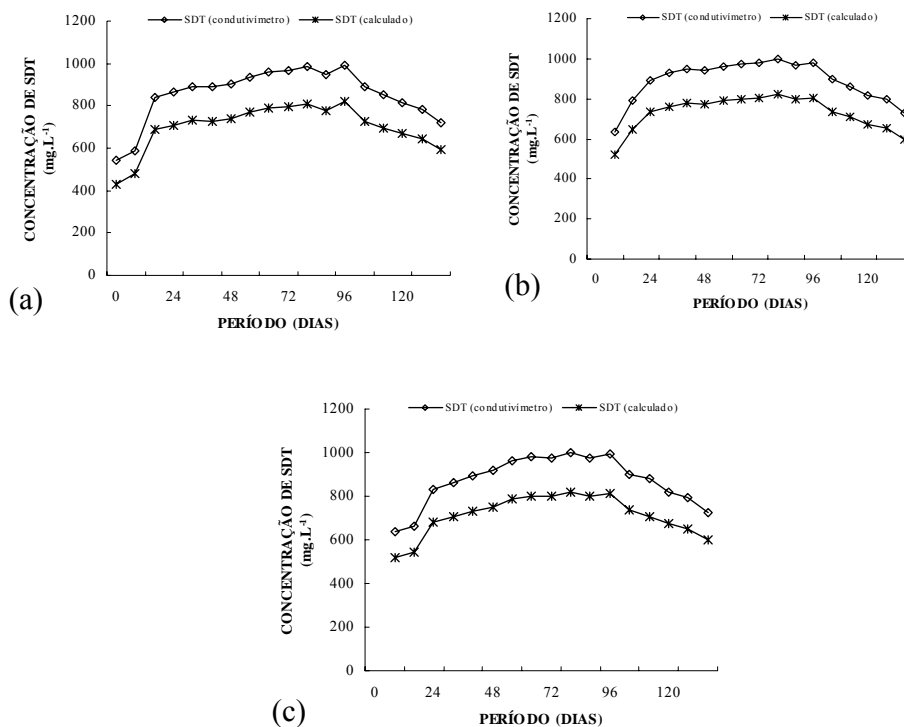


FIGURA 36. Comparações entre SDT calculado e obtido pelo condutivímetro durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA. (a) Afluente do Reator 1; (b) efluente do Reator 1; (c) efluente do Reator 2.

Como, ao longo do monitoramento, as diferenças entre SDT obtido pelo condutivímetro e SDT obtido pela equação 24 foram praticamente constantes, foi feito, a partir dos dados analisados, um ajuste da equação 24, dividindo-se os valores de SDT pelos valores de CE. Encontrou-se uma constante de 781 e a equação 25 descreveu melhor o comportamento do SDT e da CE, o que pode ser mostrado na Figura 37.

$$SDT = CE \times 781 \quad (\text{Equação 25})$$

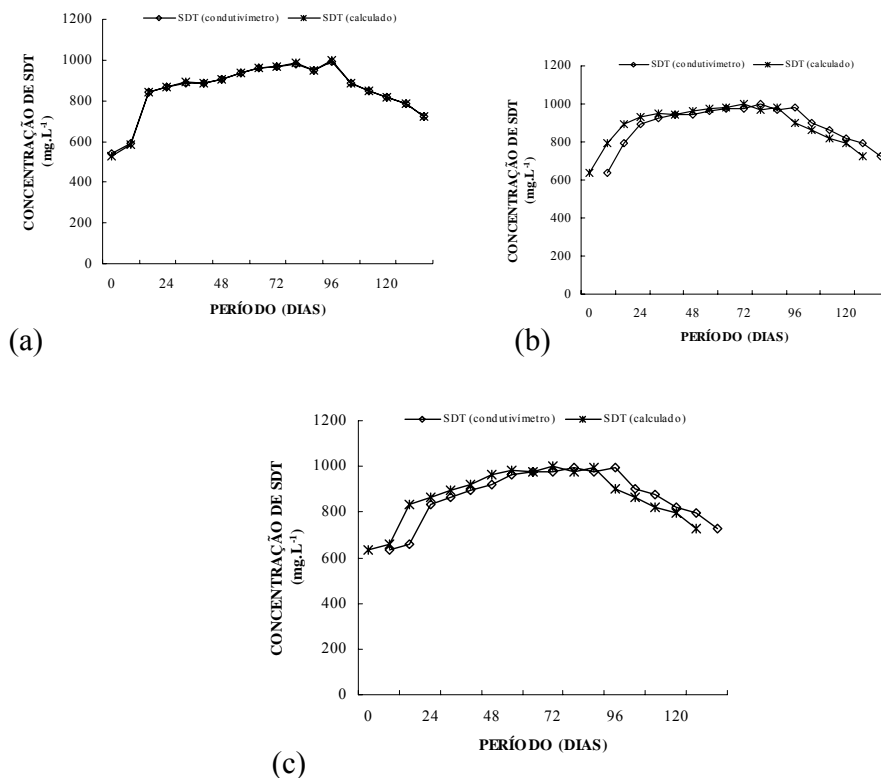


FIGURA 37. Comparação entre SDT calculado pela equação 25, usando a constante ajustada para o monitoramento e SDT obtido pelo condutivímetro durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA. (a) Afluente do Reator 1; (b) efluente do Reator 1; (c) efluente do Reator 2.

4.3.3.1 Razão de Adsorção de Sódio

A razão de adsorção de sódio (RAS) pode ser usada para prever os possíveis problemas de infiltração e impermeabilização do solo. Para o sistema monitorado, essa taxa ficou entre 0,08 e 0,18, valores mais próximos de zero, sendo considerados baixos. Assim, para melhor estudar a capacidade de infiltração desse efluente no solo, a RAS deve ser analisada conjuntamente com a CE do efluente.

A capacidade de infiltração de um solo cresce com o aumento da salinidade e decresce com o aumento da razão de adsorção de sódio (RAS) e ou, com o decréscimo de sua salinidade. Assim, os dois parâmetros devem ser analisados conjuntamente, para se poder avaliar corretamente o efeito da água de irrigação na redução da capacidade de infiltração de um solo (Salassier, 2005). Se a taxa de infiltração for severamente diminuída, será impossível suprir a vegetação com quantidade suficiente de água, causando problemas no crescimento vegetativo.

Essa interação foi plotada na Figura 38, mostrando que, à medida em que a RAS aumentava a CE diminuía.

A classificação proposta por Ayers & Westcot (1985), citados por Salassier (2005), faz a combinação entre a RAS e a CE da água utilizada na irrigação e propõe que RAS entre 0 e 3 e $CE > 0,7 \text{ dS.m}^{-1}$, que foi a faixa encontrada durante o monitoramento, não apresenta nenhum grau de restrição ao uso para irrigação.

Analisando ainda estes dados de acordo com a classificação proposta pelo Laboratório de Salinidade dos Estados Unidos, citada por Salassier (2005), tem-se que os efluentes analisados pertencem à Classe S1 quanto ao perigo de alcalinização ou sodificação, com baixa concentração de sódio ($RAS < 32,19 - 4,44 \log CE$), encontrando, para o sistema, valores médios de 27.

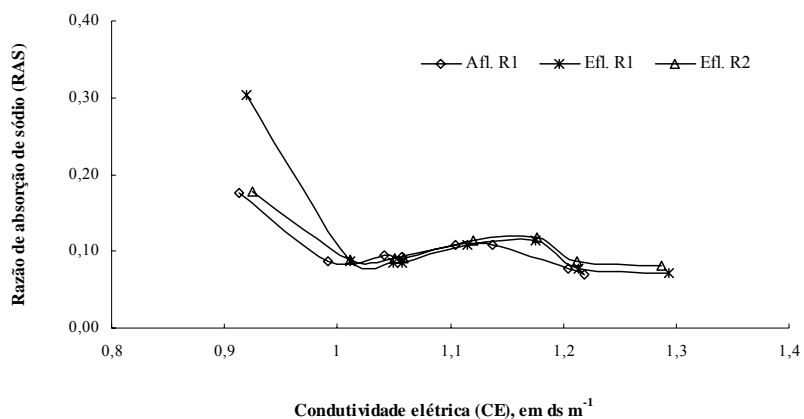


FIGURA 38. Efeito da razão de adsorção de sódio (RAS) e da salinidade (CE) do efluente para irrigação, na capacidade de infiltração do solo.

4.3.4 Avaliação da demanda química de oxigênio, da demanda bioquímica de oxigênio e da relação entre as duas.

De acordo com Braile & Cavalcanti (1993), pode-se considerar a DBO₅ e a DQO, como chaves de interpretação inicial e de direcionamento na escolha dos possíveis tratamentos.

Nas Figuras 39 e 40 se verifica que, apenas no início do monitoramento, os valores para DQO e DBO₅ eram mais elevados. Depois, a queda foi mais brusca, para as duas variáveis, atingindo valores muito baixos na segunda metade do monitoramento, chegando a apresentar, ao final, valores abaixo de 10mg.L⁻¹, abaixo, inclusive, do máximo permitido para lançamento em cursos d'água, que é de 60 mg.L⁻¹ para DBO₅ e 90 mg.L⁻¹ para DQO (Copam, 1986).

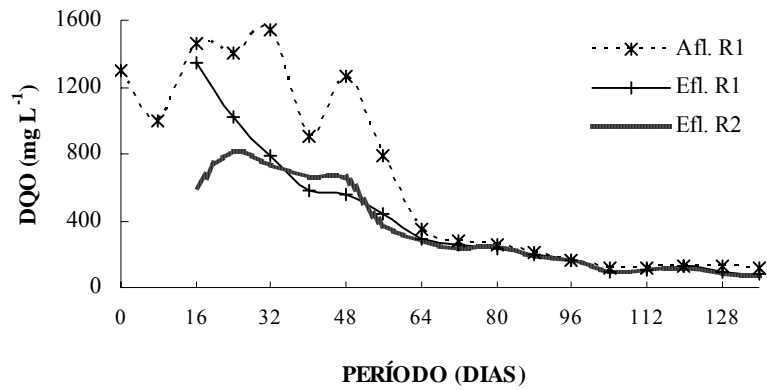


FIGURA 39. Comportamento da DQO do afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

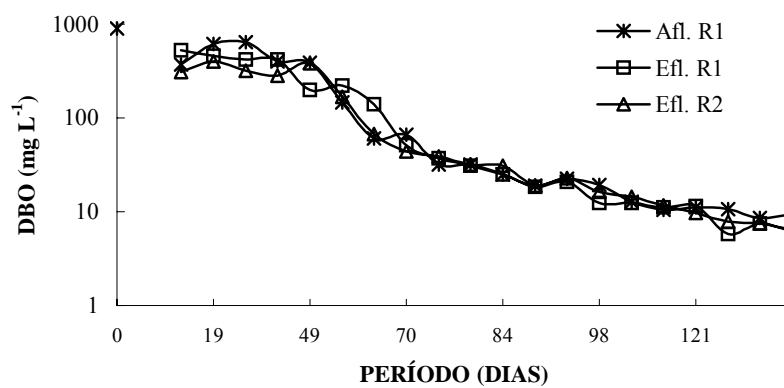


FIGURA 40. Comportamento logarítmico da DBO_5 do afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, observado no monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

A DQO, em um despejo, é geralmente mais alta que a DBO_5 , em virtude de maior facilidade com que grande número de compostos pode ser oxidado por via química do que por via biológica. No período inicial de monitoramento, a

DQO foi 40% mais alta que a DBO₅, porém, na fase final, a DQO já era onze vezes maior que a DBO₅, o que mostra que a quantidade de material inerte ou refratário, no final, foi maior que a quantidade de material biodegradável, visto que a concentração de matéria orgânica era muito baixa. A DQO atingiu valores baixos e as análises mostraram que o sistema já estava em equilíbrio e que todas as unidades apresentavam valores muito próximos, demonstrando estabilidade.

Para muitos tipos de despejo, é possível correlacionar a DQO com a DBO₅, o que é vantajoso, pois a DQO pode ser determinada em cerca de três horas, enquanto a determinação da DBO₅ leva 5 dias.

Os valores de DQO e de DBO₅, observados nos efluentes da lagoa e dos reatores, são apresentados juntos, para efeito de comparação entre essas duas variáveis no sistema, nas Figuras 41, 42 E 43. Verifica-se que a DQO foi maior do que a DBO₅ desde o início do monitoramento, tendo, ao final, essa diferença sido maior, porém, os dois parâmetros foram diminuindo com o passar do tempo.

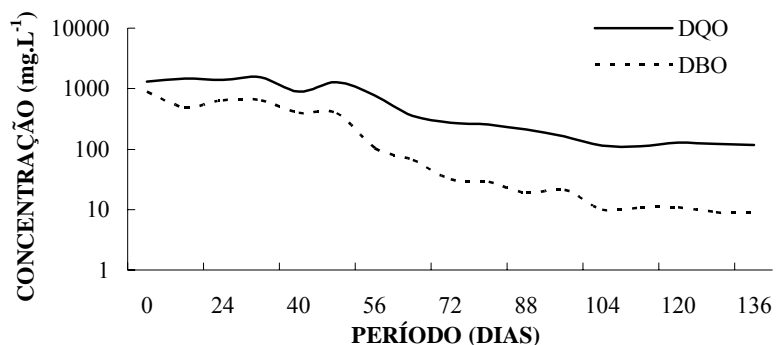


FIGURA 41. Comportamento da DQO e da DBO₅ no afluente do Reator 1, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

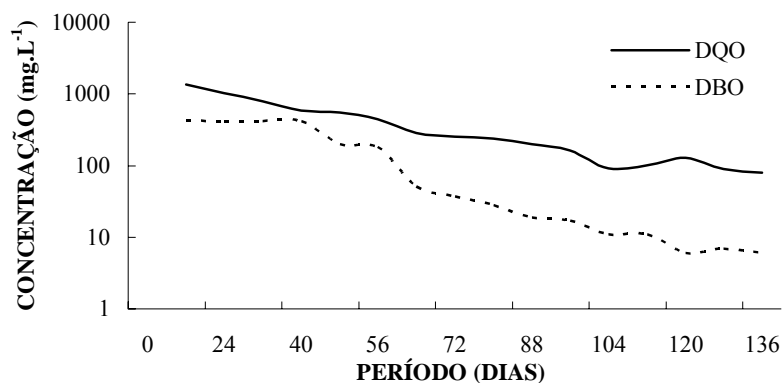


FIGURA 42. Comportamento da DQO e DBO₅ no efluente do Reator 1, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

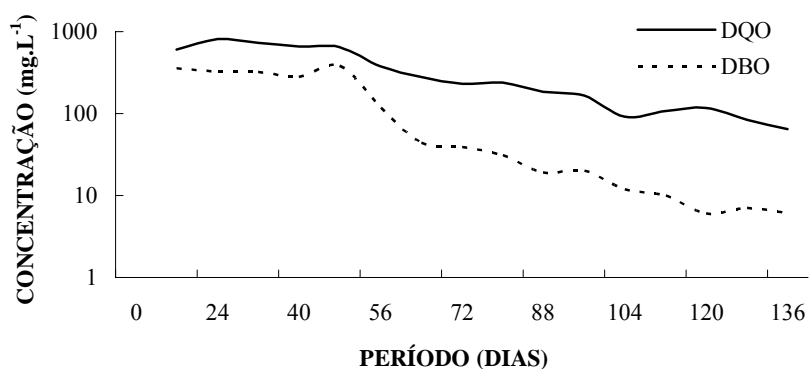


FIGURA 43. Comportamento da DQO e DBO₅ no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

A relação DBO₅/DQO pode ser um indicativo da degradabilidade dos despejos; valores altos da relação indicam que a fração biodegradável é elevada e valores baixos indicam que a fração inerte é elevada. Essa relação para esgotos

tem que ser menor que 5 a 7, para considerá-los biodegradáveis. Em águas naturais, esta variação pode ser de 7 a 20 (Braile & Cavalcanti, 1993). Para esgoto doméstico, a relação DQO/DBO₅ varia entre 0,3 e 0,8. Se o valor for 0,5, ou maior, o esgoto pode ser considerado facilmente biodegradável, se o valor for inferior a 0,3, provavelmente, o esgoto possui algum componente tóxico ou compostos refratários de baixa biodegradabilidade (Metcalf & Eddy, 2003).

Para o sistema, essa relação se apresentou mais próxima da relação prevista para águas naturais (7 a 20) do que para esgotos (menor que 5 a 7), sendo observados os valores de 7,26; 7,52 e 7,01, para o afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, respectivamente. Esta alta relação indica que existe grande quantidade de matéria orgânica não atacável biologicamente, demonstrando, assim, que o tratamento biológico foi pouco eficaz ao final do monitoramento e que se tornava necessário o uso de tratamentos físicos ou químicos. A relação DQO x DBO₅ observada durante o monitoramento, pode ser visualizada na Figura 44.

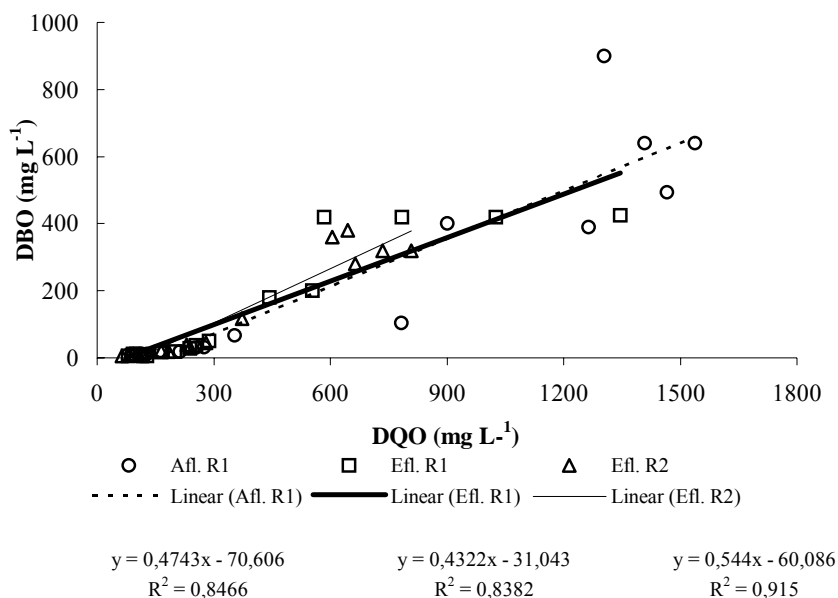


FIGURA 44. DBO₅ x DQO para o afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

4.3.5 Avaliação dos macronutrientes nitrogênio e fósforo

A provisão de nutrientes suficientes é essencial para a eficiência do tratamento biológico de esgotos porque, sem estes, os microrganismos não são capazes de realizar suas reações sintéticas.

O fósforo e o nitrogênio são os dois principais nutrientes para nutrição de microrganismos. Lourenço (2006), tratando esgoto proveniente da criação de suínos em um sistema de bancada, considerando que a concentração de N e P é bastante elevada para este tipo de esgoto, encontrou concentrações de fósforo de 1,55 e 1,10 mg.L⁻¹ na entrada e na saída do sistema. As concentrações de fósforo total observadas neste sistema estão bem abaixo daquelas encontradas pelo autor e bem próximas da concentração máxima permitida pela legislação, que é de 0,15 mg.L⁻¹, para lançamento em águas doces da classe 3 (Conama, 2005).

No início do monitoramento nota-se uma concentração maior de fósforo (Figura 45), atingindo um máximo de $0,254 \text{ mg.L}^{-1}$ no afluente do reator R1, porém, percebe-se que a remoção foi maior nesta fase (cerca de 50%). Durante o período em que o sistema foi desligado, percebeu-se uma diminuição acentuada na concentração de fósforo. Após a terceira partida, já com o sistema funcionando normalmente, houve, novamente, um aumento da concentração de fósforo e, ao final do monitoramento, quando as concentrações já haviam atingido valores abaixo daqueles permitidos pela legislação, a remoção foi quase nula e as concentrações de fósforo haviam atingido estabilidade entre o afluente e efluentes.

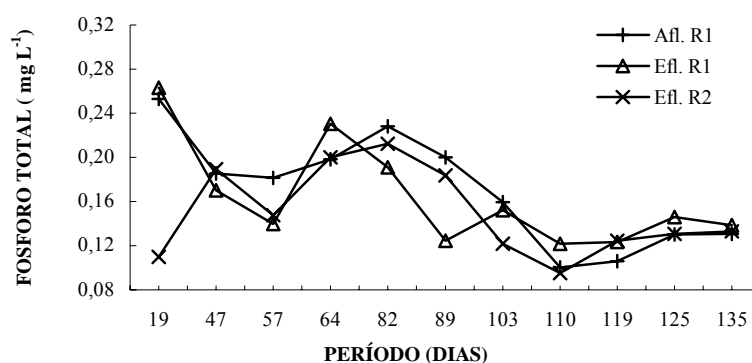


FIGURA 45. Concentrações de fósforo no afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Para tratamento biológico, a concentração de fósforo deve alcançar níveis compatíveis ao bom desempenho dos processos bioquímicos de oxidação da matéria orgânica, e a necessidade de fósforo para a remoção de DBO_5 deve atender à relação $\text{DBO}_5/\text{P} < 100$ (Braile & Cavalcanti, 1993). Na Tabela 6, encontra-se a relação DBO_5/P verificada no sistema. Percebe-se que ela foi bem maior que o que foi citado pelos autores, evidenciando que esta relação está dez vezes maior que o recomendado e que a concentração de fósforo presente no

sistema foi realmente muito baixa e insuficiente para suprir a demanda.

TABELA 6. Relação $DBO_5:P$ verificada no afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Componente	DBO_5/P
Afluente R1	1.064
Efluente R1	805
Efluente R2	727

Nestes casos, podem-se adicionar ao reator compostos desse elemento para suprir a demanda, sendo mais utilizados o superfosfato triplo. Jordão & Pessoa (1995) sugerem esta adição, de modo a se obter uma relação $DBO/N/P$ de 100/5/1, possibilitando maior eficiência na degradação biológica.

Com relação ao nitrogênio, o valor médio observado na saída do sistema (Reator 2) foi de $58,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e, ao longo do monitoramento, foram observados valores bem próximos para os três pontos de coleta, como mostrado na Figura 46, evidenciando que a remoção foi muito baixa e que a quantidade de nitrogênio era estável nas três unidades (lagoa de estabilização, UASB central e UASB periférico). A legislação ambiental (Resolução Conama 357) permite concentração máxima de 24 mg.L^{-1} , logo, a remoção não foi suficiente para atender à legislação.

As análises de nitrogênio foram realizadas após a terceira partida, quando o sistema já funcionava normalmente, as concentrações de matéria orgânica eram baixas e a biomassa ativa nos reatores era pequena. Do 56º ao 85º dia, houve um decréscimo na concentração de nitrogênio, talvez porque estivesse sendo usado como nutriente para as bactérias e, após o 85º dia, um aumento, que pode ter sido ocasionado pelo não aproveitamento na nutrição da pequena biomassa presente.

As concentrações de nitrogênio no sistema foram maiores que aquelas

encontradas por Prado (2006), tratando ARC em um sistema de bancada constituído por tanque de acidificação e equalização (TAE), reator UASB e lagoa aerada facultativa (LAF). As concentrações encontradas por ele apresentaram valores bem próximos entre as unidades do sistema, como aconteceu nesta pesquisa.

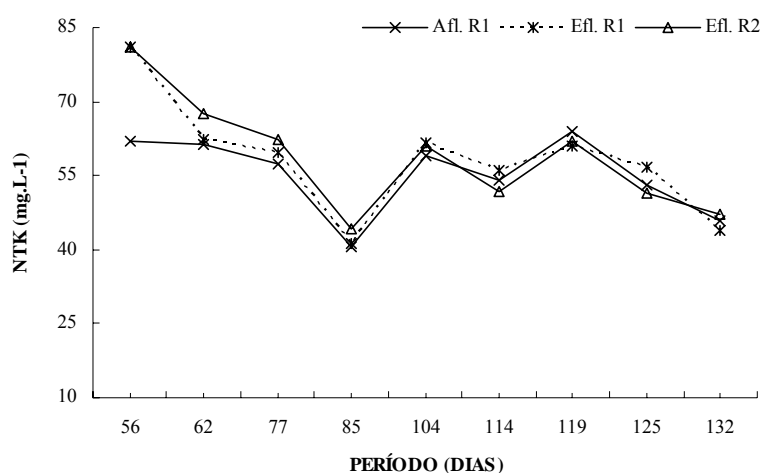


FIGURA 46. Concentrações de nitrogênio no afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Chernicharo (1997) reporta que os requisitos de nitrogênio baseiam-se na composição química empírica da célula microbiana e que a maioria das diretrizes contidas na bibliografia especializada refere-se à suplementação de nutrientes com base na DQO e que os baixos valores para DQO e nitrogênio na relação poderão ocasionar variações na produção de metano no processo. Para suplementação de nitrogênio, o mais comum é adicionar uréia ao reator.

Lettinga et al. (1996) utilizam as seguintes relações, assumindo que os nutrientes presentes no esgoto estejam numa forma disponível para as bactérias:

- biomassa com baixo coeficiente de produção celular, como na

degradação de ácidos graxos voláteis → DQO:N:P = 1000:5:1;

- biomassa com elevado coeficiente de produção celular, como na degradação de carboidratos → DQO:N:P = 350:5:1.

Relacionado-se essas variáveis, como mostrado na Tabela 7, verifica-se alta concentração de DQO e de N em relação ao fósforo, evidenciando que o sistema possuía uma biomassa com baixo coeficiente de produção celular e que os nutrientes presentes no esgoto, principalmente o fósforo, talvez não estivessem numa forma disponível para as bactérias. Pode-se sugerir a adição de compostos como o superfosfato triplo e a uréia para suprir estas necessidades.

TABELA 7. Relação DQO:N:P do afluente do Reator 1, do efluente do Reator 1 e do efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Unidade	DQO : N : P
Afluente R1	3.759 : 294 : 1
Efluente R1	2.427 : 346 : 1
Efluente R2	2.247 : 370 : 1

Busato (2004) cita que os valores encontrados na literatura para a relação DBO:N:P é de 100:5:1, para lodos ativados convencionais; para sistema de aeração prolongada, a relação passa a ser de 100:3:0,5. Para Foresti (1989), na operação de reatores anaeróbios, para a maioria dos despejos, a relação deveria ser de 300 a 500:5:1. Speece (1996) considerou a relação de 500:5:1 suficiente para atender às necessidades de macronutrientes pelos microrganismos anaeróbios.

4.3.6. Avaliação de outros macronutrientes

Além do fósforo e do nitrogênio, outros macronutrientes, também importantes a serem considerados na reutilização da água residuária, foram

analisados. Pode-se perceber, pela Figura 47, que as concentrações estiveram próximas para os três pontos de coleta analisados. As concentrações de manganês foram nulas, a concentração média de fósforo foi de 2,5 mg.L⁻¹, menor que o exigido pela legislação (Resolução Conama 357), que é de 5,0 mg.L⁻¹ para descarga em águas de classe 3. As análises de cálcio, sódio e magnésio foram utilizadas para se determinar a razão de adsorção de sódio (RAS) e foi constatado que as concentrações encontradas destes nutrientes não poderiam causar problemas de infiltração quando do reuso deste efluente. Quanto à concentração de potássio, a média encontrada foi de 175, 5 mg.L⁻¹, valor que não tem demonstrado problemas para o solo.

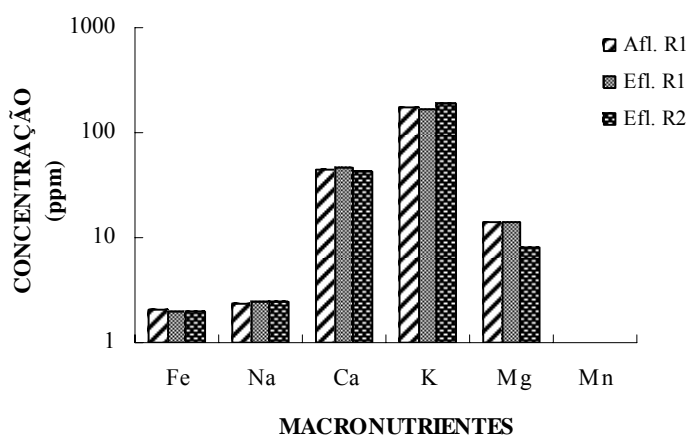


FIGURA 47. Concentração dos macronutrientes ferro, sódio, cálcio, potássio, magnésio e manganês observada durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

4.3.7 Compostos fenólicos (taninos)

Os valores médios de compostos fenólicos foram equivalentes para os três pontos observados, como mostrado na Figura 48, sendo de 34,56; 37,67 e 33,38 mg.L⁻¹ para o afluente do R1, efluente do R1 e efluente do R2,

respectivamente.

A variação na concentração desses compostos, principalmente quando se considera que, para o efluente do Reator ,1 foi maior que para o afluente desse reator, deve-se, em parte, ao arraste de sólidos no reator, muito comum quando se criam curtos-circuitos no sistema, como no 105º dia, quando a concentração no efluente do Reator 2 atingiu valores de 43,1 mg.L⁻¹, superior aos outros pontos observados.

Devido à sua natureza tóxica, os fenóis são considerados resistentes à biodegradação no ambiente, o que pode dificultar o processo biológico de tratamento das águas residuárias. Porém, como os compostos fenólicos estão presentes nos vacúolos das células do pericarpo e unidos às substâncias mucilaginosas do café, como descrito por Franco (1939), e a quantidade de café desmucilada foi pequena, pode-se dizer que a maior concentração desses compostos pode estar presente nos resíduos sólidos e que a quantidade lançada no sistema foi baixa, não interferindo no processo biológico.

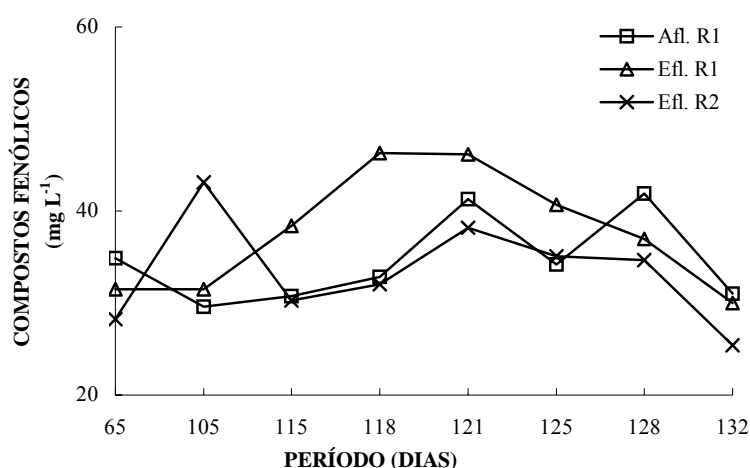


FIGURA 48. Concentrações de compostos fenólicos no afluente do reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

4.3.8 Avaliação da concentração de sólidos no sistema

Durante o monitoramento do sistema, que se deu após o período de safra e de descarga de efluentes na lagoa e também devido à autodepuração da própria lagoa, observou-se que a concentração de sólidos diminuiu com o passar do tempo.

Os sólidos totais (ST) se dividem em sólidos totais fixos (STF), que representam a matéria inorgânica ou mineral, e sólidos totais voláteis (STV), que representam a matéria orgânica que pode ser biodegradada.

Nas figuras 49, 50 e 51 mostra-se que a concentração de sólidos totais voláteis (STV), ficou quase sempre abaixo dos sólidos totais fixos (STF). Isso demonstra que a fração inorgânica presente no efluente era maior que a fração orgânica, em decorrência da baixa concentração de matéria orgânica e do consumo dos STV no processo anaeróbio, com exceção da fase inicial, quando, nos primeiros 50 dias, a fração biodegradável era maior.

O coeficiente de correlação simples (r) foi, em média, de 0,24 e 0,7 ST/STF e ST/STV, respectivamente, demonstrando que os sólidos totais estavam correlacionados com os sólidos totais voláteis.

A diminuição da concentração de sólidos no período de monitoramento do sistema indica decréscimo da biomassa no reator, prejudicando extremamente o processo de digestão anaeróbia e a produção de biogás, uma vez que os sólidos representam a presença de matéria orgânica e inorgânica em um efluente.

De acordo com von Sperling (1996a), todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos.

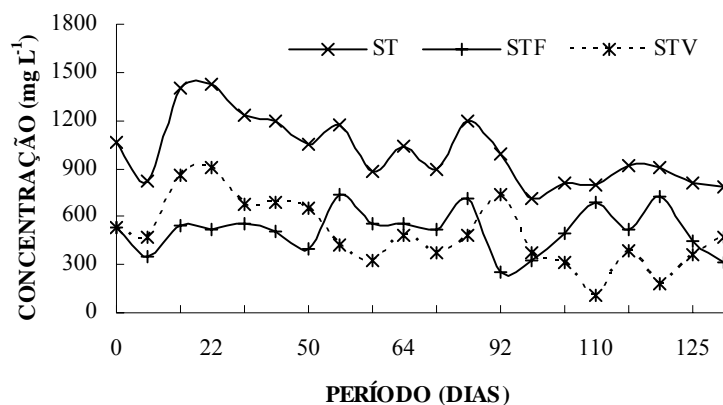


FIGURA 49. Concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) no afluente do Reator 1, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

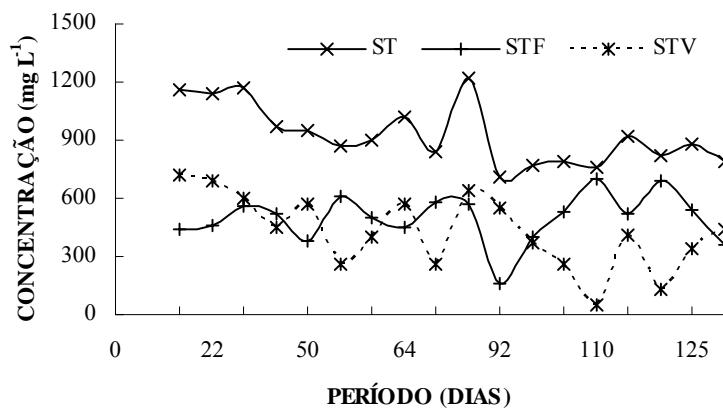


FIGURA 50. Concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) no efluente do Reator 1, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

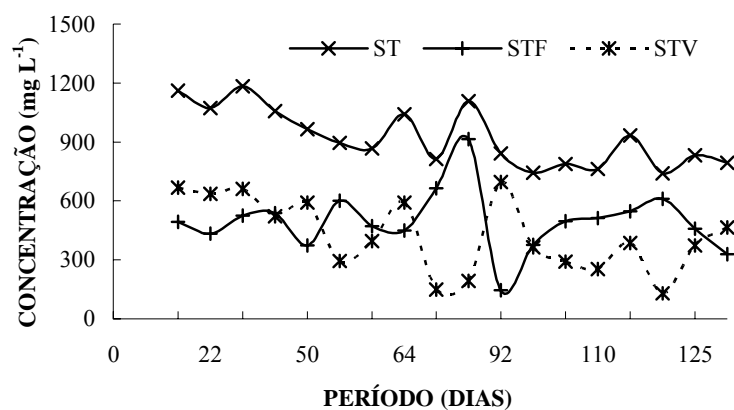


FIGURA 51. Concentrações de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF) e sólidos totais voláteis (STV) no efluente do Reator 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.

Com relação aos sólidos totais (ST), Campos et al. (2002) implementaram, no Laboratório de Análise de Água do Departamento de Engenharia (LAADeg), da Universidade Federal de Lavras, um reator (UASB) em escala laboratorial, visando pesquisar a redução da carga orgânica e minimizar o impacto ambiental causado pelas águas residuárias provenientes do café processado por via úmida. O sistema foi composto de três unidades experimentais: tanque de acidificação e equalização (TAE), reator (UASB) e lagoa aerada facultativa (LAF) e encontraram os valores médios do afluente e efluente do UASB de 1.597 e 710 mg.L⁻¹, com 56% de eficiência de remoção, e 1.112 e 673 mg.L⁻¹, apresentando eficiência de remoção de 61%, para tempos de detenção hidráulica de 80 e 40 horas, respectivamente. Já os sólidos voláteis totais (SVT) apresentaram valores de 1.243 e 426 mg.L⁻¹, equivalente a 66% de eficiência de remoção e 877 e 471 mg.L⁻¹, equivalente a 46% de eficiência, para tempos de detenção hidráulica de 80 e 40 horas, respectivamente. As análises demonstraram que as águas residuárias da lavagem e despolpa dos frutos do

cafeeiro são ricas em sólidos totais, conseqüentemente elevando este parâmetro no afluente do reator UASB.

4.3.9 Avaliação do perfil de sólidos dos reatores UASB

O UASB central (R1) foi inoculado, no dia 18/07/2006, até a altura de 4 metros, porém, devido às paralisações do sistema e, principalmente, devido à baixa concentração do efluente recebido, percebe-se pela Figura 52 (*a, b e c*) que houve sedimentação e liquefação desse lodo. Ao final do monitoramento, tornou-se um lodo ralo, sedimentado, com baixa concentração de sólidos voláteis, justificado pelas baixas cargas orgânicas aplicadas ao mesmo. A altura final da manta de lodo foi de 1,61m, havendo um decréscimo de 2,39 m, que corresponde a 60% da camada de lodo inicial. Nessa altura, de 2,39 m, houve uma liquefação do lodo com concentrações próximas à concentração do topo do reator, mostrando que o efluente recebido não foi suficiente para formar uma camada de lodo densa, com alta atividade microbiana, como é de se esperar em reatores UASB.

Os gráficos da Figura 53 mostram a concentração de sólidos do Reator 1 e, após o aumento da vazão ocorrida no dia 12/12/2006, houve um acréscimo na concentração de sólidos voláteis dos reatores, das amostras analisadas em 27/12/2006. Isso mostra que essa elevação da vazão, com conseqüente diminuição do TDH e aumento da carga orgânica biológica, fez com que o sistema funcionasse mais próximo do esperado.

Quando se analisa o perfil de sólidos do Reator 2, na Figura 54, verifica-se que não houve formação de manta de lodo e o perfil permaneceu com efluente, atingindo um valor máximo de 1.000 mg.L^{-1} , com decréscimo durante o período observado. Isso evidencia, mais uma vez, a pequena concentração de matéria orgânica no efluente tratado.

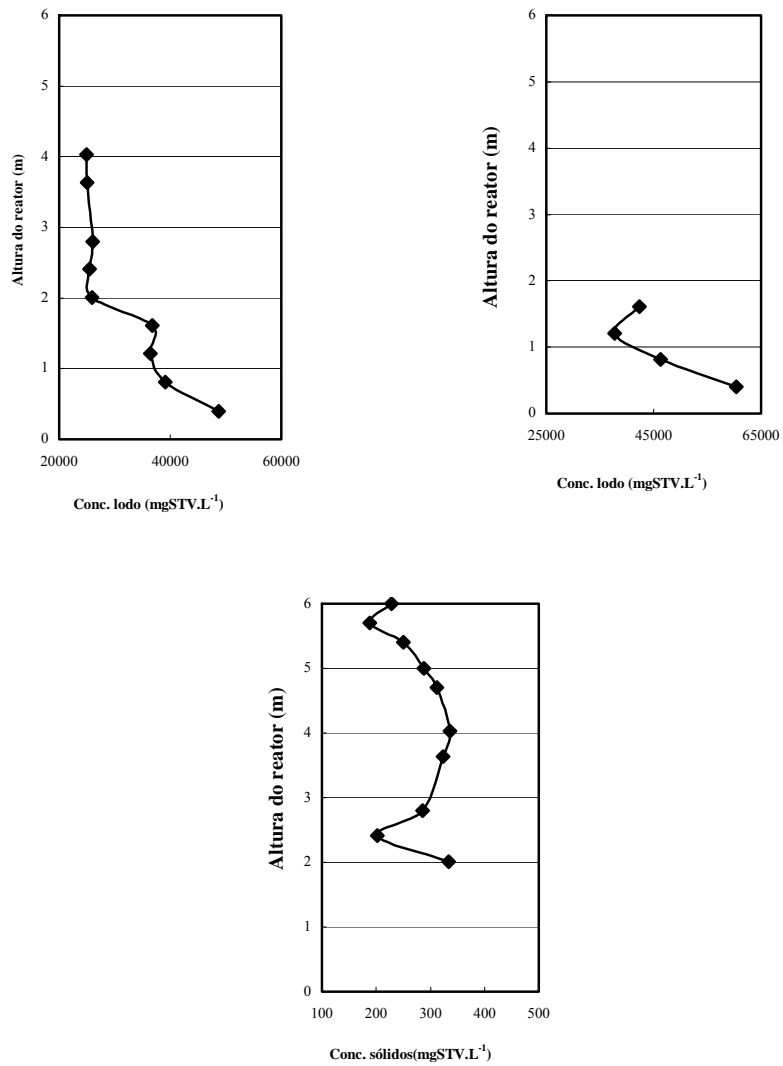


FIGURA 52. Concentração de sólidos totais voláteis (STV) na manta de lodo do Reator 1 do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA. (a) Na inoculação, (b) no final do monitoramento, (c) na parte líquida, ao final do monitoramento

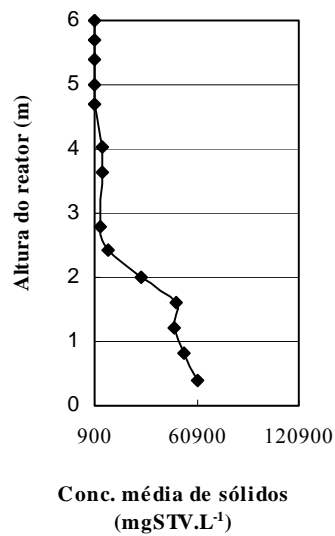
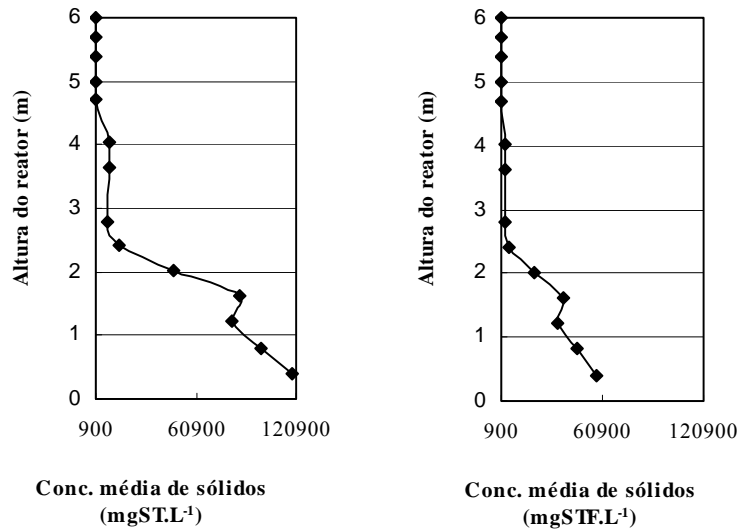


FIGURA 53. Concentração de sólidos no Reator 1 durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA.(a) Sólidos totais voláteis, (b) sólidos totais fixos, (c) sólidos totais voláteis

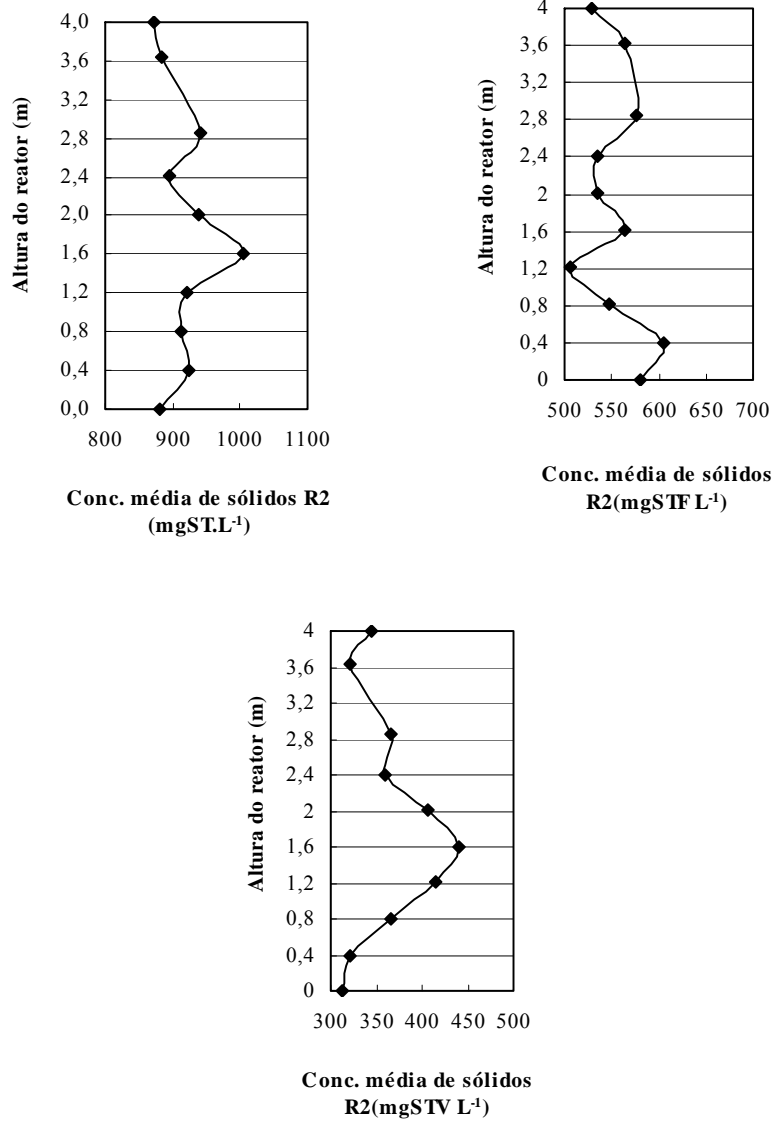


FIGURA 54. Concentração de sólidos no perfil do Reator 2 durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café, localizado no NECAF/UFLA. (a) Concentração de ST, (b) concentração de STF, (c) concentração de STV.

4.3.10 Avaliação da produção de biogás

O gráfico da Figura 55 mostra a produção de biogás dos reatores UASB, obtida durante os 149 dias de monitoramento. Até o 8º dia, foram produzidos 0,32m³ de biogás; do 9º ao 16º dia, a produção foi de 0,13 m³ e do 17º ao 24º dias, de 0,52m³. Entre o 24º e o 25º dia, houve produção de 0,11m³. Como, no 24º dia, o sistema foi desligado para implantação do CLP, verificou-se, a partir de então, a paralisação da produção devido à interrupção do sistema e, conseqüentemente, estagnação do efluente dentro dos reatores. No entanto, notou-se que, no 131º dia de observação, houve, ainda, produção de 0,02 m³ de biogás e daí até o final mais uma pequena produção equivalente a 0,09 m³. No total, foram produzidos 1,26 m³ de biogás. Este valor fica abaixo da produção estimada de metano, calculada utilizando-se as equações 4, 5 e 6 e considerando-se os coeficientes de produção celular para as bactérias acidogênicas e metanogênicas de 0,15 e 0,003 gDQO_{cel}.gDQO_{remov}⁻¹ (Chernicharo, 1997). Por meio dessas equações se estimou uma produção de metano de 1,91 m³.

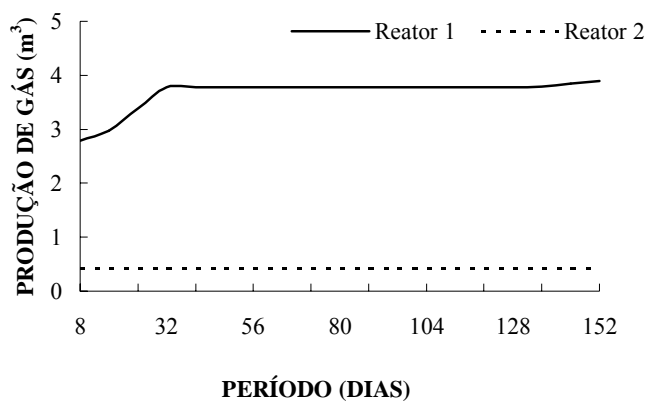


FIGURA 55. Produção de biogás nos reatores 1 e 2, durante o monitoramento do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA.

Por diversos fatores, foi verificado estagnação na produção de biogás. Talvez essa estagnação seja devido à baixa carga orgânica aplicada no sistema, em função da diminuição da concentração de matéria orgânica do afluente e dos baixos valores de DQO, uma vez que o último dia de processamento e de lançamento de efluente foi 24 de agosto de 2006, antes da 1ª partida. Após ser lançado na lagoa ocorreu, ainda, diluição.

4.4 Análises de microscopia

4.4.1 Microscopia de Epifluorescência

As amostras do 13º compartimento de digestão analisadas em microscopia de epifluorescência apresentavam poucas bactérias em seu meio, confirmando a baixa concentração de biomassa ativa ao final do experimento. Este compartimento foi escolhido por estar entre os outros dois onde existia lodo. As bactérias não puderam ser contadas, como foi feito na pesquisa efetuada por Campos (1990), em que após diluições, as amostras foram colocadas em câmara Haemocytometer e, sob luz fluorescente, fez-se a contagem das metanogênicas (que autofluoresciam) e das não metanogênicas, que não são autofluorescentes. Isto porque não se conseguiu um ajuste ideal de foco devido à altura da câmara de Newbawer utilizada para contagem e à dificuldade de ajuste entre a câmara e a objetiva.

Ainda assim, conseguiram-se boas imagens mostrando a autofluorescência das archeas metanogênicas, como é mostrado na Figura 56. Essa autofluorescência é devido à existência de coenzimas e cofatores específicos, como coenzima F₄₂₀, coenzima F₄₃₀, coenzima M, metanoplerina e metanofurano (Wofe, 1992, citado por Neves, 2004).

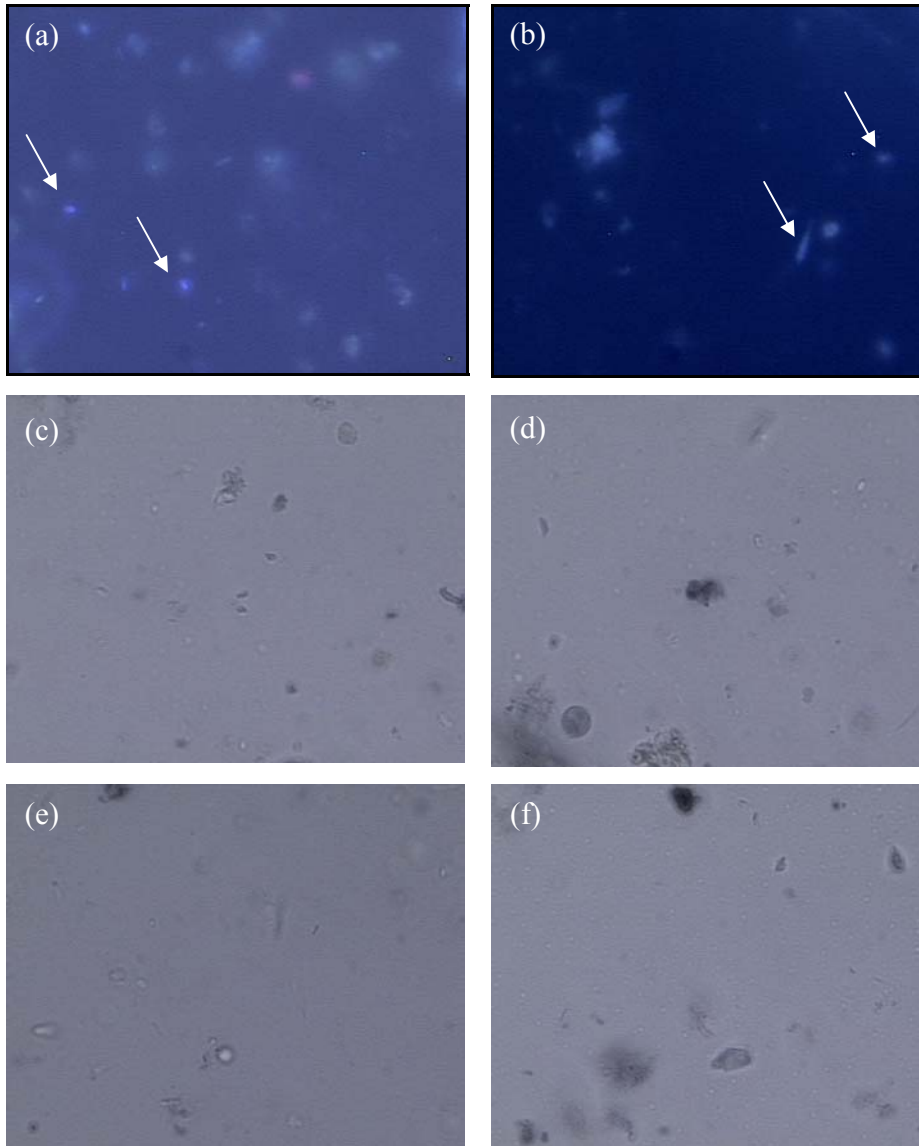


FIGURA 56. Fotomicrografia de epifluorescência das amostras do 13º compartimento de digestão do Reator 1 do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA, sob luz fluorescente (a, b) e sob luz branca (c, d, e, f). Setas indicam possíveis archeas metanogênicas autofluorescentes.

4.4.2. Microscopia eletrônica de varredura

As amostras do 13º compartimento de digestão foram, ainda, analisadas em microscopia eletrônica de varredura e apresentaram poucas bactérias, confirmando a baixa concentração da biomassa ativa ao final do experimento. As imagens geradas, utilizando-se a técnica de dessecação e a metodologia da montagem em lamínulas, são apresentadas na Figura 59. Algumas imagens apresentam cavidades que podem ser consideradas como possíveis saídas das bolhas de biogás. Apresentam, ainda, poucas bactérias sobre o lodo, alguns fragmentos de material mineral, resíduo da casca do café e presença de material inerte.

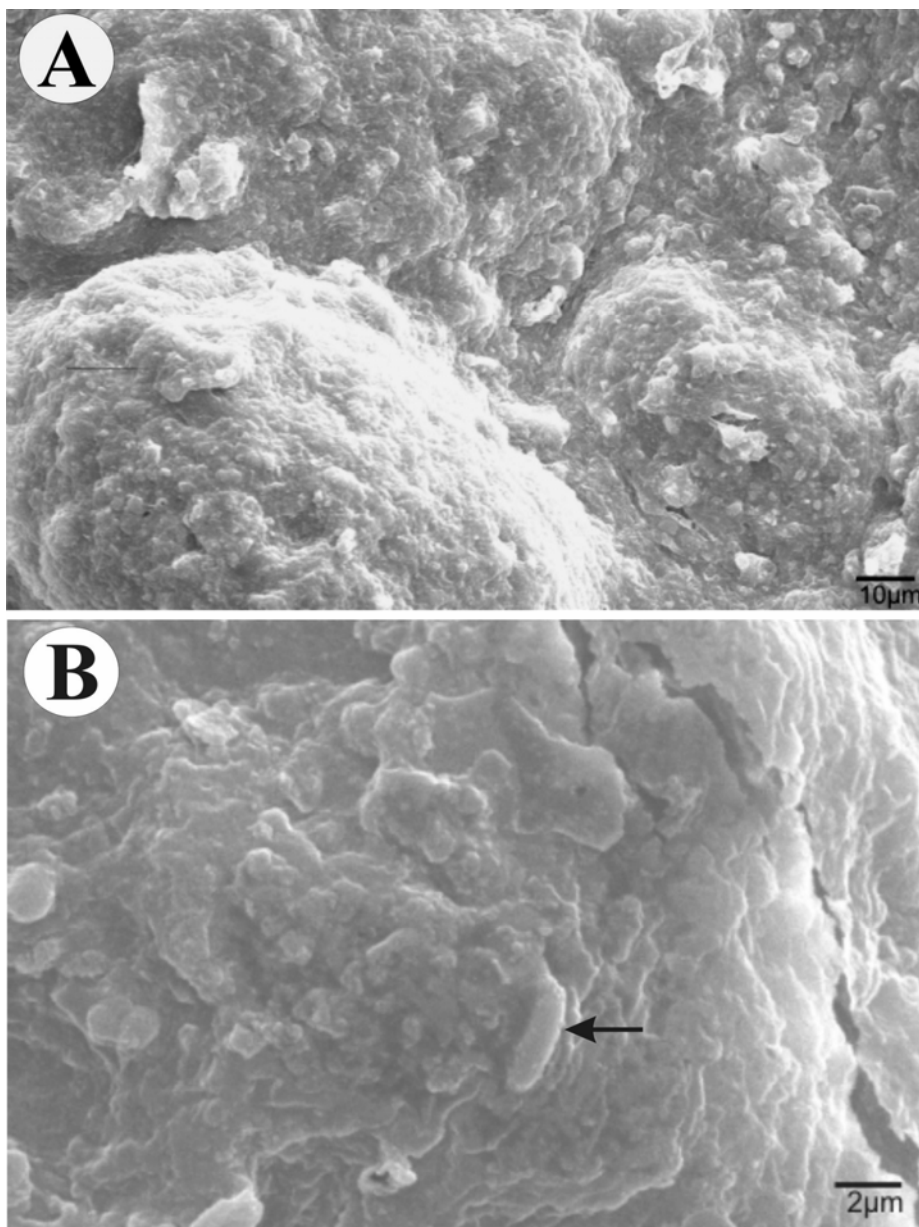


FIGURA 57. Eletromicrografia de varredura das amostras do 13º compartimento de digestão do Reator 1 do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica de dessecação. (a) Aspecto da manta de lodo; (b) presença de bactéria no lodo. Seta indica bactéria.

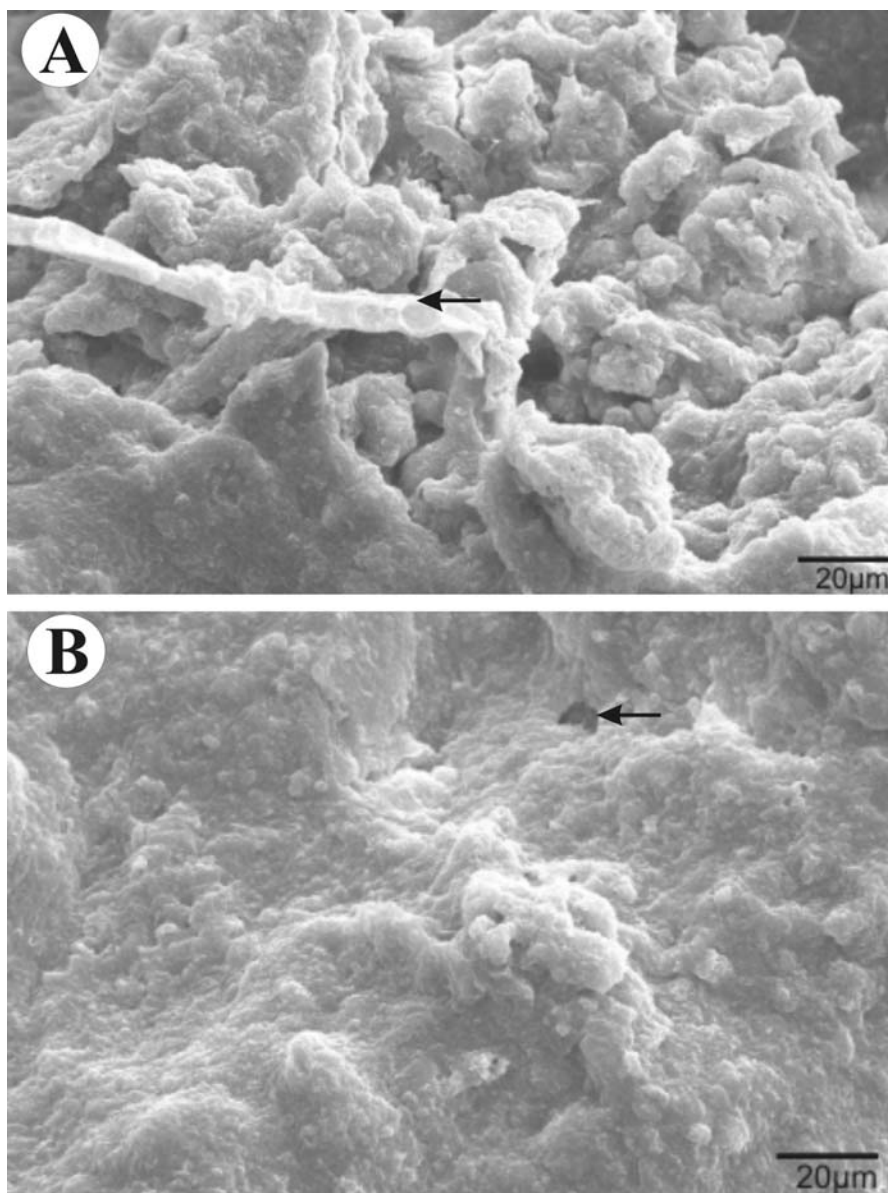


FIGURA 58. Eletromicrografia de varredura das amostras do 13º compartimento de digestão do Reator 1 do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica de dessecação. (a) Seta indica resíduo da casca do café sobre o lodo; (b) seta indica possível saída das bolhas de biogás.

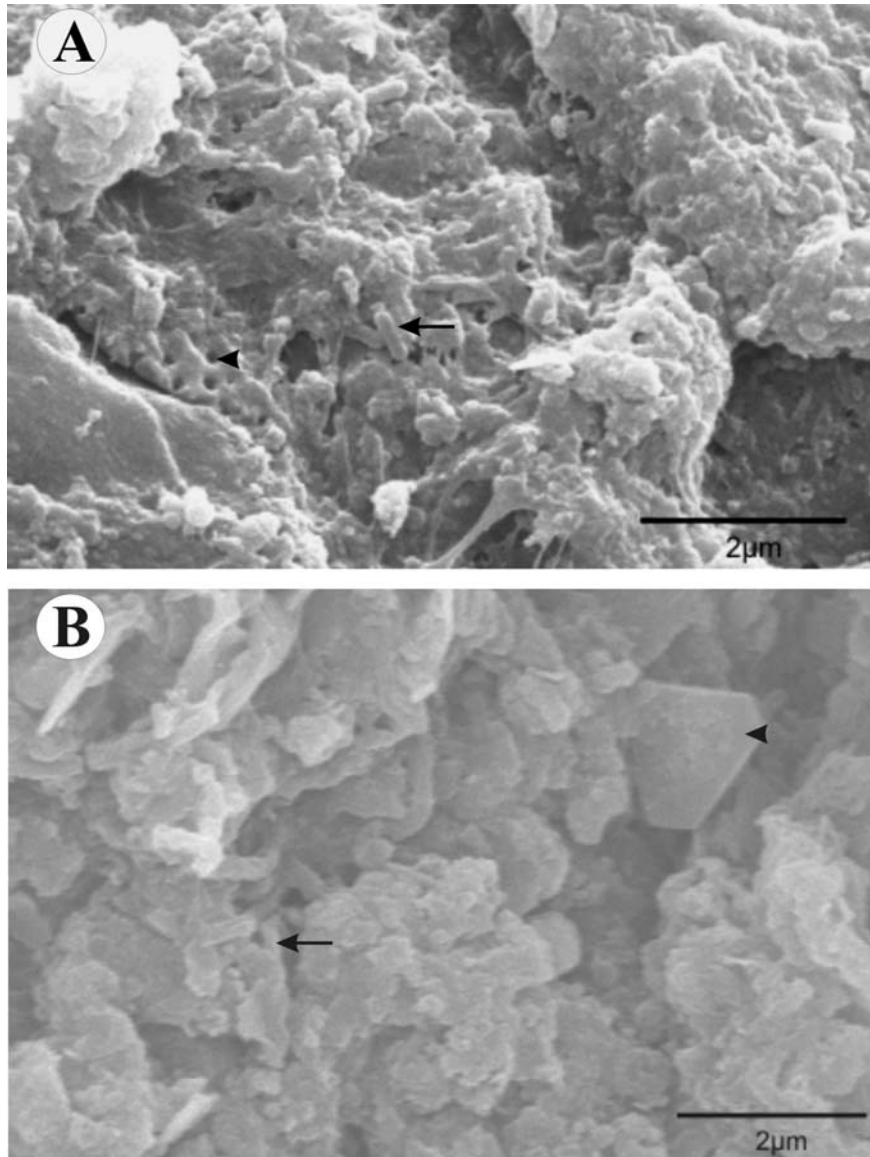


FIGURA 59. Eletromicrografia de varredura das amostras do 13º compartimento de digestão do Reator 1 do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica da lamínula. (a) Lodo com maior concentração de bactérias (seta indica bactéria e cabeça de seta indica possível saída das bolhas de biogás), (b) fragmentos de mineral na manta de lodo (seta indica bactéria e cabeça de seta indica partes dos fragmentos).

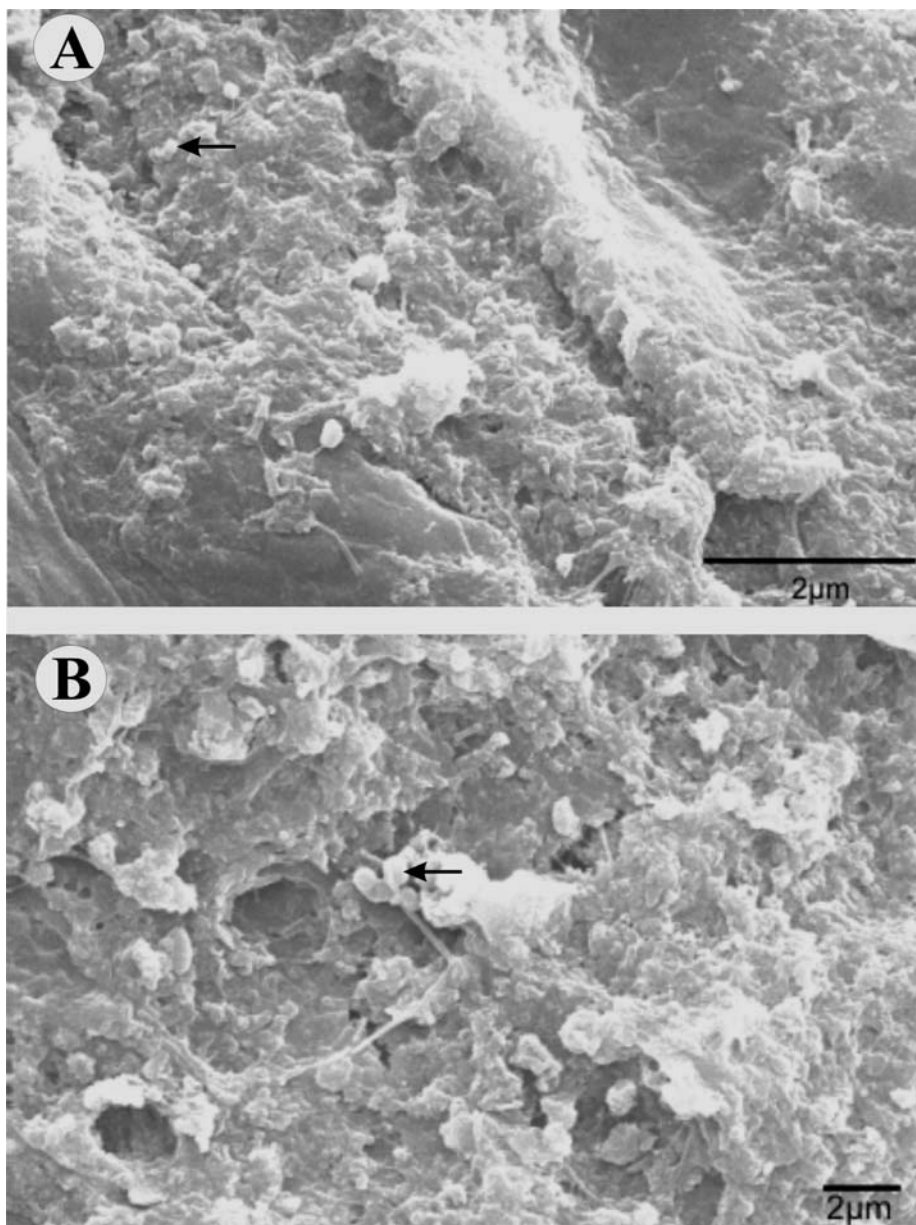


FIGURA 60. Eletromicrografia de varredura das amostras do 13º compartimento de digestão do Reator 1 do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica da laminula. (a,b) Lodo com concentração de bactérias do gênero cocus (setas indicam bactéria cocus)

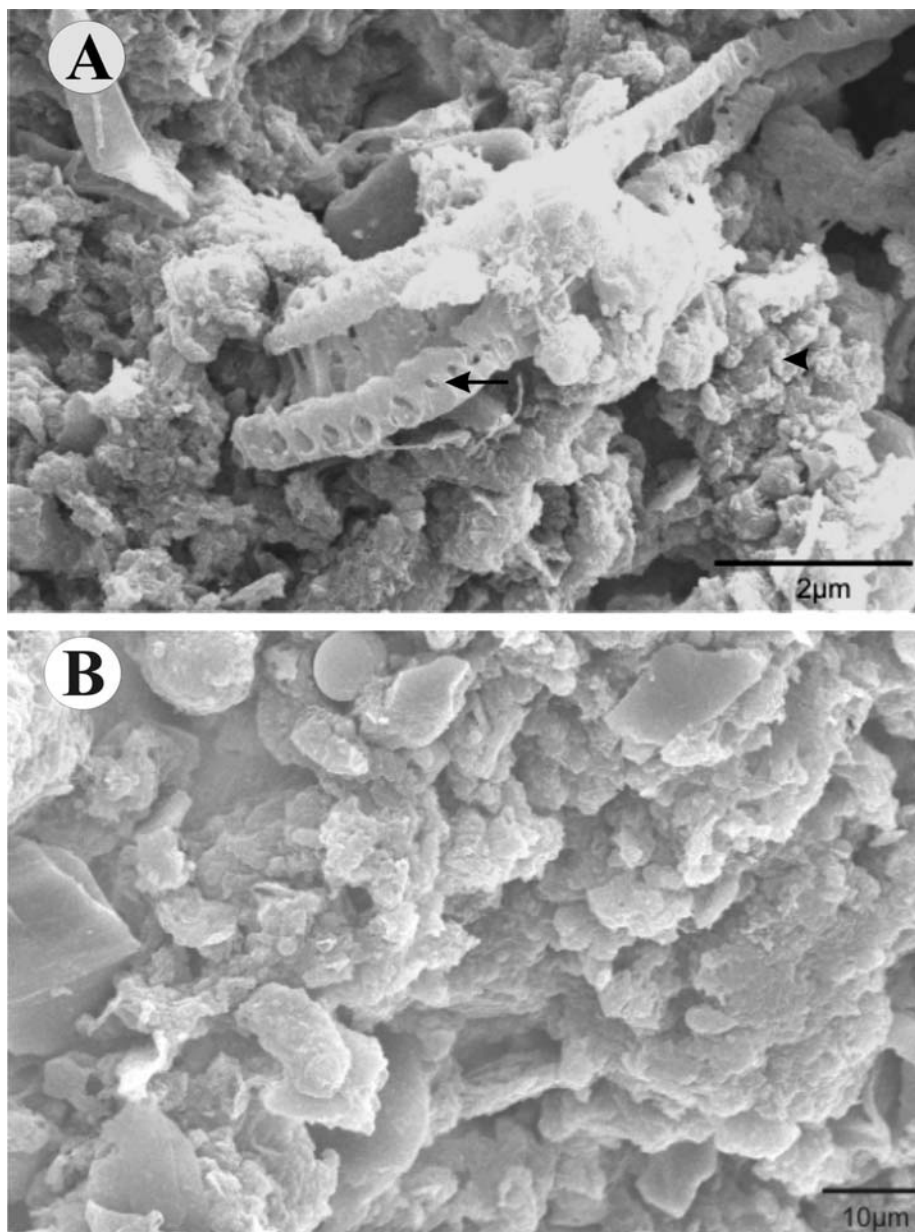


FIGURA 61. Eletromicrografia de varredura das amostras do 13^o compartimento de digestão do Reator 1 do sistema piloto de tratamento da água residuária do café localizado no NECAF/UFLA, utilizando-se a técnica da laminula. (a) Presença de material orgânico (seta indica resíduo da casca do café), (b) presença de material inerte.

5 CONCLUSÕES

O balanço hídrico da Lagoa de Estabilização mostrou que esta unidade foi a que mais contribuiu na remoção da matéria orgânica, baixando consideravelmente a carga orgânica biológica para as demais unidades do sistema de tratamento implantado.

O modelo de ajuste de DQO desenvolvido para a Lagoa de Estabilização, descreveu por meio do balanço hídrico e da autodepuração, a remoção da carga orgânica. Os parâmetros considerados para o desenvolvimento do modelo mostraram-se adequados, uma vez que a análise de regressão mostrou um coeficiente de ajuste $r^2 = 0,8015$.

A baixa carga aplicada aos reatores UASB não permitiu o pleno funcionamento dos mesmos.

A falta de nutrientes (fósforo e nitrogênio) nos reatores causou endogenia das bactérias e, conseqüentemente, baixa produção de lodo, não se observando floculação ou granulação do mesmo.

Devido à baixa carga aplicada e à baixa concentração do efluente, não se verificou crescimento da manta de lodo, ocorrendo sedimentação, e a concentração de sólidos foi abaixo do esperado.

Houve estabilização do sistema, com equilíbrio dos parâmetros físico-químicos para os pontos analisados (afluente do Reator 1, efluente do Reator 1 e efluente do Reator 2).

O efluente final analisado não apresentou riscos de salinidade ou de sodificação, podendo ser reutilizado, sem restrições, para irrigação da maioria das culturas ou solos.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a crescente valorização da qualidade do café, a opção pelo processamento via úmida do café é inevitável, visto que a tendência do consumidor é procurar pelas melhores bebidas.

Junto com as muitas vantagens que o preparo via úmida pode trazer, surge o problema das águas residuárias e a contaminação dos cursos d'água com o descarte destes efluentes, muito ricos em matéria orgânica.

Torna-se necessário que os mecanismos e processos de tratamento desses efluentes sejam mais difundidos e utilizados pelas propriedades produtoras de café, e que, as pesquisas nesta área, tragam cada vez mais contribuições, no propósito de minimizar os impactos ambientais.

O sistema de tratamento pesquisado se mostrou viável, podendo ser implantado em todo, ou em parte, em qualquer propriedade. Possivelmente haverá a necessidade de um operador qualificado a fim de atender as demandas mínimas que possam vir a ocorrer.

O entendimento da microbiologia dos processos biológicos é de suma importância para embasar a operacionalidade das unidades de tratamento e torná-las mais eficientes.

A eficiência do sistema de lodos ativados (reatores aerados em batelada) não foi avaliada nesta pesquisa, porém sua utilização deve ser fonte de promissoras pesquisas.

O sistema de registro de temperatura deverá ser ampliado não apenas para as unidades aqui descritas, mas ainda para os reatores anaeróbios (UASB) e reator anaeróbio híbrido (RAH).

Em futuros experimentos, o lodo utilizado para partida deverá ser submetido à análise por microscopia de epifluorescência e microscopia

eletrônica de varredura, com a finalidade de caracterizá-lo em função dos microrganismos presentes, especialmente as archeas metanogênicas.

Experimentos relacionados à atividade metanogênica específica também deverão ser feitos, como ferramenta imprescindível no estabelecimento da carga orgânica biológica inicial (COB).

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUNWAMBA, J. C. Prediction of the dispersion number in waste stabization ponds. **Water research**, Oxford, v. 26, n. 1, p. 85-89, Jan. 1992.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DE CAFÉ. **Estatísticas – Indicadores da indústria**. Disponível em: <<http://www.abic.com.br/estatisticas.html>>. Acesso em: 30 jan. 2007

ASSOCIATION OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. **Official methods of analyses of the Association of Official Analytical Chemists**. 15. ed. Washington, 1990. 1230 p.

BOTELHO, C. G. **Qualidade da água para irrigação**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1999. v. 1, 96 p.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 764 p.

BRANCO, S. M. **Hidrologia aplicada à engenharia sanitária**. 3. ed. São Paulo: CETESB, 1986.

BUSATO, R. **Desempenho de um filtro anaeróbio de fluxo ascendente para tratamento de efluente de reator UASB: Estudo de caso da ETE de Imbituva**. 2004. 214 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

CAFICULTURA Colombiana. Sostenibilidad y Caficultura. Disponível em: <www.cafedacolombia.org.co>. Acesso em: 13 mar. 2007.

CAMPOS, C. M. M. **Physical aspects affecting granulations in UASB Reactors**. 1990. 459 p. Thesis (PhD) – University of Newcastle upon Tyne, Newcastle.

CAMPOS, C. M. M. **Qualidade da água para irrigação**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2000. v. 2, 113 p. (Curso de pós graduação “Lato Sensu”: Sistemas de pressurização de irrigação).

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

CARNEIRO, S.; VELOSO, A. C. A.; AMARAL, A. L.; ROCHA, I.; FERREIRA, E. C. **Image analysis as a tool for viability and recombinant protein production assessment during *E. coli* fermentations**. Disponível em: <<https://repositorium.sdum.uminho.pt>>. Acesso em: 30 jan. 2007.

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.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG / DESA, 1997. v. 5, 246p.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resoluções**. CONAMA, 357. Brasília, 2005.

DECRETO 1594 del 23 de june de 1984. Disponível em: <www.minambiente.gov.co>. Acesso em 13 mar. 2007.

DELIBERAÇÃO NORMATIVA COPAM 010, de 17 de dezembro de 1986. Disponível em: <www.semad.gov.br>. Acesso em: 22 jun. 2006.

ELIAS, L. G. Composición química de la pulpa de café y otros subproductos. In: BRAHAM, J. E.; BRESSAN, R. **Pulpa de café**: composición, tecnología y utilización. Panamá. INCAP, 1978. p 19-29.

EMBRAPA. **Embrapa Café**. 2006. Disponível em: <<http://22.sede.embrapa.br/café/unidade/histórico.htm>>. Acesso em: 31 jul. 2006.

FORESTI, E. **Tratamento biológico de resíduos orgânicos líquidos**. São Paulo: IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas. CETESB – Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental, 1989. v. 1.

FRANCO, C. M. **Sobre compostos fenólicos no café**. São Paulo: Instituto Agrônomo, 1939. p. 131-138. (Boletim Técnico, 64).

GAUDY, A. F.; GAUDY, E. T. **Microbiology for environmental scientists and engineers**. United States of America: McGraw-Hill, 1980. 736 p.

GIOMO, G. S. **Beneficiamento de sementes de café (*Coffea Arabica* L.) e efeitos na qualidade**. 2003. 112 p. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista "Júlio De Mesquita Filho". Faculdade De Ciências Agronômicas, Botucatu, SP.

GOLDSTEIN, J. L.; SWAIN, T. Changes in tannins in ripening fruits. **Phytochemistry**, Oxford, v. 2. n. 4. p 371-382, 1963.

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

GRADY, C. P. L. JR.; LIM, H. C. **Biological wastewater treatment – theory and applications**. New York: Marcel Dekker, 1980. 963 p.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 681 p.

LETTINGA, G.; HULSHOF, P. L. W.; ZEEMAN G. **Biological wastewater Treatment**. Part I: Anaerobic wastewater treatment. Wageningen: Wageningen Agricultural University, 1996. (Lecture Notes).

LETTINGA, G.; REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. **Trends Biotechnology**, v. 19, n. 9, p363-370, 2001.

LOURENÇO, A. M. P. **Desempenho de um sistema composto de reator UASB, filtro anaeróbio e lagoa aerada facultativa para o tratamento das águas residuárias da suinocultura**. 2006. 129 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

MASSÉ, D. I.; MASSE, L.; CROTEAU, F. The effect of temperature fluctuations on psychrophilic anaerobic sequencing batch reactors treating swine manure. **Agriculture and Agri-Food**. Canadá. 2002

MATOS, A. T. Tratamento e destinação final dos resíduos gerados no beneficiamento do fruto do cafeeiro. In: ZAMBOLIM, L. **Produção integrada de café**. Viçosa: DFP/UFV, 2003. p. 647-708.

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A. Tratamento e destinação final dos resíduos gerados no beneficiamento do fruto do cafeeiro. In: CURSO DE ATUALIZAÇÃO EM CAFÉ, 4., 2004, Poços de Caldas. **Resumos...** Poços de Caldas: Instituto Agronômico Centro de Análise e Pesquisa Tecnológica do Agronegócio do café Alcides Carvalho, 2004.

MATOS, A. T.; LO MONACO, P. A.; GARCIA, G. O. **Caracterização de resíduos sólidos e líquidos da água residuária da lavagem e despolpa dos frutos do cafeeiro.** Disponível em: <www.póscolheita.com.br>. Acesso em: 15 out. 2001.

MELO, R. C. N. **Células princípios básicos e práticos.** Juiz de Fora: Ed. UFJF, 2002. 144 p.

METCALF and EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

NETO, J. M. A.; HESS, M. L. **Tratamento de águas residuárias.** São Paulo: DAE, 1970. 218 p.

NEVES, L. **Caracterização de biomassa anaeróbia granular: análise qualitativa e quantitativa de imagem, hibridização com sondas genéticas (FISH) e técnicas histológicas.** 2004. 217 p. Dissertação. Mestrado em Tecnologia do Ambiente. Universidade do Minho. Portugal.

PELCZAR, Jr., **Microbiologia: conceitos e aplicações.** São Paulo: Makrom Books, 1996. v. 1 e 2.

PEREIRA, A. R.; VILLA NOVA, N. A.; SEDIYAMA, G. C. **Evapor(transpi)ração.** Piracicaba: Fundação de Estudos Agrários Luiz de Queiroz - FEALQ, 1997. 183 p.

PEREIRA, R. G. F. A.; VILELA, T. C.; BORÉM, F. M.; ABRAHÃO, A. A. & LOPES, L. M. Classificação da bebida do café cereja despolpado, desmucilado, descascado e natural. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA DOS CAFÉS DO BRASIL, 3., 2003, Porto Seguro. **Resumos...** Porto Seguro-BA: EMBRAPA/EMPRAPACAFÉ/MAPA, 2003. p. 163

PIMENTA, C. J. **Qualidade de café.** Lavras: Editora UFLA, 2003. 304 p.

PORTO, L. L.; BRANCO, S. M.; CLEARY R. W.; COIMBRA, R. M.; EIGER, S.; LUCA, S. J.; NOGUEIRA, V. P. Q. e PORTO, M. F. A. **Hidrologia ambiental**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1991. 414 p. (Coleção ABRH, v. 3).

PRADO, M. A. C. **Produção de biogás no tratamento dos efluentes líquidos de *Coffea arabica* L. em reator UASB para o potencial aproveitamento na secagem do café**. 2006. 206 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Lavras - Lavras/MG.

RIBEIRO, D. M. **Qualidade do café cereja descascado submetido a diferentes temperaturas, fluxos de ar e períodos de pré-secagem**. 2003. 86 p. Dissertação (Mestrado em Ciência dos Alimentos) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, Alexandria, v. 8, n. 5, p. 406-411, May 1986.

SALASSIER, B.; SOARES, A. A.; MANTOVANI, E. C. **Manual de irrigação**. 7. ed. Viçosa: Ed. UFV, 2005. 611 p.

SILVA, E. G. **Seleção de leveduras pectinolíticas isoladas de frutas tropicais**. 2003. 79 p. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SNYDER, R. L. Equation for evaporation pan to evaporatranspiration conversions. **Journal of Irrigation and Drainage Engineering**, Reston, v. 118, n. 6, p. 977-980, Nov./Dec. 1992

SOUSA, F. F. **Impactos ambientais no processamento do café**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2004. 58 p. (Curso de pós-graduação “Latu Sensu” (Especialização) a distância: Gestão e Manejo Ambiental na Agroindústria)

SPEECE, R. E. **Anaerobic biotechnology for industrial wastewaters**. Vanderbilt University, 1996. 394 p.

TOLEDO FILHO, J. A.; THOMAZIELLO R. A.; OLIVEIRA E. G.; COSTA T. E. **Preparo pós-colheita do café**. 5. ed. atual. Campinas: CATI, 2002. 103 p. (CATI. Boletim Técnico, n 193)

VICENZI, R. **Biotecnologia de alimentos**. Universidade Regional do Noroeste do RS. Apt. Curso de química de alimentos. 2002. 99 p.

VIDAL, W. L. Aperfeiçoamentos hidráulicos no projeto de lagoas de estabilização, visando redução da área de tratamento: uma aplicação prática. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 12., 1983, Camboriú: ABEAS, 1983.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996a. v. 3, 246 p.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996b. v. 3, 134 p.

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. v. 4, 413 p.

YE, F.; SHEN D. Acclimation of anaerobic sludge degrading chlorophenols and the biodegradation kinetics during acclimation period. **Chemosphere**, Oxford, v. 54, p. 1573-1580, 2002. Disponível em: <www.elsevier.com/locate/chemosphere>. Acesso em: 15 abr. 2005.

ANEXOS

ANEXO A		123
TABELA 1 A	Resumo da produção da safra e carga/2006 do NECAF/UFLA e da DQO gerada.....	123
TABELA 2 A	Dados climatológicos observados e balanço hídrico calculado durante o período de monitoramento do sistema piloto - NECAF/UFLA	125
TABELA 3 A	Dados obtidos para DQO afluente da Lagoa de Estabilização: DQO teórica obtida através do balanço hídrico, DQO analisada obtidas análises laboratoriais e DQO ajustada obtida do modelo de ajuste com $r^2 = 0,8015$	130
ANEXO B		132
TABELA 1B	Temperatura média do efluente da lagoa de estabilização, medida por meio do sistema Eurotherm.....	132

ANEXO A

TABELA I. Resumo da produção da safra e carga/2006 do NECAF/UFLA e da DQO gerada (continua)

Dia	Volume lavado (L)	Volume descascado (L)	Volume desmucilado (L)	DQO (kgDQO.m⁻³)	vazão (m³.dia⁻¹)	carga (kgDQO.dia⁻¹)
5/jun	9200	9200	9200	6,30	69,00	434,77
6/jun	10800	10800	10800	29,69	17,19	510,39
7/jun	16000	16000	16000	29,69	25,47	756,13
8/jun	14000	14000	14000	29,69	22,28	661,61
9/jun	10000	10000	10000	29,69	15,92	472,58
10/jun					0,00	0,00
11/jun					0,00	0,00
12/jun	15000	15000	15000	29,69	23,88	708,87
13/jun	14000	14000	14000	29,69	22,28	661,61
14/jun	10000	10000	10000	29,69	15,92	472,58
15/jun					0,00	0,00
16/jun	9000	9000	9000	29,69	14,33	425,32
17/jun					0,00	0,00
18/jun					0,00	0,00
19/jun	12000	12000	12000	29,69	19,10	567,10
20/jun					0,00	0,00
21/jun	7600			9,26	2,28	21,11
22/jun	9000			9,26	2,70	25,00
23/jun	8600			9,26	2,58	23,89
24/jun					0,00	0,00
25/jun					0,00	0,00
26/jun	9700			9,26	2,91	26,95
27/jun	8600			9,26	2,58	23,89
28/jun					0,00	0,00
29/jun	10600			9,26	3,18	29,45
30/jun					0,00	0,00
1/jul					0,00	0,00
2/jul					0,00	0,00
3/jul	8800			9,26	2,64	24,45
4/jul	7600			9,26	2,28	21,11
5/jul	6800			9,26	2,04	18,89
6/jul	8600			9,26	2,58	23,89
7/jul	4800			9,26	1,44	13,33
8/jul					0,00	0,00
9/jul					0,00	0,00
10/jul	4300			9,26	1,29	11,95
11/jul	4200			9,26	1,26	11,67
12/jul					0,00	0,00
(continua...)						

TABELA I (continuação)						
13/jul					0,00	0,00
14/jul	7300			9,26	2,19	20,28
15/jul					0,00	0,00
16/jul					0,00	0,00
17/jul	7300			9,26	2,19	20,28
18/jul	9700			9,26	2,91	26,95
19/jul	9800			9,26	2,94	27,22
20/jul	7400			9,26	2,22	20,56
21/jul	1000			9,26	0,30	2,78
22/jul					0,00	0,00
23/jul					0,00	0,00
24/jul	3500			9,26	1,05	9,72
25/jul					0,00	0,00
26/jul					0,00	0,00
27/jul					0,00	0,00
28/jul	4800			9,26	1,44	13,33
29/jul					0,00	0,00
30/jul					0,00	0,00
31/jul	5200			9,26	1,56	14,45
1/ago	5400	5400		7,51	5,22	39,19
2/ago	4000	4000		7,51	3,87	29,03
3/ago	680	680		7,51	0,66	4,94
4/ago	950	950		7,51	0,92	6,90
5/ago					0,00	0,00
6/ago					0,00	0,00
7/ago	1500	1500		7,51	1,45	10,89
8/ago					0,00	0,00
9/ago					0,00	0,00
10/ago	1400	1400		7,51	1,35	10,16
11/ago					0,00	0,00
12/ago					0,00	0,00
13/ago					0,00	0,00
14/ago	1600	1600		7,51	1,55	11,61
15/ago	1600	1600		7,51	1,55	11,61
16/ago	1570	1570		7,51	1,52	11,40
17/ago	1300	1300		7,51	1,26	9,44
18/ago	1550			9,26	0,47	4,31
19/ago	900			9,26	0,27	2,50
20/ago	800			9,26	0,24	2,22
21/ago	600			9,26	0,18	1,67
22/ago	500			9,26	0,15	1,39
23/ago	450			9,26	0,14	1,25
24/ago	200			9,26	0,06	0,56
TOTAL	300200	140000	120000	589,36	304,71	6186,71

TABELA II. Dados climatológicos observados e balanço hídrico calculado durante o período de monitoramento do sistema piloto - NECAF/UFLA. (continua)

Dia	Pp	UR	INS	U	ECA	K_{pc}	E_L	BH₁	BH₂
5/6	0,0	73,0	9,5	69,12	2,16	0,78	1,69	-1,69	-0,37
6/6	0,0	70,0	5,4	198,72	2,51	0,72	1,81	-1,81	-0,40
7/6	0,0	75,0	7,2	164,16	2,93	0,76	2,22	-2,22	-0,48
8/6	0,0	74,0	7,3	285,12	3,00	0,71	2,12	-2,12	-0,46
9/6	0,0	74,0	8,2	216,00	4,14	0,73	3,04	-3,04	-0,66
10/6	0,0	74,0	8,7	120,96	2,54	0,77	1,95	-1,95	-0,43
11/6	0,0	73,0	4,6	120,96	2,62	0,77	2,00	-2,00	-0,44
12/6	0,0	76,0	8,0	233,28	3,42	0,74	2,52	-2,52	-0,55
13/6	0,0	72,0	9,0	216,00	2,72	0,72	1,97	-1,97	-0,43
14/6	0,0	72,0	8,4	172,80	2,98	0,74	2,21	-2,21	-0,48
15/6	0,0	66,0	9,8	69,12	2,52	0,75	1,90	-1,90	-0,41
16/6	0,0	63,0	9,7	198,72	2,09	0,69	1,44	-1,44	-0,31
17/6	0,0	71,0	9,2	138,24	3,47	0,75	2,60	-2,60	-0,57
18/6	0,0	69,0	9,5	311,04	2,46	0,68	1,66	-1,66	-0,36
19/6	0,0	68,0	8,9	276,48	2,98	0,68	2,04	-2,04	-0,44
20/6	0,0	71,0	6,4	233,28	2,33	0,71	1,66	-1,66	-0,36
21/6	0,0	67,0	9,5	164,16	3,04	0,72	2,19	-2,19	-0,48
22/6	0,0	73,0	8,0	216,00	3,73	0,73	2,72	-2,72	-0,59
23/6	0,0	66,0	7,8	224,64	4,60	0,69	3,19	-3,19	-0,70
24/6	0,0	65,0	9,5	302,40	3,96	0,66	2,62	-2,62	-0,57
25/6	0,0	72,0	8,3	250,56	2,31	0,71	1,64	-1,64	-0,36
26/6	0,0	82,0	4,1	328,32	3,20	0,73	2,33	-2,33	-0,51
27/6	8,8	67,0	8,3	216,00	4,42	0,70	3,10	5,70	1,24
28/6	0,0	66,0	9,8	319,68	2,78	0,66	1,83	-1,83	-0,40
29/6	0,0	79,0	2,0	190,08	1,56	0,77	1,20	-1,20	-0,26
30/6	2,8	84,0	4,7	120,96	2,45	0,81	2,00	0,80	0,18
1/7	0,0	67,0	6,8	216,00	3,48	0,70	2,44	-2,44	-0,53
2/7	0,0	72,0	7,6	129,60	2,62	0,76	1,98	-1,98	-0,43
3/7	0,0	68,0	6,5	103,68	1,98	0,75	1,48	-1,48	-0,32
4/7	0,0	72,0	7,2	190,08	3,00	0,73	2,20	-2,20	-0,48
5/7	0,0	70,0	9,3	95,04	3,10	0,76	2,36	-2,36	-0,51
6/7	0,0	61,0	8,9	164,16	3,74	0,69	2,60	-2,60	-0,57
7/7	0,0	68,0	9,3	164,16	2,60	0,73	1,89	-1,89	-0,41
8/7	0,0	68,0	9,6	77,76	2,42	0,76	1,84	-1,84	-0,40
9/7	0,0	63,0	9,5	138,24	4,68	0,71	3,34	-3,34	-0,73
10/7	0,0	64,0	9,3	198,72	3,17	0,70	2,20	-2,20	-0,48
11/7	0,0	69,0	9,8	250,56	6,79	0,70	4,74	-4,74	-1,03
12/7	0,0	72,0	7,7	164,16	0,52	0,74	0,39	-0,39	-0,08

TABELA II. (CONTINUAÇÃO)

13/7	0,0	60,0	10,0	172,80	3,81	0,69	2,62	-2,62	-0,57
14/7	0,0	60,0	9,4	172,80	6,30	0,69	4,33	-4,33	-0,94
15/7	0,0	60,0	9,8	233,28	4,34	0,66	2,88	-2,88	-0,63
16/7	0,0	66,0	9,6	276,48	3,84	0,68	2,59	-2,59	-0,57
17/7	0,0	51,0	8,9	172,80	3,06	0,65	1,98	-1,98	-0,43
18/7	0,0	57,0	9,1	129,60	3,48	0,69	2,40	-2,40	-0,52
19/7	0,0	53,0	9,0	86,40	3,32	0,69	2,28	-2,28	-0,50
20/7	0,0	54,0	9,4	103,68	3,86	0,69	2,65	-2,65	-0,58
21/7	0,0	52,0	9,7	129,60	3,94	0,67	2,63	-2,63	-0,57
22/7	0,0	54,0	9,8	138,24	2,82	0,67	1,90	-1,90	-0,41
23/7	0,0	57,0	9,7	95,04	4,04	0,70	2,84	-2,84	-0,62
24/7	0,0	47,0	10,0	103,68	4,10	0,65	2,68	-2,68	-0,59
25/7	0,0	51,0	9,6	129,60	3,87	0,66	2,56	-2,56	-0,56
26/7	0,0	42,0	9,8	120,96	4,98	0,63	3,12	-3,12	-0,68
27/7	0,0	45,0	9,7	120,96	3,58	0,64	2,29	-2,29	-0,50
28/7	0,0	49,0	8,8	112,32	4,92	0,66	3,25	-3,25	-0,71
29/7	0,0	72,0	0,2	86,40	1,88	0,77	1,45	-1,45	-0,32
30/7	1,6	78,0	3,5	345,60	2,90	0,70	2,04	-0,44	-0,10
31/7	0,0	78,0	3,1	241,92	2,68	0,74	1,99	-1,99	-0,43
1/8	0,0	81,0	4,7	112,32	2,44	0,80	1,96	-1,96	-0,43
2/8	0,0	73,0	7,0	207,36	2,88	0,73	2,11	-2,11	-0,46
3/8	0,0	71,0	7,7	259,20	3,00	0,70	2,11	-2,11	-0,46
4/8	0,0	64,0	8,5	164,16	4,34	0,71	3,07	-3,07	-0,67
5/8	0,0	54,0	8,6	216,00	4,92	0,64	3,17	-3,17	-0,69
6/8	0,0	58,0	9,5	112,32	4,66	0,70	3,27	-3,27	-0,71
7/8	0,0	51,0	9,0	250,56	5,40	0,62	3,33	-3,33	-0,73
8/8	0,0	42,0	10,1	259,20	5,74	0,57	3,29	-3,29	-0,72
9/8	0,0	50,0	10,4	172,80	4,54	0,64	2,91	-2,91	-0,64
10/8	0,0	47,0	10,3	198,72	5,24	0,62	3,24	-3,24	-0,71
11/8	0,0	46,0	10,3	276,48	6,38	0,59	3,73	-3,73	-0,81
12/8	0,0	57,0	10,4	129,60	3,68	0,69	2,54	-2,54	-0,55
13/8	0,0	60,0	9,4	164,16	6,39	0,69	4,41	-4,41	-0,96
14/8	0,0	54,0	10,5	164,16	6,50	0,66	4,31	-4,31	-0,94
15/8	0,0	50,0	10,2	138,24	4,31	0,66	2,82	-2,82	-0,62
16/8	0,0	54,0	10,2	190,08	6,52	0,65	4,26	-4,26	-0,93
17/8	0,0	43,0	10,2	241,92	6,32	0,58	3,69	-3,69	-0,81
18/8	0,0	57,0	9,8	311,04	7,22	0,62	4,49	-4,49	-0,98
19/8	0,0	59,0	7,6	181,44	4,91	0,68	3,34	-3,34	-0,73
20/8	3,6	78,0	3,4	164,16	4,91	0,77	3,79	-0,19	-0,04
21/8	0,2	70,0	8,4	345,60	5,54	0,67	3,70	-3,50	-0,76
22/8	0,0	68,0	10,3	276,48	5,38	0,68	3,68	-3,68	-0,80

TABELA II. (CONTINUAÇÃO)

23/8	0,0	52,0	9,4	155,52	3,33	0,66	2,19	-2,19	-0,48
24/8	0,0	46,0	10,3	259,20	7,56	0,59	4,47	-4,47	-0,97
25/8	0,0	47,0	10,4	259,20	7,76	0,60	4,63	-4,63	-1,01
26/8	0,0	51,0	9,9	224,64	5,30	0,63	3,32	-3,32	-0,72
27/8	0,2	71,0	5,5	440,64	3,50	0,64	2,23	-2,03	-0,44
28/8	11,8	90,0	6,6	86,40	1,14	0,85	0,97	10,83	2,36
29/8	1,6	73,0	6,7	190,08	7,71	0,74	5,70	-4,10	-0,89
30/8	0,0	55,0	10,6	388,80	5,98	0,58	3,49	-3,49	-0,76
31/8	0,0	62,0	9,1	224,64	2,44	0,68	1,65	-1,65	-0,36
1/9	0,0	67,0	6,6	86,40	6,64	0,75	4,99	-4,99	-1,09
2/9	18,1	90,0	0,7	120,96	0,62	0,84	0,52	17,58	3,83
3/9	4,9	75,0	6,1	146,88	3,84	0,76	2,93	1,97	0,43
4/9	5,9	75,0	5,8	138,24	3,31	0,77	2,54	3,36	0,73
5/9	0,3	72,0	8,7	259,20	6,01	0,71	4,26	-3,96	-0,86
6/9	0,0	60,0	2,6	423,36	4,23	0,59	2,51	-2,51	-0,55
7/9	0,0	68,0	4,6	328,32	3,73	0,66	2,48	-2,48	-0,54
8/9	0,0	56,0	9,9	311,04	5,32	0,62	3,28	-3,28	-0,72
9/9	0,0	58,0	9,5	207,36	5,10	0,67	3,39	-3,39	-0,74
10/9	0,0	50,0	6,3	190,08	5,48	0,64	3,48	-3,48	-0,76
11/9	0,0	50,0	10,7	216,00	5,92	0,63	3,70	-3,70	-0,81
12/9	0,0	51,0	10,9	198,72	5,34	0,64	3,40	-3,40	-0,74
13/9	0,0	48,0	10,8	138,24	7,52	0,65	4,86	-4,86	-1,06
14/9	0,0	44,0	10,7	155,52	6,24	0,62	3,88	-3,88	-0,85
15/9	0,0	45,0	10,6	155,52	7,00	0,63	4,38	-4,38	-0,96
16/9	0,0	54,0	9,3	233,28	7,70	0,64	4,91	-4,91	-1,07
17/9	0,0	64,0	4,0	155,52	3,94	0,71	2,80	-2,80	-0,61
18/9	0,0	88,0	0,8	190,08	2,25	0,81	1,81	-1,81	-0,40
19/9	1,5	68,0	8,0	380,16	2,55	0,65	1,64	-0,14	-0,03
20/9	0,0	77,0	6,7	250,56	5,96	0,73	4,38	-4,38	-0,95
21/9	19,5	86,0	3,8	224,64	6,16	0,78	4,83	14,67	3,20
22/9	15,8	78,0	5,1	198,72	4,93	0,76	3,74	12,06	2,63
23/9	0,0	70,0	7,4	138,24	6,20	0,75	4,62	-4,62	-1,01
24/9	7,2	76,0	5,6	233,28	5,72	0,74	4,21	2,99	0,65
25/9	0,0	72,0	7,7	276,48	4,40	0,70	3,09	-3,09	-0,67
26/9	0,0	76,0	5,8	423,36	4,80	0,66	3,19	-3,19	-0,70
27/9	0,0	65,0	6,4	336,96	5,80	0,65	3,76	-3,76	-0,82
28/9	0,0	58,0	10,5	155,52	4,08	0,68	2,79	-2,79	-0,61
29/9	0,0	56,0	9,4	276,48	7,62	0,63	4,80	-4,80	-1,05
30/9	0,0	66,0	4,5	345,60	4,18	0,65	2,71	-2,71	-0,59
1/10	0,2	81,0	4,7	146,88	11,10	0,79	8,78	-8,58	-1,87
2/10	11,1	93,0	0,2	146,88	0,90	0,85	0,76	10,34	2,25

TABELA II. (CONTINUAÇÃO)

3/10	4,8	76,0	6,4	172,80	4,24	0,76	3,22	1,58	0,34
4/10	6,4	71,0	6,9	259,20	6,45	0,70	4,54	1,86	0,41
5/10	0,0	72,0	2,1	112,32	1,39	0,76	1,06	-1,06	-0,23
6/10	0,0	75,0	2,1	172,80	1,10	0,75	0,83	-0,83	-0,18
7/10	37,6	89,0	1,4	172,80	2,46	0,82	2,01	35,59	7,76
8/10	0,5	80,0	5,8	224,64	4,20	0,76	3,18	-2,71	-0,59
9/10	0,0	79,0	0,0	241,92	2,86	0,75	2,14	-2,14	-0,47
10/10	0,8	74,0	0,8	285,12	3,64	0,71	2,58	-1,78	-0,39
11/10	0,0	76,0	4,9	259,20	3,60	0,73	2,62	-2,62	-0,57
12/10	0,8	85,0	6,3	69,12	3,06	0,84	2,57	-1,77	-0,38
13/10	4,8	94,0	0,5	95,04	0,02	0,87	0,02	4,78	1,04
14/10	1,0	71,0	7,3	198,72	4,98	0,73	3,62	-2,62	-0,57
15/10	0,0	67,0	9,9	224,64	6,02	0,70	4,21	-4,21	-0,92
16/10	0,0	58,0	10,6	233,28	5,60	0,66	3,67	-3,67	-0,80
17/10	0,0	84,0	0,1	164,16	1,92	0,80	1,53	-1,53	-0,33
18/10	2,0	84,0	0,3	354,24	1,70	0,73	1,24	0,76	0,17
19/10	3,5	92,0	0,6	276,48	5,98	0,79	4,74	-1,24	-0,27
20/10	31,9	70,0	7,4	285,12	5,27	0,69	3,64	28,26	6,16
21/10	0,0	70,0	7,2	319,68	5,03	0,68	3,40	-3,40	-0,74
22/10	0,0	71,0	6,2	207,36	3,85	0,72	2,79	-2,79	-0,61
23/10	1,6	74,0	5,8	354,24	4,66	0,68	3,18	-1,58	-0,34
24/10	0,0	75,0	1,6	250,56	3,21	0,73	2,33	-2,33	-0,51
25/10	0,0	67,0	8,5	172,80	4,50	0,72	3,23	-3,23	-0,70
26/10	0,0	64,0	7,9	190,08	5,82	0,70	4,07	-4,07	-0,89
27/10	0,0	73,0	7,4	172,80	4,62	0,75	3,44	-3,44	-0,75
28/10	0,0	51,0	7,8	164,16	7,84	0,65	5,09	-5,09	-1,11
29/10	0,0	52,0	9,6	181,44	5,86	0,65	3,80	-3,80	-0,83
30/10	0,0	55,0	10,7	190,08	6,24	0,66	4,11	-4,11	-0,90
31/10	0,0	68,0	9,9	250,56	5,62	0,69	3,90	-3,90	-0,85
1/11	0,0	74,0	8,0	302,40	5,89	0,70	4,13	-4,13	-0,90
2/11	2,6	90,0	1,5	172,80	2,54	0,82	2,09	0,51	0,11
3/11	9,6	85,0	3,2	129,60	1,16	0,82	0,95	8,65	1,89
4/11	5,2	71,0	6,0	354,24	7,46	0,67	4,99	0,21	0,05
5/11	0,0	71,0	7,2	285,12	7,04	0,69	4,89	-4,89	-1,07
6/11	0,0	80,0	3,2	259,20	0,98	0,74	0,73	-0,73	-0,16
7/11	7,4	76,0	7,3	146,88	6,24	0,77	4,80	2,60	0,57
8/11	0,0	68,0	8,5	311,04	6,24	0,67	4,19	-4,19	-0,91
9/11	0,0	77,0	3,5	285,12	8,38	0,72	6,04	-6,04	-1,32
10/11	2,6	92,0	0,0	285,12	2,14	0,79	1,69	0,91	0,20
11/11	17,2	86,0	0,0	302,40	1,38	0,76	1,04	16,16	3,52
12/11	4,9	67,0	7,3	371,52	6,92	0,64	4,46	0,44	0,10

TABELA II. (CONTINUAÇÃO)

13/11	0,0	81,0	2,0	414,72	3,60	0,69	2,49	-2,49	-0,54
14/11	32,4	85,0	3,8	164,16	3,13	0,80	2,51	29,89	6,52
15/11	5,4	74,0	8,8	233,28	4,33	0,73	3,15	2,25	0,49
16/11	0,0	69,0	11,1	285,12	6,36	0,69	4,36	-4,36	-0,95
17/11	0,0	62,0	10,7	86,40	7,88	0,73	5,74	-5,74	-1,25
18/11	0,0	68,0	8,4	250,56	6,58	0,69	4,57	-4,57	-1,00
19/11	0,0	76,0	7,2	129,60	10,30	0,78	7,99	-7,99	-1,74
20/11	31,0	81,0	6,1	233,28	5,98	0,76	4,54	26,46	5,77
21/11	4,6	72,0	9,0	250,56	6,14	0,71	4,37	0,23	0,05
22/11	0,0	61,0	10,4	224,64	5,02	0,67	3,37	-3,37	-0,74
23/11	0,0	75,0	8,4	319,68	5,66	0,70	3,96	-3,96	-0,86
24/11	0,0	73,0	8,4	259,20	5,24	0,71	3,74	-3,74	-0,81
25/11	1,6	72,0	11,4	302,40	9,56	0,69	6,62	-5,02	-1,09
26/11	16,4	91,0	1,0	69,12	1,60	0,87	1,38	15,02	3,27
27/11	12,8	88,0	2,0	103,68	3,04	0,84	2,55	10,25	2,23
28/11	30,4	86,0	2,2	155,52	7,48	0,81	6,06	24,34	5,31
29/11	23,6	88,0	4,2	164,16	12	0,82	9,80	13,80	3,01
30/11	54,3	74,0	5,8	233,28	4,90	0,73	3,56	50,74	11,06
1/12	1,0	64,0	7,1	406,08	8,50	0,62	5,25	-4,25	-0,93
2/12	0,0	71,0	5,9	285,12	5,92	0,69	4,11	-4,11	-0,90
3/12	0,0	67,0	11,9	216,00	5,70	0,70	4,00	-4,00	-0,87
4/12	0,0	71,0	9,4	155,52	6,20	0,74	4,61	-4,61	-1,00
5/12	9,0	94,0	0,0	112,32	0,64	0,86	0,55	8,45	1,84
6/12	5,6	81,0	5,6	233,28	4,98	0,76	3,78	1,82	0,40
7/12	1,0	82,0	4,4	172,80	5,66	0,79	4,45	-3,45	-0,75
8/12	4,8	70,0	10,1	155,52	5,82	0,74	4,30	0,50	0,11
9/12	0,6	90,0	0,0	172,80	2,68	0,82	2,20	-1,60	-0,35
10/12	14,4	78,0	2,9	336,96	5,50	0,71	3,88	10,52	2,29
11/12	13,0	84,0	0,5	388,80	4,10	0,71	2,93	10,07	2,20
12/12	0,6	74,0	3,1	380,16	6,50	0,67	4,37	-3,77	-0,82
13/12	0,0	81,0	0,8	293,76	3,80	0,74	2,80	-2,80	-0,61
14/12	18,0	91,0	0,1	129,60	2,72	0,84	2,29	15,71	3,42
15/12	30,8	94,0	0,8	146,88	5,26	0,85	4,47	26,33	5,74
16/12	39,8	90,0	4,1	155,52	3,00	0,83	2,49	37,31	8,13
17/12	1,0	70,0	7,3	138,24	5,28	0,75	3,93	-2,93	-0,64
18/12	0,0	65,0	11,1	146,88	6,62	0,72	4,76	-4,76	-1,04
19/12	0,0	70,0	8,9	224,64	5,44	0,71	3,88	-3,88	-0,85
20/12	0,0	74,0	7,5	259,20	5,10	0,72	3,66	-3,66	-0,80
21/12	4,1	85,0	5,9	250,56	4,96	0,77	3,82	0,28	0,06
22/12	4,4	72,0	9,6	120,96	5,86	0,76	4,46	-0,06	-0,01
23/12	1,1	89,0	5,7	172,80	0,98	0,82	0,80	0,30	0,07

TABELA II. (CONTINUAÇÃO)

24/12	25,7	80,0	3,4	95,04	5,02	0,81	4,05	21,65	4,72
25/12	10,2	74,0	4,0	77,76	5,10	0,79	4,01	6,19	1,35
26/12	0,0	77,0	4,2	285,12	4,90	0,72	3,53	-3,53	-0,77
27/12	2,3	82,0	5,6	146,88	7,04	0,80	5,60	-3,30	-0,72
28/12	14,6	76,0	5,1	190,08	6,12	0,75	4,61	9,99	2,18
29/12	7,0	74,0	3,7	285,12	5,76	0,71	4,08	2,92	0,64
30/12	0,2	90,0	0,0	198,72	1,90	0,81	1,54	-1,34	-0,29
31/12	11,4	91,0	0,0	233,28	2,78	0,80	2,23	9,17	2,00
1/1	35,4	96,0	0,0	198,72	0,90	0,84	0,76	34,64	7,55
2/1	21,6	92,0	0,4	250,56	1,30	0,80	1,04	20,56	4,48
3/1	17,0	88,0	0,6	259,20	2,22	0,78	1,73	15,27	3,33
4/1	12,8	93,0	0,2	241,92	0,50	0,81	0,40	12,40	2,70
5/1	16,6	95,0	0,0	259,20	0,62	0,81	0,50	16,10	3,51
6/1	23,2	86,0	1,6	172,80	2,32	0,80	1,87	21,33	4,65
7/1	1,2	76,0	5,6	172,80	5,58	0,76	4,24	-3,04	-0,66
8/1	0,2	76,0	5,4	198,72	4,38	0,75	3,28	-3,08	-0,67
9/1	1,0	81,0	8,0	164,16	5,82	0,78	4,57	-3,57	-0,78
10/1	21,2	86,0	3,9	216,00	4,18	0,79	3,29	17,91	3,90
11/1	2,4	72,0	7,8	112,32	7,02	0,76	5,36	-2,96	-0,65
12/1	0,0	74,0	9,4	224,64	5,08	0,73	3,71	-3,71	-0,81
13/1	0,0	88,0	1,2	95,04	8,00	0,84	6,74	-6,74	-1,47

TABELA III. Dados obtidos para DQO afluente da Lagoa de Estabilização: DQO teórica obtida através do balanço hídrico, DQO analisada obtidas análises laboratoriais e DQO ajustada obtida do modelo de ajuste com $r^2 = 0,8015$ (continua...)

DIAS	DQOt	DQOan	DQOaj	DIAS	DQOt	DQOan	DQOaj
0	495		495	14	6462		7203
1	1077		3562	15	6462		7064
2	1939		5652	16	6486		6927
3	2693		6851	17	6515		6791
4	3231		7511	18	6542		6658
5	3231		7845	19	6542		6527
6	3231		7983	20	6542		6399
7	4039		8003	21	6573		6273
8	4793		7952	22	6600		6149
9	5332		7861	23	6600		6028
10	5332		7745	24	6634		5909
11	5816		7617	25	6634		5792
12	5816		7481	26	6634		5678
13	5816		7342	27	6634		5566

TABELA III (continuação)

28	6661	5456	69	7069		2411
29	6686	5349	70	7082		2364
30	6707	5243	71	7095		2317
31	6734	5140	72	7108		2271
32	6749	5039	73	7119		2226
33	6749	4939	74	7124		2182
34	6749	4842	75	7127		2139
35	6763	4746	76	7129		2097
36	6776	4653	77	7131		2056
37	6776	4561	78	7133		2015
38	6776	4471	79	7134		1976
39	6799	4383	80	7135		1937
40	6799	4296	81	7135		1898
41	6799	4212	82	7135		1861
42	6823	4128	83	7135		1824
43	6853	4047	84	7135		1788
44	6884	3967	85	7135		1753
45	6908	3889	86	7135	1303	1718
46	6911	3812	91	7135	994	1556
47	6911	3737	95	7135	1582	1436
48	6911	3663	100	7135	1349	1300
49	6922	3591	105	7135	1303	1177
50	6922	3520	108	7135	1328	1109
51	6922	3451	109	7135	1594	1087
52	6922	3383	113	7135	1537	1004
53	6937	3316	122	7135	900	839
54	6937	3251	130	7135	1264	715
55	6937	3187	135	7135	903	647
56	6954	3124	136	7135	707	635
57	6998	3062	141	7135	547	575
58	7031	3002	144	7135	489	541
59	7037	2943	148	7135	261	500
60	7045	2884	150	7135	309	480
61	7045	2828	155	7135	259	435
62	7045	2772	157	7135	251	418
63	7057	2717	161	7135	256	386
64	7057	2664	163	7135	228	371
65	7057	2611	165	7135	229	356
66	7069	2560	168	7135	227	336
67	7069	2509	171	7135	199	316
68	7069	2460	176	7135	193	286

TABELA III (continuação)

178	7135	134	275	184	7135	136	244
187	7135	113	230	204	7050	130	164
190	7135	88	216	206	7050	133	157
192	7135	111	208	212	7050	131	140
199	7135	109	181	214	7050	114	134
201	7135	143	174	218	7050	116	124

ANEXO B

TABELA I. Temperatura média do efluente da lagoa de estabilização, medida por meio do sistema Eurotherm.

DATA	FUNDO DA LAGOA	MEIO DA LAGOA	SUPERFÍCIE DA LAGOA
16/9	20,5	20,5	20,7
17/9	20,6	20,6	20,8
18/9	20,6	20,5	20,6
19/9	20,4	20,3	20,5
20/9	20,4	20,4	20,6
21/9	20,5	20,4	20,6
22/9	20,6	20,5	20,7
23/9	20,9	20,8	21,0
24/9	21,0	21,0	21,1
25/9	21,1	21,0	21,2
26/9	21,0	21,1	21,2
27/9	20,9	20,9	21,1
28/9	20,7	20,7	20,7
1/11			
2/11	23,5	23,7	23,4
3/11	23,5	23,6	23,6
4/11	23,6	23,9	24,8
5/11	23,6	23,8	24,5
6/11	23,7	23,8	25,0
7/11	23,8	24,0	27,0
8/11	23,8	24,1	24,8
9/11	23,6	23,7	24,6
10/11	23,2	23,1	22,8
11/11	22,0	22,1	21,8
12/11	21,3	21,4	23,6
13/11	21,1	21,3	21,7
14/11	20,9	21,1	23,3

(continua...)

TABELA 1B (continuação)

15/11	21,1	21,2	24,3
16/11	21,3	21,4	24,7
17/11	21,5	21,7	22,6
18/11	21,7	22,5	24,2
19/11	22,2	22,7	24,2
20/11	22,5	22,7	25,4
21/11	22,6	22,8	23,8
22/11	22,9	23,0	25,0
23/11	23,0	23,3	24,7
24/11	23,2	23,4	25,2
25/11	23,4	23,6	25,4
26/11	23,6	23,6	23,9
27/11	23,4	23,5	24,3
28/11	23,5	23,5	23,8
29/11	23,6	23,5	24,2
30/11	23,6	23,8	25,4
1/1	23,9	23,9	24,4
2/1	23,6	23,6	24,3
3/1	23,5	23,5	24,4
4/1	23,4	23,3	24,8
5/1	23,2	23,0	24,3
6/1	22,9	22,9	24,0
7/1	22,9	23,1	23,8
8/1	23,1	23,5	25,2
9/1	23,3	23,8	25,6
10/1	23,5	23,9	24,9
11/1	23,7	24,1	25,1
12/1	23,8	24,3	26,1
13/1	24,0	24,6	25,8