



Joaquim Miguel

Digestão anaeróbia de biorresíduos

Gonçalves Cunha



**Joaquim Miguel
Gonçalves Cunha**

Digestão anaeróbia de biorresíduos

dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Engenharia do Ambiente, realizada sob a orientação científica do Professor Doutor Manuel Arlindo Amador de Matos, Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro, e co-orientação da Professora Doutora Ana Paula Duarte Gomes, Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro e Professora Doutora Maria Isabel Aparício Paulo Fernandes Capela, Professora Associada do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

"The task is, not so much to see what no one has yet seen, but to think what nobody has yet thought, about that which everybody sees"

Arthur Schopenhauer

o júri

Presidente

Professora Doutora Maria Helena Gomes de Almeida Gonçalves Nadais

Professora Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

Professora Doutora Maria Alzira Pimenta Dinis

Professora Auxiliar da Faculdade de Ciência e Tecnologia da Universidade Fernando Pessoa

(Arguente)

Professor Doutor Manuel Arlindo Amador de Matos

Professor Auxiliar do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

(Orientador)

agradecimentos

Agradeço este trabalho aos meus orientadores Professor Doutor Manuel Arlindo Amador de Matos, Professora Doutora Ana Paula Duarte Gomes e Professora Doutora Maria Isabel Aparício Paulo Fernandes Capela, pela competência científica, acompanhamento do trabalho e pela disponibilidade revelada ao longo deste tempo de trabalho.

À minha família e em particular aos meus pais e irmã, por serem modelos de coragem, pelo seu apoio, amizade e paciência demonstrados.

Por último, mas não menos importante, Mara, pelo precioso apoio que preencheu as diversas falhas que fui tendo por força das circunstâncias, pela paciência e compreensão reveladas ao longo deste tempo.

palavras-chave

Digestão anaeróbia, Biorresíduos, Biogás, Gestão de resíduos

resumo

A digestão anaeróbia (DA) é um processo com grande interesse no âmbito da gestão de resíduos pois para além de tratar estes resíduos diminuindo a carga poluente ao nível das emissões gasosas e dos efluentes líquido quando são descarregados no ambiente, permitem ainda recuperar os nutrientes para aplicação no solo como fertilizante e condicionador do solo, produzindo ainda biogás, que é uma fonte de energia renovável.

A digestão anaeróbia é realizada por determinados microrganismos específicos, que, atuando na ausência de oxigénio, promovem a degradação da matéria orgânica, produzindo digestato e uma mistura gasosa composta por metano e dióxido de carbono.

O presente trabalho tem como objetivo contribuir para o estudo do processo de digestão anaeróbia aplicado a biorresíduos de origem alimentar, no contexto da avaliação da operacionalidade de uma instalação piloto de digestão anaeróbia disponível no DAOUA. Para o efeito foram realizadas várias séries de ensaios, cada uma das quais em diferentes situações, na tentativa de obter condições de operação satisfatórias em estado estacionário, nomeadamente em relação à temperatura, ao pH, à produção de biogás, à carga orgânica/teor de sólidos e mistura.

Em relação aos resultados obtidos, foi possível concluir que a condição inicial afeta de forma decisiva o desempenho do processo ao longo do tempo, nomeadamente a atividade da população bacteriana responsável pela metanogénese. Dos quatro ensaios reportados, apenas o último, realizado à temperatura de cerca de 25°C, evidenciou as condições de estacionaridade desejadas: cerca de 125 litros de biogás por kg de biorresíduos contendo 50-60% de CH₄, na presença de um digestato com pH de cerca de 7,1, com teor de sólidos totais de 8-10%, alcalinidade de 5-6 gCaCO₃.L⁻¹, quase sem cheiro e facilmente centrifugável, contendo cerca 2-3% de azoto Kjeldahl referido ao digestato seco.

Com as alterações introduzidas, a instalação evidenciou condições para a realização de estudos e lecionação à escala piloto, nomeadamente no âmbito do tratamento de biorresíduos por digestão anaeróbia, embora seja conveniente/necessário melhorar tecnicamente alguns dos dispositivos que apresenta atualmente ao nível de: alimentação, recolha/descarga do digestato, agitação/mistura, monitorização e registo de dados.

keywords

Anaerobic digestion, Biowaste, Biogas, Waste management

abstract

Anaerobic digestion (AD) is a process with great interest in the management of organic wastes because, in addition to treating this residue reducing the pollutant load at the level of the gaseous emissions and the liquid effluents when they are discharged into the environment, it also allows to recover the nutrients for application in soil as fertilizer/soil amendment and still produces biogas, which is a source of renewable energy.

Anaerobic digestion is performed by certain specific microorganisms, which degrade organic matter in the absence of oxygen, producing a digestate and a gaseous mixture of methane and carbon dioxide.

The present work aims to contribute to the study of the anaerobic digestion applied to biowaste, in the context of the evaluation of the operational conditions of a pilot plant available in DAOUA. For this purpose, several series of tests, each in different situations, were carried out to obtain satisfactory steady state operating conditions, namely in order to temperature, pH, biogas production, organic load and mixing.

In relation to the obtained results, it was possible to conclude that the initial condition affects in a decisive way the performance of the process over time, namely the activity of the bacterial population responsible for methanogenesis. Of the four trials reported, only the last one, performed at a temperature of about 25°C, showed the desired stationarity conditions: about 125 liters of biogas per kg of biowaste containing 50-60% CH₄, in the presence of digestate with pH of about 7,1, with total solids content of 8-10%, alkalinity of 5-6 gCaCO₃.L⁻¹, almost odorless and easily centrifugable, containing about 2-3% of Kjeldahl nitrogen referred to the dry digestate.

With the changes introduced, the installation showed conditions for carrying out studies and lecturing at the pilot scale, namely in the treatment of biowaste by anaerobic digestion, although it is convenient/necessary to technically improve some of its devices: feeder, outlet digestate port, continuous mixer, monitoring and recording data.

Índice

Índice	i
Índice de Figuras	iv
Índice de Tabelas	v
Lista de abreviaturas	vi
Nomenclatura	viii
1 Introdução	1
1.1 Enquadramento do trabalho	1
1.1.1 O biogás e as emissões de GEE	1
1.1.2 Gestão de resíduos urbanos e a digestão anaeróbia	2
1.2 Objetivos	3
1.3 Estrutura do presente trabalho	3
2 Processos e tecnologias de digestão anaeróbia	5
2.1 Conceito de resíduo orgânico biodegradável e biorresíduo	5
2.2 Digestão anaeróbia de resíduos	6
2.2.1 Interesse da digestão anaeróbia aplicada à gestão de resíduos	6
2.2.2 Condições do processo de digestão anaeróbia	7
2.2.3 Limitações do processo de digestão anaeróbia	8
2.2.4 Aplicações do biogás	9
2.3 Tecnologias da digestão anaeróbia	11
2.3.1 Tecnologia BTA	12
2.3.2 Tecnologia Linde-KCA/BRV	13
2.3.3 Tecnologia Kompogas	14
2.3.4 Tecnologia Waasa	15
2.3.5 Tecnologia Dranco	15
2.3.6 Tecnologia Valorga	16
2.4 Variáveis de controlo da digestão anaeróbia	17
2.4.1 Teor de sólidos	17
2.4.2 Temperatura	18
2.4.3 Concentração hidrogeniónica (pH)	20
2.4.4 Alcalinidade	22
2.4.5 Tempo de retenção	22
2.4.6 Características dos biorresíduos	23
2.4.7 Caudal e composição do biogás	24
2.5 Processo bioquímico da digestão anaeróbia	24
2.5.1 Hidrólise	26
2.5.2 Acidogénese	27
2.5.3 Acetogénese	28

2.5.4	Metanogénese	29
2.6	Digestores anaeróbios descontínuos e contínuos	30
2.7	Problemas frequentes da digestão anaeróbia	31
2.7.1	Acidificação	31
2.7.2	Camada de material flutuante	31
2.7.3	Camada de espuma	32
2.7.4	Entupimentos e fugas	32
3	Material e métodos	33
3.1	Unidade laboratorial de digestão anaeróbia	33
3.1.1	Descrição geral	34
3.1.2	Dispositivos de monitorização	35
3.1.3	Aquecimento do digestor anaeróbio	35
3.1.4	Monitorização e controlo de biogás	36
3.1.5	Alimentação e descarga do digestor anaeróbio	38
3.1.6	Agitação e mistura	39
3.2	Preparação e caracterização da alimentação	40
3.2.1	Amostragem e composição da alimentação	40
3.2.2	Preparação da alimentação	40
3.3	Arranque da operação	42
3.4	Alimentação ao digestor anaeróbio	42
3.5	Controlo das operações do digestor anaeróbio	43
3.5.1	Determinação do teor de humidade	45
3.5.2	Determinação do teor de cinza	45
3.5.3	Determinação do teor de azoto Kjeldahl	46
3.5.4	Determinação da alcalinidade	47
3.6	Sementeira/Inóculo	47
3.7	Frequência das amostragens	48
3.8	Quantificação e caracterização do biogás	48
4	Resultados e discussão	50
4.1	Inoculação/arranque do digestor anaeróbio	50
4.2	Caracterização da alimentação	51
4.3	Resultados dos ensaios de laboratório do DAO	51
4.3.1	Primeiro ensaio	52
4.3.2	Segundo ensaio	55
4.3.3	Terceiro ensaio	58
4.3.4	Quarto ensaio	62
5	Conclusões e sugestões	67
5.1	Conclusões	67
5.2	Limitações	68

5.3 Sugestões para trabalho futuro.....	68
Referências bibliográficas	70
Anexo I – Inventário da unidade piloto de digestão anaeróbia	76
Anexo II – Determinação do teor de humidade.....	79
Anexo III – Resultados dos teores de humidade determinados relativamente às amostras e alimentação ao longo do estudo	80
Anexo IV – Determinação do teor de cinza.....	84
Anexo V – Resultados dos teores de cinza determinados relativamente às amostras e alimentação ao longo do estudo	86
Anexo VI – Determinação do teor de azoto Kjeldahl	90
Anexo VII – Resultados dos teores de azoto Kjeldahl determinados relativamente às amostras e alimentação ao longo do estudo	93
Anexo VIII – Determinação da alcalinidade das amostras do digestor anaeróbio	98
Anexo IX – Preparação da alimentação ao digestor anaeróbio.....	100
Anexo X – Parâmetros monitorizados na unidade de digestão anaeróbia	102

Índice de Figuras

Figura 2.1 – Resíduos de natureza orgânica ^[7]	5
Figura 2.2 – Esquema do processo de produção de energia a partir do biogás proveniente da digestão anaeróbia ^[20]	9
Figura 2.3 – Produção de eletricidade a partir do biogás e capacidade instalada acumulada ^[9]	10
Figura 2.4 – Esquema genérico de um sistema de tratamento BTA ^[15]	13
Figura 2.5 – Esquema típico do processo LINDE–KCA/BRV por via húmida ^[15]	14
Figura 2.6 – Esquema da tecnologia Kompogas ^[29]	14
Figura 2.7 – Processo de digestão anaeróbia de um estágio do processo Waasa ^[31]	15
Figura 2.8 – Esquema geral de funcionamento de uma estação industrial Dranco ^[15]	16
Figura 2.9 – Esquema geral de funcionamento de uma estação industrial Valorga ^[15]	16
Figura 2.10 – Gama de temperaturas e velocidade da reação ^[23]	19
Figura 2.11 – Diagrama das etapas do processo de digestão anaeróbia ^[42]	25
Figura 2.12 – Esquema representativo da etapa da hidrólise ^[56]	27
Figura 2.13 – Esquema representativo da etapa da acidogénese ^[56]	28
Figura 2.14 – Esquema representativo da etapa da acetogénese ^[56]	28
Figura 2.15 – Esquema representativo da etapa da metanogénese ^[56]	29
Figura 3.1 – Unidade laboratorial de digestão anaeróbia de biorresíduos	34
Figura 3.2 – Dispositivo externo de aquecimento e recirculação.....	36
Figura 3.3 – Contador seco de biogás	37
Figura 3.4 – Borbulhador de biogás e limitador de pressão de coluna líquida de 8 cm	37
Figura 3.5 – Instalação da base do sistema de agitação.....	39
Figura 3.6 – Sistema de agitação de digestão anaeróbia em três níveis	39
Figura 3.7 – Amostra de biorresíduos para preparação de alimentação ao digestor anaeróbio.....	41
Figura 3.8 – Polpa de biorresíduos após trituração com varinha mágica e crivo	41
Figura 3.9 – Funil de alimentação ao digestor anaeróbio e válvula de controlo.....	43
Figura 3.10 – Determinação do teor em azoto Kjeldahl das amostras no laboratório do DAOUA...	46
Figura 4.1 – Registos de operação ao longo do primeiro ensaio.....	54
Figura 4.2 – Registos de operação ao longo do segundo ensaio	57
Figura 4.3 – Esquema explicativo do processo de inibição da digestão anaeróbia devido a uma elevada carga orgânica ^[35]	57
Figura 4.4 – Registos de operação ao longo do terceiro ensaio.....	60
Figura 4.5 – Registos de operação ao longo do quarto ensaio	64
Figura A.1 – Representação esquemática da unidade piloto de digestão anaeróbia do DAOUA...	76
Figura A.2 – Unidade de controlo da unidade piloto de digestão anaeróbia do DAOUA	76

Índice de Tabelas

Tabela 2.1 – Desempenho dos vários processos por via húmida mesofílicos ^[15]	12
Tabela 2.2 – Gama de temperaturas da digestão anaeróbia ^[34]	18
Tabela 2.3 – pH ótimo dos diversos grupos de bactérias intervenientes no processo de digestão anaeróbia ^[32]	21
Tabela 3.1 – Caracterização das lamas de fossa séptica	47
Tabela 3.2 – Caracterização de lamas de exploração pecuária leiteira em base húmida ^[79]	48
Tabela A.1 – Inventário da unidade laboratorial	77
Tabela A.2 – Tabela com teores de humidade do primeiro ensaio	80
Tabela A.3 – Tabela com teores de humidade do segundo ensaio	81
Tabela A.4 – Tabela com teores de humidade do terceiro ensaio	82
Tabela A.5 – Tabela com teores de humidade do quarto ensaio	83
Tabela A.6 – Tabela com teores de cinza do primeiro ensaio	86
Tabela A.7 – Tabela com teores de cinza do segundo ensaio	87
Tabela A.8 – Tabela com teores de cinza do terceiro ensaio	88
Tabela A.9 – Tabela com teores de cinza do quarto ensaio	89
Tabela A.10 – Tabela com a aferição do título do ácido sulfúrico (0,1 N / 0,2 N)	93
Tabela A.11 – Titulações das amostras após digestão e cálculo da fração mássica de azoto Kjeldahl na amostra seca do primeiro ensaio	94
Tabela A.12 – Titulações das amostras após digestão e cálculo da fração mássica de azoto Kjeldahl na amostra seca do segundo ensaio	95
Tabela A.13 – Titulações das amostras após digestão e cálculo da fração mássica de azoto Kjeldahl na amostra seca do terceiro ensaio	96
Tabela A.14 – Titulações das amostras após digestão e cálculo da fração mássica de azoto Kjeldahl na amostra seca do quarto ensaio	97
Tabela A.15 – Valores de alcalinidade determinados ao longo do terceiro ensaio	99
Tabela A.16 – Valores de alcalinidade determinados ao longo do quarto ensaio	99
Tabela A.17 – Primeiro ensaio (de 20/3/2017 a 8/5/2017)	102
Tabela A.18 – Primeiro ensaio (de 20/3/2017 a 8/5/2017) (cont.)	103
Tabela A.19 – Segundo ensaio (de 17/5/2017 a 19/6/2017)	104
Tabela A.20 – Segundo ensaio (de 17/5/2017 a 19/6/2017) (cont.)	105
Tabela A.21 – Segundo ensaio (de 17/5/2017 a 19/6/2017) (cont.)	106
Tabela A.22 – Terceiro ensaio (de 21/6/2017 a 24/7/2017)	107
Tabela A.23 – Terceiro ensaio (de 21/6/2017 a 24/7/2017) (cont.)	108
Tabela A.24 – Terceiro ensaio (de 21/6/2017 a 24/7/2017) (cont.)	109
Tabela A.25 – Quarto ensaio (de 29/7/2017 a 15/9/2017)	110
Tabela A.26 – Quarto ensaio (de 29/7/2017 a 15/9/2017) (cont.)	111

Lista de abreviaturas

AGV	Ácidos Gordos Voláteis
AOV	Ácidos Orgânicos Voláteis
Alc.	Alcalinidade
CaCO ₃	Carbonato de Cálcio
Ca(OH) ₂	Hidróxido de Cálcio
C ₂ H ₃ O ₂ ⁻	Ião Acetato
C ₂ H ₅ COOH	Ácido Propiónico
C ₃ H ₇ COOH	Ácido Butírico
CH ₃ COOH	Ácido Acético
CH ₄	Metano
CDR	Combustível Derivado de Resíduo
CO	Carga Orgânica
CO ₂	Dióxido de Carbono
CQO	Carência Química de Oxigênio
CSTR	“ <i>Continuous Stirred Tank Reator</i> ”
DA	Digestão Anaeróbia
DAO	Departamento de Ambiente e Ordenamento
ETAR	Estação de Tratamento de Águas Residuais
Fe(OH) ₃	Hidróxido de Ferro (III)
GEE	Gases com Efeito de Estufa
H ₂	Hidrogénio
H ₂ O	Água
H ₂ SO ₄	Ácido Sulfúrico
H ₃ BO ₃	Ácido Bórico
Na ₂ CO ₃	Carbonato de Sódio
NaHCO ₃	Bicarbonato de Sódio
NaOH	Hidróxido de Sódio
NH ₃	Amoníaco
NH ₄ ⁺	Ião Amónio
N org	Azoto Orgânico
K	Potássio

O ₂	Oxigénio
P	Fósforo
PEM	Potencial Específico de Metano
PVC	Policloreto de Vinilo
PVM	Produção Volumétrica de Metano
RU	Resíduos Urbanos
ST	Sólidos Totais
STV	Sólidos Totais Voláteis
SV	Sólidos Voláteis
TKN	Azoto Kjeldahl Total
TMB	Tratamento Mecânico Biológico
UE	União Europeia
UA	Universidade de Aveiro
UASB	<i>“Upflow Anaerobic Sludge Blanket”</i>
TRH	Tempo de Retenção Hidráulico
TRS	Tempo de Retenção de Sólidos

Nomenclatura

alc_C	- Alcalinidade do centrifugado	[mg $CaCO_3.L^{-1} C$]
alc_D	- Alcalinidade do digestato	[mg $CaCO_3.L^{-1} D$]
w_{WB}	- Fração mássica de humidade dos biorresíduos	[kg $W.kg^{-1} B$]
w_{WC}	- Fração mássica de humidade do material retido no crivo	[kg $W.kg^{-1} C$]
w_{WP}	- Fração mássica de humidade na polpa húmida	[kg $W.kg^{-1} P$]
w_{WH}	- Fração mássica de humidade na amostra húmida	[kg $W.kg^{-1} H$]
w_{NH}	- Fração mássica de azoto Kjeldahl da amostra tal e qual	[kg $N.kg^{-1} H$]
w_{ZR}	- Fração mássica de cinzas em base seca	[kg $Z.kg^{-1} R$]
ρ_P	- Densidade da polpa	[kg $P.m^{-3} P$]
ρ_W	- Densidade da água líquida	[kg $W.m^{-3} W$]
m_B	- Massa de biorresíduos em base tal e qual	[kg B]
m_W	- Massa de água adicionada à alimentação	[kg W]
V_p	- Volume da mistura de alimentação	[$m^3 P$]

Subscriptos

B	- referente a biorresíduos em base tal e qual
C	- referente ao material retido no crivo em base tal e qual
D	- referente ao digestato em base tal e qual
H	- referente a uma amostra húmida ou em base tal e qual
P	- referente à polpa de biorresíduos em base tal e qual
R	- referente a uma amostra seca ou em base seca
W	- referente à água líquida
Z	- referente a cinzas

1 INTRODUÇÃO

A sociedade contemporânea confronta-se com uma situação de limite, na qual o crescimento da população, o consumismo, as alterações das condições climáticas, a degradação ambiental e as novas desigualdades sociais são agravados pelo facto de vivermos num planeta limitado em termos de recursos e de espaço. Isto significa que a sociedade humana terá que usar os seus recursos de uma forma mais eficiente.

1.1 ENQUADRAMENTO DO TRABALHO

O presente trabalho estuda o processo de digestão anaeróbia (DA) cuja utilização generalizada garante um uso mais eficiente dos recursos materiais e energéticos, sendo um dos agentes promotores da Economia Circular. A partir da biomassa e dos seus resíduos, o processo de DA permite obter um gás combustível (biogás) e um produto orgânico que retém os componentes fertilizantes essenciais à manutenção da qualidade dos solos e à sustentabilidade da sua exploração pecuária e agrícola. A utilização do processo de DA no âmbito da gestão de resíduos urbanos é hoje uma prática corrente em Portugal, pese o facto da situação ocorrer, na maioria dos casos, em condições que o afastam significativamente do que foi atrás referido, tendo em conta a composição de resíduos submetida ao processo.

1.1.1 O BIOGÁS E AS EMISSÕES DE GEE

Devido ao crescimento populacional, as emissões de gases com efeito de estufa (GEE) aumentaram desde os tempos pré-industriais, cerca de 70% entre 1970 e 2004, levando a um aumento acentuado das concentrações atmosféricas de GEE^[1].

Apesar dos sucessivos acordos internacionais para limitar as emissões de GEE, desde 2000 a 2010^[2], estas têm vindo a aumentar, em média, 1,0 Gigatonnes equivalente de dióxido de carbono (CO₂) por ano (GtCO₂eq/ano), sendo apenas reduzidas temporariamente em 2008 devido à crise económica. Assim sendo, esta sequência de políticas não é suficiente para contrariar o crescimento mundial das emissões.

Os combustíveis fósseis são uma das principais fontes de emissão de GEE, contribuindo para um aumento significativo da concentração de CO₂ na atmosfera. Para tal é crucial a implementação de políticas que favoreçam a utilização de fontes renováveis de energia,

com o objetivo de reduzir as emissões e a dependência de combustíveis fósseis^[3]. Neste âmbito a reintegração dos resíduos no ciclo de matérias primas de forma a evitar o consumo de mais recursos^[4] é um dos aspetos fundamentais dessas políticas.

A produção de energia a partir de biomassa, é vista como uma das fontes de energia renovável mais determinantes, uma vez que o recurso renovável usado para produzir esta energia pode ser garantido continuamente pela Natureza. A partir da biomassa, o processo de DA permite produzir uma mistura gasosa combustível alternativa à utilização de recursos fósseis não renováveis

1.1.2 GESTÃO DE RESÍDUOS URBANOS E A DIGESTÃO ANAERÓBIA

A gestão de resíduos é um conjunto de processos que visa o encaminhamento dos resíduos para um destino final ambientalmente adequado, com custos económicos controlados e de forma socialmente aceitável^[5].

Segundo a lei-quadro dos resíduos, DL nº73/2011 de 17 de junho^[6], as atividades da gestão de resíduos passam pela realização de ações como a recolha, o transporte, a preparação para valorização, valorização e eliminação.

A diminuição de resíduos biodegradáveis encaminhados para aterro pode ser atingida através da valorização orgânica aeróbia e/ou anaeróbia dos resíduos^[7]. Estes resíduos constituem um problema crescente devido à sua elevada biodegradabilidade^[8]. As várias tecnologias que estão disponíveis para a produção de energia a partir de resíduos são diversas, sendo a DA uma das possibilidades, sendo viável em instalações industriais de grande escala como também em instalações de pequena escala. Esta característica permite criar condições de processos de DA nos países em desenvolvimento e nas áreas rurais, locais onde a oferta de energia é limitada^[4].

Deste modo, a DA assume-se como uma das principais tecnologias de tratamento e valorização energética de efluentes e resíduos biodegradáveis. Segundo Ferreira^[9], a utilização da DA no tratamento de efluentes orgânicos, quer líquidos quer sólidos, e na produção de energia renovável é, para além de desejável, imperativa, uma vez que esta tecnologia conhece um forte desenvolvimento técnico-científico, nos seus vários domínios, podendo dar uma resposta adequada aos problemas de escoamento, tratamento e valorização energética de efluentes e resíduos orgânicos, que se colocam nas sociedades industrializadas.

Através de um sistema integrado, onde são combinados os processos de biometanização e de compostagem, a valorização de biorresíduos pode ser efetuada, possibilitando assim, a produção da mistura gasosa (biogás), contudo a recuperação do material residual após digestão enfrenta dificuldades que estão relacionadas com a presença de contaminantes que inviabilizam a sua recuperação para a agricultura, podendo, eventualmente, ser usado como combustível derivado de resíduo (CDR)^[10] ou simplesmente como material de cobertura de aterros

No âmbito dos resíduos urbanos (RU), a fração de biorresíduos representa sensivelmente 50% é, paradoxalmente, o componente que mais problemas ocasiona à gestão do resíduo urbano enquanto mistura, mas é também um dos componentes que mais interesse apresenta para a recuperação simultânea de materiais (fertilizantes do solo) e de energia (como biogás) através do processo de DA, ou seja, apresenta oportunidades que estão afinal no cerne da designada “Economia Circular”.

1.2 OBJETIVOS

O objetivo principal deste trabalho foi a operacionalização de um dispositivo à escala piloto instalado num dos laboratórios de tecnologia do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro (DAOUA), aplicado à DA de biorresíduos, bem como identificar oportunidades de desenvolvimento para aplicações de suporte à lecionação do processo de DA aplicado aos biorresíduos, no contexto das aulas práticas da Unidade Curricular de Engenharia de Sistemas de Tratamento 1, integrante do Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente, e, eventualmente, aplicações de suporte à prestação de serviços e de investigação.

Este documento reflete o trabalho de inventário e alteração técnica do dispositivo piloto, de operação, monitorização e análise laboratorial de alguns dos parâmetros fundamentais à avaliação do processo de DA.

1.3 ESTRUTURA DO PRESENTE TRABALHO

No primeiro capítulo é apresentado, a título introdutório, a DA como principal tratamento e valorização dos biorresíduos, os seus objetivos e contextualização do tema.

O segundo capítulo faz uma breve descrição dos processos de tratamento por DA, das tecnologias usadas pela DA e a descrição dos principais parâmetros operacionais.

No capítulo três é realizada a caracterização da instalação laboratorial, bem como o seu desempenho e funcionalidades, a caracterização da carga inicial a colocar na instalação, a descrição do trabalho prático, referindo a metodologia utilizada, a amostragem, principais passos procedimentais, equipamento utilizado e o registo de valores adotados durante o trabalho prático.

No capítulo quatro são apresentados e discutidos os principais resultados.

Por fim, no capítulo cinco, são apresentadas as conclusões gerais do trabalho e sugestões para estudo e trabalho futuro neste âmbito.

2 PROCESSOS E TECNOLOGIAS DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

2.1 CONCEITO DE RESÍDUO ORGÂNICO BIODEGRADÁVEL E BIORRESÍDUO

Segundo o DL nº183/2009, os resíduos orgânicos biodegradáveis são definidos como aqueles “que podem ser sujeitos a uma decomposição biológica anaeróbia ou aeróbia, designadamente os resíduos alimentares e de jardim, o papel e o cartão”^[11]. Deste modo, e como ilustra a Figura 2.1, existem diversos resíduos que se classificam como resíduos orgânicos biodegradáveis.

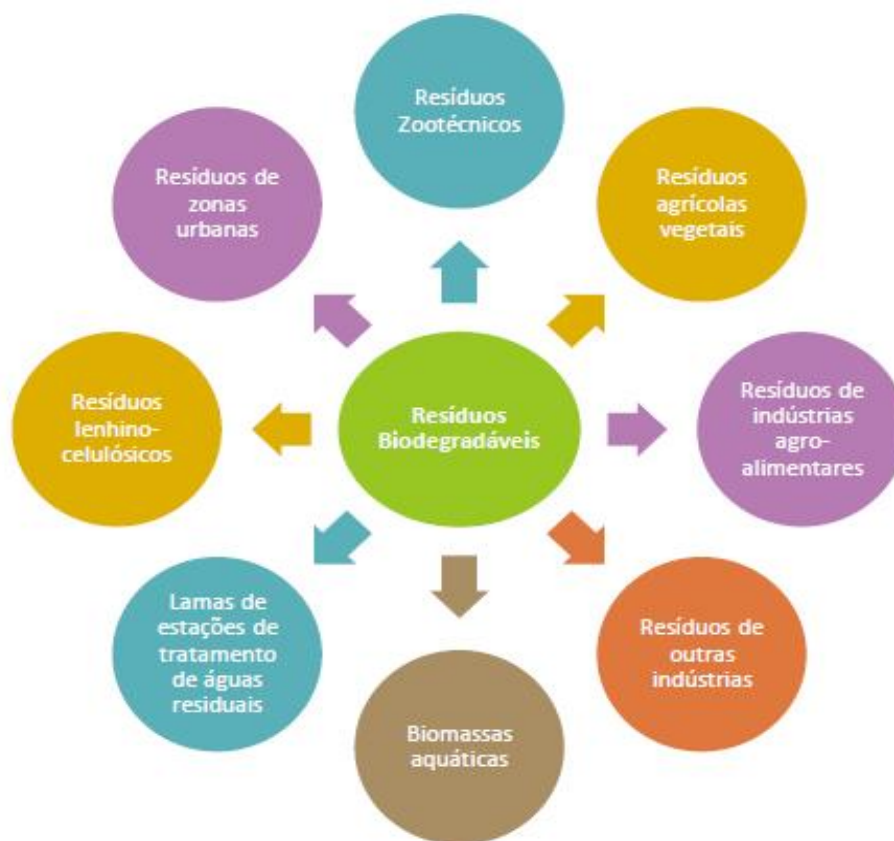


Figura 2.1 – Resíduos de natureza orgânica^[7]

O DL nº 73/2011, de 17 de junho, considera os biorresíduos como "os resíduos biodegradáveis de espaços verdes, nomeadamente os de jardins, parques, campos desportivos, bem como os resíduos biodegradáveis alimentares e de cozinha de habitações, das unidades de fornecimento de refeições e de retalho e os resíduos similares das unidades de transformação de alimentos"^[6]. Deste modo, os resíduos

verdes de parques e jardins, os resíduos alimentares e resíduos semelhantes de unidades de transformação de alimentos são considerados biorresíduos, sendo excluídos os produtos residuais agrícolas e silvícolas, as lamas de depuração, o estrume, têxteis naturais, madeira transformada e papel^[12].

2.2 DIGESTÃO ANAERÓBIA DE RESÍDUOS

A DA é um processo usado no tratamento de efluentes líquidos contendo uma elevada concentração de matéria orgânica biodegradável, no tratamento de lamas em estações de tratamento de água residuais (ETAR's), no tratamento de matérias residuais na indústria do abate de animais e da indústria agroalimentar e no tratamento de lamas na atividade agropecuária. A principal característica comum destas aplicações é a elevada concentração de matéria orgânica.

A aplicação em escala industrial da DA à área do tratamento de RU é relativamente recente, quando comparada com os processos anteriores. De facto, a estabilização da matéria orgânica exige em algum momento a presença de oxigénio (O₂), mas resulta muito caro a aplicação direta destes processos aeróbios ao tratamento de efluentes com elevado conteúdo em matéria orgânica. Assim, nestes casos esta estabilização é realizada em duas fases consecutivas: (a) na primeira fase é realizada a DA (na ausência de O₂), em que ocorre quer a redução do conteúdo orgânico no líquido (devido à formação de biogás) quer a estabilização da matéria orgânica (com degradação de proteínas, hidratos de carbono e gorduras) e a libertação de compostos orgânicos mais recalcitrantes em termos de biodegradabilidade; (b) na segunda fase a fração residual é colocada em contato com o O₂ do ar para degradação e higienização final.

2.2.1 INTERESSE DA DIGESTÃO ANAERÓBIA APLICADA À GESTÃO DE RESÍDUOS

Um dos objetivos estratégicos da UE é aumentar a eficiência em termos de utilização dos recursos, diminuindo perdas de matéria e energia^[12].

Com o objetivo de crescimento nas próximas décadas, a UE tem como foco uma “economia de baixo carbono que utiliza os recursos de uma forma eficiente” e o “desenvolvimento de novos métodos de produção e tecnologia verde”^[13], através de padrões de consumo responsáveis, prevenção e redução da extração de recursos materiais e energéticos, reaproveitamento dos materiais utilizados e aumento da eficiência dos processos envolvidos na gestão de resíduos.

Deste modo, o objetivo da UE é contribuir para o abandono da “economia do desperdício”, optando por uma economia circular, otimizando a utilização dos recursos materiais e energéticos, minimizando o uso de novos recursos, em particular, recursos não renováveis^[13].

A DA refere-se ao conjunto de processos específicos de tratamento/conversão de matéria orgânica na ausência de O₂ em compostos simples (água, dióxido de carbono e metano), tais como as que interessam ao tratamento de efluentes líquidos com elevada carga orgânica (CO), ao tratamento de lamas e ao tratamento de resíduos. Neste último âmbito ocorrem as operações de valorização/eliminação de resíduos urbanos designadas de Tratamento Mecânico e Biológico (TMB).

No contexto dos sistemas municipais, o TMB é uma tecnologia estabilizada e com exemplos comprovados de sucesso, quer a nível operacional quer a nível financeiro. Trata-se de um processo de tratamento de RU que envolve tratamento mecânico seguido de tratamento biológico. Os primeiros projetos de TMB foram desenvolvidos com o objetivo principal de reduzir o impacto ambiental dos aterros^[14]. O TMB complementa, mas não substitui outras técnicas de gestão de resíduos como a reciclagem e a compostagem como parte de um sistema integrado de gestão de resíduos.

Alguns dos objetivos do TMB incluem:

- Pré-tratamento de biorresíduos que são encaminhados para aterro;
- Estabilização do composto;
- Conversão de biogás em energia renovável;
- Produção de CDR.

2.2.2 CONDIÇÕES DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

O processo de DA aplicado a RU apresenta duas variantes: uma com elevado conteúdo em sólidos (conhecido como de “via seca”) e outro que é realizado na presença água (H₂O) (conhecido como de “via húmida”).

O processo de DA por “via húmida” é precedido por um pré-tratamento designado *pulping*, onde é adicionada H₂O para facilitar a hidrólise e o transporte do resíduo para o digestor. Neste tipo de processo, a mistura da suspensão dentro do digestor, é promovida por sistemas mecânicos ou bolhas de biogás tornando o processo essencialmente

automático. Neste tipo de tecnologia estão incluídos os processos comercializados pela BTA e Linde-KCA^[15].

Relativamente ao processo por “via seca”, estes foram desenvolvidos a partir das investigações efetuadas na década de 80, que demonstraram que as melhores taxas de produção de metano (CH₄) eram obtidas quando os resíduos eram mantidos no seu estado original^[77]. A maior dificuldade deste tipo de processo, passava por bombear e homogeneizar o conteúdo dos digestores, algo que foi ultrapassado na década de 90, quando a capacidade instalada na Europa já se dividia entre os sistemas por “via seca” e “via húmida”^[77]. Neste tipo de tecnologia estão incluídos os processos comercializados pela Dranco, Kompogas, Valorga e Waasa.

A escolha entre um sistema de tratamento de RU por “via seca” ou “via húmida” depende do balanço entre as vantagens e desvantagens inerentes às duas opções. A DA por “via húmida” permite obter produções de CH₄ superiores aos sistemas por “via seca”, no entanto, as produções volumétricas e as CO são mais baixas, devido ao facto de haver uma diluição dos resíduos. Da diluição dos resíduos sólidos com H₂O advém a vantagem de se usar equipamento mais barato e de uso comum, no entanto, esse facto é contrabalançado pelos maiores custos de investimento devido ao maior tamanho dos digestores, agitação, equipamento de pré-tratamento, resultando no final em investimentos muito semelhantes aos investimentos necessários para instalar os processos por “via seca”^[16].

2.2.3 LIMITAÇÕES DO PROCESSO DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

As taxas de reação nos processos de DA são muito sensíveis à temperatura^[17], por esta razão, uma temperatura de operação estável é muito importante e são recomendadas mudanças de temperatura de menos de 0,5 °C/dia^[18]. A nível económico, outra limitação são os custos associados à DA, pois estes são mais elevados do que aqueles associados ao tratamento aeróbio, uma vez que, é necessário um volume de digestor maior para o tratamento anaeróbio. Para além disso, a DA também é muito mais vulnerável aos problemas de compostos tóxicos encontrados no fluxo de resíduos e existe potencial para a produção de gases corrosivos. Por outro lado a manipulação de biogás ocasiona riscos de explosão, caso o CH₄ se misture com o ar numa proporção volumétrica entre 5 e 25%^[17].

2.2.4 APLICAÇÕES DO BIOGÁS

Sendo um subproduto da DA, o biogás é uma mistura gasosa composta fundamentalmente por CO_2 e CH_4 numa proporção volumétrica que varia entre os 40 a 60% em CH_4 , e que está relacionada com as condições de operação, apresentado alguma humidade e quantidades pequenas de amónia (NH_3) e ácido sulfídrico (H_2S). A sua aplicação como fonte de energia passa por: (a) diminuir a dependência dos combustíveis fósseis (carvão, petróleo e gás natural); (b) ser produzido a partir de quase todos os tipos de matéria orgânica, dando assim uma resposta à gestão de resíduos industriais, agrícolas e domésticos; (c) reduzir as emissões de CH_4 a partir dos aterros sanitários, o qual é um gás com efeito de estufa^[19].

Na Figura 2.2 pode-se observar diferentes alternativas possíveis de produção de energia através do biogás.

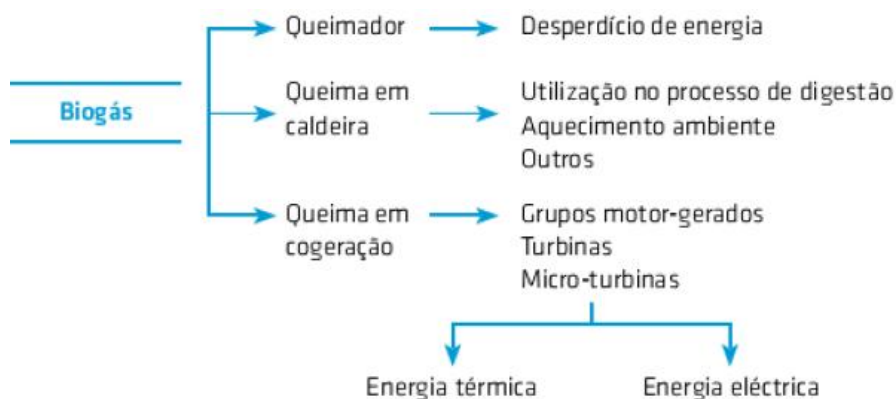


Figura 2.2 – Esquema do processo de produção de energia a partir do biogás proveniente da digestão anaeróbia^[20]

A energia térmica pode funcionar como fonte de calor para o próprio aquecimento do digestor anaeróbio e das instalações auxiliares, reduzindo assim os custos inerentes ao funcionamento, já a energia elétrica, pode ser vendida à rede de distribuição com uma tarifa de energia renovável^[20].

2.2.4.1 PURIFICAÇÃO DO BIOGÁS

O principal objetivo da purificação do biogás é aumentar a concentração de CH_4 e minimizar a dos restantes. No entanto, a partir da DA de biorresíduos alimentares dificilmente se atingirá uma percentagem de CH_4 superior a 85%. Deste modo, as instalações de DA de grande escala estão equipadas com sistemas que aumentam a

concentração de CH_4 , eliminando os gases que possam ser prejudiciais para os sistemas de valorização do biogás^[21].

Relativamente às unidades de pequena escala, que valorizam resíduos de forma descentralizada, opta-se apenas por se reduzir o conteúdo do H_2S , pois trata-se de um gás que em combinação com o vapor de água presente no biogás, danifica a cúpula do digestor, as tubagens, as válvulas, o gasómetro, para além de possuir um odor extremamente desagradável. As técnicas usadas para a redução da concentração de H_2S em unidades de pequena escala são: a absorção do H_2S em hidróxido de ferro (III) ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) ou a remoção do H_2S através de oxidação, baseada na injeção de ar numa proporção de 2 a 8% da produção de biogás na cúpula do digestor^[21].

2.2.4.2 BIOGÁS EM PORTUGAL

Portugal depende fortemente das importações de energia, sendo a sua necessidade energética elevada. As principais áreas com potencial de produção de biogás, em Portugal, são as do sector agropecuário, da indústria agroalimentar, das ETAR's municipais e dos RU^[22]. Atualmente, em Portugal cerca de uma centena de sistemas de produção de biogás, são na maior parte provenientes do tratamento de efluentes agropecuários (cerca de 85%). Deste modo, este aproveitamento, pode tornar as explorações de agropecuária autossuficiente em termos energéticos^[4].

Na Figura 2.3, pode-se observar a evolução da produção de eletricidade portuguesa a partir de biogás entre 2001 e 2010.

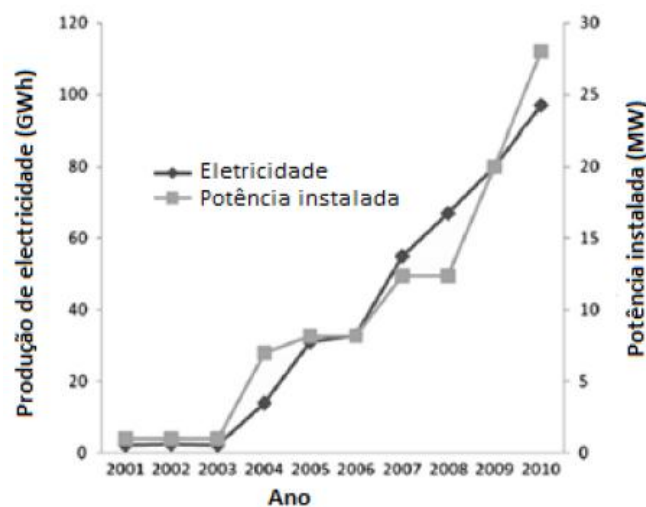


Figura 2.3 – Produção de eletricidade a partir do biogás e capacidade instalada acumulada^[9]

No ano de 2001, a maioria de sistemas de produção de biogás, eram provenientes do tratamento de efluentes agropecuários. Relativamente às indústrias agroalimentares são poucas com estações de tratamento de efluentes por DA, devido à sazonalidade de certas atividades (indústrias de frutas e legumes), por exemplo.

Desde que seja devidamente tratado, o biogás tem um conteúdo energético elevado e pode ser utilizado no mesmo tipo de equipamentos que consomem gás natural e outros gases de origem fóssil, sendo a combustão direta o método mais simples para a utilização do biogás^[23].

2.3 TECNOLOGIAS DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

No âmbito da classificação das várias tecnologias de DA, o critério mais importante é o teor de sólidos do digestor^[16]. De acordo com a definição de De Baere^[24], um processo diz-se por “via húmida” se o teor de sólidos totais (ST) do digestato for inferior a 15% e por “via seca” se esse teor for superior.

Segundo Walter^[25], as primeiras unidades industriais de DA eram digestores por “via húmida”, semelhantes aos digestores de lamas em ETAR`s, mas com um pré-processamento e diluição dos resíduos. Este procedimento levantou vários problemas, principalmente a nível da agitação, formação de espuma e acumulação de contaminantes. A dificuldade em manter a homogeneidade do substrato, foi outro problema pelo facto de, os contaminantes flutuarem ou depositarem-se no fundo do digestor durante o processo de digestão^[16]. A formação de espuma no cimo do digestor, impedia a saída do biogás o que poderia originar acidentes graves^[26]. A utilização de H₂O para diluir os resíduos também pode constituir uma desvantagem, em particular nos aspetos económicos e ambientais, já que dá origem a um efluente líquido que necessita de ser tratado.

Assim, foi introduzido um pré-tratamento mais completo (trituração/*pulping*, remoção de densos, etc.), dispositivos nos digestores para agitação, remoção de contaminantes e espuma do digestor, isolamento térmico e aquecimento foram as principais alterações relativamente aos digestores de lamas de ETAR`s.

A Tabela 2.1 resume o desempenho de vários digestores por “via húmida” à escala industrial e laboratorial.

Tabela 2.1 – Desempenho dos vários processos por via húmida mesofílicos^[15]

Processo	CO kg (STV). m ⁻³ .dia ⁻¹	TRH dias	PEM m ³ . ton ⁻¹ (STV)	PVM m ³ . m ⁻³ _(rea.) .d ⁻¹	STV % rem.	Referência
BTA industrial	1,6-2,6	27	290-230 ^a		41-48	Kubler (1994); Szikriszt <i>et al.</i> (1988)
Piloto FORSU LB	1,7-4,5	15	250-430 ^a		25-75	O'Keefe <i>et al.</i> (1993)
Piloto FORSU LB	1,2-1,5	17	330-450 ^a	0,6-1,19 ^a		Poli <i>et all.</i> (1985)
Piloto	8	15-8	400 ^b	0,6-3,2 ^b	30-55	Schmidell e Craveiro (1986)

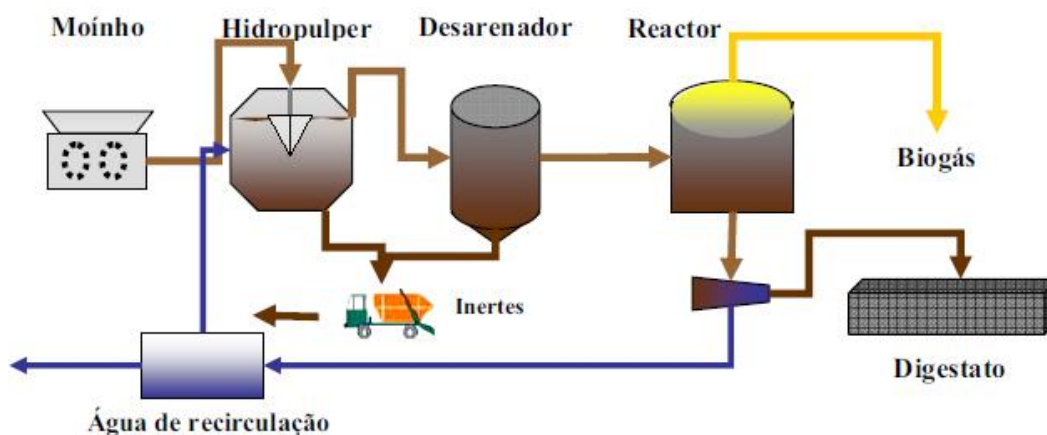
^a metano^b biogás

De seguida, são descritas as tecnologias mais relevantes do tratamento de resíduos orgânicos por “via húmida”: BTA e Linde-KCA/BRV. As tecnologias mais relevantes do tratamento de resíduos orgânicos por “via seca” incluem: Kompogas, Waasa, Dranco e Valorga.

2.3.1 TECNOLOGIA BTA

A tecnologia BTA compreende um pré-tratamento mecânico onde o substrato e a água recirculada são misturadas num “hidropulper”, produzindo uma lama semifluida. Usando um sistema de descarga de fundo e uma rede, os contaminantes são separados mecanicamente. De forma a remover os materiais mais finos como areias, vidros e outros inertes presentes na lama semifluida, esta é bombeada para uma série de hidrociclones, transformando a mistura numa suspensão livre de contaminantes que pode ser alimentada ao digestor^[15].

Devido ao facto, de o pré-tratamento transformar os resíduos num fluído bastante viscoso, o processo pode incorporar diferentes tipos de digestores, conforme os objetivos pretendidos, como se pode verificar na Figura 2.4. Assim, para unidades pequenas, usa-se um digestor de uma fase completamente misturado, que pode ter decantador e recirculação^[27].

Figura 2.4 – Esquema genérico de um sistema de tratamento BTA^[15]

De acordo com Kuber^[28], nas unidades mais comuns deste tipo de tecnologia, o processo é dividido em cinco passos fundamentais:

- Pré-tratamento dos resíduos, para remover os materiais não biodegradáveis;
- Acidificação dos substratos dissolvidos;
- Separação dos substratos orgânicos solúveis dos insolúveis;
- Hidrólise anaeróbia dos sólidos biodegradáveis;
- Metanização dos orgânicos dissolvidos.

2.3.2 TECNOLOGIA LINDE-KCA/BRV

Este tipo de tecnologia dedica-se ao tratamento biológico e mecânico dos resíduos desde 1980. O pré-tratamento do sistema por “via húmida” é feito num tambor perfurado rotativo com adição de H_2O ^[16]. A característica marcante dos digestores Linde é o sistema de recirculação de biogás (ver Figura 2.5) usando um tubo que também serve para aquecer o conteúdo do digestor.

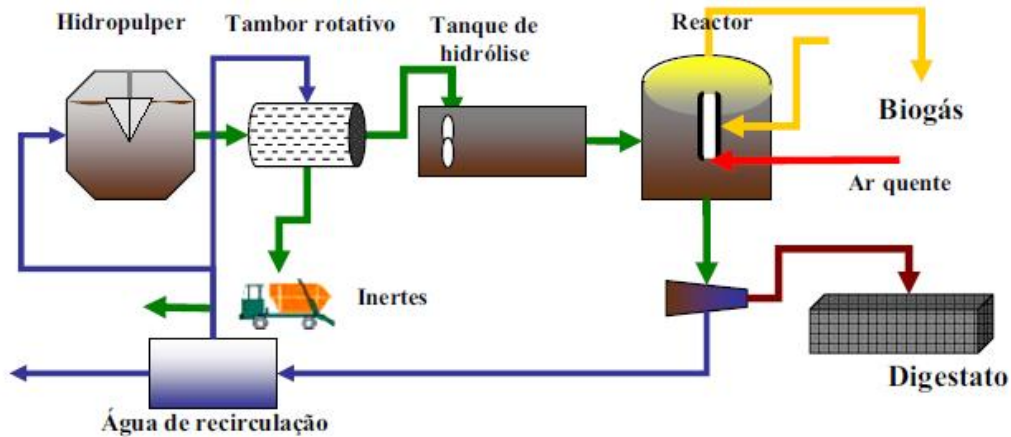


Figura 2.5 – Esquema típico do processo LINDE-KCA/BRV por via húmida^[15]

2.3.3 TECNOLOGIA KOMPOGAS

A tecnologia Kompogas, desenvolve-se na faixa termofílica, com alimentação descontínua e um teor de ST de 30%. Após os resíduos serem armazenados em silo adequado, estes são triturados por agitação mecânica, sendo depois enviados para o biodigestor^[9]. A Figura 2.6, representa esquematicamente o princípio de funcionamento de uma estação da Kompogas.

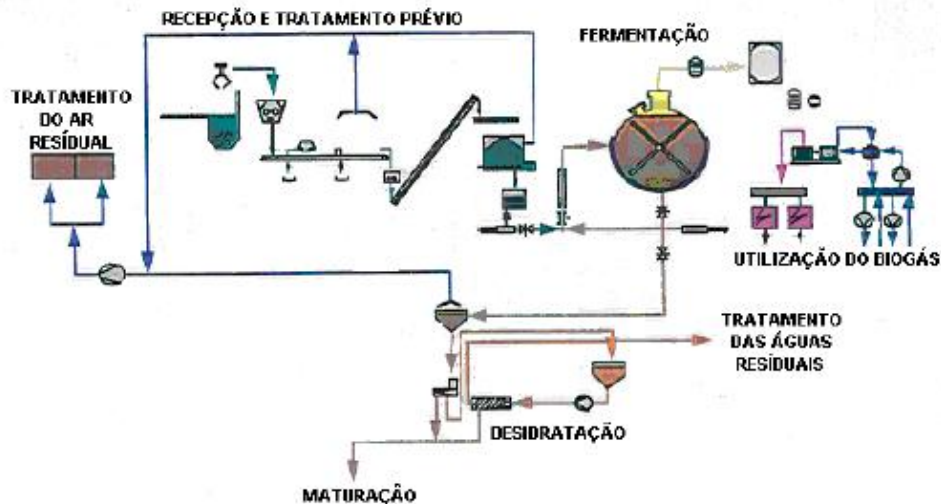


Figura 2.6 – Esquema da tecnologia Kompogas^[29]

2.3.4 TECNOLOGIA WAASA

A tecnologia Waasa solidifica os biorresíduos num *pulper* vertical removendo os contaminantes flutuantes para o fundo do mesmo. De seguida, os resíduos são bombeados para uma pré-câmara de um tanque agitado. A pré-câmara ajuda a evitar curto-circuitos e garante que o ciclo de inoculação do resíduo é exposto aos microrganismos de forma a minimizar a acumulação de acidez^[30]. Na Figura 2.7, verifica-se o esquema de um processo Waasa.

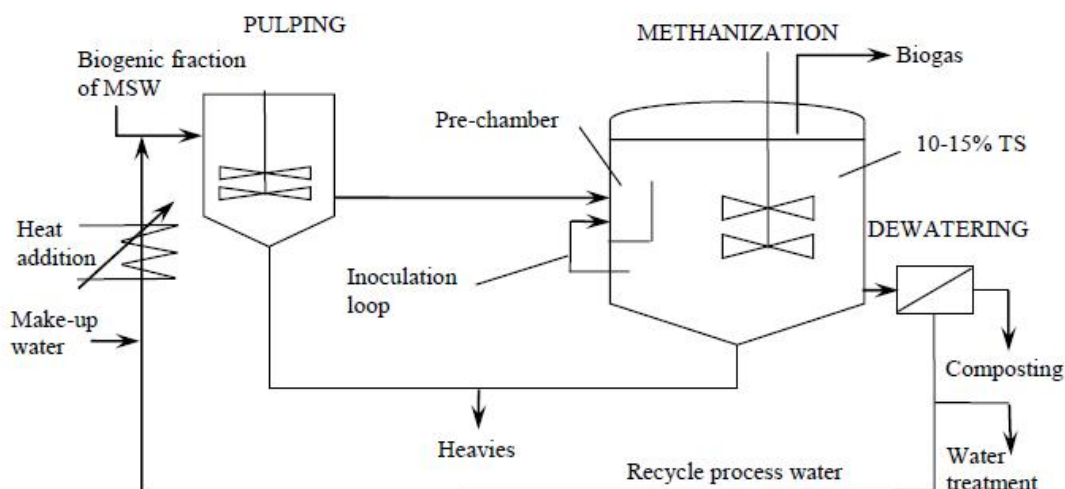


Figura 2.7 – Processo de digestão anaeróbia de um estágio do processo Waasa^[31]

2.3.5 TECNOLOGIA DRANCO

Na tecnologia Dranco (ver Figura 2.8) os resíduos sofrem um pré-tratamento muito simples, apenas com remoção de materiais ferrosos e crivagem semelhante ao processo Kompogas. O substrato é misturado com o digestato e bombeado através de uma bomba de pistão para o cimo do digestor. No final o digestato é sujeito à remoção de areias e contaminantes, prensado para remoção de humidade e é compostado por um período de 8 semanas para dar um material com estrutura mais consistente. Por vezes adicionam-se resíduos verdes de maior granulometria para permitir a obtenção de um composto de maior qualidade e facilitar o processo de compostagem. A qualidade do digestato depende muito do sistema de recolha dos resíduos, porque neste tipo de tecnologia a eficiência de remoção de contaminantes não é muito elevada^[15].

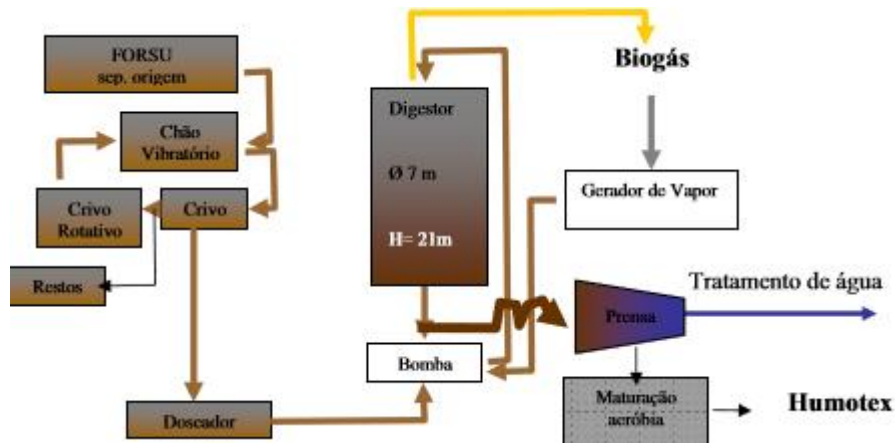


Figura 2.8 – Esquema geral de funcionamento de uma estação industrial Dranco^[15]

2.3.6 TECNOLOGIA VALORGA

Numa estação da Valorga (ver Figura 2.9), os resíduos são recebidos num fosso de armazenamento, sendo realizado uma crivagem e uma separação magnética dos materiais ferrosos. Por adição de H₂O reciclada do processo, o teor de sólidos é regulado para 20 e 35%^[15]. A alimentação é feita em modo semi-contínuo através de uma bomba de pistão e os resíduos são forçados a subir e a circundar o digestor antes de serem extraídos para o fundo^[76].

O digestato é desidratado numa prensa, na qual a parte líquida extraída é usada para diluir os resíduos e o restante é tratado numa unidade de tratamento própria ou numa ETAR municipal e a parte sólida é tratada aerobicamente durante 2 semanas para estabilizar por completo e o composto sofre um posterior refinamento, com remoção dos contaminantes por um crivo rotativo^[15].

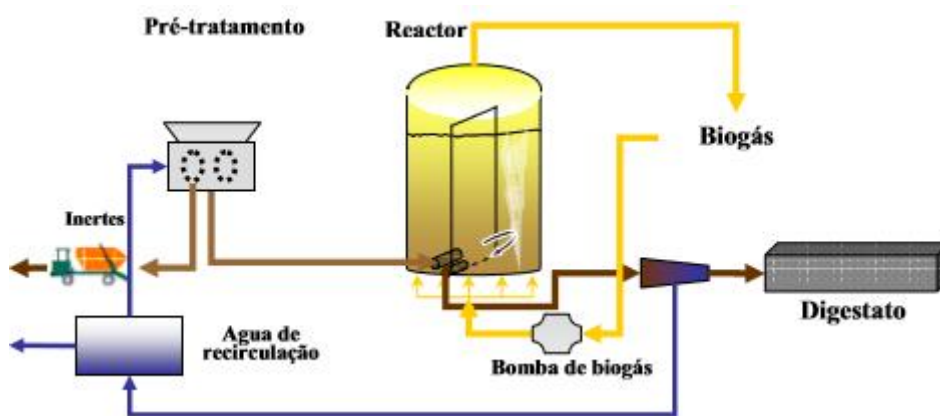


Figura 2.9 – Esquema geral de funcionamento de uma estação industrial Valorga^[15]

2.4 VARIÁVEIS DE CONTROLO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

Devido à complexidade do processo de DA em resultado da multiplicidade de fatores que influenciam o processo de DA, torna-se difícil concluir sobre as principais variáveis para controlar um digestor anaeróbio de DA^[32], particularmente nas situações de transientes motivados pelo arranque ou pela presença de tóxicos. Deste modo, é importante manter um equilíbrio do sistema ecológico a partir de um controlo rigoroso das condições ambientais.

Devido à presença de uma vasta diversidade de microrganismos num processo de DA, as condições ambientais e envolvidas são muito complexas. As condições ambientais estão associadas às próprias características do substrato, que podem ou não ser corrigidos de forma a criar as condições ótimas para o desenvolvimento das bactérias.

Visto que, este tipo de processo é muito sensível, qualquer perturbação na temperatura, na alteração da concentração do substrato pode provocar alterações no sistema de alguns dias até que o sistema microbiológico se adapte de novo às novas condições e inicie a produção de biogás sem qualquer intervenção do exterior^[33]. O rendimento de um processo de DA pode ser expresso em termos da quantidade de biogás por unidade de massa de alimentação.

2.4.1 TEOR DE SÓLIDOS

Ao contrário dos digestores de DA usados com águas residuais ou mesmo lamas de ETAR, em que é necessário proceder à concentração e retorno ao digestor de sólidos (por sedimentação ou centrifugação), para assegurar um teor de ST (ou seja, a presença de microrganismos) e permitir uma velocidade de degradação adequada, em geral esta situação não ocorre na DA de resíduos, em que não há geralmente retorno do produto digerido. Isto significa que, é fundamental que a alimentação contenha o mínimo de H₂O indispensável. Por outro lado, o processo de DA por si é capaz de reduzir o conteúdo de sólidos do digestor, dado que esses sólidos são convertidos em biogás que se liberta.

A diminuição da quantidade de H₂O no processo biológico permite reduzir o volume do digestor e, conseqüentemente, os custos de investimento envolvidos, no entanto pode limitar a velocidade das reações bioquímicas quando o teor de humidade é demasiado baixo.

As razões apontadas anteriormente justificam a necessidade de caracterizar o teor de humidade dos biorresíduos, podendo este variar devido à sazonalidade e ao período de

recolha dos mesmos. Por outro lado, há que considerar as perdas de H₂O do processo, em particular a que está contida no biogás produzido, na forma de vapor, que se liberta sempre que o biogás é retirado do digestor^[9]. O balanço mássico em torno do digestor permite relacionar as diferentes variáveis adequadamente.

2.4.2 TEMPERATURA

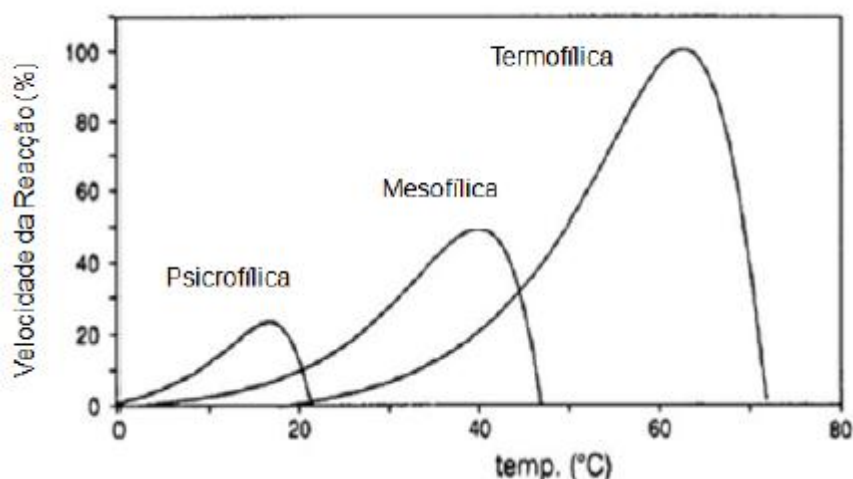
A temperatura é um dos parâmetros que mais influencia a eficiência do processo de DA. Este parâmetro afeta aspetos diretamente relacionados com a atividade biológica dos microrganismos presentes no digestor, nomeadamente a velocidade de crescimento das bactérias e a produção de biogás^[23].

Distinguem-se três gamas de temperatura num processo de DA, de acordo com a atividade de microrganismos e a produção de biogás, como se pode observar na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 – Gama de temperaturas da digestão anaeróbia^[34]

Gama de Temperatura	Temperatura do Processo
Psicrofílica	< 20°C
Mesofílica	30 - 42°C
Termofílica	43 - 55°C

As gamas de temperatura mais usadas num processo de DA, são as gamas mesofílicas e termofílicas, uma vez que apresentam uma maior velocidade de reação (ver Figura 2.10). Na gama mesofílica, a reação ocorre a uma velocidade maior entre os 30 e 38°C e na gama termofílica, entre os 50 e 55°C.

Figura 2.10 – Gama de temperaturas e velocidade da reação^[23]

A relação entre as gamas de temperatura e a categoria de microrganismos associado às mesmas prende-se com a alteração do nível de especialização das bactérias, podendo aumentar ou reduzir a eficiência do processo biológico e, conseqüentemente a produção de biogás^[9].

Por norma, a gama de temperatura psicofílica de um processo de DA não requer sistemas de aquecimento, constituindo esta a principal vantagem desta gama de temperatura. Por outro lado, requer um elevado tempo de retenção hidráulico (TRH) e tem um baixo rendimento de biogás^[4].

Relativamente à gama mesofílica, este tipo de sistemas são mais fáceis e baratos de construir e operar, contudo, apresentam um maior TRH e uma produção de biogás menor^[35], quando comparados com os sistemas que operam em regime termofílica^[21].

Na gama termofílica verifica-se, uma produção de biogás de 25 a 50% superior aos valores registados para a temperatura ótima da gama mesofílica (35°C) e um aumento da velocidade das reações bioquímicas e das taxas de crescimento dos microrganismos^[36]. Nesta gama, os microrganismos capazes de se desenvolverem são limitados e apresentam taxas de conversão da matéria orgânica em material celular muito reduzida, sendo mais suscetíveis a variações no regime e no tipo de alimentação, o que torna os processos termofílicos mais instáveis, e ocorre um gasto energético maior devido ao aquecimento do digestor anaeróbio^[23].

Em suma, a gama mesofílica é mais utilizada nos sistemas de tratamento de DA devido ao seu desempenho operacional, enquanto que a gama termofílica é mais utilizada

devido ao facto de permitir a destruição de microrganismos patogénicos e uma boa separação entre a fração sólida e líquida^[4].

Para temperaturas abaixo dos 25°C, ocorrem geralmente algumas dificuldades no funcionamento e, principalmente, no arranque do processo, devido às baixas velocidades de crescimento das bactérias. Entre os 25°C e 40°C, correspondente à gama mesofílica, acontece um crescimento típico gradual da velocidade de degradação da matéria orgânica, enquanto que, para valores superiores a 45°C, visto que se ultrapassou o limite de crescimento mesofílico ocorre um rápido declínio na velocidade de degradação^[23]. A temperatura mais favorável ao crescimento dos microrganismos anaeróbios situa-se no intervalo de 35 a 37°C^[4], uma vez que esta gama de temperaturas assegura as condições favoráveis de crescimento dos microrganismos e garante a melhor eficiência do processo, nas diversas situações de CO a que o digestor pode estar sujeito.

De qualquer forma, a influência da temperatura é sempre um fator condicionante da taxa de crescimento dos microrganismos envolvidos no processo e, conseqüentemente, da respetiva eficiência do processo de DA^[9]. Alterações bruscas na temperatura, mesmo que apenas em alguns graus, podem perturbar o metabolismo dos microrganismos e implicar a necessidade de alguns dias de paragem para a recuperação do equilíbrio do sistema^[35].

2.4.3 CONCENTRAÇÃO HIDROGENIÓNICA (PH)

Segundo Metcalf & Eddy^[37], o pH é uma medida da acidez ou basicidade de uma amostra aquosa. Sendo a DA um processo que engloba vários grupos de bactérias com diferentes graus de sensibilidade relativamente ao pH (ver Tabela 2.3), é importante saber qual o pH que maximiza a eficiência global do processo^[38]. As bactérias metanogénicas têm um crescimento ótimo numa faixa estreita de pH que pode variar entre 6,8-7,6^[39]. Para pH inferior a 6,6 a taxa de crescimento para as bactérias metanogénicas é drasticamente reduzida^[40].

Tabela 2.3 – pH ótimo dos diversos grupos de bactérias intervenientes no processo de digestão anaeróbia^[32]

Grupo Bacteriano	pH ótimo
Hidrolíticas	7,2-7,4
Acidogénicas	±6
Acetogénicas	7,0-7,2
Metanogénicas	6,8-7,6
Redutoras de sulfatos	7,3-7,6

Por vezes é aconselhável, um processo de DA de duas fases, ou seja, um primeiro digester onde decorre a acidogénese com o pH da alimentação corrigido para valores adequados à população acidogénica, seguido de um digester metanogénico onde o pH afluente é então corrigido para valores próximos da neutralidade, de forma a garantir as exigências dos diferentes microrganismos em termos de pH^[21]. Caso o processo de DA, seja constituído por um único digester, a correção do pH da alimentação faz-se normalmente no sentido de evitar a inibição da metanogénese, ou seja, para valores próximos de 7,0, através da adição de produtos químicos alcalinos^[9]. Por norma, o bicarbonato de sódio (NaHCO_3) é utilizado para esta função, uma vez que desloca o equilíbrio suavemente para o valor desejado, sem perturbar o equilíbrio físico e químico da população microbiana^[4].

A variação de pH interfere diretamente com as reações químicas do meio, criando condições favoráveis à dissociação de compostos importantes para o processo de DA, tais como a amónia (NH_3), os sulfuretos e os ácidos orgânicos^[23]. A acumulação de NH_3 durante o processo de degradação de proteínas aumenta o pH, enquanto que a acumulação de ácidos gordos voláteis (AGV) provoca uma diminuição do valor de pH^[41].

A composição do resíduo, influencia a estabilização do pH no processo de DA, uma vez que a rápida acumulação de ácidos orgânicos voláteis (AOV) pode promover uma redução de pH para níveis de inibição^[9]. O pH influencia a morfologia e a estrutura das bactérias, afetando assim, os fenómenos de floculação, constituindo assim um primeiro indicador para o equilíbrio e estabilidade do processo de DA^[42].

Uma das maiores limitações de um processo de DA resulta da acidificação do digester anaeróbio, provocada pela acumulação de AGV, subproduto das bactérias acidogénicas^[42].

2.4.4 ALCALINIDADE

A alcalinidade é geralmente expressa em $[\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}]$, e pode ser definido como a resistência que é oferecida à variação do pH^[23]. A alcalinidade está presente, principalmente, sob a forma de bicarbonatos que, a um determinado pH, forma equilíbrio quer com o CO_2 na fase gasosa quer com o carbonato solúvel quer com os aniões dos ácidos orgânicos que resultam do processo de acidogénese.

Como a maior parte dos parâmetros, a alcalinidade depende também das características do substrato afluente ao digestor e das condições de operação do digestor. Quando alimentados com substratos com elevado teor em proteínas, conduzem geralmente a maiores valores de alcalinidade^[23].

Embora se tenha verificado que na ausência de AOV, a DA pode decorrer a pH 6, manter o digestor anaeróbio acima dos limites mínimos em condições de operação normais é essencial, e para isso as determinações de alcalinidade são importantes. A alcalinidade ao bicarbonato (titulação até pH 5,8) e a alcalinidade total (titulação até pH 4,5)^[43], são distinguidas em alguns ensaios, mas o normal é usar o último valor como referência.

Nas situações de pH baixo e alcalinidade baixa, pode ser necessário aumentá-los através da adição de agentes alcalinos. As quantidades a adicionar variam com a situação em que o digestato se encontra, existindo referências para aplicações de $1 \text{ g (NaHCO}_3) \cdot \text{L}^{-1}$ na alimentação^[44], ou $0,06 \text{ kg (NaHCO}_3) \cdot \text{kg}^{-1}$ de ST^[45] no digestato.

No que respeita aos valores médios de alcalinidade num processo de DA, em condições normais de operação os digestores devem apresentar níveis de alcalinidade total entre 2500 e 5000 $[\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}]$ ^[23] referido ao digestato.

2.4.5 TEMPO DE RETENÇÃO

Num processo de DA importa considerar o tempo de retenção para as fases líquida e sólida, designadamente, TRH e o tempo de retenção de sólidos (TRS).

O tempo de retenção ou tempo de residência é uma variável de operação que depende da velocidade, ou seja, da cinética das reações biológicas e do grau de conversão requerido. O modelo cinético utilizado para as reações biológicas inclui não só a concentração do substrato a converter, mas também a concentração dos microorganismos. As reações biológicas anaeróbias, em particular as reações biológicas de metanogénese são relativamente lentas em relação a outras (reações de acidogénese,

ou reações de oxidação pelo oxigénio). O tempo de retenção é também um dos fatores que interfere no processo biológico e que mais directamente condiciona o funcionamento dos digestores anaeróbios^[46].

Em digestores anaeróbios húmidos, o TRH varia entre 10 a 30 dias. No caso de digestores aplicados ao tratamento de água residuais, a utilização de TRH curtos pode levar ao arraste de sólidos, cujo retorno é indispensável, tendo em vista manter uma concentração elevada de sólidos^[43].

Para além dos critérios de dimensionamento de um digestor anaeróbio, o TRH e TRS são usados para a determinação do volume do digestor e para definir a seleção de espécies microbianas predominantes no digestor, respetivamente. No caso da DA de biorresíduos, verifica-se praticamente sempre a relação TRH=TRS, dado que os substratos e o digestato contêm um elevado teor de sólidos, não sendo necessário qualquer fluxo de recirculação de sólidos. A influencia do tempo de retenção no processo biológico centra-se, essencialmente, em dois aspectos: o desenvolvimento da população bacteriana e a produção de biogás^[46].

O TRS típico para os digestores anaeróbios é superior a 12 dias. No tratamento de águas residuais, em que o tempo de retenção de sólidos é inferior a 10 dias pode ocorrer o *washout* significativo das bactérias metanogénicas^[40]. No que respeita ao TRH, em digestores com alta taxa de sólidos e a operar em condições termofílicas têm, normalmente, um TRH de 14 dias^[43]. Em suma, os tempos de retenção necessários variam de acordo com a temperatura a operar, a composição do resíduo e da tecnologia a usar num processo de DA.

2.4.6 CARACTERÍSTICAS DOS BIORRESÍDUOS

Os biorresíduos respeitam aos componentes residuais (vegetais e animais) que resultam da preparação de alimentos na cozinha, resíduos das refeições incluindo molhos, gorduras, papel e ainda os designados resíduos verdes de jardim.

Os biorresíduos são muito variáveis quanto à sua origem e quanto à sua composição, tendo por base compostos de fibras de celulose, hemicelulose, lenhinas, gorduras, hidratos de carbono e proteínas, variando a sua proporção qualitativa em função da proveniência e da sazonalidade da recolha dos resíduos^[9]. Os biorresíduos apresentam teores de humidade superiores a 70% e densidades até 450 [kg.m⁻³]. Para a DA de biorresíduos é ainda importante conhecer a composição em termos de azoto e fósforo.

2.4.7 CAUDAL E COMPOSIÇÃO DO BIOGÁS

Durante o processo de DA é formado o biogás, uma mistura de gases dos quais se destacam, por uma maior representatividade, o CH₄ e o CO₂, sendo o CH₄ a fração preferencial desta mistura, dado que é o único gás que apresenta vantagens a nível de valorização e potencial energético^[32]. Por outro lado, essa mistura varia de acordo com as características do substrato utilizado e com as condições de funcionamento do digester anaeróbio^[33]. Trata-se de uma mistura gasosa combustível, uma fonte de energia renovável, uma vez que pode ser usado na produção de electricidade e de calor.

Como fonte de energia renovável, o biogás contribui para a diminuição da dependência dos combustíveis fósseis, como o carvão, o petróleo e o gás natural, uma vez que é um biocombustível, podendo ser produzido a partir de quase todos os tipos de matéria orgânica, dando assim uma resposta à gestão de resíduos industriais, agrícolas e domésticos, reduzindo as emissões de CH₄ a partir dos aterros^[19].

A taxa de produção de biogás é provavelmente a variável mais importante do estado de atividade de um digester anaeróbio. Os valores referenciados na bibliografia apontam para valores de 160-220 m³(CH₄).ton⁻¹(STV) e 1-2 m³(CH₄).m⁻³.dia⁻¹ para processos por “via seca”, enquanto que, para processos por “via húmida” os valores referenciados são de 250-430 m³(CH₄).ton⁻¹STV e 0,6-4,6 m³(CH₄).m⁻³.dia⁻¹^[15]. Igualmente importante, é a composição do biogás em termos de CO₂ e CH₄ que depende do estado de atividade do digester e do processo de alimentação (frequência e quantidade).

2.5 PROCESSO BIOQUÍMICO DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

A DA trata-se de um processo bioquímico complexo em que a estabilização da matéria orgânica é alcançada através da atividade biológica de microrganismos específicos na ausência de oxigénio livre^[47].

O processo de DA envolve várias fases sucessivas de reações químicas e bioquímicas envolvendo enzimas e uma cultura mista de microrganismos, contendo diferentes grupos de bactérias degradando a matéria orgânica sequencialmente, em que os produtos de um grupo servem como substrato de outro grupo^[48]. Em função da natureza e nível de processamento do substrato, a DA pode distinguir-se em varias fases^[49]. Para tal, é necessária uma coordenação total da atividade metabólica entre os vários microrganismos intervenientes, de modo, a ocorrer uma degradação da matéria orgânica, na forma de proteínas, lípidos e hidratos de carbono^[49].

Num processo de DA, ocorre a decomposição da matéria orgânica resultando numa biomassa estabilizada e numa mistura gasosa composta essencialmente por CH_4 e CO_2 denominada por biogás^[50]. Durante a decomposição da matéria orgânica, ocorre a produção de centenas de compostos intermediários e diferentes reações bioquímicas, cada uma catalisada por diferentes enzimas^[51].

No que respeita ao processo biológico, a conversão dos materiais orgânicos em CH_4 e CO_2 depende da atividade combinada e equilibrada de diferentes populações de microrganismos. A DA, como um todo, resulta num processo estável da atividade coordenada dos diferentes organismos. A decomposição anaeróbia de materiais orgânicos, pode ser descrita como um processo de sete passos, tal como se apresentam na Figura 2.11. Ao longo do processo, ocorrem uma série de reações bioquímicas, a hidrólise, a acidogénese, a acetogénese e a metanogénese^[33].

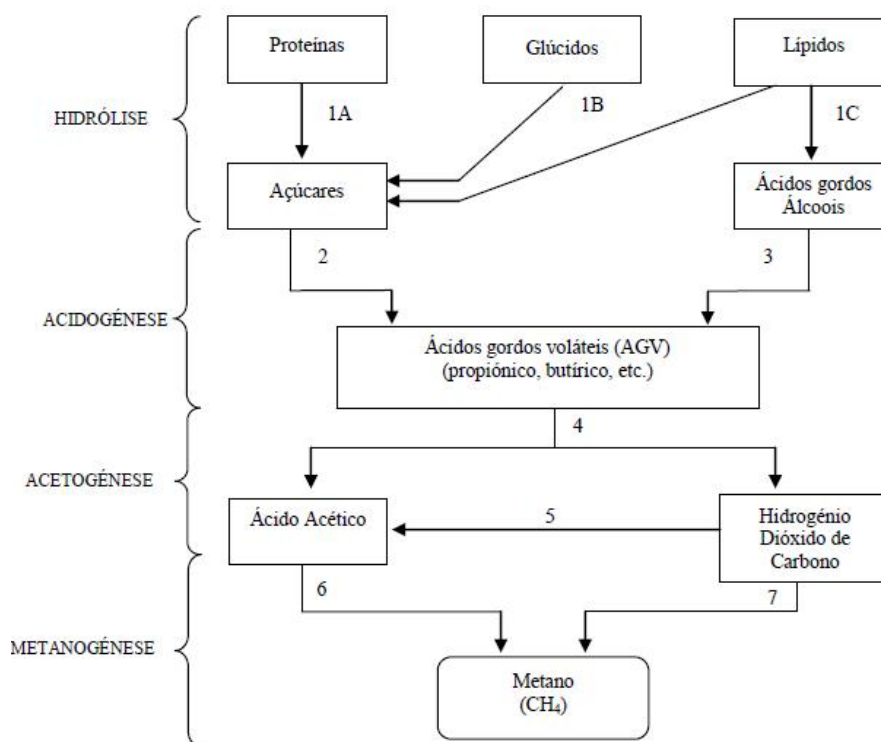


Figura 2.11 – Diagrama das etapas do processo de digestão anaeróbia^[42]

De acordo com Alves^[42], no processo de DA é possível distinguir-se sete fases:

1. Hidrólise de proteínas, lípidos e glúcidos;
2. Fermentação de aminoácidos e açúcares;

3. Oxidação anaeróbia dos ácidos gordos de cadeia longa;
4. Oxidação anaeróbia de AGV (exceto ácido acético);
5. Homoacetogénese;
6. Conversão do ácido acético em CH₄;
7. Conversão do H₂ e CO₂ em CH₄.

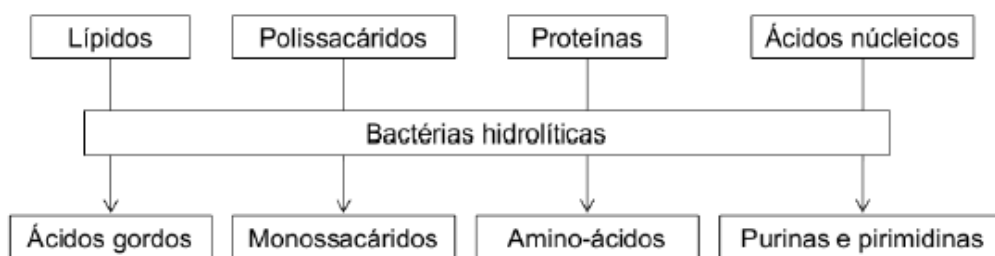
2.5.1 HIDRÓLISE

Uma vez que as bactérias intervenientes nesta etapa não são capazes de assimilar a matéria orgânica particulada, esta fase consiste na hidrólise de materiais particulados complexos (polímeros) em materiais dissolvidos mais simples (monómeros), através da ação de exoenzimas excretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas^[15].

Através da ação de enzimas extracelulares, as bactérias hidrolíticas catabolizam a matéria orgânica complexa (hidratos de carbono, proteínas e gorduras), transformando-a em moléculas orgânicas solúveis, que, por sua vez, fermentam através da ação de bactérias acidogénicas que as transformam em ácido acético (CH₃COOH), hidrogénio (H₂), CO₂ e ácidos gordos. As bactérias hidrolíticas distinguem-se pela sua grande diversidade em termos de espécies e pelo longo espectro que caracteriza o seu metabolismo, permitindo uma atividade pouco exigente relativamente às condições do meio no que respeita aos valores de pH e potencial redox^[42].

Para uma DA húmida, a etapa da hidrólise apresenta-se como um passo limitante, relativamente para substratos que se apresentam na forma particulada^[53], podendo originar a inibição do processo devido à acumulação excessiva de AOV, dado que, a elevada dimensão das partículas reduz a sua superfície de contacto com os microrganismos^[54]. Esta reação é catalisada por exoenzimas como proteases, celulasas e lípases, na qual são segregadas pelas bactérias fermentativas^[55].

A hidrólise (ver Figura 2.12), realizada por bactérias hidrolíticas, aquando da presença de produtos biologicamente difíceis de degradar, é limitada, uma vez que a hidrólise se torna mais lenta, devido à baixa acessibilidade do substrato^[21]. A matéria orgânica insolúvel, proteínas, lípidos e ácidos nucleicos, são degradados em substâncias orgânicas solúveis em H₂O, como aminoácidos, açúcares, ácidos gordos de cadeia longa, entre outros^[53].

Figura 2.12 – Esquema representativo da etapa da hidrólise^[56]

Segundo Monte^[57], tipicamente, a fase da hidrólise tem uma duração de 2 a 3 dias para os compostos facilmente biodegradáveis, como é o caso dos biorresíduos alimentares^[58]. Neste caso, a hidrólise ocorre de uma forma mais rápida, sendo o processo de DA limitado pela etapa da metanogénese^[58].

Desta forma, a hidrólise é uma etapa de degradação que, só em casos de substratos muito complexos, pode ser o passo limitante de todo o processo. Caso a alimentação ao digester seja pobre em substratos complexos e facilmente hidrolisados, todo o processo é controlado pela fase mais lenta, a metanogénese. Caso a alimentação seja rica em substratos complexos, a hidrólise é a etapa mais lenta e controla todo o processo de degradação^[59].

2.5.2 ACIDOGÉNESE

Na fase da acidogénese (ver Figura 2.13), ocorre a fermentação das substâncias formadas na etapa da hidrólise e na qual são convertidas em AOV e álcoois^[56]. Nesta etapa, os monómeros formados na fase hidrolítica são degradados em ácidos orgânicos de cadeia curta, tais como o ácido butírico ($C_4H_8O_2$), o ácido propiónico ($C_3H_6O_2$), o CH_3COOH , ácido láctico, álcoois, o H_2 e o CO_2 ^[42].

A composição do substrato influencia o número e a diversidade de espécies bacterianas acidogénicas envolvidas no processo de DA^[42]. Os produtos resultantes desta etapa são fundamentais para o desempenho de todo o processo, pois podem afetar a eficiência e a estabilidade da metanogénese^[43].

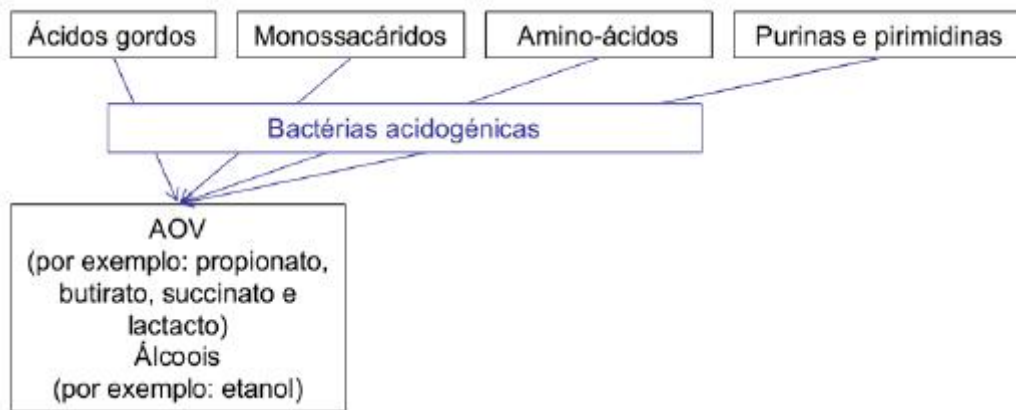


Figura 2.13 – Esquema representativo da etapa da acidogénese^[56]

2.5.3 ACETOGÉNESE

Nesta etapa (ver Figura 2.14), ocorre maioritariamente a decomposição dos produtos da acidogénese (AOV, AGV, monossacáridos e aminoácidos) em $(C_2H_3O_2, CO_2 \text{ e } H_2)$ e também a conversão de $CO_2 \text{ e } H_2$ em $C_2H_3O_2$ ^[57]. As bactérias responsáveis por esta etapa são as bactérias homoacetogénicas e as bactérias sintróficas.

As bactérias intervenientes nesta etapa, são as bactérias homocetogénicas produtoras obrigatórias de H_2 , na qual promovem a oxidação anaeróbia dos AGV a ácido acético, através da utilização de diversos tipos de substratos, nomeadamente o etanol, ácido propiónico ou ácido butírico^[23].

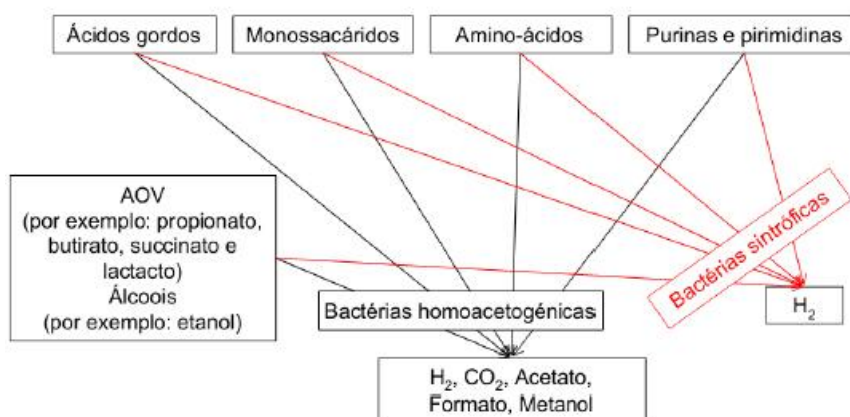


Figura 2.14 – Esquema representativo da etapa da acetogénese^[56]

2.5.4 METANOGENÉSE

A metanogénese (ver Figura 2.15) constitui a última etapa do processo de DA e nesta ocorre a produção de CH₄ a partir do ácido acético, do H₂ e CO₂^[60]. A última etapa do processo de DA, a metanogénese, corresponde à fase final da estabilização anaeróbia e origina essencialmente CH₄, CO₂ e H₂O^[42]. Tratando-se da última etapa, na qual tem uma maior importância, uma vez que a remoção de H₂ é essencial para que as bactérias sintróficas permaneçam em atividade, de modo a que a acetogénese não seja bloqueada^[56].

Uma vez que, as fases da acetogénese e metanogénese estão interligadas, quando ocorrem problemas na fase da acetogénese, a etapa da metanogénese é perturbada, ocorrendo a acidificação do digestato contido no digestor e a perturbação da produção de CH₄. Segundo Weiland^[41], os problemas na fase acetogénica ocorrem quando as bactérias acetogénicas estabelecem relações simbióticas entre si, em vez de as estabelecerem com as espécies metanogénicas que utilizam o H₂.

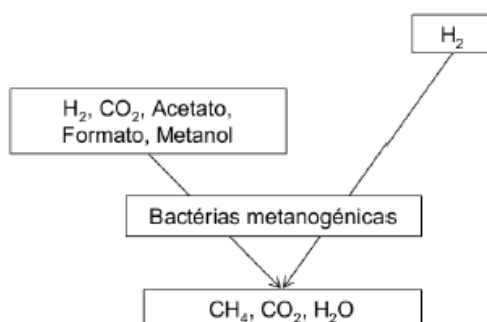
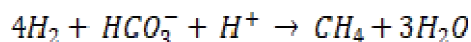
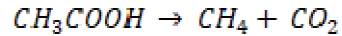


Figura 2.15 – Esquema representativo da etapa da metanogénese^[56]

As bactérias responsáveis pela metanogénese, são as bactérias metanogénicas hidrogenófilas, responsáveis por aproximadamente 30% do CH₄ produzido na DA, devido às reduzidas quantidades de H₂ no interior de um digestor anaeróbio^[38]. As bactérias metanogénicas acetoclásticas, são as principais produtoras de CH₄, num digestor anaeróbio, produzindo aproximadamente 70% de CH₄, através da remoção de ácido acético, contribuindo para a diminuição da acidez do digestor^[23]. As bactérias metanogénicas hidrogenófilas produzem CH₄ de acordo com a seguinte estequiometria:



As bactérias metanogênicas acetoclásticas, denominadas de bactérias utilizadoras de ácido acético, são as principais responsáveis pela produção de biogás de acordo com a estequiometria dada por:



Esta reação é a última e a mais significativa do processo de DA^[61] em que o ácido acético é o substrato mais importante para estas bactérias^[62], podendo representar cerca de 70% da produção do CH₄^[63]. Uma das funções fundamentais das bactérias acetoclásticas, além da produção do CH₄, é a de controlar o valor de pH da fase de fermentação, através da utilização do ácido acético e da formação de CO₂ que, uma vez dissolvido, forma uma solução tampão de bicarbonato^[64], fazendo com que o valor de pH seja próximo da neutralidade.

2.6 DIGESTORES ANAERÓBIOS DESCONTÍNUOS E CONTÍNUOS

No que respeita ao tipo de digestores utilizados para processos de DA, existem dois tipos básicos, descontínuo e contínuo.

Nos digestores descontínuos, as diferentes fases de degradação ocorrem sequencialmente e a produção de biogás é processada de forma descontínua porque, neste tipo de digestores, a matéria orgânica é introduzida na totalidade dentro do digestor no início do processo, ficando retida durante um determinado período de tempo até ao final da degradação^[65].

Existem três tipos de digestores em contínuo, ou seja, que operam com alimentação contínua ou intermitente, sendo que pode ocorrer recirculação de sólidos a partir de um sedimentador, quando há condições de carga hidráulica elevada, ou seja, de baixa concentração de sólidos biológicos degradáveis na alimentação:

- Uma fase – Neste tipo de digestor a recirculação de sólidos é realizada do fundo do digestor para o cimo do mesmo, havendo assim um sistema de agitação parcial^[66];
- Múltiplas fases – São constituídos por dois ou mais digestores anaeróbios. Neste tipo de digestores o digestato do primeiro digestor é recirculado para o último digestor. O digestato, que possui um elevado poder tampão devido à acumulação de bicarbonato, é recirculado sequencialmente para os digestores anteriores^[66];

- Híbrido com “Upflow anaerobic sludge blanket” (UASB) – Trata-se da combinação de um digestor descontínuo com um digestor UASB. O digestor descontínuo é alimentado por lamas resultantes do fluxo ascendente do digestor UASB, permitindo o tratamento dos resíduos com elevado teor de AOV^[67].

Nos digestores de biorresíduos, que operando com uma alimentação com elevado teor de sólidos, não é usual ou mesmo necessária a recirculação externa de sólidos para manter uma concentração de biomassa activa apropriada à operação.

2.7 PROBLEMAS FREQUENTES DA DIGESTÃO ANAERÓBIA

2.7.1 ACIDIFICAÇÃO

A acidificação do digestor anaeróbio representa uma das principais causas de falhas do processo de DA^[42]. Quando ocorre a acidificação do digestor o pH desce para valores inferiores a 5,0, (nível letal para as bactérias metanogénicas), fazendo com que a acidez do digestato aumente mais^[21]. De forma a evitar a acidificação do digestor anaeróbio, por vezes é necessário introduzir bicarbonato de sódio (NaHCO_3) e hidróxido de cálcio (Ca(OH)_2), para manter uma alcalinidade entre 2500 e 5000 $[\text{mg CaCO}_3 \cdot \text{L}^{-1}]$ ^[23] no digestato.

2.7.2 CAMADA DE MATERIAL FLUTUANTE

Uma camada de material flutuante, pode formar-se na parte superior do digestor, devido à acumulação de material flutuante, podendo levar à ocorrência de bloqueios de tubagens e impedir a saída do biogás, quando possui espessura suficiente. A sua formação no digestor está relacionada com a entrada de materiais menos densos como gordura animal e palhas que ficam a flutuar na parte superior do líquido.

Um pré-tratamento dos biorresíduos através de trituração e de mistura, representa a solução mais eficaz para se evitar a formação da camada de material flutuante, sendo também possível a instalação de um sistema de agitação e mistura no digestor^[21].

Caso, a camada de material flutuante permaneça muito tempo na parte superior do digestor, pode secar e formar uma crosta de difícil remoção^[21].

2.7.3 CAMADA DE ESPUMA

A formação de espuma é um problema muito frequente em diversas instalações de DA. A camada de espuma forma-se na parte superior do líquido do digestor e, quando atinge uma altura suficiente, pode bloquear as saídas de biogás do digestor anaeróbio. De forma a prevenir ou eliminar a camada de espuma de um digestor anaeróbio, as principais soluções passam por misturar a parte superior do líquido do digestor anaeróbio, pulverizar H₂O na parte superior do líquido do digestão, alterar a composição dos resíduos que dão entrada no digestor anaeróbio^[21] e adicionar agente antiespumante.

2.7.4 ENTUPIMENTOS E FUGAS

Os entupimentos num processo de DA, podem ocorrer nos equipamentos hidráulicos devido ao funcionamento incorreto do sistema de trituração e mistura da instalação, pelo que sempre que ocorra um problema deste tipo deverá inspecionar-se este equipamento e, podem igualmente ocorrer nas tubagens de biogás devido à camada de material flutuante e à camada de espuma^[21].

Relativamente às fugas, estas podem ocorrer devido a defeitos e à corrosão nos materiais e ao incorreto funcionamento de válvulas e das ligações das tubagens^[21]. De modo a evitar as situações descritas anteriormente, é necessário realizar manutenções periódicas às instalações de DA.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Os ensaios de DA tiveram como principal objetivo estudar a operacionalidade de um equipamento de DA aplicado a biorresíduos e encontrar condições de exploração em estado estacionário, que garantissem a produção de biogás em quantidade e qualidade, verificando as principais variáveis do processo: pH, teores de ST e azoto Kjeldahl, temperatura e produção de biogás.

Os biorresíduos foram sempre submetidos a um pré-tratamento mecânico, por trituração, de modo a reduzir o tamanho das partículas e a proceder a sua homogeneização. Este pré-tratamento foi realizado também com o objetivo de evitar episódios de obstrução nos dispositivos de alimentação e de descarga do digestor.

A realização dos ensaios foi sucessivamente melhorada com a experiência adquirida, o que permitiu apontar para a realização de obras de manutenção e melhoramento da tecnologia instalada. Por esta razão, a operação decorreu em quatro fases desde março até setembro de 2017.

3.1 UNIDADE LABORATORIAL DE DIGESTÃO ANAERÓBIA

No âmbito dos objetivos definidos para este trabalho estavam a análise e a funcionalização de uma instalação piloto de DA disponível no DAOUA (ver Figura 3.1), que se encontrava desativada há mais de uma dezena de anos e em risco de desmantelamento.

A referida instalação foi previamente sujeita a uma avaliação das funcionalidades tendo sido concluído que apresentava o mínimo de condições para executar este trabalho em termos de estanquicidade e segurança. As ligações da instalação à rede de ar comprimido, água corrente e esgotos foram reconstruídas. A instalação elétrica estava praticamente intacta e operacional. Alguma da instrumentação estava operacional, mas outra apresentava algumas deficiências que foram resolvidas ou ultrapassadas por processos alternativos, se necessário. A instalação apresentava componentes que se revelaram inúteis e/ou pouco funcionais, sendo que a melhoria de desempenho da instalação foi exigindo novas funcionalidades. O inventário realizado à instalação está descrito no Anexo I.



Figura 3.1 – Unidade laboratorial de digestão anaeróbia de biorresíduos

A instalação piloto disponível para ensaio, foi concebida para a realização de ensaios com efluentes ou lamas de ETAR com um conteúdo em sólidos não superior a 2 a 2,5%, sendo que o objetivo deste trabalho era a aplicação à DA de biorresíduos envolvendo um conteúdo em sólidos no digestor de 8 a 10% em massa. Esta situação implicou a reconfiguração do dispositivo de alimentação e a avaliação do dispositivo de descarga que, de automático, passou a manual em ambas as situações, a realizar numa base diária, durante a execução deste trabalho.

3.1.1 DESCRIÇÃO GERAL

O digestor de DA é cilíndrico, flangeado, construído em PVC e apresenta uma capacidade de 100 litros, dispondo de uma janela de visualização a toda a altura. O circuito hidráulico é construído em tubo de PVC (“3/4”) e apresenta um largo conjunto de válvulas em latão cromado evidenciando sinais de deterioração. Apresenta um elaborado dispositivo de recolha, tratamento e medida de biogás. Dispõe ainda de um sedimentador em policarbonato destinado a recuperar lamas para o digestor. O sistema inclui ainda uma unidade de controlo elétrico da operação e uma unidade de suporte da instrumentação de medida e controlo.

3.1.2 DISPOSITIVOS DE MONITORIZAÇÃO

O sistema dispõe de um conjunto multiplexador de leitura da temperatura baseado em 6 termopares disposto em bainhas, três dos quais a diferentes alturas do digestor, um termopar no fundo do digestor, dois termopares dispostos à entrada e à saída do dispositivo de aquecimento elétrico externo, permitindo assim acompanhar a temperatura do digestato e identificar a existência de heterogeneidades, isto é, anomalias no digestato. Este sistema estava funcional.

O sistema dispõe ainda de um termopar adicional a meia altura do digestor ligado a um dispositivo controlador de temperatura ajustado para 35,5°C, tendo sido necessário substituir o elemento de aquecimento, dado o estado de degradação em que se encontrava. Este sistema estava funcional.

O sistema dispõe ainda de um dispositivo de medida e controlo de pH que não se encontrava operacional, em virtude do elétrodo de pH se encontrar obsoleto. O controlo do pH da mistura do digestor foi efetuado retirando uma vez por dia uma amostra e fazendo a leitura com um elétrodo de pH em aparelho laboratorial de bancada (Consort-515). Entendeu-se também monitorizar a condutividade, atendendo à ligação desta propriedade com o conteúdo em iões em particular os responsáveis pela alcalinidade (ex: bicarbonato), o que foi realizado com o mesmo aparelho.

3.1.3 AQUECIMENTO DO DIGESTOR ANAERÓBIO

A instalação dispunha de um circuito de recirculação do conteúdo do digestor composto por uma bomba e um dispositivo de aquecimento controlado por termoestato (ver Figura 3.2), que assim manteria o digestor agitado e aquecido a temperatura especificada. O sistema dispunha de um circuito de recirculação permanente do próprio conteúdo do digestor destinado a manter a mistura e a servir de transportador de calor a partir de uma unidade de aquecimento elétrico.



Figura 3.2 – Dispositivo externo de aquecimento e recirculação

Nos dois primeiros ensaios, o sistema funcionou com dificuldades devido à presença e acumulação de materiais fibrosos associados aos biorresíduos, com a ocorrência de entupimentos. Foi ainda constada a existência de zonas mortas no digestor, evidenciadas pelas diferentes temperaturas internas e nas paredes.

A ultrapassagem dos referidos constrangimentos obrigou à instalação de um dispositivo de agitação e, mais tarde, de um dispositivo permutador de calor baseado na instalação de um circuito interno de água quente limpa ligado ao dispositivo existente de aquecimento elétrico e recirculação. Um aspeto importante a garantir no dispositivo de agitação é a estanquicidade em relação ao gás.

3.1.4 MONITORIZAÇÃO E CONTROLO DE BIOGÁS

O sistema de recolha e tratamento de biogás apresentado pelo sistema, incluía um complexo sistema de monitorização e controlo de pressão, de lavagem do gás, secagem do gás, medida em contador de gás seco (ver Figura 3.3) e até acumulação em balão insuflável.



Figura 3.3 – Contador seco de biogás

Para a presente utilização entendeu-se simplificar o circuito de gás, reconvertendo alguns dos componentes e eliminando outros do circuito de gás. Assim, o gás que é produzido e libertado, é arrefecido quando em contacto com a cúpula metálica do digestor, condensando parte da H_2O que transporta. A pressão do digestor é monitorizada por manómetro de Bourdon de precisão (mbar), que é um indicador instantâneo do estado de funcionamento do sistema. Em seguida o gás é conduzido até um borbulhador com H_2O , com uma coluna de cerca de 8 cm (isto é, 8 mbar) (ver Figura 3.4).



Figura 3.4 – Borbulhador de biogás e limitador de pressão de coluna líquida de 8 cm

O gás produzido é encaminhado para um filtro contendo sílica gel, que remove a humidade do gás, sendo em seguida enviado para o contador de gás seco e depois libertado para a atmosfera.

A medida da composição do biogás, isto é, do teor em CO₂ e CH₄, foi ocasional e realizada por cromatografia gasosa, extraindo amostras de gás usando uma seringa de 2 ml. Os locais de tomada de amostra foram o topo do digestor e no ponto de descarga do gás para a atmosfera.

3.1.5 ALIMENTAÇÃO E DESCARGA DO DIGESTOR ANAERÓBIO

O sistema de alimentação à unidade laboratorial, baseado numa bomba de diafragma com comando temporizado e caudal ajustável encontrava-se inoperacional, mas foi recuperado. No caso do tratamento de águas residuais ou lamas de ETAR, a alimentação com teor de sólidos finos inferior a 2,5%, é possível através do dispositivo de bombagem instalado. A manutenção do nível hidráulico no digestor é realizado através de um sistema de sifão com pressão ajustável. A descarga é encaminhada para um sedimentador, a partir do qual é possível o retorno de lamas ao digestor por bombagem sob controlo manual. Este modelo operativo não foi utilizado no caso da alimentação de biorresíduos em virtude do elevado teor de sólidos, do baixo caudal a alimentar e da não necessidade de recircular lamas.

A alimentação de biorresíduos ocorreu sob a forma de uma polpa com teor de sólidos desejável tão elevado quanto possível, mas dentro de uma condição de fluidez compatível com os orifícios de admissão disponíveis na tampa superior do digestor, sob a ação da gravidade e controlo manual. Para obter esta condição era necessário proceder à trituração da alimentação com o mínimo de H₂O e à respetiva crivagem para separação de grossos e fibras. O modelo utilizado para a alimentação do digestor envolvia uma carga de biorresíduos de cerca de 1,5 kg triturado em H₂O, sob a forma de uma polpa, perfazendo cerca de 2,5 litros, adicionada uma única vez por dia. Para o efeito foi instalado um funil e uma válvula, sendo a drenagem realizada sob a ação da gravidade. Esta operação de alimentação era realizada logo após a abertura da válvula de amostragem de digestato situada a meia altura do digestor, mediante a abertura prévia à atmosfera da válvula de amostragem de gás e o fecho da válvula de saída de gás para o sistema de regulação de pressão de gás e para a descarga para o sistema de medida do caudal de biogás.

3.1.6 AGITAÇÃO E MISTURA

O sistema original não apresentava outro dispositivo de mistura que não fosse a que resultava da recirculação do próprio conteúdo do digestor. Observações posteriores deste processo mostraram a existência de assimetrias de temperatura, seguramente em resultado da existência de zonas mortas mais frias. Por outro lado, a introdução de alimentação sem um sistema eficiente de dispersão, ocasionava seguramente assimetrias de composição no digestor, eventualmente desapropriadas a uma eficiente degradação da matéria orgânica para a etapa da metanogénese.

Para atenuar os problemas atrás identificados, foi concebido, construído e instalado um sistema mecânico de agitação, baseado num eixo vertical centrado com três níveis de agitação com pás. As Figuras 3.5 e 3.6, permitem observar alguns detalhes do sistema de agitação instalado no digestor anaeróbio piloto em estudo.

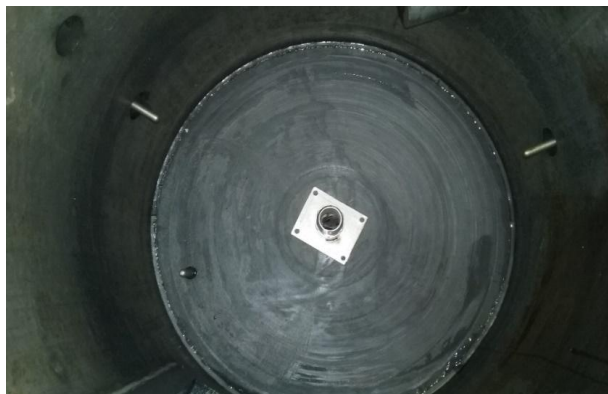


Figura 3.5 – Instalação da base do sistema de agitação



Figura 3.6 – Sistema de agitação de digestão anaeróbia em três níveis

O processo de agitação utilizado foi manual e ocasional, ocorrendo sempre que era adicionada uma nova carga de alimentação.

3.2 PREPARAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ALIMENTAÇÃO

Os ensaios de DA tiveram como principal objetivo, estudar a operacionalidade do equipamento de DA e encontrar condições de exploração em estado estacionário, que garantissem a produção de biogás em quantidade e qualidade, verificando as principais variáveis do processo: pH, teores de ST e de azoto.

3.2.1 AMOSTRAGEM E COMPOSIÇÃO DA ALIMENTAÇÃO

O principal objetivo de um processo de amostragem é garantir que todos os componentes originalmente presentes tenham a possibilidade de fazer parte de uma amostra na mesma proporção.

Outro aspeto relevante na amostragem do substrato é garantir a homogeneidade dos resíduos usados ao longo da experiência, de modo a poder estudar o comportamento do digestor face a alterações nos parâmetros processuais através de campanhas de amostragem prévias, usando amostras preparadas artificialmente^[68]. De forma a ajustar as amostras artificiais com os resíduos recolhidos é necessário realizar testes de biodegradabilidade e depois alterar as proporções dos resíduos de modo a obter biodegradabilidades semelhantes^[69].

Neste trabalho, a alimentação (biorresíduos) foi caracterizada em termos de teor de humidade, teor de cinza e azoto Kjeldahl.

A caracterização da alimentação ao digestor tem por objetivo identificar e resolver condições que possam constituir obstáculo ao normal desenvolvimento do processo de alimentação e funcionamento: insuficiência de nutrientes, presença de contaminantes fibrosos e outros.

3.2.2 PREPARAÇÃO DA ALIMENTAÇÃO

Neste trabalho, os biorresíduos (ver Figura 3.7) utilizados como alimentação nos ensaios de DA eram constituídos essencialmente por resíduos vegetais resultantes da preparação de refeições, resíduos de fruta, resíduos de limpeza de restos de refeições incluindo

resíduos de papel tissue. Se necessário, as amostras eram armazenadas em frigorífico a cerca de 4°C durante alguns dias, até à sua utilização em cada um dos ensaios de DA.



Figura 3.7 – Amostra de biorresíduos para preparação de alimentação ao digester anaeróbio

Para se obter uma homogeneização do material, a trituração é um passo essencial para a preparação da alimentação e das amostras^[70]. O processo de trituração deve ser precedido de uma segregação dos componentes duros (ex. ossos, caroços, lenho, etc.) e outros que não pudessem ser triturados pelos mesmos meios^[71], (ex: fibras longas vegetais e animais). A presença de H₂O suficiente é fundamental à formação de uma polpa (fluidificação) (ver Figura 3.8). O processo de preparação da polpa de alimentação encontra-se descrito no Anexo IX. Este pré-tratamento foi aplicado a todos os biorresíduos que foram utilizados nos ensaios de DA, com o objetivo de evitar episódios de obstrução nos tubos de entrada e saída do efluente e de facilitar o processo de DA.



Figura 3.8 – Polpa de biorresíduos após trituração com varinha mágica e crivo

3.3 ARRANQUE DA OPERAÇÃO

Num processo de DA, um arranque rápido não é fácil de se obter, devido aos elevados tempos de duplicação das bactérias anaeróbias^[72], logo, um arranque equilibrado é essencial num processo deste género. Um arranque equilibrado é aquele em que a carga orgânica é aumentada com um equilíbrio constante entre a fase acidonogénica e a fase metanogénica e os AOV não atingem níveis demasiado elevados^[73], pressupostos importantes para o decorrer de todo o processo de DA.

Na literatura não existe consenso acerca dos parâmetros operativos de controle para decidir sobre a quantidade de carga orgânica na fase de arranque, mas em alguns casos é usado o teor de CO₂^[74], enquanto que noutros estudos é utilizada a produção específica de biogás^[75].

No âmbito deste trabalho para arrancar o processo, nos dois primeiros ensaios foi usado como inóculo lamas crivadas de uma fossa séptica e nos dois últimos ensaios foi usada misturas de lamas (dejetos frescos de vaca leiteira), com lamas de fossa séptica e até vasa de um ribeiro.

3.4 ALIMENTAÇÃO AO DIGESTOR ANAERÓBIO

No âmbito do modelo de operação, foi definido que a alimentação ao digestor seria feita numa base diária, isto é, de uma carga por dia, embora tenham sido registados de forma recorrente períodos de alimentação de dois ou mais dias (nos fins de semana ou se necessário reduzir a carga).

Em relação à composição e preparação da alimentação, foram ensaiadas várias situações ao longo do trabalho. Durante os dois primeiros ensaios, a alimentação foi preparada com cerca de 1 kg de biorresíduos diluído em 2 kg de água destilada e triturado/liquefeito numa polpa em conformidade com o procedimento descrito no Anexo IX. Durante o terceiro ensaio, foram ensaiados outros substratos (ovos, batatas, gelatina ou farinha de milho), tendo em vista incrementar o conteúdo em azoto do digestato. Por fim, no quarto ensaio, a alimentação diária foi preparada com cerca de 1,5 kg de biorresíduos misturado em cerca de 1 kg de água natural, preparada de acordo com o procedimento acima referido.

No primeiro ensaio, a alimentação diária do digestor foi realizada por sucção impondo o vácuo no digestor através de um venturi alimentado com ar comprimido. Este método

tinha alguns problemas associados, tais como entupimento, por isso optou-se por usar um funil dotado de uma válvula de secção, na parte superior do digestor, para alimentar o digestor por gravidade e evitar a presença de ar no interior do digestor (ver Figura 3.9). Antecedendo a alimentação do digestor, este era sujeito a um procedimento de descarga do conteúdo para análise e para a redução do volume necessário para receber nova alimentação.



Figura 3.9 – Funil de alimentação ao digestor anaeróbio e válvula de controlo

3.5 CONTROLO DAS OPERAÇÕES DO DIGESTOR ANAERÓBIO

Pelo facto do processo da DA envolver uma multiplicidade de fatores, não existe um consenso entre os investigadores sobre quais as variáveis de processo mais importantes a controlar, no entanto o mais corrente é considerar o pH, AOV, teor de sólidos, CQO e produção de biogás como os mais importantes^[76].

A incerteza induzida pela complexidade do processo anaeróbio, pode ser ultrapassada com um conhecimento empírico e poucas, mas bem direcionadas observações, suportadas se possível por alguns equipamentos simples. O controlo empírico incide na carga orgânica aplicada, no pH ou na produção de biogás, mas utilizar o pH como único parâmetro de controle da operação, pode induzir a erros graves^[77].

Assim, para o controlo da operação do digestor anaeróbio no âmbito deste estudo foram considerados os seguintes parâmetros:

- O pH, que em conjunto com a alcalinidade, indica a tendência de acidificação do digestor;

- O teor de ST do digestato, que é um parâmetro que cuja alteração não implica paragem ou inibição do processo, mas cujo resultado pode ser usado para definir ações a longo prazo, como a alteração da carga orgânica aplicada aos digestores contínuos.

Para além destes parâmetros foram ainda monitorizadas as seguintes variáveis operatórias do digestor: a temperatura no interior do digestor e no circuito de aquecimento, a condutividade do digestato, a pressão do digestor, a altura de lamas, a produção e a composição do biogás.

Adicionalmente procedeu-se à análise da alimentação e do digestato em relação aos seguintes parâmetros: teor de humidade e cinzas, teor de azoto Kjeldahl.

Sob o ponto de vista da execução, as tarefas realizadas no decurso deste trabalho foram as seguintes:

1) Recolha e preparação dos biorresíduos para alimentação do digestor:

- a) Os biorresíduos ensaiados eram resíduos provenientes da preparação doméstica de refeições, incluindo resíduos de refeição e da limpeza de loiça com papel de guardanapo usado, tendo sido fornecidos pelos docentes de apoio a este estudo;
- b) Se necessário, era efetuado o seu acondicionamento, em sacos de polietileno e armazenados, se necessário, em frigorífico do laboratório a uma temperatura de 4°C, até à sua utilização, em alternativa eram processados de imediato para alimentação do digestor.
- c) O processamento dos biorresíduos para alimentar o digestor era efetuado de acordo com o procedimento descrito no Anexo IX de forma a constituir uma polpa fluída de alimentação ao digestor.

2) Caracterização da polpa de biorresíduos em termos dos seguintes parâmetros:

- a) Teor de humidade;
- b) Teor de cinza;
- c) Teor de azoto Kjeldahl.

3) Alimentação/operação do digestor:

- a) Antecedendo a alimentação diária do digestor, procedia-se (a) à observação da pressão do digestor, (b) à agitação/homogeneização do conteúdo, (c) à retirada

de amostra de digestato, (d) ao registo do volume acumulado de biogás produzido pelo digestor, e (e) ao registo das temperaturas nos diferentes locais.

b) A polpa fluída de biorresíduos era adicionada ao funil de alimentação, sendo a respetiva válvula aberta logo a seguir à retirada da amostra do digestato, sendo a drenagem realizada por gravidade/vácuo, eventualmente precedida por abertura à atmosfera do digestor, evitando a entrada de ar.

4) Caracterização do digestato em termos dos seguintes parâmetros:

- a) pH e condutividade;
- b) Teores de humidade e cinza;
- c) Teor de azoto Kjeldahl;
- d) Alcalinidade.

5) Caracterização do biogás produzido:

- a) Medida da composição do biogás em termos dos teores de CH₄ e CO₂ por cromatografia gasosa.

3.5.1 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE HUMIDADE

A determinação do teor de humidade dos biorresíduos e do digestato, teve como referência o método descrito no manual Standard Methods, método 2540 B. (APHA, 2005)^[78], e descrito no Anexo II.

Subtraiu-se a massa de amostra seca à massa de amostra húmida. O peso da amostra seca correspondeu ao material seco em estufa, da marca Heraus D-6450 Hanau, a 105°C±1°C, durante 4 horas, e foi pesado numa balança, da marca Sartorius BP 3100S, com uma precisão de ±0,01 g.

3.5.2 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE CINZA

A determinação do teor de cinza dos biorresíduos e do digestato, foi realizada com base no manual Standard Methods, método 2540 E. (APHA, 2005)^[78] e descrito no Anexo IV.

Foram usadas as amostras provenientes da determinação do teor de humidade, na qual a amostra seca foi triturada em almofariz até atingir um tamanho nominal de 1 mm. A secagem das amostras foi realizada em mufla, da marca Nabertherm D-2804. Esta foi

programada de modo a que tivesse 2 rampas de aquecimento: rampa 1 – aumentar a temperatura até a $250^{\circ}\text{C}\pm 10^{\circ}\text{C}$ durante um período de 50 minutos e manter esta temperatura durante 50 minutos para permitir que os sólidos voláteis (SV) se libertem antes da ignição; rampa 2 – continuar a incrementar a temperatura da mufla até $550^{\circ}\text{C}\pm 10^{\circ}\text{C}$, durante um período de 60 minutos e manter esta temperatura durante 120 minutos.

As amostras, após a mufla, foram arrefecidas até atingir a temperatura ambiente, em exsicador, e de seguida pesadas numa balança, da marca Precisa 205 A Superbal-series, com precisão de $\pm 0,0001$ g.

3.5.3 DETERMINAÇÃO DO TEOR DE AZOTO KJELDAHL

A determinação do teor de azoto Kjeldahl dos biorresíduos e do digestato, foi realizada com base no manual Standard Methods, método 4500-N_{org} (APHA, 2005)^[78] e descrito no Anexo VI.

A análise do conteúdo em azoto Kjeldahl das amostras de material biológico pode ser efetuada mediante um procedimento de digestão alcalina com formação de NH_3 seguido de evaporação e condensação numa solução ácida e finalmente análise ácido-base por titulação, conforme descrito no Anexo VI e como se pode verificar na Figura 3.10.



Figura 3.10 – Determinação do teor em azoto Kjeldahl das amostras no laboratório do DAOUA

3.5.4 DETERMINAÇÃO DA ALCALINIDADE

A determinação da alcalinidade foi realizada com base no manual Standard Methods, método 2320 A. (APHA, 2005)^[78] e descrito no Anexo VIII.

A determinação da alcalinidade foi efetuada por titulação e determinação do título por potenciometria com um eletrodo de pH, (Consort-515). Após algum ensaio, verificou-se que o volume de amostra apropriado à obtenção de quantidades mensuráveis deveria ser 25 ml de efluente tal e qual ou centrifugado.

3.6 SEMENTEIRA/INÓCULO

A reação biológica de DA requer a presença de bactérias anaeróbias. Embora na natureza as bactérias anaeróbias sejam omnipresentes, o procedimento corrente é o de proceder à recolha de lamas de digestores anaeróbios em operação, ou digestores de lamas em ETAR's ou ainda utilizar dejetos de animais, nomeadamente de bovinos, que mantêm uma flora intestinal contendo as referidas bactérias.

O desempenho de um digestor de DA a curto prazo (dias a semanas) é fortemente condicionado pela condição inicial do conteúdo selecionado para o arranque do digestor, ou seja, pela origem da carga inicial (sementeira). Por esta razão, neste trabalho foi necessário arrancar a instalação quatro vezes.

Nas duas primeiras vezes o arranque da instalação teve origem em lamas de fossa séptica, nas duas últimas vezes o arranque ocorreu na presença de lamas frescas de uma exploração pecuária de vacas leiteiras.

A caracterização sumária das lamas de fossa séptica pode ser observada na Tabela 3.1

Tabela 3.1 – Caracterização das lamas de fossa séptica

Referência	Valor	Unidades
Teor de sólidos totais	0,054	[kg ST/kg amostra húmida]
Teor de cinzas	0,305	[kg cinza/kg amostra seca]
Azoto Kjeldhal	0,033	[kg N/kg amostra seca]
pH (papel)	6	

A caracterização das lamas de exploração pecuária em bruto não foi realizada, embora a bibliografia apresenta valores como os indicados na tabela seguinte (ver Tabela 3.2).

Tabela 3.2 – Caracterização de lamas de exploração pecuária leiteira em base húmida^[79]

	N_total (g/kg)	NH4+ (g/kg)	N_Org (g/kg)	P (g/kg)	K (g/kg)	ST (g/kg)
Média	5,2	1,5	3,7	1,7	4,8	0,171
Mediana	5,2	1,4	3,3	1,3	4,5	0,168
Máximo	7,8	2,2	6,0	7,5	11,9	0,217
Mínimo	2,1	0,0	0,5	0,5	0,2	0,120

A mesma referência alerta para o facto de se poder verificar com frequência valores insignificantes para o conteúdo em azoto Kjeldahl.

3.7 FREQUÊNCIA DAS AMOSTRAGENS

A frequência da amostragem de digestores anaeróbios depende da estabilidade do digestor. Alguns autores fazem amostragens uma vez por semana, outros duas e três vezes por semana ou mesmo todos os dias^[80].

Neste estudo a periodicidade variou de acordo com a estabilidade do digestor, da seguinte forma:

- Inicialmente foram realizadas amostragens 2-3 vezes por semana no ensaio 1 e 2, enquanto que no ensaio 3 foram realizadas amostragens todos os dias, para todos os parâmetros;
- No ensaio 4, foi realizado uma monitorização diária dos parâmetros e leitura rápida (temperatura, pressão, altura de lamas, pH e biogás), exceto nas duas primeiras semanas de agosto, corresponde com o período de férias em que os serviços da Universidade de Aveiro (UA) foram encerrados.

3.8 QUANTIFICAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO BIOGÁS

A quantificação do caudal de biogás foi realizada através do contador de gás seco da instalação. O volume de CH₄ foi determinado relativamente ao volume de biogás produzido, pela equação seguinte:

$$V_{\text{CH}_4} = \frac{(\% \text{CH}_4) V_{\text{biogás}}}{100} \quad [1]$$

em que,

V_{CH_4} : Volume de CH_4 produzido (m^3);

% CH_4 : Percentagem de CH_4 medido no analisador de gás (%);

$V_{biogás}$: Volume de biogás produzido (m^3).

Para a determinação da composição do biogás, a cada amostragem, recorreu-se a um cromatógrafo de gás (marca SRI, modelo 8610-C), com um detetor de condutividade térmica. A colheita para a amostragem de biogás foi realizada com uma seringa, colocada na parte superior do digestor. Após injeção no cromatógrafo, o cromatograma obtido apresenta três picos, o primeiro referente ao ar residual, o segundo referente ao CH_4 e o terceiro ao CO_2 . Relativamente aos valores fornecidos pelo aparelho estes são correspondentes às áreas de CH_4 e de CO_2 , pelo que para determinar as concentrações dos gases presentes no biogás, foi necessário recorrer às retas de calibração de CH_4 e CO_2 ^[32].

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A DA é um processo muito complexo, pese o facto da quantidade bibliográfica dedicada, pelo que o modelo de abordagem e os resultados obtidos no âmbito deste trabalho são também reflexo desta situação.

De facto, o ensaio do sistema compreendeu uma sucessão de fases, cada uma das quais procurando resolver as várias dificuldades subjacentes à aplicação do digestor acima descrito a uma alimentação heterogénea de biorresíduos tendo em vista a manutenção de mistura no digestor com um conteúdo em sólidos de cerca de 10%.

Os trabalhos de operação do sistema de DA a que se reporta este trabalho, desenvolveram-se em quatro fases, durante as quais foram ensaiadas tentativas de solução de alguns dos problemas detetados, envolvendo diversas restrições e a partir de uma alimentação única diária de biorresíduos com elevado conteúdo de sólidos, na tentativa de encontrar e manter uma situação de operação em estado estacionário no âmbito dos padrões que são desejáveis num processo de DA (pH, produção de biogás e um efluente final facilmente tratável).

4.1 INOCULAÇÃO/ARRANQUE DO DIGESTOR ANAERÓBIO

O arranque do digestor foi o aspeto operacional que constituiu a principal dificuldade e desafio deste trabalho. Tendo em conta a natureza das reações biológicas de degradação da matéria orgânica, em que os produtos de umas reações são o substrato reagente das reações seguintes, mas em que as acumulações de alguns dos produtos podem bloquear as reações seguintes, a condição de partida é uma condição chave de sucesso. A condição de partida está geralmente assente na utilização de uma semente (ou inóculo) com origem em digestor anaeróbio preexistente.

Neste trabalho, no primeiro e segundo ensaio usou-se um inóculo composto por lamas de uma fossa séptica, enquanto que durante o terceiro e quarto ensaio optou-se por usar um inóculo proveniente de uma agropecuária. A quantidade e a qualidade de inóculo a utilizar são fatores determinantes para o desempenho e estabilidade do processo de DA.

O inóculo usado nos dois primeiros ensaios foi crivado através de uma rede de malha 5 mm para eliminar os grossos, perfazendo cerca de metade do volume do digestor. Relativamente ao inóculo usado no terceiro ensaio, foi usado lamas de uma exploração

pecuária, trituradas e fluidificadas por adição de H₂O com uma varinha mágica, depois crivadas antes de ser colocadas no digestor, perfazendo apenas metade do volume do digestor. No quarto ensaio adicionou-se uma mistura lamas de agropecuária às lamas do digestor até perfazer o volume do digestor.

4.2 CARACTERIZAÇÃO DA ALIMENTAÇÃO

Os biorresíduos utilizados neste trabalho são por natureza diversificados na origem, embora tenham apresentado algumas características comuns. Tratou-se essencialmente de resíduos biológicos segregados na habitação, compostos por restos de fruta, cascas de fruta, restos vegetais usados na preparação de refeições, molhos de refeições, papel tissue usado na limpeza de loiça, ocasionalmente com pequenas quantidades de resíduos de pele de peixe e gorduras. Ocasionalmente foram adicionados outros substratos (farinha de milho, alimento enlatado para cão) ou aditivos (solução de amónia ou NaHCO₃) para compensar o baixo nível de azoto ou o elevar o pH, embora com pouco sucesso, em termos de aumento de atividade.

4.3 RESULTADOS DOS ENSAIOS DE LABORATÓRIO DO DAO

Neste subcapítulo serão apresentados os resultados referentes aos vários ensaios laboratoriais realizados no digestor de aproximadamente 100 litros da instalação piloto presente no laboratório do DAO.

Os procedimentos de preparação da mistura de alimentação de biorresíduos foram sendo sucessivamente refinados em função das condições disponíveis no digestor e do estado de desenvolvimento do trabalho. O modelo de exploração da instalação foi sendo alterado em função dos resultados operatórios observados e das expectativas em relação a resultados futuros, tendo dado origem a quatro séries de ensaios.

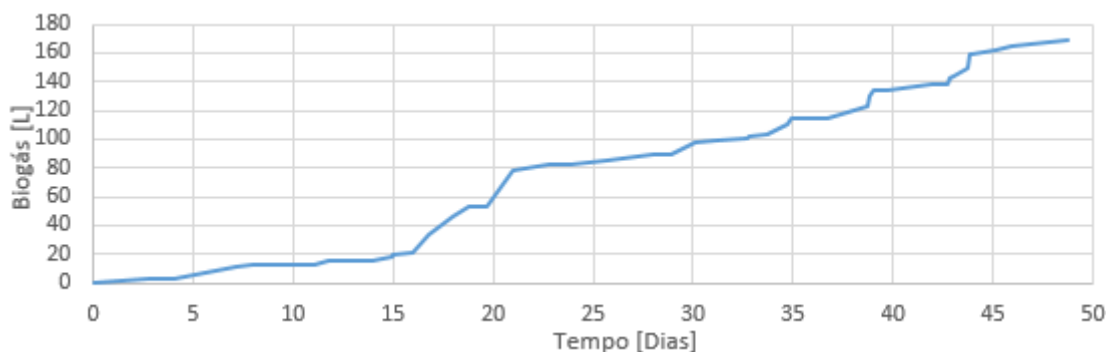
O primeiro ensaio teve início a 20 de março de 2017, com a colocação de lamas secundárias provenientes de uma ETAR no digestor, sendo realizado uma alimentação com biorresíduos, e terminou a 8 de maio de 2017. O segundo ensaio teve início a 17 de maio e terminou a 19 de junho, tendo sido instalado entre o dia 8 de maio e 17 de maio um sistema de agitação. O terceiro ensaio teve início a 21 de junho e terminou a 29 de julho. Por fim, o quarto e último ensaio teve início a 30 de julho e terminou a 15 de setembro. É importante referir que foi instalado um sistema de aquecimento a 30 de julho, para operar com um circuito de água quente.

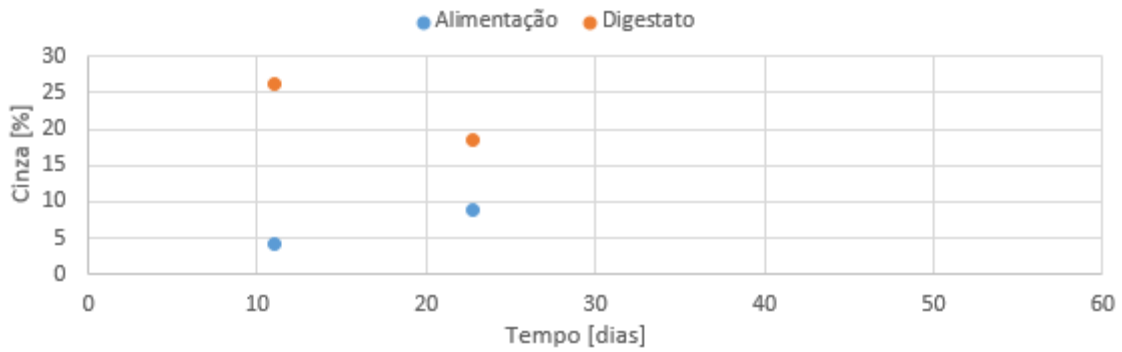
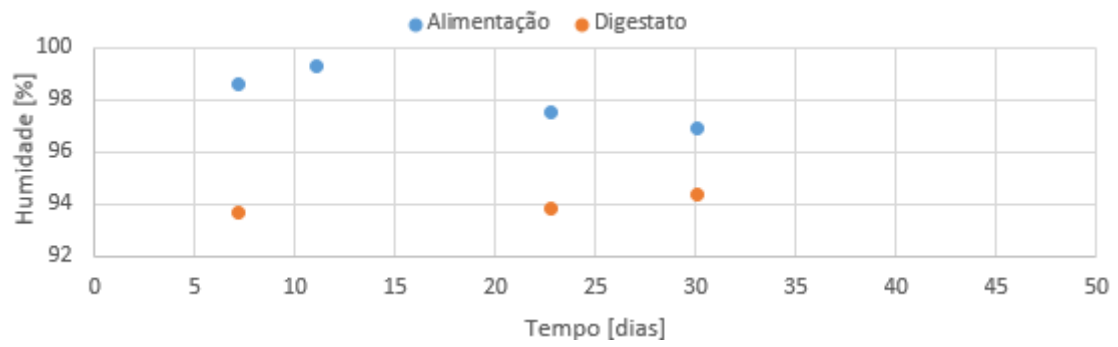
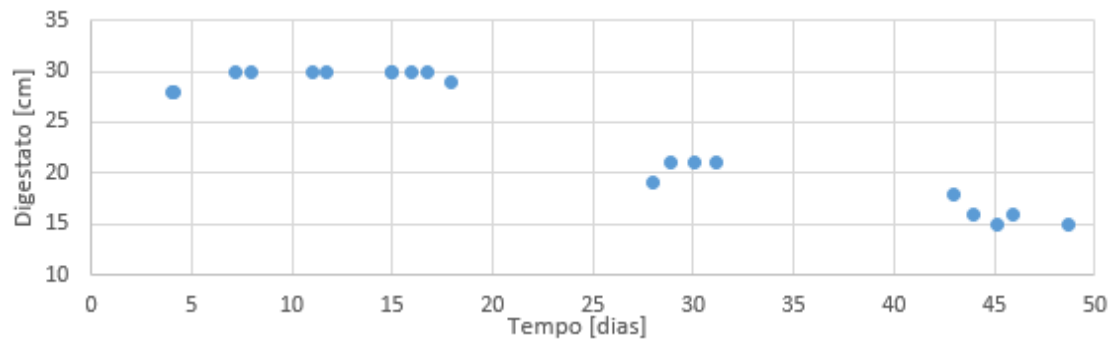
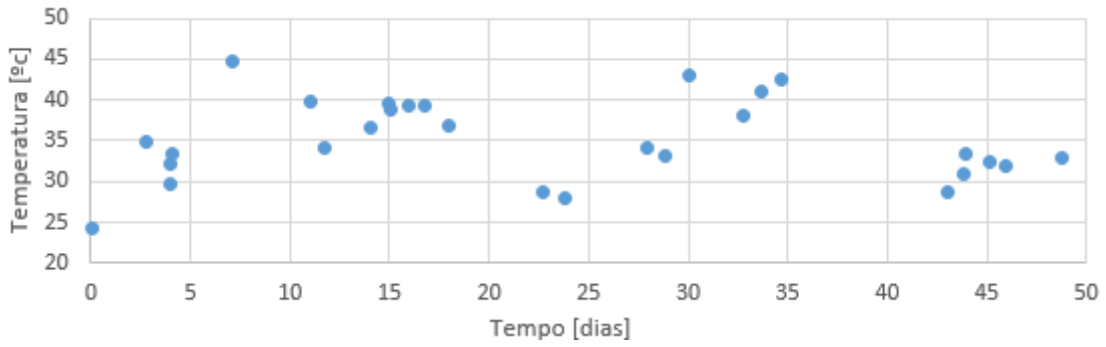
Os resultados do funcionamento do digestor respeitam nomeadamente a: volume acumulado de biogás, a composição do biogás, as temperaturas a diferentes níveis do digestor, pressão do digestato, o pH e a condutividade, o teor de humidade, o teor de cinza, o teor de azoto Kjeldahl e a alcalinidade do digestato. Estes resultados envolvem uma periodicidade variável e são apresentados em tabelas numéricas na seção dos Anexos e discutidos nas próximas subsecções.

4.3.1 PRIMEIRO ENSAIO

O objetivo principal do primeiro ensaio foi testar e avaliar as funcionalidades da instalação. Numa primeira fase o digestor foi alimentado com cerca de 40 litros de lamas de fossa séptica, com conteúdo de sólidos estimado em cerca de 6%, correspondendo a pouco menos de metade da capacidade do digestor. A alimentação por partidas diárias de biorresíduos de cozinha foi preparada com cerca de 1,67 kg de biorresíduos/dia e 3,33 kg de água/dia, perfazendo cerca de 5 kg de alimentação, sendo sujeita a trituração e crivagem, de forma a obter um tempo de residência de cerca de 20 dias, característico da DA de biorresíduos. A alimentação era aspirada para dentro do digestor colocando este sob vácuo com o auxílio de um venturi acionado com ar comprimido. O sistema dispunha de um circuito de aquecimento elétrico externo, usando o próprio conteúdo do digestor. Esta situação ocasionava entupimentos frequentes. Foi necessário substituir a resistência elétrica de aquecimento e realizar obras no referido circuito de aquecimento tendo em vista reduzir a ocorrências de obstruções, por acumulação de fibras ou detritos.

De seguida são apresentados os parâmetros controlados durante o primeiro ensaio (ver Figura 4.1).





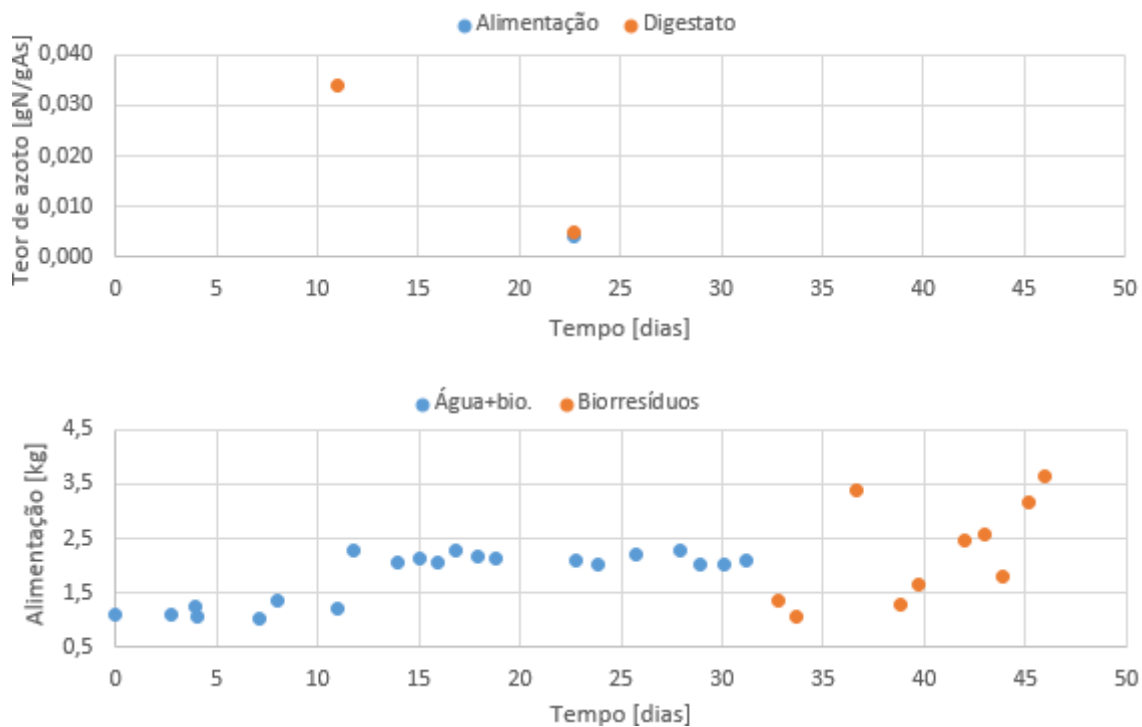


Figura 4.1 – Registos de operação ao longo do primeiro ensaio

A monitorização da temperatura da instalação foi realizada de forma contínua, com leituras diárias através da unidade de leitura e controlo presente na instalação em estudo. Neste trabalho, no primeiro ensaio, a temperatura manteve-se pela fase mesofílica. É importante referir que o valor da temperatura usado é referente ao termopar 3, uma vez que o digestor não se encontrava completamente cheio e o termopar 3 situa-se no centro do digestor. Neste primeiro ensaio, é possível observar uma descida da temperatura entre os dias 20 e 40 do ensaio, facto que pode ser explicado por problemas de entupimento e pela substituição da resistência elétrica do permutador.

Inicialmente foi caracterizado o teor de humidade da alimentação e da mistura do digestor. Pôde concluir-se que, se deveria procurar aumentar o teor de sólidos da alimentação já que os digestores de DA de resíduos operam com valores significativamente mais elevados. O controlo de pH foi pouco efetivo pois era usada fita indicadora, que se revelou pouco precisa, mas que, em qualquer caso, evidenciou pH de cerca de 6, com tendência para descer. O elevado teor de humidade da alimentação pode ser explicado pelo facto de a quantidade de H₂O usada na preparação da alimentação ser o dobro da quantidade de biorresíduos, fazendo com que o teor fosse bastante elevado. Relativamente à mistura em reação verificou-se uma diminuição sucessiva de sólidos até atingir uma concentração de sólidos de 4-5% neste ensaio. A

análise do sistema de reação mostrou, por simples observação, a existência de assimetrias de temperatura, o que foi justificado pela ausência de mistura interna.

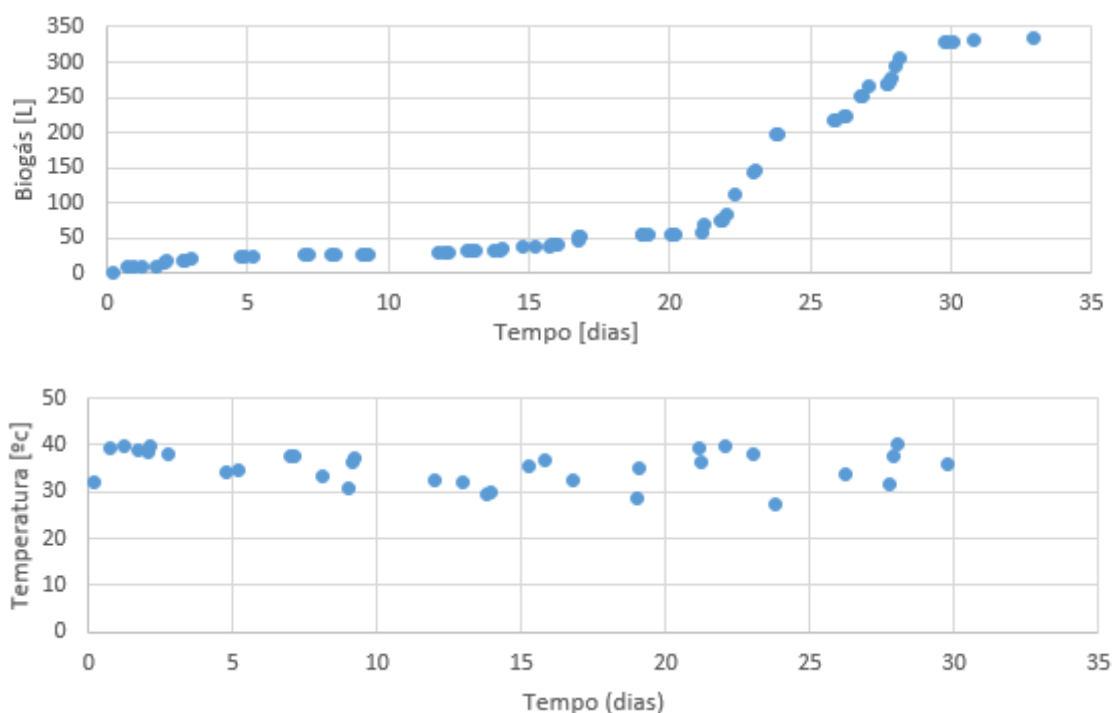
Conforme se pode concluir, a produção de biogás foi sempre muito limitada em termos de quantidade relativamente ao potencial da alimentação, o que levou a concluir que não havia concentração suficiente de sólidos ativos. Para melhorar o desempenho, do digestor entendeu-se necessário introduzir um sistema de agitação, tendo sido removido o conteúdo do digestor.

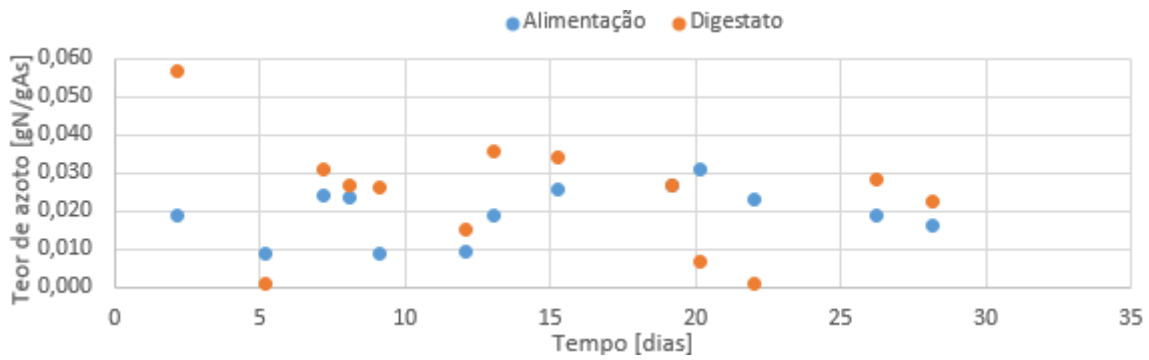
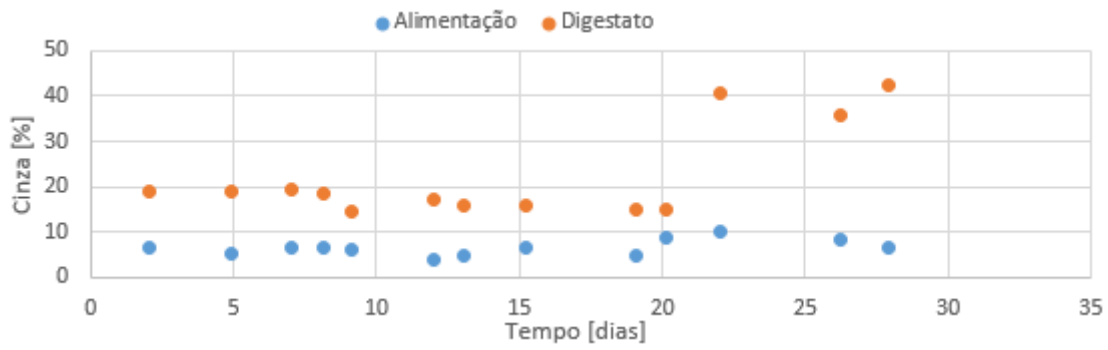
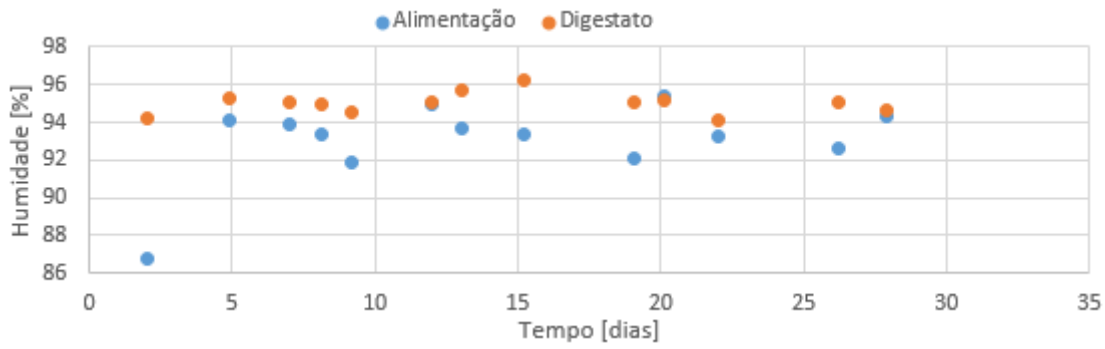
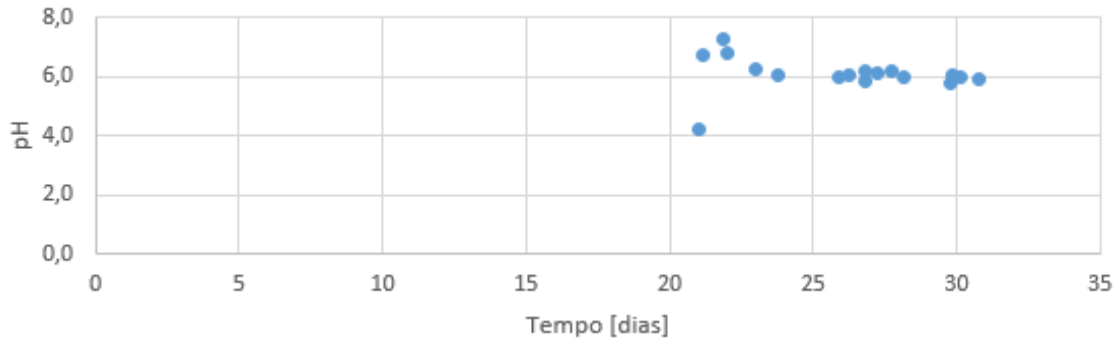
4.3.2 SEGUNDO ENSAIO

Antecedendo o segundo ensaio, que teve início a 17 de maio e terminou a 19 de junho, foi instalado de 8 de maio e 17 de maio um sistema de agitação, conforme descrito no capítulo anterior.

Apesar das tentativas realizadas, não foi possível instalar agitação mecânica em contínuo, pelo contrário, a agitação era manual e ocasional. O conteúdo inicial do digestor do segundo ensaio foi reaproveitado a partir do primeiro ensaio.

Na Figura 4.2 são apresentados os principais parâmetros monitorizados durante o segundo ensaio.





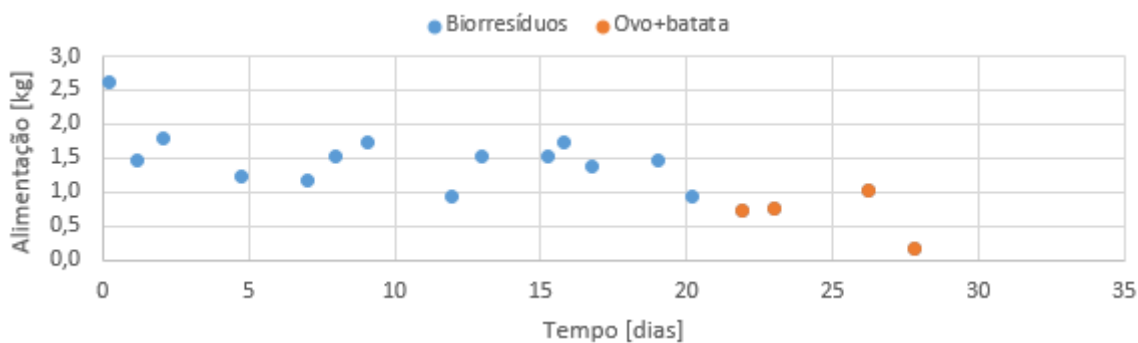


Figura 4.2 – Registos de operação ao longo do segundo ensaio

Neste ensaio até ao dia 20, observou-se uma baixa produção de biogás e a contínua diminuição do pH do digestor até 4,2 (ver Figura 4.2). Esta situação levou a ponderar a respetiva correção, a partir do dia 20 do ensaio, por adição de uma base. Esta situação terá ocorrido em resultado da acumulação de AOV resultantes da degradação da matéria orgânica adicionada ao digestor, o que terá provocado a morte ou inibição das bactérias metanogénicas, ou seja, a falha do processo de DA (ver a Figura 4.3).



Figura 4.3 – Esquema explicativo do processo de inibição da digestão anaeróbia devido a uma elevada carga orgânica^[35]

Na tentativa de reverter a situação, retirou-se metade da carga do digestor para um bidão de armazenagem e ao restante conteúdo do digestor que permaneceu adicionou-se NaHCO_3 para correção do pH e tentativa de recuperação da atividade metanogénica. Inicialmente foi adicionado ao digestor cerca de 700 g de NaHCO_3 no dia 21 do ensaio, e depois no dia 26 e 29 do ensaio foi adicionado 85 g de Ca(OH)_2 e 50 g de Ca(OH)_2 , respetivamente. O resultado inicial foi uma intensa produção de gás (mas apenas CO_2) em resultado da neutralização dos ácidos pelo bicarbonato.

Relativamente ao teor de cinza é possível observar que, as últimas amostras retiradas para análise, correspondentes aos dias 22, 26 e 28 do ensaio, os valores obtidos são mais elevados quando comparados com as amostras do digestato do próprio ensaio. Este facto, é explicado pela adição de bases (NaHCO_3 e Ca(OH)_2) ao conteúdo do digestor fazendo com que, o teor de cinza do digestato aumentasse para o dobro.

Assim, entendeu-se dar por terminado o segundo ensaio e reiniciar o processo com uma sementeira completamente diferente, nomeadamente em relação ao conteúdo em sólidos e proveniência.

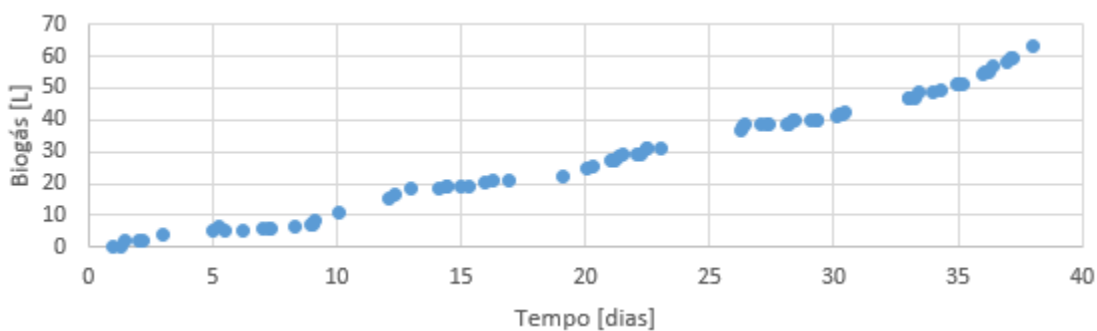
4.3.3 TERCEIRO ENSAIO

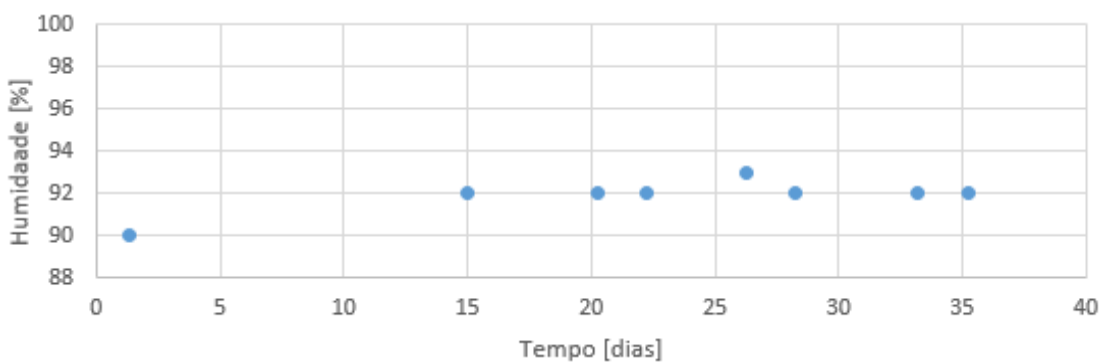
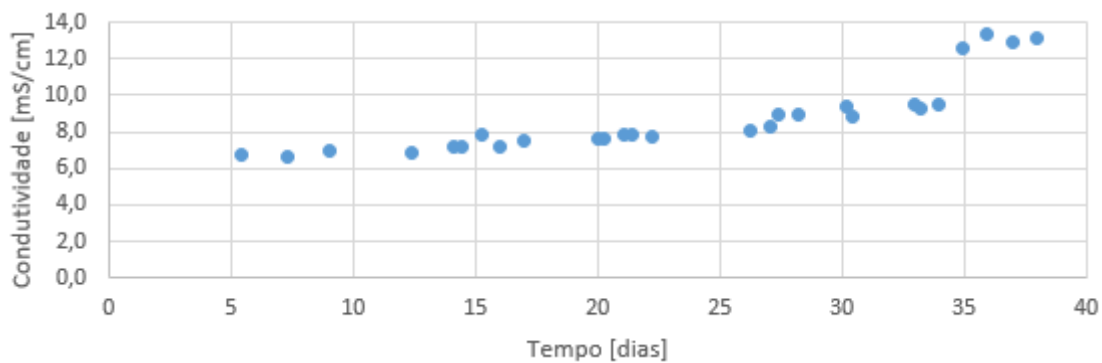
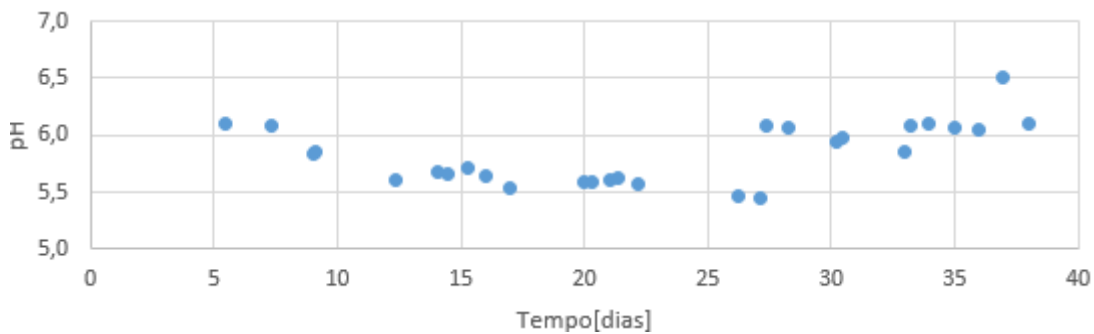
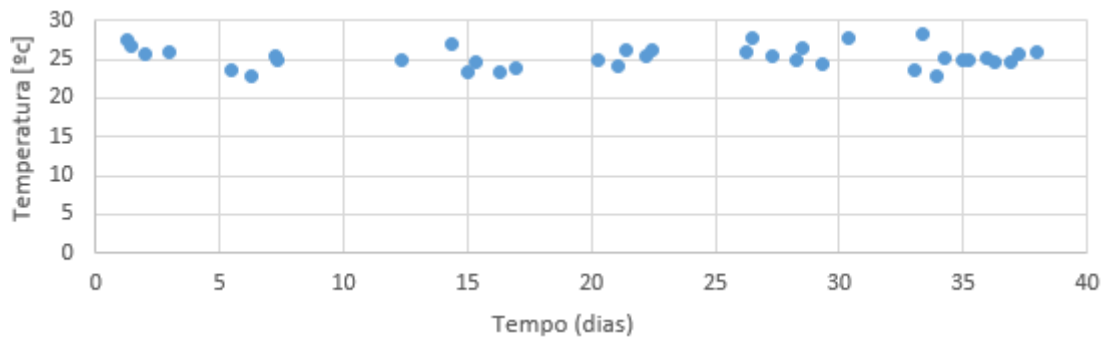
O terceiro ensaio iniciou-se a 21 de junho e terminou a 29 de julho. Neste ensaio a mistura presente no digestor foi substituída por um novo inóculo, proveniente de uma agropecuária.

Este inóculo foi sujeito a crivagem e aumento do teor de humidade por adição de água da natureza. Preparou-se cerca de 50 litros de mistura. O principal objetivo deste ensaio passou por observar o comportamento de um novo inóculo. Uma vez que, a concentração de sólidos neste inóculo é superior à do inóculo usado anteriormente, cerca de 10%, foi decidido que durante este ensaio o sistema não teria aquecimento, mas teria agitação, de modo a evitar problemas de entupimentos.

A análise do inóculo mostrou um teor de azoto Kjeldahl extremamente baixo, sugerindo a necessidade de aumentar o teor de azoto Kjeldahl. Para este efeito foi ensaiada quer uma alimentação enriquecida em azoto Kjeldahl quer uma solução de amónia a 37% w/w, que permitiria aumentar em simultâneo o pH e o teor de azoto Kjeldahl.

Na Figura 4.4 são apresentados os principais parâmetros monitorizados durante o terceiro ensaio.





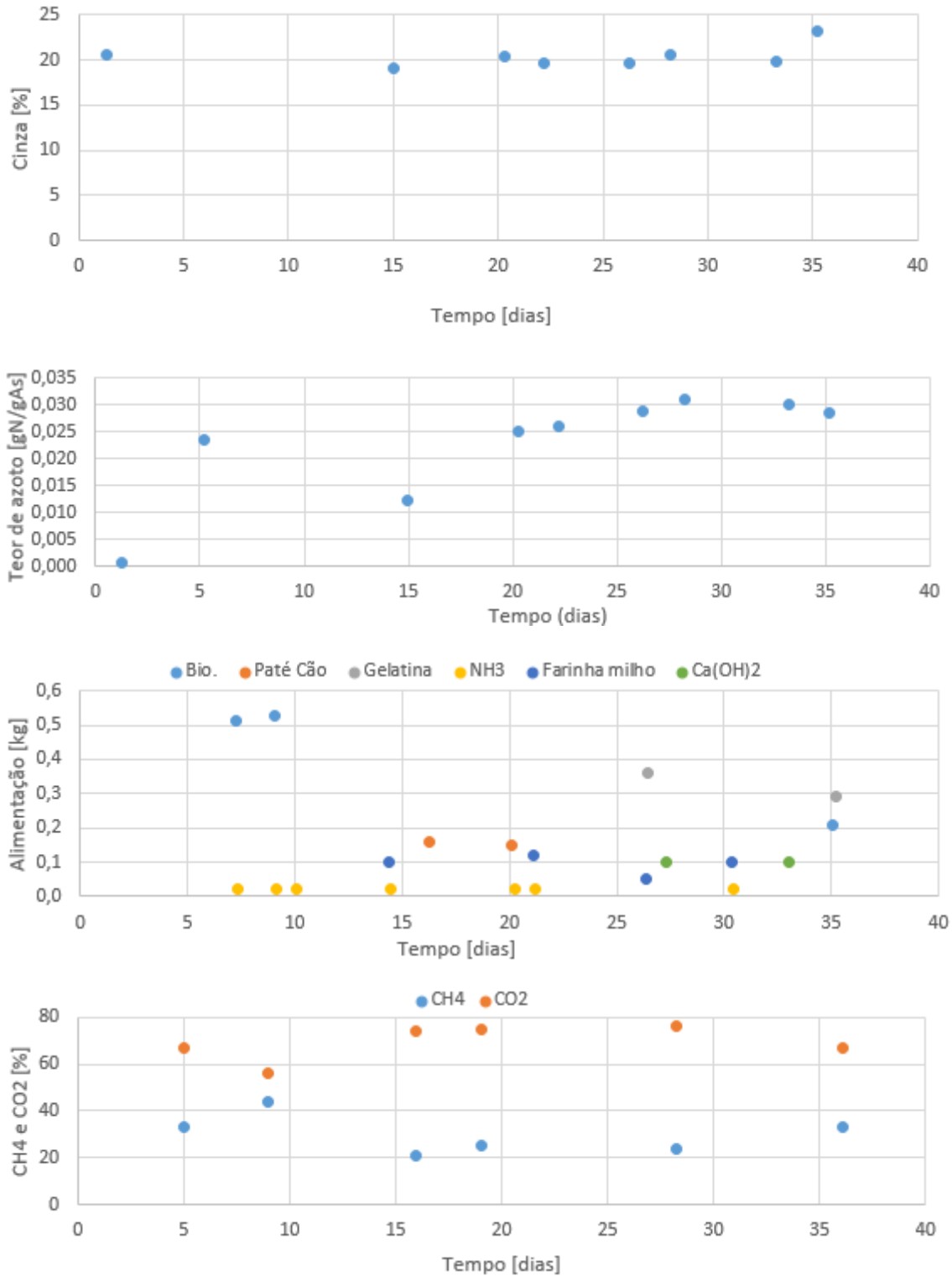


Figura 4.4 – Registos de operação ao longo do terceiro ensaio

No âmbito da análise dos resultados obtidos, é possível observar que a temperatura foi de cerca de 25°C, portanto inferior aos ensaios anteriores (cerca de 35°C), em resultado

de não ter sido operado o dispositivo de aquecimento do digestor, pelo que deixou de haver o aquecimento. A razão pela qual pelo que deixou de haver o aquecimento do digestor tem a ver com o facto do inóculo usado no terceiro ensaio apresentar uma maior concentração de sólidos (10%), optou-se por não fazer a recirculação do digestato de modo a evitar entupimentos.

Durante o período de ensaio, 38 dias, o digestor produziu 65 litros de biogás com uma alimentação de apenas 3 kg de biorresíduos diversificados, com teor estimado cerca de 20% de SV, na presença de 55 kg de digestato com cerca de 8% de ST.

Analisando os resultados obtidos, verifica-se que a produtividade de biogás foi muito limitada ou seja de $1,93 \text{ L/kg}^{-1} \text{ SV.dia}^{-1}$, quando comparado com os valores de referência de $455 \text{ L/kg}^{-1} \text{ SV.dia}^{-1}$ ^[81], o que terá resultado da baixa carga orgânica de biorresíduos usada no ensaio, tendo em vista evitar o decréscimo do pH.

Verificou-se ainda que o pH se manteve abaixo do limite geralmente aceite para operar digestores anaeróbios, contudo verificou-se um aumento significativo no dia 27 do ensaio, estando relacionado com a adição 100 g de Ca(OH)_2 ao digestor, de forma a aumentar o pH e fomentar a atividade metanogénica.

No terceiro ensaio foi ainda usado NH_3 , com o objetivo de corrigir o valor de pH mas também de aumentar os níveis de azoto Kjeldahl no digestor, dado ter sido verificado que a análise do inóculo usado (resíduos de agropecuária) não continha azoto Kjeldahl. Ainda tendo em vista a correção dos níveis de azoto no digestato, ocasionalmente, substituiu-se os biorresíduos por gelatina, farinha de milho e paté de cão. A partir do dia 20 do ensaio, verificou-se uma estabilização do teor de azoto Kjeldahl do digestato.

A composição do biogás, neste terceiro ensaio, é maioritariamente composta por CO_2 , com os valores de CO_2 a variar entre 60-70% em porção volumétrica. A passividade deste ensaio em relação ao pH e à produção do gás, levou a considerar a necessidade de instalar um sistema de aquecimento tendo em vista a operação em condições mesofílicas.

De facto esta situação foi considerada insatisfatória, dado que a actividade metanogénica foi quase insignificante, pelo que foi entendido recomeçar de novo, diversificando a sementeira e instalando um novo sistema de aquecimento do digestor.

Para este efeito, o conteúdo do digestor foi descarregado, mas recuperado para um bidão para constituir parte do inóculo do ensaio seguinte (cerca de 45 litros).

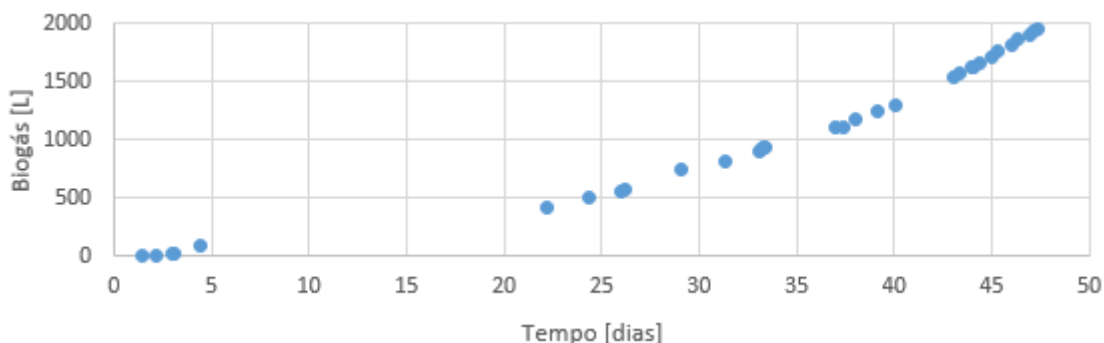
4.3.4 QUARTO ENSAIO

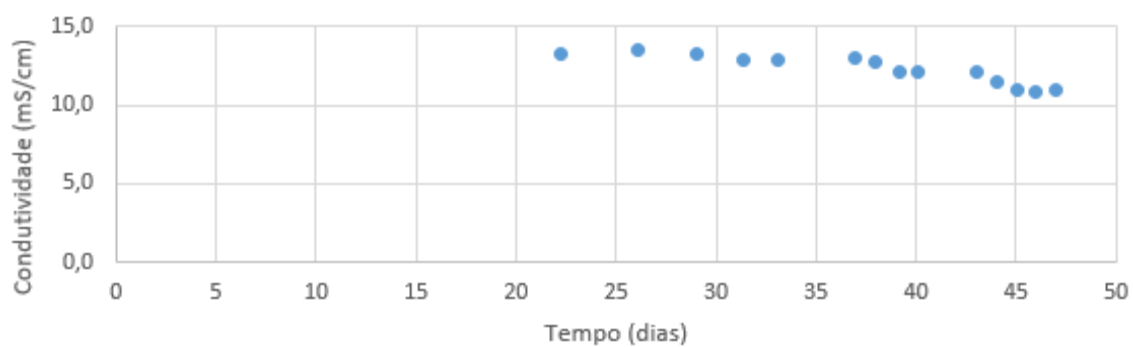
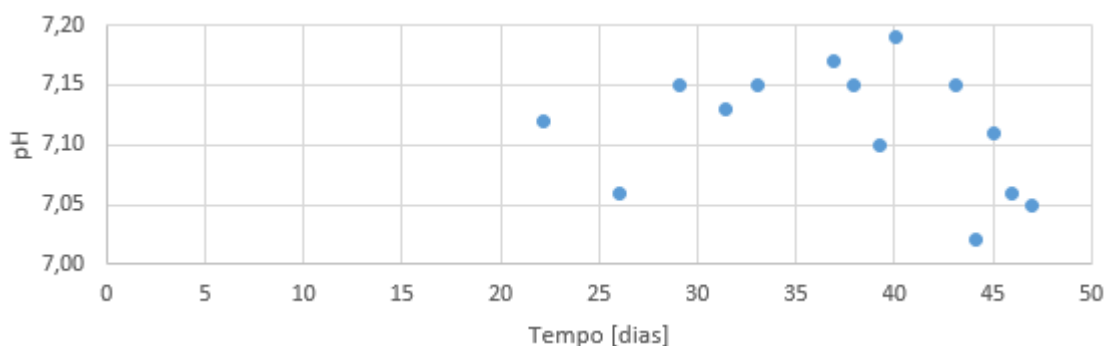
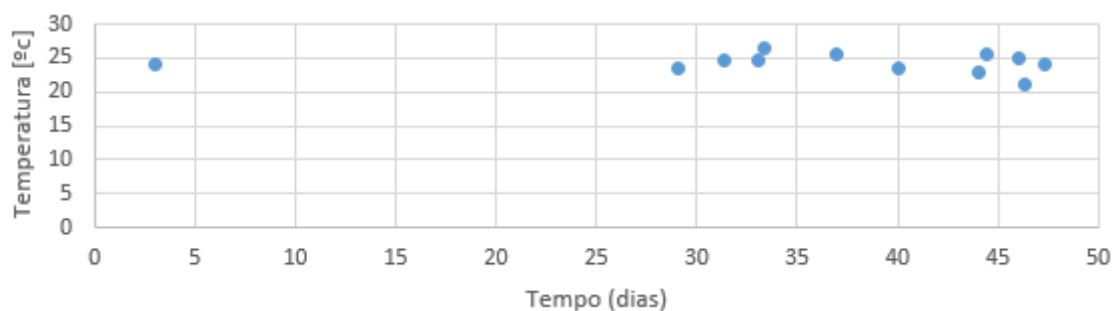
O quarto ensaio iniciou-se a 30 de julho e terminou a 15 de setembro, tendo sido instalado um sistema de aquecimento baseado numa espiral de tubo de plástico, para circulação de água quente com temperatura controlada, contudo neste período o sistema de aquecimento não foi colocado em funcionamento, tendo operado à temperatura ambiente (cerca de 25°C).

No âmbito da preparação da semente do quarto ensaio, para além do digestato recuperado do ensaio anterior, foi tomado um segundo bidão da mesma capacidade, parcialmente cheio com lamas da mesma exploração pecuária, sem alimentação orgânica, mas ocasionalmente aberto para remistura e a que se adicionou 2 a 3 litros de urina para aumentar o teor de azoto, alguma lama crivada de fossa séptica e até alguma lama anaeróbia crivada obtida a partir da vasa de um riacho. Como curiosidade, e enquanto decorriam as obras de instalação do sistema permutador de calor (3 dias), observou-se que esta mistura ainda em bidão fechado, começou subitamente a produzir gás com intensidade.

Concluídas as obras de instalação do permutador de calor e antes de ser fechado, o digestor foi carregado com o conteúdo dos referidos bidões, perfazendo a capacidade do digestor (100 litros), fechado e, ocasionalmente, homogeneizado com o agitador e alimentado, mas não aquecido. Infelizmente não foi medido o teor inicial de ST ou de azoto Kjeldahl.

Na Figura 4.5 são apresentados os principais parâmetros monitorizados durante o quarto ensaio.





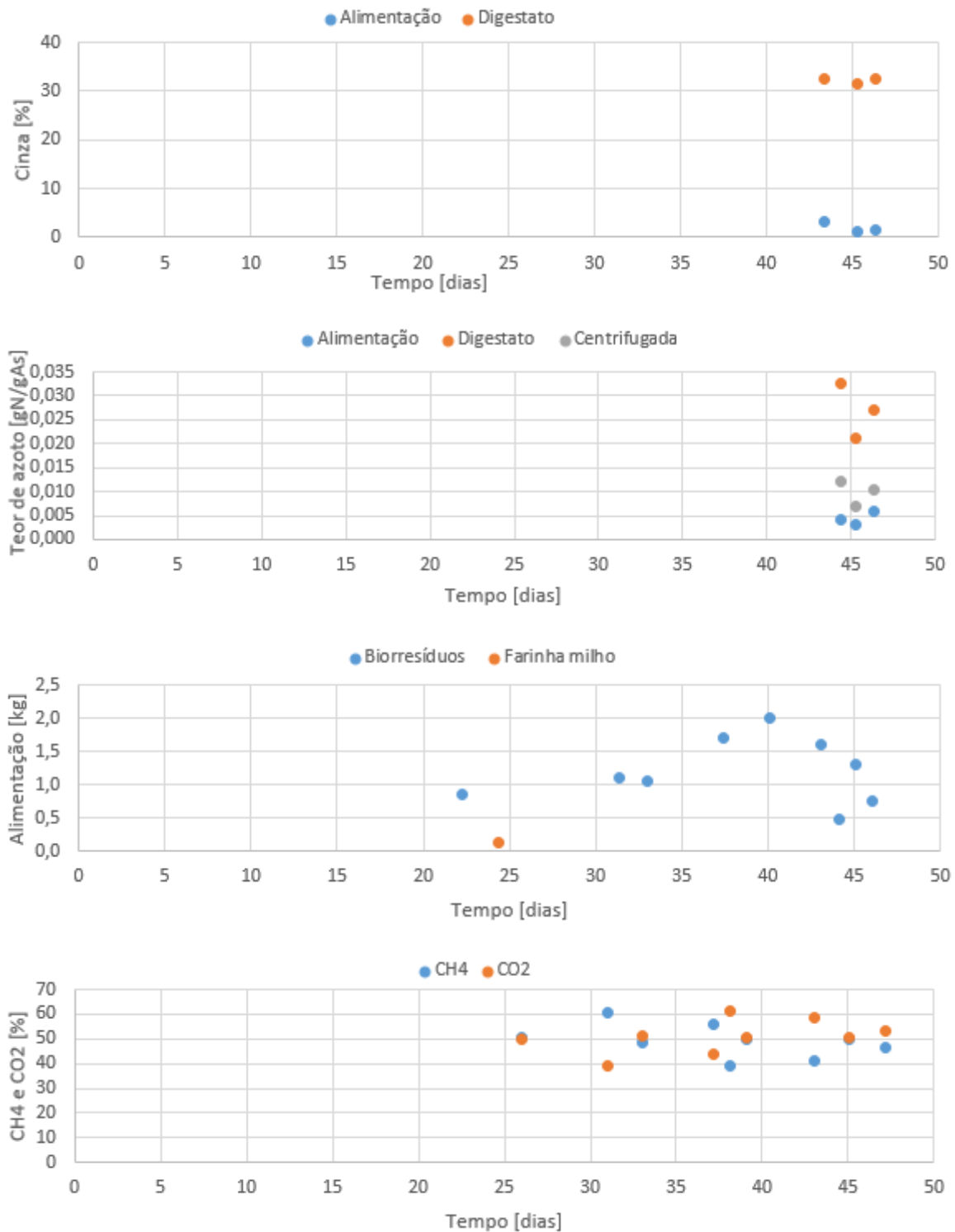


Figura 4.5 – Registos de operação ao longo do quarto ensaio

Apesar da ausência de aquecimento, a temperatura, neste ensaio manteve-se pelos 25°C, dada a temperatura do ar e a incidência solar durante as tardes (de Verão). Durante o ensaio com a duração de 47 dias, foram produzidos cerca de 2000 litros de

biogás, tendo sido alimentados 12,2 kg de biorresíduos (base tal e qual), e observado o pH entre 7,0 e 7,2 e a condutividade de cerca de 12 mS/cm.

Considerando o período entre os dias 25 e 47, no que respeita à composição do biogás, pode-se observar que os valores de CH₄ no biogás variam entre os 30 e os 60% em volume. Assim verificou-se que a quantidade de biogás produzido durante esse período foi cerca de 1389 litros biogás, o que corresponde a uma produção específica de CH₄ de 0,316 m³(CH₄).m⁻³.dia⁻¹ em relação ao digestor, o que é um valor relativamente baixo em relação ao indicado na bibliografia, 0,6-4,6 m³(CH₄).m⁻³.dia⁻¹[15].

Para o mesmo período, a produtividade média do digestor em biogás foi de cerca de 125 L/kg de biorresíduos alimentados, sendo que a taxa de alimentação média de biorresíduos foi de 5,6 kg.m⁻³.dia⁻¹, correspondendo a 1,01 kg de ST.m⁻³.dia⁻¹ ou seja 0,61 kg SV.m⁻³.dia⁻¹ o que compara desfavoravelmente com o valor de 9,2 kg SV.m⁻³.d⁻¹[81], para um digestor de uma fase, misturado, mas aquecido.

Considerando ainda o período especificado, o teor médio de ST referentes ao digestato foi de 8% e a carga orgânica média diária ao digestor foi de 18,0 g ST biorresíduos.kg⁻¹ SV do digestato.

O pH observado no digestato, acima de 7,0, compara favoravelmente com os valores indicados/recomendados para os biodigestores que são entre 7 a 7,5. Analisado o comportamento diário do pH, verificou-se que a alimentação influencia o pH do digestato, pois após a adição diária de alimentação, o pH desce em virtude da rápida atividade das bactérias acidogénicas e em seguida recupera em resultado da atividade das bactérias metanogénicas (mais lentas). Esta situação é normal e reflexo do modelo de alimentação diário. Contudo se a carga diária for excessiva, e/ou se o estado de atividade das bactérias metanogénicas for baixo, pode não ser possível a recuperação do pH em tempo útil, e levar paulativamente à acidificação do digestato.

Relativamente ao teor de azoto Kjeldahl, foi possível verificar que a maior parte está presente nos sólidos, se comparados o teor de azoto Kjeldahl nas amostras do digestato com o teor de azoto Kjeldahl presente no sobrenadante de amostras sujeitas a centrifugação.

A alcalinidade observada foi de cerca de 5000 - 6000 [mgCaCO₃.L⁻¹], concluindo-se ser acima da gama recomendada valor indicado de 2500 - 5000 [mg CaCO₃.L⁻¹]^[23] referido ao digestato.

5 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

A DA é um processo muito antigo, mas a aplicação ao tratamento de RU, nomeadamente biorresíduos alimentares, é recente, sendo que apresenta um enorme potencial de crescimento, especialmente por ser uma alternativa que pode contribuir para a redução de custos de tratamento em relação a sistemas convencionais aeróbios, já que permite a recuperação de recursos, nomeadamente biogás e nutrientes para o solo, e assim contribuir para a redução da pegada de carbono das organizações.

Do ponto de vista tecnológico, a DA é de facto uma tecnologia de valorização promissora, pois é capaz de converter quase todas as fontes de biomassa, incluindo os diferentes tipos de resíduos orgânicos. A DA, é um processo que representa uma grande oportunidade como uma forma de tratamento de resíduos, em particular da pecuária e das grandes aglomerações (biorresíduos), dado a facilidade de integração no âmbito da Economia Circular.

Em Portugal, a DA é uma tecnologia que se encontra desenvolvida em grande escala no âmbito do tratamento biológico de RU visando a valorização da fração orgânica dos RU de forma centralizada. Este desenvolvimento deve-se ao facto de terem surgido na UE, iniciativas com o objetivo de diminuir a quantidade de resíduos orgânicos que são depositados em aterro, através da DA e da compostagem. Relativamente a unidades de DA dedicadas especificamente à valorização de biorresíduos alimentares de pequena escala, que foi o foco do presente trabalho, não foram registadas unidades desta tipologia em Portugal, para além de experiências realizadas à escala laboratorial.

5.1 CONCLUSÕES

O presente trabalho estudou o comportamento de um digestor anaeróbio aplicado a biorresíduos, tendo contribuído para conhecer as principais características do processo.

A caracterização dos biorresíduos permitiu concluir que eram compostos por cerca de 82% de humidade, com 6,8% de cinza (base seca) e um teor de 3,6% azoto Kjeldhal (base seca).

Durante os primeiros ensaios, verificou-se que a produção de biogás foi muito pequena e que o pH tinha tendência a decrescer sempre com a adição de alimentação (pH inferior a 6), tendência esta acentuada com o aumento da carga orgânica de biorresíduos (kg.m^{-3}).

³.dia⁻¹), tendo inclusive atingido a condição de acidificação (pH=4.2), inviabilizando o processo de DA.

Finalmente no quarto ensaio o digestor atingiu a condição operatória estável e a produção de biogás bastante mais elevada quando comparada com os ensaios anteriores. Verifica-se que a concentração de sólidos diminui de 10% para 8%, pelo que pode concluir-se que num processo de DA ocorre a gasificação dos biorresíduos adicionados como alimentação bem como do material de sementeira adicionado ao digestor. O inóculo usado foi uma junção de inóculo proveniente do terceiro ensaio com lama crivada de uma fossa séptica, lama anaeróbia crivada obtida a partir da vasa de um riacho e um inóculo armazenado em bidão fechado sem alimentação orgânica, mas ocasionalmente aberto para remistura, originando uma “mistura” que se veio a revelar muito produtiva ao longo do ensaio. As razões que permitiram encontrar uma condição inicial responsável pelo processo bem sucedido, não são claras.

As dificuldades encontradas para o arranque de um digestor anaeróbio, e que aqui se documentam também, são, na verdade, bem conhecidas.

5.2 LIMITAÇÕES

O trabalho realizado apresenta um conjunto de lacunas que foram sendo reduzidas com o desenvolvimento do trabalho e à medida das crescentes exigências, nomeadamente de monitorização.

Contudo a aplicação e o desenvolvimento da DA é, por natureza, significativamente mais difícil de controlar e operar em virtude do delicado equilíbrio que é preciso encontrar quando comparado com os sistemas aeróbios.

Acresce que as melhores condições de operação só tiveram lugar na fase final do trabalho, mas que já não foi possível considerar em tempo útil neste estudo.

5.3 SUGESTÕES PARA TRABALHO FUTURO

A partir da análise dos resultados obtidos nos ensaios laboratoriais e da experiência operatória, apresenta-se algumas sugestões para novos trabalhos de DA na instalação em estudo, que possam relançar o interesse pela instalação de DA do DAQUA para apoio à lecionação e a projetos de estudo, nomeadamente:

- Realizar uma alimentação padrão preparada a partir de uma composição estabelecida com base nos biorresíduos “mais comuns” de modo, a obter uma operação e monitorização menos variável dos parâmetros de controlo;
- Encontrar um método menos trabalhoso de preparação da alimentação e com maior conteúdo em sólidos;
- Substituir o dispositivo de alimentação por outro com um maior diâmetro para permitir alimentar polpa contendo sólidos mais grossos ou fibrosos;
- Substituir o dispositivo de descarga e retirada de digestato do conteúdo por outro com um diâmetro maior, mas dispendo de um controlo mais fino de descarga;
- Introduzir um dispositivo automático de agitação/homogeneização;
- Automatizar a monitorização instrumental, implementando/modernizando o sistema de controlo e aquisição de dados.

Referências bibliográficas

- [1] IPCC (2007): Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Reino Unido.
- [2] IPCC (2013): Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Reino Unido.
- [3] Tiago L. Afonso; António C. Marques; José A. Fuinhas., (2017). Strategies to make renewable energy sources compatible with economic growth. *Energy Strategy Reviews*, Vol.18, pp 121-126.
- [4] Crespo, E., (2013). Digestão Anaeróbia de resíduos agroalimentares: Reutilização das frações líquidas e sólidas (state-of-art). Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologias, Universidade Nova de Lisboa.
- [5] Matos, A., (2012). Tratamento da gestão de resíduos. Manual da disciplina. Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro
- [6] Decreto-Lei n.º 73/2011, do Ministro do Ambiente e do Ordenamento do Território, de 17 de junho, relativo às operações de gestão de resíduos destinadas a prevenir ou reduzir a produção de resíduos.
- [7] Nogueira, M., (2013). Valorização de Biorresíduos no Município de Paços de Ferreira. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto.
- [8] Bouallagui, H., Touhami, Y., Cheikh, B., Hamdi, M., (2005). Bioreactor performance in anaerobic digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*. n.º40, pp. 989 – 995.
- [9] Ferreira, V., (2008). Contribuição para o estudo da modelação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos - Estudo da influência da geometria do digestor na cinética do processo. Dissertação de Doutoramento, Departamento de Ciência e Engenharia do Ambiente, Faculdade de Ciências e Tecnologia - Universidade Nova de Lisboa.
- [10] Santos, J., (2007). Caracterização físico-química e biológica em diferentes laboratórios de produtos obtidos a partir da compostagem de resíduos orgânicos biodegradáveis. Dissertação de Mestrado, Departamento de Zoologia e Antropologia, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.
- [11] Decreto-Lei nº 183/2009, do Ministro do Ambiente e do Ordenamento do Território, de 10 de agosto, relativo à deposição de resíduos em aterros.
- [12] Comissão Europeia (2008). Livro Verde sobre a gestão dos bio-resíduos na União Europeia.
- [13] Plano Nacional de Gestão de Resíduos 2011-2020, maio 2011.
- [14] Mechanical Biological Treatment of Municipal Solid Waste, Department for Environmental, Food and Rural Affairs, February 2013.
- [15] Flor, A., (2006). Comportamento de digestores anaeróbios tratando a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. Dissertação de Doutoramento, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.
- [16] Sharma, N., & Pellizzi, G. (1991). Anaerobic biotechnology and developing-countries: 1. technical status. *Energy Conversion and Management*, 32(5), 447-469.

- [17] Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (Eds.). (2003). *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. New York, NY: McGraw Hill.
- [18] Vesilind, A., (Ed.). (1998). *Wastewater treatment plant design* (4th ed.). London, UK and Alexandria, VA, USA: IWA Publishing and the Water Environment Federation.
- [19] Azeitona, D., (2012). *Efeitos de Pré-tratamentos Térmicos na Digestão Anaeróbia Termófila de Resíduos de Casca de Batata*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia - Universidade Nova de Lisboa.
- [20] Lipor (2009). *Guia para uma gestão sustentável de resíduos*. In: Porto, S. I. D. G. D. R. D. G. (ed.). Porto: Lipor.
- [21] Carrilho, N., (2012). *Valorização de Bio-Resíduos Alimentares por Digestão Anaeróbia Descentralizada – Caso de Estudo: Campus da FCT/UNL*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia - Universidade Nova de Lisboa.
- [22] Dubourguier, H. C., Albagnac, G., e Verrier, D., (1985), *Methane Production Processes by Fermentation of Biomass*, in *Synthetic Fuels*, Beghi, G. G. (ed.), ECSC, EEC, EAEC, Brussels and Luxembourg, pp. 219-233.
- [23] CCE., (Centro para a conservação da energia) (2000). *Guia Técnico de biogás*. Ministério da Energia e Geologia.
- [24] De Baere L., (2003). *State-of-the-Art of Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. Ninth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre Italy. 6-10- 2003. (citado por Carrilho, 2012)
- [25] Walter D.K., (1983). *Anaerobic digestion of municipal solid waste to produce methane*. Annual symposium on “Energy from Biomass and Wastes”, Lake Buena Vista, Florida, USA, pp.705-740.
- [26] Wittrup L., (1995). *Biogas project advances in California*. *BioCycle*, 36(4), pp. 48-49. (citado por Flor, 2006)
- [27] Mata-Alvarez J., (2003b). *Fundamentals of the anaerobic digestion process*. In: *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*, Mata-Alvarez J., Editor, IWA Publishing, pp. 1-18. (citado por Azeitona, 2012)
- [28] Kubler H., (1994). *Three-phase anaerobic digestion of organic wastes*. *Water Science and Technology*, 30(12), pp. 367-374.
- [29] Franke, H., Thurm, F. e Garcia Moreno, A., (1999). *Energía renovable con el processo Kompogas: valorización de desechos orgánicos mediante digestión anaerobia*, II International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, Barcelona.
- [30] *Contractor’s Report* (2008). *Current Anaerobic Digestion Technologies Used for Treatment of: Municipal Organic Solid Waste*, California Environmental Protection Agency.
- [31] Lissens, G., P. Vandevivere, L. De Baere, E.M. Biey, and W. Verstraete., (2001). *Solid waste digestors: process performance and practice for municipal solid waste digestion*. *Water Science and Technology*.
- [32] Ferreira A., (2015). *Avaliação da viabilidade de aproveitamento do biogás produzido no tanque secundário do sistema de tratamento de lamas (SIMRIA)*. Dissertação de Mestrado, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro.

-
- [33] Deublein, D. and Steinhauser, A. 2008. *Biogas from Waste and Renewable Resources - An Introduction*, Wiley-VCH, Germany, 47-137.
- [34] Coates, J., (1991). *Development, characterisation and stabilisation of granular methanogenic sludges*. Ph.D. Thesis, National University of Ireland
- [35] Arsova L., (2010). *Anaerobic digestion of food waste: Current status, problems and an alternative product*. M.S. Degree in Earth Resources Engineering. Department of Earth and Environmental Engineering. Foundation of Engineering and Applied Science. Columbia University.
- [36] Gavala, H., Yenal, U., Skiadas, I., Westermann, P., Ahring, K., (2003). *Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of primary and secondary sludge. Effect of pre-treatment at elevated temperature* *Water Research*, pp. 4561 – 4572. (citado por Carrilho, 2012)
- [37] Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering, Treatment and Reuse*, Fourth Edition, McGraw-Hill International Editions.
- [38] Lema, J. M.; Méndez, R.; Iza, J.; García, P.; Fernández-Polanco, F., (1991). *Chemical reactor engineering concepts in design and operation of anaerobic treatment processes*; *Water Science and Technology*, 24, 79-86. (citado por Ferreira, 2008)
- [39] Gerardi, Michael H., (2003). *The Microbiology of Anaerobic Digesters*; *Wastewater Microbiology Series*, John Wiley & Sons, Inc. (citado por Carrilho, 2012)
- [40] Soares, S., (2014). *Estudo sobre o tratamento anaeróbio de águas residuais urbanas em digestor de leito de lamas de fluxo ascendente em escala piloto*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto.
- [41] Weiland, P. (2010). *Biogas production: current state and perspectives*. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 85, 849-860.
- [42] Alves, M. (1998). *Estudo e caracterização de digestores anaeróbios de leito fixo*. Dissertação de Doutoramento, Universidade do Minho, Guimarães, 41-64.
- [43] Ferguson J.F., (1983). *Neutralization in anaerobic treatment of an acidic waste*. *Water Research*, 18(5), pp. 573-580.
- [44] Rintala J.A., (1995). *Thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste-start-up with digested material from a mesophilic process*. *Environmental technology*, 16(2), pp. 157-164. (citado por Ferreira, 2008)
- [45] Ten Brummeler E., (1989). *The effect of several pH control chemicals on the dry batch digestion of the organic fraction of municipal solid waste*. *Resources conservation and recycling*, 3, pp. 19-32. (citado por Ferreira, 2008)
- [46] Zhang, T. C. e Noike, T. (1994). *Influence of Retention Time on Reactor Performance and Bacterial Trophic Populations in Anaerobic Digestion Processes*, *Water Research*, 28, pp. 27-36.
- [47] Golueke, C. G. (1977). *Biological Reclamation of Solid Wastes*, Rodale Press (ed.), USA. (citado por Ferreira, 2008)
- [48] Leonardo, S. (2012). *Caracterização do digestor anaeróbio de lamas biológicas da ETAR do Choupal, em Coimbra*. Dissertação de Mestrado, Instituto Superior de Engenharia, Universidade de Coimbra.
- [49] Zinder, H., (1984). *Microbiology of Anaerobic Conversion of Organic Wastes to Methane: Recent Developments*, *ASM News*, 50, pp. 294-298. (citado por Ferreira, 2008)

- [50] Hawkes, L., (1980). Factors Affecting Net Energy Production from Mesophilic Anaerobic Digestion, Stafford, D. A., et al. (eds.), Applied Science Publishers LTD, London, pp. 131-150. (citado por Ferreira, 2008)
- [51] Taricska, J., Long, D., Chen, J., Hung, Y., Zou, S., (2009). Handbook of Environmental Engineering, Biological Treatment Processes, Volume 8, pp. 589 – 634.
- [52] Malakahmad, A., Zain, S., Basri, Mohamed, E., Kutty S., Isa, H., (2009). Identification of Anaerobic Microorganisms for Converting Kitchen Waste to Biogas. World Academy of Science, Engineering and Technology. (citado por Carrilho, 2012)
- [53] Palmowski, L. e Müller, J., (1999). Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion Maceration, II International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Waste, vol.I, Mata-Alvarez, J., Tilche, A., Cecchi, F. (eds.), Gráficas 92, S.A., Barcelona, 137-144. (citado por Flor, 2006)
- [54] Zauner, E., (1989). Anaerobic Digestion of Agroindustrial Solid Waste, in Biological Waste Treatment, vol.12, Mizrahi, A. (ed.), Alan R. Liss, Inc, New York, pp. 74-94. (citado por Ferreira, 2008)
- [55] Ralph, M., Dong, G., (2010). Environmental Microbiology Second. John Wiley & Sons, Inc. (citado por Carrilho, 2012)
- [56] Lapa, N., (2011). Material de ensino da disciplina de Bioenergia. Mestrado em Energias Renováveis - Conversão Elétrica e Utilização Sustentáveis, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.
- [57] Monte, M., (2010). Contributo para o estudo da valorização energética de biogás em estações de tratamento de águas residuais. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.
- [58] Cousiño, A. (2007). Avaliação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos do campo militar de santa Margarida. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.
- [59] Henze, M., Loosdrecht, M., Ekama, G., Brdjanovic., (2008). Biological Wastewater Treatment 415-456. London: IWA Publishing.
- [60] Amaral, L., (1997). Contribuição para o estudo da cinética de degradação anaeróbia de ácidos orgânicos voláteis. Influência da relação substrato/biomassa. Dissertação de Doutoramento, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa.
- [61] McCarty, L. e Mosey, E., (1991). Modelling of Anaerobic Digestion Processes (A Discussion of Concepts), Water Science and Technology, 24 (8), pp. 17-33.
- [62] Koster, I. W. e Cramer, A., (1987). Inhibition of Methanogenesis from Acetate in Granular Sludge by Long-Chain Fatty Acids, Applied and Environmental Microbiology, 53, pp. 403-409.
- [63] Ostrem, K., Nickolas J., (2004). Greening waste: Anaerobic Digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes
- [64] Mosey, E., (1983). Mathematical Modelling of the Anaerobic Digestion Process: Regulatory Mechanisms for the Formation of Short-Chain Volatile Acids from Glucose, Water Science and Technology, 15, p. 209. (citado por Ferreira, 2008)
- [65] Energaia, 2005. Digestão anaeróbia – Metodologia de desenvolvimento. Energia e desenvolvimento sustentável na região do Norte. (citado por Carrilho, 2012)

-
- [66] Monnet, F., (2003). An introduction to anaerobic digestion of organic wastes. Final report (citado por Carrilho, 2012)
- [67] Vandevivere P., Baere L., Verstraete W., (2001). Types of anaerobic digesters for solid wastes. (citado por Carrilho, 2012)
- [68] Griffin M.E. e Raskin L., (1998). Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating solid waste and Biosolids. *Bioresource technology*, 57(3).
- [69] Hamzawi N. e Kennedy K.J., (1998). Technical feasibility of anaerobic co-digestion of sewage sludge and municipal solid waste. *Environmental Technology*, 19(10), pp. 993-1003. (citado por Ferreira, 2008)
- [70] Plaza G., (1996). Anaerobic treatment of municipal solid waste. *Water Science and Technology*, 33(3), pp. 169-175. (citado por Flor, 2006)
- [71] Riggle D., (1996). Anaerobic digestion for MSW and industrial wastewater. *BioCycle*, 37(11), pp. 77-80.
- [72] Deboosere S. e De Baere L., (1998). Dry anaerobic fermentation of concentrated substrates. *Water Research*. (citado de Flor, 2006)
- [73] Schmidell W. e Craveiro A.M., (1986). Anaerobic digestion of municipal solid wastes. *Water Science and Technology*, 18(12), pp. 163-175.
- [74] Wellinger A., Baserga U. e Egger K., (1991). New systems for the digestion of solid wastes. *Water Science and Technology*, 25(7), pp. 319. (citado por Flor, 2006)
- [75] Oleszkiewicz J.A., (1994). Anaerobic composting of municipal and industrial solid waste with sewage sludge. *Western Canadian Water and Wastewater Association*, 46, pp. 379-392. (citado por Flor, 2006)
- [76] Mata-Alvarez J., Cecchi F., Paven P., Bassetti A. e Pohland F.G., (1993). Semi-dry thermophilic anaerobic digestion of fresh and pre-composted organic fraction of municipal solid waste (MSW): Digester performance. *Water Science and Technology*, 27(2), pp. 87. (citado por Crespo, 2013)
- [77] Chaio-Fuei O., (1991). Increased stability of anaerobic digestion by controlled recirculation. *Water Science and Technology*, 23, pp. 1229-1237. (citado por Flor, 2006)
- [78] American Public Health Association (APHA) - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21. ed. Washington DC, USA (2005): American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- [79] Raynal J., (1998). Two-phase digestion of solid wastes by a multiple liquefaction reactor process. *Bioresource Technology*, 65(1-2), pp. 97-103. (citado por Flor, 2006)
- [80] <https://www.gov.mb.ca/agriculture/environment/nutrient-management/pubs/properties-of-manure.pdf> (acedido a 17 de outubro).
- [81] Dhamodharan K., Ajay S., (2014). Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production – A review, *Journal of Environmental Chemical Engineering*, PP 1821-1830.

Sites visitados :

- https://www.researchgate.net/figure/280928235_fig1_Figure-1-RE-BIOMAS-pilot-plant-for-the-production-of-biogas-from-biomass (acedido a 28 de setembro) ;
- <http://www.ebah.pt/content/ABAAAeuukAH/determinacao-alcalinidade-acidez-amostras-agua> (acedido a 13 de outubro) ;
- <https://www.gov.mb.ca/agriculture/environment/nutrient-management/pubs/properties-of-manure.pdf> (acedido a 17 de outubro)

Anexo I – Inventário da unidade piloto de digestão anaeróbia

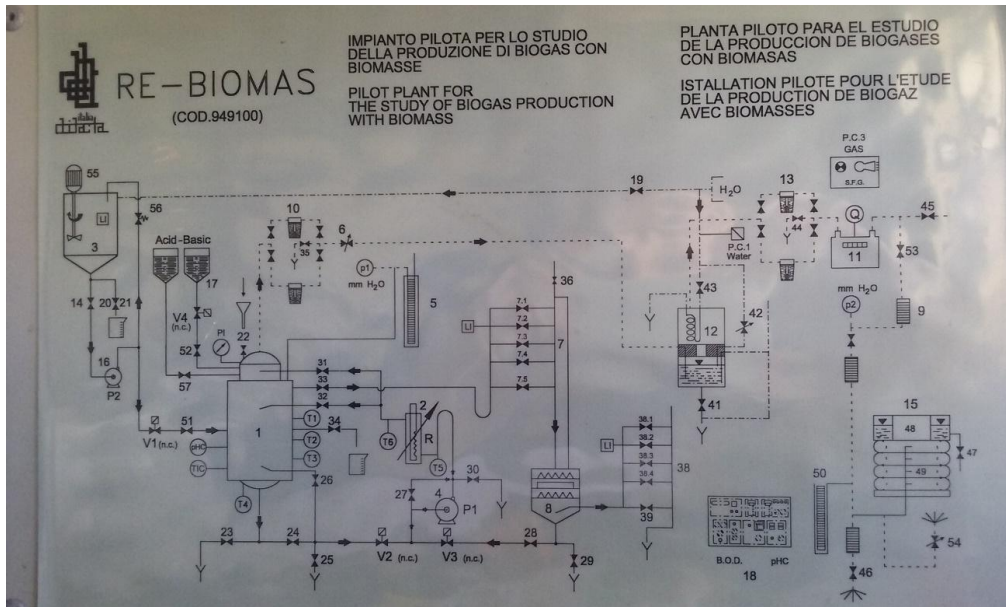


Figura A.1 – Representação esquemática da unidade piloto de digestão anaeróbia do DAOUA



Figura A.2 – Unidade de controlo da unidade piloto de digestão anaeróbia do DAOUA

Tabela A.1 – Inventário da unidade laboratorial

Referência de origem	Unidade	Função
1	Digestor	Processamento da matéria orgânica (biorresíduos)
2	Aquecedor elétrico	Aquecer a água do sistema, aquece com a passagem da água
3		
4	Bomba de recirculação	Garantir o fluxo recirculação de água
5	Manómetro em forma de U	Medir a diferença de pressão entre os dois fluídos
6	Válvula de regulação do gás	
7	Coletor de descarga de altura variável	
8	Sedimentador	Remoção dos sólidos suspensos totais e BOD
9		
10	Tratamento de gases com sílica-gel	Retirar a humidade dos gases
11	Controlador de gás seco	Conversão do volume de gás medido nas condições de operação para a condição padrão de gás seco
12	Coluna de água para lavar os gases	Lavagem dos gases produzidos no digestor
13	Tratamento de gases com sílica-gel	Retirar a humidade dos gases
14		
15	Gasómetro	
16	Bomba de recirculação	Garantir o fluxo recirculação de água
17	Depósitos de ajuste de pH	Controlar o pH da alimentação
18	Unidade de controlo e leitura	Leitura dos valores do sistema
19	Válvula de regulação de água	
20		
21		
22	Válvula de acesso direto	
23	Válvula de descarga direta do digestor	
24	Válvula	
25	Coletor de descarga	
26		
27		
28		
29	Válvula de descarga do sedimentador	
30	Válvula de descarga	
31		
32		
33		
34	Válvula para retirada de amostras do digestor	

35	Válvula de descarga no circuito gasoso	
36	Válvula de ar no coletor de descarga principal	
37		
38	Coletor de descarga de altura variável	
39	Válvula de descarga	
40		
41	Válvula de descarga	
42	Válvula de regulação	
43	Válvula de ajuste do fluxo de água	
44	Válvula de descarga e recolha de amostras gasosas	
45	Válvula de descarga e recolha	
46		
47		
48		
49		
50	Válvula de fornecimento ON-OFF	Bloquear ou permitir a passagem do fluxo
51	Válvula de solução básica ON-OFF	Bloquear ou permitir a passagem do fluxo da solução básica
52		
53		
54		
55		
56		
57	Válvula de solução ácida ON-OFF	Bloquear ou permitir a passagem do fluxo da solução ácida
E1	Electroválvula de alimentação	Abre e fecha o fluxo através de um sinal elétrico da alimentação
E2	Electroválvula de aquecimento	Abre e fecha o fluxo através de um sinal elétrico
E3	Electroválvula de recirculação de lamas	Abre e fecha o fluxo através de um sinal elétrico
E4	Electroválvula de ajuste do pH	Abre e fecha o fluxo através de um sinal elétrico
P1; P2	Bombas	Assegurar o fluxo apropriado do líquido
p1; p2	Pressostato	Proteger a integridade dos equipamentos contra sobrepressão ou subpressão
pHC	Medidor de pH	Medição do pH no interior do digestor
TIC	Termostato de controlo	Manter constante a temperatura do sistema
LI	Leitura de nível	Dispositivo de leitura de água no digestor
PI	Manómetro de agulha	Medição da pressão dos fluidos contidos no digestor

Anexo II – Determinação do teor de humidade

Para a determinação do teor de humidade foi seguido o método descrito no manual Standard Methods, método 2540 B. (APHA, 2005)^[78]. Todas as análises foram realizadas em triplicado.

- Secar caixas de Petri a 105 °C durante 45 minutos. Retirar para exsiccador, deixar arrefecer e pesar com uma precisão de 10 mg (P_0);
- Usando uma espátula ou a mão com a luva, transferir 30 a 40 g de amostra para a caixa de Petri, assegurando que os grumos são desfeitos e pesar com uma aproximação de 10 mg (P_1);
- Colocar na estufa a 105 °C para que ocorra a secagem da amostra, num mínimo de 4 horas, retirar para exsiccador, deixar arrefecer e pesar, até atingir uma massa constante (P_2);
- Guardar as caixas de Petri com a amostra em exsiccador para posterior determinação de teor de cinza.

O teor de humidade, em base húmida, foi determinado através da equação [2]:

$$w_{WH} = \frac{P_1 - P_2}{P_1 - P_0} \quad [2]$$

em que,

w_{WH} : Fração mássica de humidade na amostra húmida ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ btq);

P_0 : Tara da caixa de Petri (g);

P_1 : Amostra húmida + Caixa de Petri (g);

P_2 : Amostra seca + Caixa de Petri (g).

Anexo III – Resultados dos teores de humidade determinados relativamente às amostras e alimentação ao longo do estudo

Tabela A.2 – Tabela com teores de humidade do primeiro ensaio

	Data	Réplicas	Caixas de petri vazias [g]	Caixas de petri vazias + amostra [g]	Amostra húmida [g]	Caixas de petri + amostra (depois estufa) [g]	Água [g]	Humidade do resíduos wWH [kg H2O/kg amostra húmida H]	Média wWH [kg H2O/kg amostra húmida H]
Biorresíduos	27/02/2017	#1	40,81	72,67	31,86	42,92	29,75	0,93	0,919
		#2	43,13	79,87	36,74	46,60	33,27	0,91	
		#3	47,10	86,11	39,01	50,34	35,77	0,92	
Lamas da fossa séptica	07/03/2017	#1	34,73	70,01	35,28	36,92	33,09	0,94	0,940
		#2	34,62	68,33	33,71	36,61	31,72	0,94	
		#3	51,95	86,02	34,07	54,00	32,02	0,94	
Biorresíduos	07/03/2017	#1	34,12	66,22	32,10	36,46	29,76	0,93	0,922
		#2	34,65	65,91	31,26	36,67	29,24	0,94	
		#3	36,42	72,92	36,50	39,99	32,93	0,90	
Biorresíduos	27/03/2017	#1	34,58	68,67	34,09	36,72	31,95	0,94	0,937
		#2	33,91	66,22	32,31	35,92	30,30	0,94	
		#3	34,10	74,87	40,77	36,67	38,20	0,94	
Digestato	27/03/2017	#1	46,45	79,94	33,49	46,89	33,05	0,99	0,986
		#2	36,17	70,23	34,06	36,65	33,58	0,99	
		#3	35,69	68,73	33,04	36,14	32,59	0,99	
Digestato (repetição do dia 27)	30/03/2017	#1	65,59	100,92	35,33	65,83	35,09	0,99	0,993
		#2	63,53	97,11	33,58	63,77	33,34	0,99	
		#3	65,87	101,72	35,85	66,13	35,59	0,99	
Alimentação	12/04/2017	#1	66,57	99,98	33,41	68,62	31,36	0,94	0,938
		#2	66,19	102,65	36,46	68,45	34,20	0,94	
		#3	63,05	100,13	37,08	65,37	34,76	0,94	
Digestato	12/04/2017	#1	62,83	99,43	36,60	63,75	35,68	0,97	0,975
		#2	64,56	103,47	38,91	65,56	37,91	0,97	
		#3	67,01	101,67	34,66	67,89	33,78	0,97	
Alimentação	19/04/2017	#1	68,16	106,15	37,99	70,28	35,87	0,94	0,944
		#2	65,19	102,92	37,73	67,28	35,64	0,94	
		#3	64,89	103,40	38,51	67,10	36,30	0,94	
Digestato	19/04/2017	#1	64,90	104,35	39,45	66,09	38,26	0,97	0,969
		#2	64,56	101,89	37,33	65,71	36,18	0,97	
		#3	63,43	101,06	37,63	64,61	36,45	0,97	

Tabela A.3 – Tabela com teores de humidade do segundo ensaio

	Data	Réplicas	Caixas de petri vazias [g]	Caixas de petri vazias + amostra [g]	Amostra húmida [g]	Caixas de petri + amostra (depois estufa) [g]	Água [g]	Humidade do resíduos wWH [kg H2O/kg amostra húmida H]	Média wWH [kg H2O/kg amostra húmida H]
Alimentação	19/05/2017	#1	82,03	120,64	38,61	86,71	33,93	0,88	0,867
		#2	93,48	130,90	37,42	98,93	31,97	0,85	
		#3	88,59	124,20	35,61	93,29	30,91	0,87	
Digestato	19/05/2017	#1	43,14	73,58	30,44	44,80	28,78	0,95	0,944
		#2	40,81	73,34	32,53	42,71	30,63	0,94	
		#3	47,09	79,06	31,97	48,85	30,21	0,94	
Alimentação	22/05/2017	#1	65,92	100,81	34,89	67,90	32,91	0,94	0,942
		#2	51,01	84,69	33,68	52,98	31,71	0,94	
		#3	63,61	97,98	34,37	65,61	32,37	0,94	
Digestato	22/05/2017	#1	62,87	101,08	38,21	64,63	36,45	0,95	0,953
		#2	65,59	100,50	34,91	67,24	33,26	0,95	
		#3	65,53	101,42	35,89	67,19	34,23	0,95	
Alimentação	24/05/2017	#1	34,62	67,23	32,61	36,56	30,67	0,94	0,940
		#2	34,63	69,37	34,74	36,75	32,62	0,94	
		#3	36,05	70,27	34,22	38,04	32,23	0,94	
Digestato	24/05/2017	#1	47,98	84,20	36,22	49,73	34,47	0,95	0,951
		#2	34,61	68,79	34,18	36,29	32,50	0,95	
		#3	33,35	60,66	27,31	34,70	25,96	0,95	
Alimentação	25/05/2017	#1	63,97	102,14	38,17	66,30	35,84	0,94	0,936
		#2	64,20	100,81	36,61	66,62	34,19	0,93	
		#3	63,49	98,65	35,16	65,82	32,83	0,93	
Digestato	25/05/2017	#1	36,30	71,45	35,15	38,06	33,39	0,95	0,950
		#2	38,32	75,35	37,03	40,20	35,15	0,95	
		#3	35,88	73,98	38,10	37,76	36,22	0,95	
Alimentação	26/05/2017	#1	39,14	76,47	37,33	43,96	32,51	0,87	0,919
		#2	41,30	77,43	36,13	43,84	33,59	0,93	
		#3	40,76	75,38	34,62	42,30	33,08	0,96	
Digestato	26/05/2017	#1	39,35	74,37	35,02	41,71	32,66	0,93	0,945
		#2	42,24	76,73	34,49	43,08	33,65	0,98	
		#3	39,84	74,87	35,03	42,40	32,47	0,93	
Alimentação	29/05/2017	#1	66,23	103,25	37,02	68,08	35,17	0,95	0,965
		#2	64,87	97,54	32,67	65,54	32,00	0,98	
		#3	65,53	103,59	38,06	Partiu!!			
Digestato	29/05/2017	#1	63,52	102,58	39,06	65,22	37,36	0,96	0,950
		#2	64,23	101,81	37,58	66,09	35,72	0,95	
		#3	50,58	87,57	36,99	52,64	34,93	0,94	
Alimentação	30/05/2017	#1	64,23	104,44	40,21	66,71	37,73	0,94	0,937
		#2	63,53	101,86	38,33	65,94	35,92	0,94	
		#3	64,90	102,97	38,07	67,32	35,65	0,94	
Digestato	30/05/2017	#1	67,49	105,86	38,37	69,11	36,75	0,96	0,957
		#2	51,19	88,10	36,91	52,76	35,34	0,96	
		#3	65,56	109,36	43,80	67,48	41,88	0,96	
Alimentação	01/06/2017	#1	66,59	98,46	31,87	67,77	30,69	0,96	0,943
		#2	63,99	99,10	35,11	66,34	32,76	0,93	
		#3	46,69	80,77	34,08	49,00	31,77	0,93	
Digestato	01/06/2017	#1	38,32	76,68	38,36	39,77	36,91	0,96	0,964
		#2	34,63	68,83	34,20	35,78	33,05	0,97	
		#3	34,62	68,88	34,26	35,91	32,97	0,96	
Alimentação	05/06/2017	#1	34,09	67,76	33,67	36,78	30,98	0,92	0,920
		#2	46,42	78,98	32,56	49,00	29,98	0,92	
		#3	47,18	80,25	33,07	49,85	30,40	0,92	
Digestato	05/06/2017	#1	33,90	70,82	36,92	35,67	35,15	0,95	0,951
		#2	35,85	69,76	33,91	37,52	32,24	0,95	
		#3	34,60	73,65	39,05	36,52	37,13	0,95	
Alimentação	06/06/2017	#1	33,37	68,02	34,65	34,07	33,95	0,98	0,966
		#2	36,30	71,54	35,24	37,93	33,61	0,95	
		#3	35,69	73,85	38,16	37,08	36,77	0,96	
Digestato	06/06/2017	#1	36,05	70,85	34,80	37,69	33,16	0,95	0,952
		#2	47,98	82,90	34,92	49,65	33,25	0,95	
		#3	39,95	80,29	40,34	41,92	38,37	0,95	
Alimentação	08/06/2017	#1	34,56	73,21	38,65	37,20	36,01	0,93	0,932
		#2	34,07	71,91	37,84	36,62	35,29	0,93	
		#3	47,16	81,35	34,19	49,46	31,89	0,93	
Digestato	08/06/2017	#1	46,39	80,62	34,23	48,42	32,20	0,94	0,941
		#2	33,85	71,70	37,85	36,09	35,61	0,94	
		#3	34,77	68,39	33,62	36,70	31,69	0,94	
Alimentação	12/06/2017	#1	34,29	69,99	35,70	36,62	33,37	0,93	0,932
		#2	36,13	70,63	34,50	38,68	31,95	0,93	
		#3	34,50	67,74	33,24	36,66	31,08	0,94	
Digestato	12/06/2017	#1	35,50	75,83	40,33	37,44	38,39	0,95	0,951
		#2	34,33	70,81	36,48	36,12	34,69	0,95	
		#3	34,94	75,31	40,37	36,90	38,41	0,95	
Alimentação	14/06/2017	#1	46,16	77,05	30,89	47,54	29,51	0,96	0,946
		#2	35,29	67,80	32,51	37,12	30,68	0,94	
		#3	46,86	78,02	31,16	48,77	29,25	0,94	
Digestato	14/06/2017	#1	34,86	65,78	30,92	36,49	29,29	0,95	0,947
		#2	34,55	65,79	31,24	36,22	29,57	0,95	
		#3	35,23	66,70	31,47	36,89	29,81	0,95	

Tabela A.4 – Tabela com teores de humidade do terceiro ensaio

	Data	Réplicas	Caixas de petri vazias [g]	Caixas de petri vazias + amostra [g]	Amostra húmida [g]	Caixas de petri + amostra (depois estufa) [g]	Água [g]	Humidade do resíduos wWH [kg H ₂ O/kg amostra húmida H]	Média wWH [kg H ₂ O/kg amostra húmida H]
Material novo	22/06/2017	#1	35,93	69,66	33,73	38,95	30,71	0,91	0,905
		#2	34,76	70,10	35,34	38,17	31,93	0,90	
		#3	37,60	68,13	30,53	40,63	27,50	0,90	
Lamas da pecuária	22/06/2017	#1	35,55	68,37	32,82	37,66	30,71	0,94	0,933
		#2	48,95	80,54	31,59	51,07	29,47	0,93	
		#3	35,45	68,63	33,18	37,71	30,92	0,93	
Digestato	06/07/2017	#1	45,26	87,73	42,47	48,51	39,22	0,92	0,922
		#2	34,58	70,04	35,46	37,34	32,70	0,92	
		#3	46,66	82,66	36,00	49,54	33,12	0,92	
Digestato	11/07/2017	#1	36,02	74,55	38,53	39,08	35,47	0,92	0,919
		#2	35,65	71,34	35,69	38,55	32,79	0,92	
		#3	39,93	73,53	33,60	42,67	30,86	0,92	
Digestato	13/07/2017	#1	49,01	92,48	43,47	52,53	39,95	0,92	0,917
		#2	47,92	82,40	34,48	50,85	31,55	0,92	
		#3	34,60	67,65	33,05	37,31	30,34	0,92	
Digestato	17/07/2017	#1	33,32	69,73	36,41	36,04	33,69	0,93	0,925
		#2	36,29	67,87	31,58	38,62	29,25	0,93	
		#3	38,29	71,69	33,40	40,81	30,88	0,92	
Digestato	19/07/2017	#1	50,95	85,82	34,87	53,69	32,13	0,92	0,919
		#2	66,97	102,80	35,83	69,92	32,88	0,92	
		#3	51,09	86,62	35,53	54,03	32,59	0,92	
Digestato	24/07/2017	#1	46,61	83,33	36,72	49,53	33,80	0,92	0,920
		#2	34,58	68,30	33,72	37,30	31,00	0,92	
		#3	35,41	68,29	32,88	38,02	30,27	0,92	
Digestato	26/07/2017	#1	34,79	70,09	35,30	37,63	32,46	0,92	0,919
		#2	49,06	81,48	32,42	51,73	29,75	0,92	
		#3	35,93	69,01	33,08	38,61	30,40	0,92	

Tabela A.5 – Tabela com teores de humidade do quarto ensaio

	Data	Réplicas	Caixas de petri vazias [g]	Caixas de petri vazias + amostra [g]	Amostra húmida [g]	Caixas de petri + amostra (depois estufa) [g]	Água [g]	Humidade do resíduos wWH [kg H ₂ O/kg amostra húmida H]	Média wWH [kg H ₂ O/kg amostra húmida H]
Alimentação	11/09/2017	#1	35,68	71,83	36,15	39,09	32,74	0,91	0,906
		#2	45,29	81,99	36,70	48,76	33,23	0,91	
		#3	37,64	80,68	43,04	41,66	39,02	0,91	
Digestato	11/09/2017	#1	35,62	77,85	42,23	38,24	39,61	0,94	0,921
		#2	48,99	87,42	38,43	52,33	35,09	0,91	
		#3	65,92	103,18	37,26	69,17	34,01	0,91	
Alimentação	13/09/2017	#1	64,34	100,33	35,99	68,56	31,77	0,88	0,869
		#2	62,73	102,35	39,62	69,01	33,34	0,84	
		#3	64,87	103,04	38,17	69,38	33,66	0,88	
Digestato	13/09/2017	#1	64,15	99,48	35,33	67,50	31,98	0,91	0,905
		#2	65,54	98,98	33,44	68,71	30,27	0,91	
		#3	63,69	96,08	32,39	66,74	29,34	0,91	
Alimentação	14/09/2017	#1	34,73	67,47	32,74	37,95	29,52	0,90	0,900
		#2	35,88	78,79	42,91	40,37	38,42	0,90	
		#3	36,28	70,03	33,75	39,51	30,52	0,90	
Digestato	14/09/2017	#1	49,01	84,02	35,01	52,23	31,79	0,91	0,906
		#2	46,63	80,38	33,75	49,76	30,62	0,91	
		#3	34,76	72,14	37,38	38,40	33,74	0,90	

Anexo IV – Determinação do teor de cinza

Para a determinação do teor de cinza foi seguido o método descrito no manual Standard Methods, método 2540 E. (APHA, 2005)^[78]. Todas as análises foram realizadas em triplicado.

- Aquecer os cadinhos vazios na mufla a 550 ± 10 °C durante pelo menos 60 min. Retirar os cadinhos da mufla, deixar arrefecer numa placa resistente ao calor durante 5 a 10 min, e transferir para um exsiccador sem agente exsicante até à temperatura ambiente. Quando os cadinhos estiverem frios, pesar com uma precisão de 0,1 mg (P_0);
- Crivar a amostra seca, proveniente do trabalho de determinação do teor de humidade;
- Homogeneizar a amostra crivada, colocar cerca de 1 g no cadinho e espalhar de modo a cobrir toda a base. Pesar o cadinho + amostra seca com uma precisão de 0,1 mg (P_1);
- Colocar o cadinho + amostra na mufla fria e aquecer a mufla de acordo com o seguinte procedimento:

a) Aumentar a temperatura a mufla até 250°C durante um período de 50 min. Manter esta temperatura durante 50 min para permitir que os SV se libertem antes da ignição;

b) Continuar a incrementar a temperatura da mufla até 550 ± 10 °C, durante um período de 60 min. Manter esta temperatura neste nível pelo menos durante 120 min;

- Retirar o cadinho com o seu conteúdo da mufla e deixar o cadinho + conteúdo a arrefecer numa placa resistente ao calor durante 5 a 10 min. Transferir para um exsiccador sem agente exsicante e deixar arrefecer até à temperatura ambiente. Pesar a cinza e o cadinho, com uma precisão de 0,1 mg, o mais brevemente possível após terem atingido a temperatura ambiente (P_2).

O teor em cinza, na base seca (bs) foi determinado através da equação [3]:

$$w_{ZR} = \frac{P_1 - P_2}{P_1 - P_0} \quad [3]$$

em que,

w_{ZR} : Fração mássica de cinza na amostra seca ($\text{kg} \cdot \text{kg}^{-1}$ bs);

P₀: Tara do cadinho (g);

P₁: Amostra seca + cadinho (g);

P₂: Cinza + cadinho (g).

Anexo V – Resultados dos teores de cinza determinados relativamente às amostras e alimentação ao longo do estudo

Tabela A.6 – Tabela com teores de cinza do primeiro ensaio

	Data	Réplicas	Cadinhos vazios [g]	Cadinhos + amostra [g]	Amostra seca [g]	Cadinhos + amostra [g] (depois da mufla)	Cinzas [g]	SV	SV [%]	Teor de cinzas wZR [g cinza/g amostra seca]	Cinzas [%]	Média
Biorresíduos	27/02/2017	#1	26,4917	27,6458	1,1541	27,2730	0,7813	0,3728	32,3022	0,6770	67,70	
		#2	29,9403	30,9277	0,9874	31,7671	1,8268	-0,8394	-85,0111	1,8501	185,01	
		#3	22,3959	23,5111	1,1152	23,5336	1,1377	-0,0225	-2,0176	1,0202	102,02	
Lama da fossa séptica	07/03/2017	#1	34,0641	35,0837	1,0196	34,3747	0,3106	0,7090	69,5371	0,3046	30,46	30,45
		#2	33,4210	34,4521	1,0311	33,7329	0,3119	0,7192	69,7508	0,3025	30,25	
		#3	36,4338	37,4850	1,0512	36,7559	0,3221	0,7291	69,3588	0,3064	30,64	
Biorresíduos (ensaio 2)	07/03/2017	#1	24,9618	25,9957	1,0339	25,0281	0,0663	0,9676	93,5874	0,0641	6,41	6,78
		#2	25,7445	26,7439	0,9994	25,8188	0,0743	0,9251	92,5655	0,0743	7,43	
		#3	27,7558	28,7593	1,0035	27,8209	0,0651	0,9384	93,5127	0,0649	6,49	
Biorresíduos	30/03/2017	#1	26,8732	27,8925	1,0193	26,9159	0,0427	0,9766	95,8109	0,0419	4,19	4,21
		#2	25,9483	26,9773	1,0290	25,9918	0,0435	0,9855	95,7726	0,0423	4,23	
		#3	26,6590	27,6686	1,0096	26,7016	0,0426	0,9670	95,7805	0,0422	4,22	
Digestato do digestor	30/03/2017	#1	25,7936	26,1931	0,3995	25,9001	0,1065	0,2930	73,3417	0,2666	26,66	26,10
		#2	27,7863	28,1502	0,3639	27,8805	0,0942	0,2697	74,1138	0,2589	25,89	
		#3	27,6458	27,9990	0,3532	27,7368	0,0910	0,2622	74,2356	0,2576	25,76	
Alimentação	12/04/2017	#1	25,9480	26,9930	1,0450	26,0416	0,0936	0,9514	91,0431	0,0896	8,96	8,97
		#2	25,7988	26,8247	1,0259	25,8920	0,0932	0,9327	90,9153	0,0908	9,08	
		#3	26,6603	27,6717	1,0114	26,7499	0,0896	0,9218	91,1410	0,0886	8,86	
Digestato do interior do digestor	12/04/2017	#1	26,8758	27,6478	0,7720	27,0200	0,1442	0,6278	81,3212	0,1868	18,68	18,50
		#2	27,6485	28,5010	0,8525	27,8066	0,1581	0,6944	81,4545	0,1855	18,55	
		#3	27,7906	28,5380	0,7474	27,9272	0,1366	0,6108	81,7233	0,1828	18,28	

Tabela A.8 – Tabela com teores de cinza do terceiro ensaio

	Data	Réplicas	Cadinhos vazios [g]	Cadinhos + amostra [g]	Amostra seca [g]	Cadinhos + amostra [g] (depois da mufla)	Cinzas [g]	SV	SV [%]	Teor de cinzas wZR [g cinza/g amostra seca]	Cinzas [%]	Média
Digestato	22/06/2017	#1	27,7953	28,8621	1,0668	28,0127	0,2174	0,8494	79,6213	0,2038	20,38	20,61
		#2	26,3768	27,4016	1,0248	26,5853	0,2085	0,8163	79,6546	0,2035	20,35	
		#3	25,7487	26,8467	1,0980	25,9806	0,2319	0,8661	78,8798	0,2112	21,12	
Lamas pecuária	22/06/2017	#1	28,1567	29,1840	1,0273	28,5739	0,4172	0,6101	59,3887	0,4061	40,61	40,64
		#2	26,6656	27,6831	1,0175	27,0787	0,4131	0,6044	59,4005	0,4060	40,60	
		#3	26,8264	27,8507	1,0243	27,2435	0,4171	0,6072	59,2795	0,4072	40,72	
Digestato	06/07/2017	#1	28,1556	29,2097	1,0541	28,3507	0,1951	0,8590	81,4913	0,1851	18,51	19,03
		#2	25,9551	26,9740	1,0189	26,1490	0,1939	0,8250	80,9697	0,1903	19,03	
		#3	26,8256	27,8724	1,0468	27,0303	0,2047	0,8421	80,4452	0,1955	19,55	
Digestato	11/07/2017	#1	27,7992	28,8483	1,0491	28,0170	0,2178	0,8313	79,2393	0,2076	20,76	20,44
		#2	26,3791	27,3906	1,0115	26,5725	0,1934	0,8181	80,8799	0,1912	19,12	
		#3	26,3349	27,3469	1,0120	26,5519	0,2170	0,7950	78,5573	0,2144	21,44	
Digestato	13/07/2017	#1	28,1564	29,1601	1,0037	28,3672	0,2108	0,7929	78,9977	0,2100	21,00	19,59
		#2	25,9556	27,0541	1,0985	26,1575	0,2019	0,8966	81,6204	0,1838	18,38	
		#3	26,8327	27,8425	1,0098	27,0284	0,1957	0,8141	80,6199	0,1938	19,38	
Digestato	17/07/2017	#1	27,7976	28,8247	1,0271	28,0039	0,2063	0,8208	79,9143	0,2009	20,09	19,59
		#2	26,3779	27,4105	1,0326	26,5791	0,2012	0,8314	80,5152	0,1948	19,48	
		#3	26,3366	27,3616	1,0250	26,5334	0,1968	0,8282	80,8000	0,1920	19,20	
Digestato	19/07/2017	#1	27,7945	28,7960	1,0015	27,9979	0,2034	0,7981	79,6905	0,2031	20,31	20,58
		#2	26,3750	27,4226	1,0476	26,5946	0,2196	0,8280	79,0378	0,2096	20,96	
		#3	26,3301	27,3488	1,0187	26,5386	0,2085	0,8102	79,5327	0,2047	20,47	
Digestato	24/07/2017	#1	27,7963	28,8107	1,0144	28,0116	0,2153	0,7991	78,7756	0,2122	21,22	19,83
		#2	26,3762	27,4135	1,0373	26,5758	0,1996	0,8377	80,7577	0,1924	19,24	
		#3	26,3303	27,3578	1,0275	26,5259	0,1956	0,8319	80,9635	0,1904	19,04	
Digestato	26/07/2017	#1	28,1634	29,1714	1,0080	28,3925	0,2291	0,7789	77,2718	0,2273	22,73	23,19
		#2	25,9591	26,9657	1,0066	26,1856	0,2265	0,7801	77,4985	0,2250	22,50	
		#3	26,8296	27,8353	1,0057	27,0744	0,2448	0,7609	75,6587	0,2434	24,34	

Tabela A.9 – Tabela com teores de cinza do quarto ensaio

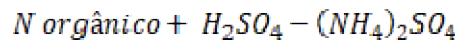
	Data	Réplicas	Cadinhos vazios [g]	Cadinhos + amostra [g]	Amostra seca [g]	Cadinhos + amostra [g] (depois da mufla)	Cinzas [g]	SV	SV [%]	Teor de cinzas wZR [g cinza/g amostra seca]	Cinzas [%]	Média
Alimentação	11/09/2017	#1	27,656	28,6943	1,0383	27,6937	0,0377	1,0006	96,3691	0,0363	3,63	3,33
		#2	26,3791	27,4053	1,0262	26,4126	0,0335	0,9927	96,7355	0,0326	3,26	
		#3	25,7491	26,7796	1,0305	25,7811	0,0320	0,9985	96,8947	0,0311	3,11	
Digestato	11/09/2017	#1	26,3839	27,4104	1,0265	26,7112	0,3273	0,6992	68,1150	0,3189	31,89	32,63
		#2	25,9568	26,9767	1,0199	26,2213	0,2645	0,7554	74,0661	0,2593	25,93	
		#3	26,8805	27,9145	1,0340	27,2949	0,4144	0,6196	59,9226	0,4008	40,08	
Alimentação	13/09/2017	#1	27,7973	28,8981	1,1008	27,8132	0,0159	1,0849	98,5556	0,0144	1,44	1,18
		#2	25,8079	26,991	1,1831	25,8173	0,0094	1,1737	99,2055	0,0079	0,79	
		#3	26,3312	27,4802	1,1490	26,3463	0,0151	1,1339	98,6858	0,0131	1,31	
Digestato	13/09/2017	#1	28,1554	29,1657	1,0103	28,4681	0,3127	0,6976	69,0488	0,3095	30,95	31,49
		#2	26,6673	27,6808	1,0135	26,9843	0,3170	0,6965	68,7222	0,3128	31,28	
		#3	26,8284	27,8322	1,0038	27,1519	0,3235	0,6803	67,7725	0,3223	32,23	
Alimentação	14/09/2017	#1	27,6545	28,6773	1,0228	27,6673	0,0128	1,0100	98,7485	0,0125	1,25	1,65
		#2	26,3739	27,4166	1,0427	26,3897	0,0158	1,0269	98,4847	0,0152	1,52	
		#3	25,7473	26,7598	1,0125	25,7693	0,0220	0,9905	97,8272	0,0217	2,17	
Digestato	14/09/2017	#1	26,3824	27,3932	1,0108	26,7196	0,3372	0,6736	66,6403	0,3336	33,36	32,45
		#2	25,9543	26,9895	1,0352	26,2905	0,3362	0,6990	67,5232	0,3248	32,48	
		#3	26,8794	27,9058	1,0264	27,2029	0,3235	0,7029	68,4821	0,3152	31,52	

Anexo VI – Determinação do teor de azoto Kjeldahl

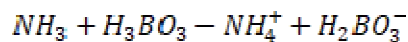
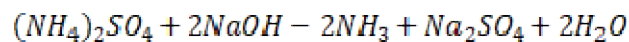
Para a determinação do teor de azoto Kjeldahl foi seguido o método descrito no manual Standard Methods, método 4500-N_{org} (APHA, 2005)^[78].

Este tipo de procedimento inclui a amostra, um padrão e um branco e ocorre em duas fases: digestão e destilação. Para proceder à digestão foi necessário adicionar 10 ml de ácido sulfúrico (H₂SO₄), uma mistura de Kjeltab e levar o bloco de aquecimento a 420°C, com extração de vapores, até o conteúdo das amostras ficar translúcido. Relativamente à destilação, foram diluídas cada uma das amostras com 50 ml de água destilada e de seguida colocadas numa unidade de destilação, da marca Kjeltac System 1002 Distilling Unit Tecator, em meio fortemente alcalinizado com 50 ml de hidróxido de sódio (NaOH) e na presença do indicador fenolftaleína. Os destilados obtidos foram recolhidos numa solução indicadora de ácido bórico (H₃BO₃), com coloração roxa. Nas amostras que continham azoto orgânico e amoniacal, a solução com H₃BO₃ mudou da coloração roxa para verde. Após a destilação, efetuou-se uma titulação da solução com H₂SO₄ (0,02 N), até a solução voltar a adquirir uma coloração roxa. As equações químicas seguintes descrevem as etapas da digestão, destilação e titulação, na determinação do azoto Kjeldahl:

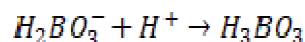
Digestão:



Destilação:



Titulação:



O procedimento é o seguinte:

- Pesar com precisão de 10 mg cerca de 10 gramas de amostra (polpa de biorresíduos e digestato) em triplicado, 0,2 gramas de padrão (ácido glutâmico) e 1 grama de branco (glucose), perfazendo um total de 8 tubos de digestão;
- Depois de adicionar cuidadosamente a mistura Kjeldahl e o H_2SO_4 , proceder à digestão, levando o bloco de aquecimento a 420°C (com extração de vapores), até o conteúdo no interior dos tubos de digestão ficar translúcido;
- Destilação da amostra. Diluir cada uma das soluções digeridas (amostras de resíduo, padrão e branco) com 50 mL de água destilada;
- Colocar o tubo no destilador KJELTEC e adicionar 50 mL de NaOH a 35%, de modo a obter um pH > 11,0;
- Proceder à destilação, recolhendo o destilado (por borbulhamento) num erlenmeyer de 250 mL, contendo 25 mL de solução absorvente de H_3BO_3 a 4%;
- Dar por concluída a destilação quando o volume de solução no erlenmeyer atingir 150 mL;
- Proceder à titulação de cada uma das soluções anteriores com a solução aferida de H_2SO_4 (a 0,1 N / 0,2 N) passando da cor verde a cor laranja até atingir e anotar o volume de titulante necessário ($V_T(L)$).

Aferição do título de H_2SO_4 ($T_{\text{H}_2\text{SO}_4}$)

- Pesar três amostras aproximadamente 0,025 g /0,05 g /0,1 g do padrão primário carbonato de sódio (Na_2CO_3) previamente seco na estufa a 105°C , em balança analítica com rigor 0,1 mg;
- Transferir quantitativamente a massa pesada para um erlenmeyer de 50 ml, adicionar cerca de 20 ml de água destilada e agitar até à dissolução do sal;
- Adicionar quatro gotas de solução de vermelho de metilo e titular a solução de H_2SO_4 , observando o volume necessário até que a coloração se altere de amarelo para rosa-carmim ($V_{\text{titulante}}$);
- Realizar os três passos anteriores três vezes e calcular a média aritmética das três titulações.
- Como o fator de equivalência da aferição do título é dado por $f_{TC}=1$, o título da solução ácida de titulante é dada de acordo com a equação seguinte [4]:

$$T_{\text{H}_2\text{SO}_4} = f_{\text{TC}} \frac{m_{\text{Na}_2\text{CO}_3}}{M_{\text{Na}_2\text{CO}_3} V_{\text{titulante}}} \quad [4]$$

O teor de azoto Kjeldahl, nas amostras digeridas, foi determinado de acordo com a equação [5]:

$$W_{\text{NA}} = f_{\text{TC}} \frac{M_n T_{\text{H}_2\text{SO}_4} V_T}{M_a 1000} \quad [5]$$

em que,

w_{NA} : Teor de azoto Kjeldahl em base seca (kg N/ kg⁻¹ amostra bs);

f_{TC} : fator de equivalência do titulante (eq/mol);

M_n : massa molar do azoto (g/mol);

$T_{\text{H}_2\text{SO}_4}$: Título de H₂SO₄ (mol H₂SO₄/L);

V_T : Volume de titulante (mL);

M_a : massa de amostra branco (glucose) / padrão (ácido glutâmico) / polpa de biorresíduos e digestato (g).

Anexo VII – Resultados dos teores de azoto Kjeldahl determinados relativamente às amostras e alimentação ao longo do estudo

Tabela A.10 – Tabela com a aferição do título do ácido sulfúrico (0,1 N / 0,2 N)

	Data	Ensaio	Massa de Na ₂ CO ₃ (g)	Volume de Titulante (H ₂ SO ₄) (ml)	Título (mol H ₂ SO ₄ /L)	Média (mol H ₂ SO ₄ /L)	Observações
Digestato	31/03/2017	#1	0,0258	5,8	0,0420	0,047	Titulação realizada com H ₂ SO ₄ a 0,1N
		#2	0,0277	5,4	0,0484		
		#3	0,0259	4,9	0,0499		
Alimentação + Digestato	12/04/2017	#1	0,0251	2,7	0,0877	0,097	Titulação realizada com H ₂ SO ₄ a 0,2N
		#2	0,0255	2,1	0,1146		
		#3	0,0276	2,9	0,0898		
Alimentação + Digestato	19/05/2017	#1	0,0259	2,4	0,1018	0,105	Titulação realizada com H ₂ SO ₄ a 0,2N
		#2	0,0268	2,4	0,1054		
		#3	0,0251	2,2	0,1076		
Alimentação + Digestato	22/05/2017	#1	0,1135	9,7	0,1104	0,107	Titulação realizada com H ₂ SO ₄ a 0,2N
		#2	0,1102	9,8	0,1061		
		#3	0,1120	10,2	0,1036		
Alimentação + Digestato	29/05/2017	#1	0,1014	17,9	0,0534	0,061	Titulação realizada com H ₂ SO ₄ a 0,1N
		#2	0,1135	14,4	0,0744		
		#3	0,1009	17,2	0,0553		
Alimentação + Digestato	05/06/2017	#1	0,0582	10,3	0,0533	0,054	Titulação realizada com H ₂ SO ₄ a 0,1N
		#2	0,0512	9,1	0,0531		
		#3	0,0656	11,4	0,0543		
Alimentação + Digestato	12/06/2017	#1	0,0277	4,8	0,0544	0,054	Titulação realizada com H ₂ SO ₄ a 0,1N
		#2	0,0268	4,7	0,0538		
		#3	0,0265	4,7	0,0532		
Alimentação + Digestato	19/06/2017	#1	0,0634	10,9	0,0549	0,054	Titulação realizada com H ₂ SO ₄ a 0,1N
		#2	0,0585	10,4	0,0531		
		#3	0,0551	9,6	0,0542		
Digestato	11/07/2017	#1	0,0271	4,7	0,0544	0,053	Titulação realizada com H ₂ SO ₄ a 0,1N
		#2	0,0294	5,3	0,0523		
		#3	0,0278	4,9	0,0535		
Digestato	13/07/2017	#1	0,0252	2,3	0,1034	0,103	Titulação realizada com H ₂ SO ₄ a 0,2N
		#2	0,0275	2,5	0,1038		
		#3	0,0279	2,6	0,1012		
Digestato	17/07/2017	#1	0,0288	2,5	0,1087	0,106	Titulação realizada com H ₂ SO ₄ a 0,2N
		#2	0,0271	2,4	0,1065		
		#3	0,0260	2,4	0,1022		
Digestato	24/07/2017	#1	0,0280	2,5	0,1057	0,108	Titulação realizada com H ₂ SO ₄ a 0,2N
		#2	0,0276	2,4	0,1085		
		#3	0,0257	2,2	0,1102		
Digestato	12/09/2017	#1	0,0530	8,1	0,0617	0,062	Titulação realizada com H ₂ SO ₄ a 0,1N
		#2	0,0523	7,8	0,0633		
		#3	0,0542	8,3	0,0616		

Tabela A.11 – Titulações das amostras após digestão e cálculo da fração mássica de azoto Kjeldahl na amostra seca do primeiro ensaio

	Data	Amostras/Parâmetros	Teor de humidade (base húmida) WWAH[gW/gAh]	Teor de azoto na amostra tal e qual (húmida) wNAh [gN/gAh]	Teor de azoto (base seca) W NAs[gN/gAs]
Digestato	31/03/2017	D1 D2 D3 D4 D5 D6	0,99	0,0005	0,034
Alimentação	12/04/2017	A1 A2 A3	0,94	0,0003	0,004
Digestato	12/04/2017	D1 D2 D3	0,97	0,0001	0,004

Tabela A.12 – Titulações das amostras após digestão e cálculo da fração mássica de azoto Kjeldahl na amostra seca do segundo ensaio

	Data	Amostras/Parâmetros	Teor de humidade (base húmida) WWAH[gW/gAh]	Teor de azoto na amostra tal e qual (húmida) wNAh [gN/gAh]	Teor de azoto (base seca) W NAs[gN/gAs]
Alimentação	19/05/2017	A1 A2 A3	0,868	0,0025	0,019
Digestato	19/05/2017	D1 D2 D3	0,942	0,0033	0,056
Alimentação	22/05/2017	A1 A2 A3	0,942	0,0005	0,009
Digestato	22/05/2017	D1 D2 D3	0,953	0,0001	0,001
Alimentação	24/05/2017	A1 A2 A3	0,939	0,0015	0,024
Digestato	24/05/2017	D1 D2 D3	0,951	0,0015	0,031
Alimentação	25/05/2017	A1 A2 A3	0,939	0,0015	0,024
Digestato	25/05/2017	D1 D2 D3	0,949	0,0014	0,027
Alimentação	26/05/2017	A1 A2 A3	0,920	0,0007	0,009
Digestato	26/05/2017	D1 D2 D3	0,950	0,0013	0,026
Alimentação	29/05/2017	A1 A2 A3	0,960	0,0004	0,009
Digestato	29/05/2017	D1 D2 D3	0,950	0,0008	0,015
Alimentação	30/05/2017	A1 A2 A3	0,938	0,0011	0,019
Digestato	30/05/2017	D1 D2 D3	0,957	0,0015	0,036
Alimentação	01/06/2017	A1 A2 A3	0,940	0,0015	0,026
Digestato	01/06/2017	D1 D2 D3	0,962	0,0118	0,312
Alimentação	05/06/2017	A1 A2 A3	0,921	0,0021	0,027
Digestato	05/06/2017	D1 D2 D3	0,951	0,0013	0,027
Alimentação	06/06/2017	A1 A2 A3	0,970	0,0009	0,031
Digestato	06/06/2017	D1 D2 D3	0,952	0,0003	0,007
Alimentação	08/07/2017	A1 A2 A3	0,933	0,0015	0,023
Digestato	08/07/2017	D1 D2 D3	0,941	0,0001	0,001
Alimentação	12/06/2017	A1 A2 A3	0,926	0,0014	0,019
Digestato	12/06/2017	D1 D2 D3	0,951	0,0014	0,028
Alimentação	14/06/2017	A1 A2 A3	0,950	0,0008	0,016
Digestato	14/06/2017	D1 D2 D3	0,947	0,0012	0,022

Tabela A.13 – Titulações das amostras após digestão e cálculo da fração mássica de azoto Kjeldahl na amostra seca do terceiro ensaio

	Data	Amostras/Parâmetros	Teor de humidade (base húmida) WWAh[gW/gAh]	Teor de azoto na amostra tal e qual (húmida) wNAh [gN/gAh]	Teor de azoto (base seca) W NAs[gN/gAs]
Digestato	22/06/2017	A1 A2 A3	0,904	0,0000	0,001
Digestato pecuária	22/06/2017	D1 D2 D3	0,933	0,0000	0,001
Digestato	26/06/2017	D1 D2 D3 D4 D5 D6	0,904	0,0023	0,023
Digestato	06/07/2017	D1 D2 D3 D4 D5 D6	0,922	0,0010	0,012
Digestato	11/07/2017	D1 D2 D3 D4 D5 D6	0,919	0,0020	0,025
Digestato	13/07/2017	D1 D2 D3 D4 D5 D6	0,915	0,0022	0,026
Digestato	17/07/2017	D1 D2 D3	0,926	0,0021	0,029
Digestato	19/07/2017	D1 D2 D3	0,918	0,0026	0,031
Digestato	24/07/2017	D1 D2 D3	0,919	0,0024	0,030
Digestato	26/07/2017	D1 D2 D3	0,918	0,0023	0,028

Tabela A.14 – Titulações das amostras após digestão e cálculo da fração mássica de azoto Kjeldahl na amostra seca do quarto ensaio

	Data	Amostras/Parâmetros	Teor de humidade (base húmida) WWAh[gW/gAh]	Teor de azoto na amostra tal e qual (húmida) wNAh [gN/gAh]	Teor de azoto (base seca) W NAs[gN/gAs]
Alimentação	12/09/2017	A1	0,906	0,0004	0,004
		A2			
Centrifugado		C1	0,921	0,0010	0,012
		C2			
Digestato		D1			
		D2			
Alimentação	13/09/2017	A1	0,869	0,0004	0,003
		A2			
Centrifugado		C1	0,905	0,0007	0,007
		C2			
Digestato		D1			
		D2			
Alimentação	14/09/2017	A1	0,900	0,0006	0,006
		A2			
Centrifugado		C1	0,906	0,0010	0,010
		C2			
Digestato		D1			
		D2			

Anexo VIII – Determinação da alcalinidade das amostras do digestor anaeróbio

Para a determinação da alcalinidade foram seguidos os métodos descritos no manual Standard Methods, método 2320 A. (APHA, 2005)^[78].

- Transferir 25 mL da amostra a ser analisada para um copo de 50 mL
- Preencher uma bureta de 50 mL com uma solução padronizada de H₂SO₄ (0,1 N / 0,2 N).
- Em seguida, titular a amostra até o pH atingir 4,5. Anotar o volume gasto (V₁). Depois, continuar a titulação até um valor de pH menor que 3,0 em algumas amostras.

O digestato foi titulado potenciométricamente com uma solução de H₂SO₄ (0,1 N / 0,2 N) até o pH atingir 4,5. A determinação da alcalinidade é obtida através da equação [6]:

$$\text{Alc} = \frac{V_t T_{\text{H}_2\text{SO}_4}}{V_a} 100000 \quad [6]$$

em que,

Alc: alcalinidade em (mg CaCO₃/L amostra);

T_{H₂SO₄}: Título de H₂SO₄ (mol H₂SO₄/L);

V_T: Volume titulante (ml);

V_a: Volume da amostra (ml).

Tabela A.15 – Valores de alcalinidade determinados ao longo terceiro ensaio

Data	Alcalinidade digestato (mg CaCO ₃ /L)	Obs
13/06/2017	6462	Realizado com H ₂ SO ₄ a 0,2N
14/06/2017	7001	Realizado com H ₂ SO ₄ a 0,2N
11/07/2017	3506	Realizado com H ₂ SO ₄ a 0,2N
13/07/2017	3718	Realizado com H ₂ SO ₄ a 0,1N
17/07/2017	4209	Realizado com H ₂ SO ₄ a 0,2N
19/07/2017	5950	Realizado com H ₂ SO ₄ a 0,2N
24/07/2017	6513	Realizado com H ₂ SO ₄ a 0,2N
26/07/2017	6271	Realizado com H ₂ SO ₄ a 0,2N

Tabela A.16 – Valores de alcalinidade determinados ao longo do quarto ensaio

Data	Alcalinidade digestato (mg CaCO ₃ /L)	Alcalinidade amostra centrifugada (mg CaCO ₃ /L)	Obs
12/09/2017	4953		Realizado com H ₂ SO ₄ a 0,1N
13/09/2017	6192	7553	Realizado com H ₂ SO ₄ a 0,1N
14/09/2017	6088	7739	Realizado com H ₂ SO ₄ a 0,1N

Anexo IX – Preparação da alimentação ao digestor anaeróbio

O procedimento de preparação da alimentação e amostras para análise, incluía as seguintes tarefas:

- Pesar um copo (copo 1) vazio de plástico de 5 litros (P_0); em seguida adicionar cerca de 1,5 kg de biorresíduos previamente segregados e pesar (P_1); adicionar cerca de 1 kg de água natural e anotar o peso (P_2); encher um esguicho com água natural e pesar (P_3);
- Trituração com uma varinha mágica (Bosch, 650W, com 2 lâminas) até à obtenção de uma polpa;
- Pesar outro copo vazio de plástico de 5 litros (copo 2) (P_4) e crivar a polpa através de uma rede com malha de dimensão inferior a 5 mm; retirar o material retido na rede (caroços, ossos, fibras, etc.) para um saco previamente pesado (P_5); no final pesar o saco com o material total retirado (P_6);
- A partir da polpa crivada, tomar uma amostra com cerca de 250 ml para colocação no frigorífico e posterior análise; pesar o copo com a polpa crivada restante (P_7);
- Voltar a pesar a massa do copo 2 + polpa (P_8); despejar para o funil de alimentação ao digestor (válvula fechada) e remover os resíduos com um esguicho de água;
- A alimentação ao digestor (abertura da válvula do funil) é ainda precedida pelo fecho das válvulas de gás (manómetro e borbulhador) e pela operação de descarga de digestato através da válvula lateral quer para análise em laboratório (pH, condutividade, humidade, cinza e azoto, alcalinidade, etc.) quer para baixar o nível digestato do digestor;
- Concluído o procedimento anterior pode abrir-se a válvula do funil de alimentação e verificar que o conteúdo é aspirado para o digestor; remover os vestígios de alimentação do funil com esguichos de água; caso não tenha sido aspirado todo o conteúdo do funil, pode ser necessário abrir a válvula de amostragem de biogás no topo do digestor para descarga à atmosfera; pode ser necessário dar uma “ajuda” com uma vareta; no final voltar a pesar o esguicho (P_9).

Para determinar o teor de humidade dos biorresíduos (w_{WB}) pode solucionar-se a seguinte equação de balanço mássico à matéria sólida dos biorresíduos, dada como:

$$(P_1 - P_0) (1 - w_{WB}) = (P_6 - P_5) (1 - w_{WC}) + (P_7 - P_4) (1 - w_{WP});$$

desde que seja conhecido o teor de humidade da polpa (w_{WP}), assumindo que o material retido no crivo tem o mesmo teor de humidade dos biorresíduos ($w_{WC} = w_{WB}$).

Em alternativa, e nas mesmas condições do caso anterior, poderia solucionar-se a equação de balanço mássico da água, dada por:

$$(P_1 - P_0) w_{WB} + (P_2 - P_1) = (P_6 - P_5) w_{WC} + (P_7 - P_4) w_{WP}$$

A massa de biorresíduos equivalente (tal e qual) alimentados efetivamente ao digestor através do funil de alimentação (m_B) pode ser determinado através de:

$$(P_7 - P_4) (1 - w_{WP}) = m_B (1 - w_{WB})$$

A massa de água adicionada com a alimentação, pode ser determinada por:

$$(P_7 - P_4) w_{WP} + (P_3 - P_9) = m_W$$

O volume da mistura de alimentação (polpa) (V_P) pode ser determinado através da expressão:

$$(P_7 - P_4) / \rho_P + (P_3 - P_9) / \rho_W = V_P$$

Em geral, com biorresíduos a densidade da polpa (ρ_P) é praticamente idêntica à densidade da água (ρ_W).

Anexo X – Parâmetros monitorizados na unidade de digestão anaeróbia

Tabela A.17 – Primeiro ensaio (de 20/3/2017 a 8/5/2017)

Data	Hora	Alimentação (kg)	pH interior	Condutividade interior (mS/cm)	Pressão (mbar)	Temperatura das lamas no interior (°C)	Volume de lamas colocado (L)	Altura das lamas no digestor (cm)	Produção de biogás (m3)	Observações
20/03/2017	17:15	1,1093 (Bio. + água)				24,3	40		6,6580	Uso de água do sedimentador
23/03/2017	11:50	1,0879 (Bio. + água)				34,8			6,6610	
24/03/2017	16:20	1,2640 (Bio. + água)				29,7			6,6610	
	16:50				10	32,1		28	6,6610	
	19:10	1,0535 (Bio. + água)			40	33,5		28	6,6610	
27/03/2017	20:30	1,0292 (Bio. + água)								Problemas Mecânicos
28/03/2017	16:30	1,3745 (Bio. + água)			32	t1-29,4; t2-33,4; t3-44,8; t4-29,2; t5-32,3; t6-38,9		30	6,6690	
31/03/2017	17:45	1,2280 (Bio. + água)			40	t1-29,8; t2-31,7; t3-39,7; t4-24,7; t5-40,2; t6-40,7		30	6,6710	
01/04/2017	11:15	2,2805 (Bio. + água)			30	t1-26,2; t2-29,3; t3-34,2; t4-31,5; t5-35,4; t6-35,2		30	6,6732	Alimentação com 2 Kg de mistura
03/04/2017	17:00	2,0425 (Bio. + água)			6	t1-28,7; t2-31,2; t3-36,7; t4-32,1; t5-37,9; t6-38,3			6,6738	
04/04/2017	15:45				13	t1-29,2; t2-30,3; t3-39,5; t4-31,7; t5-39,4; t6-40,7		30	6,6764	
	17:30	2,1250 (Bio. + água)			41	t1-29,8; t2-31,3; t3-38,8; t4-33,8; t5-39,1; t6-39,3		30	6,6772	
05/04/2017	16:15	2,0710 (Bio. + água)			14	t1-30,7; t2-32,2; t3-39,3; t4-32,4; t5-39,3; t6-39,5		30	6,6788	
06/04/2017	11:45	2,2875 (Bio. + água)			22	t1-29,5; t2-31,9; t3-39,3; t4-32,9; t5-40,2; t6-40,2		30	6,6910	
07/04/2017	15:30	2,1765 (Bio. + água)			1	t1-29,7; t2-30,7; t3-36,8; t4-29,8; t5-37,2; t6-36,3		29	6,7041	
08/04/2017	12:30	2,1305 (Bio. + água)			0				6,7106	
09/04/2017	9:30				20				6,7110	Sistema parado
10/04/2017	17:30				4				6,7364	
11/04/2017	15:00									Nova resistência
12/04/2017	11:00	2,0835 (Bio. + água)			4	t1-26,6; t2-29,1; t3-28,6; t4-26,7; t5-30,6; t6-30,3			6,7398	

Tabela A.18 – Primeiro ensaio (de 20/3/2017 a 8/5/2017) (cont.)

Data	Hora	Alimentação (kg)	pH interior	Condutividade interior (mS/cm)	Pressão (mbar)	Temperatura das lamas no interior (°C)	Volume de lamas colocado (L)	Altura das lamas no digestor (cm)	Produção de biogás (m3)	Observações
13/04/2017	13:30	2,0240 (Bio. + água)			12	t1-26,2; t2-28,6; t3-27,9; t4-26,5; t5-29,5; t6-29,3			6,7398	
15/04/2017	10:00	2,2085 (Bio. + água)			10				6,7432	
17/04/2017	16:00	2,2720 (Bio. + água)			13,5	t1-27,2; t2-35,8; t3-34,1; t4-32,2; t5-38,4; t6-34,8		19	6,7478	
18/04/2017	14:00	2,0285 (Bio. + água)			0	t1-29,1; t2-33,7; t3-33,1; t4-29,7; t5-36,1; t6-35,8		21	6,7478	Problemas de entupimento
19/04/2017	19:00	2,0400 (Bio. + água)			13	t1-29,2; t2-40,3; t3-43,0; t4-28,2; t5-43,8; t6-44,1		21	6,7556	
20/04/2017	21:00	2,0795 (Bio. + água)			10			21	6,7576	
22/04/2017	10:30	1,3670 Bio.			0				6,7580	Parado
	12:00								0	
23/04/2017	9:00	1,0635 Bio.			0				6,7620	Parado
	10:30								0	
24/04/2017	9:15				0				6,7686	
	16:00								5	
26/04/2017	9:00	3,3850 Bio.			0				6,7726	
28/04/2017	10:00	1,3000 Bio.							6,7805	
	12:00								6,7885	
	18:00								6,7926	
29/04/2017	10:00	1,6400 Bio.			0				6,7926	
01/05/2017	16:00	2,4700 Bio.			6				6,7964	
	10:30								6,7964	
	11:40								6,8000	
02/05/2017	17:00	2,5610 Bio.			0			18	6,8026	
	10:30								6,8080	
	13:45								5	
03/05/2017	15:00	1,7965 Bio.			6			15,5	6,8178	
	10:30								6	
04/05/2017	20:00	3,1760 Bio.			4	t1-33,6; t2-40,2; t3-32,5; t4-26,8; t5-33,1; t6-34,8		15	6,8206	
05/05/2017	15:30	3,6410 Bio.			4	t1-33,4; t2-40,0; t3-31,9; t4-26,1; t5-31,7; t6-36,1		15,5	6,8224	
08/05/2017	10:15				4	t1-28,6; t2-39,4; t3-32,8; t4-26,6; t5-33,0; t6-36,9		14,5	6,8268	Instalação do sistema de agitação

Tabela A.19 – Segundo ensaio (de 17/5/2017 a 19/6/2017)

Data	Hora	Alimentação (kg)	pH interior	Condutividade interior (mS/cm)	Pressão (mbar)	Temperatura das lamas no interior (°C)	Volume de lamas colocado (L)	Altura das lamas no digestor (cm)	Produção de biogás (m3)	Observações	
17/05/2017	20:00	2,6165 Bio.			6	t1-27,0; t2-30,9; t3-32,2; t4-22,4; t5-28,7; t6-30,6		19	6,9226		
18/05/2017	09:00	1,4630 Bio.			4	t1-31,2; t2-36,9; t3-39,5; t4-29,8; t5-30,7; t6-34,4		19	6,9310		
	13:00				5,5			19	6,9310		
	20:00				0	t1-32,3; t2-39,6; t3-39,8; t4-30,9; t5-32,2; t6-35,5		19	6,9327		
19/05/2017	09:00	1,8020 Bio.			5,5	t1-29,6; t2-37,5; t3-38,8; t4-28,5; t5-29,6; t6-33,6		19	6,9335		
	16:00				3,5	t1-31,3; t2-37,2; t3-38,5; t4-33,1; t5-30,2; t6-33,2		19	6,9379		
	18:00				6	t1-33,6; t2-34,4; t3-39,8; t4-33,1; t5-30,5; t6-34,4		19	6,9406		
20/05/2017	08:15				2	t1-29,8; t2-31,4; t3-38,1; t4-35,9; t5-29,1; t6-32,7		19	6,9420	Parar recirculação	
	08:40				1				19		6,9420
	15:00				5,5				19		6,9430
22/05/2017	09:00	1,2400 Bio.			0	t1-31,8; t2-35,5; t3-34,1; t4-28,9; t5-30,5; t6-31,4		13,5	6,9458	Agitado	
	13:00				5,5			13,5	6,9458		
	19:45				6	t1-29,6; t2-39,0; t3-34,8; t4-30,9; t5-32,8; t6-36,1		13,5	6,9469		
24/05/2017	15:00	1,1560 Bio.			5,5	t1-35,0; t2-39,3; t3-37,5; t4-31,4; t5-34,4; t6-36,6		14	6,9478		
	19:00				6	t1-36,7; t2-39,5; t3-37,8; t4-35,4; t5-35,4; t6-36,1		14	6,9487		
25/05/2017	15:00	1,5110 Bio.			0	t1-31,1; t2-36,0; t3-33,5; t4-30,6; t5-39,8; t6-32,0		14	6,9487	Desligado desde às 12:00	
	17:45				5,5				14		6,9487
26/05/2017	16:00	1,7375 Bio.			5	t1-21,9; t2-34,5; t3-30,8; t4-28,2; t5-31,0; t6-34,8		10	6,9506	Agitado	
	18:40				5,5	t1-31,2; t2-33,8; t3-36,5; t4-30,7; t5-30,4; t6-33,5		8	6,9506		
	21:00				6	t1-32,6; t2-36,1; t3-37,4; t4-33,1; t5-30,6; t6-28,3		8	6,9506		
29/05/2017	10:00	0,9240 Bio.			0	t1-32,4; t2-36,7; t3-32,4; t4-30,2; t5-31,3; t6-32,9			6,9525		
	14:30				0				11,5		6,9525
	17:30				0				11,5		6,9525

Tabela A.20 – Segundo ensaio (de 17/5/2017 a 19/6/2017) (cont.)

Data	Hora	Alimentação (kg)	pH interior	Condutividade interior (mS/cm)	Pressão (mbar)	Temperatura das lamas no interior (°C)	Volume de lamas colocado (L)	Altura das lamas no digestor (cm)	Produção de biogás (m3)	Observações	
30/05/2017	09:20	1,5370 Bio.			0	t1-22,6; t2-34,9; t3-31,9; t4-29,8; t5-30,1; t6-34,3		10	6,9556	Agitado O nível de água não permitiu aumentar a pressão no reator	
	14:00								6,9556		
	16:30								6,9558		
31/05/2017	09:30				0	t1-32,4; t2-32,6; t3-29,5; t4-29,1; t5-31,7; t6-32,7		8,5	6,9558	Agitado	
	13:45								6,9558		
	16:00								6,9582		
01/06/2017	09:00	1,5200 Bio.			0	t1-34,9; t2-36,4; t3-35,6; t4-28,6; t5-31,3; t6-33,1			6,9605	Agitado	
	20:30								6,9606		
02/06/2017	09:00	1,7410 Bio.			0	t1-32,8; t2-36,0; t3-36,6; t4-29,1; t5-29,9; t6-32,5		7	6,9615		
	10:30								6,9628		
	12:50								6,9628		
	14:00								6,9635		
	16:00								6,9645		
03/06/2017	09:00	1,3890 Bio.			0	t1-32,6; t2-31,2; t3-32,5; t4-26,6; t5-26,8; t6-26,7		7	6,9682	Desentupir saída das lamas	
	09:20								6,9762		
	10:00								6,9762		
05/06/2017	14:50	1,4645 Bio.			5	t1-34,0; t2-32,8; t3-28,8; t4-28,5; t5-31,3; t6-35,0		7	6,9768	Agitado	
	16:15								5,5		6,9768
	20:30								5,5		6,9768
06/06/2017	15:30	0,9460 Bio.			5				6,9768	Agitado	
	18:30								1		6,9768
	19:30								5,5		6,9768
07/06/2017	16:00		4,20	15,74	8	t1-31,0; t2-36,0; t3-39,2; t4-30,5; t5-31,9; t6-33,8			6,9795	Neutralização com 700 g NaHCO3 Cerca de 50 L de conteúdo no reator	
	17:00		6,73								8
	18:00										
08/06/2017	20:15	0,7140 (Ovo + Bat.)	7,25	15,20	8	t1-34,8; t2-34,3; t3-35,2; t4-31,1; t5-31,9; t6-33,1		22,5	6,9921	Redução de 12-15L de lamas	
	09:30								8		6,9970
	12:00								8		6,9979
	13:00								8		7,0071
	15:50								8		7,0336
22:00	8	7,0670									
09/06/2017	14:30	0,7595 (2 Ovos + Bat.)	6,28	13,62	8	t1-33,0; t2-37,2; t3-38,0; t4-31,5; t5-32,7; t6-32,8		13	7,0701		
	15:30								8		7,0701
10/06/2017	09:30		6,03	13,80	8	t1-32,4; t2-37,0; t3-27,5; t4-30,5; t5-32,0; t6-34,7			7,1190		
	11:15								8		7,1200

Tabela A.21 – Segundo ensaio (de 17/5/2017 a 19/6/2017) (cont.)

Data	Hora	Alimentação (kg)	pH interior	Condutividade interior (mS/cm)	Pressão (mbar)	Temperatura das lamas no interior (°C)	Volume de lamas colocado (L)	Altura das lamas no digestor (cm)	Produção de biogás (m3)	Observações			
12/06/2017	10:15	1,0145 (Ovo + Bat.)	6,01	14,90	8	t1-35,1; t2-39,4; t3-33,9; t4-30,4; t5-34,1; t6-37,2		13	7,1396	Agitado			
	13:00								7,1410				
	20:30								7,1464				
	21:00								7,1468				
13/06/2017	10:00		5,84	13,50	8				7,1740	Adição de 84,5 g de Ca(OH)2			
	11:00		6,20	14,44					8		7,1750		
	17:00		6,14	12,04					8				7,1894
	21:00												
14/06/2017	09:00	0,1605 (Ovo + Bat.)	6,15	11,44	8	t1-26,6; t2-30,5; t3-31,8; t4-29,1; t5-24,3; t6-21,3			7,1908	Arrefeceu porque esteve parado			
	09:20								7,1910				
	10:10								7,1934				
	12:20								7,2010				
	16:00								7,2164				
	18:30								6,01		12,18	8	7,2298
16/06/2017	09:10		5,81	13,37	8	t1-29,8; t2-35,6; t3-35,9; t4-34,9; t5-29,3; t6-31,8		12,5	7,2506	Adição de 50 g Ca(OH)2			
	11:30		6,04	13,98					7,2508				
	17:30		5,98	12,98					8		7,2522		
17/06/2017	10:00		5,90	14,11					7,2550				
19/06/2017	13:00				8				7,2560				

Tabela A.22 – Terceiro ensaio (de 21/6/2017 a 24/7/2017)

Data	Hora	Alimentação (kg)	pH interior	Condutividade interior (mS/cm)	Pressão (mbar)	Temperatura das lamas no interior (°C)	Volume de lamas colocado (L)	Altura das lamas no digestor (cm)	Produção de biogás (m3)	Observações
21/06/2017	10:00				8		58	25		Material novo
22/06/2017	09:30							23	7,2560	
	17:00				8,5	t1-28,9; t2-27,9; t3-27,4; t4-26,6; t5-27,6; t6-28,5		23	7,2564	
	21:00				0	t1-28,0; t2-26,0; t3-26,6; t4-26,6; t5-27,7; t6-26,2		23	7,2580	
23/06/2017	10:00				7,5	t1-26,1 t2-24,4; t3-25,6; t4-25,8; t5-24,8; t6-25,5		24,5	7,2580	
	15:00				7,5			24,5	7,2582	Agitado
24/06/2017	09:15				7,5	t1-25,5 t2-24,2; t3-25,9; t4-24,2; t5-25,4; t6-25,2		24,5	7,2600	Agitado
26/06/2017	09:40				7,5				7,2615	Agitado
	15:30				7,5				7,2625	33%CH4 e 67%CO2
	21:00		6,10	6,75	7,5	t1-23,2 t2-25,3; t3-23,5; t4-25,0; t5-25,4; t6-25,3		24	7,2615	Agitado
27/06/2017	16:00				7,5	t1-25,9; t2-23,2; t3-22,7; t4-23,7; t5-25,7; t6-21,2		24	7,2615	
28/06/2017	11:15				7,5			24	7,2616	
	16:00	0,5130 Bio. + 20ml NH3			7,5	t1-25,9; t2-24,8; t3-25,4; t4-24,6; t5-25,1; t6-26,0		24	7,2616	
	18:15		6,08	6,63	6	t1-25,9; t2-24,2; t3-24,8; t4-24,5; t5-24,8; t6-25,1		24	7,2616	
29/06/2017	18:00							7,2625	Agitado	
30/06/2017	09:15							24	7,2630	44%CH4 e 56% CO2
	11:20		5,83	6,98	7,5				7,2630	Agitado
	12:15	0,5285 Bio. + 20 ml NH3								
	12:30		5,86						7,2645	
01/07/2017	12:30	20 ml NH3			7,5				7,2670	
03/07/2017	12:00				7,5				7,2710	Agitado
	19:00		5,61	6,91	7,5	t1-25,9; t2-24,2; t3-24,8; t4-24,5; t5-24,8; t6-25,1		24	7,2724	Agitado
	04/07/2017	09:15							7,2744	Agitado
05/07/2017	12:20		5,68	7,22	7,5				7,2744	Agitado
	19:30	100g farinha + 20 ml NH3			7,5	t1-31,0; t2-24,6; t3-26,9; t4-25,7; t5-28,5; t6-27,2		24	7,2750	
	20:15		5,66	7,23	7,5			24	7,2750	
06/07/2017	09:30				7,5	t1-24,8; t2-24,8; t3-23,4; t4-25,0; t5-23,6; t6-21,3			7,2752	Agitado
	17:15		5,72	7,84	7,5	t1-25,1; t2-25,2; t3-24,5; t4-22,8; t5-23,1; t6-23,9		24	7,2752	Agitado
07/07/2017	09:30		5,64	7,22	7,5				7,2765	20,75% CH4 e 79,25% CO2
	17:00	0,1575 Kg Paté cão + 50 ml água destilada			7,5	t1-24,5; t2-22,4; t3-23,3; t4-23,5; t5-24,4; t6-22,9		24	7,2768	
08/07/2017	09:00		5,54	7,50	7,5	t1-19,3; t2-22,1; t3-23,9; t4-23,7; t5-23,1; t6-22,2		24	7,2770	
10/07/2017	11:30				5				7,2785	25% CH4 e 75%CO2

Tabela A.23 – Terceiro ensaio (de 21/6/2017 a 24/7/2017) (cont.)

Data	Hora	Alimentação (kg)	pH interior	Condutividade interior (mS/cm)	Pressão (mbar)	Temperatura das lamas no interior (°C)	Volume de lamas colocado (L)	Altura das lamas no digestor (cm)	Produção de biogás (m3)	Observações		
11/07/2017	10:30	20 ml NH3 + 0,1510 Kg Paté cão + 50ml água destilada	5,58	7,60	0	t1-25,9; t2-25,1; t3-25,0; t4-24,8; t5-25,3; t6-25,6		24	7,2810			
	12:30				2			24				
	16:45		5,59	7,62	7,5			24	7,2816		Agitado	
12/07/2017	11:30	120g Farinha + 20ml NH3	5,60	7,82	0	t1-24,8; t2-23,7; t3-24,2; t4-24,6; t5-24,7; t6-24,6		24	7,2832	Agitado		
	12:15							7,2832				
	14:30				7,5			7,2835				
	19:00		5,62	7,82	7,5	t1-24,3; t2-24,8; t3-26,2; t4-25,9; t5-26,0; t6-24,5		24	7,2845			
	22:30				0			7,2850	Agitado			
13/07/2017	11:30		5,57	7,71	7,5	t1-25,4; t2-24,9; t3-25,5; t4-24,9; t5-24,6; t6-25,1		24	7,2852	Agitado		
	15:00				7,5				7,2852		Agitado	
	20:30				5				7,2870		Agitado	
	21:00				0				7,2870			
14/07/2017	10:15				7,5			7,2870				
17/07/2017	16:00	50g Farinha + 0,3605 Kg Gelatina	5,46	8,12	7,5	t1-26,6; t2-24,5; t3-25,9; t4-25,6; t5-25,8; t6-26,8		24	7,2930			
	19:00				7,5			24	7,2938			
	21:00				0	t1-25,7; t2-27,7; t3-27,6; t4-25,6; t5-26,4; t6-27,9		24	7,2944			
18/07/2017	12:00	100g Ca(OH)2	5,45	8,31	7,5	t1-26,3; t2-25,6; t3-25,4; t4-25,2; t5-26,1; t6-25,8		24	7,2945			
	18:00				7,5				7,2945			
	19:15		6,08	8,93	3				24		7,2945	
19/07/2017	12:00		6,06	8,92	7,5	t1-26,3; t2-24,2; t3-25,0; t4-24,5; t5-25,6; t6-26,1		24	7,2945	23,91% CH4 e 76,09% CO2		
	15:30										7,5	7,2945
	19:00											
20/07/2017	12:00				3	t1-25,8; t2-25,6; t3-24,4; t4-24,4; t5-24,8; t6-25,5			7,2958			
	12:30				6							
	17:00				7,5				7,2958			
	18:30				7,5				7,2960			

Tabela A.24 – Terceiro ensaio (de 21/6/2017 a 24/7/2017) (cont.)

Data	Hora	Alimentação (kg)	pH interior	Condutividade interior (mS/cm)	Pressão (mbar)	Temperatura das lamas no interior (°C)	Volume de lamas colocado (L)	Altura das lamas no digestor (cm)	Produção de biogás (m3)	Observações		
21/07/2017	12:00	100g farinha + 20 ml NH3	5,95	9,38	2	t1-26,3; t2-27,3; t3-27,6; t4-25,3; t5-25,2; t6-28,6		24	7,2972			
	14:00				7,5				7,2975			
	19:00				7,5				7,2980			
	20:00				7,5				7,2982			
24/07/2017	09:30	100g Ca(OH)2	5,86	9,45	7,5	t1-23,1; t2-24,9; t3-23,7; t4-23,4; t5-24,2; t6-24,1		24	7,3028	Agitado		
	10:00		6,08	9,28	7,5				7,3028	Sem agitação		
	15:30								7,3028			
	19:15								7,5	7,3048		
25/07/2017	09:00		6,10	9,51	7,5	t1-24,5; t2-23,6; t3-22,7; t4-24,6; t5-24,3; t6-23,2		24	7,3050	Sem agitação		
	16:30				7,5				t1-26,1; t2-25,5; t3-25,2; t4-24,3; t5-25,8; t6-25,9		7,3054	
26/07/2017	09:00	0,2100 kg Bio. + 0,2935 kg Gelatina	6,07	12,62	7,5	t1-24,4; t2-24,0; t3-24,8; t4-24,3; t5-23,7; t6-24,1		24	7,3071			
	11:40				3,5				7,3071			
	15:00				7,5				t1-25,3; t2-23,9; t3-24,9; t4-23,6; t5-24,6; t6-24,2		24	7,3074
27/07/2017	09:00		6,04	13,33	7,5	t1-24,9; t2-24,2; t3-25,1; t4-24,8; t5-24,7; t6-24,5		24	7,3104	Agitado		
	12:30				7,5				7,3108			
	15:30				7,5				t1-23,5; t2-25,2; t3-24,5; t4-24,5; t5-25,0; t6-21,6		7,3110	32,99%CH4 e 67,01% CO2
	19:15				7,5				24		7,3128	Agitado
28/07/2017	08:50		6,50	12,89	7,5	t1-25,2; t2-24,5; t3-24,7; t4-25,2; t5-25,1; t6-24,7		24	7,3141	Agitado		
	12:30				7,5				7,3151			
	15:30				7,5				t1-25,7; t2-25,1; t3-25,6; t4-24,4; t5-25,7; t6-25,7		24	7,3155
29/07/2017	09:45		6,11	13,18	7,5	t1-25,8; t2-25,4; t3-25,8; t4-24,8; t5-25,9; t6-25,6		24	7,3192			

Tabela A.25 – Quarto ensaio (de 29/7/2017 a 15/9/2017)

Data	Hora	Alimentação (kg)	pH interior	Condutividade interior (mS/cm)	Pressão (mbar)	Temperatura das lamas no interior (°C)	Volume de lamas colocado (L)	Altura das lamas no digestor (cm)	Produção de biogás (m3)	Observações
29/07/2017	10:00									Reator foi aberto para introdução de um sistema de aquecimento
31/07/2017	22:00				4			6	7,3192	
01/08/2017	13:00				7,5				7,3235	
02/08/2017	10:00		6,69	13,49	7,5	t1-25,7; t2-21,3; t3-24,0; t4-24,2; t5-24,7; t6-22,9			7,3335	Agitado
	13:00							6	7,3365	Agitado
03/08/2017	21:00				8				7,4132	
21/08/2017	15:00		7,12	13,3	8				7,7312	Agitado
	15:30	0,8665 Kg Bio.								
23/08/2017	19:00	0,1430 Kg Farinha de milho			8				7,8192	Agitado
25/08/2017	11:00	1,1680	7,06	13,55	8				7,8800	50,41 % CH4 e 49,59%CO2
	14:00								7,8860	Agitado
28/08/2017	11:00		7,15	13,2	8	t1-26,1; t2-25,2; t3-23,5; t4-24,5; t5-25,2; t6-25,3			8,0655	Descarga de 3L de lamas
30/08/2017	9:50									60,60% CH4 e 39,40%CO2
	19:00	1,1142	7,13	12,9	8	t1-24,1; t2-25,1; t3-24,7; t4-25,1; t5-25,9; t6-25,0			8,1300	Agitado
01/09/2017	9:05									48,75% CH4 e 51,25% CO2
	11:00	1,0100 Kg Bio.	7,15	12,8	8	t1-24,6; t2-24,7; t3-24,8; t4-23,9; t5-23,5; t6-23,6			8,2270	
	14:00	1,0635			8				8,2367	
	18:00								8,2509	
05/09/2017	19:30					t1-27,3; t2-26,6; t3-26,4; t4-25,3; t5-26,5; t6-27,7			8,2570	
	9:00	1,7165	7,17	12,96	8	t1-24,3; t2-25,6; t3-25,6; t4-25,0; t5-25,2; t6-24,9			8,4225	Agitado
	14:15									55,94% CH4 e 44,06% CO2
06/09/2017	19:00	2,1725 kg Bio.			8			6	8,4300	Agitado
	09:00		7,15	12,70	8				8,4904	
07/09/2017	13:30									38,87% CH4 e 61,13%CO2
	09:45									49,62% CH4 e 50,38% CO2
07/09/2017	13:10								8,5628	
	15:00	2,0035	7,10	12,07						Agitado
08/09/2017	12:00	2,3535 Kg Bio.	7,19	12,15	8	t1-24,2; t2-22,7; t3-23,4; t4-23,4; t5-23,1; t6-23,3			8,6170	Agitado

Tabela A.26 – Quarto ensaio (de 29/7/2017 a 15/9/2017) (cont.)

Data	Hora	Alimentação (kg)	pH interior	Condutividade interior (mS/cm)	Pressão (mbar)	Temperatura das lamas no interior (°C)	Volume de lamas colocado (L)	Altura das lamas no digestor (cm)	Produção de biogás (m3)	Observações		
11/09/2017	11:50	2,0210 Kg Bio.	7,15	12,08					8,8539	41,29%CH4 e 58,71%CO2		
	15:40	1,5961							8,8860			
	18:30											
12/09/2017	10:00	1,0125 Kg Bio.	7,02	11,42	8	t1-24,3; t2-23,7; t3-23,0; t4-23,8; t5-23,6; t6-22,6		6	8,9410	Agitado		
	12:00										8,9465	
	19:30								0,4725		8	t1-27,6; t2-22,2; t3-25,6; t4-25,0; t5-26,2; t6-26,4
13/09/2017	08:45	1,8590 Kg Bio.	7,11	10,99	8			6		49,62%CH4 e 50,38% CO2		
	11:00										9,0330	
	17:00								1,3145		8	9,0726
14/09/2017	10:00	1,3790 Kg Bio.	7,06	10,80	8	t1-24,7; t2-24,7; t3-24,9; t4-24,0; t5-23,1; t6-22,8				Agitado		
	10:30											
	18:20								0,767		8	t1-22,2; t2-27,8; t3-21,2; t4-24,9; t5-28,4; t6-32,0
15/09/2017	09:10	1,4150Kg Bio.	7,05	11,00	8				9,2260	46,60%CH4 e 53,40%CO2		
	09:50											
	13:30										8	9,2532
	18:10										8	t1-26,6; t2-27,0; t3-24,2; t4-24,8; t5-27,2; t6-29,6

