

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ABC
CENTRO DE ENGENHARIA, MODELAGEM E CIÊNCIAS SOCIAIS APLICADAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

Victor Hugo Argentino de Moraes Vieira

**Impactos ambientais do ciclo de vida da fração orgânica dos
resíduos sólidos urbanos e o caso da Região Metropolitana de São
Paulo**

Santo André – SP

2018

Victor Hugo Argentino de Moraes Vieira

**Impactos ambientais do ciclo de vida da fração orgânica dos
resíduos sólidos urbanos e o caso da Região Metropolitana de São
Paulo**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia
Ambiental da Universidade Federal do ABC
como requisito parcial a obtenção do título de
mestre.

Linha de Pesquisa: Tecnologias Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Dácio Roberto Matheus (dacio.matheus@ufabc.edu.br)

Co-orientadora: Prof. Dra. Neusa Serra (neusa.serra@ufabc.edu.br)

Santo André – SP

2018

Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do ABC

Elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da UFABC com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Vieira, Victor Hugo Argentino de Moraes

Impactos ambientais do ciclo de vida da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos e o caso da Região Metropolitana de São Paulo / Victor Hugo Argentino de Moraes Vieira. — 2018.

165 fls. : il.

Orientador: Dácio Roberto Matheus

Coorientadora: Neusa Serra

Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal do ABC, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Santo André, 2018.

1. resíduos orgânicos. 2. compostagem. 3. digestão anaeróbia. 4. agricultura orgânica. 5. energia. I. Matheus, Dácio Roberto. II. Serra, Neusa. III. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, 2018. IV. Título.

Este exemplar foi revisado e alterado em relação à versão original, de acordo com as observações levantadas pela banca no dia da defesa, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

Santo André, 02 de Maio de 2018.

Assinatura do autor: Vicente de Jesus

Assinatura do orientador: [Assinatura]



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO

Fundação Universidade Federal do ABC

Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental

Avenida dos Estados, 5001 – Bairro Santa Terezinha – Santo André – SP

CEP 09210-580 · Fone: (11) 4996-0017

pgcta@ufabc.edu.br

FOLHA DE ASSINATURAS

Assinaturas dos membros da Banca Examinadora que avaliou e aprovou a Defesa de Dissertação de Mestrado do candidato Victor Hugo Argentino de Moraes Vieira, realizada em 5 de fevereiro de 2018:

Prof.(a) Dr.(a) **Dácio Roberto Matheus** (Universidade Federal do ABC) – Presidente

Prof.(a) Dr.(a) **Gina Rizpah Besen** (Universidade de São Paulo) – Membro Titular

Prof.(a) Dr.(a) **Gilberto Martins** (Universidade Federal do ABC) – Membro Titular

Prof.(a) Dr.(a) **Luísa Helena dos Santos Oliveira** (Universidade Federal do ABC) – Membro Suplente

Prof.(a) Dr.(a) **Gilson Lameira de Lima** (Universidade Federal do ABC) – Membro Suplente

AGRADECIMENTOS

Agradeço a toda minha família e amigos que estiveram sempre me apoiando durante todo o mestrado, compreendendo as ausências devido aos estudos, mas também forçando a relaxar nas horas necessárias. Agradeço em especial a minha namorada Danielle, a meus irmãos de república Raul, Octávio, Luiz, Alex e Lysandro que proporcionaram diversas discussões para melhoria deste estudo e a toda galera do time de Futebol da UFABC, do coletivo de Agroecologia Manacá e também aos professores e alunos do Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Gestão do Território, onde cursei minhas disciplinas limitadas e contribuíram imensamente a estruturação do trabalho.

Agradeço imensamente a meu orientador, Dácio Roberto Matheus, que desde as primeiras orientações durante a iniciação científica até hoje, propicia a mim momentos de profunda reflexão e aprendizado. Aprendizados muito além dos livros e temáticas profissionais, mas essenciais a formação do ser humano que hoje sou.

Agradeço a todos os professores e professoras que tive em minha trajetória, aqueles que conheci em sala de aula e aqueles de fora da sala, que mesmo nos momentos mais difíceis provaram que a educação é caminho para uma sociedade melhor e mais justa.

À UFABC, aos técnicos administrativos, alunos, docentes, terceirizados e todos que lutam para construir esta universidade como um espaço de educação pública de qualidade para todos.

Por fim, agradeço a todos os brasileiros e brasileiras que lutam todos os dias e pagam seus impostos para garantir a existência de universidades públicas como a UFABC para desenvolvimento de trabalhos como este. Em especial àqueles que a oportunidade de acesso à universidade não lhes foi possível, ainda que este serviço seja custeado pelo seu suor. Espero e lutarei para que este trabalho e outros que eu venha a realizar, possa retornar a estas pessoas de alguma forma.

RESUMO

No Brasil, menos de 0,5% da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) é reciclada. O primeiro capítulo revisa sistematicamente estudos que comparam o ciclo de vida da FORSU quando destinada para a compostagem e a digestão anaeróbia. A revisão aponta lacunas metodológicas na análise do ciclo de vida (ACV) dos subsistemas energético e agrícola e a ausência de discussão sobre a FORSU em ambientes tropicais. No subsistema energético não se tem atentado para a dinâmica de geração e regulação de energia ao avaliar as substituições de diferentes matrizes. A redução das emissões de uso no solo dos fertilizantes substituídos é a principal lacuna do subsistema agrícola, que tem se limitado a análise do estoque de carbono e da redução da produção de fertilizantes. O segundo capítulo analisa o ciclo de vida da FORSU considerando as condições de ambiente tropical. Para tanto, cenários de manejo e gestão foram construídos para compostagem (doméstica e centralizada) e digestão anaeróbia (geração elétrica e biometano), a partir das características de gestão dos RSU e climáticas da Região Metropolitana de São Paulo, considerando as lacunas de análise identificadas no capítulo primeiro. Os cenários resultaram em potencial de aquecimento global de 220,0 a -480,7 kg CO₂eq, acidificação de 1,7 a -4,3 kg SO₂eq e eutrofização de 0,6 a -4,6 PO₄³⁻eq por tonelada destinada a compostagem e 215,6 a -510,2 kg CO₂eq, 3,3 a -24,7 kg SO₂eq e 0,3 a -3,0 PO₄³⁻eq para digestão anaeróbia. Os principais ganhos estão na substituição de ureia e estoque de carbono no solo para compostagem e substituição de carvão na produção elétrica para digestão anaeróbia. No cenário realista de gestão, 3,57 a 3,93 milhões de toneladas de CO₂eq ao ano são reduzidas se comparado ao aterramento. Os potenciais de acidificação e eutrofização podem ser reduzidos com a redução no uso de ureia visto que, mesmo na maior metrópole da América Latina, cerca de 70% do composto produzido pode ser aplicado na RMSP e o restante aplicado a menos de 100 km. A integração do setor de resíduos com outros setores, como agrícola e energético ainda é um desafio para a gestão de RSU. Todavia, nesta integração se encontra a maior parcela de ganhos ambientais da destinação da FORSU para compostagem ou digestão anaeróbia.

Palavras-chave: resíduos orgânicos; compostagem; digestão anaeróbia; agricultura orgânica; energia.

ABSTRACT

Less than 0.5% of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) is recycled in Brazil. First chapter systematically reviews studies comparing composting and anaerobic digestion of OFMSW in life cycle approaches. The review points out some methodological gaps in life cycle assessment of energetic and agricultural subsystems and absence of discussion about OFMSW in tropical environments. In energetic subsystem, studies have not observed power generation and regulation dynamics for choosing energy source substitution. The absence of reduction of emissions due to use on land of substituted fertilizers is the main gap in agricultural subsystem, limited to carbon storage and reduction in production of fertilizers. Second chapter assesses the life cycle of OFMSW considering tropical conditions. Therefore, technical and management scenarios were developed for composting (domestic and industrial) and anaerobic digestion (power generation and biomethane) based on climatic and management context of São Paulo's Metropolitan Region, considering the identified gaps in first chapter. The scenarios resulted in potentials of global warming 220,0 to -480,7 kg CO₂eq, acidification 1,7 a -4,3 kg SO₂eq and eutrophication 0,6 a -4,6 PO₄³⁻eq per ton treated by composting and 215,6 a -510,2 kg CO₂eq, 3,3 a -24,7 kg SO₂eq e 0,3 a -3,0 PO₄³⁻eq by anaerobic digestion. The main benefits are substitution of urea and carbon storage in soil for composting and substitution of power from coal for anaerobic digestion. For a realistic management scenario 3.57 to 3.93 million tons CO₂eq by year might be saved compared to landfilling. Acidification and eutrophication potentials might be reduced with urea use on land diminishment, as even in largest metropolis of Latin American, more than 70% can be applied in agriculture inside metropolis area and the rest transported to less than 100 km. Waste management sector integration with other sectors, as agriculture and energy still poses a challenge to MSW management in Brazil. Although, in this integration we found the greatest environmental benefits of composting and anaerobic digestion of OFMSW.

Key-words: biowaste; composting; anaerobic digestion; organic agriculture; energy

LISTA DE ILUSTRAÇÕES – FIGURAS

Figura 1: Destinação dos RSU no Brasil – Ano Base: 2015.....	17
Figura 2: Compostagem em leiras estáticas (método UFSC), da Prefeitura de São Paulo (esquerda) e compostagem de lodo biológico em leiras reviradas, da Tera Ambiental, em Jundiaí (direita)	20
Figura 3: Reator de compostagem (in vessel) da empresa Ecodrum™	20
Figura 4: Unidade de digestão anaeróbia de sobras de alimentos no Reino Unido ..	21
Figura 5: Aplicação de digestato no solo.	22

CAPÍTULO I – IMPACTOS AMBIENTAIS NO CICLO DE VIDA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: uma revisão de abordagens

Figura 6: Distribuição geográfica dos estudos revisados de acordo com país e continente.....	36
Figura 7: Distribuição dos estudos avaliando os impactos ambientais da FORSU nas alternativas de compostagem e DA, com a perspectiva do ciclo de vida, em periódicos	37
Figura 8: Etapas do ciclo de vida da FORSU inclusas nos estudos revisados.	39
Figura 9: Categorias de impacto ambiental avaliadas nos estudos revisados	41
Figura 10: Fontes energéticas substituídas nos estudos pela eletricidade gerada ou pelo biometano produzido a partir do biogás na digestão anaeróbia	54

CAPÍTULO II – IMPACTOS AMBIENTAIS DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: O caso da Região Metropolitana de São Paulo

Figura 11: Dinâmica de disposição de resíduos sólidos urbanos na Região Metropolitana de São Paulo	76
Figura 12: Localização da Região Metropolitana de São Paulo e geração de RSU por habitante por dia dos municípios.....	81
Figura 13: Fluxograma, subsistemas e fronteiras do sistema principal da alternativa de CDOM	84
Figura 14: Fluxograma, subsistemas e fronteiras do sistema principal da alternativa de	

CC	84
Figura 15: Fluxograma, subsistemas e fronteiras do sistema principal das alternativas de digestão anaeróbia (DA-E/DA-C-E/DA-BIO/DA-C-BIO)	85
Figura 16: Fluxograma e fronteiras do sistema nos cenários de gestão da alternativa de DA-C-E	105
Figura 17: Fluxograma e fronteiras do sistema nos cenários de gestão da alternativa de CC	105
Figura 18: Potencial de Aquecimento Global (GWP) das alternativas tecnológicas nos cenários de manejo e etapas do ciclo de vida	110
Figura 19: Potencial de Acidificação (PAc) das alternativas tecnológicas nos cenários de manejo e etapas do ciclo de vida	111
Figura 20: Potencial de Eutrofização (PEu) das alternativas tecnológicas nos cenários de manejo e etapas do ciclo de vida	113
Figura 21: Potencial de Aquecimento Global (GWP), Acidificação (PAc) e Eutrofização (PEu) das alternativas tecnológicas nos cenários de gestão e etapas do ciclo de vida	116

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I – IMPACTOS AMBIENTAIS NO CICLO DE VIDA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: uma revisão de abordagens

Tabela 1: Descrição dos estudos incluídos no presente trabalho	34
Tabela 2: Descrição dos processos e impactos ambientais nas etapas do ciclo de vida da FORSU	40
Tabela 3: Fatores de emissões atmosféricas e consumo de eletricidade e diesel para unidades de compostagem da FORSU em diferentes metodologias	39
Tabela 4: Fatores de emissões atmosféricas, consumo de eletricidade e diesel para unidades de digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos ...	48
Tabela 5: Parâmetros associados à produção de biogás e conversão elétrica em diferentes unidades de digestão anaeróbia da FORSU	56
Tabela 6: Fatores de emissão de amônia, óxido nitroso e nitrato para uso no solo de composto, digestato e dejetos líquido suíno em diversas condições	65
Tabela 7: Fatores de emissão para perdas de nitrogênio pelo uso de ureia no solo brasileiro em condições subtropicais e tropicais	69

CAPÍTULO II – IMPACTOS AMBIENTAIS DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NOS TRÓPICOS: O caso da Região Metropolitana de São Paulo

Tabela 8: Alternativas tecnológicas avaliadas e descrição resumida	83
Tabela 9: Fatores de caracterização para Potencial de Aquecimento Global (GWP), acidificação (PAC) e eutrofização (PEu) das emissões consideradas neste estudo.	86
Tabela 10: Descrição dos cenários de manejo com relação as etapas do ciclo de vida da FORSU para o sistema estudado.....	89
Tabela 11: Resumo dos parâmetros, fluxos de referência e fatores de emissão adotados para modelagem do ciclo de vida da FORSU	99
Tabela 12: Inventários de emissões utilizados para cálculos nos diferentes processos e sistemas	102

Tabela 13: Descrição das variáveis inseridas para os cenários de gestão	104
Tabela 14: Geração de resíduos sólidos urbanos (RSU), fração orgânica dos RSU e distância para disposição dos RSU dos municípios da Região Metropolitana de São Paulo	106
Tabela 15: Valores de potencial de efeito estufa (GWP), de acidificação (PAC) e eutrofização (PEu) das alternativas tecnológicas de tratamento da FORSU, no cenário de Baixa Qualidade de Manejo (BQM)	108
Tabela 16: Valores de potencial de efeito estufa (GWP), de acidificação (PAC) e eutrofização (PEu) das alternativas tecnológicas de tratamento da FORSU, no cenário de Manejo Mais Provável (MMP)	108
Tabela 17: Valores de potencial de efeito estufa (GWP), de acidificação (PAC) e eutrofização (PEu) das alternativas tecnológicas de tratamento da FORSU, no cenário de Melhor Manejo Disponível (MMD)	108
Tabela 18: Valores de potencial de efeito estufa (GWP), de acidificação (PAC) e eutrofização (PEu) para as alternativas no cenário pessimista de gestão	115
Tabela 19: Valores de potencial de efeito estufa (GWP), de acidificação (PAC) e eutrofização (PEu) para as alternativas no cenário realista de gestão	115
Tabela 20: Valores de potencial de efeito estufa (GWP), de acidificação (PAC) e eutrofização (PEu) para as alternativas no cenário otimista de gestão	115
Tabela 21: Demanda potencial estimada de composto por cultura para as unidades de produção agrícola na Região Metropolitana de São Paulo	118
Tabela 22: Comparação do potencial de aquecimento global (GWP), acidificação (PAC) e eutrofização (PEu) da compostagem e digestão anaeróbia no cenário realista com aterramento sanitário de FORSU	119

LISTA DE SIGLAS E FÓRMULAS

ACV – Análise de Ciclo de Vida

BQM – Baixa Qualidade de Manejo

CC – Compostagem Centralizada

CDOM – Compostagem Doméstica

CH₄ - metano

CO₂ – gás carbônico

CO₂eq – gás carbônico equivalente

DA – Digestão Anaeróbia

DA – BIO – Digestão Anaeróbia e Biometano

DA – C – BIO - Digestão Anaeróbia com Compostagem e Biometano

DA – C – E – Digestão Anaeróbia com Compostagem e Eletricidade

DA – E – Digestão Anaeróbia e Eletricidade

FORSU – Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos

GEE – Gás de Efeito Estufa

GWP – Potencial de Aquecimento Global

K – Potássio

MMD – Melhor Manejo Disponível

MMP – Manejo Mais Provável

NH₃ - amônia

N₂O – óxido nitroso

NPK – Nitrogênio, Fósforo e Potássio (formulação básica de fertilizantes sintéticos)

N – Nitrogênio

P – Fósforo

P_{Ac} – Potencial de Acidificação

PEu - Eutrofização

PGIRS – Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos

PO₄³⁻eq – fosfato equivalente

RMSP – Região Metropolitana de São Paulo

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SO_{2eq} – dióxido de enxofre equivalente

TMB – Tratamento Mecânico Biológico

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	17
2. OBJETIVOS.....	27
2.1. Objetivos específicos	27
2.2. Limitações.....	27
 CAPÍTULO I – IMPACTOS AMBIENTAIS NO CICLO DE VIDA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: uma revisão de abordagens	 29
1. Introdução	29
2. Metodologia.....	32
3. Resultados e Discussão.....	36
3.1. Mapeamento dos estudos	36
3.2. Desempenhos das alternativas.....	38
3.3. Etapas e categorias de impactos ambientais avaliadas	38
3.3.1. Pré-coleta	42
3.3.2. Coleta e Transporte.....	43
3.3.3. Pré-tratamento	44
3.3.4. Tratamento	44
3.3.5. Sistema Energético	50
3.3.5.1. Impacto do Uso Energético	52
3.3.5.2. Sistema energético compensatório	53
3.3.6. Sistema Agrícola	58
3.3.6.1. Impacto do Uso Agrícola - Estoque de Carbono	61
3.3.6.2. Impacto do Uso Agrícola - Emissões diretas e indiretas	63
3.3.6.3. Sistema Agrícola Compensatório	66
4. Conclusões	73

CAPÍTULO II – IMPACTOS AMBIENTAIS DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS NOS TRÓPICOS: O caso da Região Metropolitana de São Paulo75

1. Introdução75

2. Metodologia.....80

2.1. Área de Estudo e Coleta de Dados..... 80

2.1.1. Geração de Resíduos Sólidos Urbanos81

2.1.2. Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU)82

2.1.3. Áreas cultivadas no Estado de São Paulo, demanda por composto e distância de transporte82

2.2. Descrição da análise de ciclo de vida82

2.2.1. Objetivo83

2.2.2. Escopo83

2.2.2.1. Unidade funcional83

2.2.2.2. Fronteiras do sistema84

2.2.2.3. Caracterização e avaliação dos impactos ambientais85

2.3. Construção dos Cenários de Manejo da FORSU87

2.4. Definição dos parâmetros de emissão das etapas e processos das alternativas tecnológicas90

2.4.1. Composteira Doméstica90

2.4.2. Coleta e Transporte90

2.4.3. Unidade de Compostagem Centralizada91

2.4.4. Unidade de Digestão Anaeróbia92

2.4.5. Compostagem do Digestato93

2.4.6. Subsistema Energético94

2.4.6.1. Geração Elétrica94

2.4.6.2. Uso Veicular – Biometano95

2.4.7. Subsistema agrícola	96
2.4.7.1. Nutrientes nos Fertilizantes Orgânicos de FORSU	96
2.4.7.2. Emissões do Uso no Solo dos Fertilizantes Orgânicos	97
2.4.7.3. Estoque de Carbono	98
2.4.7.4. Produção e Uso de Fertilizantes Sintéticos	98
2.4.7.5. Emissões Indiretas do Uso de Fertilizantes	99
2.5. Construção dos Cenários de Gestão	102
3. Resultados	106
3.1. Cenários de Manejo	107
3.1.1. Potencial de Aquecimento Global (GWP)	109
3.1.2. Potencial de Acidificação (PAC)	111
3.1.3. Potencial de Eutrofização (PEu)	113
3.2. Cenários de Gestão	114
4. Discussão	119
4.1. Etapas e Fatores	122
4.1.1. O Subsistema Agrícola	123
4.1.2. O Subsistema Energético	127
4.2. Tecnologias e Cenários de Gestão	130
4.2.1. Compostagem Doméstica (CDOM)	131
4.2.2. Compostagem Centralizada (CC) e Digestão Anaeróbia com geração de Composto e Eletricidade (DA-C-E)	133
5. Conclusões	139
 3. CONSIDERAÇÕES FINAIS	 141
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	143
 APÊNDICE I – Nutrientes presentes nos diferentes fertilizantes obtidos a partir do tratamento da FORSU	 163
APÊNDICE II – Demanda de composto para uso nas principais culturas agrícolas em produção nos Escritórios de Desenvolvimento Rural (EDR) de São Paulo, Mogi das Cruzes e Sorocaba	165

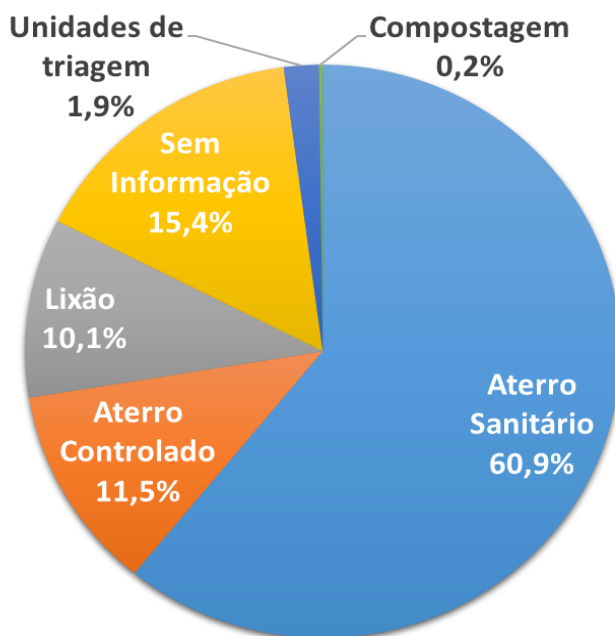
1. INTRODUÇÃO

Ainda que a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) no Brasil seja a maior parcela (51%) dos resíduos sólidos urbanos (RSU), os esforços para sua reciclagem não são proporcionais comparados a parcela dos recicláveis secos (32%). A reciclagem da FORSU, no caso a compostagem, não ultrapassa 0,5% no Brasil, ao passo que a reciclagem dos secos atinge valores próximos a 6% da fração reciclável seca (Figura 1). A reciclagem¹ geral chega a 2,1% dos RSU destinados a reciclagem no país, somando recicláveis secos e FORSU (BRASIL, 2012, 2017).

Os números são inexpressivos quando comparados às taxas de reciclagem de 65% na Alemanha, 56% na Áustria e 54% na Bélgica (EEA, 2016). A Índia composta mais de 12% da FORSU (ANNEPU, 2012), taxa mais de vinte vezes superior ao Brasil.

Os RSU são definidos como a soma dos resíduos domésticos e os resíduos de limpeza pública (BRASIL, 2012), internacionalmente referidos também como resíduos sólidos municipais (*municipal solid waste*) (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012; UNEP/ISWA, 2015).

Figura 1: Destinação dos RSU no Brasil – Ano Base: 2015.



Fonte: BRASIL, 2017b.

¹ Compostagem e digestão anaeróbia são consideradas alternativas de reciclagem (UNEP/ISWA, 2015), todavia reciclagem dos orgânicos, não dos "secos" (plástico, papel, metal e vidro). Desta forma, quando usar o termo reciclagem a partir de agora, eu irei me referir à totalidade: reciclagem dos orgânicos e secos.

Apesar da importância da coleta seletiva e reciclagem dos resíduos recicláveis secos além da dimensão ambiental, como geração de renda aos catadores (BESEN, 2011), a FORSU é a principal responsável pelos principais problemas na gestão dos RSU. A presença majoritária da fração orgânica no RSU brasileiros resulta em dificuldade na gestão devido à geração de odor, atração de vetores e consequente problemas de saúde. Além disto, impactos ambientais são intensificados na disposição devido a degradação da FORSU em condições anaeróbias, tendo como subproduto principal o gás metano (CH_4). Tais consequências são agravadas no contexto tropical sob altas temperaturas e umidade. A FORSU compreende tanto os resíduos de comida da fração doméstica, como resíduos de jardinagem resultante da poda e capina municipal.

A principal via de destinação do país (BRASIL, 2017b) e do estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2014a) para os RSU são os aterros sanitários. Na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) a maioria dos municípios destina seus resíduos a outro município, que arca com os custos ambientais da disposição. A superação deste modelo de aterramento se faz necessária não só pelos impactos ambientais associados, mas também pela sua ineficiência quanto ao uso da terra. O modelo consome grande área que poderia ser destinada a outros fins, e as inutiliza por até 100 anos devido instabilidade e contaminação do solo. Dos municípios paulistas, cerca de metade destinava a aterros sanitários com vida útil menor que 5 anos em 2015, em sua maioria a aterros com vida útil inferior a 2 anos (CETESB, 2016).

O atraso no setor de resíduos com relação a outros países e a necessidade de alternativas para superar o modelo atual, apesar de um problema é também uma oportunidade. Isto reflete em parte o observado por Louis (2004) nos Estados Unidos em relação à Europa, que a evolução do sistema de gestão de resíduos sólidos urbanos ocorre tardiamente dada característica urbana americana e abundância de terras. Tais condições provisionam as cidades de áreas disponíveis para implantação de aterros, sob custos viáveis. Todavia, o cenário atual das metrópoles brasileiras aproxima-se desta janela de decisão para abandono do aterramento de RSU, para soluções não só ambientalmente adequadas, mas territorialmente viáveis, visto que as longas distâncias para destinação dos resíduos sólidos começam a dificultar seu manejo.

O conhecimento desenvolvido internacionalmente propicia à janela de decisão na gestão de RSU no Brasil, informações essenciais para planejamento e escolha das opções adequadas à realidade local. As principais alternativas ao aterramento sanitário, para destinação da FORSU são a compostagem e a digestão anaeróbia. O tratamento mecânico biológico² (TMB) é empregado como solução para a coleta indiferenciada dos RSU (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012; UNEP/ISWA, 2015). Alternativas como a gaseificação e pirólise existem, todavia ainda não suficientemente desenvolvidas para aplicação em maior escala, nem custo-efetivas em comparação às anteriores (EEA, 2013).

A compostagem é definida como um processo de decomposição biológica da matéria orgânica em produto estável, sob condições controladas e aeróbicas (EPSTEIN, 1997). Apesar da definição, a compostagem possui diversas metodologias, desde sistemas domésticos a reatores automatizados. A compostagem surge provavelmente tão cedo quanto a agricultura. Existem referências escritas de sistemas de compostagem próximos a 2.300 anos a.C (RODALE, 1960 apud FITZPACK; WORDEN; VENDRAME, 2005), sendo que Howard e Ward (1931) e Howard (1943) foram os primeiros a sistematizar e publicar métodos científicos para embasar o processo da compostagem, após estudos entre 1905-1924 na Índia.

Os métodos de compostagem podem ser classificados de diversas formas, como reatores, comumente chamado de sistemas fechados e não-reatores, sistemas abertos (SILVA; NAIK, 2007) ou ainda silos (FITZPACK; WORDEN; VENDRAME, 2005). Dentre os métodos de compostagem em sistemas abertos ou não-reatores, Inácio e Miller (2009) os classificam como: leiras revolvidas, leiras estáticas com aeração forçada e leiras de aeração passiva. Os métodos diferenciam-se pela técnica de oxigenação, condição que diferencia a compostagem da digestão anaeróbia. Cada método possui características específicas de custo, área, necessidade de fornecimento de energia/oxigênio externos, tempo de degradação e fluxo (contínuo ou batelada). Outras classificações podem ser encontradas em Platt et al (2014).

As Figuras 2 e 3 ilustram alguns métodos de compostagem, como leiras estáticas e reviradas, sistemas abertos, e reatores de compostagem, sistemas fechados.

² A compostagem e digestão anaeróbia são classificadas como métodos de tratamento biológico. Por isto, o TMB é chamado de mecânico-biológico, porque tem uma etapa de separação mecânica e outra biológica para tratamento da FORSU, seja compostagem ou digestão anaeróbia.

Figura 2: Compostagem em leiras estáticas (método UFSC), da Prefeitura de São Paulo (esquerda) e compostagem de lodo biológico em leiras reviradas, da Tera Ambiental, em Jundiaí (direita).



Fonte: esquerda: <http://protegeer.gov.br/noticias/121-protegeer-visita-patio-de-compostagem-modelo-em-sao-paulo>; direita: <http://www.teraambiental.com.br/blog-da-tera-ambiental/afinal-por-que-optar-pela-terceirizacao-da-compostagem-de-residuos>

Figura 3: Reator de compostagem (*in vessel*) da empresa Ecodrum™.



Fonte: <http://www.ecodrumcomposter.com/faq.php>

A digestão anaeróbia, ou também referenciada como biometanização, é a decomposição biológica da matéria orgânica, na ausência de oxigênio que visa a produção de metano e valorização energética celulose (MATA-ALVAREZ; MACE;

LLABRES, 2000; MATA-ALVAREZ, 2002). A digestão anaeróbia pode ser dividida em sistemas contínuos e de batelada, seco ou úmido. As estações de tratamento anaeróbio utilizam a divisão do processo em módulos, porque a degradação anaeróbia acontece em quatro fases diferentes: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (BRABER, 1995). As unidades de digestão anaeróbia ainda podem ser divididas de acordo com a temperatura de operação entre mesofílicas e termofílicas visto que o processo não gera calor como na compostagem, ou reatores de um ou dois estágios (MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009). A Figura 4 ilustra uma unidade de digestão anaeróbia de FORSU no Reino Unido.

Figura 4: Unidade de digestão anaeróbia de sobras de alimentos no Reino Unido.



Fonte: <https://resource.co/sustainability/article/new-anaerobic-digestion-plant-opens-surrey>

Todavia, a alternativa não produz necessariamente material estável e livre de patógenos para uso no solo, produto conhecido como digestato. Além disto, a digestão anaeróbia tem dificuldades na degradação de compostos complexos como lignina e celulose (MATA-ALVAREZ; MACE; LLABRES, 2000; MATA-ALVAREZ, 2002; MAIS REFERÊNCIAS). A Figura 5 ilustra a aplicação do digestato do solo, que tem aspecto de um efluente líquido devido diluição que ocorre no reator ou aspecto próximo ao

lodo de esgoto, quando proveniente de reatores secos.

Figura 5: Aplicação de digestato no solo.



Fonte: <http://www.fwi.co.uk/arable/tips-and-pitfalls-of-using-digestate-as-crop-fertiliser.htm>

A baixa eficiência de captura do metano nos aterros sanitários, proveniente da decomposição da FORSU em condições anaeróbias tem grande impacto no desempenho da alternativa (LOU; NAIR, 2009), ao contrário da digestão anaeróbia que capta a maior parte para aproveitamento térmico, elétrico ou combustível veicular. No outro extremo, a matéria orgânica dos solos brasileiros se exaure em práticas agrícolas inadequadas para as condições tropicais (BAYER et al., 2000; SÁ et al., 2001). Neste cenário de desconexão do campo e da cidade, o urbano se inunda em nutrientes que viram poluição e o rural sofre com a degradação de seus solos.

O setor de resíduos é responsável por cerca 2,5% das emissões nacionais de Gases de Efeito Estufa (GEEs) (BRASIL, 2016a) e 15,6% da capital paulista (SÃO PAULO, 2013). Tais emissões tendem apenas a crescer, visto que se observa um crescimento da geração de RSU com taxas superiores ao crescimento populacional devido ao aumento do padrão de consumo (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012).

Todavia, a participação do setor de resíduos nas emissões de GEE ainda é subestimada. Apenas a etapa dentro da unidade de tratamento dos resíduos é avaliada nas metodologias atuais. A maior parte dos impactos ambientais do setor

está fora da unidade de tratamento, principalmente considerando seu potencial de se tornar um produto por meio da reciclagem. A maior fração dos impactos está no sistema compensatório, ou seja, as atividades que devem ser desenvolvidas devido não aproveitamento do RSU e/ou FORSU como matéria-prima (ERIKSSON et al., 2005; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012). No caso da FORSU, por exemplo, não utilizar a FORSU para produção de composto, significa demandar uma indústria de fertilizantes sintéticos para produzir o fertilizante equivalente e outra para produção de outro condicionador de solo, como a turfa. O mesmo vale para a digestão anaeróbia, visto que não aproveitar o potencial da FORSU para produção de energia, implica em buscar outras fontes energéticas, como carvão, diesel e gás natural.

O sistema compensatório pode ser apresentado como todas as operações e produtos necessários para substituir, compensar e apoiar a atividade desenvolvida. A partir do momento que um plástico não é reciclado, se faz necessária a extração de nova matéria prima para produção. Os fertilizantes sintéticos, condicionadores de solo e energia fóssil são a principal compensação existente, devido ao não aproveitamento da FORSU (ERIKSSON et al., 2005; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012). Somado a isto, o setor de resíduos demanda um sistema logístico de coleta e transporte, energia elétrica, diesel, água e diversos outros produtos para operação da unidade de tratamento que não são quantificados nas metodologias comumente.

No caso da FORSU, a abordagem do ciclo de vida permite a conexão do sistema de gestão de resíduos sólidos com o setor agrícola, onde a matéria orgânica cumpre seu papel de manutenção da fertilidade dos solos (TIESSEN et AL., 1994) e com o setor energético, onde a FORSU pode ser aproveitada para produção de energia.

As emissões decorrentes da agricultura representam 14% das emissões de CO_{2eq} no mundo (IPCC, 2014). As principais medidas de mitigação do aquecimento global no setor agrícola estão associadas a mudanças para sistemas de produção orgânica. Nestes sistemas, a exclusão do uso de fertilizantes sintéticos e sequestro de carbono nos solos com a manutenção da matéria orgânica são os principais mecanismos de mitigação do aquecimento global (SCIALABBA; MÜLLER-LINDENLAUF, 2010). Estima-se que o corte no uso e produção de fertilizantes sintéticos somado ao potencial sequestro de carbono nos solos podem reduzir de 40 – 65% as emissões do setor agrícola mundial (NIGGLI et al., 2009).

Nesta perspectiva, os impactos do sistema vão além dos 2,5% do setor de resíduos sólidos nas emissões nacionais de GEEs: 3,2% das emissões do setor agropecuário é devido a métodos da agricultura convencional (BRASIL, 2016a). Tais métodos propõem maiores impactos ambientais devido à inadequação aos solos e condições tropicais, como aragem de solos, aplicação de fertilizantes sintéticos com consequente volatilização, deposição e lixiviação (MOSIER et al., 1998; PRIMAVESI, 2002). Diversos impactos poderiam ser mitigados a partir do uso do composto orgânico (AMLINGER et al., 2003; HARGREAVES et AL., 2008; FAVOINO; HOGG, 2008; BOLDRIN et AL., 2009; MARTÍNEZ-BLANCO et AL, 2013). Os impactos ambientais positivos ainda podem ser potencializados sob regime de manejo ecológico do solo na transição à agricultura orgânica e agroecológica (PRIMAVESI, 2002; GOMIERO; PIMENTAL; PAOLETTI, 2011).

O biogás, produto da digestão anaeróbia, apresenta-se como fonte de energia renovável. Cerca de 23% de emissões nacionais de GEEs é devido à queima de combustíveis fósseis (BRASIL, 2016a). O gás carbônico proveniente da queima do biogás tem potencial de aquecimento global (GWP) zero, visto que é de origem biogênica e faz parte ao ciclo natural do carbono (CHRISTENSEN et al., 2009).

Logo, para uma análise que considere tais especificidades e a complexidade necessária do sistema de gestão da FORSU, a abordagem do ciclo de vida é crucial. O pensamento do ciclo de vida e a análise de ciclo de vida, ferramenta quantitativa associada, são algumas das ferramentas existentes dentre inúmeras da política ambiental que visam o suporte a tomada de decisão no contexto do consumo e produção sustentável. A abordagem do ciclo de vida busca evitar soluções que apenas desloquem os impactos ambiental para outra etapa do processo, fora da fronteira de análise. O processo visa quantificar as emissões, recursos consumidos e diversos impactos associados com todos os processos envolvidos no produto ou serviço, desde a extração de recursos, produção e disposição dos resíduos, compilados em um inventário de ciclo de vida (GUINÉE et al., 2002; ISO, 2006; ILCD, 2010).

A análise de ciclo de vida é um processo estruturado e normatizado internacionalmente pelas normas ISO 14040 e 14044 e dividido em quatro etapas. Duas são obrigatórias, seleção de categorias de impacto e classificação e

caracterização, e duas opcionais, normalização e ponderação (ISO, 2006). Todavia, as normas não trazem padronização detalhada para todos os processos envolvidos nas análises. Isto gera diversas abordagens na modelagem das fronteiras de sistemas (LAURENT et al., 2014; SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016), escola de dados e alocação de impactos (EKVALL et al., 2016; SARAIVA; SOUZE; VALLE, 2017) e métodos de caracterização e quantificação dos impactos (EC/JCR, 2010; HAUSCHILD et al., 2013).

Não obstante, a análise de ciclo de vida nem sempre é a ferramenta mais adequada para a tomada de decisão, dada necessidade de análise detalhada com alta demanda de dados e tempo (TUKKER, 2000; GUINÉE et al., 2002). Todavia, a importância do pensamento de ciclo de vida permite entender o sistema como um todo de forma integrada. Ações pontuais em uma etapa desencadeiam reações sistêmicas ao longo de todo ciclo. O pensamento de ciclo de vida busca abarcar essa dinâmica na análise, de modo que o problema ambiental solucionado em uma etapa não seja apenas transferido para outra etapa do ciclo (GUINÉE et al., 2002). Isto permite abarcar impactos ambientais indiretos, cumulativos e sinérgicos, normalmente negligenciados em outros instrumentos de avaliação de impacto ambiental (SANCHEZ, 2008; THERIVEL, 2014).

A coleta seletiva e reciclagem dos materiais secos e sua importância ambiental, social e econômica foram amplamente discutidas em outros trabalhos (BESEN, 2011; JACOBI; BESEN, 2011). Portanto, este trabalho propõe-se a discutir as alternativas de destinação da FORSU, do ponto de vista ambiental no contexto brasileiro. Diversos autores já realizaram avaliações das alternativas de destinação da FORSU no mundo, porém a maioria no ambiente temperado com características energéticas diferentes do Brasil (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; LAURENT et al., 2014a; EDWARDS et al., 2017; THYBERG; TONJES, 2017).

Sob esta perspectiva, o presente trabalho busca avaliar os principais impactos ambientais da gestão da FORSU nas alternativas de compostagem e digestão anaeróbia nas condições brasileiras com base cenário de gestão da Região Metropolitana de São Paulo, ou seja, de clima tropical e matriz elétrica renovável, por meio da abordagem do ciclo de vida. Para tanto, a metodologia das análises de ciclo de vida junto a abordagens e métodos do processo de avaliação ambiental estratégica

para a tomada de decisão construirão a metodologia deste trabalho. A união de tais instrumentos permite englobar impactos cumulativos e indiretos muitas vezes negligenciados no processo de avaliação de impacto ambiental de projetos e fornecer dados de caráter estratégico para tomada de decisão. Para tanto, o trabalho não terá foco nos métodos de compostagem e digestão anaeróbia da FORSU. Estes temas estão amplamente detalhados em outros trabalhos (EPSTEIN, 1997; MATA-ALVAREZ, 2002; PRIMAVESI, 2002; INÁCIO; MILLER, 2009), o foco deste trabalho serão os impactos decorrentes dos métodos.

Para alcance do objetivo do trabalho e melhoria da leitura, o estudo foi dividido em dois capítulos. O primeiro capítulo revisa sistematicamente os estudos que mundialmente comparam as alternativas de compostagem e digestão anaeróbia na perspectiva do ciclo de vida, visando identificar os principais impactos ambientais nas etapas do ciclo de vida da FORSU, lacunas, e identificar parâmetros importantes na avaliação para discussão e construção metodológica adequada ao contexto brasileiro.

O segundo capítulo avalia quantitativamente os principais impactos ambientais das alternativas de compostagem e digestão anaeróbia com base nos parâmetros e lacunas identificadas durante o primeiro capítulo, a partir da construção de cenários adequados a realidade da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP).

2. OBJETIVOS

O objetivo principal do trabalho é avaliar os principais impactos ambientais da compostagem e digestão anaeróbia da FORSU considerando o ciclo de vida, no contexto brasileiro e na Região Metropolitana de São Paulo, ou seja, clima tropical de matriz elétrica de baixa emissão de carbono.

2.1 Objetivos específicos

Os objetivos específicos do trabalho são:

1. Analisar os impactos ambientais da compostagem e digestão anaeróbia na perspectiva do ciclo de vida;
2. Identificar os principais impactos ambientais e fatores associados ao manejo da FORSU;
3. Identificar os parâmetros de manejo das diferentes tecnologias para a construção de cenários de avaliação de impacto ambiental no ambiente tropical;
4. Identificar os parâmetros de gestão para a construção de cenários de avaliação de impacto ambiental no contexto brasileiro e da RMSP;
5. Identificar o potencial de uso de fertilizantes orgânicos derivados da FORSU no Cinturão Verde da RMSP;
6. Quantificar os principais impactos ambientais nos cenários de manejo e gestão da FORSU na RMSP;
7. Subsidiar a tomada de decisão na gestão da FORSU em ambientes tropicais.

2.2 Limitações

Com o objetivo de fomentar análises mais integradas que considerem impactos em maior escala, impactos cumulativos, indiretos e induzidos, o presente estudo possui algumas limitações.

Os aspectos metodológicos das tecnologias não serão apresentados e

discutidos, visto que o foco são os impactos ambientais derivados destes aspectos no ciclo de vida da FORSU. Todavia, tais aspectos serão mencionados quando necessário e podem ser consultados em bibliografia apresentada.

O estudo não discutirá características em nível de projeto, ou seja, viabilidade técnica das tecnologias, como área disponível, mão de obra capacitada ou viabilidade institucional. Impactos ambientais passíveis de mitigação no projeto também não serão o foco, tais como odores, emissões traço mitigáveis com filtros ou impermeabilização do solo. Neste recorte, o trabalho aproxima-se do instrumento de Avaliação Ambiental Estratégica.

O estudo baseia-se em revisão bibliográfica, logo não serão apresentados resultados próprios derivados de experimentos ou estudos de campo. O Brasil ainda carece de instalações como as que são apresentadas e discutidas, como unidades de digestão anaeróbia ou centrais de compostagem de FORSU segregada na fonte. O trabalho irá tratar a incerteza relacionada às hipóteses adotadas para a gestão da FORSU por meio da construção de cenários de manejo e gestão adequados à realidade brasileira.

Por fim, o estudo possui um caráter estritamente ambiental, apesar de mencionar outras dimensões ao longo da discussão. Isto confere um caráter tecnocrático ao estudo, que deve ser complementado por estudos futuros que integrem a dimensão social, econômica, cultural e político-institucional para tomada de decisão, sob a perspectiva da gestão integrada de resíduos sólidos definida na Política Nacional de Resíduos Sólidos.

CAPÍTULO I – IMPACTOS AMBIENTAIS NO CICLO DE VIDA DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: uma revisão de abordagens

1. Introdução

As alternativas de tratamento biológico têm tido o melhor desempenho ambiental em estudos comparativos entre alternativas de destinação para fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU). A compostagem e digestão anaeróbia apresentam na maior parte dos casos, potencial de aquecimento global (GWP) negativo, ou seja, potencial de sequestro de carbono (ERIKSSON et al., 2005; LOU; NAIR, 2009; BOLDRIN et al., 2009; MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016).

A digestão anaeróbia tem sido utilizada para FORSU principalmente na Europa, com destaque para a Alemanha. Todavia, a tecnologia ainda tem pouca expressividade no tratamento e destinação da FORSU em comparação a outros substratos. A maior parte das unidades de tratamento por digestão anaeróbia é destinada a efluentes domésticos e agrícolas. Na Alemanha e Estados Unidos, países com a maior quantidade de unidades que utilizam a tecnologia de digestão anaeróbia, apenas 1% das unidades recebem a FORSU. A tecnologia tem sido empregada principalmente para resíduos mais úmidos devido às características operacionais e metodológicas (EDWARDS; OTHMAN; BURN, 2015). Os sistemas de DA demandam maiores quantidades de água para homogeneização do substrato, degradação e garantia de condições anaeróbias (ZHAO et al., 2009).

A compostagem tem a recirculação do efluente gerado e não demanda alta umidade para operação (MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2003), visto que alta umidade ocasiona condições de anaerobiose e geração de metano, indesejado na compostagem. Nos Estados Unidos, 3285 centrais de compostagem processaram 6,1% de todo RSU americano no ano de 2012, cerca de 16% de toda a FORSU. Os principais resíduos destinados às unidades são resíduos de poda e jardinagem, 70% das unidades são destinadas a esta fração e o restante a sobras de alimentos (PLATT et. al, 2014). A Índia aproveita 6% dos RSU pela compostagem, mais de 12% da FORSU (ANNEPU, 2012).

Segundo UNEP/ISWA (2015) a digestão anaeróbia é indicada para resíduos de maior umidade, principalmente lodos de esgoto e resíduos de agropecuária. Todavia, a digestão anaeróbia tem sido aplicada e estimulada para a FORSU dada demanda por fontes de energia renovável de baixa emissão de carbono³ nos países de clima temperado, como Alemanha, Suécia e Dinamarca (OLOFSSON et al., 2005; EDWARDS; OTHMAN; BURN, 2015), principalmente com escassez de fontes hídrica e solar junto a necessidade de aquecimento dos domicílios.

Diversos estudos têm comparado as alternativas com o objetivo de determinar a melhor opção para destinação da FORSU em seu país ou cidade, como será revisado neste capítulo. Todavia, estudos sobre resíduos sólidos têm apresentado divergências metodológicas significativas, principalmente quanto às fronteiras do sistema estudado e suposições adotadas na modelagem (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; LAURENT et al., 2014b; SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016).

Em revisão de estudos de análise de ciclo de vida da destinação de sobras de alimentos, Bernstad e La Cour Jansen (2012) identificaram diversas hipóteses e dimensões significativas para comparação. A variável mais significativa é a matriz energética avaliada. O GWP do ciclo de vida da digestão anaeróbia pode variar em até 700% pela substituição do biogás em uma matriz baseada em carvão, em relação a uma matriz renovável de baixa emissão.

O uso agrícola e suas hipóteses é o segundo quesito mais significativo para comparação entre as alternativas. A substituição de fertilizantes sintéticos pelo uso do composto orgânico ou digestato, produtos da compostagem e digestão anaeróbia, tem variações próximas a 400% somando todas as etapas (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012). Neste sentido o fator de substituição de fertilizantes sintéticos tem impacto decisivo no estudo. As suposições sobre impactos dos fertilizantes sintéticos e orgânicos são de suma importância. Todavia, a maior parte dos parâmetros utilizados nos estudos contempla características temperadas (HANSEN et al., 2006; RICHARDS et al., 2016).

Estima-se que o GWP da compostagem e uso do composto está entre a redução

³ Utilizarei o termo energias de baixo carbono para se referir a matrizes energéticas com baixo GWP relativo. As alternativas não são necessariamente consideradas “limpas”, que acarreta um julgamento de valor, como a nuclear.

de 900 kg CO₂ eq por tonelada⁴ compostada de FORSU, até emissões de 300 (BOLDRIN et al., 2009). O intervalo do GWP para a DA é de -375 a 111 kg CO₂ eq por tonelada digerida (MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009). A larga faixa de incerteza está associada às suposições adotadas e modelagem previamente descrita, variados métodos de compostagem ou digestão anaeróbia e qualidade operacional das unidades avaliadas. Todavia, a maior parcela dos impactos ambientais está no pós-tratamento e sistema compensatório (ERIKSSON et al., 2005; BOLDRIN et al., 2009; MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; DI MARIA et al., 2016).

As etapas do ciclo de vida da gestão da FORSU vão desde a produção do resíduo e coleta até a destinação final de seus subprodutos, ou disposição. A pré-coleta envolve a produção, uso e destinação dos materiais para coleta dos RSU como os contêineres, sacolas, caminhões e materiais de construção. A etapa também é denominada como bens de capital (BROGAARD; CHRISTENSEN, 2016). A coleta e transporte envolvem as operações e produtos envolvidos no trânsito dos resíduos desde a retirada nos contêineres até entrada na unidade de tratamento. O tratamento envolve não só as emissões resultantes da degradação da FORSU, mas a energia, água e materiais demandados. O pós-tratamento envolve a destinação do biogás, composto e digestato para outros sistemas conectados ao sistema de resíduos sólidos. Nos setores energético e agrícola estão os principais benefícios das alternativas (BOLDRIN et al., 2009; MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012).

Em avaliação prévia de mercado potencial de composto, o Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de São Paulo (PGIRS) (SÃO PAULO, 2014b) aponta que 5% das áreas agrícolas em um raio de 50 quilômetros da capital são suficientes para absorver todo composto orgânico gerado pela cidade. Esse composto é capaz de reduzir os impactos ambientais e custos associados aos fertilizantes sintéticos. O Brasil é o 4º maior consumidor de fertilizantes do mundo. O país importou 16,2 milhões de toneladas de fertilizante sintético no ano de 2012, um custo de US\$ 9,6 bilhões (IEA, 2013). Em contrapartida os resíduos sólidos são um custo para as prefeituras

⁴ A tonelada aqui referida é a tonelada úmida dos resíduos sólidos. Uma medida também encontrada nos estudos é a referência a tonelada seca. Quando a informação for referente a tonelada seca, irei mencionar no texto.

que destinam parcelas de seus orçamentos para gestão do RSU. Cerca de 5,8% da despesa corrente da prefeitura em São Paulo, 8% no Rio de Janeiro e valores máximos até 20% em pequenos municípios são destinados a tal serviço básico. A média dos municípios brasileiros é de 3,9% das despesas da prefeitura destinada para manejo de RSU (BRASIL, 2017b).

O objetivo deste capítulo é analisar os impactos ambientais associados à compostagem e à digestão anaeróbia da FORSU, na perspectiva do ciclo de vida, por meio da revisão de trabalhos comparando as alternativas. A análise busca identificar os principais impactos ambientais associados à destinação da FORSU e discuti-las para o contexto tropical brasileiro a fim de identificar parâmetros de manejo e gestão. Tais parâmetros servirão de base para construção de cenários para quantificação de impactos ambientais, no segundo capítulo.

2. Metodologia

A metodologia adotada consistiu em dois levantamentos bibliográficos para análise, sendo um levantamento sistemático. O levantamento sistemático buscou identificar trabalhos analisando as alternativas de destinação da FORSU, enquanto o segundo focou na revisão, não sistemática, dirigida à fatores de emissão e parâmetros associados ao ciclo de vida da FORSU, com foco no ambiente tropical brasileiro.

A busca de trabalhos comparando as alternativas ocorreu por meio de levantamento bibliográfico sistemático nas bases Scopus e Web of Science. A revisão considerou apenas artigos publicados em periódicos indexados entre janeiro de 2000 e julho de 2017.

Os estudos deveriam atender os seguintes critérios para serem inclusos na revisão:

1. Avaliar impactos ambientais da gestão da FORSU, considerada como sobras de alimentos e resíduos de jardinagem;
2. Considerar etapas do ciclo de vida além da coleta, transporte e tratamento, ou seja, avaliar impactos no setor energético e/ou agrícola.
3. Incluir as alternativas de compostagem e digestão anaeróbia.

4. Tratar a FORSU de forma segregada de outras frações e tipos de resíduos. Os resultados apresentados deveriam explicitar a separação.

As palavras-chave utilizadas na busca resultaram da seguinte combinação:

- ✓ *municipal solid waste e life cycle e composting e anaerobic digestion;*
- ✓ *(municipal solid waste ou food waste ou biowaste ou garden waste) e composting e anaerobic digestion*
- ✓ *life cycle + (biowaste ou food waste) + (composting ou anaerobic digestion)*

Estudos que consideravam mistura da FORSU a outros resíduos como resíduos sólidos industriais, lodo de esgoto e esterco não foram considerados. Esse tratamento exclusivo visa analisar o impacto apenas da FORSU, objeto de estudo neste trabalho.

As alternativas além de compostagem e digestão anaeróbia, como incineração e aterramento, não foram analisadas apesar de estarem presentes nos estudos. Todos os estudos identificados aplicavam a análise de ciclo de vida (ACV). A conformidade com normas de ACV (NBR e ISO 14040) não foi avaliada neste estudo, considerou-se a auto declaração como ACV.

A revisão sistemática buscou identificar as características comuns dos estudos, distribuição geográfica, etapas, impactos ambientais apreciados e hipóteses adotadas e discuti-las para as condições brasileiras.

A revisão identificou 25 estudos que atenderam aos critérios estipulados e foram analisados (Tabela 1).

Tabela 1: Descrição dos estudos incluídos no presente trabalho.

Referência	Local	Etapas avaliadas	Impactos Ambientais	Melhor desempenho¹
Sonesson et al. (2000)	Suécia	CT, PT, T, SE (IUE e SCE) e SA (IUA e SCA)	GWP, PAc, PEu, PFFO, CCF e CP	DA
Ngnikam et al. (2002)	Camarões	CT, PC, T, SE (IUE e SCE) e SA (IUA)	GWP	DA
Mendes, Aramaki e Hanaki (2003)	Brasil	T, SE (IUE e SCE) e SA (SCA)	GWP, PAc e PEu	Compostagem
Aye e Widjaya (2006)	Indonésia	CT, PT, T, SE (IUE e SCE) e SA (SCA)	GWP50, PAc, Eu e PFFO	DA
Borjesson e Berglund (2007)	Suécia	CT, T, SE (IUE e SCE) e SA (IUA e SCA)	GWP, PAc, PEu e PFFO	DA
Blengini (2008)	Itália	PC, CT, PT, T, SE (IUE e SCE) e SA (IUA e SCA)	GWP, PAc, PEu, PDO, PFFO e CBE	DA
Zhao et al. (2009)	China	CT, T, SE (SCE) e SA (SCA)	GWP	-
Khoo, Lin e Tan (2010)	Singapura	T, SE e SA (SCA)	GWP, PAc, PEu, PFFO e UNE	DA
Bovea et al. (2010)	Espanha	PC, CT, PT, T, SE (SCE) e SA (SCA)	GWP, PAc, PEu, POF e PDO	DA
Levis e Barlaz (2011)	Estados Unidos	T, SE (SCE) e SA (IUA e SCA)	GWP, UEN, SOx e NOx	DA
Bernstad e La Cour Jansen (2011)	Suécia	CT, PT, T, SE (IUE e SCE) e SA (IUA e SCA)	GWP, PAc, PEu, PDO e FFO	DA
Kong et al. (2012)	EUA	CT, PC, T, SE (SCE) e SA (IUA e SCA)	GWP	DA
Yoshida, Gable e Park (2012)	EUA	CT, PC, T, SE (SCE) e SA (IUA e SCA)	GWP	DA
Takata et al. (2013)	Japão	PT, T, SE (IUE e SCE) e SA (IUA e SCA)	GWP	DA
Dong et al. (2013)	China	CT, T, SE (SCE) e SA (SCA)	GWP	DA
Zhao e Deng (2014)	Hong Kong	CT, PT, T, SE (IUE e SCE) e SA (IUA e SCA)	GWP, PAc, PEu, PDO, FFO, HumTox e EcoTox	DA
Lombardi, Carnevale e Corti (2015)	Itália	CT, PT, T, SE (IUE e SCE) e SA (SCA)	GWP, PAc, PEu, MeP, Carc, SmogI, SmogV, Pest e UEN	DA
Oldfield, White e Holden (2016)	Irlanda	CT, PT, T, SE (SCE) e SA (IUA e SCA)	GWP, PAc e PEu	DA
Di Maria et al. (2016)	Itália	PT, T, SE (IUE e SCE) e SA (SCA)	GWP, PAc, PEu, PDO, MP, PFFO, EuA e DR	DA
Sharma e Chandel (2017)	India	CT, PT, T, SE (IUE e SCE) e SA (SCA)	GWP, PAc, PEu e ToxHum	DA
Liu, Xing e Liu (2017)	China	PT, T, SE e SA (IUA)	GWP e UNE	DA
Edwards et al. (2017)	Austrália	CT, PT, T, SE (IUE e SCE) e SA (IUA e SCA)	GWP, PAc, PEu, POF, ToxHum, CCF e DAb	DA
Thyberg e Tonjes (2017)	EUA	CT, T, SE (IUE e SCE) e SA (IUA e SCA)	GWP, PAc, EuT, EuA, EuM e DRF	DA

Cremiato et al. (2017)	Itália	PC, CT, PT, T, SE (IUE e SCE) e SA (SCA)	GWP, PAc, PEu, PFFO e Dab	DA
Liu, Sun e Liu (2017)	China	PT, T e SE (SCE)	GWP	DA

Legenda: PC: Pré-coleta; CT: Coleta e Transporte; PT: Pré-tratamento; T: Tratamento; SE: Sistema Energético; IUE: Impacto do Uso Energético; SCE: Sistema Compensatório Energético; SA: Sistema Agrícola; IUA: Impacto do Uso Agrícola; SCA: Sistema Compensatório Agrícola. **Impactos** - GWP: Potencial de Aquecimento Global (t = 100 anos); GWP50: Potencial de Aquecimento Global (t = 50 anos); PAc: Potencial de Acidificação; PEu: Potencial de Eutrofização; CBE: Consumo Bruto de Energia; UEN: Uso de Energia; POF: Potencial de Oxidação Fotoquímica; PDO: Potencial de Depleção de Ozônio; PFFO: Potencial Fotoquímico de Formação de Ozônio; FFO: Formação Fotoquímica de Ozônio; CCF: Consumo de Combustível Fóssil; CP: Consumo de Fósforo; ToxHum: Toxicidade Humana; DAb: Depleção Abiótica; AcT: Acidificação Terrestre; EuT: Eutrofização Terrestre; EuA: Eutrofização de Águas Doces; EuM: Eutrofização Marinha; EcoTox: Ecotoxicidade; SOx: Geração de SOx; NOx: Geração de NOx; DRF: Depleção de Recursos Fósseis; MeP: Metais Pesados; Smogl: Smog de Inverno; SmogV: Smog de Verão; Pest: Emissão de Pesticidas; DR: Depleção de Recursos; MP: Emissão de Material Particulado; Carc: Emissão de Compostos Carcinogênicos.

Fonte: Elaborado pelo autor.

¹ A opção indicada com melhor desempenho é baseada nas conclusões do autor, a partir de avaliação de impacto por pesos atribuídos ou considerações a respeito de relevância nos casos de mais de uma categoria de impacto avaliada. As situações em que o autor não indicou que uma alternativa obteve maior desempenho está denotada com o sinal -.

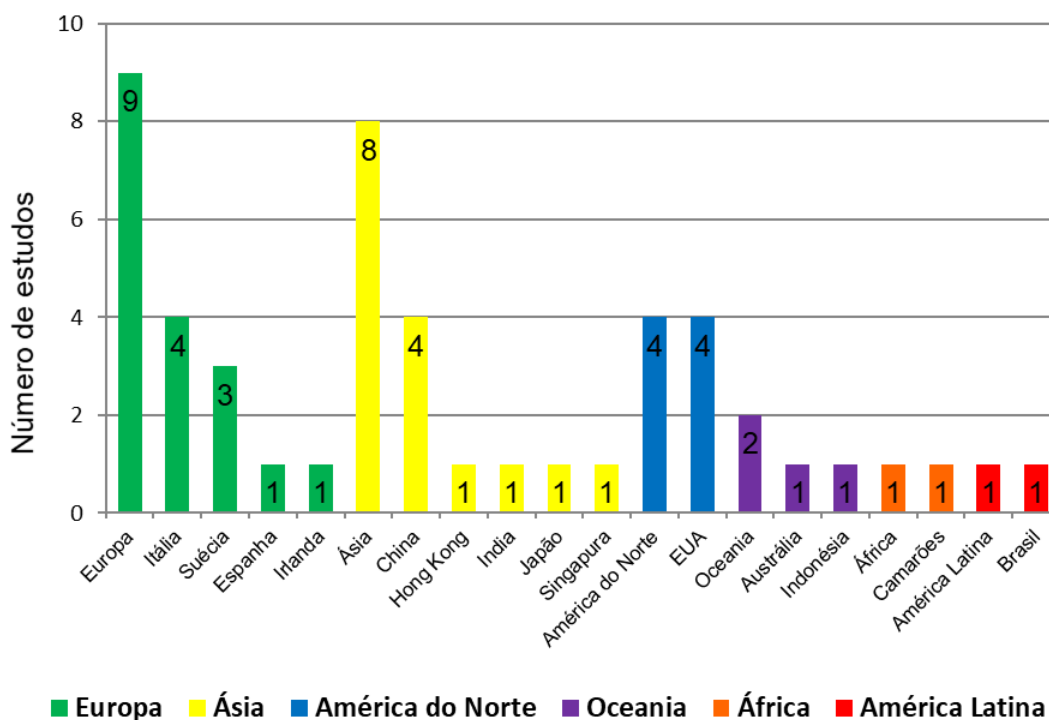
3. Resultados e Discussão

3.1. Mapeamento dos estudos

A revisão provavelmente incluiu a maior parcela dos estudos comparando as alternativas. Laurent et al. (2014a, 2014b) identificou 222 estudos publicados realizando ACVs da gestão de resíduos sólidos, considerando todas as tipologias de resíduos. Neste estudo foram identificados 25 incluindo as alternativas de compostagem e digestão anaeróbia com a FORSU segregada, dentro dos parâmetros estipulados.

A maior parte dos estudos está localizada no continente europeu, com destaque para Itália e Suécia e no asiático, com destaque para China. Os Estados Unidos apresentaram quatro estudos, a totalidade da América do Norte. A Austrália apresentou o único estudo. Mendes, Aramaki e Hanaki (2003) realizaram o único estudo na América Latina, localizado no Brasil, para a cidade de São Paulo. Apenas um estudo foi identificado no continente africano, em Camarões (NGNIKAM et al., 2002) (Figura 6).

Figura 6: Distribuição geográfica dos estudos revisados de acordo com país e continente.

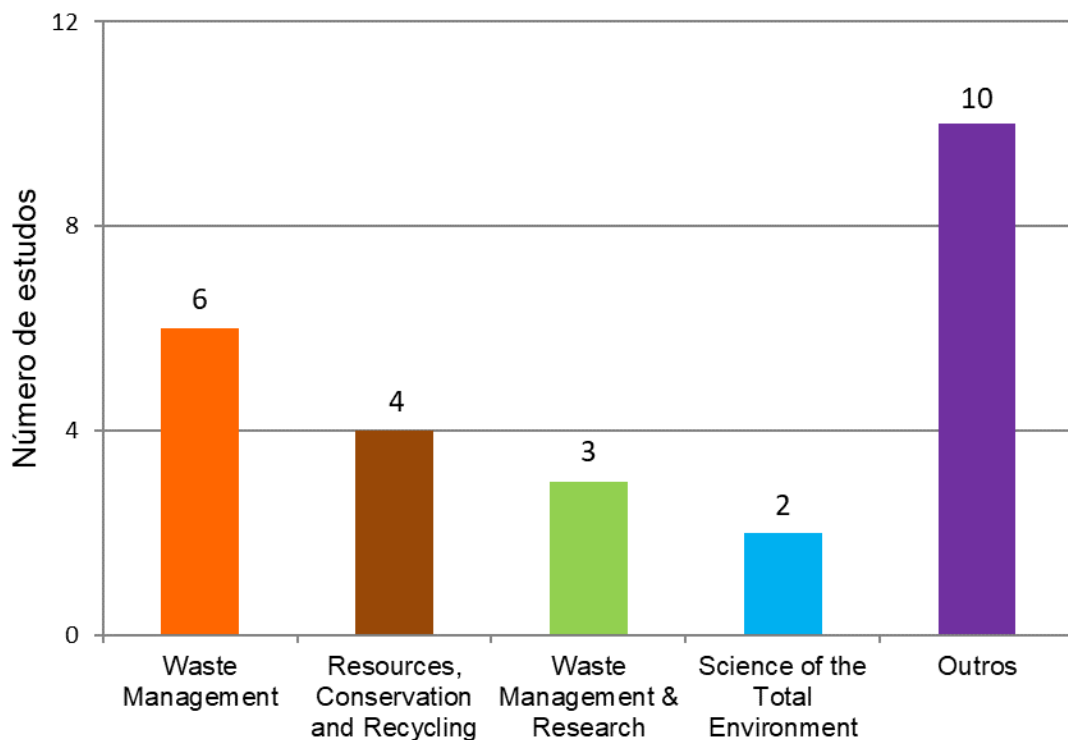


Legenda: AN: América do Norte; AL: América Latina
Fonte: Elaborado pelo autor.

A potência de países europeus na prática de ACV para resíduos sólidos também é corroborada por Laurent et al. (2014a, 2014b), com evolução dos estudos principalmente após a inserção da diretiva europeia para resíduos sólidos.

Os estudos estão distribuídos em um universo de 14 (quatorze) periódicos, sendo que apenas 4 (quatro) periódicos contém mais de um estudo. Entre estes, dois periódicos especializados na temática de resíduos sólidos concentram 9 (nove) estudos (Figura 7). Periódicos especializados na temática de resíduos sólidos representam 40% dos estudos, expondo a interdisciplinaridade da temática nos espaços de discussão, principalmente em periódicos que tratam da temática energética além da ciência ambiental.

Figura 7: Distribuição dos estudos avaliando os impactos ambientais da FORSU nas alternativas de compostagem e DA, com a perspectiva do ciclo de vida, em periódicos.



Fonte: Elaborado pelo autor.

3.2. Desempenhos das alternativas

Os estudos apontaram a digestão anaeróbia como alternativa de melhor desempenho geral nas categorias de impacto ambiental avaliadas. A alternativa teve melhores desempenhos em 23 dos 25 estudos revisados, a partir das conclusões dos autores. Apenas um estudo aponta que não há diferenças significativas entre as duas considerando as 7 categorias de impacto avaliadas (ZHAO et al., 2009). Os resultados considerados aqui se baseiam no método de comparação das alternativas pelo autor, seja quantitativo ou qualitativo visto que nem todos os estudos avaliaram uma única categoria de impacto. O balanço das alternativas depende de pesos atribuídos as categorias avaliadas de acordo com os valores do autor.

Entre todos os estudos revisados, o único estudo (MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2003) que apontou a compostagem como alternativa mais indicada foi realizado para as condições brasileiras. A estudo foi o único avaliando matriz elétrica predominantemente hídrica (94%), o que reduziu os desempenhos da digestão.

Todavia, diversos estudos contemplados apontam que as alternativas apresentam desempenho ambiental muito próximo, demandando estudos complementares devido à incerteza de suposições adotadas (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011; TAKATA et al., 2013; ZHAO; DENG, 2014; EDWARDS et al., 2017; SHARMA; CHANDEL, 2017). Por exemplo, Bernstad e La Cour Jansen (2011) apontam que a compostagem descentralizada com uso de biofiltros tem melhor desempenho ambiental que a digestão anaeróbia, caso digestato seja aplicado em solo argiloso.

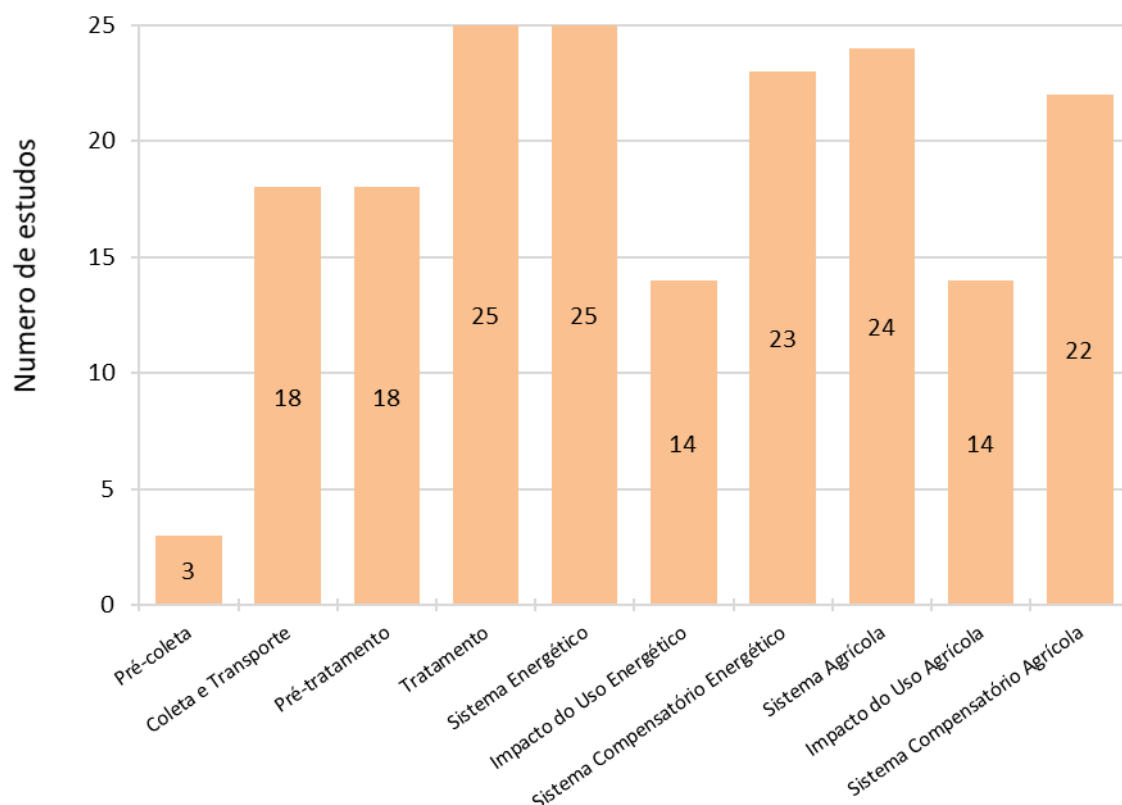
Alguns dos estudos incluíram uma avaliação e indicaram os altos custos da digestão anaeróbia como dificuldades para implantação das unidades, sendo a compostagem uma alternativa de menor investimento e desempenho ambiental próximo (SONESSON et al., 2000; AYE; WIDJAYA, 2006).

3.3. Etapas e categorias de impactos ambientais avaliadas

A única etapa pouco considerada pelos estudos foi a Pré-coleta, em 12% dos estudos. Todas as outras etapas foram avaliadas em mais da metade dos estudos. A totalidade dos estudos consideraram o sistema energético (SE) e apenas um não considerou o sistema agrícola (SA). Entretanto, nem todos consideraram os impactos

ambientais destes sistemas e/ou redução de impactos ambientais devida substituição dos produtos associados (Figura 8).

Figura 8: Etapas do ciclo de vida da FORSU inclusas nos estudos revisados.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Os impactos do uso energético (IUE) ou do uso agrícola (IUA) consideram as emissões das etapas de uso do biogás, digestato e composto derivados da FORSU, como a queima do biogás em geradores ou nos motores veicular e uso no solo dos fertilizantes orgânicos produzidos. Estas categorias foram avaliadas em 56% dos estudos, todavia as emissões dos sistemas que estes produtos substituem foram consideradas em 88% dos estudos para o SA e 92% para SE. Isto é uma lacuna metodológica, visto que caso o produto gerado tenha maiores impactos que o substituído o desempenho final não é positivo. O sistema compensatório agrícola pode ainda ser dividido entre os impactos da produção dos fertilizantes sintéticos substituídos e do uso. Isto será discutido nas seções do sistema agrícola. A Tabela 2

apresenta a descrição detalhada dos processos e impactos incluídos em cada etapa do ciclo de vida da FORSU nas alternativas de compostagem e digestão anaeróbia.

Tabela 2: Descrição dos processos e impactos ambientais nas etapas do ciclo de vida da FORSU

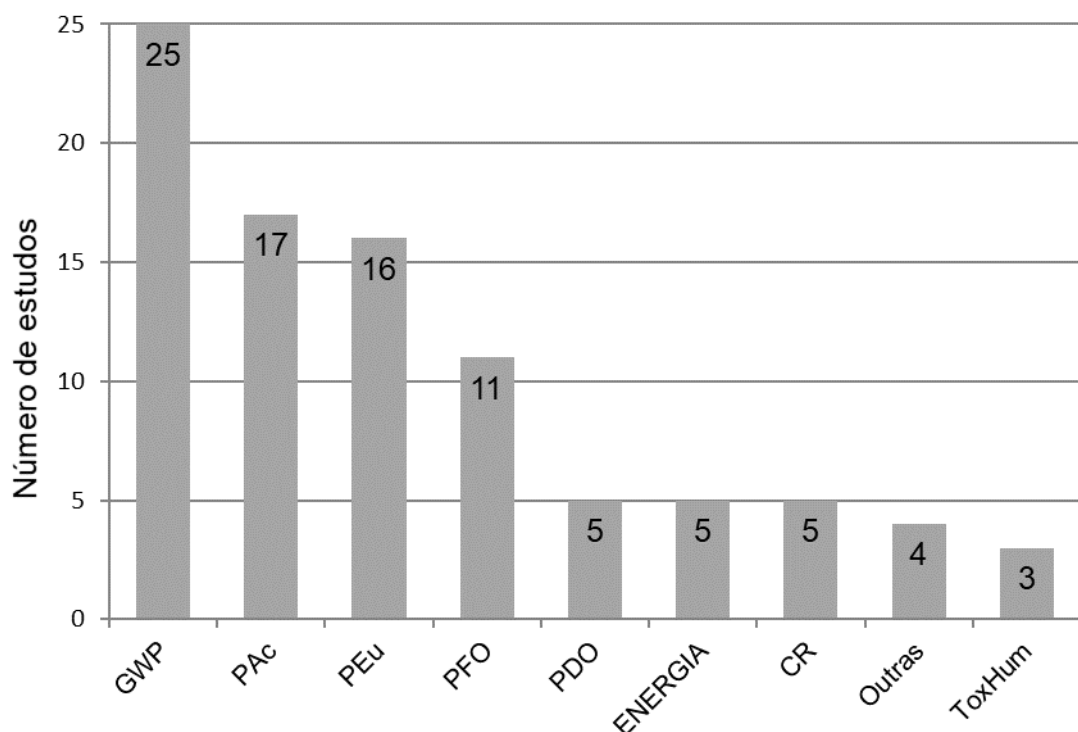
Etapas	Descrição da dimensão e impactos
Pré-coleta (PC)	Extração, produção e disposição dos materiais para coleta (infraestrutura, caminhões, contêineres, sacolas plásticas, etc).
Coleta e Transporte (CT)	Emissão devido à distância percorrida pelos veículos e queima de combustível.
Pré-tratamento (PT)	Destinação dos rejeitos de triagem, processos necessários para o tratamento (trituração, homogeneização, correção de pH, diluição, etc), consumo elétrico e emissões associadas.
Tratamento (T)	Emissões devido ao processo de degradação da FORSU e da operação da unidade de tratamento (energia, água e maquinário).
Sistema Energético (SE)	Destinação do biogás para produção elétrica, geração de calor e/ou uso como combustível veicular.
Impacto do Uso Energético (IUE)	Emissões devido a combustão, pós-tratamento e/ou destinação do biogás.
Sistema Compensatório Energético (SCE)	Redução de emissões devido a menor necessidade de produção elétrica, calor e combustível de outras fontes.
Sistema Agrícola (SA)	Destinação do composto ou digestato para uso no solo em vez de disposição no aterro ou queima.
Impacto do Uso Agrícola (IUA)	Emissões resultantes do uso no solo (volatilização, escoamento superficial, lixiviação e deposição atmosféricas) e estoque de carbono
Sistema Compensatório Agrícola (SAC)	Redução de emissões da produção e uso de fertilizantes sintéticos no solo

Fonte: Elaborado pelo autor.

Os estudos avaliaram diversas categorias de impacto ambiental, descritas por completo na Tabela 1 (pg. 34-35), foram condensadas em categorias de impacto equivalente para apresentação e análise. Por exemplo, as categorias de eutrofização

terrestre, de água doce e marinha foram consideradas apenas como uma categoria dada correspondência ao mesmo processo. Outro exemplo é que o indicador de impacto ambiental utilizado pode ser diferente para o mesmo impacto, como acidificação que foi avaliada pelo H^+eq , SO_2eq ou NO_xeq . Os nomes das categorias podem variar de acordo com o método, mesmo que usem a mesma unidade, como Potencial de Formação Fotoquímica de Ozônio ou Potencial de Formação de Ozônio. A Figura 9 apresenta as categorias de impacto avaliadas nos estudos e a frequência.

Figura 9: Categorias de impacto ambiental avaliadas nos estudos revisados.



Legenda: GWP: Potencial de Aquecimento Global; PAC: Potencial de Acidificação; PEu: Potencial de Eutrofização; PFO: Potencial de Formação de Ozônio; PDO: Potencial de Depleção de Ozônio; ENERGIA: Consumo/geração de energia; CR: Consumo de Recursos (Fósseis ou não); ToxHum: Toxicidade Humana

Fonte: Elaborado pelo autor.

O GWP foi a única categoria avaliada em todos os estudos, demonstrando a atual importância da temática no cenário mundial. Com exceção do estudo de Aye e Widjaya (2006), todos os estudos avaliaram o GWP no horizonte de 100 anos. Potencial de acidificação (PAC) e potencial de eutrofização (PEu) foram considerados em dezessete e desesseis estudos, enquanto que o Potencial de Formação de Ozônio

(PFO) em 11.

Sete estudos avaliaram apenas a categoria de GWP das alternativas. Tal abordagem não é recomendada pelas normas e melhores práticas de análise de ciclo de vida (HAUSCHILD et al., 2013; LAURENT et al., 2014b), visto que o escopo limitado de categorias de impactos pode resultar em efeito “*trade-off*”, quando a melhoria em uma categoria resulta em queda de desempenho em outras.

As outras categorias de impacto ambiental foram avaliadas em menos de um quinto dos estudos. A categoria Outras da Figura 9 inclui indicadores de ecotoxicidade, smog de inverno, smog de verão e emissões de fósforo (P), metais pesados, carcinogênicos, pesticidas e material particulado. Apenas 4 estudos consideraram alguma destas categorias.

3.3.1. Pré-coleta

Apenas três estudos avaliaram a impactos da pré-coleta. Os impactos avaliados foram associados ao material de produção para sacolas de polietileno para coleta da FORSU (BLENGINI, 2008) e contêineres (BOVEA et al., 2010). Os autores concluíram que a etapa tem impacto insignificante no ciclo de vida da FORSU, não representando 5% do total nos impactos avaliados.

Nenhum estudo considerou os bens de capital associados ao sistema de gestão de resíduos, como maquinários e infraestrutura. De acordo com estudo específico para avaliação desta etapa no sistema de gestão de RSU, a etapa de construção da unidade de tratamento e maquinário tem alto impacto sobre os resultados devido alto consumo de aço, sendo mais relevante para alternativas de tratamento como incineração e aterramento sanitário (BROGAARD; CHRISTENSEN, 2016).

A etapa não tem importância para qualquer alternativa de tratamento quando a categoria de impacto avaliada for o GWP. Para as alternativas de compostagem e digestão anaeróbia, as categorias principalmente afetadas pela etapa de bens de capital (ou pré-coleta) são toxicidade humana, consumo de recursos, material particulado e depleção de ozônio estratosférico (BROGAARD; CHRISTENSEN, 2016).

3.3.2. Coleta e Transporte

A etapa de coleta e transporte considerada nos estudos avalia a contribuição da etapa devido ao consumo e principalmente queima do combustível nos motores veiculares. Na maioria dos estudos os caminhões utilizam diesel como combustível para tráfego, a gasolina é utilizada em três estudos alguma etapa do transporte (NGNIKAM et al., 2002; BORJESSON; BERGLUND, 2007; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011). A distância percorrida pelos caminhões foi em média de 37 quilômetros até a unidade de tratamento, sendo o máximo de 100 quilômetros (OLDFIELD; WHITE; HOLDEN, 2016) e o mínimo 11 quilômetros (THYBERG; TONJES, 2017).

No ciclo de vida da FORSU o transporte não ocorre apenas para os resíduos, mas também para o fertilizante orgânico produzido pelo tratamento até a unidade agrícola ou local de uso no solo. Seis estudos avaliariam a distância para destinação do composto ou digestato, visto que nem todos os locais possuem áreas agrícolas próximas. A distância máxima para uso do composto ou digestato foi de 180 quilômetros (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011). A média de distância para uso foi de 40 quilômetros.

O transporte não teve grande impacto no ciclo de vida total avaliado, principalmente na categoria de GWP (AYE; WIDJAYA, 2006; BLENGINI, 2008; ZHAO et al., 2009). Todavia, o PAc e PEu foi o principal afetado, devido a combustão de diesel em um estudo (THYBERG; TONJES, 2017). Os impactos associados ao ozônio, apesar de apontados como insignificantes, foram derivados principalmente desta etapa devido a combustão e emissão de composto orgânicos voláteis (COVs).

Entre os estudos que não avaliaram a etapa de transporte, a premissa que a distância percorrida nas alternativas era a mesma justificou a exclusão da etapa na análise comparativa. A suposição é denominada como “*zero-burden*” e está em acordo com a norma ISO 14040 (GUINÉE et al, 2002). Outros estudos considerando diversas alternativas de tratamento, também chegaram a conclusões de insignificância para o setor de transportes com relação ao ciclo de vida da FORSU (ERIKSSON et al., 2005; GENTIL; CLAVREUL; CHRISTENSEN, 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012).

Contudo, tais considerações são corretas quando todas as alternativas avaliadas

se baseiam em um modelo centralizado quando as distâncias percorridas são próximas. Caso uma das alternativas vise sistemas de tratamento descentralizados a etapa deve ser considerada para evitar incertezas. Ainda assim, a significância dos impactos da alternativa depende do referencial, visto que impactos do transporte rodoviário por caminhões são majoritariamente locais devido emissões de compostos acidificantes, eutrofizantes, material particulado e monóxido de carbono, diretamente correlacionados a problemas de saúde da população urbana (SALDIVA et al., 1994; TRINDADE et al., 2018).

3.3.3. Pré-tratamento

A segregação na fonte e máxima eficiência de separação não foram consideradas em todos os estudos. Dessa forma, cinco estudos incluíram a necessidade de sistemas de aterramento ou incineração para as frações de rejeito de triagem.

Além da formação de rejeitos devido à má segregação ou operação mecânica de unidade de triagem, o processo de digestão anaeróbia demanda preparo do substrato antes do tratamento segundo os estudos revisados, como tritura e homogeneização. Neste caso, o consumo de água, energia e combustíveis para tais operações foi avaliado. O consumo de água foi apontado como um fator importante quando há utilização de reatores de digestão anaeróbia úmida que demandam volume significativo de água para diluição da FORSU (MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2003; ZHAO et al., 2009; TAKATA et al., 2013).

Na alternativa da compostagem existe o uso de trituradores, principalmente para o processamento de resíduos de poda e jardinagem que resulta em consumo de energia elétrica e diesel. A trituração dos materiais acelera o processo de compostagem e digestão anaeróbia, aumentando a capacidade e eficiência da unidade (MATA-ALVAREZ; MACE; LLABRES, 2000; INÁCIO; MILLER, 2009).

3.3.4. Tratamento

Apesar da apresentação da compostagem e digestão anaeróbia como duas alternativas, elas não possuem uma única metodologia variando com relação a parâmetros operacionais. Dessa forma, os estudos revisados consideraram até cinco

tipos de compostagem e quatro tipos de digestão anaeróbia. A compostagem doméstica foi avaliada apenas em um estudo (EDWARDS et al., 2017) e as leiras (mecanizadas, aeração forçada e passiva) junto aos reatores foram as mais avaliadas. A digestão anaeróbia foi avaliada nas alternativas seca, úmida, mesofílica e termofílica. A alternativa de destinação da FORSU junto a outros tipos de resíduos também foi considerada nos estudos, como para o sistema de tratamento de esgotos (YOSHIDA; GABLE; PARK, 2012; EDWARDS et al., 2017).

Os estudos complementarmente avaliaram todas as opções tecnológicas de compostagem: compostagem doméstica, compostagem em leiras e em reatores. Alguns estudos incluíram diferentes metodologias no mesmo trabalho para avaliar a alternativa de menor impacto ambiental (AYE; WIDJAYA, 2006; LEVIS; BARLAZ, 2011; TAKATA et al., 2013; OLDFIELD; WHITE; HOLDEN, 2016; EDWARDS et al., 2017; THYBERG; TONJES, 2017).

Nos estudos revisados, nem todos explicitaram os fatores de emissão considerados para análise, visto que parte dos estudos se basearam em bases de dados dos programas de computador, com inventário de ciclo de vida que reduzem a transparência dos estudos.

As emissões de metano e óxido nitroso são as principais emissões consideradas na compostagem em todos os estudos, devido a contribuição a GWP. Devido as diferenças tecnológicas e de fonte de dados, principalmente com relação a compostagem, os fatores de emissão foram variados dadas diferentes características das unidades. O fator de emissão de amônia (NH_3) no processo de compostagem foi o de maior amplitude. Os valores variaram entre 2,4% e 98% do nitrogênio total (N_{total}) perdido como amônia. A emissão é a principal causa de menor desempenho da compostagem no quesito de acidificação.

A utilização de biofiltros para sistema de compostagem tem sido avaliada como uma consideração importante para reduzir as emissões de amônia durante o tratamento (AMLINGER; PEYR; CUHLS, 2008; MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2010; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011). Martínez-Blanco et al. (2010) aponta que um biofiltro de material vegetal tem potencial de zerar emissões de metano e óxido nitroso. Os estudos em unidades com filtros indicam eficiência de remoção entre 90% a 100% da amônia gerada, melhorando o desempenho da compostagem (MENDES;

ARAMAKI; HANAKI, 2003; BERNSTAD. LA COUR JANSEN, 2011; CREMIATO et al., 2017), porém os biofiltros para remoção de amônia podem acarretar aumento nas emissões de óxido nitroso devido estímulo a desnitrificação (AMLINGER; PEYR; CUHLS, 2008). Logo, os sistemas de compostagem abertos apresentam um risco maior associado à falta de controle das emissões, caso mal manejados. A Tabela 3 apresenta uma revisão de fatores de emissão de unidades de compostagem.

Tabela 3: Fatores de emissões atmosféricas e consumo de eletricidade para unidades de compostagem da FORSU em diferentes metodologias.

Metodologia	Eletricidade (kWh ton ⁻¹)	Diesel (kg ton ⁻¹)	Referência
Compostagem Doméstica	9,38	-	Cólon et al. (2012)
Leiras Revolvidas	0,06	5,54	Takata et al. (2013)
Leiras Revolvidas	0,13	-	ROU (2003)
Leiras Revolvidas	9,28	4,48	Cólon et al. (2012)
Pilhas de aeração forçada	60,83	1,73	Blengini (2008)
Sistemas abertos	0,023 - 19,7	-	Boldrin et al. (2009)
Reator + Leiras Reviradas	32,20	3,74	Martínez-Blanco et al. (2010)
Reator	51	-	Boldrin et al. (2010)
Leiras de Aeração Forçada	65,50	7,56	Cólon et al. (2012)
Reator	51,00	-	Takata et al. (2013)
Reator	115,00	-	Takata et al. (2013)
Reator	214,00	2,23	Cólon et al. (2012)
Sistemas fechados	9 - 65	3,444	Boldrin et al. (2009)
Métodos diversos	15,1 - 55	-	Bernstad e La Cour Jansen (2012)

Metodologia	CH ₄ (kg ton ⁻¹)	N ₂ O (kg ton ⁻¹)	NH ₃ (kg ton ⁻¹)	Referência
Reator com filtro	0	0,00017	0	Boldrin et al. (2010)
Leiras de Aeração Forçada com filtro	0,034	0,092	0,11	Martínez-Blanco et al. (2010)
Leiras Reviradas	0,243 - 0,293	0,027 - 0,116	0,052 - 0,576	Amlinger, Peyr e Cuhls (2008)
Reator em Tunel com filtro	0,34	0,0750	0,11	Cólon et al. (2012)
Sistemas Abertos	0,03 - 1,5	0,0075 - 0,252	-	Boldrin et al. (2009)
Sistemas Fechados	0,02 - 1,8	0,001 - 0,120	-	Boldrin et al. (2009)
Leiras de Aeração Forçada	1,68	0,0760	2	Cólon et al. (2012)
Leiras Reviradas	4,37	0,251	8,63	Cólon et al. (2012)
Sistema Experimental	-	-	0,17	Pagans et al. (2006)
Compostagem Doméstica	0,158	0,676	0,842	Martínez-Blanco et al. (2010)
Compostagem Doméstica	0,788	0,192	0,474	Amlinger, Peyr e Cuhls (2008)
Compostagem Doméstica	0,4 - 4,2 (0,9)	0,3 - 0,55 (0,375)	< 0,002	Andersen et al. (2011)
Compostagem Doméstica	0,8 - 2,2	0,192 - 0,454	-	Boldrin et al. (2009)

Legenda: Números indicados entre parênteses indicam a mediana das medições.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Ainda assim, alguns dos estudos apontam que sistemas mais simples em áreas

abertas tem melhor desempenho ambiental que sistemas automatizados em reatores devido alto consumo elétrico e de diesel (AYE; WIDJAYA, 2006; LEVIS; BARLAZ, 2011). Os estudos situavam-se em países onde a matriz elétrica é de maior representatividade fóssil, principalmente de carvão, resultando em altos fatores de emissão para o consumo elétrico, exaltando a importância dos fatores locais.

Apenas um estudo considerou emissões para água do sistema de compostagem (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2015), nos outros o percolado é recirculado no sistema de compostagem para controle de umidade. Além de amônia, metano e óxido nítrico, sete estudos incluíram outras emissões, mesmo que em concentrações menores como: material particulado, gás sulfúrico, monóxido de carbono, ácido clorídrico, ácido fluorídrico, óxidos e enxofre e nitrogênio e compostos orgânicos voláteis.

Os estudos também cobriram diversas metodologias de digestão anaeróbia. A digestão seca apresentou o melhor desempenho ambiental nos estudos avaliando mais de uma metodologia (TAKATA et al., 2013; DI MARIA, et al., 2016; EDWARDS et al., 2017). A alternativa de trituração dos alimentos no domicílio, por triturador de pia foi avaliado com o menor desempenho ambiental entre as opções de digestão anaeróbia, devido emissões superiores na tubulação e maior gasto energético de bombeamento (EDWARDS et al., 2017).

A digestão anaeróbia tem alta demanda de energia quando comparada a compostagem, devido a necessidade de bombeamento de água, mistura dos resíduos, bombeamento do biogás, aquecimento do reator e no caso de purificação em biometano, consumo superior para limpeza do biogás. Dependendo da tecnologia utilizada a demanda de calor varia entre 61 MJ e 202 MJ por tonelada digerida (BERGLUND; BORJESSON, 2006; BLENGINI, 2008; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011).

A geração de digestato também é um dos pontos importantes da alternativa. Devido à necessidade de diluição da FORSU para a digestão no reator, a massa de saída do reator pode ser superior a massa de entrada. O digestato pode tanto ser utilizado diretamente no solo, como avaliado por alguns estudos (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011) como destinado a compostagem. A compostagem mostra-se complementar a digestão anaeróbia para tratamento do digestato gerado e formação

de composto em parte dos estudos revisados (BLENGINI, 2008; LEVIS; BARLAZ, 2011; TAKATA et al., 2013; THYBERG; TONJES, 2017). Outros estudos que não consideraram uso do digestato no solo nem destinação a compostagem, avaliaram o despejo do mesmo no sistema de esgoto e direcionamento a estações de tratamento de efluentes (MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2003; EDWARDS et al., 2017).

A Tabela 4 apresenta a demanda elétrica e de diesel, emissões fugitivas de metano e geração de digestato de unidades de digestão anaeróbia da FORSU, de acordo com o método estudado.

Tabela 4: Fatores de emissões atmosféricas, consumo de eletricidade e diesel para unidades de digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos.

Parâmetro	Valor	Referência
Pre-Tratamento - Consumo Elétrico		
	<i>kWh ton⁻¹</i>	
Mesofílica úmida	61	Takata et al. (2013)
Termofílica seca	12,6	Bernstad, Souza e Valle (2017)
Consumo Elétrico		
	<i>kWh ton⁻¹</i>	
Mesofílica úmida	9,00	Takata et al. (2013)
Geral	8,4 - 30 (12,5)	Bernstad e La Cour Janses (2011)
Convencional seca	27,70	Di Maria et al. (2016)
Geral	20 - 50	Møller et al. (2009)
Mesofílica úmida	15,3 - 22,2 (18,3)	Berglund e Borjesson (2006)
Termofílica seca	75,00	Takata et al. (2013)
Termofílica seca + Reator de compostagem	46,20	Cólon et al. (2012)
Termofílica seca + Leira de Compostagem	115,28	Blengini (2008)
Consumo de Diesel		
	<i>kg ton⁻¹</i>	
Geral	1,34	Møller et al. (2009)
Termofílica seca + Leira de Compostagem	0,59	Blengini (2008)
Emissão fugitiva de CH₄		
	<i>(% do produzido)</i>	
Unidade na Alemanha	3	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
Unidade na Suécia	0,6 - 3	Reinelt et al. (2017)
Revisão da Europa	1 - 3	Holmgren et al. (2015)
Unidades na Dinamarca (Mediana)	4,9	DEA (2015)
IPCC	0 - 10 (5)	IPCC (2006)
Digestato		
	<i>ton ton⁻¹</i>	
Seca	0,95	Di Maria et al. (2016)
Mesofílica Seco	0,999	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
Mesofílica úmida (Suécia)	1	Berglund e Borjesson (2006)
Mesofílica úmida (Suécia)	1,6	Chiew et al. (2015)
Mesofílica úmida (Japão)	2,4	Takata et al. (2013)

Legenda: Os números indicados entre parênteses indicam a mediana das medições. A tonelada indicada é 1 tonelada úmida de FORSU.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Conforme apresentado nas Tabelas 3 e 4, os fatores de emissão das tecnologias de digestão anaeróbia e compostagem tem ampla variação, tanto de acordo com a metodologia como variações operacionais de qualidade do processo na unidade. As emissões podem variar de 3 – 242 kg CO₂ eq por tonelada de FORSU destinada a compostagem em sistemas abertos, 5 – 81 para sistemas fechados e de 77 – 220 para compostagem doméstica de acordo com revisão anterior de Boldrin et al (2009). Para a digestão anaeróbia, a faixa de emissões para etapa de tratamento é de 0 – 48 kg CO₂ eq por tonelada de FORSU digerida, de acordo com eficiência de redução das emissões fugitivas do reator (MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009).

As emissões do processo de compostagem podem ser controladas pelo manejo adequado do sistema. As emissões de amônia ocorrem principalmente durante temperaturas elevadas, baixa umidade e/ou relação carbono/nitrogênio inadequada da mistura inicial de entrada (PAGANS et al., 2006; AMLINGER; PEYR; CUHLS, 2008). As emissões de NH₃ podem variar de zero com uso de biofiltros, até 8,73 quilos por tonelada de FORSU para sistemas mal manejados, como apresentado na Tabela 3. O mesmo pode ocorrer para o metano em sistemas com alta umidade e reviras frequentes. Emissões de metano superiores a 2,5% do C total emitido indicam manejo inadequado devido a aeração deficiente do sistema de compostagem (AMLINGER; PEYR; CULHS, 2008; BOLDRIN et al., 2009).

Para unidades de digestão anaeróbia o IPCC (2006) informa que de 0% e 10% do metano gerado é perdido durante a operação da unidade, com valor médio de 5%. O valor está de acordo com a Agência Ambiental Dinarquesa, que aponta que o valor mediano de emissões fugitivas é de 4,9%, para plantas de larga escala recebendo FORSU no país (DEA, 2015). Valores inferiores podem ser encontrados em unidades suecas e alemãs (HOLMGREN et al., 2015; JENSEN; MØLLER; SCHEUTZ, 2017; REINELT et al., 2017).

A etapa de estocagem do digestato foi avaliada de maneira separada em apenas um estudo (BORJESSON; BERGLUNG, 2007), indicando que a etapa é responsável por 45% das emissões no ciclo de vida na alternativa de digestão anaeróbia. Apesar de não avaliar a etapa, outro estudo mencionou que a etapa pode ser fonte de impacto significativo no ciclo de vida (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011). As concentrações de amônio no material digerido e liquidez favorecem a formação de

metano e amônia no produto. As emissões no estoque de digestato somam cerca de 5-10% do biogás produzido na unidade de digestão anaeróbia, chegando até 20%. Todavia, estas emissões podem ser facilmente capturadas por sistemas eficientes de coleta de biogás nas estruturas de armazenagem do digestato e cobertura dos estoques (STYLES et al., 2016).

Entre os 25 estudos avaliados, 16 consideraram o gás carbônico resultante da degradação da FORSU como neutro para GWP e outros 3 consideraram o gás contribuinte ao GWP. Outra revisão de análises de ciclo de vida da FORSU aponta que a maior parte dos estudos tem considerado a emissão de gás carbônico como neutra (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012). Tal consideração está em acordo com diretrizes do IPCC (IPCC, 2013) visto que o gás carbônico é de origem biogênica e neutro do ponto de vista de aquecimento global.

Apesar do sistema de compostagem doméstica apresentar melhor desempenho ambiental considerando alguns indicadores, estudos demonstram que nos quesitos de acidificação, eutrofização e potencial de aquecimento global a compostagem industrial centralizada tem melhor desempenho. Isto é devido ao maior controle do manejo e emissões, que resulta em fatores de emissão de amônia, metano e óxido nitroso até 5 vezes inferiores que na compostagem doméstica. O principal fardo da compostagem centralizada está no grande consumo de combustível e eletricidade na operação da unidade (MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2010; ANDERSEN et al., 2012). Este cenário pode ser melhorado com o avanço do uso de biocombustíveis e energia elétrica proveniente de matrizes renováveis.

Os processos de tratamento não são mutuamente exclusivos, visto que o digestato ainda não é considerado como produto totalmente seguro para uso na agricultura (TAMBONE et al., 2010; GRIGATTI et al., 2011; NKOA et al., 2014; EDWARDS et al., 2017). Logo, o uso da fase de compostagem do digestato apresenta-se como alternativa para estabilização, sanitização e redução dos impactos ambientais do produto.

3.3.5. Sistema Energético

O sistema energético é a etapa que envolve as atividades de valorização energética dos subprodutos de tratamento da FORSU, ou seja, quando os produtos

deixam de ser vistos como resíduos e passam a ser produtos para geração de energia. O produto gerado a partir da FORSU com potencial energético é o biogás, que pode ser queimado para geração de energia elétrica e calor para aquecimento doméstico ou industrial, ou ainda ser refinado em biometano para uso como combustível veicular. O sistema também pode ser referido como subsistema energético, visto que é um sistema dentro do sistema geral de gestão de RSU.

Para a análise deste estudo o sistema energético foi dividido em duas etapas separadas: o impacto do uso energético e o sistema compensatório energético. O impacto do uso energético é a etapa de avaliação das emissões de uso do biogás e do biometano, seja para geração elétrica, calor, purificação e uso veicular. A avaliação das emissões desta etapa é importante porque, mesmo que o combustível gerado seja renovável não implica em baixos impactos ambientais. De acordo com relatórios dinamarqueses (NIELSEN; ILLERUP, 2003; NIELSEN et al., 2010), durante a década passada as unidades de digestão anaeróbia com queima do biogás reportaram altas emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x). Os compostos emitidos têm potencial de eutrofização, acidificação e toxicidade humana, o que implicou na instalação de turbinas de alta eficiência para redução das emissões.

O sistema compensatório energético envolve todos os produtos substituídos pelo sistema energético da digestão anaeróbia, ou seja, os produtos existentes no sistema atual que podem ser substituídos caso haja introdução do biogás e/ou da energia produzida no sistema. Por exemplo, a injeção do biometano na rede de gás natural resulta em substituição de gás natural que não teria de ser extraído e injetado. A geração de energia elétrica com o biogás reduz a demanda por outras fontes da matriz elétrica, como carvão, gás natural e hidroeletricidade reduzindo também seus impactos ambientais associados.

A totalidade dos estudos avaliou o uso energético do biogás gerado em alguma instância. A digestão anaeróbia ainda que alternativa de tratamento da FORSU, também é opção energética para os países e cidades, o que permite a avaliação pelas duas visões: como um resíduo ou como uma fonte energética. A importância da visão da FORSU como fonte energética é corroborada pela presença de quatro estudos na revisão em periódicos da área de energia e não da ciência ambiental, ou gestão de resíduos. Parte destes buscavam avaliar os impactos de inserção da FORSU como

fonte energética no país, a partir de um referencial fora da gestão de RSU (BORJESSON; BERGLUND, 2007; TAKATA et al., 2013; ZHAO; DENG, 2014; CREMIATO et al., 2017).

Abaixo, as etapas irão apresentar as principais hipóteses adotadas pelos estudos revisados neste trabalho, os impactos ambientais resultantes e suas potencialidades.

3.3.6.1. Impacto do Uso Energético

Além das emissões fugitivas de metano na etapa de tratamento da FORSU pela digestão anaeróbia, a destinação do biogás propõe emissões adicionais devido a combustão incompleta do gás e existência de traços de enxofre e nitrogênio no gás.

Esta etapa foi particularmente difícil de identificar, porque nem todos os autores mencionaram ou discutiram a etapa e as bases de dados nem sempre são acessíveis. Da totalidade de estudos revisados, 14 denotaram o impacto ambiental desta etapa em específico. Apenas Levis e Barlaz (2011) destaca a suposição de conversão total do metano em gás carbônico durante a queima, os outros estudos que não destacaram a etapa não explicitaram esta suposição.

As emissões de metano na etapa de impacto do uso energético foram principalmente consideradas nas alternativas que havia purificação do biogás em biometano para uso veicular, presente em três estudos. Isto ocorre devido ao aumento de emissões fugitivas de metano durante a purificação e compressão do gás, bem como na fase de abastecimento dos veículos (SONESSON et al., 2000; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011; DI MARIA et al., 2016). As emissões fugitivas de biogás, quando purificado e utilizado como combustível veicular aumentam de 4,5 a 68 kg CO₂ eq por tonelada de FORSU (MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009).

Este aumento resultou em menores desempenhos para alternativas que avaliavam o uso como combustível veicular em vez de destinação para queima e produção de energia elétrica (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011; DI MARIA et al., 2016).

A falta de transparência e clareza de parte dos estudos não permitiu uma análise mais detalhada da etapa. Estudos futuros deverão explicitar as suposições adotadas para a etapa, em vez de apenas referenciar um inventário de dados, que muitas vezes

é acesso restrito e pago, garantindo a transparência e reprodutibilidade do trabalho científico.

3.3.6.2. Sistema compensatório energético

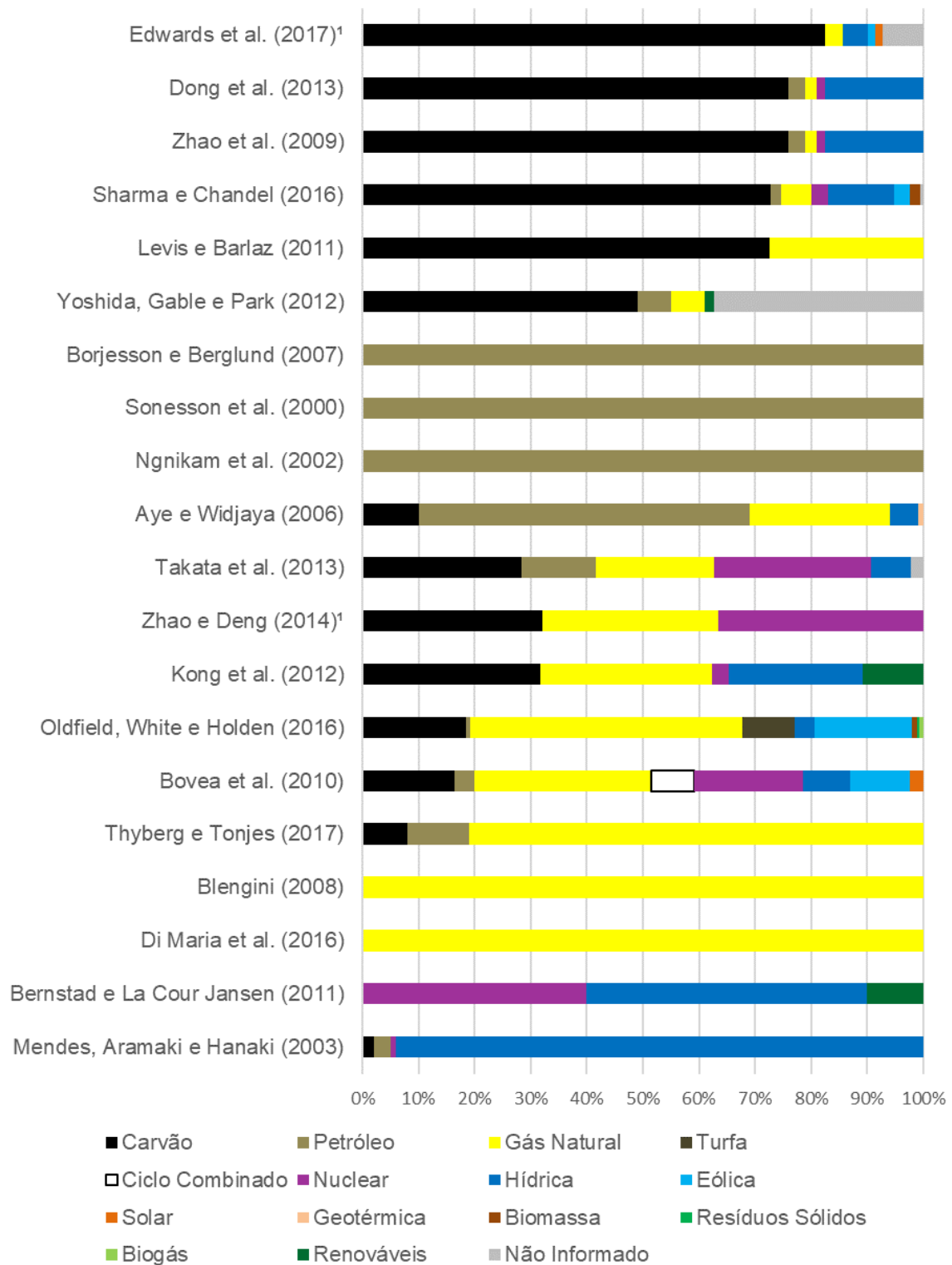
Os usos avaliados para o biogás foram a destinação para queima nas centrais térmicas para aquecimento domiciliar, uso para produção de energia elétrica e purificação em biometano para uso veicular. Apenas um estudo considerou a alternativa de injeção do biometano na rede de distribuição de gás natural e concluiu que a injeção na rede resulta em piores desempenhos devido aumento das emissões fugitivas (DI MARIA et al., 2016). Dois estudos não consideraram o sistema compensatório energético, logo não deduziram do sistema impactos evitados na produção energética substituída (KHOO; LIN; TAN, 2010; LIU; XIANG; LIU, 2017).

Bernstad e La Cour Jansen (2011) avaliaram diferentes destinações do biogás no mesmo estudo e indicaram a purificação em biometano para uso veicular como melhor alternativa, diante da matriz energética sueca. Todavia, o cenário se inverte quando a matriz avaliada é baseada em carvão para geração elétrica. De acordo com Di Maria et al. (2016) a destinação da FORSU para um processo de digestão anaeróbia seca para aproveitamento elétrico no cenário italiano é a melhor opção, visto que irá substituir gás natural como fonte elétrica.

A destinação do biogás para uso veicular tem maiores benefícios e segurança pela substituição de combustíveis veiculares fósseis, devido às flutuações das matrizes energéticas que podem se tornar mais limpas no futuro (SONESSON et al. 2000; BORJESSON; BERGLUND, 2007). O avanço das matrizes energéticas para o uso gradativamente menor de fontes fósseis de altos fatores de emissão é destacado por parte dos estudos. Estes colocam que análises de sensibilidade se fazem necessárias para considerar tais riscos (TAKATA et al., 2013; ZHAO; DENG, 2014).

A variedade de fontes de energia substituída pelos estudos revisados é ilustrada na Figura 10. Apenas estudos que apresentaram com transparência este dado estão representados. A revisão expõe a predominância de estudos substituindo fontes fósseis, com alta representatividade de carvão e gás natural como fontes energéticas. Além da eletricidade e biometano, o aproveitamento térmico representa cerca de 70% da energia gerada na queima do biogás, segundo Bernstad e La Cour Jansen (2011).

Figura 10: Fontes energéticas substituídas nos estudos pela eletricidade gerada ou pelo biometano produzido a partir do biogás na digestão anaeróbia.



¹ A matriz apresentada é a média de duas matrizes avaliadas pelos autores.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A maior parte dos estudos considera a substituição de mix elétrico ou térmico, ou seja, com base no equivalente energético gerado pela queima do biogás, a média das fontes utilizadas para geração elétrica ou térmica é considerada para substituição. Dois estudos na Itália se posicionam de forma diferente da maioria dos estudos quanto a substituição da eletricidade gerada. Os autores pontuam que a substituição energética não deve considerar o mix, mas a eletricidade ou energia marginal, ou seja, a fonte energética de maior impacto ambiental para representar o desempenho potencial da tecnologia (BLENGINI, 2008; DI MARIA et al., 2016). A substituição do mix elétrico italiano reduz o desempenho ambiental no quesito GWP em 150 kg CO₂ eq por tonelada comparado a substituição somente de gás natural como fonte. Isto acontece devido a substituição parcial de fontes de baixa emissão como hidrelétricas, aerogeradores e painéis fotovoltaicas (BLENGINI, 2008).

Em avaliação a diferentes fontes de substituição, foi observado que na ocasião de um mix elétrico de baixa emissões, com predominância de energia nuclear e hidrelétrico, a purificação em biometano para uso veicular é preferível. Caso a fonte substituída seja o carvão, então o aproveitamento elétrico e térmica torna-se preferível ambientalmente (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011). O mesmo é observado por outro estudo nas condições suecas, onde o biometano é indicado para uso veicular em ônibus (ERIKSSON et al., 2005).

O único estudo onde a matriz elétrica substituída era predominantemente hídrica é o único estudo nas condições brasileiras, para o cenário de São Paulo (MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2003). Os autores identificaram um baixo desempenho ambiental da digestão anaeróbia em comparação a compostagem, uma vez que seus benefícios são inferiores caso a energia gerada substitua hidroeletricidade.

A geração de biogás e eficiência na conversão elétrica a partir da queima do biogás interferem diretamente nos resultados da alternativa. O potencial de geração de biogás varia de acordo com as características da FORSU local e variáveis de operação (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012). Portanto, o potencial de geração de biogás da FORSU é um parâmetro importante na avaliação, visto que a geração pode variar de 76 a 166 Nm³ de biogás por tonelada de FORSU, bem como a concentração de metano no biogás (Tabela 5).

Tabela 5: Parâmetros associados à produção de biogás e conversão elétrica em diferentes unidades de digestão anaeróbia da FORSU.

Biogás	Nm³ ton⁻¹	Referência
Mesofílica seca (Alemanha)	76	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
Termofílica seca (Barcelona)	98,9	Cólon et al. (2012)
Termofílica seca (Itália)	129	Blengini (2008)
Geral	80 - 130	Møller et al. (2009)
Geral	92 - 165	Bernstad e La Cour Jansen (2012)
Termofílica seca (Japão)	150	Takata et al. (2013)
Mesofílica úmida (Japão)	166	Takata et al. (2013)
Concentração de CH₄ no Biogás	%	Referência
Geral	45 - 65	Møller et al. (2009)
Mesofílica seca (Alemanha)	58	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
Mesofílica úmida (Japão)	52	Takata et al. (2013)
Termofílica seca (Japão)	57,8	Takata et al. (2013)
Eficiência de conversão elétrica	%	Referência
Dinamarca	23,5 - 40,2 (36)	Nielsen e Illerup (2003)
Reino Unido	32 - 50 (42)	Styles et al. (2016)
Japão	27 - 33	Takata et al. (2013)

Legenda: Valores indicados entre parênteses representam a mediana.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O sistema energético tem papel importante no desempenho ambiental das opções de tratamento de resíduos que dependem fortemente de produção energética, como digestão anaeróbia e incineração (GENTIL; CLAVREUL; CHRISTENSEN, 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016). Contudo, em revisão de 19 estudos com análises comparativas de opções de destinação da FORSU, foi apontado que o sistema energético ainda é avaliado de forma equivocada (SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016). De acordo com os autores, a suposição da eletricidade ou energia marginal, bem como uso do mix elétrico no sistema compensatório não considera a dinâmica de geração e regulação de energia dado fluxo gerado por cada fonte. Isto resulta em resultados e conclusões nos estudos, que não serão atingidas na prática, visto que algumas fontes possuem capacidade de estoque e outras são intermitentes, como a solar e eólica.

A energia deve ser gerada no momento em que é consumida, dessa forma o fluxo de energia gerada deve determinar a energia que será substituída, não o mix nacional/regional ou a fonte de maior impacto ambiental. Por exemplo, a geração eólica e solar não utilizam estoque no geral, dessa forma tem de ser consumidas no momento que produzem. Portanto, a inserção de energia com o mesmo fluxo irá substituir estas fontes. A geração elétrica a partir de biogás pode atuar tanto como

fonte contínua, quanto com capacidade de estoque para regulação da demanda de energia. Neste cenário dada capacidade de estoque, a energia gerada pelo biogás da FORSU irá substituir as fontes que são utilizadas para regulação da demanda, no caso termelétricas e hidrelétricas que são acionadas nos momentos de escassez de outras fontes (SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016).

Para evitar as limitações dos estudos frente a estas variáveis, é indicado o uso de diferentes abordagens para determinar as fontes de substituição, permitindo entender os desempenhos de acordo com os cenários, ou realizar uma análise de sensibilidade para sistema (SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016; BERNSTAD; SOUZA; VALLE, 2017). A fonte substituída é o fator mais sensível para o GWP. A mudança da fonte resulta em variações de até 690% no resultado, comparando um mix hidrelétrico (50%), nuclear (40%) e carvão (10%) por uma matriz totalmente baseada em carvão (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012).

A energia substituída é o principal fator de desempenho da digestão anaeróbia junto a existência de aproveitamento térmico do calor produzido (ERIKSSON et al., 2005; MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012). Portanto, os estudos ressaltam que a transição de matrizes elétricas fósseis para matrizes renováveis, ou nucleares com menores emissões do gás carbônico podem reduzir o desempenho para geração elétrica, sendo a rota de purificação do biogás para uso veicular uma alternativa preferível a longo prazo.

No cenário brasileiro, principalmente o tropical, estas variáveis resultam em grande incerteza para determinação do potencial da alternativa que deve ser avaliada em maior detalhe. O não aproveitamento do calor gerado na queima do biogás por meio da cogeração, devido ausência de aquecimento doméstico no Brasil, resulta em desperdício de 70% da energia gerada, sendo aproveitado apenas de 30% na geração elétrica. De acordo com Zavala (2016) a alternativa tem eficiência energética inferior à purificação do biogás em biometano comprimido para as condições brasileiras, dada ausência de aproveitamento térmico.

O único estudo revisado nas condições brasileiras e com substituição de matriz hídrica indica que a digestão anaeróbia não possui desempenho satisfatório em comparação a outras alternativas (MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2003). Todavia o fluxo gerado da energia não foi considerado para determinar a substituição, baseando-

se no mix elétrico da época. Ainda assim, desde a época do estudo realizado a participação das termelétricas aumentou devido a insegurança energética do país frente as variáveis climáticas para geração hidrelétrica, principalmente com expansão do gás natural. Em 2016, carvão, derivados de petróleo e gás natural foram responsáveis por quase 16% da eletricidade produzida no Brasil (EPE, 2017).

3.3.6. Sistema Agrícola

O sistema agrícola engloba os processos associados a produtos do tratamento da FORSU quando direcionados para valorização agrícola e uso no solo, seja para produção alimentar ou não. Dentro do sistema agrícola, as etapas foram divididas em duas fases, impactos do uso agrícola e o sistema compensatório agrícola. Os impactos do uso agrícola consideram as emissões de uso do composto e digestato no solo, enquanto que o sistema compensatório agrícola, como no energético, considera os produtos substituídos pelo uso no solo dos produtos.

Apenas um estudo não considerou o sistema agrícola (LIU; SUN; LIU, 2017). O estudo afirma que o composto e digestato produzidos são direcionados para aterramento devido à baixa qualidade do produto, logo não avaliam qualquer benefício dos produtos. O uso de composto não é comum na China, então a destinação é improvável segundo autores no país. Outro estudo chinês aponta que mesmo não direcionando os produtos para produção agrícola, o potencial estoque de carbono devido a estabilização da matéria orgânica durante a compostagem e digestão é um benefício (LIU; XIANG; JIANG, 2017).

A qualidade do composto está diretamente relacionada à qualidade da segregação dos resíduos sólidos e do controle da compostagem. Estudos que avaliaram a aplicação agrícola de composto de FORSU coletada de forma indiferenciada chegaram a resultados desfavoráveis. Mesmo a digestão da FORSU junto a efluentes domésticos, como avaliada em alguns dos estudos revisados, não é indicada devido as altas concentrações de metais pesados no lodo de esgoto (HARGREAVES; ADL; WARMAN, 2008). A qualidade para uso agrícola do composto e digestato da FORSU tem sido atingida apenas quando a segregação ocorre no próprio domicílio, ou seja, na fonte de geração. As unidades de Tratamento Mecânico-Biológico empregadas para separação mecânica de RSU coletado de maneira

indiferenciada não apresentam produto de qualidade agrícola, limitando o uso dos produtos gerados (SAVEYN; EDER, 2014).

A necessidade de segregação dos RSU para garantir um produto de qualidade é expressa na ampla quantidade de insucessos com as experiências de compostagem de RSU no Estado de São Paulo. A maior parte das unidades não produziam ou ainda não produzem composto de qualidade agrícola, devido às baixas concentrações de nutrientes e altas concentrações de metais pesados e inertes no produto final (BARREIRA; PHILLIPI JUNIOR; RODRIGUES, 2006). Neste cenário, as experiências descentralizadas de compostagem diretamente na fonte de geração e experiências comunitárias foram melhor sucedidas no Estado de São Paulo que experiências centralizadas de larga escala (SIQUEIRA; ASSAD, 2015). Portanto, no cenário atual o principal limitante aos avanços para o tratamento biológico da FORSU no Brasil e principalmente nas grandes metrópoles é a segregação da FORSU na fonte de geração pela coleta seletiva de orgânicos. Atualmente, os RSU quando coletados seletivamente estão limitados a duas frações: recicláveis secos e úmidos, o que não garante produção de fertilizante de qualidade devido contaminação por rejeitos.

Os impactos devido ao uso agrícola do composto e digestato têm relação direta com suas propriedades. Todavia, as propriedades e composição destes não foram apresentadas na maior parcela dos estudos. O composto de digestato só foi considerado diferente do composto diretamente de FORSU em poucos estudos (NGNIKAM et al., 2002; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011; DI MARIA et al., 2016; THYBERG; TONJES, 2017). O comum uso de fatores de emissão, estoque de carbono e outras suposições de forma equivalente para o composto e digestato foi uma das lacunas identificadas nos estudos revisados.

O composto e digestato, apesar de ambos derivarem do tratamento da FORSU, resultam em produtos de composição físico-química diferente devido as diferentes rotas de tratamento. Estudos comparativos analisando a composição dos produtos indicam que devido a rota anaeróbica de degradação na alternativa de digestão anaeróbia, a transformação do nitrogênio da FORSU em amônio (NH_4^+) é favorecida, portanto de 65% a 90% do N contido no digestato está nesta forma. Tal propriedade confere ao digestato um potencial fertilizante de curto prazo, similar aos fertilizantes sintéticos (TAMBONE et al., 2010; TEGLIA; TREMIER; GRIGATTI et al., 2011;

MARTEL, 2011; NKOA, 2014; NICHOLSON et al., 2017). Para o composto estabilizado, no máximo 10% está na forma amoniacal, a maior fração se concentra em formas orgânicas do nitrogênio (HARGREAVES; ADL; WARMAN, 2008; TAMBONE et al., 2010; NICHOLSON et al., 2017). O N na forma amoniacal está prontamente disponível para as plantas, diferentemente do N orgânico do composto que é lentamente liberado. Isto ocasiona menor fator de substituição de fertilizantes sintéticos para alguns estudos que desconsideram a fração orgânica na substituição dos fertilizantes sintéticos. Esta discussão será explorada em maior detalhe da seção “Sistema Compensatório Agrícola”.

As altas concentrações de N amoniacal no digestato, apesar de conferir maior potencial de fertilização em curto prazo, resulta em maior risco de perda por volatilização de amônia quando aplicado (NKOA, 2014; NICHOLSON et al., 2017) principalmente nas condições tropicais (TIWARY et al., 2015). Todavia, ainda existem poucos estudos avaliando os impactos ambientais e agrícola do uso de digestatos no solo e culturas, principalmente em condições de campo. Estudos existentes têm indicado que o digestato pode apresentar fitotoxicidade e altas perdas de nitrogênio para o meio ambiente comparado ao composto e até comparado a fertilizantes sintéticos (TEGLIA; TREMIER; MARTEL, 2011; GRIGATTI et al., 2011 MÖLLER; MÜLLER, 2012; NKOA, 2014; TIWARY et al., 2015; NICHOLSON et al., 2017).

As maiores lacunas metodológicas dos estudos estão associadas as suposições de uso agrícola dos produtos. Em revisão de outros estudos autores observaram a mesma deficiência metodológica, principalmente com relação as emissões do uso no solo, sugerindo o uso complementar de ferramenta de modelagem agrícola. A inserção e consideração de variáveis e fatores de emissão local são uma necessidade, visto que o sistema tem impacto direto de variáveis climáticas e características do solo (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSE, 2016). Após as variáveis associadas ao sistema energético, o sistema agrícola é responsável pelo maior impacto no resultado final, de até 200% para GWP, por exemplo (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012).

Portanto, abaixo serão apresentados e discutidos os resultados dos estudos avaliados divididos em 3 tópicos: estoque de carbono, emissões diretas e indiretas do uso agrícola de composto e digestato e o sistema agrícola compensatório.

3.3.6.1. Impacto do Uso Agrícola - Estoque de Carbono

O potencial de estoque de carbono pelo uso do composto e digestato no solo está presente em apenas 10 dos 25 estudos revisados (40%). A ausência de matéria orgânica estabilizada para estoque de carbono em longo prazo para o digestato foi uma característica levantada apenas por Oldfield, White e Holden (2016). Alguns estudos consideram diferença de estoque potencial entre o composto, o digestato e o composto de digestato (YOSHIDA; GABLE; PARK, 2012; DONG et al., 2013; DI MARIA et al., 2016).

As metodologias para cálculo do estoque de carbono pelo uso no solo dos fertilizantes produzidos foram variadas. A estimativa realizada considerou desde taxas de degradação teórica com base composição da matéria orgânica na FORSU (NGNIKAM et al., 2002; LIU. XIANG, JIANGO, 2017) a fatores de estoque de carbono por quilo de carbono aplicado no solo entre 1% – 14% do carbono presente.

Outra metodologia utilizada (LEVIS; BARLAZ, 2011; KONG et al., 2012) para estimativa do estoque de carbono foi baseada nas orientações da USEPA (2015). O estudo indica que além do estoque de carbono resultante pelo carbono inserido no solo, a aplicação do composto estimula a microfauna no solo. Dessa forma, a produção de substâncias húmicas é estimulada no solo após aplicação, resultando em potencial estoque de 170 kg C por tonelada de composto aplicada.

A contabilização do estoque de carbono nos solos tem impacto significativo nos resultados das análises com relação ao GWP (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012). O estoque de carbono chega a 84% do carbono aplicado para o primeiro ano, sendo que no horizonte de 100 anos fica entre 2%-16% de acordo com simulação computacional para condições dinamarquesas (HANSEN et al., 2006). A quantidade estocada deve estar diretamente relacionada com o horizonte de tempo do estudo, visto que os impactos do composto e digestato, diferentemente dos fertilizantes sintéticos são em médio e longo prazo (MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2013). Os principais fatores que interferem nos benefícios do composto são associados a condições locais como clima e tipo solo, junto a maturidade do composto e dosagem de aplicação (HARGREAVES; ADL; WARMAN, 2008; MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2013).

Nenhum estudo considerou dados de sequestro de carbono a partir de análises agronômicas de solo e clima do local de estudo, gerando incerteza ao resultado. Com exceção dos estudos americanos, referenciados em USEPA (2015), os outros basearam-se nas porcentagens estocadas de C para horizonte de 100 anos apresentadas por Bruun et al. (2006). Todavia, este estudo estima o estoque do carbono com base em modelagem computacional para as condições dinamarquesas, onde as precipitações variam entre 661 mm a 991 mm por ano. As condições são específicas do país e deve-se evitar a transposição dos fatores apresentados pelo autor, principalmente para países tropicais ou de clima diferente.

A dinâmica de degradação da matéria orgânica sofre impacto direto das condições ambientais, sendo um dos principais fatores para a agricultura no ambiente tropical (PRIMAVESI, 2002). A manutenção da matéria orgânica no solo é essencial para manutenção de solos saudáveis e produtivos, principalmente nos trópicos. Diferentemente do ambiente temperado, com altas concentrações de matéria orgânica no solo, o ambiente tropical depende da rápida ciclagem de nutrientes para manutenção da fertilidade do solo. Em estudo avaliando a importância da matéria orgânica na fertilidade dos solos, a produtividade agrícola de áreas em diferentes ecossistemas foi avaliada após a retirada da vegetação (TIESSEN; CUEVAS; CHACON, 1994). De acordo com os autores, na Amazônia venezuelana as áreas não se mantiveram economicamente produtivas após 3 anos de prática agrícola, sem entrada de fertilizantes sintéticos. Este horizonte de tempo foi de 6 anos para áreas no cerrado brasileiro, enquanto que solos em áreas temperadas do Canadá se mantiveram economicamente produtivas por até 65 anos sem fertilização adicional.

O potencial de estoque de carbono depende também, diretamente da prática agrícola utilizada. Em estudo para Minas Gerais, Leite et al. (2003) avaliaram a aplicação de composto orgânico para a cultura de milho sob manejo convencional. Os autores identificaram que a aplicação aumentou as concentrações de carbono no solo continuamente durante os 16 anos de estudo. Em contraste, a parcela que não teve aplicação de composto, apenas fertilizante sintético, as concentrações de carbono no solo caíram sob a mesma taxa. O tempo de residência média do carbono no solo, segundo o autor foi de 73 anos, exaltando a importância da reciclagem da matéria orgânica no solo. A estimativa ainda pode estar subestimada, visto que apenas o

horizonte superficial do solo (0 – 20 cm) foi avaliado. Os estoques aumentam em 59%, quando avaliados até 1 metro segundo estudos recentes (BODDEY et al., 2010).

Apesar dos benefícios de estoque de carbono serem limitados devido a capacidade suporte do solo para estoque de C (FAVOINO; HOGG, 2008) as condições de degradação do solo brasileiro vão requerer longo anos de aplicação de matéria orgânica para atingir níveis normais. Em estudo de longo prazo, a substituição de pastagens por eucalipto em Minas Gerais aumentou continuamente os estoques de carbono em cerca de 14 toneladas por hectare após 30 anos (LIMA et al., 2008).

3.3.6.2. Impacto do Uso Agrícola - Emissões diretas e indiretas

Entre os 25 estudos, vinte e quatro consideraram alguma etapa do sistema agrícola. Todavia, a maior parte dos estudos desconsiderou as emissões de uso no solo do composto e digestato. As emissões diretas do uso no solo foram consideradas apenas por 7 estudos (28%) e as emissões indiretas não foram avaliadas por estudo algum. Apenas Bernstad e La Cour Jansen (2011) mencionaram as emissões indiretas durante a discussão, porém não as contabilizaram no balanço do ciclo de vida.

A maior parte dos estudos se baseou em fatores de emissão dos fertilizantes para referenciar as emissões. Um único estudo não se referenciou em estudos agrícolas para justificar as perdas de nitrogênio total por volatilização (1,6%) na forma de amônia, lixiviação (9,5%) e escoamento (9,5%) (ZHAO; DENG, 2014).

As formas de perda do nitrogênio do composto e digestato foram a volatilização tanto de amônia, quanto óxido nitroso como a lixiviação e escoamento superficial. Entretanto, nem todos os estudos explicitaram os fatores de emissão utilizados para uso no solo, visto que o inventário utilizado não é apresentado ou as emissões finais são apresentadas de forma condensada (EDWARDS et al., 2017).

O estudo de Bernstad e La Cour Jansen (2011) foi o único que apresentou faixas de variação dos fatores de emissão para os fertilizantes. As perdas por lixiviação e escoamento, respectivamente, de 0%-20% e 20-62% para o composto, e 0-25% e 22-45% para digestato, com relação ao nitrogênio total para condições suecas se basearam em modelagem computacional de outro estudo (BRUUN et al., 2006). Além de recomendações do IPCC (DE KLEIN et al., 2006) para óxido nitroso.

A inserção de emissões do uso no solo do composto e digestato permitiu avaliar

em maior detalhe os cenários possíveis, diferente de outros estudos (BERNSTAD. LA COUR JANSEN, 2011). Os autores afirmam que o uso das faixas de variação permitiu avaliar as melhores condições para uso das tecnologias. Assim, no cenário de utilização do digestato em solo argiloso, os autores apontam que desempenho ambiental da alternativa de digestão anaeróbia seria inferior ao da compostagem, devido aumento do potencial de eutrofização e acidificação. A importância da etapa é explicitada por outros estudos, visto que é a uma fase impactante no GWP devido a volatilização de óxido nitroso (MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009).

Apesar da maior concentração de amônia e nitrogênio disponível no digestato resultarem em maior substituição de fertilizantes sintéticos, a volatilização de amônia é superior, resultando em maior contribuição para o potencial de acidificação e eutrofização (HANSEN et al., 2006). O fator de emissão para aplicação de digestato é estimado em 7,5% do nitrogênio total aplicado, enquanto que para o composto é de 1,6% segundo modelagens computacionais (BRUUN et al., 2006). Yoshida et al. (2016) estimaram as emissões de N_2O do digestato entre 1,8 – 3% do N aplicado e para o composto 1,7 – 5,1%, fatores semelhantes aos utilizados nos estudos revisados.

A etapa de uso no solo do composto e digestato, quando considerada, tem sido apontado como a fase que tem maior impacto no potencial de acidificação e eutrofização no ciclo de vida. Isto ocorre devido as perdas de nitrogênio durante o uso no solo dos fertilizantes (HANSEN et al., 2006; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012). Contudo, os fatores de emissão apresentados anteriormente ainda estão subdimensionados para o uso do digestato no solo, com relação a recentes estudos de campo. De acordo com Nicholson et al. (2017) em estudo no Reino Unido, mesmo em condições temperadas as taxas médias de volatilização de amônia na aplicação de digestato no solo foram de 38% a 42% do nitrogênio aplicado. Para o composto o valor de 3,3% do N total foi encontrado.

O cenário é intensificado para as condições tropicais. A aplicação de digestato de FORSU na Índia, sob temperaturas próximas de 30°C, implicou perda de 65% do N aplicado como amônia volatilizada. Isto ocorreu devido a temperaturas elevadas e incidência de ventos, características comuns do ambiente tropical. As emissões poderiam ser reduzidas para 45% caso o digestato fosse misturado ao esterco

segundo os autores (TIWARY et al., 2015). O fator de emissão está em acordo com estimativas brasileiras para esterco suíno, que apresenta propriedades semelhantes. Um estudo brasileiro identificou que 45% do N amoniacal aplicado foi volatilizado na forma de amônia no Rio Grande do Sul, de clima é subtropical (BASSO et al., 2004).

A Tabela 6 apresenta uma revisão de fatores de emissão para uso no solo de composto e digestato em diferentes climas e condições.

Tabela 6: Fatores de emissão de amônia, óxido nitroso e nitrato para uso no solo de composto, digestato e dejetos líquido suíno em diversas condições.

Composto orgânico	% N aplicado	Referência
<i>NH₃ - Amônia</i>		
Reino Unido - Composto de FORSU	3,3	Nicholson et al. (2017)
Condições Experimentais	0 - 0,25	Brinson, Cabrera e Tyson (1994)
<i>N₂O - Óxido Nitroso (atmosfera)</i>		
Reino Unido - Composto de FORSU	< 0,01	Nicholson et al. (2017)
Composto de Lodo - Sorocaba/SP	0,215	De Urzedo et al. (2013)
<i>NO₃⁻ Nitrato (água)</i>		
	-	-
Composto de FORSU - Piracicaba/SP	9,1	Oliveira et al. (2001)
Digestato e Dejetos Líquido Suíno	% N aplicado	Referência
<i>NH₃ - Amônia (atmosfera)</i>		
Reino Unido - Digestato	38 - 42	Nicholson et al. (2017)
Índia - Digestato - aplicação em superfície	65	Tiwary et al. (2015)
Índia - Digestato misturado ao esterco	45	Tiwary et al. (2015)
<i>N₂O - Óxido Nitroso (atmosfera)</i>		
Rio Grande do Sul - Dejetos Líquido Suíno	18 - 33	Basso et al. (2004)
Reino Unido - Digestato	0,43 - 0,47	Nicholson et al. (2017)
Santa Maria/RS - Dejetos Líquido Suíno	0,30	Giacomini et al. (2006)
Santa Maria/RS - Dejetos Líquido Suíno	1,40	Gonzatto et al. (2013)
<i>NO₃⁻ Nitrato (água)</i>		
	-	-
Rio Grande do Sul - Dejetos Líquido Suíno	0,35 - 6,1	Basso et al. (2005)

Fonte: Elaborado pelo autor.

Apesar de a Tabela 6 apresentar fatores de emissões do composto de diferentes

produtos, estes possuem propriedades físicas e químicas semelhantes (KHIEL, 1986). Como a prática da digestão anaeróbia não é comum no Brasil, não há estudos sobre a aplicação do digestato no solo brasileiro. Todavia, as propriedades do digestato e do esterco líquido suíno são semelhantes e utilizadas como referência em outros estudos (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011; CHIEW et al., 2015). Logo estudos avaliando este fertilizante são apresentados na tabela anterior para referência. A taxa de volatilização de amônia do digestato deve ser superior à do esterco líquido suíno, dado concentrações superiores de N amoniacal (BASSO et al., 2004; TAMBONE et al., 2010; GONZATTO et al., 2013; NKOA, 2014; NICHOLSON et al., 2017).

A diferença considerada entre os fatores de emissão do composto e digestato com relação aos fertilizantes sintéticos é divergente entre os estudos. De acordo com Takata et al. (2013) o uso de composto e digestato no solo resulta em redução de emissões de óxido nitroso em comparação aos fertilizantes sintéticos nitrogenados. A lixiviação também é considerada reduzida em comparação ao fertilizante sintético em um estudo (BORJESSON; BERLUND, 2007). Entretanto, um estudo revisado informa que esta perda é superior para os fertilizantes orgânicos (SONESSON et al., 2000). Outros estudos também consideram que o uso de composto e digestato ocasionam aumento das perdas de N (ERIKSSON et al., 2005; YOSHIDA et al., 2016). Em programa de computador para análise de ciclo de vida da FORSU, EASEWASTE, o valor padrão de emissão de amônia para fertilizantes sintéticos é zero, enquanto que para o composto e digestato é de 15% do N amoniacal (HANSEN et al., 2006).

Isto expõe a necessidade de dados locais para redução da incerteza na avaliação. Logo, a seção seguinte “Sistema Agrícola Compensatório” irá explorar os fatores considerados nos estudos para substituição da produção e uso dos fertilizantes sintéticos, bem como discutir suas limitações e especificidades para as condições tropicais brasileiras.

3.3.6.3. Sistema Compensatório Agrícola

O sistema compensatório agrícola envolve a substituição da produção e uso de fertilizantes sintéticos. Da totalidade dos estudos, 88% (22) contemplaram o sistema compensatório agrícola na análise. Os estudos que não avaliam o sistema compensatório agrícola indicam que o composto produzido não tem qualidade

agrícola ou aceitação do mercado, sendo destinado aos aterros.

O sistema ainda pode ser dividido entre duas etapas da substituição a produção dos fertilizantes substituídos e o uso no solo. Como brevemente mencionado, a consideração sobre a substituição tem apresentado divergências nos estudos revisados. Tais diferenças podem estar associadas às condições de aplicação no solo dos fertilizantes e ao tipo de fertilizante substituído, visto que na classe dos fertilizantes sintéticos existe uma variedade de composições químicas.

Ainda que haja diferenças entre os estudos revisados, da totalidade de 25 estudos apenas 3 contabilizaram a substituição das emissões no uso dos fertilizantes sintéticos (SONESSON et al., 2000; TAKATA et al., 2013; EDWARDS et al., 2017). Os outros 19 estudos que inseriram o sistema compensatório agrícola no estudo, avaliaram apenas a substituição dos impactos ambientais e emissões do processo de produção dos fertilizantes sintéticos, não de seu uso no solo. Logo, como apresentado na seção anterior, 10 estudos incluíram no ciclo de vida os impactos ambientais do uso do composto e digestato no solo, mas apenas 3 incluíram a diferença entre as emissões do fertilizante substituído. Todos incluíram apenas as emissões diretas, sendo as emissões indiretas não avaliadas no universo revisado.

A substituição apenas da etapa de produção do fertilizante sintético e não substituição das emissões de uso no solo do mesmo, ao passo que considera as emissões de uso no solo do composto e digestato é uma incongruência metodológica. O mesmo foi observado por outra revisão, em que apenas 16% dos estudos substituíram as emissões de uso no solo dos fertilizantes substituídos (SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016). Não inserir esta variável na modelagem resulta em incertezas acerca do resultado obtido, uma vez que o fertilizante substituído pode apresentar o maior impacto ambiental na fase de uso que na produção.

Em recente revisão sobre aplicação de fertilizantes sintéticos no mundo, Pan et al. (2016) estima que as perdas do nitrogênio total aplicado na forma de amônia chegam a 64%, sendo na média 18%. Este fator de emissão é diversas vezes superior aos estimados para composto e digestato utilizados nos estudos (BRUUN et al., 2006; HANSEN et al., 2006; YOSHIDA et al., 2016). Os autores ainda pontuam que a adição de condicionadores orgânicos de solo junto aos fertilizantes sintéticos pode reduzir as perdas por volatilização, bem como uso de fertilizantes sintéticos a base de nitrato,

em vez de ureia também pode reduzir tal perda (PAN et al. 2016).

O uso de fertilizantes sintéticos a base de nitrato, apesar de reduzir as perdas de volatilização de amônia, aumentam as perdas por lixiviação de nitrato e volatilização de óxido nitroso (MANTOVANI; ERNANI; SANGOI, 2007; ZANATTA et al., 2010; SIGNOR; CERRI; CONANT, 2013). Logo, a mudança apesar de reduzir o potencial de acidificação, promove emissões de compostos que contribuem a outros impactos, principalmente eutrofização e aquecimento global.

No Brasil, o principal fertilizante sintético nitrogenado consumido é a ureia, representando 33% do consumo brasileiro, seguido por outros fertilizantes a base de amônia, o mono-amônio-fosfato (28%). Isto é uma especificidade brasileira, visto que na Europa, onde a maior parte dos estudos revisados estão concentrados os principais fertilizantes utilizados são a base de nitrato (FAOSTAT, 2014).

Para tanto, uma revisão de fatores de emissão para uso no solo de ureia nas condições brasileiras é apresentada na Tabela 7. Como pode ser observado pela comparação com a tabela anterior (pg. 66), o uso no solo de ureia resulta em perdas de ordem dez vezes superior ao composto. Isto é consequência da maior parte do N presente no composto estar na forma orgânica, de menor susceptibilidade a perda. O único estudo em condições tropicais para aplicação de digestato no solo aponta que a perda por volatilização de amônia pode ser superior à de fertilizantes sintéticos, não apresentando vantagens de substituição (TIWARY et al., 2015). O mesmo é observado em outro estudo de campo em condições temperadas (NICHOLSON et al., 2017). Para os fatores de emissões de óxido nitroso e lixiviação, o digestato apresenta maior vantagem em comparação a ureia.

A maior parte dos estudos revisados está concentrada no continente europeu, na América do Norte e na Ásia, em sua maior parte distribuídos em áreas temperadas do globo. Mesmo os estudos realizados em condições tropicais utilizam-se de metodologias e fatores de emissão desenvolvidos nas condições temperadas e não inserem a discussão do ambiente tropical na gestão da FORSU.

Tabela 7: Fatores de emissão para perdas de nitrogênio pelo uso de ureia no solo brasileiro em condições subtropicais e tropicais.

Local de Estudo (Cidade/Estado)	% N aplicado (mediana)	Referência
<i>NH₃ - Amônia</i>		
Luis Eduardo Magalhães/BA ¹	4,5	Martins et al. (2015)
Piracicaba/SP	10	Nascimento et al. (2013)
Araras/SP	11,2	Cantarella et al. (2008)
Guarapuava/PR	12,5	Fontoura e Bayer (2010)
Santa Maria/SP	17	Da Ros, Aita e Giacomini (2005)
Pirassununga/SP	20	Faria et al. (2013)
Iracemápolis/SP	25	Cantarella et al. (2008)
Experimental - Condições médias do Estado de São Paulo	28 - 37	Soares, Cantarella e Menegale (2012)
Experimental (T ~ 35°C)	31,3	Paredes et al. (2014)
Piracicaba/SP	36	Costa, Vitti e Cantarella (2003)
Uberlândia/MG	54	Lara Cabezas et al. (2000)
Jataí/GO ¹	65	Pereira et al. (2009)
Uberlândia/MG	76,8	Lara Cabezas et al. (2008)
<i>N₂O - Óxido Nitroso</i>		
Goiânia/GO ¹	0,03	Metay et al. (2007)
Luis Eduardo Magalhães/BA ¹	0,13	Martins et al. (2015)
Seropédica/RJ	0,2	Paredes et al. (2014)
Porto Alegre/RS	0,32	Zanatta et al. (2010)
Passo Fundo/RS	0,45	Jantalia et al. (2008)
Goianésia/GO ¹	0,63	Signor, Cerri e Conant (2013)
Castro/PR - Plantio Direto	0,76	Piva et al. (2012)
Seropédica/RJ - Experimental (35°C)	0,8	Paredes et al. (2014)
Castro/PR - Plantio Convencional	1,47	Piva et al. (2012)
Piracicaba/SP	6,67	Signor, Cerri e Conant (2013)
<i>NO₃⁻ Nitrato</i>		
Jaboticabal/SP	15	Ghiberto et al. (2009)
Casa de Vegetação - Aplicação em Superfície	25	Ernani, Sangoi e Rampazzo (2002)
Piracicaba/SP	59	Oliveira et al. (2001)
Casa de Vegetação - Incorporação no Solo	70	Ernani, Sangoi e Rampazzo (2002)

¹ Clima tropical de savana ou tropical seco. Os outros são classificados com subtropical úmido.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O uso de fatores de emissão médios e oriundos de modelos temperados podem tanto subestimar como superestimar os impactos ambientais no ambiental tropical (RICHARDS et al., 2016). Em Rondônia, emissões de até 5,3% no nitrogênio aplicado foram identificadas na forma de óxido nitroso (PASSIANOTO et al., 2003), valor cinco vezes superior ao fator de emissão do IPCC (DE KLEIN et al., 2006). Nas condições

climáticas do sul brasileiro e no cerrado, o inverso é observado, com fatores de emissões de óxido nitroso até dez vezes inferior. Os estudos de sistemas que propiciam maior umidade e saturação do solo propõem maiores emissões de óxido nitroso (METAY et al., 2007; JANTALIA et al., 2008; MARTINS et al., 2015). As emissões brasileiras foram estimadas na média em 1,2% do nitrogênio total aplicado por fertilizantes volatilizado como óxido nitroso. Todavia, estas emissões podem variar de 0,1 - 5,2% nos solos e condições específicas do país (ALBANITO et al., 2017).

A ausência de estudos considerando em maior detalhe a etapa de uso no solo, tanto do composto quanto do digestato tem sido uma barreira na modelagem do ciclo de vida (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016). A aplicação de digestato em solo argiloso não tem sido indicada, desfavorecendo a digestão anaeróbia de FORSU em tais condições (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011). Outro estudo para condições suecas concluiu que a incineração da FORSU e aplicação de fertilizantes sintéticos no solo tem melhor desempenho ambiental que a digestão anaeróbia com aplicação do digestato no solo, devido alto potencial de acidificação e eutrofização do produto (CHIEW et al., 2015).

Apesar de fatores de emissão do composto e digestato inferiores aos fertilizantes sintéticos, principalmente nas condições tropicais com relação a ureia, nem todos os estudos revisados consideram que todo o nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) presente no composto e digestato substituí fertilizante sintético. Os estudos que consideraram apenas a fração mineral dos nutrientes para o fator de substituição, entre 0,1 e 0,4 de correspondência entre o nitrogênio do composto e o fertilizante sintético substituído e 0,8 para digestato.

Esta metodologia é utilizada porque a fração prontamente disponível de nitrogênio está na forma de nitrato (NO_3^-) ou amônio (NH_4^+). Logo, apenas esta fração é utilizada pelos estudos para substituição do fertilizante sintético, porque a forma orgânica não está prontamente disponível à planta na aplicação. A mesma suposição é realizada para o fósforo entre 0,75 – 1, sendo 0,75 em apenas um estudo (OLDFIELD; WHITE; HOLDEN, 2016). O fator de substituição para o K em todas as situações foi 1, todavia nem todos os estudos considerou a substituição de K e P, contabilizando apenas o N (AYE; WIJAYA, 2006; KHOO; LIM; TAN, 2010).

As concentrações de Nitrogênio, Fósforo e Potássio (NPK) são normalmente

utilizadas para determinar o método de substituição com relação aos fertilizantes sintéticos. Todavia, cerca de 10%-21% do nitrogênio total ($N_{\text{total}} = 0 - 40 \text{ g/kg}$) presente no composto está disponível no primeiro ano (HARGREAVES; ADL; WARMAN, 2008). Isto reduz o potencial de substituição de fertilizantes sintéticos em alguns estudos. Os resultados das análises de ciclo de vida são altamente sensíveis ao fator de substituição (BERNSTAD; LA COU JANSES, 2012), variando nos estudos aqui analisados entre 0,2 e 1, com relação ao nitrogênio.

De acordo com Hansen et al. (2006) o N presente no composto equivale apenas em 30% o fertilizante sintético, enquanto que o digestato entre 60% e 100%. Cerca de 60% do N total pode ser mineralizado dependendo do horizonte de tempo estudado (MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2013). Porém, esta visão apresenta uma série de limitações visto que o N orgânico no momento da aplicação é fornecido ao longo de anos para as culturas, garantindo a fertilidade ao longo de outros anos agrícolas (AMLINGER et al., 2003; STEINER et al., 2007; FAVOINO; HOGG, 2008).

Nas condições tropicais o processo de mineralização é acelerado, resultando em maiores taxas de disponibilidade de N em menor espaço de tempo. De acordo com Moretti, Bertocini e Abreu-Junior (2013) até 41% do N presente no composto foi mineralizado nos 150 dias de análise, demonstrando uma limitação de replicação dos fatores de equivalência presente nos estudos revisados para o contexto tropical brasileiro. Além disto, a presença do N na forma orgânica, como apresentado anteriormente garante que o fertilizante tenha menores perdas, visto que a eficiência na utilização de fertilizantes sintéticos no ambiente tropical é inferior a 30% (LARA CABEZAS et al., 2000; MENG; DING; CAI, 2005).

Desta forma, após o período inicial, aplicações de composto tem impacto cumulativo de fertilização, igualando as aplicações de fertilizantes sintéticos minerais, no médio prazo e com menores impactos ambientais (HERENCIA et al., 2007; MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2009). Nas condições tropicais, Steiner et al. (2007) demonstra que a aplicação de fertilizantes orgânicos apresentou maior produtividade que o fertilizante mineral devidas fortes chuvas e alta pluviosidade local. A produtividade se manteve após quatro colheitas para talhões fertilizados com esterco de galinha e composto. Uma única aplicação de composto obteve produtiva em massa dos grãos quatro vezes superior à aplicação de fertilizante mineral. Observações

similares foram realizadas em outras áreas tropicais na África com a aplicação de composto de FORSU (SOUMARE; TACK; VERLOO, 2003).

De acordo com revisão anterior, focada na análise de como as propriedades do composto estão sendo inseridas nas análises de ciclo da vida, os autores concluíram que a maioria dos benefícios ainda não tem sido considerados de forma adequada (MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2013).. As propriedades relacionadas à fertilização e estoque de carbono, satisfatoriamente inseridas nas análises, representam apenas uma fração das propriedades cientificamente comprovadas e são as únicas contempladas nos estudos aqui revisados. Devido à dificuldade de quantificação, ou pouco conhecimento sobre a propriedade, os principais desafios para inserção estão associados à metodologia para quantificação e correlação com as categorias de impactos no ciclo de vida. De acordo com os autores (MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2013) outros benefícios cientificamente comprovados como redução de erosão, melhoria da umidade e tratabilidade do solo, redução no uso de pesticidas e doenças e aumento da qualidade nutricional e produtividade das culturas, ainda não inseridas nas análises de ciclo de vida.

É importante ressaltar que todos os pontos discutidos até agora, veem o composto orgânico com um fertilizante dentro do modelo agrícola tradicional. Os estudos não consideram um modelo de agricultura orgânica, que vai além da substituição dos fertilizantes sintéticos (GOMIERO; PIMENTEL, PAOLETTI, 2011). A fertilização e manejo orgânico apresentaram produtividade superior à convencional com uso de fertilizantes sintéticos em condições climáticas extremas, como secas e períodos de pluviosidade acima da média (SEUFERT; RAMANKUTTY; FOLEY, 2012). Os benefícios do uso do composto podem ainda ser potencializados se integrados à mudança de práticas agrícolas, como utilização de cobertura morta e plantio direto devido aumento do estoque de carbono nos solos (CARVALHO et al., 2009; BODDEY et al., 2010; GOMIERO; PIMENTEL, PAOLETTI, 2011). Todavia, o uso do composto no solo é a mudança apenas da prática de fertilização ou adubação, o que não caracteriza como agricultura orgânica. Diversos outros fatores, que apresentam maiores dificuldades de aplicação são necessários para a transição orgânica.

As emissões decorrentes da agricultura representam 14% das emissões de CO₂eq no mundo (IPCC, 2014). As principais medidas de mitigação do aquecimento

global no setor agrícola estão associadas a mudanças para sistemas de produção orgânica. A exclusão do uso de fertilizantes sintéticos e sequestro de carbono com pela manutenção e reciclagem da matéria orgânica no solo são os principais mecanismos de mitigação do aquecimento global no setor (SCIALABBA; MÜLLER-LINDENLAUF, 2010). O corte no uso e produção de fertilizantes sintéticos somados ao potencial sequestro de carbono nos solos podem reduzir de 40 a 65% as emissões do setor agrícola mundial (NIGGLI et al., 2009). Ambas características estão em consonância com uso do composto de FORSU no solo e potencialmente no digestato, todavia ainda não suficientemente exploradas nos estudos revisados.

4. Conclusões

As análises com a perspectiva do ciclo de vida da FORSU estão principalmente concentradas na Europa, Ásia e América do Norte. Os países onde a FORSU é a principal parcela do RSU não tiveram representação significativa nos estudos revisados, talvez por barreiras do idioma ou limitações no desenvolvimento de estudos, que indicariam uma barreira importante a ser explorada.

As análises de ciclo de vida da FORSU ainda apresentam diversas divergências metodológicas em diversas etapas no ciclo de vida, principalmente com relação ao uso de variáveis locais e coerência nas fronteiras do sistema. As emissões das unidades de tratamento variam significativamente entre as metodologias e qualidade de manejo nas unidades, demonstrando a importância de medidas de monitoramento e controle para evitar impactos negativos das alternativas.

O sistema energético tem sido amplamente avaliado nos estudos de ciclo de vida da FORSU, principal etapa ao desempenho positivo da digestão anaeróbia. Todavia, a escolha da fonte substituída apresenta lacunas metodológicas. A substituição assume valores médios a partir de um mix elétrico/energético, ou substitui a fonte marginal, de maior impacto ambiental. Tal abordagem deve ser substituída pela substituição da energia a partir da dinâmica e fluxo local de geração e regulação da energia.

As principais limitações dos estudos residem no sistema agrícola, ainda limitado a consideração do estoque de carbono do composto e digestato e substituição dos impactos ambientais da produção dos fertilizantes. As emissões de uso no solo dos

fertilizantes substituídos devem ser consideradas em estudos futuros, visto que nesta etapa se concentra a maior parcela dos impactos do sistema.

Estudos com inclusão e solução das limitações descritas são necessários para melhor análise das alternativas de destinação da FORSU, principalmente com elaboração de estudos para a avaliação das alternativas no ambiente tropical, ainda não representado nos estudos.

CAPÍTULO II - IMPACTOS AMBIENTAIS DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: O caso da Região Metropolitana de São Paulo

1. Introdução

A superação do modelo de aterramento de resíduos sólidos, principalmente para a FORSU se faz necessária não só pelos impactos ambientais, como discutido até o momento neste trabalho, mas também pela ineficiência quanto ao uso da terra. Em 2015, cerca de metade dos municípios paulistas destinavam seus RSUs a aterros sanitários com vida útil menor que 5 anos, em sua maioria a aterros com vida útil inferior a 2 anos, como Paulínia e Santos⁵ (CETESB, 2016).

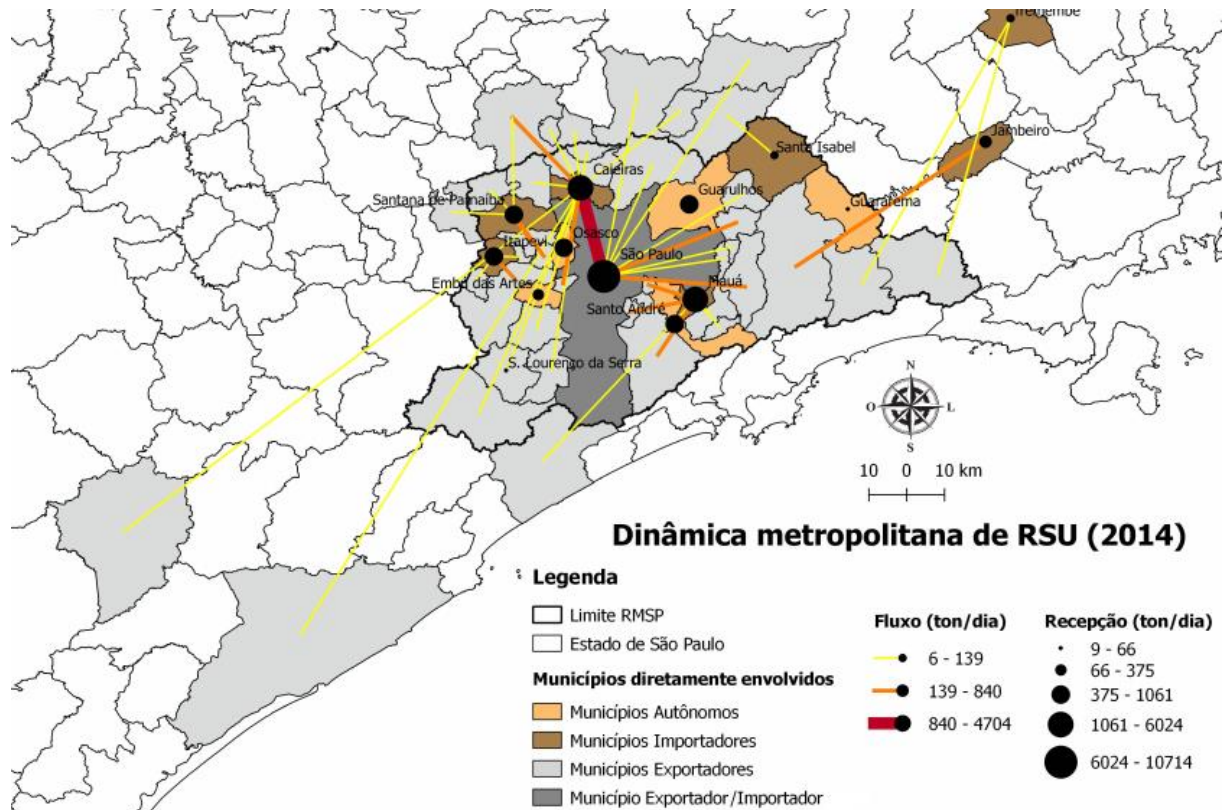
O setor de resíduos sólidos é responsável por parcela significativa dos Gases de Efeito Estufa (GEEs), junto com os setores de transporte e energia. Na capital paulista, o setor foi responsável por 15,6% das emissões de GEEs no ano de 2009 (SÃO PAULO, 2013). No Brasil, o setor foi responsável por 2,5% das emissões nacionais líquidas em 2014 (BRASIL, 2016a). As emissões tendem apenas a crescer, visto que a geração de RSU cresce em taxas superiores ao crescimento populacional devido ao aumento do padrão de consumo (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012).

A maior parte da disposição de resíduos sólidos urbanos dos municípios na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) é fora dos limites do município gerador (CETESB, 2017). O mesmo vale para os impactos ambientais, que são externalizados a outros municípios e munícipes devido ao transporte e disposição. O município de Caieiras recebe até 8.000 toneladas por dia, sendo apenas 80 toneladas geradas por seus habitantes (BRASIL, 2017b). A Figura 11 ilustra os fluxos de RSU entre os municípios das RMSP demonstrando a dinâmica supramunicipal envolvida.

A produção de RSU da RMSP é estimada em 20.592 toneladas por dia, com previsão de dobrar até 2030. Apenas a RMSP é responsável por 54% do RSU estadual e cerca de 10% do nacional. Um conjunto de 39 municípios com menos de 0,1% do território nacional e 3% do estadual (SÃO PAULO, 2014a; BRASIL, 2017b).

⁵ Desde 2015, último levantamento consolidado da CETESB, os aterros podem ter sofrido ampliação da vida útil. Entretanto, aumentos apenas paliativos.

Figura 11: Dinâmica de disposição de resíduos sólidos urbanos na Região Metropolitana de São Paulo.



Fonte: Vieira (2016).

A maior parcela do RSU brasileiro, e da RMSP, é a fração orgânica (FORSU) (BRASIL, 2012; SÃO PAULO, 2014a, 2014b). Conforme discutido ao longo dos capítulos anteriores, os principais impactos ambientais são consequência desta fração, além de problemas de saúde pública e gerenciamento dos aterros. Ainda que a FORSU seja a maior parcela do RSU no Estado existem apenas 5 usinas de compostagem de FORSU: Andradina, Garça, Parapuã, Ribeirão Grande e São José do Rio Preto (CETESB, 2017).

Siqueira e Assad (2015) apresentam outras experiências paulistas de compostagem. O estudo aponta que existe um grande insucesso nas experiências centralizadas de compostagem, com grande dificuldade devido ao modelo de coleta e aterramento já estabelecido nas cidades com ausência de incentivo do setor público.

Dado que a maior parte dos impactos ambientais da gestão de RSU está fora da unidade de tratamento (ERIKSSON et al., 2005; BOLDRIN et al., 2009; MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012) uma

análise da alternativa de destinação apenas a partir do olhar focado na unidade de tratamento é extremamente limitada. De acordo com Guinée et al. (2002) é de suma importância para solução dos problemas ambientais a escolha de medidas que não apenas desloquem os impactos para outra etapa do ciclo de vida. Portanto, a escolha adequada da fronteira do sistema a ser analisada é etapa chave neste processo (CHRISTENSEN et al., 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; LAURENT et al., 2014b).

Apesar da RMSP ser a região brasileira com a maior produção RSU (BRASIL, 2017b), esta possui uma especificidade frente outras áreas: o maior polo de produção de hortaliças do Brasil localiza-se em suas fronteiras, o Cinturão Verde de São Paulo (SÃO PAULO, 2008; IEA, 2017). O Cinturão Verde abrange a RMSP, parte da Baixada Santista e, parcialmente, as Regiões Administrativas de Campinas, Registro, São José dos Campos e Sorocaba, uma área de aproximadamente 1,7 milhões de hectares. A área abriga importantes serviços ecossistêmicos: recursos hídricos, segurança alimentar, serviços de regulação de processos da qualidade do ar e do clima e serviços culturais de recreação, turismo sustentável e esportes (RODRIGUES; VICTOR; PIRES, 2006).

A área é reconhecida principalmente pela provisão de água e alimento, devido intersecção a áreas de proteção de mananciais e produção olerícola. A proximidade com a produção de alimentos é de particular interesse a este trabalho. A região de Mogi das Cruzes, localizada na porção leste da RMSP, é destaque estadual e nacional na produção de frutas, hortaliças e cogumelos comestíveis. A maior parcela é destinada ao abastecimento da capital paulistana, Vale do Paraíba, Baixada Santista e Rio de Janeiro (IEA, 2017). As áreas de produção variam de 0 a 2000 hectares, sendo 96,4% até 50 hectares nos Escritórios de Desenvolvimento Rural de São Paulo e Mogi das Cruzes. As áreas somadas de unidades de produção agrícola cadastradas em 2008 eram superiores a 170.000 hectares (SÃO PAULO, 2008).

Em estudo anexo ao Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da capital paulista (SÃO PAULO, 2014b), estima-se que apenas 5% da área agrícola no raio de 50 quilômetros da cidade é suficiente para absorver todo composto orgânico gerado da FORSU da capital paulista. Além disto, a prática da adubação orgânica já é disseminada nestas áreas, sendo utilizada em 77% das unidades de produção

agrícola do Escritório de Desenvolvimento Rural de São Paulo e 51% em Mogi das Cruzes. A porcentagem é superior à média do estado, de 26% (SÃO PAULO, 2008).

O uso do composto pode reduzir impactos, não só pela redução de uso dos aterros sanitários, mas como também pela redução no uso de fertilizantes sintéticos. A eficiência no uso de fertilizantes sintéticos nitrogenados não atinge 30% em regiões tropicais devido alta pluviosidade e temperatura, acarretando a perda de 70% do nutriente para atmosfera e corpos hídricos (LARA CABEZAS et al. 2000; MENG; DING; CAI, 2005). As emissões resultam em acidificação e eutrofização de corpos hídricos, principal preocupação no cinturão verde dada proximidade aos mananciais.

Junto à valorização agrícola da FORSU, há opção de valorização energética pela digestão anaeróbia para produção de biogás e substituição de combustíveis fósseis veiculares ou geração elétrica (MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011). A necessidade de diversificação da matriz elétrica brasileira, segurança energética e busca de fontes renováveis de energia é compatível com tal tecnologia. Isto permitiria a redução dos impactos ambientais da produção elétrica a partir de carvão, óleo combustível e óleo diesel. Essas fontes representam quase 7% da energia elétrica produzida em 2016 (EPE, 2017).

Diversos estudos compararam o desempenho ambiental das alternativas de destinação da FORSU, como apresentado no capítulo 1. A digestão anaeróbia devido a substituição de fontes energéticas fósseis tem sido indicada como principal alternativa pela produção de dois produtos, o biogás e o digestato, outro fertilizante orgânico. Todavia, as condições dos estudos situam-se majoritariamente em clima temperado, onde a demanda por energia térmica existe, a principal fonte de energia é o carvão (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016) e a perda de nutrientes no uso de fertilizantes sintéticos no solo é inferior ao ambiente tropical brasileiro (PRIMAVESI, 2002; RICHARDS et al., 2016;).

Tais fatores são decisivos a determinação do desempenho ambiental das tecnologias para destinação da FORSU (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; LAURENT et al., 2014b; SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016). Além disto, os estudos comparativos entre alternativas de destinação ainda apresentam algumas lacunas metodológicas decisivas ao resultado. A característica do fluxo da energia gerada não tem sido considerada para escolher a fonte mais adequada de

substituição, como por exemplo, se a energia tem capacidade de estoque para regulação da energia ou tem de ser consumida assim que produzida, como solar e eólica (SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016). Na mesma revisão, apenas 3 de 19 estudos revisados avaliaram a redução das emissões dos fertilizantes sintéticos substituídos, mesmo contabilizando emissões geradas pelo composto e digestato.

Tais lacunas e condições diferentes não possibilitam a transposição de resultados para o contexto brasileiro, de diferente característica climática e matriz energética, com especificidades tropicais ainda não exploradas adequadamente em outros estudos. Este ponto é chave no entendimento das análises de ciclo de vida, que lidam com características locais e dificilmente generalizáveis (GUINÉE et al., 2002; LAURENT et al., 2014b).

Além destas variáveis associadas às tecnologias e manejo da FORSU, o contexto de gestão da FORSU no Brasil e na RMSP é completamente diferente de condições europeias. Atualmente, apenas o município de São Paulo tem quase 12 milhões de habitantes e recupera cerca de 1,3% do RSU por meio da coleta seletiva. O melhor índice de coleta seletiva dos RSU na RMSP é do município de Santana de Parnaíba com 6,88% de recuperação (BRASIL, 2016b). Nenhum município possui coleta seletiva exclusiva da FORSU, apenas da fração de recicláveis secos. A FORSU é coletada dentro da divisão “úmida” que gera contaminação ao produto da compostagem e digestão anaeróbia, inviabilizando seu uso como fertilizante de qualidade (HARGREAVES; ADL; WARMAN, 2008; SAVEYN; EDER, 2014).

Capitais europeias, com população na faixa de 500 mil habitantes, chegam a altas taxas de coleta seletiva da FORSU de 72,5% em Liubliana (Eslovênia), 47,1% em Dublin (Irlanda) e 42,7% em Helsink (Finlândia). Todavia, o tamanho da população na RMSP e estrutura urbana são totalmente diferentes das condições nestas cidades. Em Londres, onde a população aproxima-se de 8,5 milhões de habitante e a taxa de coleta seletiva da FORSU na fonte chega a 27%, um cenário de referência mais realista para São Paulo e RMSP. Roma e Berlim, outras grandes capitais ainda com população muito inferior a RMSP, chegam a taxas de 32% e 16% respectivamente. De acordo com relatório de revisão dos avanços da coleta seletiva nas 28 capitais da União Europeia, um grande desafio identificado é segregação da FORSU, apesar de avanços importantes na segregação de recicláveis secos (BIPRO/CRI, 2015).

Portanto, o objetivo deste capítulo é avaliar os principais impactos ambientais de potencial de aquecimento global (GWP), acidificação (PAc) e eutrofização (PEu) da gestão da FORSU, identificados no capítulo anterior, para as alternativas de compostagem e digestão anaeróbia, no contexto de gestão de RSU na RMSP.

2. Metodologia

2.1. Área de Estudo e Coleta de Dados

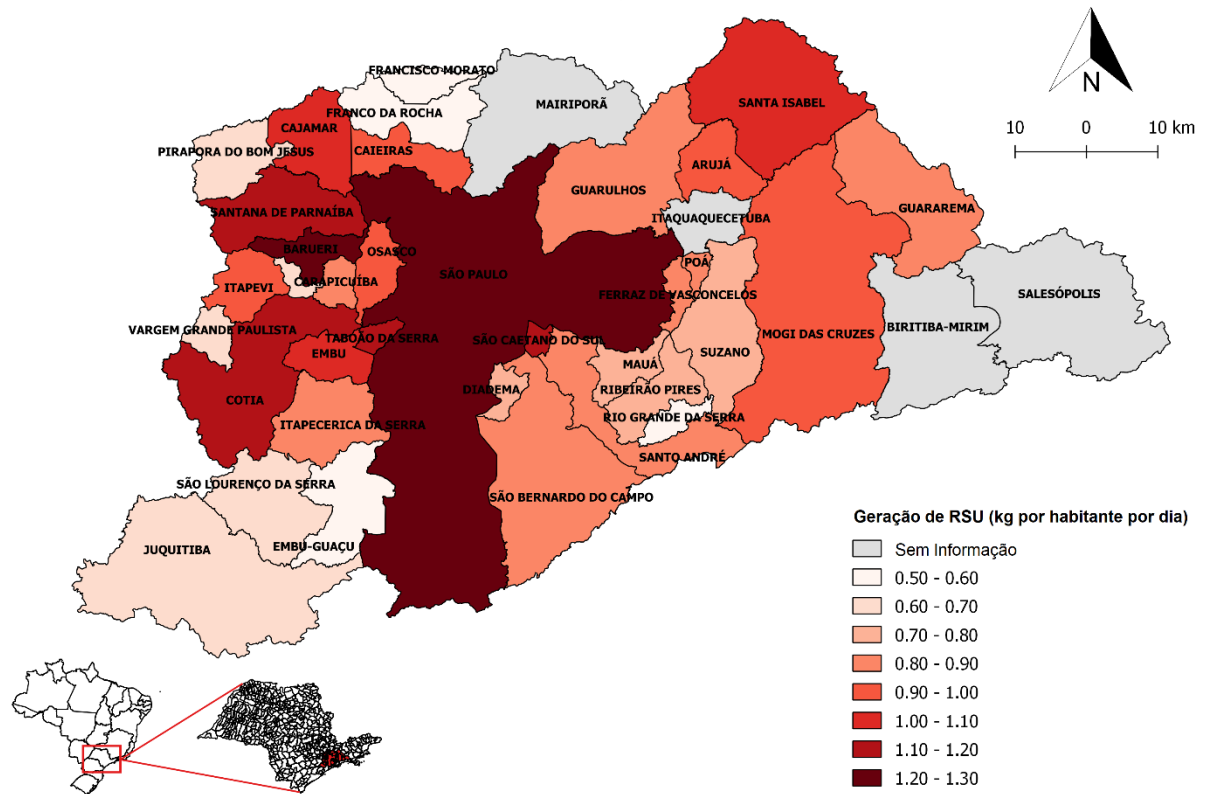
A RMSP é instituída pela Lei Complementar Federal nº 14 de 1973 (Figura 12). A RMSP engloba 39 municípios, com 21,4 milhões de habitantes em 2017 (IBGE, 2017a) e PIB de R\$ 1,06 trilhões, 55% do PIB paulista e quase 18% do nacional em 2015 (IBGE, 2017b).

Os 39 municípios da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) são: Arujá, Barueri, Biritiba-Mirim, Caieiras, Cajamar, Carapicuíba, Cotia, Diadema, Embu, Embu-Guaçu, Ferraz de Vasconcelos, Francisco Morato, Franco da Rocha, Guararema, Guarulhos, Itapeverica da Serra, Itapevi, Itaquaquecetuba, Jandira, Juquitiba, Mairiporã, Mauá, Mogi das Cruzes, Osasco, Pirapora do Bom Jesus, Póá, Ribeirão Pires, Rio Grande da Serra, Salesópolis, Santa Isabel, Santana de Parnaíba, Santo André, São Bernardo do Campo, São Caetano do Sul, São Lourenço da Serra, São Paulo, Suzano, Taboão da Serra e Vargem Grande Paulista.

Os dados com relação à gestão de RSU utilizados neste trabalho foram obtidos a partir de análise documental do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – Resíduos Sólidos (SNIS-RS) (BRASIL, 2016b), dos Planos de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS) dos municípios e do Inventário de Resíduos Sólidos Urbanos da CETESB (CETESB, 2017).

A utilização de dados foi preferencialmente do SNIS por se tratar de fonte oficial, seguidos pelos PGIRS e por fim CETESB (2017). Os PGIRS foram obtidos tanto pela internet, quanto pelo contato direto com a secretaria municipal competente e municípios.

Figura 12: Localização da Região Metropolitana de São Paulo e geração de RSU por habitante por dia dos municípios.



Fonte: Vieira e Matheus (2018)

2.1.1. Geração de Resíduos Sólidos Urbanos

Os dados de geração de RSU foram obtidos no SNIS-RS para os municípios que responderam, com base no ano de 2014 (BRASIL, 2016b). Os municípios que não responderam o SNIS, mas destinavam os resíduos para municípios que declararam massa recebida no SNIS tiveram a massa gerada obtida pela massa que entra na unidade declarante.

O município que não foi possível a obtenção dos dados como descrito anteriormente teve a massa gerada estimada com base em Vieira e Matheus (2018) a partir da renda per capita no Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil (PNUD, IPEA; FJP, 2013).

2.1.2. Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU)

A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) nos municípios foi obtida a partir da análise dos PGIRS municipais em que a gravimetria foi apresentada. Os municípios que não apresentaram gravimetria dos RSU, a médio da RMSP foi utilizada.

2.1.3. Áreas cultivadas no Estado de São Paulo, demanda por composto e distância de transporte

As áreas cultivadas no Estado no São Paulo foram obtidas na publicação das “Estatísticas da Produção Paulista” para o ano de 2016 (IEA, 2017). As taxas de aplicação de composto orgânico por hectare ou pé, para hortaliças e frutíferas foram obtidas em Trani et al. (2013) e para o eucalipto no estudo de Andrade (2002).

A partir da FORSU nos municípios, a geração de RSU e a aproximação de que 40% da FORSU se tornará composto (AMLINGER; PEYR; CUHLS, 2008; BLENGINI, 2008; BOLDRIN ET AL., 2009, 2010; TAKATA ET AL., 2013), junto ao potencial de aplicação de composto orgânico nas unidades agrícolas, a distância para transportar o composto resultante da totalidade da FORSU da RMSP foi estimada.

Os municípios que não informaram a FORSU em seus respectivos PGIRS ou não possuíam PGIRS, a média da RMSP foi utilizada para estimar a geração.

2.2. Descrição da análise de ciclo de vida

Para analisar os impactos optou-se por dividir os cenários para cada alternativa tecnológica de destinação da FORSU (compostagem e digestão anaeróbia) e uso de seus produtos. As alternativas tecnológicas avaliadas são apresentadas na Tabela 8.

As fases inclusas neste estudo são apenas as obrigatórias de acordo com a norma ISO 14040/NBR ISO 14040: definição de objetivo da análise do ciclo de vida, escopo com unidade funcional e fronteiras e caracterização. Estas são as etapas objetivas do processo de análise do ciclo de vida e de interesse a este estudo de foco acadêmico. As etapas de normalização e atribuição de pesos não foram realizadas, por dependerem fortemente de juízos de valor.

Tabela 8: Alternativas tecnológicas avaliadas e descrição resumida.

Alternativa Tecnológica		Descrição
COMPOSTAGEM	Compostagem Doméstica (CDOM)	A FORSU é tratada em composteiras domésticas. O composto é utilizado em jardinagem amadora e não substituí fertilizante sintético.
	Compostagem Centralizada (CC)	A FORSU é destinada a unidades de compostagem centralizadas em diferentes manejos. O composto é utilizado em unidades agrícolas com substituição de fertilizante sintético.
DIGESTÃO ANAERÓBIA	Digestão Anaeróbia - Eletricidade (DA-E)	A FORSU é destinada a unidades de digestão anaeróbia. O biogás é queimado para produção de energia elétrica e o digestato é utilizado em unidades agrícolas com substituição de fertilizante sintético.
	Digestão Anaeróbia – Compostagem – Eletricidade (DA-C-E)	A FORSU é destinada a unidades de digestão anaeróbia. O biogás é queimado para produção de energia elétrica e o digestato é compostado. O composto é utilizado em unidades agrícolas com substituição de fertilizante sintético.
	Digestão Anaeróbia – Biometano (DA-BIO)	A FORSU é destinada a unidades de digestão anaeróbia. O biogás é refinado em biometano e utilizado nos caminhões de coleta, onde substitui o diesel. O digestato é utilizado em unidades agrícolas com substituição de fertilizante sintético.
	Digestão Anaeróbia – Compostagem- Biometano DA-C-BIO	A FORSU é destinada a unidades de digestão anaeróbia. O biogás é refinado em biometano e utilizado nos caminhões de coleta, onde substitui o diesel. O digestato é compostado. O composto é utilizado em unidades agrícolas com substituição de fertilizante sintético.

Fonte: Elaborado pelo autor.

2.2.1. Objetivo

O objetivo da análise é quantificar os impactos ambientais: potencial de aquecimento global (GWP), potencial de acidificação (PAC) e potencial de eutrofização (PEu) das alternativas de compostagem e digestão anaeróbia na RMSP sob diferentes cenários de manejo e gestão.

2.2.2. Escopo

2.2.2.1. Unidade funcional

A unidade funcional adotada é o tratamento de 1 tonelada da FORSU da RMSP. Apesar da unidade adotada ser classificada como um fluxo elementar (LAURENT et al., 2014b) e não representar o fluxo total de resíduos da RMSP, de 20.592 toneladas

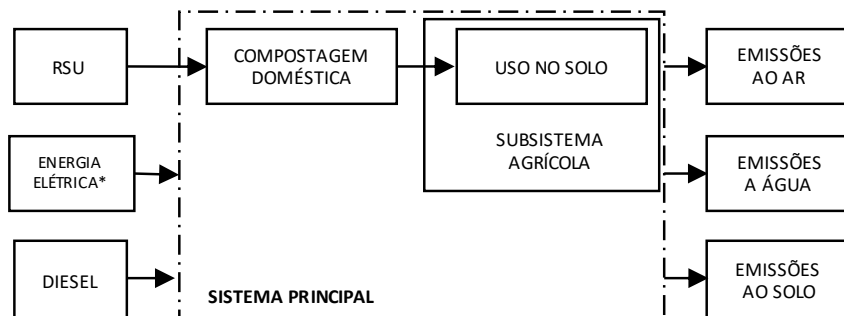
por dia (SÃO PAULO, 2014a), a unidade facilita comparação.

2.2.2.2. Fronteiras do sistema

O sistema inclui as etapas de coleta e transporte, pré-tratamento, tratamento e pós-tratamento, no caso uso energético (veicular ou termelétrico) e uso no solo (emissões diretas e indiretas dos fertilizantes). As fronteiras do sistema expandido incluem a substituição de fontes energéticas (extração, provisão e uso) e fertilizantes sintético (produção e uso no solo), subsistemas chamados neste estudo como energético e agrícola.

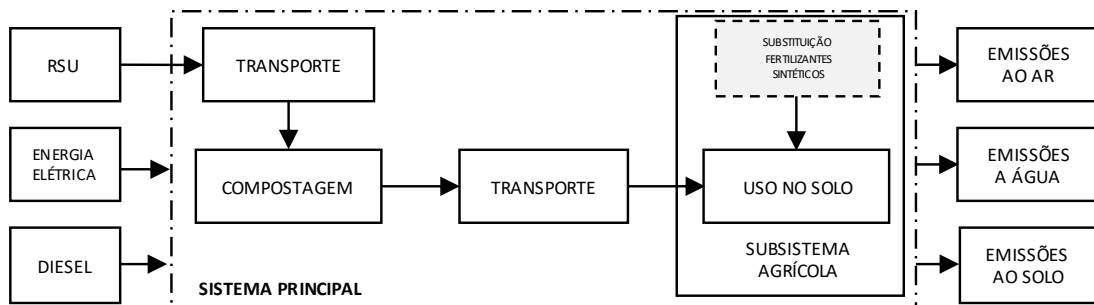
As Figuras de 13, 14 e 15 ilustram os processos, fronteiras dos sistemas e o fluxograma da FORSU para cada alternativa tecnológica.

Figura 13: Fluxograma, subsistemas e fronteiras do sistema principal da alternativa de CDOM.



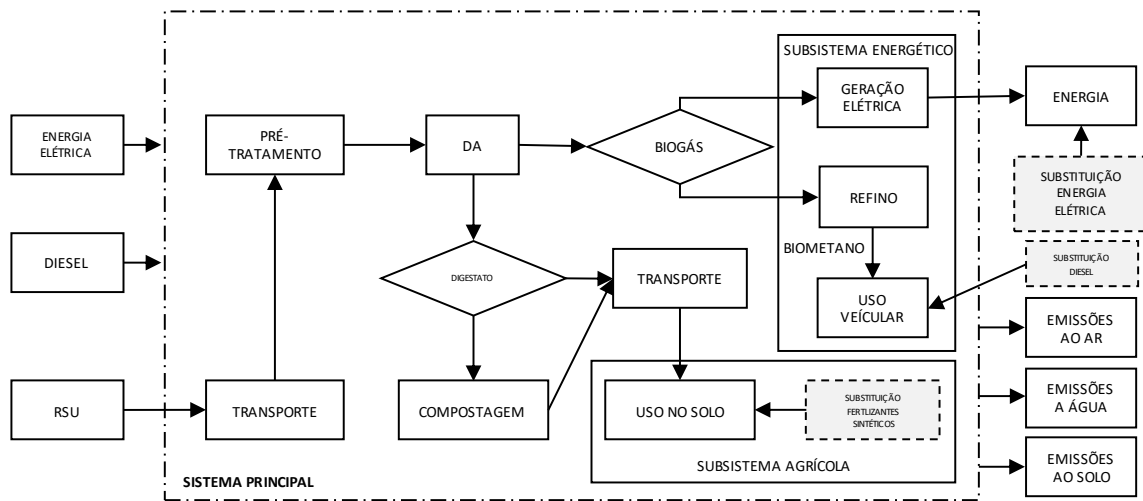
Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 14: Fluxograma, subsistemas e fronteiras do sistema principal da alternativa de CC.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 15: Fluxograma, subsistemas e fronteiras do sistema principal das alternativas de digestão anaeróbia (DA-E/DA-C-E/DA-BIO/DA-C-BIO).



Fonte: Elaborado pelo autor.

A produção dos bens de consumo, como caminhões e contêineres, matéria prima e construção das unidades de tratamento não estão inclusos. Tais entradas não são representativas para as alternativas e categorias de impacto em estudo (ZHAO et al., 2009; BROGAARD; CHRISTENSEN, 2016).

2.2.2.3. Caracterização e avaliação dos impactos ambientais

As emissões presentes nos inventários e estudos descritos anteriormente foram agregadas nas principais categorias de impacto ambiental levantadas no capítulo 1: potencial de aquecimento global (GWP), potencial de acidificação (PAC) e potencial de eutrofização (PEu).

O GWP foi caracterizado com base na métrica do CO₂ eq de acordo com a metodologia do IPCC (2013). O PAC em kg SO₂ eq e PEu em kg PO₄³⁻eq foram caracterizados de acordo com Guinée et al. (2002). É importante ressaltar que a metodologia estima o potencial de impacto ambiental, não necessariamente o real.

As emissões de gás carbônico de origem biogênica, ou seja, derivadas da FORSU no sistema foram consideradas como neutras (GWP = 0) em acordo com IPCC (2013) e Christensen et al. (2009). Os fatores de caracterização estão

compilados na Tabela 9.

Tabela 9: Fatores de caracterização para Potencial de Aquecimento Global (GWP), Acidificação (PAC) e Eutrofização (PEu) das emissões consideradas neste estudo.

<i>nº</i>	<i>Emissão</i>	<i>Fator GWP (CO₂ eq)</i>	<i>Fator PAC (SO₂ eq)</i>	<i>Fator PEu (PO₄³⁻ eq)</i>
1	CO ₂	1	0	0
2	CO ₂ biogênico	0	0	0
3	CH ₄ biogênico	28	0	0
4	CH ₄ fóssil	30	0	0
5	N ₂ O	265	0	0,27
6	NH ₃	0	1,88	0,35
7	HCl	0	0,88	0
8	HF	0	1,6	0
9	H ₂ S	0	1,88	0
10	HNO ₃	0	0,51	0,1
11	NO ₂	0	0,7	0,13
12	NO	0	1,07	0,2
13	H ₃ PO ₄	0	0,98	0,97
14	SO ₂	0	1	0
15	SO ₃	0	0,8	0
16	H ₂ SO ₄	0	0,65	0
17	NH ₄ ⁺	0	0	0,33
18	N ₂	0	0	0,42
19	NO ₂ ⁻	0	0	0,1
20	NO ₃ ⁻	0	0	0,1
21	PO ₄ ³⁻	0	0	1
22	P	0	0	3,06
23	P ₂ O ₅	0	0	1,34
24	DQO	0	0	0,022

Fonte: Elaborado pelo autor baseado em IPCC, 2013 (GWP) e GUINÉE et al., 2002 (PAC e PEu).

O cálculo do GWP, PAC e PEu do ciclo de vida de cada alternativa de destinação da FORSU foi realizado com base nas equações 1, 2 e 3 apresentadas abaixo, respectivamente.

$$GWP = \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^{24} FE_{ij} * Fator\ GWP_i * FR_j \quad (1)$$

$$PAc = \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^{24} FE_{ij} * Fator\ PAc_i * FR_j \quad (2)$$

$$PEu = \sum_{j=1}^n \sum_{i=1}^{24} FE_{ij} * Fator\ PEu_i * FR_j \quad (3)$$

onde,

i = índice de emissão, que identifica a substância na Tabela 9;

j = processo do ciclo de vida, sendo n a último processo no ciclo de vida de acordo com a alternativa em análise, ilustrados nas Figuras 13-15 e item 2.4;

FE = fator de emissão da substância i para o processo j simulado de acordo com a Tabela 11 ou obtido em inventário (Tabela 12), sendo que em processos no sistema compensatório e estoque de carbono o fator de emissão é negativo;

Fator GWP = fator de equivalência da substância i em CO₂ eq (Tabela 9);

Fator PAc = fator de equivalência da substância i em SO₂ eq (Tabela 9);

Fator PEu = fator de equivalência da substância i em PO₄³⁻eq (Tabela 9);

FR = fluxo de referência do processo j discriminado na Tabela 11.

2.3. Construção dos Cenários de Manejo da FORSU

Os cenários de manejo consideram características tecnológicas e operacionais inerentes a cada sistema em suas diferentes etapas. Para tanto, a análise de ciclo de vida da FORSU nos diferentes cenários de manejo considerou algumas premissas:

1) A FORSU é segregada na fonte em coleta individualizada. Logo o fertilizante orgânico derivado da FORSU não possui contaminantes, permitindo uso agrícola.

2) Os processos de tratamento (compostagem e digestão anaeróbia) operam dentro dos padrões de qualidade, ou seja, um processo sanitizado. Isto garante o uso do fertilizante no solo de forma segura⁶;

Os cenários de manejo foram construídos a partir da variação dos fatores levantados em revisão e apresentados no capítulo anterior de modo a representar tanto a situação mais provável, quanto situações extremas de manejo. Tal

⁶ Parâmetros de controle e qualidade do manejo para unidades brasileiras foram recém estabelecidos pela Resolução Conama 481/17.

metodologia resultou na construção de três cenários de manejo:

Baixa Qualidade de Manejo (BQM): A unidade de tratamento da FORSU opera sob condições de baixa qualidade de controle e monitoramento. Isto resulta em altas emissões e baixa qualidade do fertilizante orgânico produzido, reduzindo seu potencial de substituição dos fertilizantes sintéticos. O sistema compensatório substituído é o de melhor qualidade possível, representando assim o pior cenário disponível para substituição. Por exemplo, o cenário retrata instalações de compostagem ao ar livre, com baixa eficiência de aeração (baixa qualidade de manejo) e o composto produzido substitui fertilizante sintético aplicado nas condições ambientais ideais sob baixas perdas (sistema compensatório de alta qualidade). Na digestão anaeróbia, a unidade de tratamento tem alta taxa de emissões fugitivas de metano e utilização de sistemas de estoque de digestato ao ar livre (baixa qualidade de manejo) e a energia substituída tem baixas emissões, como a hidrelétrica (sistema compensatório de alta qualidade).

Manejo Mais Provável (MMP): O cenário baseia-se em valores medianos dos parâmetros disponíveis na literatura revisada. Este retrata a alternativa e condições mais presentes e consolidadas no cenário internacional e de mais provável implantação no Brasil, sem altos investimentos na melhor tecnologia disponível. O sistema compensatório substituído é o mais provável nas condições brasileiras, no caso substituição do gás natural e valores medianos de emissões no uso de fertilizantes sintéticos. Tecnologias de compostagem dentro deste escopo são no geral leiras otimamente manejadas ou em locais fechados com filtro, ou reator simples. No caso da digestão anaeróbia considera-se sistemas com emissões fugitivas dentro da mediana mundial.

Melhor Manejo Disponível (MMD): O cenário considera o uso da melhor tecnologia disponível para tratamento da FORSU. Os produtos oriundos substituem seus equivalentes de pior qualidade ambiental, como fontes energéticas com altos fatores de emissões e fertilizantes sintéticos sob altas perdas.

Os cenários BQM e MMD não são cenários reais, porque retratam situações extremas para propiciar uma análise da incerteza associada a tomada de decisão. Estes intervalos não figuram como uma faixa de incerteza estatística, mas de incerteza associada a decisão tomada. A Tabela 10 apresenta sinteticamente as características de cada cenário de manejo nas etapas do ciclo de vida em estudo.

Tabela 10: Descrição dos cenários de manejo com relação às etapas do ciclo de vida da FORSU para o sistema estudado.

Sistema	Etapa	Baixa Qualidade de Manejo (BQM)	Manejo Mais Provável (MMP)	Melhor Manejo Disponível (MMD)
UNIDADE DE RSU	Pré-Tratamento	Baixo Consumo Elétrico	Consumo Elétrico Mediano	Alto Consumo Elétrico
	Tratamento	Altas emissões devido ao baixo controle e qualidade de manejo do processo de tratamento.	Emissões medianas com sistemas de controle e/ou manejo consistentes. Todavia, ainda não é empregada a melhor tecnologia disponível.	Emprego da melhor tecnologia e manejo disponível, desde reatores a filtros e sistemas de detecção e captura de gases fugitivos.
SUBSISTEMA ENERGETICO	Geração de Biogás	Baixa	Mediana	Alta
	Eficiência de Transformação Elétrica	Baixa	Mediana	Alta
	Fonte Elétrica Substituída	Matriz de Baixa Emissão (Hidrelétrica)	Matriz de Emissão Mediana (Gás Natural)	Matriz de Alta Emissão (Mix Termelétrico - Carvão, Óleo Combustível e Diesel)
SUBSISTEMA AGRÍCOLA	Produção de Digestato	Alta	Mediana	Baixa
	NPK - Fertilizante Orgânico	Baixas concentrações de NPK devido a altas perdas no tratamento	Concentração medianas de NPK devido a processo de tratamento bem controlado	Altas concentrações de NPK devido emprego da melhor tecnologia e manejo disponível no tratamento, minimizando ao máximo as perdas
	Equivalência N _{mineral}	Baixa	Média	Alta
	Uso no Solo (Fertilizante Orgânico)	Altas perdas de nitrogênio por volatilização, lixiviação e escoamento devido a aplicação e manejo inadequado	Perdas medianas de nitrogênio por volatilização, lixiviação e escoamento devido a aplicação e manejo adequado	Baixas perdas de nitrogênio por volatilização, lixiviação e escoamento devido ao uso de melhor manejo e tecnologia disponível para aplicação
	Uso no Solo (Fertilizante Sintético)	Baixas perdas de nitrogênio por volatilização de N ₂ O e lixiviação de NO ₃ ⁻ , a maior parcela é perdida como NH ₃ volatilizado devido uso de melhor manejo e tecnologia disponível para aplicação	Perdas medianas de nitrogênio por volatilização, lixiviação e escoamento devido a aplicação e manejo adequado	Altas perdas de nitrogênio por volatilização de N ₂ O e lixiviação de NO ₃ ⁻ , a menor parcela é perdida como NH ₃ volatilizado devido baixa qualidade e controle do manejo e tecnologia para aplicação

Alta, média e baixa são valores de máximos, médias e mínimos dos conjuntos de dados encontrados na literatura para cada parâmetro.

Fonte: Elaborado pelo autor

2.4. Definição dos parâmetros de emissão das etapas e processos das alternativas tecnológicas

Os parâmetros do sistema principal foram coletados a partir de revisão bibliográfica e adequação as condições brasileiras, a fim de simular cenários de manejo e estão descritos abaixo para cada alternativa. Outros processos associados ao sistema foram extraídos de bases de dados. Bases de acesso pago (Ecolnvent e GaBi) não foram utilizadas neste estudo, devido ao acesso restrito pelo custo e condições nem sempre representativas ao contexto brasileiro⁷.

2.4.1. Composteira Doméstica

Não há substituição da produção e uso de fertilizante sintético, porque assume-se que a compostagem doméstica não atenderia aos critérios exigidos para uso agrícola seguro, dificilmente seria desenvolvido sistema logístico para destinação deste composto e não há provável uso de fertilizante sintético na jardinagem amadora nesta escala.

O composto doméstico apresenta menor concentração de nutrientes (NPK) quando comparado com composto industrial (MARTÍNEZ-BLANCO, 2010) devido a maiores perdas pelas emissões decorrentes do manejo de menor qualidade. A perda de massa média é de 60% (AMLINGER; PEYR; CUHLS, 2008; ANDERSEN et al., 2011; CÓLON et al., 2012). Os cenários BQM e MMP consideram o uso de um triturador doméstico de podas para uso do material na composteira doméstica, de acordo com Cólón et al. (2012).

2.4.2. Coleta e Transporte

O inventário de emissões veiculares da CETESB (2017a) forneceu as emissões para a etapa de coleta e transporte. Durante o ciclo de vida da FORSU existem duas etapas de transporte, durante a coleta da FORSU e no transporte do fertilizante produzido. A alternativa de CDOM não existe etapa de coleta e transporte.

A tipologia do inventário para os veículos de coleta e transporte da FORSU à unidade de tratamento, caminhão compactador, é um veículo semipesado (15 – 40

⁷ Em fase inicial de elaboração existe o Banco Nacional de Inventários de Ciclo de Vida (SiCV) elaborado pelo MCTIC e IBICT para fomentar a construção de bases de dados brasileiras. Todavia com um escopo limitado de processos até a realização deste estudo. Link: <https://sicv.ibict.br/>

toneladas) com capacidade média de 12 toneladas de FORSU. A distância média de transporte é de 35 km apenas ida. Para efeito de cálculo, o caminhão volta vazio, totalizando distância de 70 km.

O transporte do fertilizante orgânico é normalmente realizado por treminhão ou caminhão bitrem para composto orgânico com capacidade para 50 toneladas e em caminhão pipa de 35 m³ de capacidade para o digestato. A categoria associada no inventário é o veículo pesado. A distância média para transporte do composto orgânico é estimada em 80 km para o composto e 100 km para do digestato, conforme apresentado a partir da demanda estimada no Cinturão Verde⁸.

Os veículos semipesados e pesados utilizam diesel S-500 para circulação.

2.4.3. Unidade de Compostagem Centralizada

A FORSU é coletada a partir de segregação na fonte e destinada a unidades de tratamento que variam sua qualidade de acordo com os cenários de manejo. A perda de massa média é de 60% (AMLINGER; PEYR; CUHLS, 2008; BLENGINI, 2008; BOLDRIN ET AL., 2009, 2010; TAKATA ET AL., 2013).

Os fatores de emissão utilizados para a unidade de compostagem variam de acordo com a tecnologia e qualidade do manejo, sendo que sistema com baixa aeração tem emissões superiores de metano e com umidade baixa sob temperaturas altas aumentam as emissões de amônia. As emissões consideradas foram metano, amônia, óxido nitroso e as emissões devido consumo de diesel e eletricidade. O consumo de diesel e eletricidade aumentou do cenário de BQM para o MMD, visto que para controle das emissões é necessária maior automação ou gasto energético com reviras e sistema de captura e controle de gases. Os fatores de emissão e parâmetros foram utilizados com base em literatura revisada apresentados na Tabela 3 (pg. 46), os parâmetros foram utilizados considerando os cenários de manejo.

Dos estudos apresentados na tabela, as medições de Cólón et al. (2012) para a alternativa de leiras reviradas foi desconsiderada, devido a discrepância com

⁸ A distância ideal para transporte economicamente viável do composto é de 100-150 km da unidade de tratamento. No geral, o transporte ocorre em lotes de 50 toneladas, mas existem exceções a pequenas propriedades agrícola que recebem lotes de 10 toneladas. [informação obtida por contato telefônico com unidade de compostagem produtora de composto orgânico certificado a partir de FORSU no Estado de São Paulo]

medições similares (AMLINGER; PEYR; CUHLS, 2008) e não ser compatível com a quantidade de N estimada para a FORSU brasileira. O autor mediu a emissão de 8,63 quilos de NH_3 por tonelada de FORSU, sendo que a concentração de N na FORSU brasileira estimada é inferior (BERNSTAD; SOUZA; VALLE, 2017).

Os fatores de emissão para os cenários estão apresentados na Tabela 11.

2.4.4. Unidade de Digestão Anaeróbia

A opção tecnológica de digestão anaeróbia engloba 4 diferentes alternativas que possuem em comum o processo principal do tratamento biológico anaeróbio, com a finalidade de produção de biogás e aproveitamento energético.

Na digestão anaeróbia ainda existem opções quanto a rota tecnológica para produção do biogás, como rotas úmida e secas, mesofílicas e termofílicas e reatores em estágio único ou duplo (MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009). A demanda e consumo elétrico do pré-tratamento varia de acordo com a opção devido à maior/menor diluição, homogeneização, adição de aditivos, etc (TAKATA et al., 2013; BERNSTAD; SOUZA; VALLE, 2017).

A geração de metano (CH_4) para produção elétrica ou uso veicular resulta em emissões fugitivas. A faixa de emissões para unidades de DA informada pelo IPCC é entre de 0 a 10% do metano produzido, com média de 5% (IPCC, 2006). De acordo com o Agência Ambiental Dinamarquesa, a mediana das emissões de plantas de larga escala no país, é de 4,9% do metano para unidades que recebem FORSU (DEA, 2015). Este valor é utilizado para definir cenário de MMP. Holmgren et al. (2015) corrobora os mesmos valores em revisão a unidades europeias e estima que em uma unidade sueca de referência, as emissões situaram-se até 1,1%. Reinelt et al. (2017) aponta valor máximo de 3% para as unidades suecas revisadas. Logo, o limite superior do IPCC (2006) foi usado como situação de BQM e o valor estimado por Holmgren et al. (2015) como MMD. Estas taxas de emissão consideram emissões fugitivas na operação do reator, nas tubulações do biogás e estoque do digestato, variando com a tecnologia e manejo utilizados em cada unidade.

A produção de biogás por tonelada de FORSU varia de acordo com a característica dos resíduos de entrada, tempo de residência no reator, temperatura

mantida, etc. Os valores situam-se entre 80 e 166 Nm³ por tonelada de FORSU (MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; TAKATA et al., 2013; JENSEN; MØLLER; SCHEUTZ, 2017), que definiram os cenários de manejo (Tabela 11). A Tabela 5 (pg. 56) apresenta uma revisão de geração de biogás a partir de FORSU e foi base para elaborar os cenários de manejo.

O uso do biogás varia de acordo com as alternativas construídas. As opções DA-E e DA-C-E foram avaliadas quanto a queima do biogás para geração elétrica e DA-BIO e DA-C-BIO considerou-se o uso do biogás purificado em biometano como combustível veicular.

Além do biogás, o processo gera o digestato. As características do digestato variam de acordo com o processo de digestão escolhido, principalmente com relação ao teor de sólidos totais/umidade no reator. A rota úmida favorece altas gerações de digestato em comparação com a rota seca, devido a operação sob baixos teores de sólidos totais (~ 5%). A geração de digestato varia de 1 tonelada a 2,4 tonelada de digestato por tonelada de FORSU, sendo que parte do digestato é reciclado para controle do teor de sólidos totais no reator (TAKATA et al., 2013; CHIEW et al., 2015; DI MARIA et al., 2016; JENSEN; MØLLER; SCHEUTZ, 2017). Os valores são apresentados para cada estudo na Tabela 4 (pg. 48). A produção de digestato foi definida dentro deste intervalo e está apresentada na Tabela 11.

2.4.5. Compostagem do Digestato

Devido ao baixo índice de estabilidade do digestato para aplicação direta no solo e altas concentrações de amônia disponível, o produto apresenta riscos ao meio ambiente durante seu manejo e aplicação no solo (TAMBONE et al., 2010; GRIGATTI et al., 2011; TEGLIA; TREMIER; MARTEL, 2011; NKOA, 2014; NICHOLSON et al., 2017). Diversas unidades de tratamento possuem etapa de pós-compostagem para tratamento deste produto e transformação em composto utilizável na agricultura (TAKATA et al., 2013; DI MARIA et al., 2016; JENSEN; MØLLER; SCHEUTZ, 2017).

Neste sentido, alternativas com pós-compostagem do digestato para transformação em composto (DA-C-E e DA-C-BIO) foram avaliadas. Os valores de emissões de compostagem do digestato foram obtidas do trabalho de Jensen, Møller e Scheutz (2017), único estudo encontrado que apresentou emissões da

compostagem do digestato de forma separada. Para os cenários considerados a compostagem de digestato gera 400 quilos de composto por tonelada de FORSU recebida (DI MARIA et al., 2016; JENSEN; MØLLER; SCHEUTZ, 2017). A principal diferença entre os processos de digestão anaeróbia é a umidade que aumenta a geração de digestato, todavia isso não interfere diretamente no composto final visto que a umidade é evaporada ou absorvida pelo material estruturante durante a compostagem. Assim, o valor de geração do composto de digestato foi considerada a mesma em todos os cenários.

2.4.6. Subsistema Energético

O biogás produzido foi considerado com média de 60% de metano v/v, densidade de $1,2 \text{ kg Nm}^{-3}$ (PERSSON; JÖNSSON; WELLINGER, 2006) e poder calorífico 22 MJ Nm^{-3} (BLENGINI, 2008; CÓLON et al., 2012; TAKATA et al. 2013), valores utilizados para cálculo da geração de biometano e eletricidade (Tabela 11).

O biogás apresenta duas rotas de destinação nas plantas de digestão anaeróbia: queima para geração elétrica ou purificação para produção de biometano e uso veicular.

2.4.6.1. Geração Elétrica

O biogás produzido é queimado para produção de energia elétrica. Não foi considerado aproveitamento da energia térmica produzida para aquecimento doméstico ou outro uso, como em unidades europeias, devido as condições tropicais brasileiras. Todavia, o calor necessário para o aquecimento dos reatores é aproveitado.

A eficiência de transformação elétrica é variável entre as tecnologias utilizadas. Para duas unidades japonesas Takata et al. (2013) apresenta intervalo de 27 – 33%, em unidades dinamarquesas os valores variam de 23,5% a 40,2% (NIELSEN; ILLERUP, 2003) e no Reino Unido de 32% a 50% (STYLES et al., 2016). A eficiência média de transformação elétrica brasileira para o gás natural (combustível similar ao biogás), nos oito primeiros meses de 2017 foi de 37,85% (BRASIL, 2017c).

A matriz elétrica brasileira é majoritariamente baseada na produção hidrelétrica.

Apesar da comum suposição de substituição do mix elétrico nos estudos de análise de ciclo de vida, a substituição deve considerar o tipo de fluxo energético gerado e a dinâmica de regulação do país (SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016). Logo, apenas as fontes utilizadas para controle da demanda, ou seja, com capacidade de estoque foram substituídas: as termelétricas e hidrelétricas, visto que o biogás tem potencial de ser utilizado com estoque se a unidade de digestão anaeróbia for planejada para isto.

A oferta termelétrica brasileira é constituída por carvão vapor, óleo diesel e combustível, nuclear e gás natural (EPE, 2017). Logo o cenário de MMP a termelétricidade a partir de biogás substitui o gás natural, fonte de maior parcela na termelétricidade brasileira. Todavia, fontes fósseis de maior impacto ambiental ainda tem participação na matriz brasileira, como carvão e derivados de petróleo. De acordo com o Plano Nacional de Energia projeta-se a redução da participação destas fontes na matriz elétrica (BRASIL, 2007; EPE, 2017).

Portanto, para o cenário MMD, considerou-se a substituição das fontes, com base no equivalente de energia elétrica produzida, nas proporções: carvão (44%), óleo combustível (31%) e óleo diesel (24%) de acordo com a representatividade para produção termelétrica, excluído o gás natural e a biomassa (EPE, 2017). Este mix de substituição será referido neste trabalho como mix termelétrico marginal. No mesmo sentido, o cenário de BQM avalia a substituição de hidroeleticidade, retratando um cenário futuro de alta participação de fontes renováveis como eólica, solar, biomassa e outras, com o uso das hidrelétricas para regulação da demanda.

Os inventários de emissões utilizados para cálculo das substituições estão apresentados na Tabela 12.

2.4.6.2. Uso Veicular – Biometano

A purificação do biogás visa a produção de combustível de maior poder calorífico devido a maior concentração de metano com a retirada do gás carbônico. A purificação do biogás em biometano ocasiona emissões adicionais de 1% para o metano, mais traços de sulfeto de hidrogênio (H_2S) e dióxido de enxofre (SO_2) (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011; DI MARIA et al., 2016). O processo consome

média de 1,13 kWh por Nm³ de biometano produzido (DI MARIA et al., 2016).

Neste estudo considerou-se o uso do biometano produzido nos caminhões de coleta. O biometano substitui diesel com base na autonomia dos veículos. De acordo com Goldmann (2013) a autonomia de um ônibus a biometano em Estocolmo, Suécia (cidade de tráfego intenso) é de 65 Nm³ por 100 km. Esse valor é representativo para cidades com tráfego intenso, visto nas cidades de Lund é de 48 e Karskova 45, devido ao tráfego livre. A autonomia de veículo semipesados, como os caminhões de lixo, é de 3,6 km por litro (CETESB, 2017). Portanto, 1 Nm³ de biometano substitui 0,36 quilos de diesel, ou 0,43 litros utilizando a massa específica referência do diesel igual a 840 kg m⁻³ (EPE, 2017), valores utilizados para cálculo. O diesel substituído na etapa de uso veicular é apresentado na Tabela 11.

As emissões de abastecimento e uso veicular do biometano foram consideradas e os valores extraídos de Di Maria et al. (2016). As emissões de produção, provisão e queima do diesel equivalente foram abatidas de acordo com inventários apresentados na Tabela 12.

2.4.7. Subssistema agrícola

As fronteiras do subsistema agrícola envolvem as etapas de emissões de uso no solo dos fertilizantes orgânicos (composto e digestato) e substituição da produção e uso no solo dos fertilizantes sintéticos.

2.4.7.1. Nutrientes nos Fertilizantes Orgânicos de FORSU

A quantidade de nutrientes presente nos produtos, principalmente NPK, tem impacto direto nos resultados por determinarem a quantidade de fertilizante sintético substituído. Neste estudo, considera-se 4 tipos diferentes de fertilizantes orgânico derivados de FORSU: composto doméstico, composto centralizado, digestato e composto de digestato.

A diferença entre os processos resulta em diferentes produtos, apesar da mesma entrada, principalmente associado a perdas por volatilização de N (MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2010; TEGLIA; TREMIER; MARTEL, 2011). Com base nos estudos revisados, diversos valores de NPK foram considerados nos cenários de forma que o

BQM com maiores perdas durante o tratamento, o fertilizante resultante tinha menor concentração de N e o inverso para o cenário de manejo MMD. Os valores de nutrientes encontrados em revisão estão apresentados no Apêndice 1 e os valores utilizados para cálculo dos cenários estão apresentados na Tabela 11.

2.4.7.2. Emissões de Uso no Solo dos Fertilizantes Orgânicos

Os valores de emissão de uso no solo do composto e digestato (volatilização de amônia e óxido nitroso e lixiviação de nitrato) foram extraídos de estudos dos fertilizantes em condições tropicais.

As emissões do composto orgânico são diferentes das emissões do digestato, principalmente quanto a volatilização de amônia. O composto orgânico apresenta emissões em torno de 0,25% do N total aplicado para o composto (BRINSON; CABRERA; TYSON, 1994; DE URZEDO et al., 2013), enquanto que 45% a 65% ocorre para o digestato nas condições tropicais (TIWARY et al., 2015). Um estudo em ambiente temperado encontrou o valor de 3,3% emitido como amônia a partir do uso de composto no solo (NICHOLSON et al., 2017). Como o valor é superior ao estudo anterior em ambiente tropical e dada ausência de outras referências, esse valor foi utilizado para estimar a faixa de variação. Estas faixas de variação foram utilizadas para os fatores de emissão de amônia pelo uso no do digestato e composto.

A volatilização de óxido nitroso para o composto de acordo com Urzedo et al. (2013) é de 0,215% do N total aplicado e o valor foi utilizada como referência para construção do cenário. Os valores encontrados por Oliveira et al. (2001) para uso de composto da FORSU em São Paulo durante diferentes anos serviu de base para os cenários construídos. Devido ausência de estudos estimando a volatilização de óxido nitroso na aplicação de digestato no solo, valores encontrados para a volatilização de esterco líquido suíno nas condições brasileiras foram utilizados como referências (GIACOMINI et al., 2006; GONZATTO et al., 2013) dadas similaridades físico-químicas (CHIEW et al., 2015). O mesmo foi feito para a lixiviação com base em Basso et al. (2005). A Tabela 6 (pg. 65) apresenta todos os fatores encontrados em revisão para emissões de uso no solo de composto, digestato e dejetos líquidos suínos que serviram de referência para os cenários.

Os valores para cada cenário estão apresentados na Tabela 11.

2.4.7.3. Estoque de Carbono

O estoque de carbono foi considerado como a quantidade de carbono aplicado no solo que permanece após 100 anos da aplicação.

Leite et al. (2003) estimou que o solo agrícola sob cultivo de milho apresentou um tempo de residência médio do carbono de 73 anos. A fração humina do carbono orgânico apresentou crescimento contínuo, ao passo que as frações fúlvicas sofreram degradação devido ao contínuo manejo agrícola. Em solos sob menor perturbação, como no cultivo de eucalipto, apenas a recuperação com plantio de eucalipto levou a estoques anuais de carbono de até 420 quilos por hectare. A fração predominante também foi a humina (LIMA et al., 2008).

Portanto, sendo a humina da fração de mais lenta degradação, superior ao valor médio estimado por Leite et al. (2003) a fração aplicada como humina foi considerada estocada no horizonte de 100 anos. De acordo com Canellas et al. (2001) o composto resultante do tratamento de RSU brasileiro apresenta aproximadamente 58% do carbono na forma de humina. Este fator será considerado para estimar o potencial de sequestro de carbono a partir da aplicação de composto. Devido à ausência de dados encontrados para o digestato, o mesmo fator foi aplicado para o digestato.

2.4.7.4. Produção e Uso de Fertilizantes Sintéticos

Os fertilizantes sintéticos foram substituídos com base na concentração equivalente de NPK nos fertilizantes orgânicos. O fator de equivalência para P e K foi de 100%. A equivalência do N variou entre os cenários devido à incerteza associada. O valor mínimo de equivalência foi de 60% para o composto e 80% para o digestato. (HANSEN et al., 2006; MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2013).

Os fertilizantes sintéticos substituídos foram a ureia (N), superfosfato simples (P) e o cloreto de potássio (K) por serem os fertilizantes mais consumidos no Brasil para cada nutriente (FAOSTAT, 2014). Os impactos da produção foram avaliados para os três nutrientes com base em inventários brasileiros (VIANA, 2008; RIBEIRO, 2009).

Os cenários foram construídos com base nos fatores revisadas de emissão da ureia em condições tropicais e subtropicais representativas para a RMSP, apresentadas na Tabela 7 (pg. 69). As taxas de volatilização de amônia variaram de 11,2% a 54%, de volatilização de óxido nitroso de 0,8% a 6,67% e para lixiviação de

15% a 59% do N total aplicado.

Os cenários de maior volatilização de amônia apresentam menor volatilização de óxido nitroso e lixiviação devido a condições mais secas. Para construção do cenário de MMP de condições medianas, a eficiência média de uso da ureia de 30% foi considerada para estimar as perdas na forma de nitrato com base nos valores estabelecidos de amônia e óxido nitroso (LARA CABEZAS et al., 2000).

2.4.7.5. Emissões Indiretas do Uso de Fertilizantes

As emissões indiretas foram limitadas as emissões de óxido nitroso (N_2O), devido a metodologia já estabelecida e a substância ser o principal produto da oxidação das outras formas nitrogenadas no meio ambiente. As emissões indiretas devido ao uso de fertilizantes no solo foram consideradas para ambos fertilizantes, fertilizantes sintéticos e fertilizantes orgânicos derivados da FORSU, com base em metodologia do IPCC (MOSIER et al., 1998; DE KLEIN et al., 2006).

O fator de emissão de óxido nitroso (N_2O) de 1% para o N volatilizado na forma de amônia e 0,75% do N lixiviado na forma de nitrato foi considerado.

Os dados utilizados para modelagem de todo o ciclo de vida e os intervalos de incerteza dos fatores de emissão para os processos dentro do sistema principal estão sintetizados na Tabela 11, com relação aos cenários de manejo da FORSU, alternativas tecnológicas e etapas do ciclo de vida.

Tabela 11: Resumo dos parâmetros, fluxos de referência e fatores de emissão adotados para modelagem do ciclo de vida da FORSU.

	Parâmetro	Cenário		
		BQM	MMP	MMD
Compostagem Doméstica	Compostagem Doméstica			
	Consumo elétrico ($kWh\ ton^{-1}$)	9,38	4,69	0
	CH_4 ($kg\ ton^{-1}$)	3,2	0,844	0,16
	N_2O ($kg\ ton^{-1}$)	0,676	0,375	0,192
	NH_3 ($kg\ ton^{-1}$)	0,842	0,474	0
	Composto Gerado ($kg\ ton^{-1}$)	400	400	400
	Parâmetros do Composto Doméstico			
	N ($kg\ ton\ de\ composto^{-1}$)	5	10	15
	N mineral (%)	60	80	100

	P (kg ton de composto ⁻¹)	1,15	1,5	1,85
	K (kg ton de composto ⁻¹)	4,5	6,2	7,9
	Carbono (kg ton de composto ⁻¹)	86	86	86
Compostagem Centralizada	Compostagem Centralizada			
	Consumo elétrico (kWh ton ⁻¹)	5	30	60
	Consumo de Diesel (kg ton ⁻¹)	5	3,75	2,5
	CH ₄ (kg ton ⁻¹)	1,68	0,94	0,2
	N ₂ O (kg ton ⁻¹)	0,252	0,12	0,0375
	NH ₃ (kg ton ⁻¹)	2	0,576	0,15
	Composto Gerado (kg ton ⁻¹)	400	400	400
	Parâmetros do Composto Centralizado			
	N (kg ton de composto ⁻¹)	10	25	35
	N _{mineral} (%)	60	80	100
	P (kg ton de composto ⁻¹)	3,5	8	12,5
	K (kg ton de composto ⁻¹)	3	8	13
	Carbono (kg ton de composto ⁻¹)	150	150	150
	Pré-Tratamento (DA)			
	Consumo elétrico (kWh ton ⁻¹)	61	36,8	12,6
Digestão Anaeróbia	Digestão Anaeróbia			
	Consumo elétrico (kWh ton ⁻¹)	16,5	50	100
	Emissão Fugitiva (% CH ₄ produzido)	10	4,9	1,1
	Geração de biogás (Nm ³ ton ⁻¹)	85	122,5	160
	Produção de Digestato (kg ton ⁻¹)	2000	1500	1000
	Composto de Digestato (kg ton ⁻¹)	400	400	400
	Parâmetros do Digestato			
	N (kg ton digestato ⁻¹)	3,5	5,75	8
	N _{mineral} (%)	80	90	100
	P (kg ton de digestato ⁻¹)	0,3	0,6	1
	K (kg ton de digestato ⁻¹)	0,6	1,8	3
	Carbono (kg ton de digestato ⁻¹)	10	15	20
Geração	Geração Elétrica			
	Taxa de Conversão Elétrica (%)	27	36	42
	Eletricidade produzida (kWh ton ⁻¹) [sem desconto do consumo]	126,2	256,3	406,1
Purificação	Purificação			
	Biometano produzido (Nm ³ ton ⁻¹)	50,49	72,77	95,04
	Diesel Substituído (kg ton ⁻¹ FORSU)	18,18	26,20	34,21

Compostagem do Digestato	Compostagem de Digestato			
	Consumo elétrico (kWh ton ⁻¹)	32,2	32,2	32,2
	Consumo de Diesel (kg ton ⁻¹)	1,2	1,2	1,2
	CH ₄ (kg ton ⁻¹)	0,729	0,729	0,729
	N ₂ O (kg ton ⁻¹)	0,076	0,076	0,076
	NH ₃ (kg ton ⁻¹)	0,493	0,493	0,493
	Composto de Digestato Gerado	400	400	400
	Parâmetros do Composto de Digestato			
	N (kg ton de composto ⁻¹)	6	9	12
	N _{mineral} (%)	60	80	100
	P (kg ton de composto ⁻¹)	0,5	1	1,5
	K (kg ton de composto ⁻¹)	0,6	1,8	3
	Carbono (kg ton de composto ⁻¹)	58	58	58
Uso no Solo	Emissões Diretas (% N aplicado)			
	<i>Digestato</i>			
	N-NH ₃ volatilizado	65	55	45
	N-N ₂ O volatilizado	0,5	1	1,4
	N-NO ₃ ⁻ lixiviado/escoado	0,35	3,23	6,10
	<i>Composto doméstico, centralizado e de digestato</i>			
	N-NH ₃ volatilizado	3,3	1	0,25
	N-N ₂ O volatilizado	0,5	0,215	0,215
	N-NO ₃ ⁻ lixiviado/escoado	14,6	9,1	4,2
	<i>Ureia</i>			
	N-NH ₃ volatilizado	54	35	11,2
	N-N ₂ O volatilizado	0,8	1,2	6,67
	N-NO ₃ ⁻ lixiviado/escoado	15	33,8	59
	Emissões Indiretas (% N perdido)			
	NH ₃ volatilizado	1	1	1
	NO ₃ ⁻ lixiviado/escoado	0,75	0,75	0,75

Fonte: Elaborado pelo autor.

As bases de dados e inventários de emissões dos processos que não estão apresentados em detalhe na tabela anterior, ou seja, processos que estão fora do sistema considerado como principal, estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12: Inventários de emissões utilizados para cálculos nos diferentes processos e sistemas.

Processo	Referência
Emissões Veiculares (Diesel)	CETESB (2017a)
Abastecimento e Uso veicular (Biometano)	Di Maria et al. (2016)
Termelétrica a Biogás	Nielsen e Illerup (2003) e Nielsen et al. (2010)
Purificação de Biogás	Di Maria et al. (2016)
Mix Elétrico brasileiro	Coltro, Garcia e Queiroz (2003)
Energia Hidrelétrica brasileira	Ribeiro e Silva (2010)
Extração e Provisão de Gás Natural	Ribeiro (2009)
Termelétrica a Gás Natural	Ribeiro (2009)
Extração e Provisão de Óleo Combustível	Viana (2008)
Termelétrica a Óleo Combustível	Almeida (2017)
Extração e Provisão de Diesel	Viana (2008)
Termelétrica a Diesel	Ribeiro (2003)
Extração, Provisão e Geração elétrica a partir de Carvão	Soares (2006)
Produção de Ureia	Ribeiro (2009)
Produção de Super Fosfato Simples	Viana (2008)
Produção de Cloreto de Potássio	Viana (2008)

Fonte: Elaborado pelo autor.

2.5. Construção dos Cenários de Gestão

Os cenários de gestão foram construídos com o objetivo de avaliar não apenas o potencial tecnológico teórico, mas o potencial dentro da realidade dos municípios da RMSP. Isto permite que o tomador de decisão tenha maior conhecimento da incerteza associada e variáveis do processo, dentro do sistema de governança em análise estratégica (THÉRIVEL, 2010).

Os cenários de gestão foram construídos baseados no cenário de manejo mais provável (MMP) das duas alternativas tecnológicas de maiores desempenhos ambiental acompanhadas da CDOM, devido ser uma alternativa com experiências de sucesso na RMSP e apresentar a solução mais simples do ponto de vista da gestão da FORSU. Os cenários de gestão foram divididos em 3 categorias: pessimista, realista e otimista quanto à segregação da FORSU na fonte para compostagem e matriz energética substituída para digestão anaeróbia.

Apenas as 5 maiores capitais europeias foram utilizadas como referência para

construção dos cenários: Berlim, Londres, Madrid, Paris e Roma. Ainda que as cidades não possuam população, com exceção de Londres, e tecido urbano semelhante a cidade/região metropolitana de São Paulo estas servem como referência. Outras dificuldades estão associadas a gestão de RSU nestas cidades como turismo e ainda se assemelham ou superam em tamanho os outros 38 municípios da RMSP.

A taxa de coleta seletiva, apenas da FORSU nestas cidades, serviu como base para construção dos cenários de gestão, tal que Roma apresenta a maior taxa de coleta seletiva da FORSU, 32%; Berlim, valor mediano, coleta 15,7%, valor da média das capitais da UE de 16%; e Madrid é a única que não possui segregação na fonte da FORSU, apesar de coletar separadamente outras frações. Paris coleta separadamente 2,3% da FORSU e Londres cerca de 27% (BIPRO/CRI, 2015).

Desta forma, os valores serviram para construção dos cenários realista e otimista. O cenário pessimista não considera 0% de coleta seletiva da FORSU devido a experiências já existentes na cidade de São Paulo de compostagem descentralizada com resíduos de poda e feiras livres, no programa “Feiras e Jardins Sustentáveis”⁹. Os resíduos de podas e feiras livres representam 6% do RSU municipal da capital (SÃO PAULO, 2014b). Este valor serviu de base para o cenário pessimista da RMSP.

A taxa de segregação define a quantidade de composto que não tem qualidade para uso agrícola visto que não foi segregado na fonte. Nos 3 cenários a FORSU não segregada na origem é separada mecanicamente na unidade de triagem e compostada ou digerida anaerobicamente e destinada para o aterro ou uso paisagístico, de modo que não substitui fertilizantes sintéticos, mas estoca carbono.

A alternativa de digestão anaeróbia avaliada no cenário de gestão foi de uso elétrico com compostagem do digestato (DA-C-E). O cenário de gestão para digestão anaeróbia considera a coleta indiferenciada e uso de unidade de Tratamento Mecânico-Biológico visto que o principal objetivo é a valorização energética. A opção pela unidade de separação mecanizada simplifica o sistema logístico de coleta e tratamento, opção normalmente adotada nas grandes metrópoles como solução imediata para coleta indiferenciada de RSU (UNEP/ISWA, 2015).

⁹ <http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/regionais/lapa/noticias/?p=63009>

Devido a consideração no cenário de gestão de separação mecânica da FORSU em unidade de Tratamento Mecânico-Biológico, o composto resultante do digestato não substitui fertilizante sintético devida baixa qualidade. O produto resultante no geral não apresenta uso agrícola seguro e mesmo produtos próximos aos padrões de qualidade não obtiveram aceitação do mercado devido a aspectos estéticos e não foram escoados em experiências europeias (SAVEYN; EDER, 2014). O composto de digestato resulta em estoque de carbono devido ao uso em outras finalidades, como cobertura de aterros, uso paisagístico e construção de canteiros urbanos.

A alternativa de CDOM foi mantida nos cenários de gestão por se caracterizar como opção simplificada, sem necessidade de coleta e com alta disseminação e incentivo como alternativa a gestão da FORSU de forma descentralizada. Em São Paulo, a opção é a principal experiência piloto para destinação adequada da FORSU com o projeto “Composta São Paulo”¹⁰.

As variáveis consideradas na construção dos cenários de gestão são apresentadas na Tabela 13.

Tabela 13: Descrição das variáveis inseridas e os cenários de gestão.

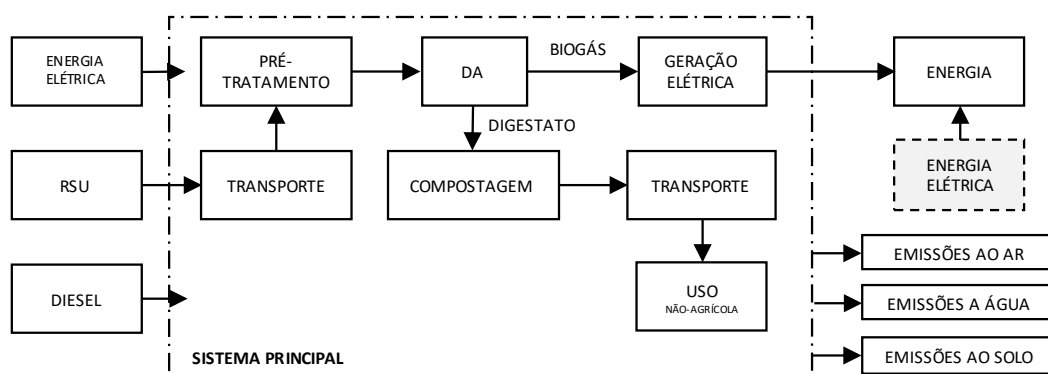
	Cenário	Descrição
CC	Pessimista	Segregação na Fonte - 6% (Feiras e Podas)
	Realista	Segregação na Fonte - 16% (Berlim e Média Capitais UE)
	Otimista	Segregação na Fonte - 32% (Roma)
DA-C-E	Pessimista	Energia elétrica produzida substitui hidroeletricidade .
	Realista	Energia elétrica produzida substitui energia elétrica a partir de gás natural .
	Otimista	Energia elétrica produzida substitui mix termelétrico marginal (44% carvão, 31% óleo combustível e 25% óleo diesel)

Fonte: Elaborado pelo autor.

¹⁰ compostasaopaulo.eco.br

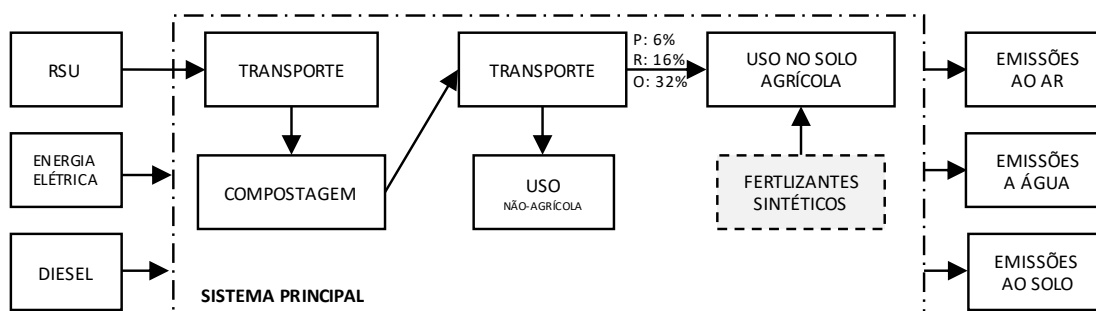
As Figuras 16 e 17 ilustram o fluxograma e as fronteiras do sistema nos cenários de gestão de forma simplificada. Para a alternativa de CDOM, o fluxograma permanece o mesmo da Figura 13 (pg. 84) já apresentada, visto que o cenário de manejo não difere do cenário de gestão para a tecnologia.

Figura 16: Fluxograma e fronteiras do sistema nos cenários de gestão da alternativa de DA-C-E.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 17: Fluxograma e fronteiras do sistema nos cenários de gestão da alternativa de CC.



Fonte: Elaborado pelo autor.

Todos os parâmetros para análise do ciclo de vida da FORSU no cenário MMP da alternativa avaliada, foram mantidos de acordo com a Tabela 11 (pg. 99).

3. Resultados

Os dados levantados para estimativa do potencial de geração de composto e distância atual de destinação dos RSU dos municípios da RMSP utilizados no cálculo do GWP, PAc e PEu estão apresentados na Tabela 14 para cada município.

Tabela 14: Geração de resíduos sólidos urbanos (RSU), fração orgânica dos RSU e distância para disposição dos RSU dos municípios da Região Metropolitana de São Paulo.

Município	Quantidade de RSU coletada (ton ano ⁻¹)	Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos (%)	Município de destino	Distância para destinação (km)
Arujá	27.247	-	São Paulo	40
Barueri	117.000	-	Santana de Parnaíba	20
Biritiba-Mirim	2.129	-	Tremembé	130
Caieiras	31.926	33,93% (base seca)	-	0
Cajamar	27.480	54,00%	Caieiras	30
Carapicuíba	123.600	-	Santana de Parnaíba	30
Cotia	97.508	-	Itapevi	15
Diadema	118.067	49,80%	Mauá	30
Embu das Artes	95.318	68,43%	-	0
Embu-Guaçu	14.655	-	Caieiras	70
Ferraz de Vasconcelos	48.300	-	São Paulo	40
Francisco Morato	36.945	-	Caieiras	12
Franco da Rocha	30.500	-	Caieiras	10
Guararema	8.400	62,95%	-	0
Guarulhos	391.193	52,95%	-	0
Itapeçerica da Serra	51.242	62,10%	Caieiras	50
Itapevi	78.129	43,95%	-	0
Itaquaquecetuba	82.738	52,94%	São Paulo	45
Jandira	28.146	-	Itapevi	12
Juquitiba	6.197	-	Caieiras	90
Mairiporã	31.756	62,00%	São Paulo	23
Mauá	120.472	-	-	0
Mogi das Cruzes	136.873	-	Jambeiro	90
Osasco	242.859	56,70%	-	0
Pirapora do Bom Jesus	4.320	-	Santana de Parnaíba	9
Póá	33.100	69,20%	São Paulo	45
Ribeirão Pires	32.339	-	Mauá	15
Rio Grande da Serra	7.562	-	Mauá	20
Salesópolis	3.181	39,09%	Tremembé	100
Santa Isabel	20.376	-	-	0
Santana de Parnaíba	46.233	-	-	0
Santo André	222.105	56,25%	-	0
São Bernardo do Campo	265.460	-	Mauá	20
São Caetano do Sul	63.508	-	Mauá	20
São Lourenço da Serra	6.484	-	Caieiras	70
São Paulo	5.342.080	51,00%	Caieiras	30
Suzano	80.710	49,00%	São Paulo	50
Taboão da Serra	110.700	-	Caieiras	45
Vargem Grande Paulista	12.000	73,99%	Itapevi	15
Total / Média	8.198.838	51,90%		26

Fonte: Elaborado pelo autor.

Dados elaborados conforme metodologia descrita nos itens 2.1.1 e 2.1.2. As médias elaboradas são médias ponderadas pela massa coletada de resíduos sólidos urbanos. A distância considerada foi do centro do município até a unidade de destinação, com base na malha viária apresentada pelo GoogleMaps

3.1. Cenários de Manejo

As tabelas 15-17 apresentam as estimativas dos valores de emissão de CO₂ eq, SO₂ eq e PO₄³⁻ eq por tonelada de FORSU, das diferentes alternativas tecnológicas nas condições tropicais da RMSP em diferentes cenários de manejo. Nestes cenários, considera-se o potencial de toda parcela vir de coleta seletiva, ou seja, a eficiência de segregação total da FORSU na fonte de geração.

De forma geral, as alternativas de CC e DA para geração elétrica (DA-E e DA-C-E) apresentaram os melhores desempenhos de forma global nos impactos ambientais avaliados. As alternativas não tiveram o pior desempenho em quaisquer cenários avaliados e obtiveram o melhor desempenho em pelo menos um impacto e cenário. Todas as outras tiveram pior desempenho em algum cenário e impacto.

A CC não apresentou o menor desempenho em categoria alguma de impacto ambiental para todos os cenários, além de apresentar o melhor desempenho em todas as categorias no MMP, GWP no cenário BQM e PEu no cenário MMD. Os principais impactos positivos da alternativa estão na redução das emissões pelo uso de ureia no solo brasileiro junto ao potencial estoque de carbono do solo. Emissões durante a fase de tratamento acumulam quase a totalidade dos impactos ambientais negativos da tecnologia (Figuras 18-20).

As alternativas de DA para geração elétrica (DA-E e DA-C-E) apresentaram os maiores potenciais de redução de impacto em GWP e PAc no cenário de MMD. O desempenho em PAc foi quase 6 vezes superior à da tecnologia de CC. A principal vantagem da alternativa está na etapa de substituição de matrizes elétricas fósseis para GWP. Os principais impactos ambientais negativos são resultado das emissões fugitivas no tratamento e queima do biogás.

A produção de biometano para uso veicular a partir da FORSU (DA-BIO e DA-C-BIO) teve desempenho inferior a geração elétrica para todas as categorias nos cenários MMP e MMD. Todavia, no cenário de BQM, que traz a situação de substituição de hidroeletricidade, a produção de biometano mostrou-se mais vantajosa do ponto de vista ambiental. A queda de desempenho na categoria GWP está associada ao aumento de emissões devido a purificação do biogás e abastecimento veicular que não são compensadas na substituição de diesel.

Tabela 15: Valores de potencial de efeito estufa (GWP), de acidificação (PAC) e eutrofização (PEu) das alternativas tecnológicas de tratamento da FORSU, no cenário de Baixa Qualidade de Manejo (BQM).

Alternativa	GWP (kg CO _{2eq})	PAC (kg SO _{2eq})	PEu (kg PO ₄ ^{3-eq})
CC	31,57	1,15	0,26
DA-BIO	132,70	1,31	-0,05
DA-C-BIO	175,19	-0,93	-0,18
DA-E	179,07	3,27	0,32
DA-C-E	215,63	0,97	0,06
CDOM	220,00	1,71	0,59

Legenda: CC: Compostagem Centralizada; CDOM: Compostagem Doméstica; DA-E: Digestão Anaeróbia para Eletricidade; DA-C-E: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Eletricidade; DA-BIO: Digestão Anaeróbia para Biometano; DA-C-BIO: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Biometano. **Fonte:** Elaborado pelo autor.

Tabela 16: Valores de potencial de efeito estufa (GWP), de acidificação (PAC) e eutrofização (PEu) das alternativas tecnológicas de tratamento da FORSU, no cenário de Manejo Mais Provável (MMP).

Alternativa	GWP (kg CO _{2eq})	PAC (kg SO _{2eq})	PEu (kg PO ₄ ^{3-eq})
CC	-69,27	-5,00	-1,95
DA-E	1,09	3,19	-0,42
DA-C-E	51,33	-1,37	-0,79
DA-BIO	68,46	3,38	-0,40
CDOM	76,03	0,98	0,43
DA-C-BIO	102,99	-1,17	-0,63

Legenda: CC: Compostagem Centralizada; CDOM: Compostagem Doméstica; DA-E: Digestão Anaeróbia para Eletricidade; DA-C-E: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Eletricidade; DA-BIO: Digestão Anaeróbia para Biometano; DA-C-BIO: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Biometano. **Fonte:** Elaborado pelo autor.

Tabela 17: Valores de potencial de efeito estufa (GWP), de acidificação (PAC) e eutrofização (PEu) das alternativas tecnológicas de tratamento da FORSU, no cenário de Melhor Manejo Disponível (MMD).

Alternativa	GWP (kg CO _{2eq})	PAC (kg SO _{2eq})	PEu (kg PO ₄ ^{3-eq})
DA-E	-510,19	-21,20	-2,65
CC	-480,68	-4,34	-4,64
DA-C-E	-382,21	-24,66	-2,87
DA-BIO	-207,56	6,20	-1,05
DA-C-BIO	-110,61	-0,18	-1,34
CDOM	6,71	0,03	0,16

Legenda: CC: Compostagem Centralizada; CDOM: Compostagem Doméstica; DA-E: Digestão Anaeróbia para Eletricidade; DA-C-E: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Eletricidade; DA-BIO: Digestão Anaeróbia para Biometano; DA-C-BIO: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Biometano. **Fonte:** Elaborado pelo autor.

As alternativas sem pós-compostagem do digestato (DA-E e DA-BIO) apresentaram os piores desempenhos em PAc e PEu, com exceção a CDOM. Isto ocorreu por meio do uso no solo do digestato no solo dadas altas taxas de volatilização de amônia. A inclusão de compostagem do digestato nas alternativas de DA-C-E e DA-C-BIO aumentaram o desempenho ambiental para tais quesitos. Todavia, os ganhos ambientais nas categorias de PAc e PEu reduziram o desempenho ambiental no quesito GWP devido a menor produção elétrica e mais emissões no tratamento.

A CDOM figurou em todos os cenários de manejo como última ou penúltima no quesito GWP e PEu, sobressaindo-se apenas no PAc sobre as alternativas de DA-E e DA-BIO devido ao uso do digestato no solo. O desempenho inferior às alternativas está associado à ausência de sistema compensatório, ou seja, não há redução de impactos ambientais em outros sistemas.

As alternativas apresentaram potenciais de impacto ambiental tanto negativos, indicando redução dos impactos ambientais, quanto positivos de acordo com os cenários de manejo. Ao mesmo tempo que CC e DA-E apresentaram os melhores desempenhos, as alternativas também apresentaram as maiores faixas de variações para os impactos.

A seção seguinte apresenta os resultados em maior detalhe das alternativas com relação aos impactos e as emissões associadas das etapas.

3.1.1. Potencial de Aquecimento Global (GWP)

A Figura 18 apresenta o GWP das alternativas distribuídas nos cenários de manejo e a contribuição de cada etapa com relação ao impacto.

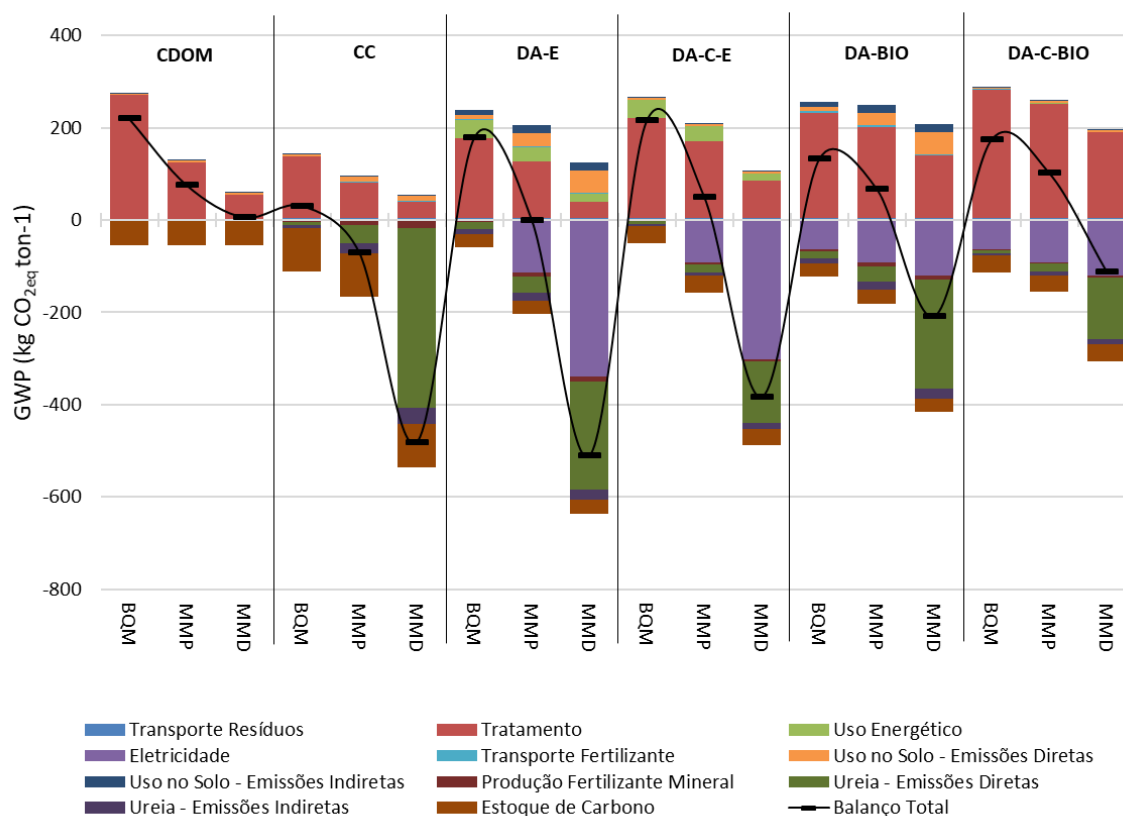
O GWP das alternativas tem ampla faixa de variação, como para CC entre 31,57 e -480,68 kg CO₂ eq e DA-E entre 179,0 e -510,19 kg CO₂ eq por tonelada de FORSU. Todas as alternativas tecnológicas apresentam potencial redução das emissões de CO₂ eq, ou seja, de redução GWP nos diferentes cenários de manejo, exceto a CDOM.

Para todas as alternativas, a etapa de tratamento é a principal responsável pelas as emissões contribuintes do GWP no ciclo de vida, porém a maior parcela de impacto positivo está associada aos subsistemas energético e agrícola. A produção de biometano para uso veicular (DA-BIO e DA-C-BIO) apresenta desempenho inferior a geração elétrica devido aumento das emissões fugitivas durante o processo de

purificação. A adição da etapa de compostagem do digestato aumenta o GWP das alternativas como um todo.

Apesar da redução de impactos no uso de fertilizantes sintéticos, o subsistema energético é o principal responsável pela redução do GWP para digestão anaeróbia. Os impactos positivos da substituição de fertilizantes sintéticos são contrabalanceados parcialmente pelas emissões de uso no solo do digestato, responsável por mais de 15% do GWP nas alternativas DA-E e DA-BIO devido volatilização de óxido nitroso. O mesmo não se repete para as alternativas com etapa de compostagem, onde o uso do composto no solo tem menores emissões.

Figura 18: Potencial de Aquecimento Global (GWP) das alternativas tecnológicas nos cenários de manejo e etapas do ciclo de vida.



Legenda: CC: Compostagem Centralizada; CDOM: Compostagem Doméstica; DA-E: Digestão Anaeróbia para Eletricidade; DA-C-E: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Eletricidade; DA-BIO: Digestão Anaeróbia para Biometano; DA-C-BIO: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Biometano. BQM: Baixa Qualidade de Manejo; MMP: Manejo Mais Provável; MMD: Melhor Manejo Disponível.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A etapa de substituição de fontes fósseis apresenta o maior impacto ambiental

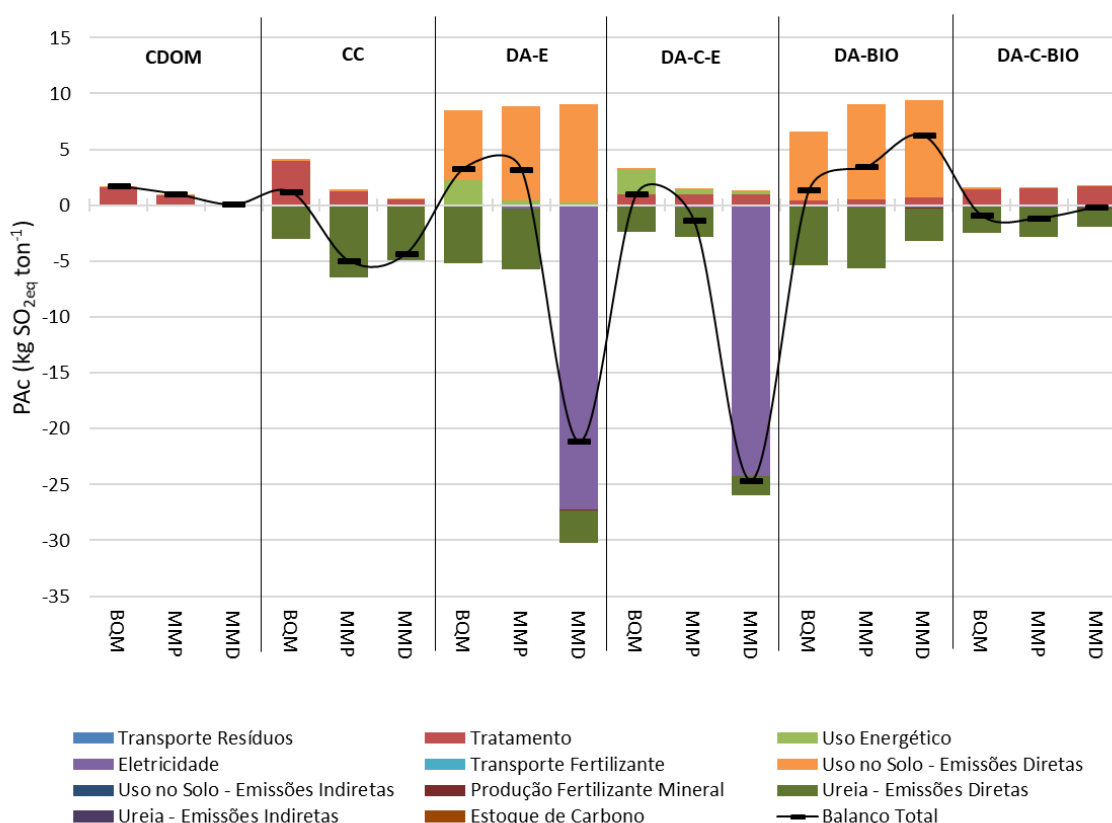
positivo para as alternativas de digestão anaeróbia, no cenário de MMP e MMD. Quando a substituição é de hidroeletricidade, a rota de produção de biometano tem menor GWP.

Em cenário oposto, na alternativa de CC o subsistema agrícola possui maior parcela na redução do GWP. O potencial estoque de carbono resultante do uso do composto no solo e a substituição das emissões de ureia são as etapas responsáveis pelo desempenho positivo da alternativa.

3.1.2. Potencial de Acidificação (PAC)

Os cenários de manejo apresentaram menor amplitude de variação para PAC, comparado a GWP (Figura 19).

Figura 19: Potencial de Acidificação (PAC) das alternativas tecnológicas nos cenários de manejo e etapas do ciclo de vida.



Legenda: CC: Compostagem Centralizada; CDOM: Compostagem Doméstica; DA-E: Digestão Anaeróbia para Eletricidade; DA-C-E: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Eletricidade; DA-BIO: Digestão Anaeróbia para Biometano; DA-C-BIO: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Biometano. BQM: Baixa Qualidade de Manejo; MMP: Manejo Mais Provável; MMD: Melhor Manejo Disponível.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A exceção são as alternativas de DA-E e DA-C-E no cenário MMD, porque o cenário avalia a substituição do mix termelétrico marginal com presença de carvão. A substituição da matriz reduz emissões de ácido sulfúrico (H_2SO_4) presentes na cadeia de extração e queima do carvão. Neste sentido, apenas a substituição do mix termelétrico marginal resulta em PAc negativo quando o digestato é aplicado no solo. Isto ocorre devido à alta volatilização de amônia do digestato nas condições tropicais, superior as emissões da aplicação de ureia.

As alternativas com etapa da compostagem em seu ciclo de vida apresentam-na como a principal contribuinte de emissões ao PAc, com exceção do cenário de BQM nas alternativas de produção elétrica (ver Figura 19). Isto é decorrente da avaliação de planta termelétrica com altas emissões de óxidos de nitrogênio (NO_x), condição dinamarquesa em 2000 (NIELSEN; ILLERUP, 2003). As emissões sofreram redução de até 70% com a instalação de queimadores de biogás de baixa emissões para atender a legislação local (NIESEL et al., 2010).

A compostagem do digestato aumentou as emissões de amônia na fase de tratamento. Todavia, a transformação de N prontamente disponível (NH_4^+) em N orgânico de lenta liberação durante a compostagem reduz as perdas por volatilização exacerbadas no ambiente tropical durante a aplicação no solo do digestato. Isto resultou em PAc negativo nas alternativas com compostagem do digestato (DA-C-E e DA-C-BIO).

As emissões de amônia na etapa de compostagem ocorrem devido à manutenção de temperaturas entre 55°C – 65°C e presença de oxigênio (PAGANS et al., 2006; KOMILIS; HAM, 2006). Todavia, a redução de emissões diretas de amônia durante uso de ureia no solo, particularmente importante no contexto tropical, torna o balanço negativo, ou seja, reduz o PAc total.

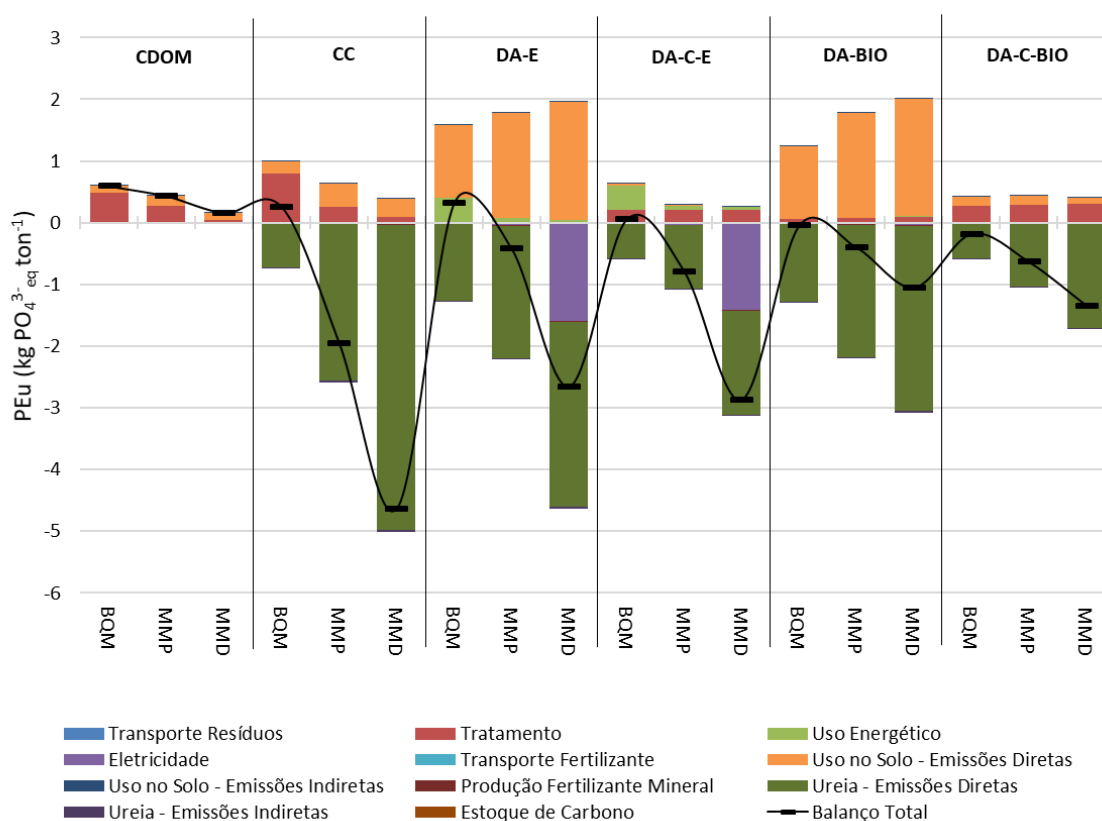
O PAc devido ao uso de ureia no solo é reduzido do cenário MMP para o cenário MMD, porque o cenário MMD avalia condições de alta volatilização de óxido nitroso. Sob estas condições ambientais, as emissões de amônia são reduzidas devido aumento da umidade no solo e formação de óxido nitroso e lixiviação de nitrato é favorecida (SIGNOR; CERRI; CONANT, 2013). Tal simulação resulta em queda do desempenho das alternativas de CC e DA-C-BIO do cenário de manejo MMP para

MMD.

3.1.3. Potencial de Eutrofização (PEu)

Os resultados de PEu das alternativas tecnológicas nos diferentes cenários seguiu o mesmo padrão de comportamento do PAc, principalmente devido a predominância de emissões de amônia no ciclo de vida da FORSU, contribuinte às duas categorias de impacto. Todavia, para o quesito de PEu, em quaisquer dos cenários analisados, a substituição da ureia para uso no solo tem maior impacto de redução (Figura 20).

Figura 20: Potencial de Eutrofização (PEu) das alternativas tecnológicas nos cenários de manejo e etapas do ciclo de vida.



Legenda: CC: Compostagem Centralizada; CDOM: Compostagem Doméstica; DA-E: Digestão Anaeróbia para Eletricidade; DA-C-E: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Eletricidade; DA-BIO: Digestão Anaeróbia para Biometano; DA-C-BIO: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Biometano. BQM: Baixa Qualidade de Manejo; MMP: Manejo Mais Provável; MMD: Melhor Manejo Disponível.

Fonte: Elaborado pelo autor.

O efeito ocorre porque a substituição de ureia em condições úmidas, onde a lixiviação é a principal rota de perda do nitrogênio dos fertilizantes sintéticos minerais

na forma de nitrato (NO_3^-) tem maior impacto que as emissões eutrofizantes da cadeia carvoeira e petrolífera do mix termelétrico marginal. O uso no solo de digestato, manteve o aumento do PEu, devido a maiores perdas de N na forma de amônia e nitrato em comparação ao composto, desfavorecendo as alternativas DA-E e DA-BIO.

Portanto, as alternativas que reduziram as emissões eutrofizantes pela aplicação de composto no solo e substituíram a maior quantidade de ureia apresentaram maior redução do PEu e consequente melhor desempenho.

3.2. Cenários de Gestão

Conforme apresentado em maior detalhe na seção de Metodologia, os cenários de gestão buscam avaliar o potencial mais factível das alternativas tecnológicas, além de variáveis técnicas e tecnológicas. Portanto, a inserção da dificuldade de segregação na fonte da FORSU e coleta seletiva nas condições da gestão de RSU na RMSP e o planejamento energético nacional, permite avaliar tais alternativas de maneira estratégica a tomada de decisão.

As Tabelas 18 a 20 apresentam os resultados para as três categorias de impacto ambiental nos cenários de gestão, onde no máximo 32% da FORSU será segregada na fonte e no mínimo 6% e a eletricidade produzida na digestão anaeróbia irá substituir o mix termelétrico marginal ou hidroeletricidade.

Todos os cenários de gestão têm desempenho inferior aos cenários de manejo, devido as dificuldades impostas pelas variáveis de gestão que minoram os potenciais das tecnologias, reduzindo seus potenciais impactos positivos. O potencial de sequestro de CO_2eq reduziu de 69,3 para 22,5 toneladas por tonelada de FORSU na CC, cerca de 3 vezes menos. A DA-C-E teve aumento de 51,3 para 61,2 do cenário MMP para o cenário de gestão realista.

O PAc é ainda mais afetado na CC devido ao limitado uso agrícola do composto na agricultura e consequente redução da substituição de ureia. Mesmo com limitado uso agrícola do composto, a substituição de emissões de ureia foi suficiente para tornar o PEu da CC negativo nos cenários realista e otimista e PAc no cenário otimista. No cenário realista, o PAc apesar de quase nulo (0,27 kg SO_2eq por tonelada de FORSU) situou-se na faixa positiva. Para o GWP, o estoque de carbono resultante da formação de substâncias húmicas durante a compostagem da FORSU representa

quase 90% da redução de GWP.

Tabela 18: Valores de potencial de efeito estufa (GWP), de acidificação (PAc) e eutrofização (PEu) para as alternativas no cenário pessimista de gestão.

Alternativa	GWP (kg CO _{2eq})	PAc (kg SO _{2eq})	PEu (kg PO ₄ ³⁻ eq)
CC	-16,30	0,90	0,13
DA-C-E	153,40	1,39	0,27
CDOM	73,94	0,98	0,43

Legenda: CC: Compostagem Centralizada; CDOM: Compostagem Doméstica; DA-E: Digestão Anaeróbia para Eletricidade; DA-C-E: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Eletricidade; DA-BIO: Digestão Anaeróbia para Biometano; DA-C-BIO: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Biometano.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 19: Valores de potencial de efeito estufa (GWP), de acidificação (PAc) e eutrofização (PEu) para as alternativas no cenário realista de gestão.

Alternativa	GWP (kg CO _{2eq})	PAc (kg SO _{2eq})	PEu (kg PO ₄ ³⁻ eq)
CC	-22,47	0,27	-0,09
DA-C-E	61,17	1,17	0,24
CDOM	73,94	0,98	0,43

Legenda: CC: Compostagem Centralizada; CDOM: Compostagem Doméstica; DA-E: Digestão Anaeróbia para Eletricidade; DA-C-E: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Eletricidade; DA-BIO: Digestão Anaeróbia para Biometano; DA-C-BIO: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Biometano.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 20: Valores de potencial de efeito estufa (GWP), de acidificação (PAc) e eutrofização (PEu) para as alternativas no cenário otimista de gestão.

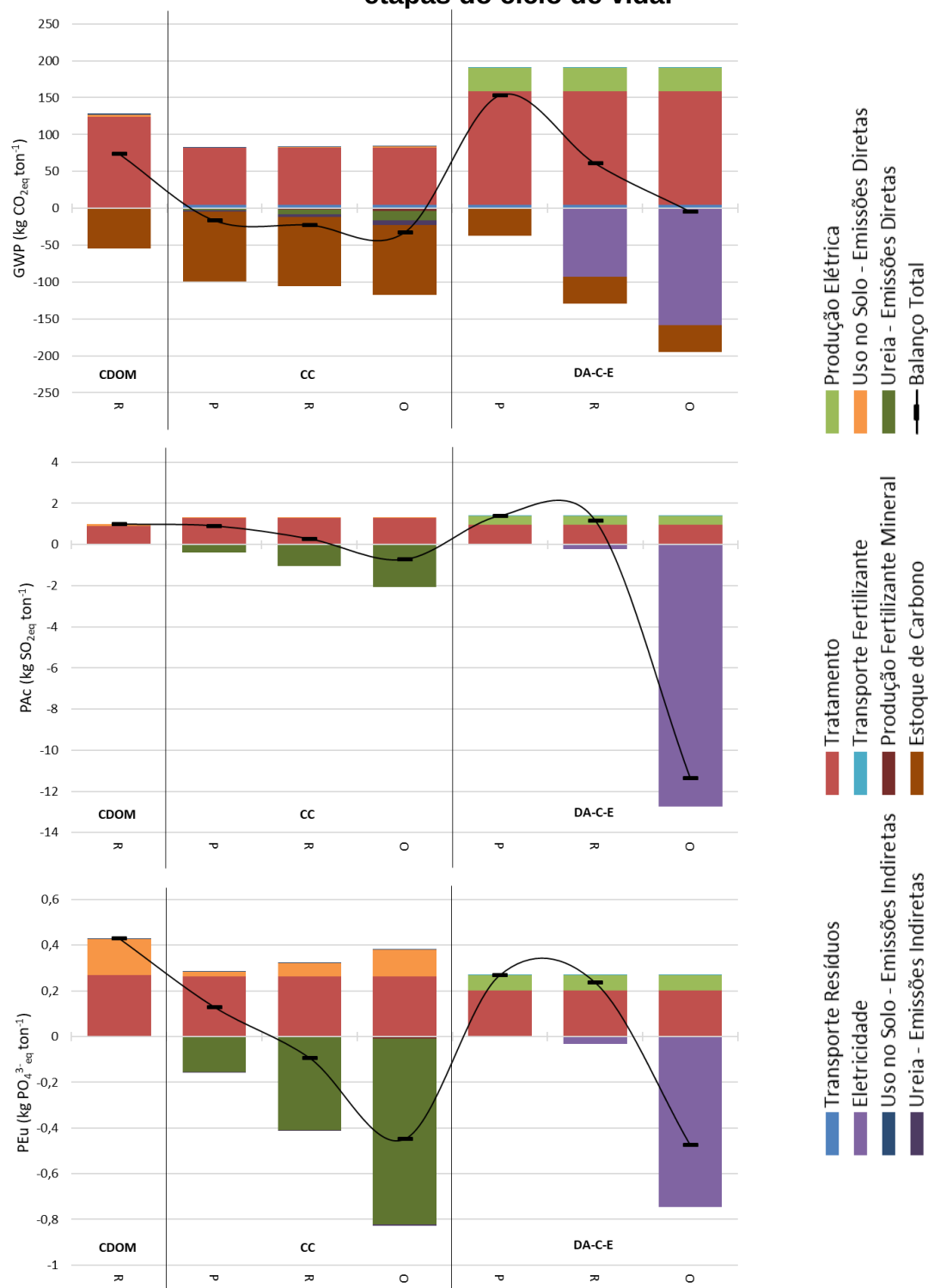
	GWP (kg CO _{2eq})	PAc (kg SO _{2eq})	PEu (kg PO ₄ ³⁻ eq)
CC	-32,34	-0,73	-0,45
DA-C-E	-4,18	-11,35	-0,47
CDOM	73,94	0,98	0,43

Legenda: CC: Compostagem Centralizada; CDOM: Compostagem Doméstica; DA-E: Digestão Anaeróbia para Eletricidade; DA-C-E: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Eletricidade; DA-BIO: Digestão Anaeróbia para Biometano; DA-C-BIO: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Biometano.

Fonte: Elaborado pelo autor.

Nas condições de gestão, a CDOM apresenta desempenho mais próximo às outras alternativas, apesar de ainda inferior. A alternativa tem maior desempenho para GWP e PAc que a DA-C-E caso haja substituição de hidroeletricidade, ou seja, no cenário pessimista (Figura 21).

Figura 21: Potencial de Aquecimento Global (GWP), Acidificação (PAC) e Eutrofização (PEu) das alternativas tecnológicas nos cenários de gestão e etapas do ciclo de vida.



Legenda: CC: Compostagem Centralizada; CDOM: Compostagem Doméstica; DA-E: Digestão Anaeróbia para Eletricidade; DA-C-E: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Eletricidade; DA BIO: Digestão Anaeróbia para Biometano; DA-C-BIO: Digestão Anaeróbia com Compostagem para Biometano; P: Pessimista; R: Realista; O: Otimista.

Fonte: Elaborado pelo autor.

A necessidade de compostagem do digestato reduz os benefícios ambientais da alternativa de DA em GWP, todavia melhora o desempenho na PAc e PEu, como observado nos cenários de manejo. O desempenho da DA-C-E sofre pouca alteração com relação ao cenário de manejo devido a maior dependência do subsistema energético, menos afetado pela segregação da FORSU na fonte.

Diferentemente do observado nos cenários de manejo, a relação das alternativas de DA e CC com as categorias de impacto inverte-se no cenário otimista. A DA-C-E tem maior desempenho no PAc e PEu enquanto que a CC em GWP (Tabela 20), devido ao restrito uso agrícola do composto, principal benefício da alternativa de CC.

A DA-C-E com substituição de gás natural não se apresentou como a alternativa mais viável no cenário realista. Todavia, a substituição do mix termelétrico marginal tem os melhores resultados para PAc e PEu e resultado próximo da CC para GWP, cenário otimista. O potencial ainda é limitado devido uso do mix termelétrico, caso a substituição considerada fosse apenas o carvão, os desempenhos seriam melhores.

A etapa de transporte, tanto da FORSU quanto dos fertilizantes não apresentou contribuição significativa aos impactos avaliados dadas as curtas distâncias percorridas. A geração de composto a partir de toda a FORSU da RMSP é estimada em cerca de 1,7 milhões de toneladas ao ano, 4,66 mil toneladas de composto por dia. Com base na demanda de composto orgânico para culturas agrícolas na RMSP, cerca de 71,8% desta geração potencial tem possibilidade de uso na produção agrícola dos próprios municípios da RMSP, sem necessidade de ir à outras regiões (Tabela 21). Isto reduz tanto os impactos ambientais com o transporte de caminhão de composto, quanto facilita a logística operacional para gestão do produto.

Caso os municípios do Escritório de Desenvolvimento Rural de Sorocaba fossem adicionados, junto aos escritórios de São Paulo e Mogi as Cruzes, áreas do Cinturão Verde, todo composto seria consumido principalmente pelas culturas de alface e eucalipto. As culturas localizadas nos três escritórios demandariam cerca de 4,03 milhões de toneladas de composto anualmente, cerca de duas vezes e meia o potencial máximo de geração de composto a partir de FORSU na RMSP. Apenas a cultura de eucalipto nos três escritórios (Sorocaba, São Paulo e Mogi das Cruzes) seria capaz de absorver todo o composto gerado na RMSP (Apêndice 2). Isto ocasionaria transporte a distâncias inferiores a 100 km, em um cenário pessimista.

Tabela 21: Demanda potencial estimada de composto por cultura para as unidades de produção agrícola na Região Metropolitana de São Paulo.

Cultura	Área/Pés em Produção ¹	Adubação ² (kg pe ⁻¹ ou t ha ⁻¹)	Demanda de Composto (t ano ⁻¹)
Abacate	1.000 pés	25 kg pé ⁻¹	25,00
Abóbora seca	73,6 ha	20 t ha ⁻¹	1.472,00
Abobrinha	226 ha	40 t ha ⁻¹	9.040,00
Alface	4.004 ha	60 t ha ⁻¹	240.240,00
Alho	4 ha	20 t ha ⁻¹	80,00
Banana	45,4 ha	37,5 t ha ⁻¹	1.702,50
Batata da seca	60 ha	20 t ha ⁻¹	1.200,00
Batata das águas	5 ha	20 t ha ⁻¹	100,00
Batata de inverno	155 ha	20 t ha ⁻¹	3.100,00
Batata doce	84 ha	20 t ha ⁻¹	1.680,00
Berinjela	95,6 ha	20 t ha ⁻¹	1.912,00
Beterraba	837,1 ha	50 t ha ⁻¹	41.855,00
Brócolos	926,7 ha	60 t ha ⁻¹	55.602,00
Caqui	454.100 pés	25 kg pé ⁻¹	11.352,50
Cenoura	981 ha	40 t ha ⁻¹	39.240,00
Chuchu	227,8 ha	20 t ha ⁻¹	4.556,00
Couve	716,4 ha	50 t ha ⁻¹	35.820,00
Couve-flor	520,1 ha	60 t ha ⁻¹	31.206,00
Eucaliptus	41.685,7 ha	15 t ha ⁻¹	625.285,50
Feijão da seca	123,5 ha	40 t ha ⁻¹	4.940,00
Feijão das águas	139,5 ha	40 t ha ⁻¹	5.580,00
Feijão de inverno irrigado	5 ha	40 t ha ⁻¹	200,00
Feijão de inverno s/irrigação	2 ha	40 t ha ⁻¹	80,00
Goiaba para mesa	9.710 pés	25 kg pé ⁻¹	242,75
Laranja	4.350 pés	15 kg pé ⁻¹	65,25
Limão	2.360 pés	15 kg pé ⁻¹	35,40
Mandioca para mesa	299 ha	20 t ha ⁻¹	5.980,00
Mandioquinha	21 ha	40 t ha ⁻¹	840,00
Morango	11 ha	30 t ha ⁻¹	330,00
Murcote	20.166 pés	15 kg pé ⁻¹	302,49
Pepino	241 ha	50 t ha ⁻¹	12.050,00
Pêssego para mesa	2.240 pés	25 kg pé ⁻¹	56,00
Pimentão	311,5 ha	30 t ha ⁻¹	9.345,00
Pinus	344,5 ha	15 t ha ⁻¹	5.167,50
Poncã	91.320 pés	15 kg pé ⁻¹	1.369,80
Quiabo	48,9 ha	20 t ha ⁻¹	978,00
Repolho	1.018,5 ha	60 t ha ⁻¹	61.110,00
Tangerina (cravo - satsuma)	590 pés	15 kg pé ⁻¹	8,85
Tomate envarado (mesa)	107 ha	30 t ha ⁻¹	3.210,00
Uva comum para mesa	800 pés	7 kg pé ⁻¹	5,60
Uva fina para mesa	7.700 pés	30 kg pé ⁻¹	231,00
Uva para indústria	8.000 pés	7 kg pé ⁻¹	56,00
Vagem	77,5 ha	40 t ha ⁻¹	3.100,00
Total	602.336 pés e 53.397 ha		1.220.752,14

Legenda: ¹ obtido de IEA (2017) ² obtido de Trani et al. (2013) para frutíferas e hortaliças e Andrade (2002) para eucalipto. **Fonte:** Elaborado pelo autor.

4. Discussão

A partir dos cenários de manejo foi possível avaliar diferentes rotas para a FORSU e seus produtos de forma a estimar os potenciais ganhos ambientais para cada tomada de decisão. Além disto os cenários de gestão viabilizaram uma discussão não apenas teórica, mas mais próxima à realidade dos tomadores de decisão, numa perspectiva realista de estímulo a elaboração de políticas públicas que diminuam os impactos ambientais hoje existentes da gestão de RSU na RMSP, um dos objetivos do trabalho.

O ponto de partida mais importante nesta discussão é o fato de que todas as alternativas de compostagem e de digestão anaeróbia da FORSU podem reduzir significativamente os potenciais de aquecimento global, acidificação e eutrofização comparado com a destinação da FORSU para os aterros sanitários, como praticado na RMSP e na grande maioria dos municípios brasileiros (BRASIL, 2017b). A Tabela 22 apresenta a comparação dos valores estimados no presente estudo para o cenário realista de gestão com trabalho anterior que realizou análise de ciclo de vida para o aterramento de FORSU na cidade de São Paulo (MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2003).

Tabela 22: Comparação do potencial de aquecimento global (GWP), acidificação (PAc) e eutrofização (PEu) da compostagem e digestão anaeróbia no cenário realista com aterramento sanitário de FORSU.

Alternativa de Destinação	Reciclagem da FORSU			Aterramento	
Categoria de Impacto	CC	DA-C-E	CDOM	AT ¹	AT-E ¹
GWP (kg CO ₂ eq ton ⁻¹)	-22,5	61,2	74	911	906
PAc (kg SO ₂ eq ton ⁻¹)	0,3	1,2	1	0,4	0,3
PEu (kg PO ₄ ³⁻ eq ton ⁻¹)	-0,1	0,24	0,43	0,49	0,49

Legenda: CC – Compostagem Centralizada; DA-C-E: Digestão Anaeróbia com Compostagem e geração Elétrica; CDOM – Compostagem Doméstica; AT – Aterramento Sanitário; AT-E – Aterramento Sanitário com captação de biogás e geração Elétrica.

¹ Mendes, Aramaki e Hanaki (2003)

Fonte: Elaborado pelo autor

De acordo com análise previa para o modelo de aterramento com e sem captação de metano, somente o desvio de cada tonelada de FORSU dos aterros já evitaria pelo menos 906 kg de CO₂ eq (MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2003). Nenhuma das alternativas de compostagem ou digestão anaeróbia aqui avaliadas

resultaram em valores de GWP superiores a 220 kg CO₂eq por tonelada de FORSU, mesmo em cenários de baixa qualidade de manejo e pessimista de gestão.

Num cenário realista de gestão, com as condições de manejo mais prováveis (MMP) demonstrou-se ser possível reduzir os valores de GWP para -22,47 e 61,17 kg CO₂ eq ton⁻¹ de FORSU tratada, para compostagem e digestão anaeróbia, respectivamente. Isto significa reduções na ordem de 102% a 93% das emissões contribuintes ao aquecimento global. Considerando a geração diária de RSU na RMSP de 22.456 toneladas e fração orgânica média de 51,9%, a implantação do cenário realista de compostagem na RMSP tem potencial de redução de 3,93 milhões de toneladas de CO₂ eq por ano em comparação ao cenário atual de aterramento da FORSU. A digestão anaeróbia no mesmo cenário tem potencial de redução de 3,57 milhões de toneladas de gás carbônico equivalente emitidas para atmosfera.

Para o cenário realista de gestão a alternativa de digestão anaeróbia apresenta PAc superior ao cenário de aterramento e potencial similar de eutrofização. A compostagem no cenário realista de gestão tem PAc similar ao aterramento sanitário, todavia resulta em redução de quase 0,4 quilos de fosfato equivalente emitidos por tonelada compostada, aproximadamente 1,7 milhões de quilos de fosfato evitados ao ano.

Partindo desta constatação serão discutidos aspectos de manejo e gestão da FORSU na perspectiva de destinações alternativas ao aterramento sanitário como a compostagem e digestão anaeróbia. As dificuldades e conflitos da gestão urbano-ambiental no contexto atual de gestão dos RSU na RMSP limita diversas destas potencialidades em um horizonte de curto prazo. As principais limitações são associadas à qualidade da segregação da FORSU, prática ainda incipiente no Brasil. Ainda que cidades como Helsink e Dublin atinjam níveis de segregação na fonte da FORSU na ordem de 70%, as cidades tem no máximo 500 mil habitantes (BIPRO/CRI, 2015). O universo de habitantes da RMSP é 20 vezes superior em condições socioeconômicas diferentes, com tecido urbano precário, logo dificilmente comparável.

Tal situação, reduz principalmente o potencial da alternativa de CC que demanda a entrada da FORSU segregada para garantia de material agrícola de qualidade. Neste cenário, a digestão anaeróbia apresenta-se como tecnologia de desempenho

ambiental similar com um sistema logístico simplificado por meio da implantação de Tratamento Mecânico Biológico. Todavia, em um cenário de gestão realista, mesmo com segregação de apenas 16% da FORSU, percentual de segregação praticado hoje em Berlim (BIPRO/CRI, 2015) a CC pode apresentar desempenho ambiental superior à DA-C-E caso a fonte energética substituída não seja o carvão. Os resultados apontam que ainda mesmo que com baixas taxas de produção de composto de alta qualidade agrícola, pequenas reduções no uso de ureia por substituição na agricultura pelo composto têm impacto suficientemente superior ao uso de gás natural, cenário realista comparativo da DA-C-E, somado ao potencial estoque de C. O cenário realista de CC apresentou GWP de -22,47 kg CO_{2eq}, PAc 0,27 kg SO_{2eq} e PEu de -0,09 kg PO₄^{-3eq}, enquanto que a digestão anaeróbia (DA-C-E) de 61,2; 1,2 e 0,2, respectivamente.

Os resultados encontrados para as tecnologias estão dentro de parâmetros estimados em outros estudos. De acordo com Boldrin et al. (2009) a faixa de variação de GWP da compostagem é -900 kg CO_{2eq} a 300 kg CO_{2eq} para cada tonelada de FORSU compostada, o que concorda com a ordem de grandeza de valores encontrados no presente estudo. O maior potencial de redução de GWP encontrado pelos autores deve-se ao fato deles considerarem a substituição de turfa, produto fóssil com altas taxas de GWP durante sua extração e uso, o que não é presente na prática agrícola brasileira.

Para a digestão anaeróbia, estudos anteriores estimaram valores de GWP na faixa de -375 kg CO_{2eq} a 111 kg CO_{2eq} por tonelada de FORSU (MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009). O potencial estimado no presente estudo é superior ao anterior, chegando a -510,19 kg de CO_{2eq} por tonelada de FORSU, no caso de digestão anaeróbia para produção de eletricidade (DA-E) na melhor condição de manejo disponível (MMD). Apesar das maiores potencialidades da digestão anaeróbia resultarem do aproveitamento de energia térmica (MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016), condição não existente no Brasil, o carvão brasileiro utilizado para produção elétrica possui baixo poder calorífico comparado aos carvões existentes na Ásia, América do Norte e Europa (TOMALSQUIM, 2016). Este ponto será explorado em maior detalhe na seção que discutirá o subsistema energético.

Com objetivo de tornar a discussão mais fluída, esta será dividida em duas partes. A primeira “Etapas e Fatores” focará nas etapas do ciclo de vida da FORSU de maior impacto ambiental e os fatores que levam a isto e a segunda parte “Tecnologias e Cenários” discutirá o papel das opções tecnológicas dentro da gestão de RSU da RMSP.

4.1. Etapas e Fatores

Em consonância com outros estudos (ERIKSSON et al., 2005; BLENGINI, 2008; ZHAO et al., 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011) os resultados demonstraram que a etapa de coleta e transporte não tem impacto significativo na perspectiva do ciclo de vida como um todo para GWP, PAc e PEu. A etapa não representou mais de 2% da magnitude dos impactos. A distância de transporte dos RSU, na média de 35 km e no máximo 100 km para o fertilizante derivado da FORSU na RMSP, são pequenas comparadas a outros centros urbanos onde a relevância da etapa pode ser superior. Resíduos exportados para Estocolmo na Suécia viajam até 1750 km entre caminhões e barcos, por exemplo (OLOFSSON et al., 2005).

O presente estudo limitou-se a avaliar as categorias de GWP, PAc e PEu, não permitindo concluir sobre o impacto da etapa em outras categorias, como consumo de recursos fósseis e toxicidade humana. A avaliação do fator de toxicidade é de especial interesse, visto que os caminhões são responsáveis por 65% do material particulado veicular no estado de São Paulo e outros compostos, como orgânicos voláteis (COVs) e monóxido de carbono (CO) (CETESB, 2017). A produção de biometano a partir da FORSU para substituição do diesel poderia desempenhar papel importante na melhoria destes indicadores. Na simulação construída, as alternativas de produção de biometano a partir da FORSU (DA-BIO e DA-C-BIO) tiveram desempenhos inferiores a CC, DA-E e DA-C-E no geral.

As principais emissões no ciclo de vida da FORSU localizam-se na etapa de tratamento, principalmente associadas às emissões fugitivas de metano para digestão anaeróbia e volatilização de amônia para compostagem. Todavia, os fatores de emissão das unidades são variados conforme apresentado em revisão nas Tabela 3 (pg. 46) e 4 (pg. 48), fortemente dependentes do investimento realizado.

As emissões de amônia na compostagem estão associadas a baixa relação

carbono e nitrogênio do material de entrada a ser compostado, podendo ser regulado na mistura com podas urbanas e as emissões de metano a partir de sistemas mais eficientes de aeração (AMLINGER; PEYR; CUHLS, 2008; CÓLON et al., 2012). As emissões das unidades de digestão anaeróbia devem ser monitoradas, dado que há grande queda de desempenho do sistema com aumento das emissões fugitivas, principalmente localizadas na etapa de estoque do digestato (CHIEW et al., 2015; REINELT et al., 2017). A redução das emissões fugitivas no cenário realista de gestão para ordem de 1 – 2% tonaria o desempenho em GWP próximo a da CC. Todavia, a melhoria não resultaria em redução significativa de PAc e PEu, principalmente dependentes do subsistema agrícola dado pela substituição do uso da ureia, que não foi considerada nos cenários de gestão para a digestão anaeróbia, mas pode ser avaliada em outro estudo.

Conforme apresentado em outros estudos (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016), as etapas com maiores potenciais de ganhos ambientais na redução de emissões estão predominantemente associadas aos subsistemas em análise. A substituição do uso de fertilizante sintético no ambiente tropical figurou como etapa principal para redução do potencial de acidificação (PAc) e eutrofização (PEu). A utilização de parâmetros ambientais e tecnológicos específicos e adequados ao contexto tropical brasileiro, como adotado no presente estudo permitiu destacar a significância da etapa de uso no solo, normalmente desconsiderada em estudos, como destacado na revisão apresentada no capítulo 1 (CHIEW et al., 2015; SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016).

4.1.1. O Subsistema Agrícola

Como apresentado no Capítulo 1, o subsistema agrícola é normalmente subdimensionado quanto a seus impactos potenciais, tanto positivos quanto negativos, principalmente na consideração dos impactos reduzidos pelo uso do fertilizante sintético substituído. Além disto, mesmo estudos em condições tropicais (NGNIKAM et al., 2002; MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2003; AYE; WIDJAYA, 2006; KHOO; LIN; TAN, 2010; SHARMA; CHANDEL, 2017) não introduziram a discussão do ambiente tropical em sua avaliação. A utilização de fatores de emissões para a região de estudo é chave ao processo de interpretação. Em revisão de 19 estudos de

análise de ciclo de vida da FORSU, Schott, Wenzel e La Cour Jansen (2016) identificaram apenas 3 estudos que incluem a substituição das emissões do uso de fertilizantes sintéticos no solo. Todos referenciados em Bruun et al. (2006), a partir de modelagem computacional agroecossistêmica no programa Daisy para padrões climáticos dinamarqueses com precipitações entre 661 e 991 mm por ano.

A utilização destes dados para outras condições propaga incertezas e erros, principalmente para estudos tropicais, visto que as emissões são diretamente dependentes de duas principais variáveis: temperatura e umidade (STEHFEST; BOUWMAN, 2002; PAN et al., 2016). Outro exemplo é que o valor padrão de emissões de amônia para uso no solo de fertilizante sintético no programa computacional EASEWASTE, desenvolvido na Dinamarca, é zero (HANSEN et al., 2006). Em revisão mundial das emissões de amônia a partir de fertilizante sintético, Pan et al. (2016) estimou a média global próxima a 18% do N total aplicado. Devido a importância de variáveis locais na avaliação, a flexibilidade dos programas para inserção de parâmetros locais é chave na análise (HANSEN; CHRISTENSEN; SCHMIDT, 2006).

Nas condições brasileiras, a taxa de volatilização de amônia pelo uso no solo da ureia, fertilizante sintético escolhido para substituição neste estudo, varia de 10% do N aplicado em condições de chuva extrema (NASCIMENTO et al., 2013) até 76,8% em baixas precipitações e altas temperaturas (LARA CABEZAS et al., 2008). Mesmo com uso de fertilizantes sintéticos nitrogenados a base de nitrato, como nitrato de amônia e URAN, a volatilização de amônia é em média 15% do N aplicado (LARA CABEZAS et al., 2000; CANTARELLA et al., 2008; NASCIMENTO et al., 2013).

A substituição de fertilizantes sintéticos a base de nitrato pode reduzir o desempenho da compostagem e digestão anaeróbia quanto ao PAc e PEu devido a menor volatilização de amônia, todavia as emissões de óxido nitroso tendem a ser superiores (SIGNOR; CERRI, 2013; SIGNOR; CERRI; CONANT, 2013). Portanto, estudos posteriores podem avaliar diferentes fertilizantes sintéticos nitrogenados substituídos, ou ainda, escolher o fertilizante sintético que busca ser substituído dependendo do objetivo da tomada de decisão. Políticas voltadas a redução do aquecimento global podem focar em fertilizantes sintéticos a base de nitrato, enquanto que ações voltadas para redução de problemas associados a acidificação e eutrofização devem focar na substituição da ureia, como estimado neste estudo. Os

fertilizantes sintéticos a base de amônia representam mais de 90% do consumo brasileiro (FAO, 2014).

A inserção das perdas de N no uso de fertilizantes sintéticos propôs resultados diferentes de estudos anteriores. Ao contrário do observado em outros estudos (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011; YOSHIDA; GABLE; PARK, 2012), as alternativas de compostagem e digestão anaeróbia não resultaram em aumento do PAc e PEu quando o produto compostado é aplicado no solo. Estudos anteriores modelaram a etapa de uso no solo dos fertilizantes orgânicos derivados da FORSU com emissões superiores ao fertilizante sintético substituído (ERIKSSON et al., 2005; HANSEN et al., 2006; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2012; SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016; YOSHIDA et al., 2016). O presente estudo constatou justamente o inverso, que as principais vantagens da CC e das alternativas de DA com compostagem do digestato (DA-C-E), quanto ao PAc e PEu, está na redução das emissões pela substituição do uso de fertilizantes sintéticos no solo, quando valores de até -24,7 kg SO₂ eq e -4,64 kg PO₄³⁻ eq foram estimados para DA-C-E e CC no cenário de melhor manejo disponível, respectivamente.

Contudo, o cenário não é o mesmo para aplicação do digestato no solo. O único estudo encontrado estimando emissões de uso do digestato no solo, em condições tropicais, apontam emissões superiores aos fertilizantes sintéticos até mesmo aos da ureia. Tiwary et al. (2015) observaram perda de 65% do N aplicado na forma de amônia, chegando a 45% quando o digestato foi misturado a esterco (TIWARY et al., 2015). Mesmo em condições temperadas, os valores observados de perda de N do digestato foram de 38% a 42% na forma de amônia (NICHOLSON et al., 2017).

A aplicação do digestato no solo tem sido apontada como fonte de alto PAc e PEu, devido a volatilização de amônia e lixiviação de amônio (BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011; NKOA, 2014; CHIEW et al., 2015). Isto justifica a etapa de compostagem do digestato nos cenários de gestão, aumentando o desempenho do sistema como um todo, apesar de aumentar as emissões na etapa de tratamento. De acordo com o estimado, a compostagem do digestato aumenta o potencial de acidificação (PAc) em 0,97 kg SO₂ eq por tonelada de FORSU na etapa de tratamento, todavia reduz em cerca de 8,4 quilos na etapa de uso do solo, comparando os cenários

de DA-E e DA-C-E no cenário de manejo mais provável. A destinação do digestato para planta de tratamento de esgoto (MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2003) não foi avaliada no presente estudo e é uma alternativa.

A característica semissólida do digestato e semelhança ao lodo de esgoto acarretariam dificuldades de escoamento dada resistência dos produtores, como apontado por Edwards et al. (2017) para a Austrália. No Brasil, dada semelhança ao lodo de esgoto o uso seria limitado a espécies arbóreas.

Diferentemente do composto, o digestato é fonte de N disponível em curto prazo, com propriedade semelhante a fertilizante sintético mineral (TAMBONE et al., 2010; TEGLIA; TREMIER; MARTEL, 2011; NKOA, 2014). A principal preocupação com o digestato, além do PAc e P_{Eu} devido a perdas de N é a não estabilidade completa do produto podendo resultar em fitotoxicidade. A ausência de estudos de campo sobre os impactos ambientais e na saúde ainda é uma limitação, principalmente no ambiente tropical (TAMBONE et al., 2010; GRIGATTI et al., 2011; TEGLIA; TREMIER; MARTEL, 2011; NKOA, 2014).

O estoque de carbono a partir do uso do composto e do composto de digestato no solo representou quase a totalidade do sequestro de carbono da alternativa de CC com 94,6 kg de CO₂eq por tonelada de FORSU e cerca de um quarto para DA-C-E com 36,6 kg de CO₂eq nos cenários de gestão. O abandono do uso de fertilizantes sintéticos e utilização de fertilizantes orgânicos para manutenção do estoque de matéria orgânica no solo têm sido fator importante para avanços da agricultura. Estimativas apontam que apenas estas mudanças podem reduzir de 40% a 72% as emissões de GEEs do setor agrícola (SCIALLABA; MÜLLER-LINDENLAUF, 2010).

De acordo com USEPA (2015) a aplicação de composto estimula a microbiota do solo favorecendo a produção de substâncias húmicas. O fator foi o principal impacto positivo no quesito de GWP neste estudo na alternativa de CC, corroborando estudos anteriores (LEVIS; BARLAZ, 2011); KONG ET AL., 2012). É importante ressaltar que nem todos estudos consideram que o composto terá uso agrícola, seja por má qualidade (BOVEA et al., 2010) ou por questões locais de resistência na prática agrícola, como na China (LIU; SUNG; LIU, 2017; LIU; XIANG; LIU, 2017).

O presente estudo limitou-se a avaliação de duas propriedades do uso do composto e digestato no solo, fertilização e sequestro de carbono e nas categorias de

GWP, PAc e PEu. Até o momento apenas tais propriedades foram suficientemente exploradas nos estudos de análise do ciclo de vida mundialmente. Diversas outras propriedades cientificamente comprovadas ainda carecem de metodologia de avaliação de impacto ambiental associada ou de inserção na prática de análise do ciclo de vida. As propriedades são redução da erosão do solo, aumento da umidade do solo, redução da incidência de pragas e doenças e aumento da tratabilidade do solo, biodiversidade, produtividade e qualidade nutricional do alimento (MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2013). Um estudo nas condições amazônicas apurou que uma única aplicação de composto produziu até quatro vezes mais grãos em comparação com o fertilizante sintético em divididas aplicações (STEINER et al., 2007).

Cabe destacar, portanto, que os impactos positivos da aplicação dos compostos na agricultura vão para muito além dos potenciais benefícios aqui apontados quanto a redução do GWP, PAc e PEu do ponto de vista ambiental. Existem aspectos econômicos e estratégicos, visto que substitui o uso de fertilizantes sintéticos, recursos que ainda dependem de importação para o Brasil.

4.1.2. O Subsistema Energético

Os subsistemas energéticos avaliados foram o sistema de produção elétrica com substituição de fontes elétricas e o uso do biometano derivado da FORSU como combustível veicular para substituição do diesel. Dentro da análise do sistema elétrico buscou-se avaliar a substituição de diferentes fontes elétricas existentes no contexto brasileiro. A variação das fontes permite avaliar contextos de maior e menor desempenho para fomentar a tomada de decisão, visto que o desempenho do sistema sofre significativa variação de acordo com a abordagem adotada para fonte substituída como analisado em estudo para o Rio de Janeiro (BERNSTAD; SOUZA; VALLE, 2017).

O subsistema energético tem sido amplamente explorado nas análises de ciclo de vida, diferentemente do subsistema agrícola (ERIKSSON et al., 2005; BERGLUND; BORJESSON, 2007; ZHAO; DENG, 2014; SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016; BERNSTAD; SOUZA; VALLE, 2017). No entanto, as condições brasileiras apontam especificidades locais. O país não possui e não há necessidade de distribuição de calor para aquecimento domiciliar e a representatividade das fontes

fósseis na matriz elétrica é inferior à média mundial (EPE, 2017). Os dois parâmetros concentram as principais vantagens de uso da digestão anaeróbia de FORSU.

É comum nos estudos a substituição do mix elétrico geral do país, ou utilizar o conceito de eletricidade/energia marginal, que avalia a substituição da fonte de pior desempenho ambiental (exemplificado na Figura 10, pg. 54). Todavia, os estudos comumente negligenciam as variáveis de regulação e dinâmica do setor elétrico (SCHOTT; WENZEL; LA COUR JANSEN, 2016). A energia deve ser produzida no momento em que está sendo consumida, desta forma a continuidade ou dinâmica de geração da energia introduzida deve definir a matriz a ser substituída, não apenas o desempenho ambiental. A energia elétrica a partir do biogás na digestão anaeróbia tem potencial de atuar como reguladora da demanda de energia elétrica, substituindo assim, apenas fontes elétricas com a mesma característica de capacidade de estoque: termelétricas e hidrelétricas. Por isto, os cenários construídos neste estudo avaliaram a substituição de 3 cenários elétricos para retratar potenciais variações do mix elétrico brasileiro ao longo do tempo e variáveis da regulação.

A digestão anaeróbia apresenta-se como uma alternativa de valorização energética dos RSU com foco na FORSU, além de opção de tratamento. A tecnologia possui desempenho ambiental superior a incineração que possui diversas dificuldades para tratar a fração orgânica (MURPHY; MCKEOGH, 2004; ERIKSSON et al., 2005; CHERUBINI; BARGIGLI; ULGIATI, 2009). A alta participação da FORSU no RSU em países em desenvolvimento reduz a eficiência das alternativas de incineração, devido ao aumento da umidade e redução do poder calorífico (ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010; NORDI et al., 2017). Logo, não só ambientalmente, mas energeticamente a digestão anaeróbia apresenta-se como uma alternativa mais eficiente que a incineração, com menor investimento para a FORSU (MURPHY; MCKEOGH, 2004; CHERUBINI; BARGIGLI; ULGIATI, 2009).

No cenário em que a eletricidade gerada pela digestão anaeróbia substitua hidroeletricidade, com GWP de 179,1 kg CO₂^{eq}, PAc de 3,27 kg SO₂^{eq} e PEu 0,32 kg PO₄³⁻^{eq} por tonelada, os resultados apontam que a purificação em biometano para uso veicular, com GWP entre 132,7 e -207,6 kg CO₂^{eq}, PAc de 1,31 a 6,2 kg SO₂^{eq} e PEu de 0,26 a -1,05 kg PO₄³⁻^{eq} ou a destinação para a CC em qualquer cenário são preferíveis do ponto de vista ambiental (Tabelas 15-17). Nos outros dois cenários, com

substituição de gás natural ou do mix termétrico marginal, a produção elétrica tem maior desempenho ambiental que o uso veicular de biometano (Tabela 16 e 17). A desvantagem da purificação em biometano ocorre devido aumento nas emissões fugitivas devida adição desta etapa que não são compensadas em ganho na substituição de diesel.

De acordo com Zavala (2016), a opção pela produção de biometano comprimido resulta em maior eficiência energética do sistema como um todo, dada baixa eficiência de conversão elétrica sem aproveitamento da energia térmica nas condições brasileiras. Porém, a eficiência dos motores a diesel é superior aos motores a gás natural/biometano, reduzindo a autonomia do automóvel. Isto reduz a equivalência dos combustíveis reduzindo o desempenho ambiental do sistema como um todo, também observado em outros estudos (MØLLER; BOLDRIN; CHRISTENSEN, 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011; CHIEW et al., 2015). A substituição de gás natural veicular também já foi apontada em outro estudo como desfavorável ambientalmente em comparação a produção elétrica e compostagem (DI MARIA et al., 2016).

Ainda assim, a produção elétrica da partir do biogás de FORSU apresenta uma fragilidade em longo prazo devido a transição das matrizes elétricas para fontes renováveis de baixa emissão, como solar e eólica. O uso como combustível veicular garantiria maior segurança frente tal cenário, como indicado por outros estudos (SONESSON et al., 2000).

O maior potencial de ganho ambiental das alternativas de digestão anaeróbia foi observado para a substituição do mix termelétrico marginal, principalmente devido à substituição do carvão, com GWP de -510,2 kg CO₂eq, PAc de 21,2 kg SO₂eq e PEu de -2,65 kg PO₄³⁻eq. Ainda que não haja aproveitamento térmico no Brasil, as características do carvão brasileiro destinado a produção elétrica (EPE, 2017) são de baixa qualidade comparada com carvões internacionais, como Estados Unidos, Colômbia, Austrália e África do Sul. O poder calorífico do carvão brasileiro é até três vezes inferior a carvões utilizados fora do Brasil e com altas concentrações de enxofre (TOMALSQUIM, 2016). Os impactos reduzidos são observados nas alternativas DA-E e DA-C-E para cenário de manejo MMD e cenário de gestão otimista (Tabela 17). Tal condição apresenta um grande potencial de desempenho ambiental da alternativa

de digestão anaeróbia no Brasil em comparação a outros países.

4.2. Tecnologias e Cenários de Gestão

Conforme exposto pela diferença dos resultados entre os cenários de manejo, que avaliavam puramente as tecnologias e os cenários de gestão, que inseriam a problemática de gerir a FORSU dentro de uma das maiores metrópoles do mundo, os desempenhos são reduzidos mais que a metade em comparação ao cenário MMD. A discussão se faz importante porque a gestão da FORSU é um híbrido do metabolismo urbano junto ao metabolismo biológico dos fluxos de nutrientes e energia, resultado da interação das tecnologias e o sistema de governança de RSU.

A gestão de resíduos sólidos como um todo não deve ser vista através de um prisma puramente tecnocrata, onde as variáveis limitam-se a tecnologias e eficiências teóricas. A visão técnica da gestão de resíduos mostrou-se amplamente ineficiente, principalmente na transposição de modelos de países desenvolvidos para os países “subdesenvolvidos” e “em desenvolvimento”. A percepção das limitações desta visão tecnocrata propeliu a formação de novos conceitos para abordar a temática de resíduos sólidos, com uma visão de maior integração entre as várias dimensões existentes. Tal visão, é atualmente definida como gestão integrada sustentável de resíduos sólidos (VAN DER KLUNDERT; ANSCHÜTZ, 2001; WILSON, 2007; WILSON et al., 2013; MARSHALL; FARAHBAKHS, 2013) absorvida pela Política Nacional de Resíduos Sólidos como gestão integrada de resíduos sólidos, conforme Inciso XI do 3º artigo (BRASIL, 2010) em contraponto ao gerenciamento de caráter puramente técnico.

O principal fator do ponto de vista de gestão para o desempenho ambiental das alternativas em estudo é a eficiência de segregação da FORSU na fonte, ou seja, no local de geração, normalmente o domicílio para o resíduo doméstico que é a maior parte do RSU. O fator é determinante para a qualidade do composto produzido e garantia de uso agrícola seguro (HARGREAVES; ADL; WARMAN, 2008; SAVEYN; EDER, 2014). Para a produção energética, a segregação dos resíduos na fonte não é fator limitante, visto que a separação mecânica garante alcance de taxas expressivas de geração de metano sem problemas ao reator de digestão anaeróbia, apesar da presença de inertes aumentar a manutenção do reator e reduzir sua eficiência.

Todavia o composto e digestato resultante da separação mecânica dificilmente apresentam uso agrícola seguro ou aceitação pelo mercado (FRICKE; SANTEN; WALLMANN, 2005; DE LACLOS et al., 2008; DI MARIA; SORDI; MICALÉ, 2012; MANTEJO et al., 2013; SAVEYN; EDER, 2014).

A alternativa de Compostagem Doméstica (CDOM) avaliada teve os piores desempenhos com relação aos cenários de manejo devido limitações da análise realizada. Todavia apresenta potencialidade do ponto de visto de gestão. Isto expressa-se pelo desempenho comparativo as alternativas considerando o cenário de gestão, principalmente equiparada a DA-C-E para GWP e PAc no cenário realista. Os valores de GWP foi de 73, 94 kg CO₂eq, PAc de 0,98 kg SO₂eq e PEu de 0,43 kg PO₄³⁻eq para cada tonelada de FORSU compostada domesticamente e de 61,17 e 1,17 para GWP e PAc da DA-C-E no cenário de gestão realista, respectivamente.

As variáveis de gestão serão discutidas em maior detalhe para cada tecnologia, abaixo. A CDOM será discutida em tópico separado dada suas especificidades, enquanto de CC e DA-C-E serão apresentadas em tópico conjunto para discutir o desempenho das alternativas nos cenários e sua complementariedade na gestão da FORSU não apenas da RMSP, mas no contexto brasileiro.

4.2.1. Compostagem Doméstica (CDOM)

As fronteiras definidas para o sistema em estudo favorecem a avaliação de alternativas que se conectem ao setor agrícola e energético em larga escala, o que limita as potencialidades da CDOM.

Além disto, a etapa de construção da infraestrutura e bens de consumo das etapas também esteve fora da fronteira do sistema analisado. Estudos demonstram que a etapa tem contribuição inexpressiva para as categorias avaliadas (ZHAO et al., 2009; BOVEA et al., 2010; BROGAARD; CHRISTENSEN, 2016) considerando unidades centralizadas de compostagem e digestão anaeróbia. Isto é resultado da alta capacidade de processamento ao longo da vida útil da unidade, que dilui os impactos nos milhões de toneladas processadas. Contudo, na compostagem doméstica a etapa pode ter contribuição significativa se a composteira for construída a partir de polietileno de alta densidade (PEAD) (CÓLON et al., 2010). Caso a composteira seja produzida a partir de plástico reciclado, a representatividade da

etapa com relação ao ciclo de vida total é de 4,6%, 3,1% e 1,5% para as categorias de GWP, PAc e PEu, respectivamente (MARTÍNEZ-BLANCO et al. 2010).

A principal desvantagem da alternativa de CDOM na análise realizada reside na ausência de sistema compensatório. Ou seja, a opção pela CDOM não resulta em ganhos ambientais nos subsistemas dentro do escopo deste estudo, o agrícola e energético. Desta forma, apenas os impactos ambientais negativos da alternativa estão dentro das fronteiras deste estudo, mas que já reduzem os impactos ambientais do modelo atual de aterramento, como exposto na Tabela 22 (pg. 119).

Ainda assim, outros estudos consideraram a partir de questionário distribuído para um universo de famílias a substituição de fertilizantes sintéticos, dada possibilidade da jardinagem amadora usar fertilizantes sintéticos, o qual seria substituído pelo consumidor na existência de uma composteira em seu domicílio (MARTÍNEZ-BLANCO et al., 2010; ANDERSEN et al., 2012). Devido à ausência de dados que comprovem tal suposição para o Brasil e RMSP essa variável não foi considerada, apesar de ser uma possibilidade futura com avanço da agricultura urbana.

Até o momento, apenas dois projetos com a finalidade de dar a destinação ambientalmente adequada a FORSU foram realizadas em escala municipal para São Paulo e estão em atividade: a construção do pátio de compostagem de 56 feiras na Lapa e a realização do projeto “Composta São Paulo” que distribuiu 2.000 composteiras a domicílios paulistanos. Apesar da característica piloto do projeto de compostagem doméstica, os resultados do projeto expressam as limitações do presente estudo quanto aos potenciais ganhos da alternativa de compostagem doméstica como política pública de gestão da FORSU.

Após o projeto, a mudança comportamental dos 2.000 envolvidos foi avaliada para entender se a inserção da prática de compostagem no dia a dia resultou em mudança de postura do indivíduo com relação a suas práticas. As principais mudanças informadas foram associadas ao padrão de consumo, alimentação e início da prática de agricultura urbana. Dois terços dos participantes informaram que melhoraram sua alimentação com o aumento no consumo de frutas, legumes e verduras, inseriram alimentos orgânicos na dieta e reduziram o consumo de alimentos “industrializados” e refrigerantes. Os participantes também passaram a separar a

fração de recicláveis secos, que antes não faziam. Além de mudanças comportamentais individuais, os resultados apontaram uma maior preocupação sobre questões ambientais e públicas da cidade que podem resultar de forma indireta em ganhos ambientais dificilmente mensuráveis (COMPOSTA SÃO PAULO, 2014).

Todas estas mudanças representam impactos em um sistema compensatório que não foi avaliado no presente estudo porque vão além do sistema agrícola e energético. Logo, as fronteiras determinadas para o sistema em estudo não são apropriadas para avaliar de forma criteriosa o desempenho ambiental da alternativa de CDOM que é transversal a outros sistemas, além do agrícola e energético.

4.2.2. Compostagem Centralizada (CC) e Digestão Anaeróbia com geração de Composto e Eletricidade (DA-C-E)

A maior parcela das contribuições para aumento do GWP, PAc e PEu na alternativa de CC está localizada na etapa de tratamento, devido a aeração incompleta que resulta em metano e geração de amônia no processo de degradação (BOLDRIN et al., 2009; BERNSTAD; LA COUR JANSEN, 2011). Tais emissões podem ser solucionadas por meio da utilização de biofiltros em instalações fechadas ou uso de reatores (AMLINGER; CUHLS, PEYR, 2008). As emissões do sistema de compostagem são variadas nos estudos, dependendo da qualidade do manejo e tecnologia utilizada. Todavia, o uso de sistema mais automatizados não significa maior desempenho ambiental do ciclo de vida como um todo. Levis e Barlaz (2011) apontam que a alternativa de compostagem em leiras é a melhor opção, mesmo em sistemas abertos sem captação de gases, em comparação a sistemas Gore e leiras de aeração forçada devido a menor consumo elétrico em matriz predominantemente fóssil. Entretanto, este não é o caso do Brasil onde a matriz elétrica tem fator de emissão baixo e o consumo elétrico da unidade de compostagem não tem tanta significância no ciclo de vida como um todo, representando entre 3% e 7% das emissões do GWP, PAc e PEu no presente estudo para o cenário de gestão realista.

Para desempenho positivo nas categorias de impacto, ou seja, redução do GWP, PAc e PEu não é necessário o uso das melhores tecnologias disponíveis (cenário MMD). Todavia o cenário de baixa qualidade de manejo resulta em aumento de todos impactos ambientais avaliados, demonstrando a importância de monitoramento e

controle de sistemas para redução principal das emissões de metano e amônia pelo controle de aeração e umidade.

O mesmo cenário quanto aos impactos negativos ocorre na da DA-C-E, sendo sua maioria concentrada na etapa de tratamento devido a emissões de metano fugitivas. O fator de emissão para as unidades de digestão anaeróbia utilizado na avaliação dos cenários de gestão de 4,9% pode ser um tanto conservador, todavia busca representar um valor mais provável no cenário mundial e provável de implantação no Brasil. Todavia, como estimado por outros estudos, unidades com o uso da melhor tecnologia disponível chegam a emissões fugitivas próximas a 1% do metano produzido (HOLMGREN et al., 2015; REINELT et al., 2017). Apenas o cuidado da taxa de emissões de metano fugitivo, utilizando tecnologia apropriada, pode igualar a eficiência da DA-C-E e CC quanto ao potencial de aquecimento global (GWP) no cenário realista de gestão para a RMSP.

As comparações aqui feitas estão limitadas às categorias de impacto ambiental avaliadas, visto que não contempla todas possíveis, com toxicidade humana, ecotoxicidade, depleção de recursos e outras. A melhoria no desempenho de um quesito, pode resultar em piora de outro como expressado na inserção da compostagem do digestato em vez de uso direto no solo. A etapa resulta em ganhos no PAc e PEu, reduzindo 4,56 kg SO₂eq e 0,42 kg de PO₄³⁻eq por tonelada de FORSU em comparação a alternativa sem compostagem do digestato. Entretanto, a inserção da compostagem do digestato reduz o desempenho da alternativa na categoria de GWP em 50,24 kg CO₂eq por tonelada digerida, no cenário de manejo mais provável. A importância do controle das emissões fugitivas da digestão anaeróbia e compostagem do digestato é evidenciada em um estudo sueco que indica a incineração para produção elétrica junto ao uso de fertilizantes sintéticos, em vez de digestão anaeróbia com uso do digestato no solo (CHIEW et al., 2015). As emissões fugitivas da planta em estudo e impacto superior de uso no solo do digestato em comparação aos fertilizantes sintéticos reduzem o desempenho da alternativa. Os autores concluem que a redução das emissões nos reatores e tanques de digestato aumentaria o desempenho da unidade de digestão anaeróbia em comparação a incineração, no que se refere ao quesito GWP.

A principal vantagem da CC está no subsistema agrícola, com estoque de

carbono e substituição de ureia enquanto que a digestão anaeróbia traz vantagens no subsistema energético, com a substituição de fontes fósseis, principalmente o carvão. Atualmente a coleta de RSU é realizada de forma indiferenciada, sem coleta seletiva, na maior parte dos municípios brasileiros (BRASIL, 2016b). Os que a possuem, caso de alguns municípios da RMSP, realizam apenas a coleta dos recicláveis secos, misturando orgânicos e rejeitos, modelo que não garante uso agrícola seguro do composto (SAVEYN; EDER, 2014). Neste cenário, a DA-C-E apresenta-se como uma alternativa de curto prazo para a coleta indiferenciada por meio de instalação de uma unidade Tratamento Mecânico-Biológico, com desempenho próximo da CC no cenário de gestão realista (Tabela 19) e superior para PAc e PEu no cenário otimista de substituição de carvão (Tabela 20). A DA-C-E é preferível caso a eletricidade produzida substitua o mix termelétrico marginal, principalmente o carvão.

Todavia, ainda que a segregação na fonte seja um fator limitante para a qualidade do composto final e garantia de uso agrícola seguro, a compostagem da FORSU pode representar maiores ganhos ambientais (83,6 kg CO₂eq, 0,9 kg SO₂eq e 0,33 kg de PO₄³⁻eq por tonelada de FORSU) se comparada a DA-C-E substituindo gás natural, nos casos que as taxas de segregação na fonte sejam próximas a 16%, um cenário realista. Isto é devido potencial estoque de carbono e de substituição de emissões superiores no sistema de produção e uso no solo de ureia, promovido pelo composto, comparado ao biogás em substituição ao gás natural para geração elétrica.

A forte dependência do desempenho ambiental das alternativas de compostagem e digestão anaeróbia nos subsistemas agrícola e energético, respectivamente, resulta em riscos ao real desempenho ambiental das opções. Do ponto de vista de gestão, a dependência destes subsistemas para atingir um desempenho ambiental positivo significa que será necessária a integração de diferentes esferas e setores do estado, sociedade e setor privado, principal desafio da gestão urbano-ambiental do RSU.

Como se demonstrou, na CC os principais ganhos ambientais situam-se no subsistema agrícola, com o estoque de carbono e redução das emissões pela substituição do fertilizante sintético nitrogenado, principalmente a ureia.

O estoque de carbono independe do uso no solo em culturas agrícolas, visto que a utilização do composto em praças, construção de canteiros urbanos, viveiros de

mudas e outras atividades de jardinagem urbana já permitem o estoque e redução do GWP. Nestas aplicações o estoque real de carbono pode ainda ser superior ao uso agrícola, devido a menor perturbação do solo e consequente maior acúmulo de matéria orgânica pela baixa perturbação da mesma. A gestão do RSU e a conservação de áreas verdes são atividades que estão sob responsabilidade dos governos municipais, o que poderia facilitar a gestão integrada.

No caso da substituição dos fertilizantes sintéticos nitrogenados, em especial da ureia, isso só ocorre quando o composto é utilizado na prática agrícola. Isto aumenta a complexidade da gestão na escala metropolitana, onde estão envolvidos atores nas esferas municipais, estadual e federal. A alta produção de composto resultante da compostagem da totalidade da FORSU da RMSP, estimada em aproximadamente 4,7 mil toneladas de composto por dia, pode resultar em problemas de mercado associadas à prática já estabelecida de fertilização mineral e/ou dificuldades de integração da política de resíduos a uma política agrícola para o uso da totalidade do produto. Apesar disto, existem áreas agrícolas suficientes dentro da RMSP, de aproximadamente 55 mil hectares com cultivo de hortaliças para receber a produção de composto nos cenários de gestão, onde de 6% a 36% do composto gerado tem uso agrícola de qualidade devido segregação na fonte. Mesmo em um cenário futuro de segregação total da FORSU na fonte e produção de 4,7 mil toneladas de composto por dia existe demanda para uso nos municípios do Cinturão Verde, não havendo necessidade de transporte além dos municípios de Mairinque, São Roque e Ibiúna.

As leis de proteção de mananciais das represas Billings e Guarapiranga na RMSP preveem o uso agrícola de base orgânica ou agroecológica, sem, no entanto, estabelecer políticas públicas que garantam tais práticas. Do ponto de vista de redução de GWP, PAc e PEu, foram demonstradas as enormes vantagens que a compostagem pode representar, além da proteção de mananciais.

A inserção da compostagem em políticas de produção orgânica e agroecológica, programas de agricultura familiar, associados à alimentação escolar e agricultura urbana podem propiciar estímulo a esta destinação, bem como incentivos fiscais ao uso do composto.

O desafio que se coloca é a implantação da segregação da FORSU na origem, o que pode ser possível em cenários realistas (16% de coleta segregada) com

diminuição de 3,8 milhões de toneladas de CO₂eq por ano, como demonstrado. A inclusão da compostagem e integração do setor de resíduos ao setor agrícola pode ainda facilitar o sistema de gestão dos resíduos, com instalação de unidades de compostagem nas unidades de produção agrícola que o composto será usado.

Na Digestão Anaeróbia com produção de Composto e Eletricidade (DA-C-E), a integração não depende da mudança de comportamento e prática do setor privado e sociedade, todavia demanda a integração entre a esfera federal, responsável pela regulação elétrica e a municipal, responsável pela gestão de resíduos sólidos. Um estudo anterior para a cidade de São Paulo concluiu que digestão anaeróbia não apresentava vantagens devido a matriz predominantemente hídrica na época do estudo (MENDES; ARAMAKI; HANAKI, 2003) em concordância com o resultado do presente estudo no cenário pessimista para esta tecnologia. Todavia, o sistema de regulação de energia elétrica não foi levado em conta, como feito no presente estudo. De acordo com o Plano Energético Nacional, o potencial de geração de eletricidade a partir de 40% dos RSU brasileiros é cerca de 1,3 GW (BRASIL, 2007), quase 1% da capacidade instalada em 2016 (EPE, 2017). Desta forma, o que está sendo avaliado não é a substituição de uma fonte por completo, mas a redução dos impactos ambientais potenciais devido a menor demanda desta fonte.

Apesar da produção de energia, a digestão anaeróbia tem consumo energético elevado devido a necessidade de aquecimento dos reatores e manejo dos resíduos (BERGLUND; BORJESSON, 2006). Em análise energética do ciclo de vida, os autores identificaram que um sistema em que o digestato tem que ser transportado a distância superior a 580 km é energeticamente ineficiente, mesmo com aproveitamento térmico. Neste sentido, do ponto de vista energético é indesejado o transporte do digestato e/ou compostagem do digestato, favorecendo seu descarte no sistema de esgotamento sanitário dado que as vantagens no subsistema agrícola para a alternativa são limitadas.

Tal análise de balanço energético do ciclo de vida pode ser feita para a alternativa de compostagem, visto que o processo de produção de fertilizantes sintético é energeticamente intensivo. A mesma lógica pode ser aplicada a alternativa de CC, comumente penalizada devido a não produção de energia e consumo para tratamento da FORSU. Todavia, o gasto energético não significa um consumo líquido

ao longo do ciclo de vida, visto que reduz consumo energético na produção de fertilizante sintético. De acordo com Ribeiro (2009) é necessário 2,6 MJ de energia elétrica e 9,7 de energia térmica para produção de 1 quilo de N na forma de ureia. O consumo para produção de 1 kg de P é de 1,8 MJ de eletricidade (VIANA, 2008), além de outros macros e micronutrientes presentes no composto.

De forma geral, as alternativas de compostagem e digestão anaeróbia podem se complementar no avanço da reciclagem da FORSU e desvio da mesma dos aterros sanitários. Políticas públicas voltadas a soluções para a FORSU podem olhar as tecnologias de maneira complementar para a variedade de resíduos orgânicos atualmente gerados nos municípios, a partir de sua facilidade de coleta seletiva e interesse para geração de biogás. Resíduos ricos em lignina como a poda urbana, folhas e resíduos em jardinagem no geral não tem alto potencial de digestão anaeróbia e geração de metano (LIEW; SHI; LI, 2012), logo preferencialmente devem ir à compostagem. Tais resíduos, que normalmente já são gerados e coletados de forma segregada podem ser destinados a compostagem junto a resíduos orgânicos gerados em feiras livres e mercados municipais, de relativa facilidade de segregação. Para os resíduos orgânicos de maior dificuldade de separação na fonte em curto prazo, como resíduos sólidos domésticos e de grandes geradores, o incentivo a compostagem doméstica e implantação de unidades de digestão anaeróbia junto a sistema de triagem mecanizada se apresentam como alternativas viáveis para o desvio da FORSU dos aterros.

Os resultados obtidos, apesar de referenciados como desempenho positivo e negativo em diversos momentos, estão associados a escala positivo e negativo das categorias de GWP, PAc e PEu e não em comparação ao sistema atual. Conforme discutido na introdução, o baixo desempenho ambiental do modelo de aterramento sanitário, mesmo com aproveitamento do biogás é um dos poucos consensos entre as análises de ciclo de vida no setor de RSU (LAURENT et al., 2014b).

Além de tudo, este trabalho se limitou a dimensão ambiental. A viabilização das alternativas de destinação da FORSU deverá passar por outros debates além do ambiental, como a inserção de variáveis econômicas e preferências sociais.

5. Conclusões

Dentro das limitações associadas às suposições realizadas, a metodologia adotada permitiu entender as potencialidades e fragilidades das tecnologias no contexto brasileiro. Ambas tecnologias apresentam potencial de redução dos impactos ambientais estudados. Todavia as principais dificuldades associadas ao alcance deste potencial estão associadas coleta seletiva e segregação da FORSU na fonte de geração e à conexão do setor de resíduos com outros, principalmente com o setor agrícola. Os resultados indicados aqui não devem ser tomados como aplicáveis a todo território brasileiro. Apesar de avaliar uma ampla gama de condições, as condições locais influenciam fortemente o resultado como demonstrado no estudo.

A utilização das tecnologias de digestão anaeróbia e compostagem dentro de um processo de valorização da FORSU que busque a segregação na fonte vai além das categorias de impacto ambiental aqui elencadas. O desenho de um sistema de gestão integrada dos RSU e essencialmente da FORSU deve conectar as cidades e seus metabolismos aos fluxos de nutrientes e o metabolismo biológico do planeta. Esta visão é essencial para mudança de visão da cidade como uma fonte de poluição para a cidade como uma fonte de nutrientes e contribuinte ao metabolismo geral do meio ambiente, como algo positivo ou possivelmente menos negativo.

A DA-C-E apresenta uma solução potencial com menor dificuldade de gestão, visto que seus benefícios se situam majoritariamente no sistema elétrico e não demandam coleta seletiva diferenciada tão rigorosamente quanto a compostagem. Entretanto, para atingir desempenho ambiental nas categorias de GWP, PAc e PEu superior a CC, a produção elétrica deve substituir produção elétrica a partir de carvão. Neste caso, indica-se a compostagem do digestato para produção de composto, visto que o digestato apresenta desvantagens ambientais no ambiente tropical.

A CC apesar enfrentar dificuldades associadas à complexidade da segregação na fonte e coleta seletiva da FORSU, é a alternativa com maior desempenho dentro de um cenário de gestão realista. No contexto da RMSP e Cinturão Verde, a inserção do composto orgânico não se apresenta como entrave dada disseminação da prática da adubação orgânica já existente. Todavia, para outras regiões brasileiras a aceitabilidade deste produto deve ser considerada.

As principais vantagens das alternativas estão no desvio da FORSU do

aterramento sanitário que implica em altos impactos ambientais e ainda além do setor de resíduos sólidos, com a inserção do composto na prática agrícola e do biogás na matriz energética. Isto demonstra a importância da integração do setor de resíduos em políticas intersetoriais de transição agroecológica e orgânica, agricultura urbana, segurança energética e uso de fontes renováveis de energia.

Apesar da inclusão da compostagem doméstica no estudo, o recorte utilizado é insuficiente para explorar seus potenciais como alternativa de gestão. O sistema adotado foi limitado aos processos de manejo da FORSU, subsistema agrícola e subsistema energético desfavorecendo a opção doméstica que tem menor integração com estes subsistemas. A mudança comportamental provocada pela alternativa pode ser explorada com maior robustez dentro de outras fronteiras que inclui mudança de padrão alimentar e padrão de consumo. Todavia, os impactos indiretos e sinérgicos da inserção da prática nos domicílios dificilmente serão passíveis de inclusão por completo na análise de ciclo de vida dada a complexidade de seus potenciais.

Estudos futuros sobre os impactos ambientais do uso do digestato e do composto no solo tropical são necessários para o melhor entendimento dos impactos ambientais desta etapa do ciclo de vida.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A necessidade da mudança do modelo de aterramento sanitário, amplamente utilizado no Brasil, para alternativas que valorizem os resíduos sólidos e busquem não apenas reduzir impactos ambientais negativos, mas gerar impactos positivos é mais do que necessária. As soluções neste sentido, deverão ter escopo intersetorial buscando a integração do setor com outras áreas, como setor agrícola e energético.

Apesar das diversas limitações associadas a gestão de resíduos sólidos urbanos em uma metrópole como a Região Metropolitana de São Paulo, pequenos avanços podem resultar em grandes ganhos ambientais. A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos tem sido historicamente desvalorizada do ponto de vista de reciclagem, todavia grandes ganhos ambientais podem ser alcançados com soluções tecnicamente simples como pilhas e leiras de compostagem e digestores descentralizados. Soluções de maior escala, sem necessidade de desenvolvimento de coleta seletiva passam inevitavelmente por altos custos de investimento.

A consolidação de instrumentos e instituições de apoio a tomada de decisão na política ambiental brasileira, como a Avaliação Ambiental Estratégica e a Análise de Ciclo de Vida, a partir de uma visão de gestão, não apenas tecnocrática se faz extremamente necessária para garantir uma maior efetividade do país na solução dos conflitos ambientais existentes.

Atualmente a gestão de resíduos sólidos urbanos e os processos de avaliação de impacto ambiental para o setor de resíduos tem escopo limitado a unidade de tratamento de resíduos sólidos. Todavia, nesta etapa é onde se concentram os menores ganhos associados a alternativa. Ainda assim, a transposição de tecnologias utilizadas em contextos diferentes do brasileiro é uma estratégia comum, mas pode se mostrar altamente ineficiente e prejudicial ao meio ambiente, como já ocorrido para a agricultura e experiências de tratamento de resíduos pela compostagem.

Neste sentido, a busca por soluções locais com tecnologias tropicais é essencial para o avanço da gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil, ainda atrasada diante do cenário mundial.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBANITO, Fabrizio et al. Direct Nitrous Oxide Emissions From Tropical And Sub-Tropical Agricultural Systems-A Review And Modelling Of Emission Factors. *Scientific Reports*, v. 7, p. 44235, 2017.

ALMEIDA, Cássio Florisbal Almeida. Avaliação do ciclo de vida: estudo de caso em uma usina termelétrica biocombustível na Amazônia. Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS. 2017

AMLINGER, Florian et al. Nitrogen in biowaste and yard waste compost: dynamics of mobilisation and availability—a review. *European Journal of Soil Biology*, v. 39, n. 3, p. 107-116, 2003.

AMLINGER, Florian; PEYR, Stefan; CUHLS, Carsten. Greenhouse gas emissions from composting and mechanical biological treatment. *Waste Management & Research*, v. 26, n. 1, p. 47-60, 2008.

ANDERSEN, Jacob Kragh et al. Mass balances and life cycle inventory of home composting of organic waste. *Waste management*, v. 31, n. 9, p. 1934-1942, 2011.

ANDERSEN, Jacob Kragh et al. Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: an environmental assessment using life cycle assessment-modelling. *Waste Management*, v. 32, n. 1, p. 31-40, 2012.

ANDRADE, Guilherme de Castro. Efeitos da aplicação de composto orgânico de lixo urbano e de fertilizante mineral em povoamentos de eucalyptus grandis W. Hill ex Maiden. Tese de Doutorado em Engenharia Florestal. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

ANNEPU, Ranjith Kharvel. Sustainable solid waste management in India. Dissertação (Mestrado em Earth Resources Engineering) Columbia University, New York, 2012.

AYE, Lu; WIDJAYA, E. R. Environmental and economic analyses of waste disposal options for traditional markets in Indonesia. *Waste Management*, v. 26, n. 10, p. 1180-1191, 2006.

BARREIRA, Luciana Pranzetti; PHILIPPI JUNIOR, Arlindo; RODRIGUES, Mario Sergio. Usinas de compostagem do Estado de São Paulo: qualidade dos compostos e processos de produção. *Eng. sanit. ambient*, v. 11, n. 4, p. 385-393, 2006.

BASSO, Claudir José et al. Perdas de nitrogênio de dejetos líquidos de suínos por volatilização de amônia. *Ciência Rural*, v. 34, n. 6, 2004.

BASSO, Claudir José et al. Dejetos líquidos de suínos: II-perdas de nitrogênio e fósforo por percolação no solo sob plantio direto. *Ciência Rural*, v. 35, n. 6, 2005.

BAYER, Cimélio et al. Organic matter storage in a sandy clay loam Acrisol affected by tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil and tillage research*, v. 54, n. 1, p. 101-109, 2000.

BERGLUND, Maria; BÖRJESSON, Pål. Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass and Bioenergy*, v. 30, n. 3, p. 254-266, 2006.

BERNSTAD, Anna; LA COUR JANSEN, Jes. A life cycle approach to the management of household food waste—a Swedish full-scale case study. *Waste management*, v. 31, n. 8, p. 1879-1896, 2011.

BERNSTAD, Anna; LA COUR JANSEN, Jes. Review of comparative LCAs of food waste management systems—current status and potential improvements. *Waste management*, v. 32, n. 12, p. 2439-2455, 2012.

BESSEN, Gina Rizpah. Coleta seletiva com inclusão de catadores: construção participativa de indicadores e índices de sustentabilidade. (Tese de Doutorado). Faculdade de Saúde Pública da Universidade Estadual de São Paulo, São Paulo, 2011.

BIPRO/CRI 2015, Assessment of separate collection schemes in the 28 capitals of the EU, Final report, 13 November. European Commission - DG ENV, Brussels, 2015. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/environment/waste/index.htm>>. Acesso em 06 jan 2018.

BLENGINI, Gian Andrea. Applying LCA to organic waste management in Piedmont, Italy. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, v. 19, n. 5, p. 533-549, 2008.

BODDEY, Robert M. et al. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture. *Global Change Biology*, v. 16, n. 2, p. 784-795, 2010

BOLDRIN, Alessio et al. Composting and compost utilization: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management & Research*, v. 27, n. 8, p. 800-812, 2009.

BOLDRIN, Alessio et al. Environmental inventory modelling of the use of compost and peat in growth media preparation. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 54, n. 12, p. 1250-1260, 2010.

BÖRJESSON, Pål; BERGLUND, Maria. Environmental systems analysis of biogas systems—Part II: The environmental impact of replacing various reference systems. *Biomass and Bioenergy*, v. 31, n. 5, p. 326-344, 2007.

BOVEA, M. D. et al. Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study. *Waste Management*, v. 30, n. 11, p. 2383-2395, 2010.

BRABER, K. Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough. *Biomass and Bioenergy* 9(1-5): 365-376, 1995

BRASIL Empresa de Pesquisa Energética. Plano Nacional de Energia 2030. Rio de Janeiro: EPE, 2007.

_____. Lei Federal nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, nº 147, 03 de agosto de 2010.

_____. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil. 3ª edição. 2016a. Brasília, DF. Disponível em:

<http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706227/LIVRO_MCTIC_EstimativaDeGases_Publica%C3%A7%C3%A3o_210x297mm_FINAL_WEB.pdf/61e78a4d-5ebe-49cd-bd16-4ebca30ad6cd>. Acesso em: 06 jul 2016.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2014.– Brasília: MCIDADES.SNSA, 2016b. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>>. Acesso em 02 jul 2017.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2015.– Brasília: MCIDADES.SNSA, 2017b. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>>. Acesso em 02 jul 2017.

_____. Ministério de Minas e Energia. Boletim Mensal de Acompanhamento da Indústria de Gás Natural. Secretaria de Petróleo, Gás Natural e Combustíveis Renováveis, Departamento de Gás Natural. 2017c. Nº 126 - ago/2017.

_____. Ministério do Meio Ambiente. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF. MMA, 2012. 106p. Disponível em: <http://www.sinir.gov.br/documents/10180/12308/PNRS_Revisao_Decreto_280812.pdf/e183f0e7-5255-4544-b9fd-15fc779a3657>. Acesso em: 13 ago 2016.

BRINSON, S. E.; CABRERA, M. L.; TYSON, S. C. Ammonia volatilization from surface-applied, fresh and composted poultry litter. *Plant and Soil*, v. 167, n. 2, p. 213-218, 1994.

BROGAARD, Line K.; CHRISTENSEN, Thomas H. Life cycle assessment of capital goods in waste management systems. *Waste Management*, v. 56, p. 561-574, 2016.

BRUUN, Sander et al. Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land—a scenario analysis. *Environmental Modeling & Assessment*, v. 11, n. 3, p. 251-265, 2006.

CANELLAS, Luciano Pasqualoto et al. Distribuição da matéria orgânica e características de ácidos húmicos em solos com adição de resíduos de origem urbana. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 36, n. 12, p. 1529-1538, 2001.

CANTARELLA, Heitor et al. Ammonia volatilisation from urease inhibitor-treated urea applied to sugarcane trash blankets. *Sci. agric. (Piracicaba, Braz.)*, Piracicaba, v. 65, n. 4, p. 397-401, 2008

CARVALHO, J. L. N. et al. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. *Soil and Tillage Research*, v. 103, n. 2, p. 342-349, 2009.

CETESB. Emissões veiculares no estado de São Paulo 2016 [recurso eletrônico] / CETESB; Marcelo Pereira Bales (coord.); Antônio de Castro Bruni (ed) [et al.]. - São Paulo: CETESB, 2017a. ISSN 0103-4103. Disponível em: <<http://veicular.cetesb.sp.gov.br/relatorios-e-publicacoes/>>. Acesso em 28 dez 2017.

_____. Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Urbanos 2016. São Paulo: CETESB, 2017b. Disponível em: < <http://residuossolidos.cetesb.sp.gov.br/residuossolidos/residuossolidos-urbanos-saude-construcao-civil/publicacoes-e-relatorios/>>. Acesso em: 27 jul. 2017.

_____. Vida útil dos aterros de resíduos urbanos – IQR 2015. CETESB/C/CT/CTF/CTA/CTAP – Inventário 2015. [2016]. Disponível em: <<http://cetesb.sp.gov.br/residuossolidos/wp-content/uploads/sites/26/2013/11/Vida-%C3%9Atil-2016.pdf>>. Acesso em 01 abril 2018.

CHERUBINI, Francesco; BARGIGLI, Silvia; ULGIATI, Sergio. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. *Energy*, v. 34, n. 12, p. 2116-2123, 2009.

CHIEW, Yoon Lin et al. Environmental impact of recycling digested food waste as a fertilizer in agriculture—A case study. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 95, p. 1-14, 2015.

CHRISTENSEN, Thomas H. et al. C balance, carbon dioxide emissions and global warming potentials in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Management & Research*, v. 27, n. 8, p. 707-715, 2009.

COLÓN, Joan et al. Environmental assessment of home composting. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 54, n. 11, p. 893-904, 2010.

COLÓN, Joan et al. Determination of the energy and environmental burdens associated with the biological treatment of source-separated municipal solid wastes. *Energy & Environmental Science*, v. 5, n. 2, p. 5731-5741, 2012.

COLTRO, Leda; GARCIA, Eloísa EC; QUEIROZ, Guilherme de C. Life cycle inventory for electric energy system in Brazil. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 8, n. 5, p. 290-296, 2003.

COMPOSTA SÃO PAULO. Tabelas referentes às informações presentes no Relatório Final do projeto. [2014]. Disponível em: <<https://www.compostasaopaulo.eco.br/resultados2014/>>. Acesso em: 10 jan 2018.

COSTA, M. C. G.; VITTI, G. C.; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH₃ de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, n. 4, 2003.

CREMIATO, R. et al. Environmental impact of municipal solid waste management using Life Cycle Assessment: The effect of anaerobic digestion, materials recovery and secondary fuels production. *Renewable Energy*, 2017.

DA ROS, Clovis Orlando; AITA, Celso; GIACOMINI, Sandro José. Volatilização de amônia com aplicação de uréia na superfície do solo, no sistema plantio direto. *Ciência Rural*, v. 35, n. 4, 2005.

DEA - Danish Energy Agency. Drivhusgasemissioner fra biogasanlæg (English title: GHG emissions from biogasplants), 2015. Disponível em: <https://ens.dk/sites/ens.dk/files/Bioenergi/cowi_-_drivhusgasemissioner_fra_biogasanlaeg_v3_4.pdf>. Acesso 26 nov 2017.

DE KLEIN et al. N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, v. 4, p. 1-54, 2006. Disponível em: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_11_Ch11_N2O&CO2.pdf>. Acesso e, 24 jun 2017.

DE LACLOS, H. Fruteau; THIEBAUT, E.; SAINT-JOLY, C. Anaerobic digestion of residual municipal solid waste using biological–mechanical pre-treatment: the plant of Varennes Jarcy. *Water Science and Technology*, v. 58, n. 7, p. 1447-1452, 2008.

DE URZEDO, Danilo Ignacio et al. Effects of organic and inorganic fertilizers on greenhouse gas (GHG) emissions in tropical forestry. *Forest Ecology and Management*, v. 310, p. 37-44, 2013.

DI MARIA, Francesco et al. Impact of biological treatments of bio-waste for nutrients, energy and bio-methane recovery in a life cycle perspective. *Waste Management*, v. 52, p. 86-95, 2016.

DI MARIA, Francesco; SORDI, Alessio; MICALE, Caterina. Optimization of solid state anaerobic digestion by inoculum recirculation: the case of an existing mechanical biological treatment plant. *Applied energy*, v. 97, p. 462-469, 2012.

DONG, Jun et al. Life cycle and economic assessment of source-separated MSW collection with regard to greenhouse gas emissions: a case study in China. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 20, n. 8, p. 5512-5524, 2013.

EC/JRC. European Comission/Joint Research Center. Analysis of existing environmental impact assessment methodologies for use in life cycle assessment—background document. ILCD Handbook—International Reference Life Cycle Data System, European Union, 2010.

EDWARDS, Joel; OTHMAN, Maazuza; BURN, Stewart. A review of policy drivers and barriers for the use of anaerobic digestion in Europe, the United States and Australia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 52, p. 815-828, 2015.

EDWARDS, Joel et al. Life cycle assessment to compare the environmental impact of seven contemporary food waste management systems. *Bioresource Technology*, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.070>

EEA – European Environmental Agency. Managing municipal solid waste - a review of achievements in 32 European countries, n. 2, 2013, European Environment Agency, Copenhagen. Disponível em: <<http://www.eea.europa.eu/publications/managing-municipal-solid-waste>>. Acesso em 05 jan. 2017.

_____. Municipal waste recycled and composted in each European country. Publicado 14 Nov 2016. Disponível em: <<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/municipal-waste-recycled-and-composted-1/#parent-fieldname-title>>. Acesso em 20 jan 2018.

EKVALL, Tomas et al. Attributional and consequential LCA in the ILCD handbook. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, n. 3, p. 293-296, 2016.

EPE - Empresa de Pesquisa Energética (Brasil). Balanço Energético Nacional 2017: Ano base 2016 / Empresa de Pesquisa Energética. – Rio de Janeiro: EPE, 2017.

EPSTEIN, Eliot. *The science of composting*. CRC press, 1997.

ERIKSSON, Ola et al. Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production*, v. 13, n. 3, p. 241-252, 2005.

ERNANI, P. R.; SANGOI, L.; RAMPAZZO, C. Lixiviação e imobilização de nitrogênio num nitossolo como variáveis da forma de aplicação da uréia e da palha de aveia. *Revista brasileira de ciência do solo*, v. 26, n. 4, 2002.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAOSTAT. Fertilizers (Dataset) – 2014. (Última atualização: 06 Mar 2014). Disponível em: <<http://faostat.fao.org/default.aspx>>. Acesso em: 6 Jan 2018.

FARIA, Letícia de Abreu et al. Loss of ammonia from nitrogen fertilizers applied to maize and soybean straw. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, Viçosa, v. 37, n. 4, p. 969-975, Aug. 2013.

FAVOINO, Enzo; HOGG, Dominic. The potential role of compost in reducing greenhouse gases. *Waste Management & Research*, v. 26, n. 1, p. 61-69, 2008.

FITZPATRICK, G. E.; WORDEN, E. C.; VENDRAME, W. A. Historical development of composting technology during the 20th century. *HortTechnology*, v. 15, n. 1, p. 48-51, 2005.

FONTOURA, Sandra Mara Vieira; BAYER, Cimélio. Volatilização de amônia em plantio direto na região centro-sul do Paraná. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, Viçosa, v. 34, n. 5, p. 1677-1684, Oct. 2010.

FRICKE, Klaus; SANTEN, Heike; WALLMANN, Rainer. Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. *Waste management*, v. 25, n. 8, p. 799-810, 2005.

GENTIL, Emmanuel; CLAVREUL, Julie; CHRISTENSEN, Thomas H. Global warming factor of municipal solid waste management in Europe. *Waste Management & Research*, v. 27, n. 9, p. 850-860, 2009.

GHIBERTO, P. J. et al. Leaching of nutrients from a sugarcane crop growing on an Ultisol in Brazil. *Agricultural Water Management*, v. 96, n. 10, p. 1443-1448, 2009.

GIACOMINI, Sandro José et al. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 41, n. 11, p. 1653-1661, 2006.

GOLDMANN, Mattias. Biogas buses – A cost analysis. [2013]. Disponível em: <<http://www.build-a-biogas-plant.com/PDF/BiogasbusesGoldmann%202013.pdf>>. Acesso em: 07 jan 2017.

GOMIERO, Tiziano; PIMENTEL, David; PAOLETTI, Maurizio G. Environmental impact of different agricultural management practices: conventional vs. organic agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences*, v. 30, n. 1-2, p. 95-124, 2011.

GONZATTO, Rogério et al. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso após aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo cultivado com milho. *Ciência Rural*, v. 43, n. 9, 2013.

GRIGATTI, Marco et al. Potential nitrogen mineralization, plant utilization efficiency and soil CO₂ emissions following the addition of anaerobic digested slurries. *biomass and bioenergy*, v. 35, n. 11, p. 4619-4629, 2011.

GUINÉE, J. B. et al. Life cycle assessment—an operational guide to the ISO standards. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 2002, 692 pp.

HANSEN, Trine Lund; CHRISTENSEN, Thomas Højlund; SCHMIDT, Sonja. Environmental modelling of use of treated organic waste on agricultural land: a comparison of existing models for life cycle assessment of waste systems. *Waste management & research*, v. 24, n. 2, p. 141-152, 2006.

HANSEN, Trine Lund et al. Life cycle modelling of environmental impacts of application of processed organic municipal solid waste on agricultural land (EASEWASTE). *Waste Management & Research*, v. 24, n. 2, p. 153-166, 2006.

HARGREAVES, J. C.; ADL, M. S.; WARMAN, P. R. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 123, n. 1, p. 1-14, 2008.

HAUSCHILD, Michael Z. et al. Identifying best existing practice for characterization modeling in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 3, p. 683-697, 2013.

HERENCIA, J. F. et al. Comparison between organic and mineral fertilization for soil fertility levels, crop macronutrient concentrations, and yield. *Agronomy Journal*, v. 99, n. 4, p. 973-983, 2007.

HERMANN, B. G. et al. To compost or not to compost: Carbon and energy footprints of biodegradable materials' waste treatment. *Polymer Degradation and Stability*, v. 96, n. 6, p. 1159-1171, 2011.

HOLMGREN, Magnus Andreas et al. Measurements of methane emissions from biogas production—Data collection and comparison of measurement methods: Energiforsk report 2015: 158. 2015. ISBN 978-91-7673-158-1.

HOORNWEG, D; BHADA-TATA, P. What a waste: a global review of solid waste management. Urban development series knowledge papers. World Bank, v. 15, p. 98, 2012.

HOWARD, Albert. *An Agricultural Testament*. Oxford University Press, New York and London, Reprinted 1972, 1943.

HOWARD, A.; WAD, Y. D. *The waste products of agriculture, Their utilization as humus*. Oxford University Press, London. 1931.

IBGE. Estimativas da população residente no brasil e unidades da federação com data de referência em 1º de julho de 2017. Diretoria de Pesquisas - DPE - Coordenação de População e Indicadores Sociais - COPIS. IBGE, 2017a.

_____. Produto interno bruto dos municípios: 2010-2015 / IBGE, Coordenação de Contas Nacionais. – Rio de Janeiro: IBGE, 2017b. 79p.

IEA - INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA. Entregas em 2013 permanecem aquecidas após recorde nas vendas em 2012. Análises e Indicadores do Agronegócio. São Paulo: IEA, v. 8, n. 8, 2013.

_____. Estatísticas da Produção Paulista. Banco de Dados. 2015 - 2017. Disponível em: <<http://www.iea.sp.gov.br/out/bancodedados.html>>. Acesso em 06 jan 2018.

IPCC. Guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Eggleston, H.S., Buendia, L. Miwa, K. Ngara, T. och Tanabe, K. (Eds), Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, vol. 4. 2006.

IPCC. Myhre, G. et al. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 82p 2013.

IPCC. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp. 2014.

ISO. International Standard Organization. ISO 14040: Environmental management–life cycle assessment–principles and framework. London: British Standards Institution, 2006.

JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. *Estudos Avançados*, v. 25, n. 71, p. 135-158, 2011.

JANTALIA, Claudia P. et al. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 82, n. 2, p. 161-173, 2008.

JENSEN, Morten Bang; MØLLER, Jacob; SCHEUTZ, Charlotte. Assessment of a combined dry anaerobic digestion and post-composting treatment facility for source-separated organic household waste, using material and substance flow analysis and life cycle inventory. *Waste Management*, v. 66, p. 23-35, 2017.

KHOO, Hsien H.; LIM, Teik Z.; TAN, Reginald BH. Food waste conversion options in Singapore: environmental impacts based on an LCA perspective. *Science of the total environment*, v. 408, n. 6, p. 1367-1373, 2010.

KOMILIS, Dimitris P.; HAM, Robert K. Carbon dioxide and ammonia emissions during composting of mixed paper, yard waste and food waste. *Waste management*, v. 26, n. 1, p. 62-70, 2006.

KONG, Dung et al. Evaluating greenhouse gas impacts of organic waste management options using life cycle assessment. *Waste management & research*, v. 30, n. 8, p. 800-812, 2012.

LARA CABEZAS, W. A. R. et al. Balanço da adubação nitrogenada sólida e fluida de cobertura na cultura de milho, em sistema plantio direto no Triângulo Mineiro (MG). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 24, n. 2, 2000.

LARA CABEZAS, Waldo Alejandro Ruben; SOUZA, Marcos André. Volatilização de amônia, lixiviação de nitrogênio e produtividade de milho em resposta à aplicação de misturas de uréia com sulfato de amônio ou com gesso agrícola. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 6, 2008.

LAURENT, Alexis et al. Review of LCA studies of solid waste management systems–Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste management*, v. 34, n. 3, p. 573-588, 2014a.

LAURENT, Alexis et al. Review of LCA studies of solid waste management systems–Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management*, v. 34, n. 3, p. 589-606, 2014b.

LEITE, L. F. C. et al. Estoques totais de carbono orgânico e seus compartimentos em Argissolo sob floresta e sob milho cultivado com adubação mineral e orgânica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 27, n. 5, 2003.

LEVIS, James W.; BARLAZ, Morton A. What is the most environmentally beneficial way to treat commercial food waste?. *Environmental science & technology*, v. 45, n. 17, p. 7438-7444, 2011.

LIEW, Lo Nee; SHI, Jian; LI, Yebo. Methane production from solid-state anaerobic digestion of lignocellulosic biomass. *Biomass and Bioenergy*, v. 46, p. 125-132, 2012.

LIMA, Augusto Miguel Nascimento et al. Frações da matéria orgânica do solo após três décadas de cultivo de eucalipto no Vale do Rio Doce-MG. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 3, 2008.

LIU, Yili; SUN, Weixin; LIU, Jianguo. Greenhouse gas emissions from different municipal solid waste management scenarios in China: Based on carbon and energy flow analysis. *Waste Management*, v. 68, p. 653-661, 2017.

LIU, Yili; XING, Peixuan; LIU, Jianguo. Environmental performance evaluation of different municipal solid waste management scenarios in China. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 125, p. 98-106, 2017.

LOMBARDI, L.; CARNEVALE, E. A.; CORTI, A. Comparison of different biological treatment scenarios for the organic fraction of municipal solid waste. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 12, n. 1, p. 1-14, 2015.

LOU, X. F.; NAIR, J. The impact of landfilling and composting on greenhouse gas emissions—a review. *Bioresource technology*, v. 100, n. 16, p. 3792-3798, 2009.

LOUIS, Garrick E. A historical context of municipal solid waste management in the United States. *Waste management & research*, v. 22, n. 4, p. 306-322, 2004.

MANTOVANI, Analu; ERNANI, Paulo Roberto; SANGOI, Luis. Adição de superfosfato triplo e a percolação de nitrogênio no solo. *Bras. Ci. Solo*, v. 31, p. 887-895, 2007.

MARSHALL, Rachael E.; FARAHBAKHSH, Khosrow. Systems approaches to integrated solid waste management in developing countries. *Waste Management*, v. 33, n. 4, p. 988-1003, 2013.

MARTINS, Márcio R. et al. Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil. *Soil and Tillage Research*, v. 151, p. 75-81, 2015.

MARTÍNEZ-BLANCO, Julia et al. Life cycle assessment of the use of compost from municipal organic waste for fertilization of tomato crops. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 53, n. 6, p. 340-351, 2009.

MARTÍNEZ-BLANCO, Julia et al. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management*, v. 30, n. 6, p. 983-994, 2010.

MARTÍNEZ-BLANCO, Julia et al. Compost benefits for agriculture evaluated by life cycle assessment. A review. *Agronomy for sustainable development*, v. 33, n. 4, p. 721-732, 2013.

MATA-ALVAREZ, Joan; MACE, S.; LLABRES, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource technology*, v. 74, n. 1, p. 3-16, 2000.

MATA-ALVAREZ, Joan (Ed.). *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. IWA publishing, 2002.

MENDES, Mara Regina; ARAMAKI, Toshiya; HANAKI, Keisuke. Assessment of the environmental impact of management measures for the biodegradable fraction of municipal solid waste in Sao Paulo City. *Waste Management*, v. 23, n. 5, p. 403-409, 2003.

MENG, Lei; DING, Weixin; CAI, Zucong. Long-term application of organic manure and nitrogen fertilizer on N₂O emissions, soil quality and crop production in a sandy loam soil. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 37, n. 11, p. 2037-2045, 2005.

METAY, Aurélie et al. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). *Geoderma*, v. 141, n. 1, p. 78-88, 2007.

MØLLER, Jacob; BOLDRIN, Alessio; CHRISTENSEN, Thomas H. Anaerobic digestion and digestate use: accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Management & Research*, v. 27, n. 8, p. 813-824, 2009.

MÖLLER, Kurt; MÜLLER, Torsten. Effects of anaerobic digestion on digestate nutrient availability and crop growth: a review. *Engineering in Life Sciences*, v. 12, n. 3, p. 242-257, 2012.

MONTEJO, Cristina et al. Mechanical–biological treatment: performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. *Journal of environmental management*, v. 128, p. 661-673, 2013.

MORETTI, Sarah M. L.; BERTONCINI, Edna I.; ABREU-JUNIOR, Cassio H. Aplicação do método de mineralização de nitrogênio com lixiviação para solo tratado com lodo de esgoto e composto orgânico. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, n. 3, 2013.

MOSIER, Arvin et al. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, v. 52, n. 2, p. 225-

248, 1998.

MURPHY, Jerry D.; MCKEOGH, Eamon. Technical, economic and environmental analysis of energy production from municipal solid waste. *Renewable energy*, v. 29, n. 7, p. 1043-1057, 2004.

NASCIMENTO, Carlos Antonio Costa do et al. . Ammonia volatilization from coated urea forms. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, Viçosa , v. 37, n. 4, p. 1057-1063, Aug. 2013

NGNIKAM, Emmanuel et al. Evaluation of the potentialities to reduce greenhouse gases (GHG) emissions resulting from various treatments of municipal solid wastes (MSW) in moist tropical climates: Application to Yaounde. *Waste management & research*, v. 20, n. 6, p. 501-513, 2002.

NICHOLSON, Fiona et al. Nitrogen losses to the environment following food-based digestate and compost applications to agricultural land. *Environmental Pollution*, 2017.

NIELSEN, M.; ILLERUP, J. B. Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme: Eltra PSO projekt 3141. Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker. (Fatores de emissão e declaração de emissão para cogeração descentralizada). Delrapport 6. 2003.

NIELSEN, Malene et al. Emissions from decentralised CHP plants 2007-Energinet. dk Environmental project no. 07/1882: Project report 5-Emission factors and emission inventory for decentralised CHP production. National Environmental Research Institute, Aarhus University, 2010.

NIGGLI, U. et al. 2009. Low Greenhouse Gas Agriculture: Mitigation and Adaptation Potential of Sustainable Farming Systems. FAO, April 2009, Rev. 2 – 2009. Disponível em: <<http://orgprints.org/15690/1/niggli-et-al-2009-lowgreenhouse.pdf>>. Acesso em 22 jul 2017.

NKOA, Roger. Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 34, n. 2, p. 473-492, 2014.

NORDI, Guilherme Henrique et al. Electricity production from municipal solid waste in Brazil. *Waste Management & Research*, v. 35 (7), p. 709-720, 2017.

OLDFIELD, Thomas L.; WHITE, Eoin; HOLDEN, Nicholas M. An environmental analysis of options for utilising wasted food and food residue. *Journal of environmental management*, v. 183, p. 826-835, 2016.

OLIVEIRA, F. C. et al. . Percolação de nitrato em Latossolo Amarelo distrófico afetada pela aplicação de composto de lixo urbano e adubação mineral. *Rev. Bras. Ciênc. Solo*, Viçosa v. 25, n. 3, p. 731-741, Sept. 2001.

OLOFSSON, Mattias et al. Driving forces for import of waste for energy recovery in

Sweden. *Waste Management & Research*, v. 23, n. 1, p. 3-12, 2005.

PAGANS, Estela et al. Ammonia emissions from the composting of different organic wastes. Dependency on process temperature. *Chemosphere*, v. 62, n. 9, p. 1534-1542, 2006.

PAN, Baobao et al. Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: a global synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 232, p. 283-289, 2016.

PAREDES, Débora da Silva et al. Nitrous oxide emission and ammonia volatilization induced by vinasse and N fertilizer application in a sugarcane crop at Rio de Janeiro, Brazil. *Nutrient cycling in agroecosystems*, v. 98, n. 1, p. 41-55, 2014.

PASSIANOTO, Caio Cesar et al. Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. *Biology and fertility of soils*, v. 38, n. 4, p. 200-208, 2003.

PEREIRA, Hamilton Seron et al. Ammonia volatilization of urea in the out-of-season corn. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, n. 6, p. 1685-1694, 2009.

PERSSON, Margareta; JÖNSSON, Owe; WELLINGER, Arthur. Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid injection. In: IEA Bioenergy, Task. 2006.

PIVA, Jonatas Thiago et al. No-till reduces global warming potential in a subtropical Ferralsol. *Plant and Soil*, v. 361, n. 1-2, p. 359-373, 2012.

PLATT, Brenda et al. State of Composting in the US. Institute for Local Self-Reliance, 2014. Disponível em: <<http://ilsr.org/wp-content/uploads/2014/07/state-of-composting-in-us.pdf>>. Acesso em: 06 nov. 2016

PNUD; IPEA; FJP - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada e Fundação João Pinheiro. Índice de Desenvolvimento Humano Municipal Brasileiro. – Brasília: PNUD, Ipea, FJP, 2013. 96 p. – (Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil 2013).

PRIMAVESI, Ana. Manejo ecológico do solo: a agricultura em regiões tropicais. NBL Editora, 2002.

REINELT, Torsten et al. Comparative use of different emission measurement approaches to determine methane emissions from a biogas plant. *Waste Management*, 2017.

RIBEIRO, Flavio de Miranda. Inventário de ciclo de vida da geração hidrelétrica no Brasil-Usina de Itaipu: primeira aproximação. 2003. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

RIBEIRO, Flávio de Miranda; DA SILVA, Gil Anderi. Life-cycle inventory for hydroelectric generation: a Brazilian case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 18, n. 1, p. 44-54, 2010.

RIBEIRO, Paulo Henrique. Contribuição ao banco de dados brasileiro para apoio à avaliação do ciclo de vida: fertilizantes nitrogenados. 2009. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

RICHARDS, Meryl et al. Limits of agricultural greenhouse gas calculators to predict soil N₂O and CH₄ fluxes in tropical agriculture. *Scientific reports*, v. 6, 2016.

RODALE, J. I et al. *The complete book of composting*. Rodale Books. Emmaus, Pa. 1960.

RODRIGUES, Elaine Aparecida; VICTOR, Rodrigo Antonio Braga Moraes; PIRES, Bely Clemente Camacho. A Reserva da Biosfera do Cinturão Verde da Cidade de São Paulo como marco para a gestão integrada da cidade, seus serviços ambientais e o bem-estar humano. *São Paulo em Perspectiva*, v. 20, n. 2, p. 71-89, 2006.

SÁ, João Carlos de Moraes et al. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. *Soil Science Society of America Journal*, v. 65, n. 5, p. 1486-1499, 2001.

SALDIVA, Paulo HN et al. Association between air pollution and mortality due to respiratory diseases in children in São Paulo, Brazil: a preliminary report. *Environmental research*, v. 65, n. 2, p. 218-225, 1994.

SÁNCHEZ, Luis Enrique. Avaliação ambiental estratégica e sua aplicação no Brasil. São Paulo: Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo, 2008. Disponível em: <<http://www.iea.usp.br/publicacoes/textos/aaeartigo.pdf>>. Acesso em 23 dez 2017.

SARAIVA, A. B.; SOUZA, R. G.; VALLE, R. A. B. Comparative lifecycle assessment of alternatives for waste management in Rio de Janeiro-Investigating the influence of an attributional or consequential approach. *Waste management (New York, NY)*, v. 68, p. 701, 2017.

SÃO PAULO (ESTADO). Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral. Instituto de Economia Agrícola. Levantamento censitário de unidades de produção agrícola do Estado de São Paulo - LUPA 2007/2008. São Paulo: SAA/CATI/IEA, 2008. Disponível em: <<http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa/index.php>> . Acesso em: 27 fev 2017.

_____. Secretaria do Meio Ambiente. 1.ed Plano de resíduos sólidos do estado de São Paulo / Coordenadoria de Planejamento Ambiental, CETESB ; São Paulo : SMA, 2014a. 242 p. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br>>. Acesso em: 15 nov. 2016.

_____. Secretaria de Energia e Mineração de São Paulo. Balanço Energético do Estado de São Paulo 2016: Ano Base 2015 / SECRETARIA DE

ENERGIA E MINERAÇÃO - São Paulo, 2016. 270 p.

SÃO PAULO (CIDADE). Inventário de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa do Município de São Paulo de 2003 a 2009, com atualização para 2010 e 2011 nos setores Energia e Resíduos – Sumário Executivo. SVMA, 36p. nov, 2013. Disponível em: <http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/meio_ambiente/menu/index.php?p=167735>. Acesso em: 25 jul 2017.

_____. Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos do Município de São Paulo. São Paulo: PREFEITURA DE SÃO PAULO, 2014b. 312p. Disponível em: <<http://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/servicos/arquivos/PGIRS-2014.pdf>> Acesso em: 15 nov. 2016.

SAVEYN, Hans; EDER, Peter. End-of-waste criteria for biodegradable waste subjected to biological treatment (compost & digestate): technical proposals. Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2014.

SCIALABBA, Nadia El-Hage; MÜLLER-LINDENLAUF, Maria. Organic agriculture and climate change. Renewable Agriculture and Food Systems, v. 25, n. 2, p. 158-169, 2010.

SCHOTT, Anna Bernstad Saraiva; WENZEL, Henrik; LA COUR JANSEN, Jes. Identification of decisive factors for greenhouse gas emissions in comparative life cycle assessments of food waste management—an analytical review. Journal of Cleaner Production, v. 119, p. 13-24, 2016.

SEUFERT, Verena; RAMANKUTTY, Navin; FOLEY, Jonathan A. Comparing the yields of organic and conventional agriculture. Nature, v. 485, n. 7397, p. 229-232, 2012.

SHARMA, Bhupendra K.; CHANDEL, Munish K. Life cycle assessment of potential municipal solid waste management strategies for Mumbai, India. Waste Management & Research, v. 35, n. 1, p. 79-91, 2017.

SIGNOR, Diana; CERRI, Carlos Eduardo Pellegrino. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. Pesquisa Agropecuária Tropical, v. 43, n. 3, p. 322-338, 2013.

SIGNOR, Diana; CERRI, Carlos Eduardo P.; CONANT, Richard. N₂O emissions due to nitrogen fertilizer applications in two regions of sugarcane cultivation in Brazil. Environmental Research Letters, v. 8, n. 1, p. 015013, 2013.

SILVA, M. R. Q.; NAIK, T. R. Review of composting and anaerobic digestion of municipal solid waste and a methodological proposal for a mid-size city. Sustainable Construction Materials and Technologies, v. 63, 2007.

SIQUEIRA, Thais Menina Oliveira de; ASSAD, Maria Leonor Ribeiro Casimiro Lopes. Compostagem de resíduos sólidos urbanos no estado de São Paulo (Brasil). *Ambiente & Sociedade*, v. 18, n. 4, p. 243-264, 2015.

SMITH, Alison et al. Waste management options and climate change: Final report to the European Commission. In: *Waste management options and climate change: final report to the European Commission*. European Commission, 2001.

SOARES, Johnny Rodrigues; CANTARELLA, Heitor; MENEGALE, Marcella Leite de Campos. Ammonia volatilization losses from surface-applied urea with urease and nitrification inhibitors. *Soil biology and biochemistry*, v. 52, p. 82-89, 2012.

SOARES, Paulo Sergio Moreira. Avaliação do Desempenho Ambiental de um Sistema de Produto para Geração de Energia Elétrica a partir do Carvão. Tese de Doutorado. Doutorado em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos. Universidade Federal do Rio de Janeiro, UFRJ, 2006.

SONESSON, U. et al. Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste. *Resources, conservation and recycling*, v. 28, n. 1, p. 29-53, 2000.

SOUMARE, M.; TACK, F. M. G.; VERLOO, M. G. Effects of a municipal solid waste compost and mineral fertilization on plant growth in two tropical agricultural soils of Mali. *Bioresource technology*, v. 86, n. 1, p. 15-20, 2003.

STEHFEST, Elke; BOUWMAN, Lex. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 74, n. 3, p. 207-228, 2006.

STEINER, Christoph et al. Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant and soil*, v. 291, n. 1-2, p. 275-290, 2007.

STYLES, David; DOMINGUEZ, Eduardo Mesa; CHADWICK, Dave. Environmental balance of the UK biogas sector: An evaluation by consequential life cycle assessment. *Science of the Total Environment*, v. 560, p. 241-253, 2016.

TAKATA, Miki et al. The choice of biological waste treatment method for urban areas in Japan—An environmental perspective. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 23, p. 557-567, 2013.

TAMBONE, Fulvia et al. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere*, v. 81, n. 5, p. 577-583, 2010.

TEGLIA, C.; TREMIER, A.; MARTEL, J.-L. Characterization of solid digestates: Part 2, assessment of the quality and suitability for composting of six digested products. *Waste and Biomass Valorization*, v. 2, n. 2, p. 113-126, 2011.

TEIXEIRA, L. B. et al. Características químicas de composto orgânico produzido com lixo orgânico, caroço de açaí, capim e serragem. Embrapa Amazônia Oriental- Comunicado Técnico (INFOTECA-E), Belém, PA, 2004. ISSN 1517-2244

THERIVEL, Riki. Strategic environmental assessment in action. Earthscan, UK, 2010.

THYBERG, Krista L.; TONJES, David J. The environmental impacts of alternative food waste treatment technologies in the US. *Journal of Cleaner Production*, v. 158, p. 101-108, 2017.

TIESSEN, H.; CUEVAS, E; CHACON, P. The role of soil organic matter in sustaining soil fertility. *Nature*, v. 371, n. 6500, p. 783-785, 1994.

TIWARY, Abhishek et al. Assessment and mitigation of the environmental burdens to air from land applied food-based digestate. *Environmental Pollution*, v. 203, p. 262-270, 2015.

TOLMASQUIM, Mauricio Tiomno. Energia Termelétrica: Gás Natural, Biomassa, Carvão, Nuclear / Tolmasquim (coord). – EPE: Rio de Janeiro, 2016.

TRANI, Paulo E. et al. Adubação orgânica de hortaliças e frutíferas. Instituto Agrônomo de Campinas, IAC, 2013. Disponível em: <http://www.iac.sp.gov.br/imagem_informacoestecnologicas/83.pdf>. Acesso em: 25 nov 2017.

TRINDADE, Sergio Henrique Kiemle et al. Effects of organic and inorganic compounds of diesel exhaust particles on the mucociliary epithelium: An experimental study on the frog palate preparation. *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 148, p. 608-614, 2018.

TUKKER, Arnold. Life cycle assessment as a tool in environmental impact assessment. *Environmental impact assessment review*, v. 20, n. 4, p. 435-456, 2000.

UNEP/ISWA - United Nations Environment Programme and International Solid Waste Association. Global Waste Management Outlook. Wilson DC (Ed.). UNEP International Environment Technology Centre: Osaka, September 2015. Disponível em: <<https://www.unep.org/ietc/what-we-do/global-waste-management-outlook-gwmo>>. Acesso em: 02 jul 2017

USEPA – Unites States Environmental Protection Agency. Office of Resource Conservation and Recovery. Documentation for Greenhouse Gas Emission and Energy Factors Used in Waste Reduction Model (WARM).v 13, março 2015.

VAN DER KLUNDERT, A.; ANSCHÜTZ, J. Integrated sustainable waste management: the concept. Tools for decision-makers.experiences from the urban waste expertise programme (1995-2001). Anne Scheinberg (Ed.), WASTE, 2001. Disponível em: <http://www.rainfoundation.org/tools/downloads/tools_ISWMconcept.pdf>. Acesso em 08 nov. 2016.

VIANA, Marcelo Mendes. Inventário do ciclo de vida do biodiesel etílico do óleo de girassol. 2008. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

VIEIRA, Victor Hugo Argentino de Moraes Vieira. Gestão de resíduos sólidos urbanos: aspectos socioeconômicos, (des) valorização orgânica e planejamento regional. Trabalho de Graduação (Bacharel em Engenharia Ambiental e Urbana). Universidade Federal do ABC, Santo André, 2016.

VIEIRA, V. H. A. M.; MATHEUS, D. R. The impact of socioeconomic factors on municipal solid waste generation in São Paulo, Brazil. Waste Management & Research. ISWA, v. 36, n. 1, p. 79, 2018.

WILSON, David C. Development drivers for waste management. Waste Management & Research, v. 25, n. 3, p. 198-207, 2007.

WILSON, David C. et al. Integrated sustainable waste management in developing countries. Proceedings of the Institution of Civil Engineers, v. 166, n. 2, p. 52, 2013.

YOSHIDA, Hiroko; GABLE, Joshua J.; PARK, Jae K. Evaluation of organic waste diversion alternatives for greenhouse gas reduction. Resources, Conservation and Recycling, v. 60, p. 1-9, 2012.

YOSHIDA, Hiroko et al. Long-term emission factors for land application of treated organic municipal waste. Environmental Modeling & Assessment, v. 21, n. 1, p. 111-124, 2016.

ZANATTA, Josiléia Acordi et al. Nitrous oxide and methane fluxes in South Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 34, n. 5, p. 1653-1665, 2010.

ZAVALA, Benjamin Angel Flores. Beneficiamento do biogas produzido em biodigestores anaeróbios para produção de biometano e energia elétrica. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do ABC, Programa de Pós-Graduação em Energia, Santo André, 2016.

ZHANG, Dong Qing; TAN, Soon Keat; GERSBERG, Richard M. Municipal solid waste management in China: status, problems and challenges. Journal of environmental management, v. 91, n. 8, p. 1623-1633, 2010.

ZHANG, HuiJun; MATSUTO, Toshihiko. Mass and element balance in food waste composting facilities. Waste management, v. 30, n. 8, p. 1477-1485, 2010.

ZHAO, Wei et al. Life cycle assessment of municipal solid waste management with regard to greenhouse gas emissions: case study of Tianjin, China. *Science of the Total Environment*, v. 407, n. 5, p. 1517-1526, 2009.

ZHAO, Yan; DENG, Wenjing. Environmental impacts of different food waste resource technologies and the effects of energy mix. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 92, p. 214-221, 2014.

APÊNDICE I – Nutrientes presentes nos diferentes fertilizantes obtidos a partir do tratamento da FORSU

Parâmetro	Valor	Referência
Composto industrial		
Sólidos Totais (%)	50,4 71,1 - 73,1 48 - 54 86,6 60	Boldrin et al. (2010) Tambone et al. (2010) Nicholson et al. (2017) Takata et al. (2013) Takata et al. (2013)
Sólidos Voláteis (% ST)	30,9 41,5 - 67,9	Boldrin et al. (2010) Tambone et al. (2010)
Carbono (kg ton⁻¹)	124,2 - 305,5 96,3 222,7	Boldrin et al. (2009) Boldrin et al. (2010) Canellas et al. (2001)
Corg (% ST)	142,2 - 207,6	Tambone et al. (2010)
Nitrogênio (kg ton⁻¹)	6,00 7,56 9 - 11 13,00 15 17,23 17,7 - 20,6 (19,2) 23 4,8 - 32,8 6,0 - 21,5 20,25 12,05 - 42,86 (25,5) 39	Boldrin et al. (2010) Cólon et al. (2012) Nicholson et al. (2017) Canellas et al. (2001) Takata et al. (2013) Cólon et al. (2012) Teixeira et al. (2004) Di Maria et al. (2016) Hargreaves, Adl e Warman (2008) ¹ Boldrin et al. (2009) Cólon et al. (2012) Zhang e Matsuto (2010) Takata et al. (2013)
Nitrogênio Kjeldahl (kg ton⁻¹)	12,24 12,1 - 13,9	Martínez-Blanco et al. (2010) Tambone et al. (2010)
Fósforo (P) (kg ton⁻¹)	1,8 - 4,7 2,3 - 9,32 (3,36) 4,15 4,69 5 9,12 - 9,75 1,4 - 12,5 12,50 4 - 14 (8)	Boldrin et al. (2009) Teixeira et al. (2004) Di Maria et al. (2016) Boldrin et al. (2010) Takata et al. (2013) Tambone et al. (2010) Hargreaves, Adl e Warman, 2008 ¹ Takata et al. (2013) Zhang e Matsuto (2010)
Potássio (K) (kg ton⁻¹)	1,25 - 3,93 (2,8) 5,54 7,47 2,0 - 11,2 ² 9,6 - 12,5 6,0 - 13,4 5 - 26 (13,5)	Teixeira et al. (2004) Boldrin et al. (2010) Di Maria et al. (2016) Hargreaves, Adl e Warman, 2008 ¹ Tambone et al. (2010) Boldrin et al. (2009) Zhang e Matsuto (2010)
Composto doméstico		
Sólidos Totais (%)	24,9 - 33 56 +- 9	Andersen et al. (2011) Cólon et al. (2010)
Matéria Orgânica (% ST)	49 +- 5	Cólon et al. (2010)
Carbono (kg ton⁻¹)	75,6 - 117,5 (86,3)	Andersen et al. (2011)
Nitrogênio (kg ton⁻¹)	3,5 - 7,3	Andersen et al. (2011)
Nitrogênio Kjeidahl (kg ton⁻¹)	10,30 13,4 +- 2,8	Martínez-Blanco et al. (2010) Cólon et al. (2010)
Fósforo (P) (kg ton⁻¹)	1,15 - 1,85	Andersen et al. (2011)

Potássio (K) (kg ton⁻¹)	4,5 - 7,9	Andersen et al. (2011)
Digestato		
Sólidos Totais (%)	1,6 - 4 (3,9)	Bernstad e La Cour Jansen (2011)
	3,1 - 4,5 (3,8)	Tambone et al. (2010)
	4,4 - 6,1 (5,25)	Nicholson et al. (2017)
	6,75	Chiew et al. (2015)
	31,1	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
Sólidos Voláteis (% ST)	68,1 - 70,7 (68,5)	Tambone et al. (2010)
	42	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
Carbono (kg ton⁻¹)	11,7 - 17,9 (14,6)	Tambone et al. (2010)
	23	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
Nitrogênio (kg ton⁻¹)	3,42	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
	4,69	Chiew et al. (2015)
	3,7 - 8,5 (5,05)	Bernstad e La Cour Jansen (2011)
	5,4 - 8 (7,45)	Nicholson et al. (2017)
Nitrogênio Kjeldahl (kg ton⁻¹)	4,46 - 6,07 (5,5)	Tambone et al. (2010)
Fósforo (P) [kg ton⁻¹]		
	0,08 - 0,6 (0,3)	Bernstad e La Cour Jansen (2011)
	0,33 - 0,47 (0,35)	Tambone et al. (2010)
	0,6	Chiew et al. (2015)
	1,03	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
Potássio (K) [kg ton⁻¹]		
	0,2 - 1,2 (0,6)	Bernstad e La Cour Jansen (2011)
	1,5 - 2,2 (1,51)	Tambone et al. (2010)
	3,42	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
Composto de digestato		
Sólidos Totais (%)	58,00	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
Sólidos Voláteis (% ST)	27,00	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
Carbono orgânico total (kg ton⁻¹)	58,00	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
Nitrogênio (kg ton⁻¹)	5,29	Di Maria et al. (2016)
	6,38	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
	9,24	Cólon et al. (2012)
Fósforo (P) (kg ton⁻¹)	1,68	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
	0,96	Di Maria et al. (2016)
Potássio (K) (kg ton⁻¹)	5,10	Jensen, Møller e Scheutz (2017)
	1,72	Di Maria et al. (2016)

Fonte: Elaborado pelo autor

APÊNDICE II – Demanda de composto para uso nas principais culturas agrícolas em produção nos Escritórios de Desenvolvimento Rural (EDR) de São Paulo, Mogi das Cruzes e Sorocaba.

Cultura	EDR	Área/Pés em Produção ¹	Adubação ² (kg pe-1 ou t ha-1)	Demanda de Composto (t ano ⁻¹)
Eucaliptus	SOROCABA	68560 ha	15 t ha ⁻¹	1.028.400
Eucaliptus	MOGI DAS CRUZES	29245,7 ha	15 t ha ⁻¹	438.686
Repolhao	SOROCABA	5111 ha	60 t ha ⁻¹	306.660
Alface	SOROCABA	4354,25 ha	60 t ha ⁻¹	261.255
Eucaliptus	SÃO PAULO	17147,7 ha	15 t ha ⁻¹	257.216
Alface	MOGI DAS CRUZES	3483 ha	60 t ha ⁻¹	208.980
Beterraba	SOROCABA	3997,4 ha	50 t ha ⁻¹	199.870
Banana	SÃO PAULO	4471 ha	37,5 t ha ⁻¹	167.663
Cenoura	SOROCABA	3248,4 ha	40 t ha ⁻¹	129.936
Feijão de inverno s/irrig.	SOROCABA	3170 ha	40 t ha ⁻¹	126.800
Feijão da seca	SOROCABA	2580 ha	40 t ha ⁻¹	103.200
Feijão das águas	SOROCABA	1924 ha	40 t ha ⁻¹	76.960
Repolhao	MOGI DAS CRUZES	931,5 ha	60 t ha ⁻¹	55.890
Brócolos	MOGI DAS CRUZES	853,7 ha	60 t ha ⁻¹	51.222
Abobrinhaa	SOROCABA	1274 ha	40 t ha ⁻¹	50.960
Couve-flor	SOROCABA	826 ha	60 t ha ⁻¹	49.560
Brócolos	SOROCABA	662 ha	60 t ha ⁻¹	39.720
Beterraba	MOGI DAS CRUZES	777,1 ha	50 t ha ⁻¹	38.855
Cenoura	MOGI DAS CRUZES	959 ha	40 t ha ⁻¹	38.360
Couve	SOROCABA	656,6 ha	50 t ha ⁻¹	32.830
Alface	SÃO PAULO	500,1 ha	60 t ha ⁻¹	30.006
Couve-flor	MOGI DAS CRUZES	464,1 ha	60 t ha ⁻¹	27.846
Couve	MOGI DAS CRUZES	469,4 ha	50 t ha ⁻¹	23.470
Banana	SOROCABA	521 ha	37,5 t ha ⁻¹	19.538
Mandioca para mesa	SOROCABA	942 ha	20 t ha ⁻¹	18.840
Laranja	SOROCABA	1253800 pés	15 kg pé ⁻¹	18.807
Batata doce	SOROCABA	820,2 ha	20 t ha ⁻¹	16.404
Uva fina para mesa	SOROCABA	478800 pés	30 kg pé ⁻¹	14.364
Caqui	MOGI DAS CRUZES	453050 pés	25 kg pé ⁻¹	11.326
Pepino	MOGI DAS CRUZES	226 ha	50 t ha ⁻¹	11.300
Couve	SÃO PAULO	223 ha	50 t ha ⁻¹	11.150
Batata das águas	SOROCABA	540 ha	20 t ha ⁻¹	10.800
Tomate envarado (mesa)	SOROCABA	353 ha	30 t ha ⁻¹	10.590
Pepino	SOROCABA	195 ha	50 t ha ⁻¹	9.750
Pimentão	MOGI DAS CRUZES	295,5 ha	30 t ha ⁻¹	8.865
Outras	SOROCABA	-	-	51.047
Outras	MOGI DAS CRUZES	-	-	42.151
Outras	SÃO PAULO	-	-	31.351
Total		3.323.116 pés e 163.720 ha		4.030.627

Legenda: ¹ obtido de IEA (2017) ² obtido de Trani et al. (2013) para frutíferas e hortaliças e Andrade (2002) para eucalipto.

Fonte: Elaborado pelo autor