

Universidade Federal de Pelotas
Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos



Tese

**Avaliação de compostagem de resíduos da indústria de alimentos
através de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e
ecotoxicológicos**

Matheus Francisco da Paz

Pelotas, 2017

Matheus Francisco da Paz

**Avaliação de compostagem de resíduos da indústria de alimentos
através de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e
ecotoxicológicos**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título de Doutor em Ciência e Tecnologia de Alimentos.

Orientação: Prof. Dr. Érico Kunde Corrêa

Co-Orientador: Prof. Dr. Maurizio Silveira Quadro

Pelotas, 2017

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

P348a Paz, Matheus Francisco da

Avaliação de compostagem de resíduos da indústria de alimentos através de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e ecotoxicológicos / Matheus Francisco da Paz ; Erico Kunde Correa, orientador ; Maurizio Silveira Quadro, coorientador. — Pelotas, 2017.

84 f. : il.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2017.

1. Fitotoxicidade. 2. Bioindicadores. 3. Casca de arroz. 4. Casca de pinus. 5. Serragem. I. Correa, Erico Kunde, orient. II. Quadro, Maurizio Silveira, coorient. III. Título.

CDD : 664

Matheus Francisco da Paz

Avaliação de compostagem de resíduos da indústria de alimentos através de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e ecotoxicológicos

Tese aprovada, como requisito parcial, para obtenção do grau de Doutor em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Érico Kunde Corrêa
Doutor em Biotecnologia pela Universidade Federal de Pelotas

Pesquisador Dr. Gustavo Schiedeck
Doutor em Agronomia Pela Universidade Federal de Pelotas

Prof. Dr. Maurizio Silveira Quadro
Doutor em Ciência do Solo pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. Michel David Gerber
Doutor em Ciência e Tecnologia de Alimentos pela Universidade Federal de Pelotas

Aos meus pais, João e Luciana, meu porto seguro, dedico.

Agradecimentos

Primeiramente, e sempre primeiramente, desde que eu comecei a viver até os dias de hoje, meus sinceros agradecimentos são para os meus pais, João e Luciana, aqueles que o amor, atenção e o carinho são a base e a essência da minha vida. O filho de vocês, desse garoto do interior, vai virar doutor. Tenho a agradecer também e principalmente aos meus professores, desde aqueles que me alfabetizaram até aqueles que fizeram brotar e fomentar essa vontade desafiadora de ser um deles. Ao meu orientador, prof. Érico Corrêa, que transborda vontade de ensinar, ajudar, prosperar, inovar, fazer ciência e cujo brilhantismo é inquestionável. A prof. Luciara Corrêa e sua vertente educacional, me transportando mais perto ainda dos caminhos da docência, obrigado pelo ótimo exemplo, levarei sempre comigo seus ensinamentos. A banca, prof. Michel, por todo o auxílio, principalmente no contato das empresas e sendo peça chave para que o experimento fosse executado. Ao prof. Maurizio, sempre atencioso e paciente a me ensinar os caminhos tortuosos da estatística. Ao dr. Gustavo, com suas contribuições valiosas que me fizeram questionar muito mais além e expandindo conhecimentos. Ao prof. Robson, por sempre apresentar-se prestativo nas colaborações. A todas as pessoas que estão e ou já passaram pelo NEPERS nestes anos de pós-graduação, cujo qual não citarei nomes, mas estão entre alunos de iniciação científica, alunos de pós-graduação, professores e técnicos, gostaria de agradecer imensamente cada um que de alguma forma ou outra contribuíram para que este trabalho fosse realizado. Vocês foram e são apoio fundamental nessa caminhada, obrigado. Gostaria de agradecer especialmente meus amigos Camilo, Lauren e Juliana, pelo companheirismo, pelos mates, jantãs, risadas e pelo alívio que é descarregar meu coração com vocês, muito, muito obrigado! Aos meus amigos que a Química de Alimentos me proporcionou, Aline, Marcela, Michelle e Cecília entre muitos outros, vocês são partes da minha história, partes do meu passado, meu presente e espero que do meu futuro, serão pra sempre lembrados. Aos “migos” do 401, Tatielen, Giovanni e especialmente ao Danrley, meu querido e especial, pelo companheirismo, cuidados, afeto, carinho, e atenção, muito obrigado. E por último e não menos importante, a CAPES, pela concessão da bolsa de doutorado.

“A necessidade é a mãe da invenção”

Platão

Resumo

Paz, Matheus Francisco da. **Avaliação de compostagem de resíduos da indústria de alimentos através de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e ecotoxicológicos**. 2017. 84f. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos. Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2017.

A indústria de alimentos é uma das principais fontes de renda e empregos para diversas cidades e estados do Brasil. Como uma atividade antrópica, o beneficiamento de alimentos gera grande quantidade de resíduos sólidos e líquidos, que, sem o devido tratamento, acabam causando efeitos deletérios no meio ambiente. Considerando esse cenário, a compostagem entra como uma ferramenta valiosa na estabilização de diversos resíduos agroindustriais. No entanto, se este processo não ocorrer de forma adequada, poderá causar efeitos toxicológicos no ambiente. Uma das ferramentas de avaliação do composto é o teste de fitotoxicidade. Este teste leva em consideração o extrato deste composto em contato com sementes de diferentes espécies. No entanto, a escolha das sementes pode ser tendenciosa, considerando que estas podem ser mais suscetíveis ou mais resistentes a determinados agentes xenobióticos presentes no composto. Portanto, um dos objetivos deste trabalho foi avaliar 25 potenciais bioindicadores vegetais utilizando a análise de fitotoxicidade entre dois compostos distintos, de modo a buscar bioindicadores mais sensíveis para tal teste. Os resultados demonstraram que as sementes de soja, rabo-de-galo e alface apresentam maior sensibilidade dentre as diferentes sementes testadas para as respostas de índice de germinação, germinação relativa e alongamento relativo frente aos compostos estudados. Outro objetivo deste trabalho consistiu em avaliar através parâmetros de temperatura, pH, condutividade elétrica, matéria mineral, umidade, nitrogênio total, carbono orgânico total, relação carbono/nitrogênio, microrganismos mesófilos e termófilos e fitotoxicidade a compostagem de lodo de estação de tratamento de efluentes da indústria beneficiadora de pescado juntamente com diferentes materiais, a saber: casca de arroz, casca de pinus e serragem ao longo de 105 dias, de modo a verificar o melhor estruturante para a compostagem do lodo estudado. Os resultados demonstraram que nenhum dos tratamentos atingiu a fase termofílica, no entanto, nenhum material estruturante resultou em compostos com fitotoxicidade. Independentemente do material estudado, não houve diferença entre a quantidade de microrganismos mesófilos e termófilos ao longo do processo. O composto orgânico elaborado com serragem apresentou elevada umidade, ao passo que aquele oriundo de casca de pinus baixa condutividade elétrica. Por outro lado, a casca de arroz apresentou resultados promissores pois apresentou alta condutividade elétrica, maior temperatura nos primeiros dias do processo e umidade final adequada para comercialização.

Palavras-chave: Fitotoxicidade, bioindicadores, casca de arroz, casca de pinus, serragem, lodo de estação de tratamento de pescado.

Abstract

Paz, Matheus Francisco da. **Evaluation of composting of food industry waste by physico-chemical, microbiological and ecotoxicological parameters.** 2017. 84f. Thesis (Doctor Degree) - Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos. Universidade Federal de Pelotas.

Not different from this prospect, the food industry is a major source of income and employment for many cities and states of Brazil. As a human activity, the food processing generates large amounts of solid and liquid waste, which, without proper treatment, can causing deleterious effects on the environment. Considering this scenario, composting comes as a valuable tool in the stabilization of several agro-industrial waste. However, if this process occurs does not in properly way, may cause toxicological effects on the environment. One of the tools for evaluation of the compound is the phytotoxicity test. This test takes in consideration the extract of this compost in contact with seeds of different species. However, the choice of seeds can be biased, whereas they may be more susceptible or resistant to certain agents in the xenobiotic compost. So one of the objective of this study was to evaluate 25 potential bioindicators using phytotoxicity analysis of two diferent composts, so as to seek more sensitive bioindicators for such a test. The results showed that soya beans, cock-tail and lettuce have higher senbility among the different tested for seed germination response rate on germination and relative elongation against analyzed composts. Another objective of this work was to evaluate the parameters of temperature, pH, electrical conductivity, mineral matter, moisture, total nitrogen, total organic carbon, carbon / nitrogen ratio, mesophilic and thermophilic microorganisms and phytotoxicity of composting of sludge from the effluent treatment plant of the fish processing industry with different materials: rice husk, pine bark and sawdust for 105 days, in order to verify the best residue for the composting of the sludge. The results showed that no one of the treatments reached the thermophilic phase, however, no structuring material resulted in compounds with phytotoxicity. Regardless of the material studied, there was no difference between the amount of mesophilic and thermophilic microorganisms throughout the process. The organic compost laborated with sawdust presented high moisture, while the one from pine bark had low electrical conductivity. On the other hand, the rice husk showed promising results owing to high electrical conductivity, higher temperature in the first days of the process and adequate final moisture for commercialization.

Keywords: Phytotoxicity, bioindicators, rice husk, pine bark, sawdust, fish treatment plant sludge.

Lista de Figuras

Capítulo 2

Figura 1 – Temperaturas diárias ao longo de 105 dias de compostos elaborados com lodo de estação de tratamento de pescado com diferentes materiais estruturantes e temperatura ambiente (n = 1260).....54

Lista de Tabelas

Capítulo 1

Table 1 – Physicochemical characterization of organic composts (n= 6).....	37
Table 2 – Microbiological characterization of commercial organic composts (n= 6).....	36
Table 3 – Relative Germination (G) refers to seeds tested in two composts (n= 90).	40
Table 4 – Percentage of relative elongation of radicle for seeds tested in the composts (n = 90).....	41
Table 5 – Germination Index (GI) refers to the seeds tested in the two composts (n= 90).....	42

Capítulo 2

Tabela 1 – Umidade (%) observados em compostos elaborados com lodo de estação de tratamento de efluentes da indústria de pescado com diferentes materiais estruturantes (n=216).....	55
Tabela 2 – Matéria Mineral (%) observados na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n= 216)	56
Tabela 3 – Carbono orgânico (%) observados na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes ao longo de 105 dias (n= 216)	57
Tabela 4 – Nitrogênio Total (%) observados na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n= 216)	58
Tabela 5 – Condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}^{-1}$) observados na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes(n= 216)	59
Tabela 6 – pH observado na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n= 216)	60
Tabela 7 – Índice de germinação (%) de sementes de pepino ao longo do processo de compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n= 216)	62
Tabela 8 – Índice de germinação (%) de sementes de alface ao longo do processo de compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturante(n= 216)	64
Tabela 9 – Índice de germinação (%) de sementes de rabo-de-galo ao longo do processo de compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n= 216)	66

Tabela 10 – Microrganismos mesófilos (UFC mL ⁻¹) presentes na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n= 216).....	67
Tabela 11 – Microrganismos termófilos (UFC mL ⁻¹) presentes na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n=216).....	68

Lista de abreviaturas e siglas

AL	Alongamento Relativo
APT	Peptone
BPLS	Brilliant Green Phenol Red Lactose Sucrose Agar
FDA	Food and drug administration
G	Germinação Relativa; Germination
GI	Germination Index
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IG	Índice de germinação
LEE	Lodo de estação de efluentes
LEEP	Lodo de estação de efluentes da indústria de pescado
LIA	Lysine Iron Agar
MAPA	Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RE	Radicle Elongation
TCA	Tratamento com casca de arroz
TCP	Tratamento com casca de pinus
TSE	Tratamento com serragem
TSI	Triple Sugar Iron Agar
TT	Tetrathionate broth
XLD	Xylose Lysine Deoxycholate Agar

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
1.1 Hipóteses	19
1.2 Objetivos gerais e específicos	19
1.3 Metas	20
2 REVISÃO DA LITERATURA	21
2.1 Relação entre resíduos sólidos e cadeia de produção de alimentos ..	21
2.2 Importância da gestão e do manejo adequado de resíduos sólidos na cadeia produtiva de alimentos	21
2.3 Compostagem como ferramenta na gestão de resíduos orgânicos....	23
2.3.1 Fases do processo de compostagem.....	24
2.3.2 Principais parâmetros no processo de compostagem	25
2.3.2.1 Umidade	25
2.3.2.2 Relação Carbono/Nitrogênio	26
2.3.2.3 pH.....	26
2.3.2.4 Temperatura.....	27
2.3.2.5 Volume do reator ou pilha de compostagem.....	28
2.3.2.6 Microrganismos.....	28
2.3.2.7 Aeração	30
2.3.2.8 Granulometria.....	30
2.4 Toxicologia, ensaios fitotóxicológicos e bioindicadores vegetais	31
3 Capítulo 1 - Evaluation of Different Vegetable Bioindicators in Response to Phytotoxicity of Organic Compost	33
3.1 Introduction	34
3.2 Materials and Methods.....	35
3.2.1 Seed Samples	35
3.2.2 Chemical and Microbiological Characterization of Commercial Organic Compost	36
3.2.3 Phytotoxicity Analysis	37
3.2.4 Statistical Analysis.....	37
3.3 Results	38
3.3.1 Physicochemical and Microbiological Characterization of Compost	38
3.3.2 Relative Germination.....	39
3.3.3 Relative Elongation of Radicle	40
3.3.4 Germination Index (GI).....	41
3.4 Discussion	43
3.5 Conclusion.....	44

References	45
4 Capítulo 2 - Características físico-químicas e fitotoxicológicas de compostos provenientes de lodo de estação de tratamento de pescado com diferentes resíduos estruturantes	48
4.1 Introdução	49
4.1.1 Objetivo	51
4.2 Materiais e Métodos	51
4.3 Resultados e discussão.....	53
4.4 Conclusão	69
Referências	69
5 CONCLUSÕES FINAIS	73
6 REFERÊNCIAS.....	74

1 INTRODUÇÃO

O planeta hoje atinge uma população superior a sete bilhões de pessoas. Concomitante ao crescimento demográfico há uma demanda cada vez maior de produção e industrialização de alimentos (LOBELL et al., 2008). A luz de uma perspectiva otimista, em 2050, a população mundial terá que produzir 100% mais alimentos do que se produz hoje (GODFRAY et al., 2010).

Mediante este cenário, é imprescindível que medidas de otimização da área e renovação de recursos naturais sejam aplicadas de modo eficaz na dinâmica da geração, industrialização e comercialização de produtos alimentícios (SCHMIDHUBER; TUBIELLO, 2007).

O papel da agroindústria neste quadro é extremamente importante, já que é o setor onde há aproveitamento de recursos e transformação da matéria-prima em diversos produtos, além de promover o emprego e alavancar a economia de diversos países (BRENES; MONTOYA; CIRAVEGNA, 2014). Segundo Costa (2013), os impactos positivos na economia podem ser de 2 a 4 vezes maiores na comercialização de produtos processados em comparação ao um produto bruto, evidenciando a importância do setor para a economia brasileira.

Segundo os últimos do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), a indústria de pescado no Brasil produziu em 2009 cerca de 1.250 mil toneladas de pescado marítimo e continental, com crescimento de mais de 40% em relação a 1999 (IBGE..., 2015). Considerando a quantidade limitada de terras, uma extração salutar marítima controlada pode ser um dos quesitos mais atrativos para questões importantes como a segurança alimentar.

No entanto, é necessário que se faça o beneficiamento deste pescado, considerando a retirada de escamas, vísceras e outras partes não comestíveis. Todos esses processos demandam de uma grande quantidade de água para limpeza dos equipamentos e utensílios, gerando um volume considerável de efluentes com intensa carga orgânica (HENRY-SILVA; CAMARGO, 2007).

Nas indústrias de alimentos e principalmente na indústria de pescado, há uma demanda de água que, somado aos despojos do processo, geram efluentes, que necessitam tratamento adequado para retornar ao ciclo hídrico (PIVELI; CAMPOS, 2013). O despejo destes efluentes sem uma intervenção

adequada acaba agredindo o meio ambiente, causando eutrofização de rios e lagos, mau cheiro, formação de espumas, entre outros (RENOUF; PAGAN; WEGENER, 2013).

No processo de tratamento de efluentes, um dos princípios básicos é a separação da matéria orgânica do meio aquoso (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2003). Um dos métodos mais comumente executados para tal fim é o uso de agentes floculantes e posteriormente lagoas de estabilização, que, além de decantar a matéria-orgânica presente, sofre ação de microrganismos deteriorantes, que realizam uma degradação parcial dessa matéria orgânica (HOSETTI; FROST, 1995).

No entanto, tanto as lagoas, como os decantadores de materiais floculantes possuem vida útil e necessitam que o lodo decantado seja retirado regularmente, gerando um resíduo denominado lodo de estação de tratamento de efluentes (LEE), que, dependendo da matéria-prima de origem, possui alta carga orgânica, necessitando de destino adequado (MARTÍN et al., 2015).

Na indústria de pescado, e semelhante a outras indústrias processadoras de alimentos, os efluentes e conseqüentemente o lodo da estação de tratamento apresenta-se com alta concentração de matéria orgânica (PIVELI; CAMPOS, 2013). Por não estar completamente estabilizado, este LEE apresenta características nocivas ao meio ambiente, com fitotoxicidade elevada (RENOUF, PAGAN; WEGENER, 2013).

Segundo a Lei número 12.305 de 2 de agosto de 2010 que estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) instituída em 2010, todo resíduo caracterizado como reciclável não deve ser direcionado a aterros sanitários, ficando somente para uso de rejeitos (BRASIL, 2010). Considerando que a matéria orgânica é um resíduo passível de reciclagem, não deve ser direcionada aos aterros, considerando infração prevista em lei.

Um dos meios mais eficazes e baratos para a reciclagem de matéria orgânica, e, em específico o LEE, é o uso da compostagem (RASHAD; SALEH; MOSELLY, 2010). Processo biológico aeróbio e controlado, a compostagem simplificada consiste na mineralização de componentes orgânicos por ação de microrganismos, que metabolicamente consomem a matéria orgânica e geram CO₂ e H₂O (CORRÊA et al., 2012). Portanto, este processo caracteriza-se como um dos métodos mais eficazes no ciclo de material

orgânico, com um produto final rico em minerais para dispor em solo, fechando assim um ciclo sustentável na produção de alimentos (JIANG, et al. 2011).

O conceito de desenvolvimento sustentável é amplo, e é necessário entender os diferentes níveis de sustentabilidade, levando em consideração aspectos ecológicos, sociais e financeiros (BROMAN; ROBERT, 2017)

Ao tratar-se da compostagem, diversas particularidades devem ser levadas em consideração para que o processo seja eficaz. Dentre esses requisitos, o mais importante recai sobre a presença de oxigênio no processo. Com a ausência deste, as degradações ocorrem de forma anaeróbia, gerando mau cheiro com produção de compostos voláteis de baixo peso molecular, lentidão no processo de degradação, atração de moscas e outros insetos (GUO et al., 2012).

Para assegurar uma quantidade de oxigênio necessária para o crescimento e atividade de microrganismos aeróbios, é necessária a presença de materiais estruturantes, normalmente ricos em carbono, que criam espaços intersticiais na pilha do composto, facilitando a entrada de ar (GUO *et al.* 2012; JOLANUN; TOWPRAYOON, 2010). Dentre eles, cabe citar: casca de arroz, serragem, maravalha, restos de poda, palha, entre outros (ROCA-PÉREZ et al. 2009; KAUSAR, et al., 2011).

A casca de arroz é um resíduo abundante, já que em parâmetros mundiais, o arroz representa o commodity mais produzido no mundo, ultrapassando 696 milhões de toneladas em 2010 (FAO, 2010). O Brasil produziu na safra de 2014/2015 cerca de 12,399 milhões de toneladas, onde o estado do Rio Grande do Sul foi responsável por 68,07% da produção do país (CONAB, 2015). Considerando que a casca representa em torno de 20% do peso do grão (LUDUEÑA et al., 2011), apenas no estado do Rio Grande do Sul se produziu, no ano de 2011, cerca de 2,48 milhões de toneladas de casca de arroz, sendo interessante seu uso aplicado a região em questão.

Nesse sentido, este resíduo aparece como potencial material estruturante, devido sua grande produção no estado, difícil remediação e por possuir considerável quantidade de carbono, fatores interessantes para uso na compostagem.

Outro material estruturante que atende a estes requisitos é a serragem. A indústria florestal brasileira possui grandes efeitos multiplicadores para

geração de emprego, geração de impostos, salários entre outros fatores socioeconômicos, superiores até a indústria automobilística (VALVERDE et al., 2003). Segundo Carvalho et al. (2005), a produção florestal esta intimamente ligada a gestão ambiental, onde é necessário um controle de impactos desde o plantio até a colheita, com possibilidade de trabalho em créditos de carbono, tornando o sistema menos agressivo ambientalmente e mais sustentável com uso de madeiras de reflorestamento, por exemplo.

O tratamento de resíduos como a serragem da indústria florestal e madeireira é de interesse tanto por parte de órgãos ambientais como da própria indústria, pois contribui para o desenvolvimento sustentável em respeito ao meio ambiente e a torna mais competitiva entre empresas do mesmo setor (CASSILHA, et al., 2004).

Semelhante à serragem, a casca de pinus também se caracteriza como um resíduo da indústria madeireira. Muitas vezes esta casca é utilizada para fins de queima e geração de energia, embora ambientalmente tal atividade possa ser regulamentada, seu uso na compostagem é mais indicado, considerando todas as variáveis dos impactos ambientais causados por essas atividades distintas (BRAND et al., 2002).

1.1 Hipóteses

É possível identificar novos bioindicadores vegetais eficientes para avaliar a estabilidade de compostos orgânicos através da análise de fitotoxicidade pela resposta ao alongamento relativo, germinação relativa e índice de germinação.

O lodo de estação de tratamento de efluentes da indústria processadora de pescado é passível de compostagem, dando origem a um composto maturado, não fitotóxico e dentro dos padrões exigidos por legislação.

1.2 Objetivos gerais e específicos

Este trabalho teve por objetivo um estudo sistemático da bibliografia referente a fitotoxicidade em compostos orgânicos em sincronismo com análises físico-químicas, bem como um estudo sobre os principais bioindicadores utilizados para compostos orgânicos e seus critérios de escolha.

Este trabalho também objetivou a análise de diferentes bioindicadores vegetais, de modo a elucidar o comportamento destes e a seleção de bioindicadores vegetais mais sensíveis frente análise de fitotoxicidade aplicada a compostos orgânicos.

Avaliar a compostagem de lodo de estação de tratamento de efluentes da indústria de pescado com a presença de diferentes materiais estruturantes, com o objetivo de investigar a influência destes materiais no processo de compostagem em parâmetros físico-químicos, fitotoxicológicos e microbiológicos, bem como a determinação do melhor material estruturante na compostagem deste lodo.

1.3 Metas

Verificar pelo menos, a viabilidade de três materiais estruturantes para a estabilização de lodo de estação de tratamento da indústria de pescado

Verificar a sensibilidade de 25 bioindicadores vegetais frente a fitotoxicidade de compostos orgânicos.

Indicar no mínimo, um bioindicador vegetal sensível para compostos orgânicos através da análise de fitotoxicidade.

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Relação entre resíduos sólidos e cadeia de produção de alimentos

No momento em que ser humano passou de nômade para fixar moradia e dar início ao processo rudimentar do cultivo de alimentos, o impacto e a visão em relação ao meio ambiente mudaram completamente (JACOBI, 2003).

Neste processo de desenvolvimento, a humanidade começou a depositar seus resíduos de forma aglomerada, criando pontos específicos de geração e disposição, impactando o meio ambiente de uma forma mais acentuada (MORERO; RODRIGUEZ; CAMPANELLA, 2015).

No entanto, apenas no período pós revolução industrial é que a preocupação com o ambiente tornou-se mais evidente, com a Conferência de Estocolmo organizada pelas Nações Unidas, em 1972, com o objetivo de discutir assuntos relacionados a saúde do ambiente (COSTA; DAMASCENO; SANTOS, 2012). Neste sentido, pode-se considerar a ciência que estuda o impacto das atividades antropológicas sobre o meio ambiente recente em comparação a outras ciências.

Embora grande parte da atenção de questões ambientais seja voltada para materiais não biodegradáveis, uma atenção é mais que necessária na questão dos resíduos sólidos orgânicos. Grande parte desses resíduos possuem características deletérias ao ambiente, e, sem o devido tratamento, podem afetar o crescimento de plantas, eutrofizar lagos e rios, salinizar o solo, entre outros fatores (ZHOU; LI, 2013; PIZARRO et al., 2016).

2.2 Importância da gestão e do manejo adequado de resíduos sólidos na cadeia produtiva de alimentos

No atual cenário global e em perspectivas futuras, a ciclização de matéria orgânica advinda de resíduos de diversas fontes torna-se essencial para a busca da sustentabilidade e preservação de meios naturais (HOTTLE et al., 2015).

Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos de 2010, os resíduos sólidos podem ser denominados como: material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades antropológicas, também inclusos os gases

contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d'água (BRASIL, 2010).

A indústria de alimentos como importante setor econômico e social, possui responsabilidade na gestão e manejo de resíduos líquidos e sólidos, pois estes, sem o devido tratamento, acarretam em processos danos do meio ambiente, que está intimamente ligado ao ser humano (RAJ; ANTIL, 2011).

Existem diferentes tipos de resíduos de alimentos, a saber: o gerado nas residências após o consumo, aqueles resultantes de transporte e comércio e os resíduos provenientes de indústrias. Em países desenvolvidos, os resíduos de alimentos gerados nas residências caracterizam-se como os mais acentuados, e é relacionado com o desperdício de produtos ou armazenamento de forma inadequada, remoção de partes não aproveitáveis ou até mesmo resíduos inevitáveis de geração, como cascas ou outras partes não comestíveis (YU; YOU, 2013; PANT, 2016).

As perdas resultantes da comercialização e do transporte em países em desenvolvimento, como no caso do Brasil, são maiores do que em países desenvolvidos, ocasionado principalmente devido a más condições das estradas, que lesionam principalmente frutas e hortaliças, que serão descartadas por não apresentarem condições de comercialização, representando aproximadamente 40% do total da produção (OLDEKOP et al., 2015; PANT, 2016).

Os resíduos da indústria processadora de alimentos por outro lado, normalmente possui baixa variabilidade, uma taxa de produção relativamente constante e, devido a essa uniformidade, o tratamento pode ser facilitado. Por outro lado, esse tipo de fonte geradora ocasiona grandes quantidades de resíduo, muitas vezes superior à capacidade de tratamento para qual é destinado, podendo despertar consequências negativas devastadoras para a empresa, o meio ambiente e o ser humano (LEITE; PAWLOWSKY, 2005; PELIZER; PONTIERI; MORAES, 2007).

Portanto, faz-se necessário uma gestão adequada dos resíduos gerados pela cadeia produtora de alimentos, em especial, pelas indústrias processadoras de alimentos, com ferramentas que auxiliem o bom manejo e gestão destes resíduos, de modo a buscar a almejada sustentabilidade do setor (PELIZER; PONTIERI; MORAES, 2007).

Uma das ferramentas utilizadas para a redução da quantidade de resíduos é conhecido como “3R”. Os três “R” podem ser descrito como: redução, reutilização e reciclagem (TEIXEIRA, 2007). Em uma primeira etapa, são necessárias ações que priorizem a redução dos resíduos gerados dentro da indústria, com medidas de economia de água, processos mais eficientes e conscientização que a redução na produção de resíduos acarreta em economia, já que um maior conteúdo remanescente requer de mais recursos financeiros para seu tratamento (TEIXEIRA, 2007; RENDINA, 2000).

Atingido o primeiro objetivo, passa-se então para o processo de reutilização. Existem diversos casos de reutilização de água na indústria de alimentos (CASANI; ROUHANY; KNOCHEL, 2005; LI; YU; RITTMANN, 2015) ao passo que para resíduos sólidos o panorama é considerado mais desafiador, pois envolve maior desenvolvimento tecnológico e conhecimento científico, muitas vezes necessitando de equipamentos mais sofisticados (LUNDIE; PETERS, 2005).

Quando a reutilização dos resíduos gerados não é possível, passa-se para uma terceira etapa: a reciclagem. Atualmente na literatura, existem algumas alternativas que podem ser utilizadas na indústria de alimentos, como a digestão anaeróbica em reatores próprios, a compostagem, entre outros, aos quais, é necessário atentar para os custos operacionais, com equipamentos e também o gasto energético e de manutenção que o sistema oferece (PARRY, 2013).

Também se considerar que a legislação brasileira atual não permite que produtos passíveis de reciclagem sejam direcionados a aterros sanitários (BRASIL, 2010). Considerando a matéria-orgânica como passível de reciclagem através de métodos tecnologicamente viáveis, esta deve ter o devido tratamento para posterior destinação adequada (CORRÊA et al., 2012).

Um dos métodos de gestão de resíduos sólidos na indústria de alimentos mais eficientes através da reciclagem de matéria orgânica é a compostagem (CORRÊA et al., 2012).

2.3 Compostagem como ferramenta na gestão de resíduos orgânicos

A compostagem caracteriza-se como um dos métodos mais eficientes para reciclagem de matéria orgânica. É um processo no qual microrganismos aeróbios mineralizam substratos tornando-os aptos a incorporação ao solo e reduzindo seu impacto sobre o meio ambiente (ZHANG et al., 2012).

A reciclagem tanto de materiais não biodegradáveis quanto de materiais passíveis de biodegradação costumam ser menos dispendiosos do que a destinação final em aterros sanitários, que necessitam de maiores preocupações e em um prazo maior (FERREIRA et al., 2014).

Além de todos estes fatores, a compostagem contribui significativamente para a questão da segurança alimentar, pois promove uma reutilização de recursos orgânicos, redução do preço dos alimentos pela diminuição da importação de fertilizantes e conseqüentemente, aumentando o desenvolvimento econômico local, recomendado principalmente para países com alta produção de alimentos como o Brasil (HOSETTI; FROST, 1995; CORRÊA et al., 2012; EL FELS et al., 2014).

A compostagem também pode entrar como ferramenta na gestão de resíduos domiciliares, com menor geração *in situ*, com possibilidade de segregação mais eficiente, considerando a maior densidade demográfica das cidades, diminuindo entre 50 à 34% do custo total com resíduos sólidos urbanos, segundo pesquisa realizada por Adhikari et al. (2010).

A compostagem juntamente com a vermicompostagem apresentam diversas vantagens em relação a outros tipos de tratamento, pois com a correta utilização de agentes estruturantes, aporte de oxigênio e nutriente para os agentes modificadores (sejam eles minhocas ou microrganismos), não produzem gases tóxicos e possuem grande capacidade de recuperar nutrientes de resíduos orgânicos (LIM et al., 2016).

2.3.1 Fases do processo de compostagem

A primeira fase da compostagem consiste em uma mistura de forma homogênea dos materiais a serem compostados e adaptação dos microrganismos presentes nestes materiais a suas novas condições.

Após algum período variável para cada material, e, se respeitados as condições iniciais de relação carbono/nitrogênio, pH e umidade, a

compostagem então passa para sua fase termofílica, com predominância de microrganismos termófilos, responsáveis por elevar a temperatura da composteira, promovendo inibição de microrganismos patogênicos e sementes de plantas invasoras, com consumo das reservas energéticas mais biodisponíveis (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

Posteriormente, o composto passa para a fase de semicura ou bioestabilização, onde a temperatura declina, e os microrganismos mesófilos começam a atuar novamente, degradando materiais mais complexos como a celulose, resultando depois de um longo período, a formação de húmus e mineralização da matéria orgânica, normalmente com coloração escura, grande capacidade de retenção de água e nutrientes, sem fitotoxicidade e pronto para ser disposto no ambiente sem efeitos deletérios sobre os vegetais (GUIDONI et al., 2012).

2.3.2 Principais parâmetros no processo de compostagem

O processo de compostagem possui uma dinâmica complexa de parâmetros interligados que influenciam diretamente o produto final, tais como a umidade, a carga microbiana presente, o pH, carbono orgânico entre outros, que, se fora dos padrões exigidos pela legislação, podem acarretar em efeitos danosos ao solo, fauna e flora (FERNANDES; SILVA, 1999).

2.3.2.1 Umidade

Segundo o MAPA (Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento), de acordo com a normativa nº 25 de 23 de Julho 2009, faz-se necessário que o composto orgânico do tipo A, B, C tenham um máximo de 50% de umidade, e, para compostos do tipo D, 70%, sendo os compostos A originários apenas de resíduos agroindustriais, B de resíduos agroindustriais que possuem algum limitante como metais tóxicos, o C são aqueles provenientes de resíduos domiciliares e o D, utiliza materiais provenientes de despejos sanitários (BRASIL, 2009). No entanto, se o material de origem do composto possui umidade relativamente alta, associado a uma intensa atividade aeróbia

microbiológica, pode resultar em um produto final com elevada umidade, com valores superiores dos preconizados pela legislação (WANG et al., 2015).

Em relação ao processo, a umidade deve compreender valores entre 40 e 60% (GUIDONI et al., 2012; EL FELLS et al., 2014). Valores superiores podem ocupar espaços intersticiais e promover anaerobiose, com formação de mal cheiro e redução do pH pela produção de ácidos orgânicos (WU et al., 2015). Valores inferiores a 40% podem inibir o desenvolvimento da cultura bacteriana biodegradativa, reduzindo ou até mesmo parando o processo de mineralização da matéria orgânica (WU et al., 2015). Portanto, a umidade caracteriza-se como um fator de extrema importância para a compostagem, considerando que seu excesso e valores reduzidos de água podem afetar negativamente as características do produto final.

2.3.2.2 Relação Carbono/Nitrogênio

Segundo Corrêa et al., (2012) a relação carbono/nitrogênio inicial deve ser de 30 carbonos para 1 de nitrogênio, pois corresponde a composição química mais próxima dos microrganismos, sendo o mais indicado independente do material.

Esta relação pré-definida é importante, pois uma alta relação C/N pode causar lentidão no processo degradativo pelo excesso de material biodegradável e dificuldade de multiplicação microbiana, ao passo que uma baixa relação C/N preconiza um excesso de nitrogênio, que pode ser perdido na forma de amônia na forma volátil ou por lixiviação da massa compostada (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

Para reduzir as perdas de nitrogênio, a prática mais usual é o uso de resíduos estruturantes, normalmente ricos em carbono e promotores de aeração (NIGUSSIE et al., 2017).

2.3.2.3 pH

O pH é fator importante no processo, principalmente nas etapas iniciais. Faixa de pH superior de 8 e inferior a 5 pode limitar o crescimento microbiano para indivíduos que possuem mecanismos bioquímicos para resistir a estas

faixas de pH, inibindo diversos microrganismos que têm funções vitais na compostagem, como, por exemplo, aqueles que degradam celulose, hemicelulose e lignina (KIEHL, 2004).

Ao longo do processo, o pH do composto deve começar próximo a 7,0, sendo este ótimo para o crescimento microbiano, passando então para pHs levemente ácidos (em torno de 5,0) com a produção de alguns ácidos orgânicos, seguido então para o final do processo em pH próximo a 8,0, dado principalmente pela transformação bioquímica do nitrogênio, através da transformação do nitrogênio amoniacal em nitrato, elevando assim o pH da massa compostada (GUIDONI et al., 2012; KIEHL, 2004).

Segundo a normativa nº 25 de 23 de Julho 2009 do MAPA, compostos da classe A e B e D devem possuir o pH mínimo de 6,0, ao passo que para compostos de classe C deve possuir o mínimo de pH de 6,5. O pH é um forte indicativo de maturidade, mas é interessante que se acompanhe outros requisitos para que sua disposição possa ser feita em solo sem efeitos danosos.

2.3.2.4 Temperatura

Considerada uma variável fácil de ser observada no processo de compostagem, a temperatura da massa a ser degradada varia conforme a fase que este se encontra. No começo, há predominância de valores próximos a temperatura ambiente, com adaptação microbiológica ao meio (KANG et al., 2014).

Posteriormente, com a degradação de materiais mais facilmente assimiláveis, como carboidratos de baixo peso molecular, carboidratos parcialmente degradados e proteínas facilmente assimiláveis, há produção de calor, água e CO₂, promovendo o aquecimento da composteira, considerada esta uma das fases mais importantes, denominada fase termofílica (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009). Segundo Guidoni et al. (2012), temperaturas superiores a 70°C não são interessantes, pois podem prejudicar a ação de microrganismos e causar volatilização da amônia.

A estabilização e mineralização de componentes restantes e de difícil degradação se dá na fase de estabilização. Esta fase compreende

temperaturas próximas a 30°C até temperatura ambiente, com predominância de microrganismos mesofílicos (KIANIRAD et al., 2010).

2.3.2.5 Volume do reator ou pilha de compostagem

Outro fator que influencia o processo de compostagem é o volume do reator ou da pilha de compostagem. Este fator está intimamente ligado com a difusão de temperatura da massa de compostagem com o meio, sendo que em reatores de menores tamanhos ocorre uma mais fácil difusão, muitas vezes inibindo a fase termofílica ou limitando a poucas horas, dependendo do processo de aeração (GUARDIA et al.; 2012).

Composteiras com tamanho excessivo podem dificultar o processo de homogeneização da massa, com criação de pontos com anaerobiose e difícil degradação (CHOWDHURY et al., 2013) e tendem a dificultar a elevação da temperatura.

2.3.2.6 Microrganismos

Ao falar de microrganismos de importância ambiental, as classes dos deteriorantes apresentam importância fundamental para o ciclo da matéria orgânica na natureza, mineralizando estes componentes para posteriormente ser assimilado pelas plantas, em um ciclo contínuo e crucial (NEKLYUDOV; FEDOTOV; IVANKIN, 2008).

Na natureza, esse perecimento normalmente ocorre na superfície de solos, com uma presença acentuada de umidade, com ajuste natural de pH e presença de oxigênio, com um bom equilíbrio entre as moléculas de carbono e nitrogênio, dado por um complexo sistema de ajustes naturais (ODORICO et al., 2004; LI, SHIRAHAMA; GRZEGORZEK, 2016).

No entanto, com diversas atividades antropológicas e, dentre elas, a geração de resíduos, a disposição destes sem um devido tratamento acarretou em uma sobrecarga desse sistema de degradação, com desequilíbrio de fatores que propiciam o desenvolvimento de microrganismos, causando assim impactos ambientais significativos (ODORICO et al., 2004).

Diversos são os microrganismos presentes responsáveis pelo processo de compostagem, o que incluem bactérias, fungos, leveduras, que, dependendo de sua temperatura ótima de crescimento, desempenham funções específicas no processo de compostagem (NEKLYUDOV; FEDOTOV; IVANKIN, 2008).

O desenvolvimento microbiológico são fortemente influenciados pelos materiais aos quais a compostagem é realizada (PARK, 2011; ZHANG et al., 2011). A aplicação de materiais muito condensados acaba por gerar zonas de anaerobiose, ao passo que materiais com grande granulometria acabam representando resistência de degradação, tornando o processo mais lento (WU; WANG; LI, 2015). Identificar e quantificar os principais grupos de microrganismos baseados na temperatura de crescimento é de vital importância, considerando estes como a força motriz de degradação e estabilização da matéria orgânica (NEKLYUDOV; FEDOTOV; IVANKIN, 2008).

O tipo de microrganismos presentes também variam muito conforme o material ao qual é dado início no processo de compostagem. No entanto, eles podem ser divididos de uma forma simplista, em três principais: bactérias, fungos e os actinomicetos, e estes se encontram normalmente em sinergia (CHOWDHURY et al., 2013).

Na fase mesofílica inicial, que compreende em média os 3 primeiros dias, há atuação das bactérias mesofílicas e fungos que degradam compostos mais simples como açúcares, aminoácidos, proteínas etc, aumentando rapidamente a temperatura; seguido da fase termofílica, onde os microrganismos termófilos começam a degradar gorduras, celulose, hemicelulose e quantidades parciais de lignina (VENGLOVSKY et al., 2005; ZENG et al., 2011). Microbiologicamente, nesta fase ocorre inibição de patógenos e também há inibição de alguns fungos com temperaturas superiores a 60°C (CHOWDHURY et al., 2013).

Na fase de maturação, há caracterização da redução de temperatura e da atividade microbiológica associado com o esgotamento de substratos biodegradáveis, há recolonização de microrganismos mesofílicos que degradam os açúcares resgantes, celulose e hemicelulose, dadas principalmente pela ação dos actinomicetos (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

Dentre os seres vivos presentes no planeta terra, os microrganismos se destacam por apresentarem diversas funcionalidades, principalmente relacionada ao meio-ambiente (MARIJUÁN; NAVARRO; MORAL, 2010).

2.3.2.7 Aeração

O processo de aeração é essencial para a compostagem, considerando que tal técnica é estritamente aeróbia (KIEHL, 2004). Muitos autores diferem conforme o modo como esse oxigênio será inserido no sistema, passando por processos de revolvimento com auxílio de máquinas específicas, bombeamento de oxigênio pela massa (WANG et al., 2012), revolvimento manual (EL FELS et al., 2014), aeração passiva (OGUNWANDE; OSUNADE, 2011) entre outros, que pode variar de acordo com o material estudado.

O processo de degradação aeróbia pelos microrganismos, de forma simplificada, consiste no uso de carboidratos como fonte de energia, tendo como receptor de elétrons no final da cadeia transportadora o oxigênio, gerando gás carbônico pelo processo de descarboxilação dos carboidratos e água (SHARMA et al., 1997; NELSON; COX, 2014).

Com a ausência do oxigênio como receptor, outros compostos adquirem esses elétrons e há geração de ácidos orgânicos de baixo peso molecular, como o ácido láctico e ácido acético e muitas vezes produção de diversos compostos voláteis, como metano e butano, que podem causar mal cheiro e diminuir o pH do composto, ambos fatores negativos para o processo de compostagem, demonstrando assim a importância do aporte de oxigênio através da aeração (NELSON; COX, 2014).

2.3.2.8 Granulometria

A granulometria do material é fator decisivo, principalmente em relação ao processo de aeração, já que materiais muito compactados podem ocasionar em formação de anaerobiose e produtos advindos desta condição (CARMONA et al., 2003), ao passo que uma granulometria muito grande pode afetar o processo de degradação, já que dificulta o acesso por parte dos microrganismos, resultando em um tempo prolongado de compostagem ou até

mesmo degradação parcial do material (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

Para que isso não ocorra, é de vital importância a escolha do resíduo estruturante, pois além de fonte de carbono, ele age intimamente na granulometria da massa a ser compostada, promovendo espaços intersticiais que facilitam a passagem de ar, auxiliando na degradação aeróbia desse material.

2.4 Toxicologia, ensaios fitotóxicológicos e bioindicadores vegetais

A toxicologia é um estudo a ser considerado durante o processo de compostagem e também na disposição de resíduos no meio ambiente, necessitando de diversos bioindicadores para tal ação seja executada de forma correta, podendo ser considerados indicadores animais, vegetais ou microbiológicos (KUMAR; SHAH; WALKER, 2011; GERBER et al., 2016; MENDES et al., 2016).

De suma importância principalmente os compostos orgânicos, as análises de fitotoxicidade utilizam bioindicadores vegetais através da consideração da germinação e do crescimento das radículas para a resposta da estabilização de biossólidos (MENDES et al., 2016).

A fitotoxicidade é um dos métodos mais comumente utilizados para avaliar a maturação de compostos e seus efeitos diretos sobre as plantas. Baseia-se em testes utilizando diferentes tipos de sementes que, quando em contato com soluções diluídas de um determinado composto, podem apresentar inibição do mecanismo germinativo ou redução do tamanho da radícula, causados principalmente por injúria celular (TIQUIA; TAM, 1998).

No entanto, dependendo da semente utilizada, obtém-se respostas diferenciadas, podendo assim a semente indicar uma fitotoxicidade que não afeta grande parte das outras sementes, por ser uma semente mais sensível, ao passo que pode ocultar fatores fitotóxicos devido a sua resistência a determinado composto, resultando em respostas errôneas sobre a resposta biológica. Mediante este problema, é de interesse que se padronize as sementes utilizadas para a determinação de fitotoxicidade.

As sementes amplamente utilizadas para a análise fitotoxicológica para compostos orgânicos são as sementes de alface e pepino, no entanto, ainda é necessário mais informações relacionadas a condições de germinação destes bioindicadores, ao passo que é necessário também novas sementes para aumentar o panorama dos estudos fitotoxicológicos e ampliar horizontes relacionados a respostas biológicas e ambientais destes bioindicadores (HIMANEN et al., 2012).

Atualmente no Brasil, não há normativa específica para a análise de fitotoxicidade, ficando apenas a classificação do composto mediante o material de origem e a resposta físico-química e microbiológica (BRASIL, 2009). No entanto, não somente estes critérios são suficientes para indicar a possível utilização deste composto, considerando que os ensaios biológicos são necessários para uma resposta mais próxima do comportamento daquele determinado resíduo ou composto pode apresentar no meio em que é disposto (MIAOMIAO et al., 2009; CHOWDHURY et al., 2013; GERBER et al., 2016)

Portanto, faz-se necessário que a análise de fitotoxicidade seja mais explorada pela comunidade científica e pelos órgãos fiscalizadores, considerando sua resposta e sua importância no âmbito ambiental.

3 Capítulo 1 - Evaluation of Different Vegetable Bioindicators in Response to Phytotoxicity of Organic Compost

Abstract: Composting is a biological process, which is effective in the remediation of different organic wastes. The final product of this process is the stabilized compost, ready for use in the soil. The analysis of phytotoxicity is one of the most commonly used methods to evaluate the maturation of compost and its direct effects on plants. The bioassay is based on using different kinds of seeds that upon contact with diluted solutions of compost may show inhibition of germination or reduction in the size of the radicle, caused mainly by cell injury. Nevertheless, countless experiments have been performed using different kinds of seeds for the phytotoxic analysis, without a pre-established pattern and prior knowledge of sensitivity. In this context, the aim of the current study was to evaluate the biological response of different vegetable seeds exposed to composts having different physicochemical characteristics to find effective vegetable bioindicators. For this study, 25 different seeds were selected according to the ecological tests guidelines and others authors. Two composts produced from vegetables, animals or agroindustries processing raw materials, and destined for use in the garden, market garden, and pasture, were used and physico-chemical and microbiological characterized. The tolerance and sensitivity of the seeds to the organic compost were evaluated by the analysis of germination index (GI), germination (G) and radicle elongation (RE). Among the 25 seeds tested, the seeds of ryegrass, spinach, sorghum, violet, oat, petunia, red clover, grass, and begonia could not germinate in the control sample after 48h of incubation. Seeds of rooster tail flower, soybean, and lettuce were the most sensitive among the seeds evaluated for phytotoxicity of compost. These seeds exhibited a significant statistical difference ($p < 0.05$) between the composts for germination index, relative germination, and relative radicle elongation. However, the cucumber seeds displayed promising results explained by a significant difference observed in two of the phytotoxic analyses.

Keywords: Composting; germination index; relative germination; relative radicle elongation.

3.1 Introduction

Considering the current global population of over seven billion people, unbalanced growth, and finite natural resources, the search for tools that can support the sustainability of anthropic activities is extremely crucial (Godfray *et al.*, 2010).

Composting is an important tool for the recycling of organic matter and contributes to environmental sustainability through the recycling of nutrients. It may answer to important questions such as food security by decreasing the production expense and import of fertilizers (STANLEY AND TURNER, 2010; LI *et al.*, 2013; LIM *et al.*, 2016).

Composting is a biological process, which is effective in the remediation of different organic wastes. The final product of this process is the stabilized compost, ready for use in the soil (STANLEY and TURNER, 2010). Therefore, it is extremely important that the process of composting should be conducted under controlled conditions to ensure that the compost does not exhibit deleterious effects on plants. For example, the presence of toxic substances in the compost may reduce or inhibit the process of germination (HIMANEN *et al.*, 2012; EL FELLS *et al.*, 2014). For these reasons, utilization of mature compost with no phytotoxic substances is recommended the development of plants (OVIEDO-OCANA *et al.*, 2015).

Various factors act as chemical indicators of maturation of compost such as pH, carbon/nitrogen ratio, and moisture content. The finished compost tends to have an alkaline pH, mainly due to the degradation of organic acids and liberation of ammonium (LI *et al.*, 2013; EL FELLS *et al.*, 2014). The carbon/nitrogen ratio tends to decrease, which is explained by the volatilization of carbon dioxide due to degradation of organic matter by aerobic microorganisms (KULIKOWSKA and GUSIATIN, 2015). In addition, the moisture content of compost decreases, mostly in the thermophilic phase due to an increase in the temperature (LUO *et al.*, 2008; ZHOU *et al.*, 2014).

However, several authors suggest that not only these physicochemical parameters need to be evaluated, but also determination of biological response to various phytotoxic agents present in the compost is necessary to assess the

effects of compost on soil and plants (TIQUIA, 2010; HIMANEN *et al.*, 2012; CHOWDHURY *et al.*, 2013; KAPANEN *et al.*, 2013).

Thus, the analysis of phytotoxicity is one of the most commonly used methods to evaluate the maturation of compost and its direct effects on plants. The bioassay is based on using different kinds of seeds that upon contact with diluted solutions of compost may show inhibition of germination or reduction in the size of the radicle, caused mainly by cell injury (TIQUIA and TAM, 1998). For this test, the plant seeds recommended for ecological tests are mentioned in the guidelines of the EPA (United States Environmental Protection Agency).

The agency recommends using the seeds of tomato, cucumber, lettuce, soybean, cabbage, carrot, oat, perennial ryegrass, and corn, as the most effective indicators of phytotoxic response (EPA, 2015). Nevertheless, countless experiments have been performed using different kinds of seeds for the phytotoxic analysis, without a pre-established pattern and prior knowledge of sensitivity (PARK *et al.*, 2011; HIMANEN *et al.*, 2012). This may lead to an erroneous expression of results, whereas more resistant seeds may indicate an absence of potentially deleterious effects of the sample.

In this context, the aim of the current study was to determine effective bioindicators of the degree of maturation of organic compounds from the evaluation of phytotoxicity in seeds of different plant species.

3.2 Materials and Methods

3.2.1 Seed Samples

For this study, 25 different seeds were selected as bioindicators according to the ecological tests guidelines from EPA (EPA, 2015) and other scientific studies relevant in the area. The seeds of the following plants were obtained from the local market, certified by Brazilian Minister of Agriculture, Livestock and Food Supply: lettuce (*Lactuca sativa*), cucumber (*Cucumis sativus*), tomato (*Solanum lycopersicum*), cabbage (*Brassica oleracea* var. *oleracea*), carrot (*Daucus carota*), pea (*Pisum sativum*), cauliflower (*Brassica oleracea* var. *botrytis*), zucchini (*Curcubita pepo* L.), spinach (*Spinacia oleracea*), soybean (*Glycine max*), oat (*Avena sativa*), corn (*Zea mays*), bean (*Phaseolus vulgaris*), rice (*Oryza Sativa* L.), wheat (*Triticum spp.*), ryegrass

(*Lilium perenne*), sorghum (*Sorghum bicolor*), red clover (*Trifolium pratense* L.), grass (*Agropyron repens* L.), onion (*Allium cepa*), rooster tail flower (*Dactylis glomerata* L.), violet (*Violaceae viola* spp.), begonia (*Begoniaceae begonia* spp), petunia (*Solanaceae solanales* spp), and chrysanthemum (*Asteraceae asterales* spp). The seeds were not pretreated as described in the phytotoxicity test.

3.2.2 Chemical and Microbiological Characterization of Commercial Organic Compost

Two commercial composts (A) and (B), produced from vegetables, animals or agroindustries processing raw materials, and destined for use in the garden, market garden, and pasture, were used. The selection of the compost was previously determined by Tiquia e Tam (1998) and was chosen by degree of maturation. The moisture and mineral content of the selected composts were determined according to Association of Analytical Communities AOAC (1997). The pH was measured by the method proposed by Embrapa (1997), whereas the organic carbon was determined by Walkley-Black method. The total nitrogen content was determined by Kjeldahl method (TEDESCO *et al.*, 1995).

Decimal serial dilutions were prepared from samples of composts, and total coliform count of thermotolerants and *Escherichia coli* was calculated through the most probable number technique (Food and Drug Administration FDA, 2002). For the isolation and confirmation of *E. coli*, the samples that showed characteristic colonies in Eosin Methylene Blue (EMB, Kasvi®) Agar were subjected to following biochemical tests: Citrate, indole, methyl red and Voges-Proskauer tests (FDA, 2002).

For the isolation and confirmation of *Salmonella* spp., the samples were pre-enriched in buffered peptone water (APT, Kasvi®) followed by selective enrichment in tetrathionate broth (TT, Acumedia®) and Rappaport-Vassiliadis (RV, Acumedia®) broth. The samples exhibiting colonies characteristic of Xylose Lysine Deoxycholate Agar (XLD, Acumedia®) and Brilliant Green Phenol Red Lactose Sucrose Agar (BPLS, Synth®) were subjected to following biochemical tests: Lysine Iron Agar (LIA, Acumedia®), Triple Sugar Iron Agar

(TSI, Kasvi®) and urea broth (Synth®) tests. This was followed by serological test using the somatic polyvalent serum (PROBAC, Brazil®) (FDA, 2007).

3.2.3 Phytotoxicity Analysis

The tolerance and sensitivity of the seeds to the organic compost were evaluated by the analysis of germination index (GI), germination (G) and radicle elongation (RE), according to the methodology described (Tiquia e Tam, 1998, adapted) (n=75). Ten seeds of each test plant, in triplicate, were added to Petri dishes containing filter paper. The aqueous extract of compost, 5 mL, was added to each Petri dish. Three dishes with 5 mL of distilled water were used as control. After incubation at 25°C for 48 h, the percentage of seeds that germinated and the elongation of the radicles were measured. Seeds with an elongation equal to or greater than 1 mm were considered to be positive for germination. The relative germination of seeds (G), relative radicle elongation (RE), and germination index (GI) were calculated according to the equations 1, 2, and 3 respectively.

Equation 1:

$$G (\%) = (\text{Number of germinated seeds in compost extract} / \text{Number of germinated seeds in control}) \times 100$$

Equation 2:

$$RE (\%) = (\text{Radicle elongation in compost} / \text{Radicle elongation in control}) \times 100$$

Equation 3:

$$GI (\%) = [(\% \text{ Relative germination}) \times (\% \text{ Relative elongation})] / 100$$

3.2.4 Statistical Analysis

The experimental design used was a completely randomized design with three repetitions and a unifactorial arrangement. The treatments included two different composts. The parameters evaluated were the germination index, relative germination, and relative radicle elongation. The outliers were identified by plotting the externally studentized residual (RSTUDENT) versus predicted

values (y variable) and withdrawn from the database. The normality of the data obtained was analyzed by Shapiro–Wilk test. The homoscedasticity of samples was determined by Hartley test and the independence of residues by graphic residual analysis. The variables were normalized, mathematically modified when necessary and submitted to variance test by Duncan Test ($p < 0.05$) and Fisher ($p < 0.05$) with 95% of significance. The software utilized was Statistica® version 8.0.

3.3 Results

3.3.1 Physicochemical and Microbiological Characterization of Compost

The results of the physicochemical characterization of the organic composts are listed in Table 1.

Table 1 – Physicochemical characterization of organic composts (n=6)

Composts	pH	MC (%)	MM (%)	OC ¹ (%)	TN ¹ (%)	C/N
A	6.63 ^b	65.31 ^b	27.828 ^a	53.46 ^a	15.51 ^a	3.45 ^b
B	7.34 ^a	72.87 ^a	16.090 ^b	44.83 ^b	2.163 ^b	20.73 ^a

MC = moisture content; MM = mineral matter; OC = organic carbon; TN = total nitrogen; C/N = carbon/nitrogen relation

¹ Dry base

Different letters in the column differ between each other by Duncan's Test ($p < 0.05$).

A significant difference ($p < 0.05$) in the pH, moisture, mineral, organic, carbon and total nitrogen contents of the samples was observed (Table 1). The compost A exhibited a lower carbon/nitrogen ratio than the compost B, with values close to 3.45 molecules of carbon for one molecule of nitrogen.

The microbiological characterization of A and B compost is showed in Table 2.

Table 2 – Microbiological characterization of commercial organic composts (n= 6)

Composts	TC (MPN.g ⁻¹)	TTC (MPN.g ⁻¹)	<i>E. coli</i> (MPN.g ⁻¹)	<i>Salmonella</i> spp. (pres/abs)
A	4.57 ^a	3.96 ^a	1.18 ^a	Absence
B	0.48 ^b	0.48 ^b	0.48 ^b	Absence

TC = total coliforms; TTC = Thermotolerant coliforms; pres = presence in 25 g; abs = absence in 25 g. Different letters in the column differ from each other by Fisher's test ($p < 0.05$), $n=2$.

With respect to microbiological characterization, it was observed that both composts differed ($p < 0.05$) in the quantity of total coliforms, thermotolerants, and presence of *E. coli*. The compost A displayed the highest number of these microorganisms as compared to the compost B. Both composts exhibited an absence of *Salmonella* spp.

3.3.2 Relative Germination

Among the 25 species tested, the seeds of onion, ryegrass, red clover, spinach, sorghum, violet, oat, petunia, grass, and begonia could not germinate in the control sample after 48 h of incubation. Therefore, the above-mentioned seeds did not exhibit a rapid response required for the phytotoxicological assessment in comparison to other seeds studied. Another fact that must be taken into consideration is the requirement of specific conditions for the breach of dormancy of some seeds (Jung and Kim, 2011; Kimura *et al.*, 2015), which is considered to be a limiting factor in phytotoxicological tests.

The values found for relative germination (G) of the seeds evaluated ranged from 0.0% to 136.6% in compost A for zucchini seeds and rooster tail flower seeds; and from 0.0% to 111.1% in compost B for rooster tail flower, carrot, chrysanthemum, and cucumber seeds as shown in Table 4.

Table 3 – Relative Germination (G) refers to seeds tested in two composts (n=90).

Seeds	Relative Germination (%)	
	Composts	
	A	B
Cauliflower	114.2 ^a	100.0 ^a
Cucumber	111.1 ^a	111.1 ^a
Bean	67.6 ^a	107.8 ^a
Tomato	54.4 ^a	0.0 ^b
Pea	111.4 ^a	34.2 ^a
Rooster tail flower	136.6 ^a	0.0 ^b
Corn	10.0 ^a	62.5 ^a
Carrot	50.0 ^a	0.0 ^a
Soy	104.7 ^a	64.2 ^b
Lettuce	62.5 ^a	4.1 ^b
Cabbage	100.0 ^a	57.7 ^a
Chrysanthemum	50.0 ^a	0.0 ^a
Rice	115.9 ^a	100.1 ^a
Wheat	91.6 ^a	100.0 ^a
Zucchini	0.0 ^a	37.5 ^a

*Different letter in the same lines differ from each other by Duncan's test ($p < 0.05$).

A significant difference ($p < 0.05$) in the seeds of tomato (54.4% and 0.0%), rooster tail flower (136.6% and 0.0%), soybean (104.7% and 64.2%), and lettuce (62.5% and 4.1%) was observed for composts A and B, respectively.

3.3.3 Relative Elongation of Radicle

The values found for relative elongation of radicle (RE) are shown in Table 5.

Table 4 – Percentage of relative elongation of radicle for seeds tested in the composts (n = 90).

Seeds	Elongation of Radicle (%)	
	Compost	
	A	B
Cauliflower	113.5 ^a	29.0 ^b
Cucumber	85.8 ^a	37.5 ^b
Bean	66.0 ^a	66.5 ^a
Tomato	129.1 ^a	0.0 ^b
Pea	72.8 ^a	14.1 ^b
Rooster tail flower	83.2 ^a	0.0 ^b
Corn	14.8 ^a	52.2 ^a
Carrot	182.5 ^a	0.0 ^a
Soy	172.3 ^a	56.4 ^b
Lettuce	84.4 ^a	1.0 ^b
Cabbage	167.4 ^a	2.4 ^a
Chrysanthemum	63.0 ^a	0.0 ^a
Rice	115.6 ^a	66.8 ^b
Wheat	112.0 ^a	79.5 ^a
Zucchini	0.0 ^a	14.6 ^a

*Different letters in the same lines differ from each other by Duncan test ($p < 0.05$).

The values obtained ranged from 0.0% (zucchini) to 182.5% (carrot) in compost A and between 0.0% (tomato, carrot, and chrysanthemum) to 79.5% (wheat) in compost B.

The seeds that exhibited a significant difference were the cauliflower (113.5% and 29.0%), cucumber (85.8% and 37.5%), tomato (129.1% and 0.0%), pea (72.8% and 14.1%), rooster tail flower (83.2% and 0.0%), soybean (172.3% and 14.1%), lettuce (84.4% and 1.0%), and rice (115.6% and 66.8%) for composts A and B, respectively.

3.3.4 Germination Index (GI)

The results found for germination index (GI) of seeds analyzed for composts A and B are summarized in Table 3.

Table 5 – Germination Index (GI) refers to the seeds tested in the two composts (n= 90).

Seeds	Germination Index (%)	
	Compost	
	A	B
Cauliflower	113.6 ^a	29.0 ^b
Cucumber	95.4 ^a	40.2 ^b
Bean	48.2 ^a	129.6 ^a
Tomato	41.7 ^a	0.0 ^a
Pea	86.9 ^a	4.8 ^a
Rooster tail flower	109.6 ^a	0.0 ^b
Corn	3.0 ^a	48.2 ^a
Carrot	182.6 ^a	0.0 ^a
Soy	183.4 ^a	43.9 ^b
Lettuce	52.8 ^a	0.1 ^b
Cabbage	95.7 ^a	18.3 ^a
Chrysanthemum	58.5 ^a	0.0 ^a
Rice	155.2 ^a	71.3 ^a
Wheat	103.9 ^a	69.6 ^a
Zucchini	0.0 ^a	6.5 ^a

*Different letters in same line differ from each other by Duncan's Test ($p < 0.05$).

A higher GI for compost A was found in the soybean seeds (183.4%) with a significant difference ($p < 0.05$) when compared to compost B (43.9%).

The results of GI for compost A varied from 0.0% to 183.4%, and the lowest and highest values were recorded in zucchini and soybean seeds, respectively. Compost B displayed a range from 0.0% to 129.6%, and the lowest value was observed in tomato, rooster tail flower, and chrysanthemum seeds, whereas the highest value was recorded for bean seeds.

Out of the total number of seeds evaluated, those that differed significantly ($p < 0.05$) between composts A and B were the cauliflower (113.6%

and 29.0%), cucumber (95.4% and 40.2%), rooster tail flower (109.6% and 0.0%), and soybean seeds (183.4% and 43.9%).

3.4 Discussion

The phytotoxicity of compost indicates its degree of maturation and provides important information about its agricultural quality and the efficacy of the composting process. Although many studies have indicated the importance of this method in the evaluation of compost quality, but only a few have considered the type of seed used as a bioindicator in analysis. The germination conditions vary for each type of seed used. In addition, it is essential to consider its biological characteristics like energy reserves, the potential for germination, absorption capacity, and retention of nutrients from the source used in the analysis.

Therefore, the time of germination should be taken into consideration as an indicator of phytotoxicity. If no root growth is observed in 48 h in some types of seeds, it may represent a potentially phytotoxic nonexistent effect.

The germination index for tomato seeds in composts A and B was observed to be 41.7% and 0.0%, respectively. This is an indicator of sensitivity of seeds to the phytotoxic test and characterizes them as a good marker of organic compost. In a study conducted (Raj and Antil, 2011) involving a phytotoxicity test in tomato (*Lycopersicon esculentum* L.) seeds with organic compost, a germination index of 34.2% in 60 days of composting and 24.84% at the end of the 150 days of composting was observed. This demonstrated the high sensitivity of tomato seeds to phytotoxic compounds released during the decomposition of organic matter.

The GI for cucumber seeds was 95.4% for compost A and 40.2% for compost B. In a study (Guo *et al.*, 2012) considering different rates of aeration for composting of organic matter, most of the values were found to be above 80% for the compost A, with germination indexes varying between 20% and 80%.

The GI for seeds of lettuce found in this study was 58.2% for the compost A and 0.1% for compost B. Lettuce is one of the leafy vegetables consumed worldwide and therefore has a high economic importance. A bioassay

(Gonzalez *et al.*, 2012) performed with lettuce seeds in soil polluted with heavy metals in different concentrations found the values for GI to be around 100%, indicating that lettuce seed has a tolerance for soil polluted with heavy metals, disagreeing with the results found.

In another study (Zaha *et al.*, 2013), the germination index for cabbage ranged between 100% and 180%, while in the present study the indexes of GI were 95.7% and 18.3% for composts A and B respectively, indicating that seeds of cabbage are sensitive to pollutants found in the soil.

An increase in GI indicates a decrease in phytotoxicity, a factor reflecting the maturity of the compost used. Results obtained using this index must be interpreted with caution as they may be affected by the type of seed used as well as by the characteristics of the compost used in the soil (Selim *et al.*, 2012).

With regards to relative germination, it was observed that depending on the type of seed used, there existed a higher or lower interaction between the germination activity and the environment this seed was in. Therefore its energetic resources and morphological should be considered, which may explain the lower quantity of seeds with statistical difference ($p < 0.05$) between composts A and B, in comparison to the relative elongation of radicle and the germination index.

On the other hand, the inhibition of the radicle elongation is a good indicator of sensitivity and therefore may act as an efficient bioindicator in evaluating the toxic effects of compost on plants and in providing complementary information for germination studies (Campana *et al.*, 2014). Cabbage seeds studied reached a radicle elongation percentage of 167.4% for compost A and 2.4% for compost B. A study (Zaha *et al.*, 2013) carried out with cabbage seeds in three different stabilized organic composts found that the variation in root length was significant when compared to the control sample, and the lowest and highest values observed were 50% and 65%, respectively.

3.5 Conclusion

It may be concluded that the seeds of rooster tail flower, soybean, and lettuce were the most sensitive among the seeds evaluated for phytotoxicity of

compost. These seeds exhibited a significant statistical difference ($p < 0.05$) between the composts A and B for germination index, relative germination, and relative radicle elongation. However, the cucumber seeds displayed promising results explained by a significant difference observed in two of the phytotoxic analyses. The difference could not be verified for relative germination, which is explained by the self-sufficiency of this type of seed.

References

AOAC International. Official methods of analysis. 1997. Gaithersburg: Published by AOAC International. Ed. 16. V. 2.

Campaña, D.H., Echevarría, M.E.U., Airasca, A.O., Couce, M.L.A. 2014. Physicochemical and phytotoxic characterization of residual sludge from the malting of barley. **Pollut. Eff. Control.** v. 2.

Chowdhury, A.K.M.M.B., Akratos, S.C., Vayenas, D.V., Pavlou, S. 2013. Olive mill waste composting: A review. **Int. Biodeterior. Biodegrad.** v. 85, p. 108–119.

El Fels, L., Zamama, M., El Asli, A., Hafidi, M. 2014. Assesment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocelulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. **Int. Biodeterior. Biodegrad.** v. 87, p. 128–137.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 1997. Manual de métodos de análises de solo. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento. 212p.

EPA – United States Environmental Protection Agency. **Ecological Effects Test Guidelines OCSPP 850.4230: Early Seedling Growth Toxicity Test.** Available in: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100IRAB.PDF?Dockey=P100IRAB.PDF>. Acess: 14 mai 2015.

FDA (U. S. Food and Drug Administration). 2002. Bacteriological Analytical Manual Online (BAM): Enumeration of *Escherichia coli* and the coliform bacteria.

<http://www.fda.gov/Food/FoodScienceResearch/LaboratoryMethods/ucm064948.htm> (accessed 15.06.15)

- FDA (U. S. Food and Drug Administration). 2007. Bacteriological Analytical Manual Online (BAM): *Salmonella*. <http://www.fda.gov/Food/FoodScienceResearch/LaboratoryMethods/ucm070149.htm> (accessed 15.06.15)
- Godfray, H.C.J., Beddington, J.R., Crute, I.R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J.F., Robinson, S., Thomas, S.M., Toulmin, C. 2010. Food Security: The challenge of Feeding 9 billion people. **Sci.** v. 327, p. 812–818.
- González, V., García, I., Del Moral, F., Simón, M. 2012. Effectiveness of amendments on the spread and phytotoxicity of contaminants in metal-arsenic polluted soil. **J. Hazard. Mater.** n. 205–206, p.72–80.
- Guo, R., Li, G., Jiang, T., Schuchardt, F., Chen, T.; Zhao, Y., Shen, Y. 2012. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. **Bioresour. Technol.** n. 112, p. 171–178.
- Himanen, M., Prochazka, P., Hanninen, K., Oikari, A. 2012. Phytotoxicity of low-weight carboxylic acids. **Chemosphere**, v. 88, p. 426–431.
- Jung, H.H., Kim, K.S. 2011. Flowering of *Adonis amurensis* by breaking using gibberellins and cytokinins. **Hortic. Environ. Biotechnol.** v. 52, n. 3, p. 246–251.
- Kapanen, A., Vikman, M., Rajasarkka, J., Virta, M., Itavaara, M. 2013. Biotests for environmental quality assessment of composted sewage sludge. **Waste Manage.** v. 33, p. 1451–1460.
- Kimura, E., Fransen, S.C., Collins, H.P., GUY, S.O., Johnston, W.J. 2015. Breaking seed dormancy of switchgrass (*Panicum virgatum* L.): A review. **Biomass and Bioenergy**, v. 80, p. 94–101.
- Kulikowska, D., Gusiantin, Z.M. 2015. Sewage sludge composting in a two-stage system: Carbon and nitrogen transformations and potential ecological risk assessment. **Waste Manage.** v. 38, p. 312–320.
- Li, Z., Lu, H., Ren, L, He, L. 2013. Experimental and modeling approaches for food waste composting: A review. **Chemosphere**. v. 3, p. 1247–1257.
- Lim, S.L., Lee, L.H., Wu, T.Y. 2016. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: Recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. **J. Clean. Production.** v. 111, p. 262–278.

- Luo, W., Chen, T.B., Zheng, G.D., Gao, D., Zhang, Y.A., Gao, W. 2008. Effect of moisture adjustments on vertical temperature distribution during forced-aeration static-pile composting of sewage sludge. **Resour. Conservation Recycl.** v. 52, p. 635–642.
- Oviedo-Ocaña, E.R., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellon, L.F., Hoyos, L.V., Gonzales, S., Barrena, R., Komilis, D., Sanchez, A. 2015. Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities: Correlation among physical, chemical and biological indices. **Waste Manage.** v. 44, p. 63–71.
- Park, J.H., Choppala, G.K., Bolan, N.S., Chung, J.W., Chuasavathi. 2011. Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. **Plant Soil**, v. 348, p. 439–451.
- Raj, D., R.S., Antil. 2011. Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. **Bioresour. Technol.** n. 102, p. 2868–2873.
- Selim, S.M., Zayed, M.S., Atta, H.M. 2012. Evaluation of phytotoxicity of compost during composting process. **Nat. Sci.** v. 10, n. 2.
- Stanley, A., Turner, G. 2010. Composting. **Teach. Sci.** v. 56, n. 2.
- Tedesco, J.M., Gianello, C., Bissani, C.A., Bohnen, H., Volkweiss, S. 1995. Análise de solo plantas e outros materiais. Porto Alegre. Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia, UFRGS, 174 p.
- Tiquia, S.M. 2010. Reduction of compost phytotoxicity during the process of decomposition. **Chemosphere**, v. 79, p. 506–512.
- Tiquia, S.M., Tam, N. F. Y. 1998. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-nature sawdust litter and sludge. **Bioresour. Technol.** v. 65, p. 43–49.
- Zaha, C., Dumitrescu, L. Manciualea, I. 2013. Correlations between composting conditions and characteristics of compost as biofertilizer. Bulletin of the Transilvania University of Braşov. Series I: **Engineering Sciences** V. 6 (55) n.1.
- Zhou, H., Ma, C., Gao, D., Chen, T., Zheng, G., Chen, J., Pan, T. 2014. Application of a recyclable plastic bulking agent for sewage sludge composting. **Bioresour. Technol.** v. 152, p. 329–336.

4 Capítulo 2 - Características físico-químicas e fitotoxicológicas de compostos provenientes de lodo de estação de tratamento de pescado com diferentes resíduos estruturantes

Resumo: Lodos provenientes de estações de tratamento de efluentes da indústria pescado (LEEP) são resíduos orgânicos que, sem o devido tratamento, causam efeitos deletérios se adicionados ao meio ambiente. Um dos métodos mais comumente utilizados para a remoção destes efeitos negativos é através do uso da compostagem. A compostagem caracteriza-se como um processo biológico, que, se bem executado, resulta em um composto estável e pronto para ser disposto ao solo. Para isso, é necessário o uso de materiais estruturantes, que tem por função facilitar o aporte de oxigênio e promover uma fonte de carbono orgânico. Dependendo deste material, a compostagem pode ocorrer de forma pouco efetiva, com formação de zonas anaeróbias, formação de mau cheiro, entre outros. Sendo assim, o objetivo deste estudo consistiu em avaliar diferentes materiais estruturantes na compostagem de LEEP, de modo a selecionar o mais efetivo. Foram utilizadas composteiras de 100L na proporção de 1/2 (volume/volume) de LEEP e diferentes materiais estruturantes, sendo eles: casca de arroz, serragem e casca de pinus com três repetições para cada tratamento. O processo ocorreu durante 105 dias com medição diária da temperatura nas leiras e ambiente, com revolvimento semanal e recolhimento de amostras quinzenalmente para análises de umidade, matéria mineral, carbono orgânico, nitrogênio total, condutividade, pH, micro-organismos mesófilos e termófilos, fitotoxicidade nas sementes de alface, pepino e rabo-de-galo. Os dados foram analisados e submetidos ao teste de Tukey ($p < 0,05$). Constatou-se que independente do material estruturante, todos os compostos orgânicos elaborados com LEEP não apresentaram fitotoxicidade para as sementes analisadas ao final do processo de compostagem. No entanto, a utilização de serragem apresentou valores altos de umidade ao longo do processo, ao passo que o uso da casca de pinus mostrou baixa condutividade elétrica final. Por outro lado, a casca de arroz apresentou valores elevados de temperatura em comparação aos outros materiais, bem como maior condutividade elétrica, e, conseqüentemente, maior mineralização dos componentes e umidade adequada ao final do processo. Portanto, pode-se concluir que, dentre os resíduos estruturantes estudados, a

casca de arroz apresenta potencial para uso na compostagem de LEEP, sendo o mais indicado para o processo.

Palavras-Chave: Casca de arroz, serragem, casca de pinus, compostagem, sustentabilidade

4.1 Introdução

A natureza realiza o reciclo da matéria orgânica através de processos naturais de decomposição através de microrganismos com a maquinaria bioquímica adaptada e necessária para tal tarefa vital.

Com o desenvolvimento desordenado e caótico promovido por ações antropológicas e a geração excessiva de resíduos com deposição no meio ambiente sem devido tratamento, essa decomposição natural se torna limitada, já que esse processo ocorre de forma lenta frente à quantidade de matéria orgânica gerada, resultando em impactos ambientais significativos (MORERO; RODRIGUEZ; CAMPANELLA, 2015).

Esses impactos ambientais causados por resíduos orgânicos sem o devido tratamento têm chamado a atenção da comunidade acadêmica (MORERO; RODRIGUEZ; CAMPANELLA, 2015; PETRESCU; CORMOS, 2015; SABIHA *et al.*, 2016), já que a degradação ambiental como um todo têm sido pauta de diversos encontros, congressos, motivado por ações políticas para a mitigação destes impactos.

Dentre os principais resíduos orgânicos responsáveis por estes impactos, os provenientes das indústrias de alimentos são de vital importância, já que o reciclo deste material está intimamente ligado com uma menor importação de agentes responsáveis por aumentar a fertilidade do solo e conseqüentemente aumento de produção, levando em consideração a cadeia de produção de alimentos e sua relação com a segurança alimentar (SABIHA *et al.*, 2016).

A indústria de pescado no mundo é uma das principais provedoras de proteína animal, atividade essa é caracterizada pelo aumento do PIB de alguns países, contribuindo para a geração de emprego e renda de diversas populações (PONTE, 2008). No entanto, como a grande maioria das atividades

antropogênicas, o beneficiamento de pescado também gera quantidade significativa de efluentes e resíduos orgânicos (LU et al., 2007; SERRANO et al., 2013).

Estes efluentes após o devido tratamento gera um resíduo secundário, o lodo da estação de efluentes de pescado (LEEP), que sem o devido tratamento e disposição direta no meio ambiente, pode causar efeitos deletérios em plantas, animais e solo, muitas vezes desequilibrando ecossistemas inteiros, causando eutrofização de lagos e rios além de outros aspectos negativos também para o homem através de agentes xenobióticos e biológicos potencialmente perigosos (TAN et al., 2015; WU et al., 2015).

Um dos principais modos para a estabilização deste LEE reside no uso do processo de compostagem, que consiste em um sistema semelhante a degradação da matéria orgânica pelo ambiente, no entanto, de forma controlada e acelerada (CORRÊA et al., 2012; RASHAD; SALEH; MOSELLY, 2010). Se realizado de forma eficiente, gera ao final do processo um composto orgânico com boas características físico-químicas e fitotoxicológicas pronto para ser disposto ao solo (TIQUIA, 2010; AVRAMIDOU; EVANGELOU; KOMILIS, 2013).

Para que este sistema seja eficiente, é necessário que o processo ocorra de forma aeróbia, gerando ao final CO_2 , água e matéria orgânica mineralizada pela ação de microrganismos deteriorantes (CORRÊA *et al.*, 2012). Para isto, é necessário o uso de materiais estruturantes, que tem por função proporcional espaços intersticiais, que promovem trocas gasosas com o ambiente, além de proporcionar uma fonte de carbono para o desenvolvimento bacteriano (ZHOU et al., 2014; WU et al., 2015).

Dentre os materiais estruturantes, em destaque encontram-se a serragem, casca de árvores e casca de arroz, subprodutos e resíduos típicos da indústria serralheira e de alimentos, muitas vezes com pouco ou nenhum valor agregado e de difícil disposição por não possuírem relação carbono/nitrogênio adequada para o processo de degradação natural, necessitando um aporte de nitrogênio adequado.

Para isto, a adição de LEE como fonte de nitrogênio aliado a estes materiais estruturantes pode favorecer o processo de compostagem. No

entanto, o estudo do acompanhamento deste sistema de degradação com estes materiais ainda são escassos.

4.1.1 Objetivo

Sendo assim, este trabalho objetivou avaliar diferentes substratos na compostagem de lodo de estação de tratamento de efluentes da indústria de pescado.

4.2 Materiais e Métodos

O experimento ocorreu no laboratório de Resíduos Sólidos e Ecotoxicologia da Universidade Federal de Pelotas. Foram utilizadas composteiras de 100 litros segundo metodologia adaptada de Kapanen et al. (2013). Nestas composteiras foram dispostas na proporção de 1/2 (volume/volume) de lodo de estação de tratamento de efluentes da indústria de pescado, seguido de diferentes tratamentos, a saber: tratamento com casca de arroz (TCA), tratamento com casca de pinus (TCP) e tratamento com serragem (TSE), com 10% de espaço livre para facilitar o revolvimento.

O processo de compostagem foi realizado durante 105 dias e operação unitária de revolvimento foi executada semanalmente, segundo metodologia proposta por El Fels et al. (2014). A temperatura das composteiras foi medida diariamente com auxílio de termômetro JProLab digital (0,1°C). Quinzenalmente, alíquotas de aproximadamente 30 gramas foram retiradas para análises de pH, condutividade elétrica, fitotoxicidade, umidade, matéria mineral, carbono orgânico e nitrogênio total.

A análise de pH e condutividade foi realizada pelo método proposto por Embrapa (1996) e Tedesco (1995) com modificações. Foi feita uma solução com o composto e água destilada de 1/10 (m/v) e homogeneizado por 1 hora. Decorrido este tempo, o pH foi medido em pHmetro marca Technopon modelo mPA-210 e e condutividade medida em condutivímetro marca Tecnal modelo Tec-4MP.

A análise de fitotoxicidade se deu pelo método proposto por Zucconi et al. (1981), Tiquia e Tam (1998) e Mendes et al. (2016) com modificações. Dez

sementes das espécies de pepino (*Cucumis sativus*), alface (*Lactuca sativa*), e Rabo-de-Galo (*Celosia plumosa* L.) previamente selecionadas através de trabalhos científicos e pré-testes laboratoriais, foram dispostas em placas de petri com papel filtro qualitativo ao fundo. Em seguida, foi disposto na placa 5 mL de solução do composto e água destilada 1:10 (m/v) previamente homogeneizado com auxílio de agitador magnético e filtrado em papel filtro qualitativo. Posteriormente, estas placas foram levadas a incubadora e permaneceram a 25°C por 48 horas ao abrigo de luz. Paralelamente, foram feitas placas com estas sementes em presença de água destilada, servindo estas como controle. Transcorrido o tempo, as sementes foram analisadas quanto a quantidade de germinações e o comprimento da radícula, sendo consideradas as sementes germinadas aquelas com valores superiores a 1mm segundo metodologia proposta por Himanen et al. (2012).

A germinação relativa das sementes (G), alongamento relativo de radícula (AL) e o índice de germinação (IG) foram calculados segundo as seguintes equações:

$$G (\%) = (NSC \times NST) / 100 \quad (1)$$

Onde:

G (%): Germinação relativa em porcentagem

NSC: Número de sementes germinadas no extrato do composto

NST: Número de sementes germinadas na testemunha

$$AL (\%) = \left(\frac{\sum ALC}{\sum ALB} \right) \cdot 100 \quad (2)$$

Onde:

AL (%): Alongamento relativo da radícula em porcentagem

ALC: Alongamento das radículas no composto

ALB: Alongamento das radículas no branco

$$IG (\%) = (G \% \cdot AL \%) / 100 \quad (3)$$

Onde:

IG (%): Índice de Germinação em porcentagem

G (%): Germinação relativa em porcentagem

AL (%): Alongamento relativo da radícula em porcentagem

O método de determinação de carbono orgânico (%) foi realizado pelo método Walkley-Black segundo Tedesco (1995). A determinação de nitrogênio total (%) foi executado segundo metodologia proposta por Embrapa (1997) e Marques et al. (2013). A relação carbono/nitrogênio foi calculada dividindo os valores de carbono orgânico obtidos (%) com os valores de nitrogênio total (%). As análises de umidade e matéria mineral foram determinadas segundo método proposto por AOAC (1997).

A contagem de microrganismos mesófilos e termófilos foi realizada de acordo com a APHA – Compendium of Methods for Microbiological Examination (MORTON, 2001). As colônias visíveis foram contadas e os microrganismos foram expressos em log de UFC mL⁻¹.

O delineamento experimental deu-se em blocos 3² completamente casualizados com três repetições, sendo o fator tratamento diferentes resíduos estruturantes. Os fatores resposta analisados foram o índice de germinação das sementes de pepino, alface e rabo-de-galo, carbono orgânico total, nitrogênio total, relação carbono nitrogênio, pH, condutividade, matéria mineral e umidade.

Foram identificados dados atípicos (*outliers*) e os dados obtidos tiveram sua normalidade analisada pelo teste de *Shapiro-Wilk*, a homocedasticidade das amostras pelo teste de Hartley e a independência dos resíduos por análise gráfica. As variáveis foram normalizadas e submetidas ao teste de variância pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

4.3 Resultados e discussão

Os resultados para temperatura dos compostos com diferentes resíduos estruturantes podem ser observados na Figura 1.

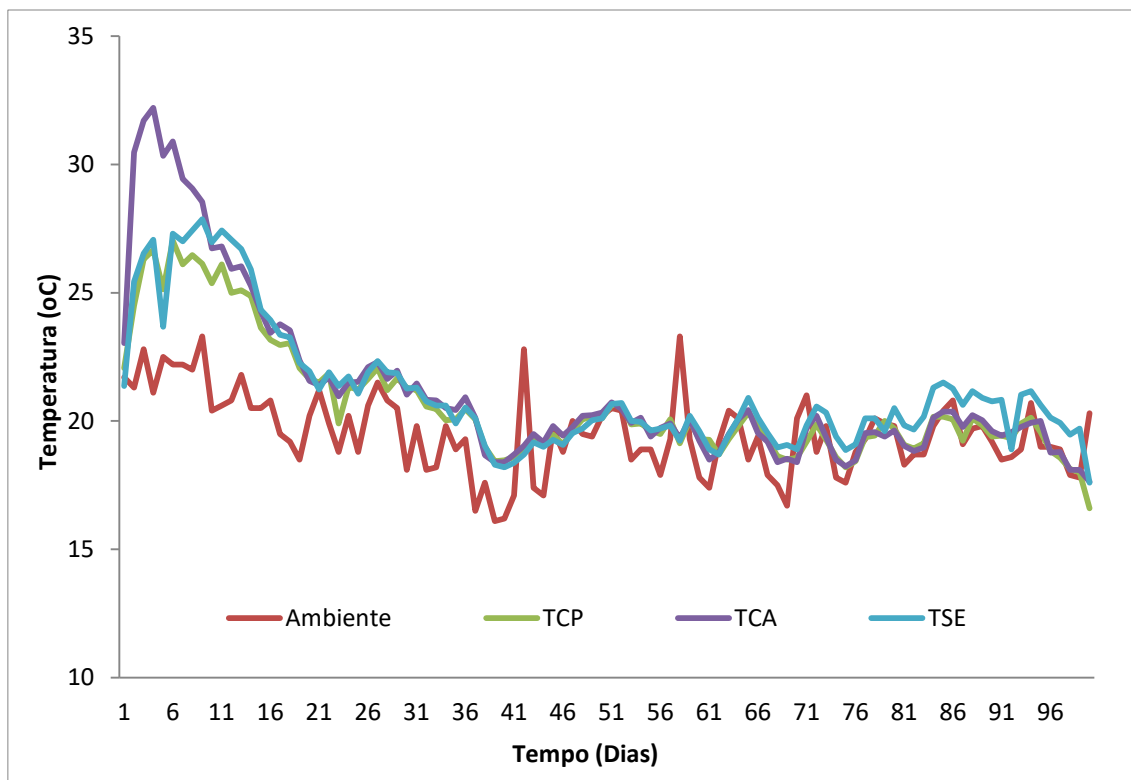


Figura 1 – Temperaturas diárias ao longo de 105 dias de compostos elaborados com lodo de estação de tratamento de pescado com diferentes materiais estruturantes e temperatura ambiente (n=1260).

O TCA apresentou temperaturas superiores nos primeiros dias em comparação a outros materiais estruturante. Todas composteiras apresentaram temperatura superior a temperatura ambiente constatada. No entanto, nenhum dos compostos alcançou a fase termofílica, ou se o fez foi em um período não detectado pelo monitoramento.

Após o 11º dia, as temperaturas dos compostos com diferentes materiais estruturantes continuavam superiores a temperatura ambiente, todavia, não havia mais distinção entre os tratamentos. A partir do 21º dia, a temperatura ambiente se assemelhou na maioria dos pontos com a temperatura das composteiras.

Segundo Zhang; Sun (2016), independente do material estruturante, a compostagem apresenta diferentes fases em relação à temperatura, sendo detectada presença de fase termofílica após o início do processo. Resultados estes que diferem com os encontrados neste experimento.

Este resultado pode ser explicado devido a vários fatores, entre eles cabe citar: o tamanho da composteira, que pode ter contribuído para a dissipação rápida do calor da fase termófila (LI; LU; HE, 2013). O acesso ao nitrogênio por parte de microrganismos (CHEN et al., 2012), considerando os grumos formados pelo lodo no processo de prensagem de lodo de estação de tratamento de pescado, com necessidade de redução do tamanho de partícula; maior percentual de nitrogênio presente em compostos com elaboração de casca de arroz em comparação aos demais agentes estruturantes. Segundo Yañes; Alonso; Días (2009), um maior aporte de nitrogênio no começo da compostagem pode proporcionar uma fase termófila mais vantajada, já que disponibiliza esse nutriente de forma abundante para a síntese de proteínas e aminoácidos para os microrganismos.

Os resultados de umidade (%) dos compostos analisados podem ser observados na Tabela 1.

Tabela 1 – Umidade (%) observados em compostos elaborados com lodo de estação de tratamento de efluentes da indústria de pescado com diferentes materiais estruturantes (n=216).

Trat.	Tempo (em dias)							
	0	15	30	45	60	75	90	105
TCP	54,4 ^b	52,8 ^b	51,5 ^b	52,7 ^b	51,1 ^b	54,2 ^b	55,63 ^b	49,7 ^b
TCA	54,8 ^b	54,2 ^{ab}	47,3 ^b	49,3 ^b	51,2 ^b	52,4 ^b	52,0 ^b	50,0 ^b
TSE	66,6 ^a	59,8 ^a	62,3 ^a	60,1 ^a	63,9 ^a	61,1 ^a	60,4 ^a	62,5 ^a

Letras diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

De acordo com a Tabela 1, o TSE apresentou maior conteúdo de água partindo do início e no final do processo, umidade final de 62,5%, apresentando diferença (p<0,05) entre os demais tratamentos, com valores fora da umidade exigida pela norma brasileira de comercialização de compostos do MAPA (BRASIL, 2009). Houve a existência de interação entre o fator tempo e tipo de material estruturante para o fator resposta umidade, ao qual foi avaliado por regressão, resultado nas seguintes equações para TCP, TCA e TSE, respectivamente: $54,95 - 4,51x + 1,63 x^2 - 0,152 x^3$, $p= 0,03$ e $R^2 = 57,84$;

$55,85 - 6,43x + 1,96x^2 - 0,17x^3$, $p=0,02$ e $R^2 = 64,94$; $64,94 - 10,11x + 5,79x^2 - 1,19x^3 + 0,08x^4$, $p=0,05$ e $R^2 = 70,64$.

De acordo com Yañez; Alonso; Díaz (2009), é desejável que a umidade esteja em torno de 60% ao longo da compostagem, com controle desta ao longo do processo. De acordo com Huet et al., (2012) a umidade do composto é efetiva permanecendo em torno de 50%, o que corrobora com os resultados mencionados.

A Tabela 2 apresenta os resultados de matéria mineral (%) presente nos compostos com diferentes materiais estruturantes.

Tabela 2 – Matéria Mineral (%) observados na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n= 216).

Trat.	Tempo (em dias)							
	0	15	30	45	60	75	90	105
TCP	4,0 ^a	10,0 ^a	10,6 ^a	10,0 ^a	11,2 ^a	13,1 ^a	12,2 ^a	11,6 ^a
TCA	7,0 ^a	6,8 ^a	7,7 ^a	8,8 ^a	8,8 ^a	8,0 ^b	7,9 ^a	8,4 ^a
TSE	1,1 ^b	1,2 ^b	1,6 ^b	1,4 ^b	1,4 ^b	1,43 ^c	1,70 ^c	1,5 ^b

Letras diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Na Tabela 2 a quantidade de matéria mineral presente em compostos elaborados com diferentes materiais estruturantes em presença de lodo de estação de tratamento de pescado pode ser observada. Tanto o TSE quanto o TCA não apresentaram variação no conteúdo de matéria mineral ao longo do processo de compostagem, todavia, o TSE apresentou menor conteúdo mineral aos demais tratamentos, com interação entre o tempo e o material estruturante, resultando para TSE uma regressão $1,18 + 0,067x$ com $p=0,676$ e $R^2 = 55,26$; TCA com a equação de regressão $1,18 + 0,067x$, $p= 0,24$, $R^2 = 37,17$ e TCP com a equação de regressão $7,31 + 0,865x$, $p= 0,000000174$, $R^2 = 58,81$.

O TSE sofreu um aumento do conteúdo de minerais (%) em relação ao conteúdo inicial. Essa variação pode estar relacionada com a quantidade de carbono, nitrogênio e umidade da amostra, que influencia a quantidade de cinzas presentes, dado em porcentagem sobre o peso inicial da amostra.

Esse resultado também pode ser explicado devido a captação da casca de pinus, que, por ser disposto no pátio da empresa, ao ser recolhido, pode encontrar-se adjacente a pedras e solo, que aumentam a matéria mineral presente na amostra.

A Tabela 3 apresenta os resultados de carbono orgânico (% em base seca) presente nas amostras da compostagem do material estudado.

Tabela 3 – Carbono orgânico (%) observados na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes ao longo de 105 dias (n= 216).

Trat.	Tempo (em dias)							
	0	15	30	45	60	75	90	105
TCP	52,1 ^a	51,8 ^a	52,5 ^a	45,5 ^a	53,6 ^a	54,7 ^a	57,2 ^a	55,8 ^a
TCA	59,4 ^a	52,3 ^a	55,2 ^a	45,1 ^a	52,5 ^a	58,8 ^a	60,2 ^a	52,9 ^a
TSE	59,5 ^a	56,4 ^a	51,6 ^a	50,4 ^a	48,7 ^a	51,7 ^a	60,5 ^a	41,1 ^b

Letras diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

Não houve interação entre o material estruturante e o tempo para a variável carbono orgânico. Estes resultados discordam com a literatura consultada (KIEHL, 2004), considerando que o carbono orgânico em um processo de compostagem tende ao declínio através da degradação por parte dos microrganismos deteriorantes.

O TSE apresentou menores valores de carbono final em comparação aos demais tratamentos. Estes valores podem ser explicados pela variação de outros componentes como a fração mineral e a quantidade de nitrogênio da amostra, que pode sofrer volatilização ou fixação por parte de bactérias nitrificadoras, dependendo da ação microbiológica presente (GUIDONI et al., 2012; CORRÊA et al., 2012).

Os resultados de Nitrogênio Total (%) podem ser observados de acordo com a Tabela 4.

Tabela 4 – Nitrogênio Total (%) observados na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n=216).

Trat.	Tempo (em dias)							
	0	15	30	45	60	75	90	105
TCP	1,5 ^a	1,1 ^b	1,4 ^b	1,7 ^b	1,0 ^c	1,8 ^b	1,9 ^a	1,8 ^b
TCA	2,0 ^a	2,2 ^a	2,5 ^a	3,1 ^a	3,7 ^a	3,7 ^a	2,8 ^a	3,2 ^a
TSE	1,4 ^a	1,3 ^{ab}	1,3 ^b	1,2 ^b	2,0 ^b	2,1 ^b	2,3 ^a	2,0 ^b

Letras diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Segundo a Tabela 4, a quantidade de nitrogênio total (% de base seca) variou ao longo do processo, com diferença entre os resíduos estruturantes estudados, com interação entre a variável tempo e o estruturante, apresentando as regressões para TCP de $1,270 + 0,074x$ com $p=0,1174$ e $R^2 = 27,6$; TCA de $2,241 + 0,185x$ com $p=0,00012$ e $R^2 = 49,09$ e TSE com a equação linear de $1,196 + 0,149x$ com $p= 0,0017$ e $R^2 = 66,6$. O TCA apresentou ao longo do processo, maior percentual de nitrogênio em comparação com TSE e TCP, o que pode explicar o pico de temperatura presente para este resíduo estruturante, dado que a quantidade de nitrogênio total influencia positivamente na reprodução de microrganismos deteriorantes (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

A condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}^{-1}$) dos compostos estudados podem ser observados na Tabela 5.

Tabela 5 – Condutividade elétrica ($\mu\text{s}/\text{cm}^{-1}$) observados na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n= 216).

Trat.	Tempo (em dias)							
	0	15	30	45	60	75	90	105
TCP	318,3 ^b	549,4 ^b	419,0 ^c	559,2 ^b	650,43 ^b	518,0 ^c	424,1 ^c	588,1 ^b
TCA	790,7 ^a	1093,3 ^a	1301,0 ^a	1430,7 ^a	1383,1 ^a	1389,7 ^a	1519,7 ^a	1149,7 ^a
TSE	418,2 ^b	612,7 ^{bc}	714,2 ^b	785,7 ^b	831,6 ^b	858,27 ^b	761,1 ^b	832,4 ^b

Letras diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Pode-se observar através da Tabela 5, que houve um aumento da condutividade elétrica dos materiais, com uma estabilização entre os dias 60 e 70. Esse comportamento é esperado, dado que conforme há um aumento da degradabilidade do composto, há um aumento da condutividade elétrica, indicado pela mineralização do resíduo orgânico (BERNAL; ALBURQUERQUE; MORAL, 2009).

O TCA apresentou uma maior mineralização em comparação com os demais materiais estruturantes, apresentando valores finais de $1149,7 \mu\text{s}/\text{cm}^3$, com interação da variável tempo, apresentando uma regressão com equação $806,89 + 305,60x - 35,39x^2$ e $R^2 = 89,97$ com $p = 4,87 \times 10^{-9}$, ao passo que a equação do TCP para regressão foi $434,55 + 19,65x$ com $p = 0,09$ e $R^2 = 19,79$ e para TSE a equação $555,11 + 49,05x$ com $p = 3,35 \times 10^{-5}$ e $R^2 = 66,26$.

A Tabela 6 apresenta valores de pH encontrados nos diferentes tratamentos da compostagem de LEE de pescado.

Tabela 6 – pH observado na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n= 216)

Trat	Tempo (em dias)							
	0	15	30	45	60	75	90	105
TCP	6,0 ^b	6,4 ^a	6,2 ^a	6,8 ^a	6,0 ^a	5,7 ^a	5,9 ^a	5,8 ^a
TCA	7,0 ^a	6,2 ^a	6,0 ^a	6,4 ^a	6,2 ^a	5,5 ^a	5,9 ^a	5,9 ^a
TSE	7,0 ^a	6,2 ^a	6,0 ^a	5,8 ^b	5,8 ^a	5,8 ^a	6,4 ^a	6,0 ^a

Letras diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

O pH do processo de compostagem de LEE de pescado e não sofreu interferência do fator tempo. Este resultado encontra-se distoantes dos resultados obtidos por outros autores (YAÑEZ; ALONSO; DÍAS, 2009; LI; LU; HE, 2013) considerando que a transformação do nitrogênio presente transforma o meio em um pH mais alcalino, demonstrando que o processo de 105 dias não resultou em uma conversão adequada do nitrogênio amoniacal em nitrado (GUIDONI et al., 2012).

Todavia, a legislação brasileira estipula que o pH mínimo para a comercialização do composto apresente-se no mínimo 6,0. Portanto, apenas o TSE, em relação a variável estudada, está dentro da legislação (BRASIL,

2009). No entanto, não houve ($p>0,05$) diferença entre os tratamentos estudados para o pH final dos compostos analisados.

A fitotoxicidade dos compostos estudados frente às sementes de pepino podem ser observados de acordo com a Tabela 7.

Tabela 7 – Índice de germinação (%) de sementes de pepino ao longo do processo de compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n=216).

Trat	Tempo (em dias)							
	0	15	30	45	60	75	90	105
TCP	89,3 ^a	41,6 ^b	127,4 ^a	54,1 ^b	97,7 ^a	106,3 ^a	110,7 ^a	117,0 ^a
TCA	106,6 ^a	88,6 ^a	112,2 ^a	93,5 ^{ab}	99,2 ^a	62,5 ^b	94,8 ^a	127,29 ^a
TSE	99,0 ^a	94,2 ^a	90,8 ^a	99,4 ^a	82,0 ^a	94,7 ^{ab}	87,1 ^a	117,4 ^a

Letras diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

De acordo com a Tabela 7, a fitotoxicidade da semente de pepino para TCP apresentou menores valores próximos ao 15º dia. Este resultado pode ser explicado pela produção de ácidos orgânicos de baixo peso molecular, que são degradados através de ação microbiológica (HIMANEN et al., 2011). Esse comportamento é observado apenas para este material estruturante. Nos demais tratamentos, o índice de germinação do pepino não decaí a menos de 80%, índice aceitável para a disposição no solo segundo o guia californiano de comercialização de compostos (CALIFORNIAN COMPOST QUALITY..., 2001). No final do processo, os materiais estruturantes não apresentaram diferença ($p < 0,05$) em relação ao índice de germinação de sementes de pepino, no entanto, houve interferência do tempo de compostagem no índice de germinação com diferença entre os materiais estruturantes, com o TCP apresentando regressão linear de $71,37 + 6,178x$ e $p = 0,002$ e $R^2 = 24,93$; TCA com regressão $98,79 + 14,44x - 9,83x^2 + 1,12x^3$, $p = 0,034$ e $R^2 = 56,38$ e para o TSE a equação linear de $90,95 + 1,22x$ com $p = 0,168$ e $R^2 = 47,06$.

Em relação ao índice de germinação (%) da semente de alface, os resultados podem ser observados na Tabela 8.

Tabela 8 – Índice de germinação (%) de sementes de alface ao longo do processo de compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n= 216).

Trat	Tempo (em dias)							
	0	15	30	45	60	75	90	105
TCP	120,0 ^a	73,7 ^b	145,0 ^a	79,5 ^a	99,7 ^b	113,8 ^a	183,8 ^a	150,0 ^a
TCA	120,6 ^a	171,6 ^a	103,6 ^a	109,7 ^a	239,8 ^a	171,0 ^a	51,8 ^b	213,9 ^a
TSE	89, ^a	180,6 ^a	113,0 ^a	103,8 ^a	181,0 ^a	115,3 ^a	108,8 ^{ab}	140,6 ^a

Letras diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

De acordo com a Tabela 8, pode-se observar que não houve diferença ($p>0,05$) entre os tratamentos estudados para o índice de germinação (%) das sementes de alface para compostos analisados após 105 dias, com resultados superiores a 140%. Houve diferença entre os materiais estruturantes ao longo do tempo, com maior índice de germinação para TCA e equação $141,03 - 104,64x + 90,76x^2 - 22,34x^3 + 1,666x^4$ com $p=0,002$ e $R^2 = 23,76$. Para TCP a equação linear é representada o melhor comportamento, com equação $92,04 + 8,19x$ com $p=0,021$ e $R^2 = 28,63$, ao passo que para TSE a equação representada foi $104,74 + 42,19x - 13,70x^2 + 1,19x^3$ com $p = 0,204$ e $R^2= 13,19$

Em relação ao bioindicador rabo-de-galo, os resultados dos tratamentos avaliados podem ser observados na Tabela 9.

Tabela 9 – Índice de germinação (%) de sementes de rabo-de-galo ao longo do processo de compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n = 216).

Trat	Tempo (em dias)							
	0	15	30	45	60	75	90	105
TCP	103,0 ^a	93,14 ^a	115,0 ^a	93,5 ^a	101,7 ^a	101,5 ^a	150,0 ^a	116,1 ^a
TCA	112,7 ^a	111,3 ^a	89,2 ^a	100,7 ^a	104,6 ^a	100,2 ^a	125,5 ^{ab}	160,4 ^a
TSE	92,1 ^a	108,3 ^a	107,5 ^a	65,7 ^a	95,4 ^a	140,8 ^a	100,6 ^b	110,5 ^b

Letras diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

De acordo com a Tabela 9, é possível observar que IG (%) de rabo-de-galo apresentou variações ao longo da compostagem realizada no TCA e TSE, no entanto, sem interação do fator tempo. A compostagem realizada no TCP e TSE apresentou maiores índices de germinação do que o TSE ($p>0,05$). Apesar disso, todos os tratamentos apresentaram valores superiores a 80%, recomendados pelo conselho californiano de comercialização de compostos orgânicos (CALIFORNIAN COMPOST QUALITY..., 2001).

Os valores encontram-se acima aos encontrados por Zhou et al. (2014) com uso de plástico reciclável na compostagem de lodo de estação de tratamento de efluentes, com emprego de abobrinha chinesa como bioindicador fitotoxicológico, indicando que os estruturantes estudados apresentam melhores resultados em comparação com plástico reciclável.

Os resultados de microrganismos mesófilos (UFC mL⁻¹) presentes na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes podem ser observados na Tabela 10.

Tabela 10 – Microrganismos mesófilos (UFC mL⁻¹) presentes na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n= 216)

Material Estruturante	Tempo (em dias)							
	0	15	30	45	60	75	90	105
TCP	3,00 ^a	1,67 ^a	1,76 ^a	2,07 ^a	1,87 ^a	1,83 ^a	2,34 ^a	1,81 ^a
TCA	2,13 ^a	1,90 ^a	1,98 ^a	2,11 ^a	2,31 ^a	2,34 ^a	2,04 ^a	1,78 ^a
TSE	1,90 ^a	2,12 ^a	2,07 ^a	1,53 ^a	2,04 ^a	1,74 ^a	1,82 ^a	1,87 ^a

Letras diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey ($p<0,05$).

Pode-se observar na Tabela 10 que não houve diferença estatística ($p>0,05$) entre os tratamentos realizados, independente da etapa da compostagem. Estes resultados entram em desacordo com o proposto por Neklyudov; Fedotov; Ivankin (2008) e Zhang et al., (2011) onde o material teve forte influência na determinação microbiológica do processo de compostagem, bem como a etapa do processo em que a amostra era retirada.

Esse resultado pode ser explicado pela similitude em termos de granulometria dos materiais estruturantes estudados, e que promovem aporte de oxigênio e nutrientes para os microrganismos de forma equalitária. Não houve interação do tempo sobre os tratamentos.

A quantidade de microrganismos termófilos podem ser observados na Tabela 11.

Tabela 11 – Microrganismos termófilos (UFC mL⁻¹) presentes na compostagem de LEEP com diferentes materiais estruturantes (n=216)

Material Estruturante	Tempo (em dias)							
	0	15	30	45	60	75	90	105
TCP	1,09a	1,19a	1,11a	1,07a	1,31a	1,29a	1,36a	1,26a
TCA	1,40a	1,80a	1,23a	1,78a	1,47a	1,68a	1,77a	1,60a
TSE	1,22a	1,26a	1,18a	1,26a	1,08a	1,06a	1,37a	1,29a

Letras diferentes na coluna diferem entre si pelo teste de Tukey (p<0,05).

Através da Tabela 11 é possível observar que não houve diferença estatística (p>0,05) entre os resíduos estruturantes para a quantidade de microrganismos termófilos. O mesmo comportamento não é observado para as coletas realizadas ao logo do processo, apesar da fase termofílica não ser observada (Figura 1), houve interação do tempo em relação aos materiais estruturantes para micro-organismos termófilos., onde o TCP apresentou regressão linear de $1,09 + 0,033x$ com $p = 0,033$ e $R^2 = 53,96$; TCA com $p = 0,387$ e $R^2 = 24,33$ e equação $1,44 + 0,367x - 0,258x^2 + 0,06x^3$ e TSE com $p = 0,523$ e $R^2 = 27,61$ e equação $1,269 - 0,07x + 0,01x^2$.

Este resultado entra em acordo com resultados já consagrados na literatura, proposto por Sharma et al., (1997) e Bertoldi; Vallini; Pera (1983), onde há um crescimento exponencial de microrganismos termófilos na fase termofílica da compostagem, representada principalmente pelo aumento da temperatura e degradação acelerada de substratos mais acessíveis. Estes valores observados podem estar relacionados com a ausência desta fase.

4.4 Conclusão

O TSE apresentou valores superiores aos preconizados pela legislação brasileira, não sendo recomendado seu uso em associação com lodo de estação de tratamento da indústria beneficiadora de pescado.

Pode-se concluir que o TCA, TCP e TSE não apresentaram influência na quantidade de microrganismos mesófilos ao longo do processo de compostagem com lodo de estação de tratamento da indústria de pescado.

Dentre os materiais estruturantes, a casca de arroz apresenta melhores resultados em comparação com os demais resíduos estudados, pois alcançou temperaturas superiores, resultou em maiores valores de condutividade e sua umidade encontra-se dentro dos parâmetros exigidos pela legislação brasileira vigente, associado também a altos índices de germinação para os bioindicadores estudados, podendo ser disposto no solo sem apresentar reações fitotóxicológicas.

Referências

- AOAC International. **Official methods of analysis**. Gaithersburg: Published by AOAC International. Ed. 16. V. 2. 1997.
- AVRAMIDOU, P.; EVANGELOU, A.; KOMILIS, D. Use of solid waste compost as a growth media for an energy plant (rapeseed). **Journal of Environmental Management**. n. 121, p. 152-159, 2013.
- BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, n. 100, p. 5444-5453, 2009.
- BERTOLDI, M.; VALLINI, G.; PERA, A. The biology of composting: a review. **Waste Management and Research**, v. 1, p. 157-176, 1983.
- BRASIL. MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução normativa nº 25 de 23 de Julho 2009**.
- CALIFORNIA COMPOST QUALITY CONCIL. Compost Maturity Index. Disponível em: <<http://www.calrecycle.ca.gov/organics/Products/Quality/CompMaturity.pdf>>. Acesso em: 07 ago. 2016.

CORRÊA, E. K.; BIANCHI, I.; LUCIA JR, T.; CORRÊA, L. B. MARQUES, R. V.; PAZ, M. F. Fundamentos da compostagem. In: CORRÊA, E. K.; CORRÊA, L. B. **Gestão de Resíduos Sólidos**. Porto Alegre: Ed. Evangraf, 2012. Cap. 5. p. 75-96.

EL FELS, L.; ZAMAMA, M.; EL ASLI, A.; HAFIDI, M. Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocellulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. **International Biodeterioration & Biodegradation**. v. 87. p. 128-137, 2014.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análises de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.

FAO – Food and Agriculture Organization. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx>>. Acesso em: 20 mai. 2015.

GUIDONI, L. L. C.; BECKER, R. V. B.; MARQUES, R. V.; CORRÊA, L. B.; CORRÊA, E. K. Compostagem domiciliar. In: CORRÊA, E. K.; CORRÊA, L. B. **Gestão de Resíduos Sólidos**. Porto Alegre: Ed. Evangraf, 2012. Cap. 7. p. 117-141.

HIMANEN, M.; PROCHAZKA, P.; HANNINEN, K.; OIKARI, A. Phytotoxicity of low-weight carboxylic acids. **Chemosphere**, v. 88, p. 426-431, 2012.

HOSSETI, B. B.; FROST, S. A review of the sustainable value of effluents and sludges from wastewater stabilization ponds. **Ecological Engineering**. v. 5, p. 421-431, 1995.

HUET, J.; DRUILLE, C.; TRÉMIER, A.; BENOIST, J. C.; DEBENEST, G. The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludge-bulking agent mixture before composting. **Biorsource Technology**, v. 114, p. 428-436, 2012.

KAPANEN, A.; VIKMAN, M.; RAJASARKKA, J.; VIRTA, M.; ITAVAARA, M. Biotests for environmental quality assessment of composted sewage sludge. **Waste Management**, v. 33, p. 1451-1460, 2013.

KIEHL, E. J. **Manual de Compostagem: Maturação e Qualidade do Composto**. Piracicaba: 4ª Edição, 2004, 173p.

LI, Z.; LU, H.; HE, L. H. Experimental and modeling approaches for food waste composting: a review. **Chemosphere**, p. 1247-1257, 2013.

- LU, F.; HE, P.; SHAO, L.; LEE, D. Effects of ammonia on hydrolysis of proteins and lipids from fish residues. **Appl Microbiol Biotechnol**, n. 75, p. 1201-1208, 2007.
- MARQUES, R. V.; AZAMBUJA, H. G. P.; PERIUS, D. B.; BITTENCOURT, G. A.; MONCKS, R. B.; CORRÊA, E. K.; SANTO, M. L. P. Canned anchoita (*Engraulis Anchoita*): Technological process and sensory analysis – an alternative for human feed. **American Journal of Food Science and Technology**. v. 1, n. 3, p. 18-24, 2013.
- MENDES, P. M.; BECKER, R.; CORRÊA, L. B.; BIANCHI, M. A.; DAI PRÁ, M. A.; LUCIA JR, T.; CORRÊA, E. K. Phytotoxicity as an indicator of stability of broiler production residues. **Journal of Environmental Management**. v. 167, p. 156-159, 2016.
- MORERO, B.; RODRIGUEZ, M.; CAMPANELLA, E. A. Environmental impact assessment as a complement of life cycle assessment. Case study: Upgrading of biogas. **Bioresource Technology**. n. 190, p. 402-407.
- NEKLYUDOV, A. D.; FEDOTOV, G. V.; IVANKIN, A. N. Intensification of composting processes by aerobic microorganisms: a review. **Applied Biochemistry and Microbiology**, v. 44, n. 1, p. 6-18, 2008.
- PETRESCU, L.; CORMOS, C. Waste reduction algorithm applied for environmental impact assessment of coal gasification with carbon capture and storage. **Journal of Cleaner Production**. n. 104, p. 220-225, 2015.
- PONTE, S. Greener than Thou: The political economy of fish ecolabeling and its local manifestation in South Africa. **World Development**. n. 1, p. 159-175, 2008.
- RASHAD, F.; SALEH, W. D.; MONSELHY, M. A. Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming systems: 1. Composting, quality, stability and maturity indices. **Bioresource Technology**. v. 101, p. 5952-5960, 2010.
- SABIHA, N.; SALIM, R.; RAHMAN, S.; ROLA-RUBZEN, M. F. Measuring environmental sustainability in agriculture: A composite environmental impact index approach. **Journal of Environmental Management**. n. 166, p. 84-93, 2016.

SERRANO, A.; SILES, J. A.; CHICA, A. F.; MARTÍN, M. A. Agri-food waste valorization through anaerobic co-digestion: fish and strawberry residues. **Journal of Cleaner Production**, n. 54, p. 125-132, 2013.

SHARMA, V. K.; CANDITELLI, M.; FORTUNA, F.; CORNACCHIA, G. Processing of urban and agro-industrial residues by aerobic composting: review. **Energy Convers. Mgmt**, v. 38, n. 5, p. 453-478, 1997.

TAN, C.; ZEYU, Z.; RONG, H.; RUIHONG, M.; HONGTAO, W.; WENKING, L. Adsorption of cadmium by biochar derived from municipal sewage sludge: Impact factors and adsorption mechanism. **Chemosphere**, n. 134, p. 286-293, 2015.

TEDESCO, J.M., GIANELLO, C., BISSANI, C.A., BOHNEN, H., VOLKWEISS, S. **Análise de solo plantas e outros materiais**. Porto Alegre. Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia, UFRGS, 174 p., 1995.

TIQUIA, S. M. TAM, N. F. Y. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pig-nature sawdust litter and sludge. **Bioresource Technology**, v. 65, p. 43-49, 1998.

WU, C.; LI, W.; WANG, K.; LI, Y. Usage of pumice as bulking agent in sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, n. 190, p. 516-521, 2015.

YAÑES, R.; ALONSO, J. L.; DÍAS, M. J. Influence of bulking agent on sewage sludge composting process. **Bioresource Technology**, n. 100, p. 5827-5833, 2009.

ZHANG, F.; GU, W.; XU, P.; TANG, S.; XIE, K.; HUANG, X.; HUANG, Q. Effects of alkyl polyglycoside (APG) on composting of agricultural wastes. **Waste Management**, v. 31, n. 6, p. 1333-1338, 2011.

ZHANG, L.; SUN, X. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. **Waste Management**, n. 48, p. 155-126, 2016.

ZHOU, H.; MA, C.; GAO, D.; CHEN, T.; ZHENG, G.; CHEN, J.; PAN, T. Application of a recyclable plastic bulking agent for sewage sludge composting. **Bioresource Technology**, n. 152, p. 329-336, 2014.

5 CONCLUSÕES FINAIS

Após a análise de diferentes bioindicadores vegetais analisados, pode-se concluir que as sementes de soja, rabo-de-galo e alface caracterizam os melhores bioindicadores vegetais frente a análise de fitotoxicidade de compostos orgânicos, sendo estas recomendadas para o teste.

Pode-se concluir que a serragem apresenta características finais negativas e distoantes da legislação brasileira, não sendo recomendado seu uso concomitante ao lodo de estação de tratamento de efluentes da indústria de pescado.

Devido à adequação da umidade e por apresentar condutividade elétrica superior aos demais resíduos estruturantes além de maior temperatura no início do processo, recomenda-se o uso de casca de arroz na estabilização de lodo de estação de tratamento de efluentes da indústria de pescado através da compostagem.

6 REFERÊNCIAS

ADHIKARI, B. K.; TRÉMIER, A.; MARTINEZ, J.; BARRINGTON, S. Home and community composting for on-site treatment of urban organic waste: perspective for Europe and Canada. **Waste Management and Research**. v. 28, n. 11, p. 1039-1053, 2010.

AOAC. **International. Official methods of analysis**. Gaithersburg: Published by AOAC International. Ed. 16. V. 2. 1997.

BERNAL, M. P.; ALBURQUERQUE, J. A.; MORAL, R. Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. **Bioresource Technology**, n. 100, p. 5444-5453, 2009.

BRAND, M. A.; MUÑIZ, G. I. B.; SILVA, D. A.; KLOCK, U. Caracterização do rendimento e quantificação dos resíduos gerados em serraria através de balanço de materiais. **Revista Floresta**, v. 32, n. 2, p. 247-259, 2002.

BRASIL – Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 20 mai. 2015.

BRASIL. MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Instrução normativa** nº 25 de 23 de Julho 2009.

BRENES, E. R.; MONTOYA, D.; CIRAVEGNA, L. **Differentiation strategies in emerging markets: The case of Latin America agrobusinesses**. Journal of Business Research. v. 67, n. 5, p. 847-855, 2014.

CARMONA, E.; ORDOVÁS, J. MORENO, M. T.; AVILÉS, M. Granulometric characterization and alteration during composting of industrial cork residue use as a growing medium. **HortScience**, v. 38, n. 6, p. 1242-1246, 2003.

CARVALHO, R. M. M. A.; SOARES, T. S.; VALVERDE, S. R. Caracterização do setor florestal: uma abordagem comparativa com outros setores da economia. **Ciência Florestal**, v. 15, n. 1, p. 105-118, 2005.

CASANI, S.; ROUHANY, M.; KNOCHER, S. A discussion paper on challenges and limitations to water reuse and hygiene in the food industry. **Water Research**, v. 89, n. 6, p. 1134-1146, 2005.

CASSILHA, A.C.; PODLASEK, C. L.; JUNIOR, E. F. C.; SILVA, M. C.; MENGATTO, S. N. F. Indústria moveleira e resíduos sólidos: Considerações para o equilíbrio ambiental. **Revista Educação & Tecnologia**. v. 8, 2011. p. 209-228, 2004.

CHOWDHURY, A. K. M. M. B.; AKRATOS, C. S.; VAYENAS, D. V.; PAVLOU, S. Olive mill waste composting: A review. **International Biodeterioration & Biodegradation**. n. 85, p.108-119, 2013.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. Disponível em: <http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/15_05_13_08_46_55_boletim_graos_mai_2015.pdf>. Acesso em: 20 mai. 2015.

CORRÊA, E. K.; BIANCHI, I.; LUCIA JR, T.; CORRÊA, L. B. MARQUES, R. V.; PAZ, M. F. Fundamentos da compostagem. In: CORRÊA, E. K.; CORRÊA, L. B. **Gestão de Resíduos Sólidos**. Porto Alegre: Ed. Evangraf, 2012. Cap. 5. p. 75-96.

COSTA, C. C.; GUILHOTO, J. J. M.; IMORI, D. Importância dos setores agroindustriais na geração de renda e emprego para a economia brasileira. **Revista da Economia e Sociologia Rural**. v. 51, n.4, p. 797-814, 2013.

COSTA, L. G.; DAMASCENO, M. V. N.; SANTOS, R. S. A conferência de Estocolmo e o pensamento ambientalista: como tudo começou. **Ambito Jurídico**. n. 105, out, 2012.

EL FELS, L.; ZAMAMA, M.; EL ASLI, A.; HAFIDI, M. Assessment of biotransformation of organic matter during co-composting of sewage sludge-lignocellulosic waste by chemical, FTIR analyses, and phytotoxicity tests. **International Biodeterioration & Biodegradation**. v. 87. p. 128-137, 2014.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análises de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, Ministério da Agricultura e do Abastecimento, 1997. 212p.

FAO – Food and Agriculture Organization. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx>>. Acesso em: 20 mai. 2015.

GODFRAY, H. C. J.; BEDDINGTON, J. R.; CRUTE, I. R.; HADDAD, L.; LAWRENCE, D.; MUIR, J. F.; PRETTY, J.; ROBINSON, S.; THOMAS, S. M.; TOULMIN, C. Food Security: The Challenge of Feeding 9 Billion People. **Science**, v. 327, p.812-818, 2010.

FERREIRA, S.; CABRAL, M.; CRUZ, N. F. da; MARQUES, R. C. Economic and environmental impacts of the recycling system in Portugal. **Journal of Cleaner Production**. v. 79, p. 219-230, 2014.

GERBER, M. D.; JUNIOR, A. S. V.; CALDAS, J. S.; CORCINI, C. D.; LUCIA JR, T.; CORRÊA, L. B.; CORRÊA, E. K. Toxicity evaluation of parboiled rice effluent using sperm quality of zebrafish as bioindicator. **Ecological Indicators**. v. 61, p. 214-218, 2016.

GUARDIA, A.; PETIOT, C.; BENOIST, J. C.; DRUILHE, C. Characterization and modelling of the heat transfers in a pilot-scale reactor during composting under forced aeration. **Waste Management**. v. 32, n. 6, p. 1091-1105, 2012.

GUIDONI, L. L. C.; BECKER, R. V. B.; MARQUES, R. V.; CORRÊA, L. B.; CORRÊA, E. K. Compostagem domiciliar. In: CORRÊA, E. K.; CORRÊA, L. B. **Gestão de Resíduos Sólidos**. Porto Alegre: Ed. Evangraf, 2012. Cap. 7. p. 117-141.

GUO, R. LI, G.; JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; CHEN, T.; ZHAO, Y.; SHEN, Y. Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture on the stability and maturity of compost. **Bioresource Tecnology**. v. 112, p. 171-178, 2012.

HIMANEN, M.; PROCHAZKA, P.; HANNINEN, K.; OIKARI, A. Phytotoxicity of low-weight carboxylic acids. **Chemosphere**, v. 88, p. 426-431, 2012.

HOSSETI, B. B.; FROST, S. A review of the sustainable value of effluents and sludges from wastewater stabilization ponds. **Ecological Engineering**. v. 5, p. 421-431, 1995.

HOTTLE, T. A.; BILEC, M. M.; NICHOLAS, R. B.; LANDIS, A. E. Toward zero waste: Composting and recycling for suitable venue based events. **Waste Management**, v. 38, p. 86-94, 2015.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Produção de Pescado marítima e continental. Disponível em: <http://seriesestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?vcodigo=IU17&t=producao-pescado-maritima-continental>. Acesso em: 07 de mar., 2016.

KANG, W.; KIM, I.; LEE, T.; KIM, K.; KIM, D. Effect of temperature on bacterial emissions in composting of swine manure. **Waste Management**, v. 34, p. 1006-1011, 2014.

KAPANEN, A.; VIKMAN, M.; RAJASARKKA, J.; VIRTA, M.; ITAVAARA, M. Biotests for environmental quality assessment of composted sewage sludge. **Waste Management**, v. 33, p. 1451-1460, 2013.

KAUSAR, H.; SAIRAH, M.; SAUD, H. M.; ALAM, M. Z.; ISMAIL, M. R. Isolation and screening of potential actinobacteria for rapid composting of rice straw. **Biodegradation**. v. 22, p. 367-375, 2011.

KIANIRAD, M.; MUAZARDALAN, M.; SAVAGHEBI, G.; FARAHBAKHSI, M.; MIRDAMADI, S. Effects of temperature treatment on corn cob composting and reducing of composting time: a comparative study. **Waste Management & Research**. v. 28, p. 882-887, 2010.

KIEHL, E. J. **Manual de Compostagem**: Maturação e Qualidade do Composto. Piracicaba: 4ª Edição, 2004, 173p.

KUMAR, N.; SHAH, V.; WALKER, V. K. Perturbation of an arctic soil microbial community by metal nanoparticles. **Journal of Hazardous Materials**. v. 190, n. 1-3, p. 816-822, 2011.

JACOBI, P. Educação ambiental, cidadania e sustentabilidade. **Cadernos de pesquisa**, n. 118, p. 189-205, março / 2003.

JIANG, T.; SCHUCHARDT, F.; LI, G.; GUO, R. ZHAO, Y. Effect of C/N ratio, aeration rate and moisture content on ammonia and greenhouse gas emission during the composting. **Journal of Environmental Science**, v. 23, n. 10, p. 1754-1760, 2011.

JOLANUN, B. ; TOWPRAYOON, S. Novel bulking agent from clay residue for food waste composting. **Bioresource Technology**. v. 101, p. 4484-4490, 2010.

LEITE, Z. B.; PAWLOWSKY, U. Alternativas de minimização de resíduos em uma indústria de alimentos da região metropolitana de Curitiba. **Engenharia Ambiental e Sanitária**, v. 10, n. 2, p. 96-105, 2005.

LI, C.; SHIRAHAMA, K.; GRZEGORZEK, M. Environmental microbiology aided by content-based image analysis. **Pattern Anal Applic**. v. 19, p. 531-547, 2016.

LI, W.; YU, H.; RITTMANN, B. E. Chemistry: Reuse water pollutants. **Nature**, v. 528, n. 7580, 2015.

LIM, S. L.; LEE, L. H.; WU, T. W. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. **Journal of Cleaner Production**. v. 111, p. 262-278, 2016.

LOBELL, D. B.; BURKE, M. B.; TOBALDI, C.; MASTRANDREA, M. D.; FALCON, W. P.; NAYLOR, R. L. Priorizing climate change adaptation needs for food security in 2030. **Science**, v. 319, n. 607, p. 607-610, 2008.

LUDUEÑA, L.; FASCE, D.; ALVAREZ, V. A.; STEFANI, P. M. Nanocellulose from rice husk following alkaline treatment to remove silica. **Bioresources**.v. 6, n. 2, p. 1440-1453, 2011.

LUNDIE, S.; PETERS, G. M. Life cycle assessment of food waste management options. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, p. 275-286, 2005.

LUDUEÑA, L.; FASCE, D.; ALVAREZ, V. A.; STEFANI, P. M. Nanocellulose from rice husk following alkaline treatment to remove silica. **Bioresources**.v. 6, n. 2, p. 1440-1453, 2011.

LUO, W.; CHEN, T. B.; ZHENG, G. D.; GAO, D.; ZHANG, Y. A.; GAO, W. Effect of moisture adjustments on vertical temperature distribution during forced-aeration static-pile composting of sewage sludge. **Resources Conservation & Recycling**. v. 52, p. 635-642, 2008.

MARQUES, R. V.; AZAMBUJA, H. G. P.; PERIUS, D. B.; BITTENCOURT, G. A.; MONCKS, R. B.; CORRÊA, E. K.; SANTO, M. L. P. Canned anchoita (*Engraulis Anchoita*): Technological process and sensory analysis – an alternative for human feed. **American Journal of Food Science and Technology**. v. 1, n. 3, p. 18-24, 2013.

MARTÍN, J.; SANTOS, J. L.; APARICIO, I.; ALONSO, E. Pharmaceutically active compounds in sludge stabilizations treatments: Anaerobic and aerobic

digestion, wastewater stabilization ponds and composting. **Science of the Total Environment**. v. 503-504, p. 97-104, 2015.

MENDES, P. M.; BECKER, R.; CORRÊA, L. B.; BIANCHI, M. A.; DAI PRÁ, M. A.; LUCIA JR, T.; CORRÊA, E. K. Phytotoxicity as na indicator of stability of broiler production residues. **Journal of Environmental Management**. v. 167, p. 156-159, 2016.

MIAOMIAO, H.; WENHONG, L.; XINQIANG, L.; DONGLEI, W.; GUANGMING, T. Effect of composting processo n phytotoxicity and speciation of copper, zinc and lead in sewage sludge and swine manure. **Waste Management**, p. 590-597, 2009.

MORERO, B.; RODRIGUEZ, M.; CAMPANELLA, E. A. Environmental impact assessment as a complement of life cycle assessment. Case study: Upgrading of biogas. **Bioresource Technology**. n. 190, p. 402-407, 2015.

NEKLYUDOV, A. D.; FEDOTOV, G. V.; IVANKIN, A. N. Intensification of composting processes by aerobic microorganisms: a review. **Applied Biochemistry and Microbiology**, v. 44, n. 1, p. 6-18, 2008.

NELSON, D. L.; COX, M. M. **Princípios de Bioquímica de Lehninguer**. 6 edição. Ed: Artmed.p. 1328, 2014.

NIGUSSIE, A.; BRUUN, S.; KUYPER, T. W.; NEERGAARD, A. Delayed addition of nitrogen-rich substrates during composting of municipal waste: Effects on nitrogen loss, greenhouse gas emissions and compost stability. **Chemosphere**. v. 166, p. 352-362, 2017.

OGUNWANDE, G. A.; OSUNADE, J. A. Passive aeration composting of chicken litter: Effects of aeration pipe orientation and perforation size on losses of composts elements. **Journal of Environmental Management**. v. 92, n. 1, p. 85-91, 2011.

OLDEKOP, J. A.; CHAPPELL, M. J.; PEIXOTO, F. E. B.; PAGLIA, A. P.; RODRIGUES, P. S. M.; EVANS, K. L. Linking Brazil's food security policies to agricultural change. **Food Security**. n. 7, p. 779-793, 2015.

PARK, K. Composting of food waste and mixed poultry manure inoculated with effective microorganisms. **Engineering in Agriculture Environment and Food**, v. 4, n. 4, p. 106-111, 2011.

PARRY, D. L. Analyzing food waste management methods. **Biocycle**. v. 54, n. 6, p. 36-40, 2013.

PANT, L. P. Paradoxo f mainstreaming agroecology for regional and rural food security in developing countries. **Technological Forecasting & Social Change**. n. 111, p. 305-316, 2016.

PELIZER, L. H.; PONTIERI, M. H.; MORAES, I. O. Utilização de resíduos agro-industriais em processos biotecnológicos como perspectiva de redução do impacto ambiental. **Journal of Technology Management & Innovation**. v. 2, n. 1, 2007.

PIVELI, R. P.; CAMPOS, F. Poluição das águas por efluentes urbanos, industriais e agrícolas. In: TELLES, D.D. **Ciclo ambiental da água: da chuva à gestão**. São Paulo: Ed. Blucher, 2013. Cap. 8, p. 217-236.

PIZARRO, J.; VERGARA, P. M.; CERDA, S.; BRIONES, D. Cooling and eutrophication of southern Chilean lakes. **Science of the Total Environment**. n. 541, p. 683-691, 2016.

RAJ, D.; R.S., ANTIL. Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. **Bioresource Technology**, n. 102, p. 2868-2873, 2011.

RASHAD, F.; SALEH, W. D.; MONSELHY, M. A. Bioconversion of rice straw and certain agro-industrial wastes to amendments for organic farming systems:

1. Composting, quality, stability and maturity indices. **Bioresource Technology**. v. 101, p. 5952-5960, 2010.

RENDINA, L. C. The importance of Environmental Education for the chemical industry. **Canadian Chemical News**, v. 52, n. 4, p. 1-27, 2000.

RENOUF, M. A.; PAGAN, R. J.; WEGENER, M. K. Bio-production from Australian sugarcane: an environmental investigation of product diversification in an agro-industry. **Journal of Cleaner Production**. v. 29, p. 87-96, 2013.

ROCA-PÉREZ, L.; MARTÍNEZ, C.; MARCILLA, P.; BOLUDA, R. Composting rice straw with sewage sludge and compost effects on the soil-plant system. **Chemosphere**. v. 75, p. 781-787, 2009.

SCHMIDHUBER, J.; TUBIELLO, F. N. Global food security under climate change. **Proceedings of National Academy of Sciences of the United States of America**. v. 104, n. 50, p. 19703-19708, 2007.

SHARMA, V. K. CANDITELLI, M. FORTUNA, F.; CORNACCHIA, G. Processing of urban and agro-industrial residues by aerobic composting: Review. **Energy Convers. Mgmt.**, v.38, n. 5, p. 453-478, 1997.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Water Engineering – Tratament and Reuse**. 4ed. New York: Editora McGraw Hill, 2003. 1819p.

TEDESCO, J.M., GIANELLO, C., BISSANI, C.A., BOHNEN, H., VOLKWEISS, S. **Análise de solo plantas e outros materiais**. Porto Alegre. Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia, UFRGS, 174 p., 1995.

TEIXEIRA, A. C. Educação ambiental: caminho para a sustentabilidade. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, n. 2, p. 23-31, 2007.

TIQUIA, S. M. TAM, N. F. Y. Elimination of phytotoxicity during cocomposting of spent pig-manure sawdust litter and pig sludge. **Bioresource Technology**, n. 65, p. 43-49, 1998.

VALVERDE, S.B.; REZENDE, J. L. P.; SILVA, M. L.; JACOVINE, L. A. G.; CARVALHO, R. M. M. A. Efeitos multiplicadores da economia florestal brasileira. **Revista Árvore**. v. 27, n. 3, p. 285-293, 2003.

VENGLOVSKY, J.; SASAKOVA, N.; VARGOVA, M.; PACAJOVA, Z.; PLACHA, I.; PETROVSKY, M.; HARICHOVA, D. Evolution of temperature and chemical parameters during composting of the pig slurry solid fraction amended with natural zeolite. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 181-189, 2005.

YU, B.; YOU, L. A typology of food security in developing countries. **China Agricultural Economic Review**. v. 5, n. 1, p. 118-153, 2013.

WANG, K. LI, W. GUO, J.; ZOU, J.; LI, Y.; ZHANG, L. Spatial distribution of dynamics characteristic in the intermittent aeration static composting of sewage sludge. **Bioresource Technology**. n. 102, p. 5528-5532, 2011.

WANG, Y., AI, P., CAO, H., LIU, Z. Prediction of moisture variation during composting process: A comparison of mathematical models. **Bioresource Technology**, v.193, p. 200-205, 2015.

WU, C.; LI, W.; WANG, K.; LI, Y. Usage of pumice as bulking agent in sewage sludge composting. **Bioresource Technology**. n. 190, p. 516-521, 2015.

WU, C.; WANG, Q.; SHI, S.; XUE, N.; ZOU, D.; PAN, S. LIU, S. Effective utilisation o tricking liquid discharged from a bio-trickling filter as a moisture conditioning agent for composting. **Biosystems Engineering**. v. 129, p. 378-387, 2015.

ZENG, G.; YU, Z.; CHEN, Y.; ZHANG, J.; LI, H. YU, M.; ZHAO, M. Response of compost maturity and microbial community composition to pentachlorophenol

(PCP)-contaminated soil during composting. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 5905-5911, 2011.

ZHANG, F.; GU, W.; XU, P.; TANG, S.; XIE, K.; HUANG, X.; HUANG, Q. Effects o alkyl polyglycoside (APG) on composting of agricultural wastes. **Waste Management**, v. 31, n. 6, p. 1333-1338, 2011.

ZHANG, H.; Emission of volatile sulfur compounds during composting of municipal solid waste (MSW). **Waste Management**. v. 33, n. 4, p. 957-963, 2013.

ZHOU, H.; LI, W. The effects of oasis ecosystem hydrological processes on soil salinitization in the lower reaches of Tarim River, China. **Ecohydrology**. v. 6, n.6, 2013.

ZUCCONI, F.; PERA, A.; FORTE, M.; BERTOLDI, M. Evaluating toxicity of immature compost. **Biocycle**. 22, 54-57, 1981.