

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP**

**CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP**

**Tratamento de resíduos da aquicultura:  
compostagem e uso de mosca soldado negro**

**Ivã Guidini Lopes**

**Jaboticabal, São Paulo**

**2020**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP**

**CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP**

**Tratamento de resíduos da aquicultura:  
compostagem e uso de mosca soldado negro**

**Ivã Guidini Lopes**

**Orientadora: Dra. Rose Meire Vidotti**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP - CAUNESP, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor

**Jaboticabal, São Paulo**

**2020**

L864t      Lopes, Ivã Guidini  
            Tratamento de resíduos da aquicultura: compostagem e uso de mosca  
            soldado negro / Ivã Guidini Lopes. -- Jaboticabal, 2020  
            x, 134 p. : tabs., fotos., il.

            Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de  
            Aquicultura, 2020  
            Orientadora: Rose Meire Vidotti  
            Banca examinadora: Fabiana Garcia, Jesaias Ismael da Costa, Marcos  
            Doniseti Michelotto, Roberto Alves de Oliveira  
            Bibliografia

            1. Tratamento de resíduos. 2. Compostagem. 3. Black soldier fly. 4.  
            Microbiologia. 5. Fertilidade do solo. I. Título. II. Jaboticabal-Centro de  
            Aquicultura.

CDU 639.3

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP

Campus de Jaboticabal/SP - Karina Gimenes Fernandes - CRB 8/7418



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Unidade Complementar - Jaboticabal

**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

Título: Tratamento de resíduos da aquicultura: compostagem e uso de mosca soldado negro

AUTOR: IVÃ GUIDINI LOPES

ORIENTADORA: ROSE MEIRE VIDOTTI

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em AQUICULTURA, pela Comissão Examinadora:

Pesquisadora Dra. ROSE MEIRE VIDOTTI  
. / APTA - Pólo Regional Centro Norte - São José do Rio Preto/SP

Prof. Dr. MARCOS DONISETI MICHELOTTO  
Pólo Regional de Desenvolvimento dos Agronegócios do Centro Norte / Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, Pindorama-SP

Profa. Dra. FABIANA GARCIA SCALOPPI  
Departamento de Descentralização do Desenvolvimento / Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios-APTA, Votuporanga-SP

Prof. Dr. ROBERTO ALVES DE OLIVEIRA  
Departamento de Engenharia Rural / FCAV / UNESP - Jaboticabal-SP

Pós-Doutorando JESAIAS ISMAEL DA COSTA  
Laboratório de Nutrição de Peixes / Centro de Aquicultura da UNESP, CAUNESP, Jaboticabal-SP

Jaboticabal, 28 de fevereiro de 2020.

## SUMÁRIO

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	ii
<b>APOIO FINANCEIRO</b> .....	iii
<b>RESUMO</b> .....	7
<b>ABSTRACT</b> .....	8
<b>REVISÃO DA LITERATURA</b> .....	9
<b>Objetivos de Desenvolvimento Sustentável</b> .....	9
<b>Aquicultura: crescimento, impacto e geração de resíduos</b> .....	11
<b>Compostagem termofílica no tratamento de resíduos sólidos orgânicos</b> .....	14
<b>Tratamento de resíduos orgânicos utilizando larvas de mosca soldado-negro</b> .....	20
<b>Objetivos</b> .....	29
<b>Referências Bibliográficas</b> .....	29
<b>CAPÍTULO I - Compostagem como estratégia de reciclagem de resíduos de animais aquáticos: estudo de caso de um centro de pesquisa no Estado de São Paulo, Brasil</b> .....	37
<b>Resumo</b> .....	37
<b>Introdução</b> .....	38
<b>Materiais e Métodos</b> .....	39
<i>Local e delineamento experimental</i> .....	39
<i>Instalação e manutenção das leiras</i> .....	41
<i>Amostragem e análises físico-químicas</i> .....	43
<i>Teste de germinação de sementes</i> .....	43
<i>Análises estatísticas</i> .....	44
<b>Resultados e Discussão</b> .....	44
<i>Descrição das ocorrências diárias nas leiras</i> .....	44
<i>Temperatura, área e rendimento final</i> .....	47
<i>Características físico-químicas dos compostos</i> .....	49
<i>Teste de germinação de sementes</i> .....	54
<b>Conclusões</b> .....	55
<b>Referências Bibliográficas</b> .....	56
<b>CAPÍTULO II - Valorização de resíduos de pescado: avaliação da mineralização do N de compostos orgânicos produzidos com resíduos animais da aquicultura</b> .....	63
<b>Resumo</b> .....	63
<b>Introdução</b> .....	64
<b>Material e Métodos</b> .....	65

<i>Materiais</i> .....	65
<i>Caracterização química dos compostos</i> .....	66
<i>Mineralização do nitrogênio</i> .....	67
<i>Análises estatísticas</i> .....	68
<b>Resultados e Discussão</b> .....	68
<i>Mineralização do nitrogênio</i> .....	72
<b>Conclusões</b> .....	76
<b>Referências Bibliográficas</b> .....	77
<b>CAPÍTULO III - O uso de larvas de <i>Hermetia illucens</i> no processamento de resíduos orgânicos da produção aquícola</b> .....	82
<b>Resumo</b> .....	82
<b>Introdução</b> .....	83
<b>Material e Métodos</b> .....	85
<i>Animais e resíduos</i> .....	85
<i>Design experimental</i> .....	86
<i>Amostragem e análises</i> .....	87
<i>Cálculos</i> .....	88
<i>Análises estatísticas</i> .....	89
<b>Resultados</b> .....	89
<b>Discussão</b> .....	94
<b>Conclusões</b> .....	99
<b>Referências Bibliográficas</b> .....	100
<b>CAPÍTULO IV - Atenuação dos riscos de contaminação microbiológica de resíduos da aquicultura com larvas de mosca soldado-negro (<i>Hermetia illucens</i>)</b> .....	105
<b>Resumo</b> .....	105
<b>Introdução</b> .....	106
<b>Materiais e Métodos</b> .....	108
<i>Materiais</i> .....	108
<i>Design experimental e amostragens</i> .....	110
<i>Análises físico-químicas</i> .....	111
<i>Análises microbiológicas</i> .....	112
<i>Cálculos</i> .....	112
<i>Análises estatísticas</i> .....	113
<b>Resultados</b> .....	114
<i>Eficiência do processo</i> .....	114
<i>Inativação de patógenos</i> .....	115

<i>Teste de recrescimento bacteriano</i> .....	119
<b>Discussão</b> .....	119
<i>Eficiência do tratamento com larvas de BSF frente a diferentes regimes</i> .....	120
<i>Inativação dos microrganismos avaliados</i> .....	121
<i>Recrescimento bacteriano</i> .....	124
<b>Conclusões</b> .....	124
<b>Referências Bibliográficas</b> .....	125
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	130

## **AGRADECIMENTOS**

Esta tese é um resultado de quatro anos de trabalho realizado em conjunto com diversas pessoas, que dedicaram parte de seu tempo para auxiliar na condução de experimentos, compartilhar experiências e discutir resultados. Sou grato a todos que passaram pela minha vida nesses últimos anos e colaboraram com este trabalho diretamente ou indiretamente.

Agradeço à minha família, que me ensinou os valores da educação, do compromisso, da seriedade e da importância do conhecimento para minha vida. Agradeço também à Lara Zacari Fanali por me acompanhar diariamente ao longo desses quatro anos e por me apoiar sempre em todos os momentos.

À minha orientadora Dra. Rose Meire Vidotti, agradeço o apoio em todas as etapas deste trabalho, o compartilhamento de experiências e a todas as oportunidades que me propiciou ao longo desses quatro anos. Agradeço também as trocas de experiências pessoais e aos momentos de descontração.

Agradeço à Profa. Dra. Mara Cristina Pessôa da Cruz pela calorosa recepção no Laboratório de Fertilidade do Solo e pela enorme dedicação e contribuição com o trabalho desenvolvido.

Agradeço imensamente ao Centro de Aquicultura da Unesp por estimular a realização deste trabalho com o apoio na construção e adequação do Setor de Compostagem, onde diversos experimentos, aulas e cursos foram realizados. O setor será um legado para o Caunesp.

Agradeço aos meus orientadores Dr. Björn Vinnerås e Dra. Cecilia Lalander, os quais me receberam de braços abertos em Uppsala e depositaram grande confiança em meu trabalho. O compartilhamento de experiências pessoais e profissionais de ambos ao longo dos seis meses que vivi na Suécia enriqueceram minha vida de maneira sem precedentes.

Agradeço a todos os amigos do Laboratório de Fertilidade do Solo por me receberem tão bem e por me transmitirem tantos conhecimentos ao longo do período de análises. Nossas discussões sempre foram muito enriquecedoras! Agradeço também aos amigos do Departamento de Energia e Tecnologia em Uppsala, os quais me receberam em suas casas e laboratórios sempre de portas abertas para trocas de saberes e experiências.



## **APOIO FINANCEIRO**

Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - Brasil (CNPq), bolsa de doutorado, processo 142169/2016-1.

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES), bolsa de doutoramento sanduíche pelo Programa de Doutorado Sanduíche no Exterior (PDSE), processo 88881.189798/2018-01. Convênio PROAP-CAPES-PNPD 817737/2015.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Sweden's Innovation Agency (VINNOVA), via projeto "Up-scaling of fly larvae composting to a conventional waste management technology in Sweden", processo 2017-03210 da chamada "Circular economy - Development and innovation projects".

Apoio financeiro e logístico da diretoria do Centro de Aquicultura da Unesp para a construção e adequação do Setor de Compostagem do centro.

## RESUMO

A produção de organismos aquáticos cresce incessantemente no Brasil e no mundo, gerando quantidades crescentes de resíduos sólidos orgânicos, os quais devem ser geridos adequadamente, pois são considerados passivos ambientais quando inadequadamente descartados. A geração de resíduos na aquicultura ocorre em todas as etapas produtivas, desde a reprodução até a engorda dos animais, passando pela pesquisa científica, comercialização e processamento. O presente estudo teve por objetivo avaliar diferentes possibilidades para o aproveitamento integral de uma fração dos resíduos sólidos gerados na aquicultura (carcaças de diferentes animais aquáticos). Para isso, foi delineado um experimento para estudar diferentes manejos em leiras de compostagem utilizando dois substratos vegetais como fonte de C (serragem e cascas de amendoim) e resíduos de animais aquáticos diversos como fonte de N. Com até 53 dias de compostagem, foram obtidos compostos orgânicos ricos em N (22 - 32 g kg<sup>-1</sup>). Em seguida, um experimento foi delineado para avaliar a mineralização do N existente nos compostos quando aplicados no solo. Foi demonstrada a liberação lenta e contínua de N ao longo de 210 dias de incubação, acumulando até 211 mg N kg<sup>-1</sup> de solo. O tratamento de resíduos da aquicultura por larvas da mosca soldado-negro (BSF) também foi estudado, objetivando-se avaliar o andamento do processo em si, o crescimento das larvas quando estes resíduos eram adicionados como substrato de crescimento, além da qualidade final dos produtos obtidos (biomassa de larvas para ser utilizada como ingrediente proteico em rações animais e um resíduo do tratamento para ser utilizado como um fertilizante orgânico). Os resultados desses estudos revelaram que a inclusão de pequenas quantidades de resíduos da aquicultura (5 - 15%) no tratamento é altamente benéfica em relação à obtenção de maiores biomassas de insetos com maior teor de proteína bruta (até 44% em base seca), e que esses resíduos devem ser misturados com outras fontes de resíduos ricas em carboidratos para serem tratados pelas larvas de BSF. Adicionalmente, esse método de tratamento mostrou-se eficaz em relação à inativação de dois microrganismos patogênicos que podem contaminar naturalmente carcaças de animais aquáticos, *Salmonella* spp. e *Escherichia coli*. A inativação pode ter ocorrido pela excreção de substâncias antimicrobianas pelas larvas de BSF no ambiente, visto que mesmo após a remoção das larvas, as bactérias continuaram a ser inativadas.

**Palavras-chave:** carcaça, pescado, ecotecnologia, BSF.

## ABSTRACT

The production of aquatic organisms grows incessantly in Brazil and worldwide, generating increasing amounts of organic solid wastes, which must be properly managed, seen that they are involved in environmental risks when inadequately disposed. The generation of wastes in aquaculture occurs throughout all production stages, from reproduction to fattening of the animals, passing through scientific research, marketing and processing. This study aimed at evaluating different possibilities for the full utilization of this waste stream (e.g. carcasses of aquatic animals). For this purpose, an experiment was designed to study different management strategies in composting windrows, using two plant substrates as source of C (wood shavings and peanut shells) and aquaculture wastes as sources of N. Within up to 53 days of composting, we obtained organic composts that were rich in N (22 - 32 g kg<sup>-1</sup>), and subsequently an experiment was performed to evaluate the N mineralization of these composts when applied to the soil. Slow and continuous release of N throughout 210 days of incubation was observed, with up to 211 mg N kg<sup>-1</sup> of soil being accumulated. The treatment of aquaculture wastes by larvae of the black soldier fly (BSF) was also studied, aiming at evaluating the process performance and larvae growth with this waste stream was added as growth substrate, besides the final quality of the obtained products (larvae biomass to be used as protein ingredient in animal feeds and a treatment residue to be used as organic soil amendment). The results of these studies revealed that the inclusion of small amounts of aquaculture waste (5 - 15%) is highly beneficial in relation to obtaining higher insects' biomass, with higher crude protein content (up to 44% in dry matter basis), and also that this waste stream must be blended with other wastes in order to be able to be properly consumed by the BSF larvae. In addition, this treatment method was shown to be effective in relation to the inactivation of two pathogenic microorganisms that can naturally contaminate carcasses of aquatic animals, *Salmonella* spp. and *Escherichia coli*, being this inactivation possibly achieved by the excretion of antimicrobial substances by BSF larvae in the treatment medium, seen that even after larval removal, these bacteria continued to be inactivated.

**Keywords:** carcass, fish, ecotechnology, BSF.

## **REVISÃO DA LITERATURA**

### **Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**

No ano de 2015, diversos líderes mundiais se reuniram na sede da ONU para elaborar um plano de ação com objetivos de erradicar a pobreza, proteger o planeta e garantir a paz e prosperidade mundial, o qual foi denominado Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável (ONU, 2019). O plano envolveu a criação de 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) - que englobam 169 metas associadas, os quais serviram de embasamento para que tomadores de decisão pudessem adequar para a realidade de seus países quais os meios de ação necessários para atender a tais objetivos.

O mundo está enfrentando um período delicado de exploração intensa de recursos naturais, negligência de líderes mundiais com o meio ambiente e crescimento populacional muito acelerado, todos causados diretamente pela ação humana, a qual vem influenciando a dinâmica global de uso de recursos e extinção de espécies de maneira sem precedentes (Ceballos et al., 2015). Com isso em mente, a Agenda 2030 vem de encontro à necessidade de reflexão sobre os impactos que estamos causando no mundo e como agir para mitigar essas ações.

Por ser um país com caráter agropecuário e de amplo território, o Brasil é um dos países geradores de grandes volumes de resíduos orgânicos, e a falta ou ineficiência de políticas públicas para o tratamento desses resíduos traz diversos problemas de cunho social, ambiental e econômico (Alfaia et al., 2017). Atualmente existem muitos métodos para o tratamento de resíduos orgânicos e estudos desenvolvidos sobre o tema devem se atentar a destacar os possíveis benefícios trazidos com sua adoção, como por exemplo a geração de renda e a mitigação de impactos ambientais (Lalander et al., 2018).

O tratamento de resíduos orgânicos relaciona-se com diversos ODS, mas mais especificamente com os de número 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável), 12 (Consumo e Produção Responsáveis) e 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima), além dos objetivos 6 (Água Potável e Saneamento) e 14 (Vida na Água). Dentre as oito metas definidas para o ODS 2, destaca-se a necessidade de garantir sistemas mais sustentáveis de produção que ajudem a manter os ecossistemas (meta 2.4) e também a urgência de maiores investimentos em pesquisa e extensão de serviços agrícolas (meta 2.a) (ONU, 2019).

Em relação às onze metas que englobam o ODS 12, destaca-se a necessidade de alcançar gestão sustentável e uso eficiente dos recursos naturais (meta 12.2), alcançar o

manejo adequado de todos os resíduos (meta 12.4), reduzir a geração de resíduos (meta 12.5) e garantir que até 2030 as pessoas tenham informação relevante e conscientização sobre o desenvolvimento sustentável (meta 12.8). Similarmente, das cinco metas estabelecidas para o ODS 13, é importante ressaltar a meta 13.3 que trata da melhora na educação e conscientização sobre a redução de impactos causados pela população humana, que influenciam diretamente no clima (ONU, 2019). Por fim, outros ODS estão também relacionados ao tratamento de resíduos orgânicos e servem de base para o planejamento, discussão e divulgação de estudos futuros.

No Brasil, o Governo Federal junto ao Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea) elaborou um documento detalhado contendo cada um dos ODS, porém com adaptações e novas metas mais adequadas para a realidade brasileira (Brasil, 2018). Esse documento separa as metas em três níveis, sendo que o primeiro é constituído de metas de fácil acompanhamento com possibilidade de construir indicadores que medem seu alcance, o segundo engloba metas para as quais não existem indicadores diretos para seu acompanhamento, enquanto o terceiro nível trata de metas para as quais não existem indicadores diretos, indiretos, ou a possibilidade de elaborá-los em um futuro próximo. Nesse sentido, fica clara a dificuldade em atingir todos os objetivos propostos na Agenda 2030, especialmente em países que estão menos preparados em termos técnicos, sociais e econômicos, como é o caso do Brasil.

Dentre todas as metas que compõem os ODS, os autores responsáveis pelo documento elaborado para a realidade brasileira (Brasil, 2018) propuseram alterações em aproximadamente 50% do total, para serem melhores enquadradas à realidade do país. Em muitos casos, o documento manteve as metas sem alterações, justificando que existem políticas nacionais que agem na promoção dos objetivos propostos nessas metas, sendo assim desnecessária uma atuação diferenciada. Um dos inúmeros casos de não alteração das metas se refere à meta 12.5, mencionada nos parágrafos anteriores. O texto aponta que o país está impossibilitado de estabelecer estimativa para alcançar essa meta até 2030, devido à falta de indicadores de mensuração dos resultados obtidos na proposta. No entanto, isso é uma contradição, haja visto que a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, Lei 12.305/10) traz diversas informações sobre a redução, reutilização e reciclagem de resíduos sólidos, podendo servir de embasamento para as tomadas de decisão referentes à Agenda 2030.

O que há de mais urgente atualmente em relação aos ODS é que todas as pessoas tenham em mente que a mudança necessária se faz através de ações conscientes e conjuntas. Desta maneira e considerando a realidade da pesquisa brasileira, todo e qualquer trabalho científico a ser desenvolvido deve relacionar seus objetivos pontuais com os ODS, de modo a compor parte da mudança que o planeta necessita.

### **Aquicultura: crescimento, impacto e geração de resíduos**

No último relatório de pesca e aquicultura publicado pela FAO em 2018, as primeiras considerações do texto trazem a discussão sobre os objetivos para o desenvolvimento sustentável apresentados pela ONU na Agenda 2030, destacando a necessidade de restaurar estoques pesqueiros que foram sobre explorados e estimular o crescimento da produção aquícola, especialmente em países subdesenvolvidos (FAO, 2018). A exploração intensa de estoques naturais de pescados é fato amplamente conhecido e os reflexos dessa prática insustentável (e.g. redução de populações de peixes e aumento do preço da farinha de peixe) vem sendo registrados continuamente há décadas (Knudsen, 2016; Index Mundi, 2019).

Apesar dos problemas envolvidos com a pesca extrativa, esta atividade nunca deixará de existir, no entanto a aquicultura - produção de organismos aquáticos como peixes, crustáceos, moluscos e algas - vem ganhando espaço nas estatísticas de fornecimento de pescados há décadas, representando em 2016 a parcela de 47% das 171 milhões de toneladas de pescados atingidas no ano (FAO, 2018). A tendência de crescimento da aquicultura vem sendo registrada há décadas e com o desenvolvimento de novos pacotes tecnológicos, melhoramento genético e esforços públicos e privados, certamente em alguns anos a atividade será mais relevante no fornecimento de pescados para o mundo em termos de volumes produzidos, em comparação com a pesca extrativa.

Tanto quanto na pesca extrativa, é possível destacar diversos impactos que a aquicultura causa em termos econômicos e sociais. Os impactos positivos da atividade como o fornecimento de proteína animal de alta qualidade nutricional a preços acessíveis à população, a geração de milhões de empregos mundialmente e bilhões de dólares no orçamento de países - na maioria - subdesenvolvidos são inegáveis, no entanto a atividade também carrega diversas problemáticas ambientais (Arvanitoyannis e Kassaveti, 2008).

Em uma revisão sobre os impactos ambientais da aquicultura, Martinez-Porchas e Martinez-Cordova (2012) destacaram como mais marcantes para o desenvolvimento aquícola: o desmatamento de manguezais para instalação de pisciculturas e carciniculturas

marinhas, as cargas orgânicas intensas depositadas em cursos d'água levando a altos níveis de poluição, principalmente pelo aporte de nitrogênio e fósforo, com a consequente eutrofização de ambientes aquáticos, o uso de remediadores como antimicrobianos e a introdução de espécies invasoras em ambientes naturais. Erondy e Anyanwu (2005) também destacaram impactos como a introdução de agentes patogênicos exóticos em ambientes naturais junto à introdução de espécies invasoras, além de possíveis mudanças na paisagem de locais onde empreendimentos aquícolas são instalados, resultando na destruição de habitats e perda da biodiversidade local.

Um dos principais impactos ambientais, não somente da aquicultura mas de produções animais em geral refere-se à geração de resíduos orgânicos nas diversas etapas produtivas. Aportes orgânicos significativos são depositados na água onde os organismos são criados e o efluente oriundo dessas atividades pode possuir cargas muito elevadas de fósforo (P) e nitrogênio (N), nutrientes diretamente relacionados à eutrofização de corpos d'água (Talbot e Hole, 1994). Segundo Herath e Satoh (2015), quando avaliaram diversas espécies marinhas com interesse para a aquicultura, não mais do que 34% do nitrogênio e 55% do fósforo existente nas rações foram retidos pelos animais ao longo do desenvolvimento. O restante é liberado na água na forma de restos de ração ou como produtos do metabolismo dos animais. O cenário não é diferente para espécies de água doce como a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), comumente cultivada em tanques escavados ou tanques-rede, sendo que em ambos os modelos de produção, os aportes de nutrientes são também relevantes (David et al., 2017).

Além de efluentes, uma significativa parcela dos resíduos gerados na aquicultura é composta pelos resíduos sólidos orgânicos, dos quais destacam-se os resíduos animais, compostos principalmente por animais inteiros oriundos de mortalidades ao longo do ciclo produtivo, carcaças oriundas do processamento (e.g. filetagem), vísceras, peles, cabeças e escamas, resíduos estes gerados ao longo de todo o ciclo produtivo (Vidotti e Lopes, 2016). Não somente em produções aquícolas (e.g. larviculturas, reprodução e engorda), mas também em outros setores envolvidos na aquicultura como centros de pesquisa, esses resíduos são gerados em grandes quantidades (Lopes et al., 2019).

Dentre os resíduos citados no parágrafo anterior, parte pode ser destinada à produção de farinhas e óleos - caso sejam imediatamente utilizados ou conservados a frio até sua utilização - subprodutos utilizados como ingredientes em dietas de animais de produção. No entanto, pequenos frigoríficos ou entrepostos não enviam esses resíduos às graxarias,

havendo então a necessidade de destinar os mesmos de outra maneira. Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), cabe aos responsáveis pela geração dos resíduos adotar procedimentos para reaproveitar os mesmos ou dar destinação ambientalmente adequada aos resíduos e rejeitos da propriedade (Brasil, 2012).

Mesmo com a existência de legislações vigentes no país, muitos empreendimentos não incluem em seu planejamento inicial o tratamento dos resíduos que serão gerados nas propriedades, por isso é comum observar esses materiais sendo descartados inadequadamente nas propriedades, seja em corpos d'água ou enterrados no solo, práticas que podem trazer malefícios muito significativos para o meio ambiente (Arvanitoyannis e Kassaveti, 2008). Além das altas concentrações de N e P nos resíduos animais, estes podem também conter altas cargas microbianas (Morris et al., 1970; Marchaim et al., 2003; Leroi e Joffraud, 2011) e compostos tóxicos como metais pesados (Radziemska e Mazur, 2015), fatos que podem trazer mais problemas para o meio ambiente quando os mesmos são descartados inadequadamente (Bosch et al., 2016).

Segundo Hoornweg e Bhada-Tata (2012), a gestão de resíduos sólidos é um serviço que deve ser prestado pelo poder público e custeado por impostos ou por taxas municipais de tratamento de resíduos recolhidas pelo serviço público. No entanto, a falta desse tratamento em diversos países, inclusive no Brasil, se deve aos fatores como aumento do consumo e conseqüentemente da geração de resíduos nos centros urbanos, falta de recursos, plantas de tratamento não-funcionais, carência de formação técnica e informação (Ngoc e Schnitzer, 2009). Mesmo frente às referidas dificuldades, diversos exemplos positivos são visualizados no Brasil e no mundo acerca do tratamento de resíduos orgânicos.

Um dos métodos mais adotados no mundo para o gerenciamento de resíduos sólidos orgânicos refere-se à compostagem termofílica em leiras, pois trata-se de um método considerado simples, de baixo investimento inicial e pouca mão de obra em comparação com outros métodos de tratamento de resíduos (Lim et al., 2016). Além da compostagem, outros métodos podem ser adequados para o gerenciamento dos resíduos sólidos da aquicultura, como a digestão anaeróbia (Grudziński et al., 2015) ou métodos que envolvem o uso de insetos em diferentes estágios do desenvolvimento, para consumir tais resíduos, como é o caso da mosca soldado-negro (black soldier fly ou BSF em inglês - *Hermetia illucens*, Diptera: Stratiomyidae) (Gold et al., 2018).



## **Compostagem termofílica no tratamento de resíduos sólidos orgânicos**

A compostagem é uma técnica milenar utilizada no tratamento de resíduos sólidos orgânicos diversos, a qual é utilizada em todo o mundo, independentemente do grau de desenvolvimento existente no país. Trata-se de um processo biológico de decomposição aeróbia de materiais orgânicos realizado por populações de microrganismos quimiorganotróficos, os quais agem no consumo e na estabilização desses resíduos, transformando-os em um produto final humificado e livre de patógenos, que pode ser aplicado em solos agrícolas, trazendo benefícios para a fertilidade do solo e auxiliando o crescimento de plantas (Inácio e Miller, 2009).

O processo de decomposição aeróbia realizado pelos microrganismos ao longo da compostagem é denominado termofílico, pois gera grandes quantidades de energia na forma de calor. Em termos gerais, ao longo da compostagem é possível distinguir três fases: a) fase termofílica, na qual temperaturas acima de 70 °C podem ser registradas, quando microrganismos termófilos agem principalmente na quebra de compostos prontamente disponíveis e de fácil assimilação (e.g. aminoácidos e açúcares); b) fase mesofílica, na qual as temperaturas não ultrapassam 45 °C em média, quando diversos microrganismos mesófilos agem na decomposição de componentes mais resistentes (e.g. substâncias recalcitrantes e celulose); c) fase de estabilização/humificação, na qual a ação de grupos específicos de bactérias e fungos agem na estabilização da matéria orgânica, produzindo substâncias húmicas e degradando componentes resistentes como a lignina (Gavilanes-Terán et al., 2016).

Para que a decomposição microbiana ocorra, é necessária a inclusão de dois materiais no processo de compostagem, sendo um resíduo vegetal rico em carbono (e.g. poda de árvores, serragem de madeira, cascas de vegetais diversos) e um resíduo animal que sirva como fonte de nitrogênio (e.g. esterco, cama de aviários, carcaças de animais) (Inácio e Miller, 2009). As proporções entre estes materiais no momento da montagem dos sistemas de compostagem variam de acordo com algumas características dos mesmos, as quais serão discutidas posteriormente.

A compostagem geralmente é associada aos conceitos de baixo custo de implantação, pouca necessidade de mão de obra e fácil manutenção. No entanto, deve-se considerar que existem diversas maneiras de se realizar a compostagem orgânica e nem sempre esses pré-conceitos são adequados para se referir a este método de tratamento de resíduos. Dentre as

diversas maneiras de se realizar a compostagem, destacam-se: a compostagem em leiras com revolvimentos periódicos, leiras estáticas com aeração forçada e sistemas fechados (reatores) (Inácio e Miller, 2009).

A compostagem em leiras com revolvimentos periódicos é de fato um método simples e de baixo custo de implementação em pequena e média escala, pois necessita inicialmente de um local arejado com solo impermeabilizado (e.g. cobertura do solo com lonas ou chão concretado) e proteção contra chuvas. As leiras são montadas em camadas compostas entre o substrato vegetal e o resíduo animal a qual se deseja dar o destino correto, e são periodicamente revolvidas com auxílio de um garfo agrícola ou de tratores acoplados à maquinaria específica, de modo a manter constante a disponibilidade de oxigênio no interior das leiras (Gavilanes-Terán et al., 2016).

O método de leiras estáticas com aeração forçada requer um investimento inicial um pouco maior em relação às leiras com revolvimentos, devido à necessidade de um soprador ou algo semelhante, além de um sistema de tubos ou mangueiras, disposto no interior das leiras para promover a aeração sem a necessidade de revolvimentos (Gao et al., 2010). Considerando o fato de que a arquitetura das leiras de compostagem é comprometida após alguns dias do início do processo (Lopes et al., 2019), o que conseqüentemente pode comprometer a entrada de ar nas mesmas, esse método torna-se muito interessante por reduzir a necessidade de mão de obra para a manutenção dessas leiras.

Diversos sistemas fechados foram estudados para avaliar a compostagem de resíduos orgânicos. O investimento inicial em um empreendimento que adote a compostagem em sistemas fechados é consideravelmente maior em comparação aos métodos de leiras, pois deve-se investir na compra ou produção de um reator, geralmente acoplado a um motor que promoverá a movimentação dos materiais em seu interior, e de um sistema de aeração acoplado (Inácio e Miller, 2009). No entanto, assim como na compostagem em leiras, diversos resíduos podem ser geridos em sistemas fechados, e o processo é muito acelerado em comparação aos métodos em leiras, sendo possível obter produtos estáveis e com baixas concentrações de patógenos em aproximadamente 20 dias (Pandey et al., 2016; Oliveira et al., 2018).

Considerando os grandes volumes de resíduos orgânicos gerados mundialmente, um dos maiores benefícios da compostagem é a redução da biomassa de resíduos disposta inicialmente nos sistemas. Kumar et al. (2010) observaram reduções acima de 35% em base

seca, ao realizar a compostagem de resíduos de jardinagem com resíduos orgânicos domiciliares (e.g. restos de alimentos). De maneira similar, Orrico-Junior et al. (2018) registraram reduções superiores a 50% na compostagem de cama de ovelhas com resíduos vegetais. Os autores destacam que a redução da biomassa de resíduos está diretamente atrelada à composição de fibras dos resíduos vegetais, contendo lignina - fibra de mais difícil quebra em comparação com celulose e hemicelulose, apresentam menores reduções de biomassa em comparação a outros resíduos menos fibrosos.

A redução da biomassa inicial de resíduos na compostagem também é relacionada diretamente à relação C/N inicial da mistura, que também possui influência direta sobre a atividade microbiana e sobre os grupos de microrganismos que vão agir na decomposição dos resíduos. A relação C/N ótima inicial em um sistema de compostagem deve estar entre 20 e 30 partes de C para uma parte de N, pois desta maneira a mistura fornece substrato energético (C) e de formação de proteínas e material genético (N) em proporções adequadas aos microrganismos atuantes (Embrapa, 2001; Zhu, 2007; Inácio e Miller, 2009). Relações C/N adequadas também se relacionam à porosidade no interior das leiras de compostagem, permitindo maior aeração ao longo do processo, que deve sempre ser predominantemente aeróbio (Inácio e Miller, 2009).

Substratos vegetais possuem relações C/N diversas e, para cada substrato a ser considerado para a compostagem, recomenda-se proceder com sua determinação, de modo a buscar atingir baixas relações C/N antes do início do processo, como sugerido pela Embrapa (2001). No entanto, diversos fatores podem comprometer esse procedimento, haja visto que os materiais podem ser recebidos com diferentes níveis de umidade, diferentes granulometrias ou com possíveis contaminantes. Assim, como recomendado por Lopes et al. (2019), é interessante que se utilize o mínimo possível do substrato, de modo que as leiras consigam manter sua estrutura física ao longo do tempo, evitando-se a exposição de resíduos animais, o que pode causar atração de animais indesejados. Desta maneira, é consideravelmente plausível que se atinja boas relações C/N no início do processo.

Ao longo do processo de compostagem, a redução dos materiais é constante e, apesar das perdas de alguns nutrientes por volatilização (e.g. N), a tendência é a de aumento da concentração dos mesmos no composto final. Ademais, a matéria orgânica disponível nos materiais iniciais tende a se estabilizar com o tempo, formando substâncias húmicas e aumentando seu potencial para uso agrônômico (Kulikowska, 2015). Desta maneira, quando

aplicados ao solo, os compostos orgânicos promovem melhorias na fertilidade e na estrutura do solo.

Diversos estudos foram realizados com objetivo de avaliar benefícios da aplicação de compostos orgânicos em solos agrícolas. Mantovani et al. (2005) observaram aumentos significativos do pH, matéria orgânica do solo (MOS) e nos teores de P, K, Ca e Mg após aplicação de diferentes doses de composto de lixo urbano no solo, o que refletiu em maiores acúmulos de diversos nutrientes em plantas de alface crespa. Utilizando o mesmo composto, Mantovani et al. (2006) observaram também a capacidade de disponibilizar C e N para o solo ao longo de 170 dias após a aplicação do mesmo, concluindo que compostos orgânicos disponibilizam N de maneira lenta e contínua, fato interessante perante à necessidade de adubação nitrogenada de diversas culturas.

Ao utilizar um composto orgânico produzido com resíduos de pescado contendo 11,4 g kg<sup>-1</sup> de N, Radziemska et al. (2019) observaram grande potencial do mesmo como substrato para germinação de sementes e também como fornecedor de nutrientes para plantas de alface (*Lactuca sativa* L.) e mostarda (*Sinapis alba* L.). Semelhantemente, Illera-Vives et al. (2015a) avaliaram o potencial de um composto produzido com resíduos de algas e de pescados no crescimento de alface lisa e tomate, e observaram maiores rendimentos em plantas fertilizadas com o composto em comparação ao controle, sem composto.

Uma das maiores vantagens de se realizar a compostagem com resíduos animais é a obtenção de compostos orgânicos com grandes quantidades de N orgânico e inorgânico, sendo este um dos nutrientes mais limitantes para a agricultura. Segundo Erisman et al. (2008), sem o uso do N tanto em suas formas orgânicas (e.g. fertilizantes orgânicos) quanto em suas formas inorgânicas (e.g. fertilizantes químicos), metade da população mundial não estaria viva atualmente. Culturas agrícolas são altamente dependentes de fertilização nitrogenada, a qual deve ser planejada cuidadosamente e conhecendo-se as características dos fertilizantes utilizados, de modo que o nutriente seja disponibilizado de maneira compatível com as necessidades das plantas (Chen et al., 2014).

Mesmo com a possibilidade de se aplicar fertilizantes nitrogenados químicos no solo, a adubação orgânica é altamente desejada atualmente por apresentar diversos benefícios, dentre os quais a manutenção dos teores de matéria orgânica do solo (MOS) e o aumento da sustentabilidade das atividades agrícolas a médio ou longo prazo (Manna et al., 2006). Assim, a aplicação de compostos orgânicos em solos agrícolas pode servir pontualmente

como fertilização nitrogenada, a depender da concentração de N no biofertilizante, das formas existentes desse nutriente no mesmo, além de outras características.

Uma das práticas mais comuns visualizadas atualmente relativas à adubação orgânica é a disposição de resíduos vegetais diretamente no solo, realizada geralmente após as colheitas, a qual permite a concentração de matéria orgânica, melhora a estrutura do solo e as atividades microbianas no sistema, além de aumentar a disponibilização de nutrientes (Smith et al., 1992). No entanto, nem todo resíduo orgânico pode ser diretamente aplicado no solo, como por exemplo resíduos de origem animal, pois estes podem possuir alto potencial de contaminação, passíveis de gerar problemáticas ambientais (Erondu e Anyanwu, 2005). Desta maneira, a compostagem se mostra adequada para gerir esses resíduos, transformando-os em fertilizantes concentrados e aptos a serem aplicados.

Tratando-se da incorporação de materiais orgânico no solo, visando o fornecimento de N, a adubação com compostos orgânicos se destaca. Por meio da compostagem, a matéria orgânica dos resíduos se estabiliza (Gavilanes-Terán et al., 2016) e os nutrientes se concentram enquanto a biomassa de resíduos é reduzida ao longo do tempo (Lopes et al., 2019). Ademais, parte dos nutrientes existentes nos materiais de origem sofrem um processo de transformação de frações orgânicas para inorgânicas, a qual é continuada após sua incorporação no solo (Shindo e Nishio, 2005).

As transformações de resíduos e compostos no solo ocorrem em grande parte devido à ação microbiana e podem ocorrer de diversas maneiras, a depender de algumas características como a relação C/N, o teor de fibras dos materiais, a relação lignina/N, dentre outros (Berg e McClaugherty, 2008). De maneira geral, o C adicionado no solo é utilizado na respiração dos microrganismos e liberado na forma de CO<sub>2</sub>, enquanto o N é utilizado para a multiplicação desses microrganismos. Caso a quantidade de N adicionada no solo não satisfaça as necessidades dos microrganismos, estes irão utilizar o N existente no solo, causando o fenômeno denominado imobilização de N. Caso contrário, o N orgânico aplicado será transformado pelos microrganismos por um processo denominado mineralização (Sims, 1995).

A relação C/N é um dos principais parâmetros para predizer se ocorrerá imobilização ou mineralização do N incorporado no solo por meio de fertilizantes. De maneira geral, preconiza-se que resíduos com relação C/N de até 44 levam à mineralização deste nutriente (Chen et al., 2014). Considerando compostos orgânicos produzidos com resíduos animais da

aquicultura, devido à alta concentração de N existente nesses resíduos, os compostos dificilmente terão relações C/N acima deste valor, como demonstrado em diversos trabalhos (López-Mosquera et al., 2011; Radziemska et al., 2019; Lopes et al., 2019). Assim sendo, estes podem ser considerados como biofertilizantes nitrogenados atrativos.

Poucos estudos avaliaram a disponibilização de N para o solo frente à aplicação de compostos orgânicos produzidos com resíduos de pescados. Laos et al. (2000) observaram disponibilização acumulada de aproximadamente 60 mg N kg<sup>-1</sup> de solo frente à aplicação de um composto produzido com resíduos da pesca de relação C/N de 18 após 16 semanas de incubação. Similarmente, Illera-Vives et al. (2015b) incubou compostos orgânicos produzidos com algas e resíduos da pesca extrativa de relação C/N de aproximadamente 18, por 13 semanas, observando grandes acúmulos de N inorgânico no solo, a depender da dose aplicada. Esses trabalhos demonstraram que os compostos forneceram grandes quantidades de N mineral imediatamente após a incorporação no solo, seguido de uma liberação lenta ao longo do tempo.

Mesmo frente aos diversos benefícios agronômicos e ambientais da compostagem e o uso de compostos para diversos fins, é importante destacar outro fator relevante à este processo, o qual se refere à segurança microbiológica da aplicação dos mesmos, em termos de biossegurança. Compostos orgânicos produzidos com resíduos animais possuem riscos referentes à contaminação por microrganismos existentes nos materiais utilizados (Ghaly et al., 2010), os quais devem ser mitigados com o processo de modo a garantir seu uso seguro. Por mais que na compostagem termofílica sejam registradas temperaturas acima de 70 °C, as quais em teoria são adequadas para a inativação de diversos grupos de bactérias (Germer et al., 2010), existem porções das leiras de compostagem em que essas temperaturas não são atingidas e, mesmo após a finalização do processo, o recrescimento bacteriano pode ocorrer, contaminando novamente o composto produzido (Elving et al., 2010). Por esse e outros motivos, legislações nacionais (MAPA, 2009) e internacionais (FAO, 2006) determinam regras para a aplicação de compostos orgânicos em cultivos de consumo direto, como por exemplo hortaliças e outros cultivos.

A presença de microrganismos em compostos orgânicos pode comprometer a qualidade microbiológica das culturas agrícolas fertilizadas, haja visto que microrganismos podem sobreviver nas folhas e nos frutos coletados. Ao aplicar esterco de suínos no solo, Baloda et al. (2001) observaram prevalência de *Salmonella enterica* após 14 dias da fertilização, indicando um potencial risco de contaminação de animais e humanos frente ao

consumo de plantas cultivadas no local. Semelhantemente, Côtê e Quessy (2005) avaliaram a prevalência de *Salmonella* sp. e de *Escherichia coli* no solo e em plantas de pepino (*Cucumis sativus*) após fertilização com esterco de suínos. Apesar de ambos os microrganismos não terem sido encontrados nas folhas e frutos analisados, a persistência de *E. coli* e *Salmonella* sp. no solo foi de aproximadamente 70 e 54 dias, respectivamente. Tendo em vista as altas cargas microbianas existentes em carcaças de peixes (Ghaly et al., 2010; Leroi e Joffraud, 2011), é interessante que avaliações microbiológicas sejam realizadas nos compostos orgânicos produzidos com esses resíduos e também no solo e plantas adubadas, de modo a evitar possíveis contaminações frente à sua aplicação.

Além da compostagem termofílica, outros métodos podem ser empregados para gerir resíduos orgânicos. Em um estudo desenvolvido por Lalander et al. (2018), os autores compararam três métodos para o gerenciamento de resíduos sólidos municipais, compostos por restos de comida e fezes humanas - a compostagem termofílica em leiras, a digestão anaeróbia e o tratamento com larvas de mosca soldado-negro (BSF, *Hermetia illucens*). Considerando tanto os investimentos iniciais quanto os produtos gerados com os três processos e seus valores de mercado, os autores concluíram que a compostagem gera apenas um produto de baixo valor agregado, em comparação aos outros métodos, além de gerar quantidades superiores de gases de efeito estufa. A digestão anaeróbia gera tanto biogás quanto o digestato no processo, enquanto o tratamento com larvas de BSF gera tanto um fertilizante orgânico, também de baixo valor agregado, e uma biomassa de insetos de alto valor. Este é um método inovador e recente, que vem sendo explorado cada vez mais no Brasil e no mundo, sendo muito promissor em relação ao tratamento de resíduos sólidos orgânicos.

### **Tratamento de resíduos orgânicos utilizando larvas de mosca soldado-negro**

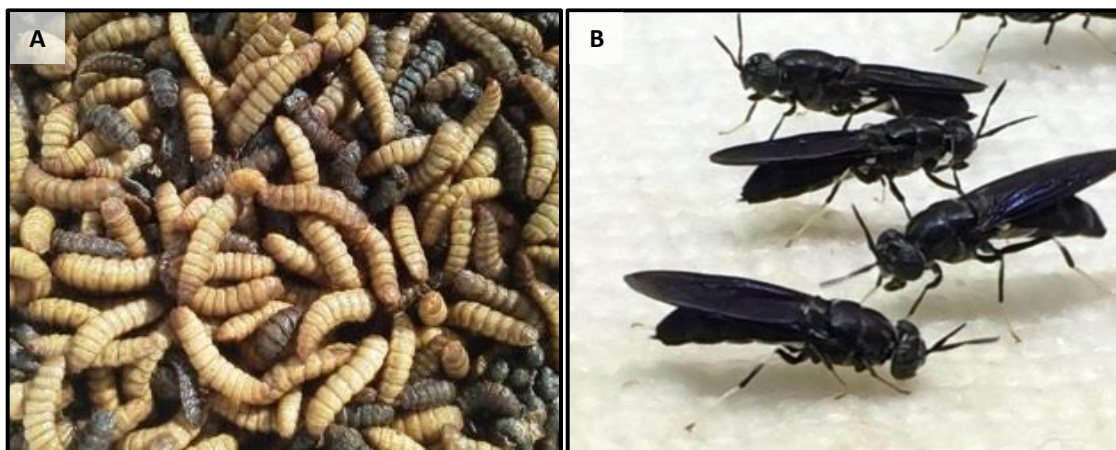
Dentre os diversos métodos existentes e adotados atualmente para o tratamento de resíduos orgânicos no mundo, o uso de insetos na redução de materiais orgânicos ainda pode ser considerado pouco explorado. Ao considerarmos que a alimentação natural de milhares de espécies de insetos inclui materiais orgânicos, é plausível imaginar que este fato pode ser utilizado a favor do tratamento de resíduos orgânicos gerados pela população humana. Insetos naturalmente consomem esses resíduos, incorporam os nutrientes em sua biomassa e conseqüentemente reduzem o volume inicial de material orgânico disposto (Tomberlin et al., 2017).

Muitos são os benefícios de gerir resíduos orgânicos utilizando insetos, no entanto dois devem ser levados em consideração: a redução da biomassa destes materiais, que muitas vezes tem como destino final aterros sanitários ou o ambiente natural; e a possibilidade de produzir dois produtos para comercialização, sendo eles um fertilizante orgânico que resulta do consumo dos resíduos pelos insetos, e principalmente a biomassa final de insetos, geralmente rica em proteínas e gorduras e com alto valor nutricional (Barragán-Fonseca et al., 2018). A obtenção de farinhas de insetos como ingredientes proteicos para utilização na produção de rações para animais de produção é extremamente interessante, pois trata-se de um método mais sustentável que pode reduzir significativamente a pressão do uso da terra (e.g. plantações de soja) e dos estoques pesqueiros para a obtenção de proteína (Salomone et al., 2017).

Diversas espécies de insetos já foram avaliadas quanto à habilidade em consumir resíduos orgânicos, dentre elas o grilo doméstico (*Acheta domesticus* L., Orthoptera: Gryllidae), o tenébrio (*Tenebrio molitor* L., Coleoptera: Tenebrionidae), a mosca doméstica (*Musca domestica*, Diptera: Muscidae), a mosca da face (*Musca autumnalis* L., Diptera: Muscidae), a mosca verde (*Lucilia sericata*, Diptera: Calliphoridae), as moscas carnívoras (*Sarcophaga carnaria* L., Diptera: Sarcophagidae) e a mosca soldado-negro *H. illucens* ou BSF (Čičková et al., 2015; Fowles e Nansen, 2019). Dentre as espécies citadas, a BSF é talvez a espécie mais estudada na atualidade, devido a características específicas que a colocam à frente em relação à capacidade de consumir resíduos orgânicos com efetividade e biossegurança.

Originária das Américas, a BSF foi distribuída nas regiões localizadas nas faixas tropical e subtropical em todo o mundo, inclusive no Brasil. O ciclo de vida completo dessa espécie, do ovo ao indivíduo adulto, dura em média 40 dias em temperatura média de 27 °C, sendo que o estágio larval (foco de interesse para o tratamento de resíduos) dura em média 20 dias, período no qual os organismos passam por seis estágios de desenvolvimento larval ou instars (Tomberlin et al., 2002). Ao longo do desenvolvimento larval, esses organismos consomem grandes quantidades de materiais orgânicos, de modo a acumular nutrientes antes de se transformar em indivíduo adulto (Figura 1).



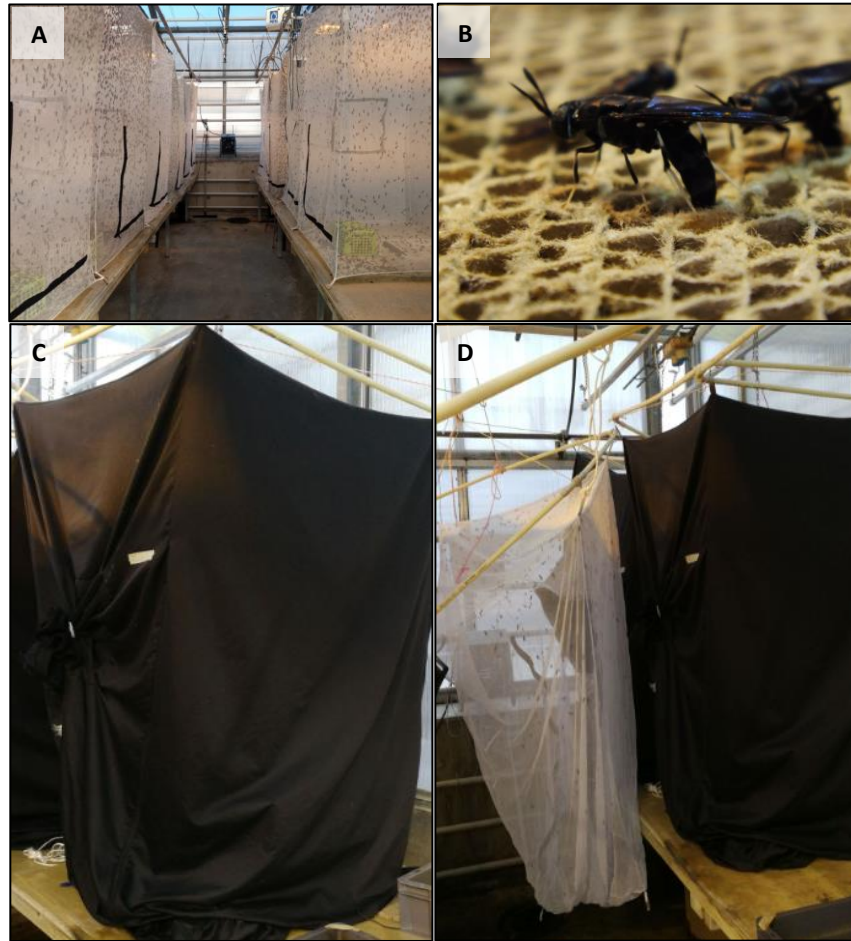


**Figura 1.** Diferentes estágios de vida de *Hermetia illucens*. As larvas (A) passam por seis estágios de desenvolvimento até se transformarem em pré-pupas (larvas escuras com maior teor de quitina) e se metamorfosearem em moscas adultas (B). Fonte: Cecília Lalander.

Dentre as diferentes espécies de insetos avaliadas para o tratamento de resíduos orgânicos, a BSF se destaca devido às seguintes características: (i) as larvas são capazes de consumir quantidades muito grandes de materiais orgânicos em pouco tempo; (ii) as moscas adultas auxiliam no controle de espécies consideradas pragas, como a mosca doméstica; (iii) indivíduos adultos não se alimentam, pois não possuem o trato digestório desenvolvido, assim essa espécie não é vetor de doenças; (iv) as larvas são capazes de reduzir a incidência de organismos patogênicos em resíduos orgânicos (Čičková et al., 2015).

O tratamento de resíduos com larvas de BSF se inicia com a produção das larvas. Na maioria dos casos, as chamadas colônias de produção de moscas são construídas junto às estruturas de tratamento dos resíduos orgânicos, da qual parte das larvas que são utilizadas são aproveitadas para a produção das moscas adultas, fechando o ciclo em uma mesma estrutura física e facilitando a dinâmica do processo.

Um número pré-determinado de moscas adultas é inicialmente disposto em uma gaiola fabricada com tecido de malha fina (aproximadamente 2 mm), na qual são mantidos níveis adequados de umidade e fotoperíodo (Figura 2a). Ao longo de 5-7 dias as moscas se reproduzem e depositam seus ovos continuamente em estruturas específicas semelhantes a colmeias (Figura 2b), os quais são coletados, pesados e dispostos em uma incubadora até a eclosão das larvas. Após eclodirem, as denominadas “mini-larvas” são mantidas em um substrato contendo ração de frango, solo, água e resíduo larval por 7-10 dias até atingirem peso aproximado de 0,0015g, quando são então utilizadas efetivamente no tratamento dos resíduos orgânicos. Um fluxograma do desenvolvimento das larvas está apresentado na Figura 3).



**Figura 2.** Detalhes sobre as etapas de criação da mosca soldado-negro (*Hermetia illucens*) visando a utilização das larvas no tratamento de resíduos orgânicos. (A) Gaiolas de tecido para reprodução e deposição de ovos; (B) moscas adultas se reproduzindo e depositando ovos em estruturas semelhantes à uma colmeia; (C) gaiolas escuras utilizadas para a metamorfose final de pupa para mosca adulta; (D) transferência das moscas adultas para as gaiolas de reprodução. Fonte: Cecília Lalander.

As larvas levam em média 14 dias para consumirem os resíduos orgânicos e atingirem os últimos estágios do desenvolvimento (sexto instar ou pré-pupa), quando o tratamento dos resíduos é então finalizada e as larvas são separadas. Uma pequena porção (< 5%) das larvas coletadas (separadas dos resíduos do tratamento por peneiramento) é mantida em caixas contendo resíduo larval e solo de modo a estimular a transformação desses organismos em pupas. Essas caixas são mantidas em gaiolas escuras (Figura 2c) até a obtenção das moscas adultas. Por fim, essas gaiolas são conectadas nas de tecido anteriormente citadas, nas quais as moscas adultas são atraídas pela presença de luz (Figura 2d), e lá permanecem, dando início ao ciclo novamente.



**Figura 3.** Fluxograma do desenvolvimento da mosca soldado-negro (*Hermetia illucens*). Adaptado de NUS Wiki (2020).

O tratamento dos resíduos com larvas de BSF é realizada na maior parte das vezes em caixas plásticas (medidas aproximadas de 60 x 40 x 12 cm) empilhadas em estruturas semelhantes a estantes (Figura 4a). Nessas caixas são dispostas entre 10 a 15 mil larvas (Figura 4b), as quais consomem em média 12 a 15 kg de resíduos em um período de 14 dias, originando um total de 3,3 kg de larvas (Lalander et al., 2019). É importante ressaltar que o tempo total do processo de tratamento dos resíduos varia de acordo com características físico-químicas dos materiais, como por exemplo umidade, concentração de nitrogênio e abundância de fibras, especialmente a porcentagem de lignina dos resíduos (Barragán-Fonseca et al., 2018).



**Figura 4.** Estantes contendo caixas plásticas para o tratamento de resíduos orgânicos com larvas de *Hermetia illucens* (A); detalhe da caixa para tratamento de resíduos com 10 mil mini-larvas depositadas no meio da caixa (B). Fonte: autor.

Algumas características do tratamento de resíduos com larvas de BSF são essenciais para avaliar a adequabilidade do processo, dentre elas a redução da biomassa de resíduos, o aspecto final do resíduo oriundo do tratamento e o crescimento das larvas. Em um estudo com larvas de BSF utilizadas para o tratamento de resíduos sólidos municipais (compostos principalmente por restos de comida), Diener et al. (2011) observaram uma redução média de 68% (em base seca) da biomassa inicial disposta como substrato para o crescimento das larvas. Os autores deste estudo utilizaram um sistema “plug-flow” contínuo para a produção de larvas e tratamento de resíduos, o qual possuía apenas uma entrada de resíduos e uma saída, onde eram coletadas as pré-pupas ao final do processo. Esse sistema não é mais utilizado atualmente, pois possui risco de contaminação de todo o lote caso seja inserido um substrato contaminado com algum patógeno ou produto, além do fato de que atualmente se prioriza coletar as larvas ao invés das pré-pupas ou pupas ao final do tratamento, devido ao seu maior valor nutricional (Liu et al., 2017).

No estudo conduzido por Tschirner e Simon (2015), os autores testaram três dietas para o crescimento de larvas de BSF, sendo uma dieta controle (farelos de vegetais), outra rica em proteínas e uma terceira dieta rica em fibras. A redução da biomassa de resíduos variou entre as dietas, sendo mais elevada na dieta controle (58%) em relação à dieta rica em proteína (38%), a qual apresentou altas taxas de mortalidade. Semelhantemente, Lalander et al. (2019) observaram taxas de redução da biomassa de resíduos de 46% quando as larvas eram alimentadas com grandes quantidades de proteínas e redução de 85% em seu tratamento controle, composto por ração de frangos. O tempo de permanência das larvas nas caixas de tratamento foram semelhantes entre si, portanto as características dos materiais influenciaram diretamente o andamento do processo.

Ao longo do processo de consumo dos resíduos orgânicos, as larvas se movimentam continuamente pelas caixas de tratamento e conseqüentemente aeram os materiais. Desta maneira, ao final do processo espera-se que os mesmos estejam consumidos e que o resíduo do tratamento esteja visualmente seco e fácil de separar das larvas, sendo este um dos parâmetros mais importantes a se considerar, especialmente em grandes estações de tratamento de resíduos, pois se não houver separação rápida, simples e efetiva das larvas, a obtenção deste produto é comprometida e o processo como um todo fica encarecido. Essa questão foi avaliada no estudo desenvolvido por Cheng et al. (2017), no qual diferentes níveis de umidade nos substratos ofertados às larvas foram testados. Os autores verificaram que a umidade inicial dos resíduos não influenciou o crescimento e sobrevivência das larvas,

porém ressaltaram que no caso de os resíduos possuírem umidade acima de 75% na entrada do sistema, a separação dos produtos finais é comprometida.

Além da umidade dos resíduos orgânicos, outros fatores influenciam no andamento do processo. Parra Paz et al. (2015) avaliaram diferentes densidades de larvas em caixas de tratamento de resíduos e observaram que quando o objetivo é reduzir a biomassa inicial de resíduos e obter biomassa de insetos como principal produto, densidades de 5 larvas-cm<sup>-2</sup> podem ser adequadas. Já no trabalho de Banks et al. (2014), os autores avaliaram o andamento do processo de tratamento de fezes humanas frente a diferentes frequências de fornecimento desse resíduo às larvas e concluíram que, em baixas densidades, não é necessário fornecer os resíduos parcelados em diferentes dias, pois isso reduz a capacidade de crescimento das larvas. No entanto, hoje é sabido que dependendo das características do resíduo a ser tratado (e.g. densidade), o fornecimento de uma quantidade muito grande de uma só vez nas caixas de tratamento pode ser prejudicial, pois pode tornar o meio anaeróbio, além da possibilidade de microrganismos termofílicos passarem a consumir os resíduos aumentando sua incidência, tornando o meio excessivamente quente para as larvas e assim comprometendo o processo (Lalander et al., 2019).

O processo de tratamento de resíduos com as larvas de BSF geralmente se inicia quando as larvas possuem aproximadamente 0,0015g e dependendo do resíduo ofertado, as larvas podem crescer até 200 vezes seu peso inicial. Segundo Barragán-Fonseca et al. (2018), de modo a atingir crescimento satisfatório, as larvas devem ser alimentadas com proporções adequadas de carboidratos e proteínas de alta qualidade. Os autores elaboraram diferentes misturas de substratos de modo a atingir proporções distintas entre proteínas e carboidratos e observaram que larvas alimentadas com teores crescentes de proteína atingem maior peso ao final do processo em comparação com larvas alimentadas somente com carboidratos, além de acumularem mais gordura corporal. Lim et al. (2019) também avaliaram diferentes proporções de carboidratos e proteínas ofertadas às larvas de BSF e concluíram que maiores níveis de proteína são benéficos para a aceleração do processo, além de aumentarem a palatabilidade das larvas como ingrediente proteico.

A oferta de quantidades insuficientes de proteína para as larvas é prejudicial no crescimento, na sobrevivência, na composição corporal final das larvas e no tempo de processo. Liu et al. (2018) observaram taxas de sobrevivência reduzidas quando larvas de BSF foram alimentadas com grama semi-digerida (após o processo de digestão com enzimas específicas) contendo 15% de proteína, em comparação com resíduos de cervejaria (22.6%

de proteína). Adicionalmente, o tempo total de processo foi de 70 dias para a grama e 15 dias para o resíduo de cervejaria. Os autores afirmaram também que os altos teores de lignina nos resíduos da grama interferiram na capacidade de consumo pelas larvas.

Lalander et al. (2019) testaram onze substratos diferentes no crescimento de larvas de BSF e observaram que em um período de 10 dias, larvas alimentadas com uma combinação entre resíduos vegetais e resíduos oriundos de um abatedouro de ovelhas (composto pelo conteúdo estomacal dos animais, sangue, vísceras e fezes contendo 56% de proteína bruta em base seca) atingiram peso final acima de 0,3g, superando significativamente outros resíduos como ração de frangos, resíduos domiciliares, lodo de esgoto e fezes humanas.

Os objetivos principais do processo de tratamento de resíduos com larvas de BSF referem-se à redução dos grandes volumes de resíduos orgânicos gerados, produzir biomassa de larvas que pode servir como fonte proteica em dietas para animais de produção e um fertilizante que pode servir de corretivo em solos degradados. No entanto, outros benefícios de gerir resíduos orgânicos com essas larvas foram observados na literatura, como a metabolização de agrotóxicos e medicamentos que podem estar presentes em resíduos e a capacidade de redução de microrganismos patogênicos em resíduos contaminados.

Resíduos vegetais e animais podem conter altas concentrações de produtos químicos utilizados ao longo dos processos produtivos que os envolvem devido à sua acumulação em tecidos orgânicos, como é o caso de pesticidas e antibióticos. Tecnologias de tratamento de resíduos podem não ser adequadas para eliminar esses compostos, os quais podem permanecer acumulados nos produtos finais, trazendo malefícios para o meio ambiente (Brodin et al., 2013). No estudo conduzido por Lalander et al. (2016) foi avaliado o destino de três produtos farmacêuticos (carbamazepina, roxitromicina e trimetoprima) e dois fungicidas (azoxistrobina e propiconazol) frente ao tratamento com larvas de BSF. Os autores revelaram que o tempo de meia-vida de todos os compostos foi reduzido significativamente frente ao tratamento e que não houve bioacumulação das substâncias nos tecidos das larvas. Assim, a aplicação no solo do fertilizante obtido no processo é segura em relação à possibilidade de propagação desses produtos, assim como a utilização das larvas que consomem resíduos contaminados com essas substâncias.

Reduzir a incidência de organismos patogênicos é um dos objetivos principais de qualquer método de tratamento de resíduos. Esse é um tema amplamente estudado na

compostagem termofílica, a qual se realizada adequadamente e mantiver temperaturas acima de 50 °C por aproximadamente duas semanas na pilha de materiais, garante a sanitização dos mesmos (Patel et al., 2015). De maneira similar à compostagem, existem diversas evidências de que com o tratamento de resíduos orgânicos contaminados utilizando larvas da mosca soldado-negro, é possível sanitizar os mesmos e eliminar alguns patógenos humanos.

Em um dos primeiros trabalhos conduzidos nesse sentido, Erickson et al. (2004) estudaram a dinâmica de crescimento e redução de *Escherichia coli* O157:H7 e *Salmonella enterica* serovar Enteridis em fezes de vacas, frangos e porcos em diferentes temperaturas. Esses patógenos foram inoculados nos resíduos e acompanhados ao longo de todo o processo de consumo dos mesmos pelas larvas. As larvas de BSF foram efetivas na redução da incidência de patógenos quando fezes de frango foram utilizadas como substrato, principalmente em temperaturas próximas a 32 °C. No entanto, as populações de *E. coli* aumentaram em número nas fezes de porcos e de vaca, enquanto as populações de *S. enterica* foram reduzidas até o sexto dia de avaliação, permanecendo estáveis até o final do processo.

Na avaliação da redução de *S. enterica* serovar Typhimurium em fezes humanas frente ao tratamento com larvas de BSF, Lalander et al. (2013) observaram uma redução da concentração na faixa de 6 log<sub>10</sub> de unidades formadoras de colônia nos resíduos após oito dias. No entanto, os mesmos tratamentos não foram efetivos em reduzir a incidência de *Enterococcus* spp. e a viabilidade de ovos do parasito *Ascaris suum*. Resultados semelhantes foram obtidos por Lalander et al. (2015), no qual os autores testaram um reator “plug-flow” onde os resíduos e larvas foram adicionados em uma única entrada do sistema e os produtos finais eram retirados por um único orifício de saída do mesmo. A redução da incidência de *Salmonella* spp. passou de 7 log<sub>10</sub>, enquanto populações de *Enterococcus* spp. e de coliformes termotolerantes não foram afetadas pelo tratamento. Em ambos os trabalhos as larvas ao final do processo não possuíam esses patógenos em seus tecidos. Esses trabalhos demonstram a efetividade seletiva do tratamento de resíduos orgânicos diversos com larvas de BSF, o qual pode tornar seguro resíduos contaminados, permitindo ampliar a utilização dos produtos finais obtidos no processo.

O tratamento de resíduos sólidos orgânicos com larvas de BSF tem se mostrado muito eficiente na redução da biomassa desses materiais, além de economicamente viável em diferentes realidades. Com o desenvolvimento efetivo dessa metodologia será possível reduzir a pressão tanto sobre estoques pesqueiros para obtenção de farinha de peixe quanto

sobre o uso da terra em relação às culturas que servem como fornecedoras de ingredientes proteicos para rações animais, como é o caso da soja.

### **Objetivos**

Com base no exposto acima, esse trabalho teve como objetivo geral avaliar a aplicação de diferentes metodologias para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos gerados em atividades aquícolas, visando o aproveitamento desses resíduos. Os objetivos específicos foram: i) estudar a compostagem termofílica e estabelecê-la no Centro de Aquicultura da Unesp; ii) avaliar a qualidade de compostos orgânicos produzidos com resíduos da aquicultura em relação à composição nutricional e à disponibilização de nutrientes após sua aplicação no solo; iii) estudar a tecnologia de tratamento de resíduos da aquicultura com larvas de BSF; iv) avaliar a qualidade microbiológica dos produtos finais obtidos com o tratamento que utiliza larvas de BSF.

### **Referências Bibliográficas**

Alfaia, R.G.S.M., Costa, A.M., Campos, J.C. Municipal solid waste in Brazil: a review. *Waste Management & Research* 35 (12), 1195-1209, 2017.

Arvanitoyannis I.S., Kassaveti, A. Fish industry waste: treatments, environmental impacts, current and potential uses. *International Journal of Food Science and Technology* 43 (4), 726-745, 2008.

Baloda, S.B., Christensen, L., Trajcevska, S. Persistence of a *Salmonella enterica* serovar Typhimurium DT12 clone in a piggery and in agricultural soil amended with *Salmonella*-contaminated slurry. *Applied and Environmental Microbiology* 67 (6), 2859-2862, 2001.

Banks, I.J., Gibson, W.T., Cameron, M.M. Growth rates of black soldier fly larvae fed on fresh human faeces and their implication for improving sanitation. *Tropical Medicine and International Health* 19 (1), 14-22, 2014.

Barragán-Fonseca, K.B., Dicke, M., Van Loon, J.J.A Influence of larval density and dietary nutrient concentration on performance, body protein, and fat contents of black soldier fly larvae (*Hermetia illucens*). *Entomologia Experimentalis et Applicata* 166 (9), 761-770, 2018.

Berg, B., McClaugherty, C. Plant litter: decomposition, humus formation, carbon sequestration. Springer, 2008.



Bosch, A.C., O'Neill, B., Sigge, G.O., Kerwath, S.E., Hoffman, L.C. Heavy metals in marine fish meat and consumer health: a review. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 96 (1), 32-48, 2016.

Brasil (2012). Lei n. 12.305, de 2 de Agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos (2. ed.). Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2012. 73 p. (Série Legislação; n. 81).

Brasil 2018. *Agenda 2030: Objetivos de Desenvolvimento Sustentável - Metas Brasileiras*. 546 p.

Brodin, T., Fick, J., Jonsson, M., Klaminder, J. Dilute concentrations of a psychiatric drug alter behavior of fish from natural populations. *Science* 339 (6121), 814-815, 2013.

Ceballos, G., Ehrlich, P.R., Barnosky, A.D., García, A., Pringle, R.M., Palmer, T.M. Accelerated modern human-induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Science Advances* 1 (5), e1400253, 2015.

Chen, B., Liu, E., Tian, Q., Yan, C., Zhang, Y. Soil nitrogen dynamics and crop residues. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 34 (2), 429-442, 2014.

Cheng, J.Y.K., Chiu, S.L.H., Lo, I.M.C. Effects of moisture content of food waste on residue separation, larval growth and larval survival in black soldier fly bioconversion. *Waste Management* 37, 315-323, 2017.

Čičková, H., Newton, G.L., Lacy, R.C., Kozánek, M. The use of fly larvae for organic waste treatment. *Waste Management* 35, 68-80, 2015.

Côte, C., Quessy, S. Persistence of *Escherichia coli* and *Salmonella* in surface soil following application of liquid hog manure for production of pickling cucumbers. *Journal of Food Protection* 68 (5), 900-905, 2005.

David, F.S., Proença, D.C., Valenti, W.C. Nitrogen budget in integrated aquaculture systems with Nile tilapia and Amazon River prawn. *Aquaculture International* 25 (5), 1733-1746, 2017.

Diener, S., Solano, N.M.S., Gutiérrez, F.R., Zurbrügg, C., Tockner, K. Biological treatment of municipal organic waste using black soldier fly larvae. *Waste and Biomass Valorization* 2 (4), 357-363, 2011.

Elving, J., Ottoson, J.R., Vinnerås, B., Albiñ, A. Growth potential of faecal bacteria in simulated psychrophilic/mesophilic zones during composting of organic waste. *Journal of Applied Microbiology* 108 (6), 1974-1981, 2010.

EMBRAPA, 2001. Instruções Técnicas da Embrapa Semi-Árido 53. 2 pp.

Erickson, M.C., Islam, M., Sheppard, C., Liao, J., Doyle, M.P. Reduction of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella enterica* serovar Enteritidis in chicken manure by larvae of the black soldier fly. *Journal of Food Protection* 67 (4), 685-690, 2004.

Erisman, J.W., Sutton, M.A., Galloway, J., Klimont, Z., Winiwarter, W. How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience* 1 (10), 636-639, 2008.

Erondu, E.S., Anyanwu, P.E. Potential hazards and risks associated with the aquaculture industry. *African Journal of Biotechnology* 4 (13), 1622-1627, 2005.

FAO (2006). *Plant nutrition for food security. A guide for integrated nutrient management.* 366 pp.

FAO (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals.* Roma. 227 pp.

Fowles, T.M., Nansen, C. Artificial selection of insects to bioconvert pre-consumer organic wastes. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 39:31, 2019.

Gao, M., Li, B., Yu, A., Liang, F., Yang, L., Sun, Y. The effect of aeration rate on forced-aeration composting of chicken manure and sawdust. *Bioresource Technology* 101 (6), 1899-1903, 2010.

Gavilanes-Terán, I., Jara-Samaniego, J., Idrovo-Novillo, J., Bustamante, M.A., Moral, R., Paredes, C. Windrow composting as horticultural waste management strategy - a case study in Ecuador. *Waste Management* 48, 127-134, 2016.

Germer, J., Boh, M.Y., Schoeffer, M., Amoah, P. Temperature and deactivation of microbial faecal indicators during small scale co-composting of faecal matter. *Waste Management* 30, 185-191, 2010.

Ghaly, A.E., Dave, D., Budge, S., Brooks, M.S. Fish spoilage mechanisms and preservation techniques: review. *American Journal of Applied Sciences* 7 (7), 859-877, 2010.

Gold, M., Tomberlin, J.K., Diener, S., Zurbrügg, C., Mathys, A. Decomposition of biowaste macronutrients, microbes, and chemicals in black soldier fly larval treatment: a review. *Waste Management* 82, 302-318, 2018.

Grudziński, M., Pietruszka, A., Sawicki, W. Anaerobic digestion in sanitization of pig slurry and biomass in agricultural biogas plant. *Journal of Microbiology, Biotechnology and Food Sciences* 4 (6), 524-526, 2015.

Herath, S.S., Satoh, S. Environmental impact of phosphorus and nitrogen from aquaculture. In: Davis, D.E. (Ed.) *Feed and Feeding Practices in Aquaculture*. Woodhead Publishing Series in Food Science, Technology and Nutrition. Cambridge: Elsevier, 369-386, 2015.

Hoorweg, D., Bhada-Tata, P. What a waste - a global review of solid waste management. In: *Urban Development Series*, 116 p. World Bank, Washington, DC, EUA.

Illera-Vives, M., Labandeira, S.S., Brito, L.M., López-Fabal, A., López-Mosquera, M.E. Evaluation of compost from seaweed and fish waste as a fertilizer for horticultural use. *Scientia Horticulturae* 186, 101-107, 2015a.

Illera-Vives, M., López-Fabal, A., López-Mosquera, M.E., Ribeiro, H.M. Mineralization dynamics in soil fertilized with seaweed-fish waste compost. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 95 (15), 3047-3054, 2015b.

Inácio, C.T., Miller, P.R.M. Conceitos básicos e microbiologia da compostagem. In: Inácio, C.T., Miller, P.R.M. (Eds.) *Compostagem: Ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos*. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009 p. 31-54.

Index Mundi (2019) Fishmeal Monthly Prices - Euro per Metric Ton. Disponível em: <https://www.indexmundi.com/commodities/?commodity=fish-meal&months=240&currency=eur>, acessado em 27 de dezembro de 2019.

Knudsen, M. Poverty and beyond: small-scale fishing in overexploited marine environments. *Human Ecology* 44 (3), 341-352, 2016.

Kulikowska, D., Gusiatin, Z.M., Bufkowska, K., Kierklo, K. Humic substances from sewage sludge compost as washing agent effectively remove Cu and Cd from soil. *Chemosphere* 136, 42-49, 2015.

Kumar, M., Ou, Y.L., Lin, J.G. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. *Waste Management* 30, 602-609, 2010.

Lalander, C., Diener, S., Magri, M.E., Zurbrügg, C., Lindström, A., Vinnerås, B. Faecal sludge management with the larvae of the black soldier fly (*Hermetia illucens*) - from a hygiene aspect. *Science of the Total Environment* 458-460, 312-318, 2013.

Lalander, C., Diener, S., Zurbrügg, C., Vinnerås, B. Effects of feedstock on larval development and process efficiency in waste treatment with black soldier fly (*Hermetia illucens*). *Journal of Cleaner Production* 208, 211-219, 2019.

Lalander, C., Fidjeland, J., Diener, S., Eriksson, S., Vinnerås, B. High waste-to-biomass conversion and efficient *Salmonella* spp. reduction using black soldier fly for waste recycling. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (1), 261-271, 2015.

Lalander, C., Nordberg, Å., Vinnerås, B. A comparison in product-value potential in four treatment strategies for food waste and faeces - assessing composting, fly larvae composting and anaerobic digestion. *Global Change Biology Bioenergy* 10 (2), 84-91, 2018.

Lalander, C., Senecal, J., Calvo, M.G., Ahrens, L., Josefsson, S., Wiberg, K., Vinnerås, B. Fate of pharmaceuticals and pesticides in fly larvae composting. *Science of the Total Environment* 565, 279-286, 2016.

Laos, F., Satti, P., Walter, I., Mazzarino, M.J., Moyano, S. Nutrient availability of composted and noncomposted residues in a Patagonian Xeric Mollisol. *Biology and Fertility of Soils* 31, 462-469, 2000.

Leroi, F., Joffraud, J.J. 2011. Microbial Degradation of Seafood. In: Montet, D., Ray, R.C. (Eds.) *Aquaculture Microbiology and Biotechnology* (2nd ed.). Science Publishers, Enfield, p. 47-72.

Lim, J.W., Mohd-Noor, S.N., Wong, C.Y., Lam, M.K., Goh, P.S., Beniers, J.J.A., Oh, W.D., Jumbri, K., Ghani, N.A. Palatability of black soldier fly larvae in valorizing mixed waste coconut endosperm and soybean curd residue into larval lipid and protein sources. *Journal of Environmental Management* 231, 129-136, 2019.

Lim, S.L., Lee, L.H., Wu, T.Y. Sustainability of using composting and vermicomposting technologies for organic solid waste biotransformation: recent overview, greenhouse gases emissions and economic analysis. *Journal of Cleaner Production* 111 (A), 262-278, 2016.

Liu, X., Chen, X., Wang, H., Yang, Q., Rehman, K., Li, W., Cai, M., Li, Q., Mazza, L., Zhang, J., Yu, Z., Zheng, L. Dynamic changes of nutrient composition throughout the entire life cycle of black soldier fly. *Plos One* 12 (8), e0182601, 2017.

Liu, Z., Minor, M., Morel, P.C.H., Najar-Rodriguez, A.J. Bioconversion of three organic wastes by black soldier fly (Diptera: Stratiomyidae) larvae. *Environmental Entomology* 47 (6), 1609-1617, 2018.

Lopes, I.G., Souza, L.F., Cruz, M.C.P., Vidotti, R.M. Composting as a strategy to recycle aquatic animal waste: Case study of a research centre in São Paulo State, Brazil. *Waste Management & Research* 37 (6), 590-600, 2019.

López-Mosquera, M.E., Fernández-Lema, E., Villares, R., Corral, R., Alonso, B., Blanco, C. Composting fish waste and seaweed to produce a fertilizer for use in organic agriculture. *Procedia Environmental Sciences* 9, 113-117, 2011.

Manna, M.C., Swarup, A., Wanjari, R.H., Singh, Y.V., Ghosh, P.K., Singh, K.N., Tripathi, A.K., Saha, M.N. Soil organic matter in a west Bengal inceptisol after 30 years of multiple cropping and fertilization. *Soil Science Society of America Journal* 70 (1), 121-129, 2006.

Mantovani, J.R., Ferreira, M.E., Cruz, M.C.P., Barbosa, J.C. Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 29, 817-824, 2005.

Mantovani, J.R., Ferreira, M.E., Cruz, M.C.P., Barbosa, J.C., Freiria, A.C. Mineralização de carbono e de nitrogênio provenientes de composto de lixo urbano em Argissolo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 30, 677-684, 2006.

MAPA (2009). Instrução Normativa N° 25 SDA/MAPA 25/2009.

Marchaim, U., Gelman, A., Braverman, Y. Reducing waste contamination from animal-processing plants by anaerobic thermophilic fermentation and be flesh fly digestion. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 109, 107-115, 2003.

Martinez-Porchas, M., Martinez-Cordova, L.R. World Aquaculture: environmental impacts and troubleshooting alternatives. *The Scientific World Journal* 2012, Article ID389623, 2012.

Morris, G.K., Martin, W.T., Shelton, W.H., Wells, J.G., Brachman, P.S. Salmonellae in fish meal plants: relative amounts of contamination at various stages of processing and a method of control. *Applied Microbiology* 19 (3), 401-408, 1970.

Nações Unidas no Brasil - ONU BR 2019. *Plataforma Agenda 2030 - Acelerando as transformações para a Agenda 2030 no Brasil*. Disponível em <http://www.agenda2030.com.br>. Acessado em 27 de dezembro de 2019.

Ngoc, U.N., Schnitzer, H. Sustainable solutions for solid waste management in Southeast Asian countries. *Waste Management* 29 (6), 1982-1995, 2009.

Oliveira, M.M., Coldebella, A., Filho, P.B., Oliveira, P.A.V. Aeration frequency on accelerated composting of animal carcasses. *Ciência e Agrotecnologia* 42 (6), 653-665, 2018.

Orrico Junior, M.A.P., Orrico, A.C.A., Manarelli, D.M., Lopes, W.R.T., Schwingel, A.W. Estimated reduction in solids during sheep bedding composting as a function of the composition of the organic fractions. *Compost Science & Utilization* 26 (2), 91-97, 2018.

Pandey, P.K., Cao, W., Biswas, S., Vaddella, V. A new closed loop heating system for composting of green and food wastes. *Journal of Cleaner Production* 133, 1252-1259, 2016.

Parra Paz, A.S., Carrejo, N.S., Gómez Rodriguez, C.H. Effects of larval density and feeding rates on the bioconversion of vegetable waste using black soldier fly larvae *Hermetia illucens* (L.), (Diptera: Stratiomyidae). *Waste and Biomass Valorization* 6 (6), 1059-1065, 2015.

Patel, J.R., Yossa, I., Macarisin, D., Millner, P. Physical covering for control of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella* spp. in static and windrow composting processes. *Applied and Environmental Microbiology* 81, 2063-2074, 2015.

Radziemska, M., Mazur, Z. Effect of compost from by-product of the fishing industry on crop yield and microelement content in maize. *Journal of Ecological Engineering* 16 (4), 168-175, 2015.

Radziemska, M., Vaverková, M.D., Adamcová, D., Brtnický, M., Mazur, Z. Valorization of fish waste compost as a fertilizer for agricultural use. *Waste and Biomass Valorization* 10, 2537-2545, 2019.

Salomone, R., Saija, G., Mondello, G., Giannetto, A., Fasulo, S., Savastano, D. Environmental impact of food waste bioconversion by insects: application of Life Cycle Assessment to process using *Hermetia illucens*. *Journal of Cleaner Production* 140 (2), 890-905, 2017.

Shindo, H., Nishio, T. Immobilization and remineralization of N following addition of wheat straw into soil: determination of gross N transformation rates by <sup>15</sup>N-ammonium isotope dilution technique. *Soil Biology and Biochemistry* 37 (3), 425-432, 2005.

Sims, J.T. Nitrogen mineralization and elemental availability in soil amended with cocomposted sewage sludge. *Journal of Environmental Quality* 19, 669-675, 1995.

Smith, J.L., Papendick, R.I., Bezdicek, D.F. Soil organic matter dynamics and crop residue management. In: Metting Jr, F.B. (Ed.) *Soil microbial ecology: applications in agricultural and environmental management*. Marcel Dekker Inc., p. 65-94, 1992.

Talbot, C., Hole, R. Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology* 10 (4), 258-270, 1994.

Tomberlin, J.K., Barton, B.T., Lashley, M.A., Jordan, H.R. Mass mortality events and the role of necrophagous invertebrates. *Current Opinion in Insect Science* 23, 7-12, 2017.

Tomberlin, J.K., Sheppard, D.C., Joyce, J.A. Selected life-history traits of black soldier flies (Diptera: Stratiomyidae) reared on three artificial diets. *Annals of the Entomological Society of America* 95 (3), 379-386, 2002.

Tschirner, M., Simon, A. Influence of different growing substrates and processing on the nutrient composition of black soldier fly larvae destined for animal feed. *Journal of Insects as Food and Feed* 1 (4), 249-259, 2015.

Vidotti, R.M., Lopes, I.G. Resíduos orgânicos gerados na piscicultura. *Pesquisa & Tecnologia* 13, 1-6, 2016.

Zhu, N. Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresource Technology* 98, 9-13, 2007.

## **CAPÍTULO I - Compostagem como estratégia de reciclagem de resíduos de animais aquáticos: estudo de caso de um centro de pesquisa no Estado de São Paulo, Brasil**

Ivã Guidini Lopes<sup>1‡</sup>, Luiz Fernando de Souza<sup>1</sup>, Mara Cristina Pessoa da Cruz<sup>2</sup>, Rose Meire Vidotti<sup>1,3</sup>

<sup>1</sup> Centro de Aquicultura da Unesp - UNESP. Universidade Estadual Paulista. Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n, 14884-900, Jaboticabal/SP, Brasil.

<sup>2</sup> Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da UNESP. Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n, 14884-900, Jaboticabal/SP, Brasil.

<sup>3</sup> Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios. Rodovia Washington Luiz km 372, 15830-000 Pindorama/SP, Brasil.

Artigo publicado no periódico *Waste Management & Research*, v 37 (6), 590-900, 2019.

‡Autor correspondente: ivanguid@gmail.com

### **Resumo**

A aquicultura é uma atividade de rápido crescimento no Brasil e no mundo, responsável pela geração de grandes volumes de resíduos desde a produção de alevinos até o consumo final. Dentre diversas possibilidades para o tratamento desses resíduos, a compostagem em leiras se destaca por ser um método simples e de baixo custo. Nesse estudo, 16 leiras foram montadas com serragem de madeira e cascas de amendoim e manejadas de acordo com dois métodos: um com a recarga de carcaças de animais aquáticos e outro sem recargas. Uma descrição das ocorrências diárias e um detalhamento dos manejos adotados foram realizados. Temperatura e umidade foram monitoradas no início e ao final do processo de decomposição e após 60 e 100 dias de maturação, análises físico-químicas foram realizadas no produto final para avaliar sua qualidade. Um teste de germinação de sementes foi realizado para avaliar a fitotoxicidade dos compostos. Todas as leiras excederam 55 °C por mais de 15 dias (com o auxílio de revolvimentos) e os índices de germinação foram maiores do que 50%, para sementes de alface e de agrião. A concentração de nitrogênio total nos compostos variou entre 22,1 e 33,2 g kg<sup>-1</sup> e as relações C/N obtidas foram abaixo de 20, enquanto os valores de pH dos compostos foram acima de 6,0. A maturação por 60 e 100 dias não influenciou em nenhuma das características físico-químicas avaliadas em todos os compostos, portanto esta prática pode ser evitada, evitando-se o uso desnecessário de terra e o aumento dos custos de produção. O tipo de manejo ao longo da compostagem influenciou a quantidade total de nitrogênio, nitrogênio inorgânico, relação C/N, matéria orgânica e pH dos compostos produzidos, sendo recomendada a recarga de carcaças de animais aquáticos para aumentar a estabilidade e qualidade dos compostos orgânicos.

**Palavras-chave:** aquicultura, resíduos, composto, maturação, ecotecnologia, meio ambiente.



## **Introdução**

A aquicultura, tal como outros setores de produção alimentar, tem estado sob pressão constante para aumentar produtividades, mantendo os padrões de eficiência que garantem a sustentabilidade da atividade a longo prazo. De acordo com a FAO (2016), a produção de pescados superou a marca de 167 milhões de toneladas em 2014, com 44% desse total sendo representado pela aquicultura. No Brasil, a produção aquícola foi superior a 500 mil toneladas em 2016 (IBGE, 2017), principalmente devido ao esforço do desenvolvimento científico e da transferência de resultados para a cadeia produtiva. A pesquisa científica no Brasil é realizada principalmente em centros de pesquisa e universidades públicas. Mais de 20 centros de pesquisa em aquicultura existem no país, nos quais pesquisas científicas são constantemente realizadas e, assim como em produções aquícolas, esses centros geram grandes quantidades de resíduos que devem ser gerenciados.

Os resíduos gerados nesses centros são compostos, em sua maioria, por animais inteiros que morreram naturalmente e por partes do corpo desses animais, como carcaças, cabeças, vísceras, ossos, escamas e sangue, os quais se assemelham aos resíduos gerados em grandes produções (Vidotti e Lopes, 2016). Esses resíduos são frequentemente depositados em locais inadequados e sem tratamento prévio, podendo causar maus odores e contaminações severas no solo e em águas subterrâneas (Arvanitoyannis e Kassaveti, 2008; Kim e Kim, 2015; Lashley et al., 2018). A principal lei relativa à gestão de resíduos no Brasil (Lei Federal 12.305 - Política Nacional de Resíduos Sólidos) não determina pontualmente quais ações devem ser tomadas para o destino desses resíduos, assim como não especifica a inspeção sobre o descarte dos mesmos, sendo portanto inaplicável em diversos casos (Brasil, 2010). Nesse sentido, a falta de planejamento prévio e de investimentos em infraestrutura para o manejo desses resíduos é comum na maioria dos empreendimentos aquícolas, sejam eles de pesquisa ou produção.

Resíduos de animais aquáticos possuem altas cargas orgânicas e quantidades significativas de nutrientes de plantas (e.g. N, P, K, Ca e Mg), os quais podem ser aproveitados quando gerenciados adequadamente (Radziemska et al., 2018). Dentre diversas estratégias de manejo, a compostagem em leiras se destaca como um método simples e de baixo custo (Brogaard et al., 2015; Lalander et al., 2018), o qual permite a produção de fertilizantes orgânicos ricos em nutrientes que podem ser utilizados na agricultura, trazendo diversos benefícios para a fertilidade do solo e para a recuperação de áreas degradadas (Illera-Vives et al., 2015a; Sreesai et al., 2013). A compostagem com resíduos da aquicultura

é simples, pois estes possuem altas concentrações de N e alta umidade, fatores que auxiliam o processo pois facilitam atingir temperaturas altas rapidamente, as quais são necessárias para a decomposição inicial dos materiais e de sua sanitização (Andreev et al., 2017; Mengistu et al., 2017).

A compostagem de resíduos de animais aquáticos foi estudada por diversos autores e foi comprovada como método eficiente para esse tipo de resíduo. López-Mosquera et al. (2011) estudaram a compostagem de algas marinhas e casca de pinheiros como fontes de carbono, obtendo compostos com relação C/N de aproximadamente 22,5. Illera-Vives et al. (2015b) avaliaram a mineralização de C e N de compostos produzidos com carcaças de peixes e algas marinhas, verificando que os produtos eram estáveis e capazes de suprir as demandas de N por diversas culturas agrícolas. Similarmente, Radziemska et al. (2018) estudaram os efeitos de um composto produzido com casca de pinheiro e resíduos de pescados no crescimento de alface (*Lactuca sativa* L.) e na germinação de sementes de mostarda branca (*Sinapis alba* L.). Os autores observaram grande acumulação de nutrientes nas plantas e concluíram que os compostos não eram fitotóxicos.

Apesar dos resultados positivos encontrados nesses trabalhos, a maioria das pesquisas com o processo de compostagem com carcaças de animais aquáticos não traz detalhes sobre o processo em si, tornando difícil a replicação dos resultados e obtenção dos produtos descritos. Por ser um método simples e eficiente, a compostagem em leiras deve ser detalhada, de forma a facilitar sua utilização como método de tratamento de resíduos em diversos setores, desde centros de pesquisa até pequenos e grandes produção aquícolas.

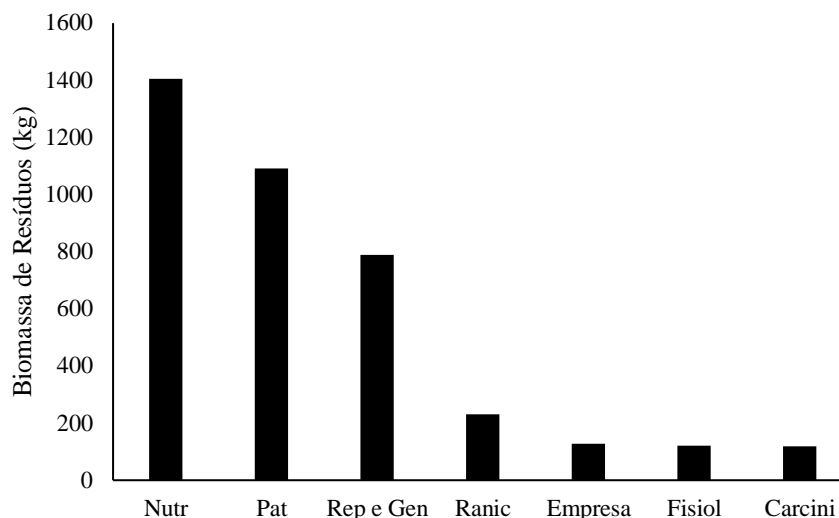
Os objetivos do presente estudo foram: (i) avaliar a compostagem em leiras como estratégia de tratamento para os resíduos gerados em um centro de pesquisa no Estado de São Paulo, utilizando diferentes substratos vegetais e métodos de manejo; (ii) descrever em detalhes o progresso da compostagem para facilitar a replicação dos dados obtidos; (iii) avaliar características físico-químicas dos compostos produzidos, visando sua aplicação em culturas agrícolas.

## **Materiais e Métodos**

### *Local e delineamento experimental*

Os experimentos foram realizados no Setor de Compostagem do Centro de Aquicultura da Unesp (Caunesp), Jaboticabal/SP, Brasil (21°14'17.8''S, 48°17'33.4''W), entre fevereiro e dezembro de 2017. Peixes, rãs e crustáceos inteiros, carcaças moídas,

vísceras, dentre outros, foram coletados nos laboratórios e setores de experimentação animal do Caunesp e em uma empresa local (para suprir a demanda de coleta de resíduos da prefeitura da cidade). Os setores mencionados são de experimentação com peixes, camarões e rãs, os quais fornecem estes organismos para a pesquisa científica e para produções locais. As quantidades coletadas foram periodicamente registradas e os resíduos estão referidos neste trabalho como carcaças. Em 20 meses, 3890 kg de carcaças foram coletadas (Figura 1), sendo parte desse total utilizada neste estudo.



**Figura 1.** Biomassa de resíduos de animais aquáticos (kg) coletadas nos laboratórios e setores do Centro de Aquicultura da Unesp (Caunesp) e em uma empresa privada, entre outubro de 2016 e maio de 2018. **Nutr:** laboratório de nutrição de peixes; **Pat:** laboratório de patologia; **Rep e Gen:** laboratório de reprodução e melhoramento genético; **Ranic:** setor de ranicultura; **Empresa:** empresa privada local; **Fisiol:** laboratório de fisiologia; **Carcini:** setor de carnicultura.

Quatro tratamentos foram definidos em um esquema fatorial 2 x 2, no qual foram utilizados dois substratos como fonte de C (serragem de madeira e cascas de amendoim) e dois métodos de manejo (com e sem a recarga de resíduos animais), com quatro réplicas cada, para avaliar o tempo total de compostagem, a evolução da decomposição dos resíduos e as características físico-químicas dos compostos produzidos. Cascas de amendoim foram escolhidas como substrato por ser um resíduo local e abundante na região.

A relação de peso entre substratos e carcaças nos tratamentos sem recargas (serragem de madeira (WS) e cascas de amendoim (PS)) foi de 0,8: 1,0, enquanto nos tratamentos com recargas (WSR e PSR) foi de 0,5: 1,0. Em WS e WSR, o substrato foi a serragem de *Eucalyptus* sp., enquanto em PS e PSR foram cascas de amendoim *Arachis hypogaea* L. A caracterização química dos materiais utilizados está apresentada na Tabela 1.

**Tabela 1.** Caracterização físico-química dos substratos vegetais (n = 3) e dos resíduos animais utilizados (n = 10).

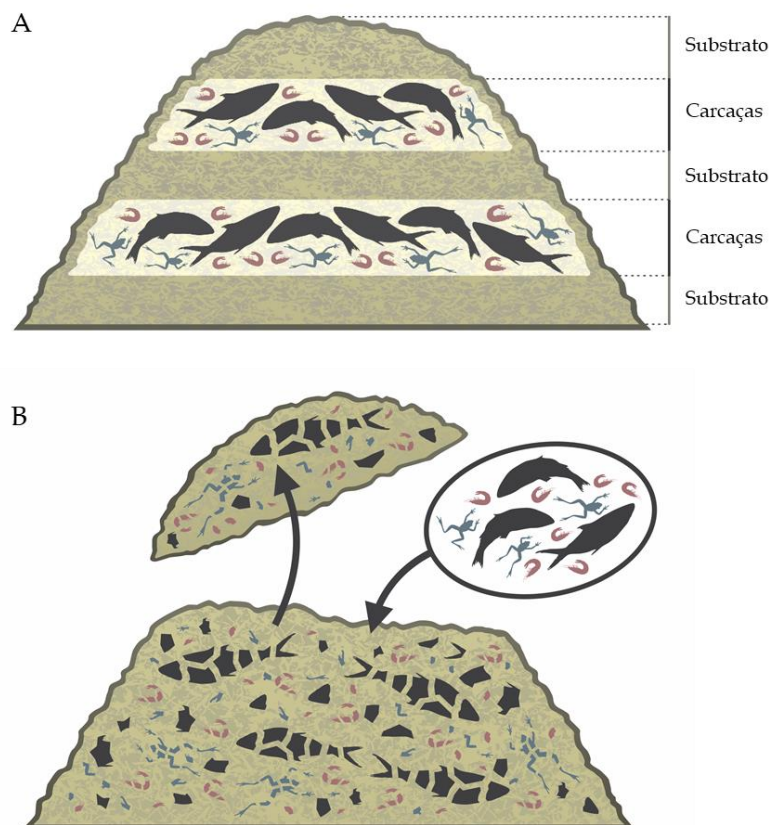
	<b>Serragem de Madeira</b>	<b>Cascas de Amendoim</b>	<b>Carcaças de Animais</b>
<b>C (g kg<sup>-1</sup>)</b>	489,4 ± 11,1	485,7 ± 9,6	533,0 ± 10,1
<b>N<sub>T</sub> (g kg<sup>-1</sup>)</b>	1,9 ± 0,1	12,6 ± 0,2	80,1 ± 2,3
<b>C/N</b>	257,9 ± 9,24	38,4 ± 2,11	5,73 ± 0,07
<b>Celulose (%)</b>	44,62 ± 0,7	32,93 ± 0,6	ND
<b>Hemicelulose (%)</b>	14,89 ± 0,3	14,50 ± 0,5	ND
<b>Lignina (%)</b>	24,32 ± 0,6	32,65 ± 0,4	ND
<b>MO (%)</b>	87,4 ± 1,0	80,5 ± 0,7	63,3 ± 0,3
<b>MM (%)</b>	0,11 ± 0,0	4,09 ± 0,2	11,4 ± 0,1

Valores apresentados como média ± desvio padrão. C: carbono orgânico; N<sub>T</sub>: nitrogênio total; C/N: relação carbono: nitrogênio; MO: matéria orgânica; MM: matéria mineral; ND: não determinado.

#### *Instalação e manutenção das leiras*

O balanço inicial da relação C/N em 25-30 partes de C para uma parte de N é preconizado como essencial para o bom andamento inicial da compostagem (EMBRAPA, 2001). No entanto, devido à grande variedade de materiais e condições os quais se encontram no momento da montagem das leiras (e.g. poda de diferentes espécies de árvore, umidade e disponibilidade dos resíduos), alcançar essa relação não é algo simples e, na maioria dos casos inviável. Portanto, as proporções de materiais utilizadas na montagem das leiras foram baseadas em estudos piloto realizados no Setor de Compostagem, e foram escolhidas de modo a utilizar o mínimo possível de substrato vegetal, de modo a manter o formato das leiras mantendo boa aeração interna.

A montagem das leiras foi realizada da seguinte maneira: em relação aos tratamentos WS e PS, uma camada inicial de 25 kg de substrato vegetal foi disposta, seguida por 40 kg de carcaças, 24 kg de substrato, mais 40 kg de carcaças e uma última camada (15 kg) de substrato (Figura 2a); em relação aos tratamentos WSR e PSR, uma camada inicial de 18 kg de substrato foi disposta, seguida por 25 kg de carcaças, 11 kg de substrato, 25 kg de carcaças e uma última camada de 11 kg de substrato vegetal. O restante das carcaças em WSR e PSR (30 kg) foi adicionado em dois eventos de recargas nas leiras pré-existentes, no momento do primeiro e segundo revolvimento ou ajuste da umidade realizado nas mesmas. Nesses eventos de revolvimento, após a homogeneização dos materiais, as carcaças foram uniformemente adicionadas no centro das leiras, as quais foram posteriormente reestruturadas (Figura 2b). Após a montagem, a área ocupada por cada leira foi medida com auxílio de uma fita métrica.



**Figura 2.** Representação esquemática da montagem inicial das leiras de compostagem em camadas (A) e de um evento de recarga com carcaças de animais aquáticos em uma leira pré-existente, evidenciando a homogeneização dos materiais em decomposição junto com o substrato (B).

A necessidade de manejo das leiras foi definida com base em duas variáveis, temperatura e umidade. Desta maneira, quando uma dessas variáveis se encontravam fora dos limites previstos na literatura como adequados ( $> 40\text{ }^{\circ}\text{C}$  e  $< 60\%$  de umidade ao longo dos primeiros dias de tratamento) (Bustamante et al., 2012; Eggen e Vethe, 2001; Lopes et al., 2017; Richard et al., 2002; Valente et al., 2009), um revolvimento completo dos materiais foi realizado manualmente (o que ocorreu em média a cada sete dias), com adição de água. Os volumes adicionados variaram de acordo com a umidade existente em cada leira, pois o objetivo era manter a umidade entre 40 e 60% no interior das mesmas (Richard et al., 2002).

O manejo realizado nas leiras foi acompanhado por registros diários de todas as ocorrências percebidas, como a atração de animais, mudanças no formato das leiras e a geração de percolado, os quais estão apresentados mais adiante neste capítulo. A temperatura foi aferida com auxílio de um termômetro de dois canais acoplado a uma sonda tipo K (Minipa - Instrutemp<sup>®</sup>), enquanto a umidade foi medida a cada dois dias com o auxílio de um analisador de umidade (MOC63u, Shimadzu Corporation).

### *Amostragem e análises físico-químicas*

Ao final de cada experimento, os compostos finais foram pesados em sua totalidade, homogeneizados e três amostras foram coletadas em cada leira. Estas foram secas em uma estufa de circulação de ar (65 °C) por 16 h, moídas e passadas em peneira de 1 mm e armazenadas em uma câmara seca para posterior análise. Após a coleta dessas amostras, imediatamente ao final do experimento, os compostos foram mantidos em local arejado durante 100 dias para que ocorresse a maturação dos mesmos. Assim, após 60 e 100 dias do final dos processos de compostagem de cada tratamento, uma amostra composta foi coletada de cada leira e preparada para análise de acordo com os procedimentos descritos anteriormente.

As amostras foram avaliadas para os seguintes atributos: pH, matéria orgânica (%), cinzas (%), nitrogênio total ( $N_T$ ) e carbono total ( $C_T$ ) ( $g\ kg^{-1}$ ), relação C/N, celulose (%), hemicelulose (%) e lignina (%). Adicionalmente, as formas inorgânicas de nitrogênio ( $NH_4^+$  e  $NO_3^-$ ) foram analisadas de acordo com método descrito em Cantarella e Trivelin (2001). Em sub-amostras de 10 g, o pH foi aferido com auxílio de uma solução de  $CaCl_2$  ( $0,01\ mol\ L^{-1}$ ) e as determinações de matéria orgânica e cinzas foram feitas em sub-amostras (0,5 g), as quais foram pesadas em cadinhos de porcelana e queimadas em forno tipo mufla (550 °C) (Alcarde, 2009). As análises de  $N_T$  e  $C_T$  foram realizadas em um analisador elementar LECO® CN628, enquanto os teores de fibras e lignina foram avaliados segundo o método sequencial com detergentes, proposto por Robertson e Van Soest (1981).

### *Teste de germinação de sementes*

O teste de germinação de sementes proposto por Zucconi et al. (1981) foi realizado para avaliar a fitotoxicidade dos compostos produzidos, utilizando sementes de alface (*Lactuca sativa*) e agrião (*Nasturtium officinale*). Para isso, 10 g de cada composto (matéria seca) foram umedecidos até 60% da capacidade de retenção de água e após 30 min, diferentes volumes de água deionizada foram adicionados aos compostos, de modo que para cada amostra, um total de 100 mL tenha sido utilizado. As suspensões foram agitadas por 30 min e filtradas em papel de filtro Whatman (0,45  $\mu m$ ). Em caixas plásticas tipo Gerbox (11 x 11 x 3,5 cm) contendo duas folhas de papel filtro, 20 sementes foram dispostas junto a 10 mL dos extratos, como sugerido por Luo et al. (2018). Um tratamento controle foi delineado para cada espécie, utilizando 10 mL de água deionizada, e quatro repetições foram montadas por composto testado. As sementes de alface e agrião foram mantidas a 16 °C e 25 °C,

respectivamente, em câmaras de germinação com fotoperíodo de 12/12 por 120 h. A porcentagem de germinação (número de sementes germinadas em cada tratamento) e a alongação das partes aérea e radicular foram avaliadas.

#### *Análises estatísticas*

Os resultados foram avaliados quanto à normalidade (teste de Cramér-von-Mises) e homoscedasticidade (teste de Box-Cox). Considerando um esquema fatorial 2 x 2 com quatro repetições, o rendimento, a área e os atributos físico-químicos dos compostos produzidos foram avaliados por uma análise de variância de duas vias (*two-way* ANOVA), de modo a buscar a influência de cada fator (substrato e manejo adotado) nos resultados obtidos, assim como de sua interação. Em seguida, com o objetivo de encontrar diferenças significativas entre as médias de cada fator, foi adotado o teste de Tukey a 5% de probabilidade. As características dos compostos em maturação (por 60 e 100 dias) foram comparados por uma ANOVA de uma via com as variáveis obtidas imediatamente após o final da compostagem. Os dados referentes à germinação de sementes foram avaliados por uma *one-way* ANOVA seguida do teste de Dunnett, também ao nível de 5% de probabilidade. Os testes foram realizados com o auxílio do software R (versão 3.5.0, 2018).

### **Resultados e Discussão**

#### *Descrição das ocorrências diárias nas leiras*

O monitoramento das ocorrências diárias nas leiras de compostagem é essencial para descrições futuras do processo e para a replicação de dados publicados. A falta de informações técnicas detalhadas ao longo da decomposição dos materiais caracteriza uma lacuna na compreensão dos processos de compostagem, dificultando a adoção desse método de tratamento de resíduos pelos gestores de empreendimentos aquícolas e outros atores da produção animal.

A montagem das leiras foi feita em camadas (Figura 3a) e nos dias subsequentes foi possível observar a geração de percolado em todas as leiras, mesmo que em pequenas quantidades (Figura 3b). Pelo fato de as leiras terem sido dispostas em lonas plásticas, o percolado não lixiviou e pôde ser reintroduzido manualmente nas mesmas. Semelhantemente, foi possível observar um aumento da umidade e escurecimento no topo das leiras após 5 a 7 dias do início do experimento (Figura 3b). Posteriormente a este escurecimento dos materiais, algumas carcaças estavam parcialmente expostas, causando a atração de animais indesejados, como moscas, besouros, pequenos pássaros e urubus (os

quais não podiam acessar as leiras, mas foram atraídos pelo odor). De modo a corrigir essa ocorrência, pequenas porções dos substratos foram coletadas da lateral das leiras e colocadas no topo.

A atração de animais foi observada em quase todas as leiras ao longo do experimento. No primeiro dia, pequenas quantidades de moscas foram observadas, as quais permaneceram por 3 a 5 dias no local, até desaparecerem quase por completo. Em seguida, surgiram larvas de mosca nas laterais e no topo das leiras, as quais certamente consumiram parte dos materiais orgânicos dispostos, como sugerido por Lashley et al. (2018). Devido à movimentação desses organismos, o formato das leiras foi comprometido, e por isso as mesmas precisaram ser parcialmente reestruturadas de tempos em tempos. No entanto, não houve em nenhum momento o aparecimento de animais indesejados em quantidades excessivas, o que poderia ter causado desconforto ou problemas para o processo.



**Figura 3.** Montagem da primeira camada com carcaças em uma leira de compostagem (a); leira após sete dias de decomposição, com escurecimento dos materiais no topo e geração de percolado (b); crânio de peixe após 15 dias de decomposição (c); evento de recarga de resíduos e adição de água para manutenção da umidade (d).

Ao longo do processo de decomposição, foi possível observar que a umidade das leiras variava significativamente, desde muito secas até muito úmidas, com uma aparência brilhante em parte dos materiais. A umidade, especialmente durante os primeiros dias, variou de acordo com o tamanho das carcaças adicionadas (Figura 3c), sendo que carcaças maiores permaneceram mais úmidas por mais tempo, enquanto as menores tenderam a perder umidade mais rapidamente. Esse fato influenciou a tomada de decisão sobre a adição de água nas leiras (Figura 3d).



Nos eventos de revolvimento, a água foi adicionada de maneira homogênea até que o aspecto dos materiais estivesse visualmente úmido, e a eficiência da adição de água foi visualizada nos dias subsequentes. Assim, com o objetivo de elevar a umidade de 25-30% para 40-60%, em algumas leiras a adição de até 35 L foi necessária em um único evento de revolvimento, e mesmo com a adição de grandes volumes de água, a geração de percolado não era observada, portanto os materiais absorviam toda a água.

Foi possível observar com grande distinção o início e final das fases termofílica, mesofílica e o final do processo de decomposição, especialmente nos tratamentos WS e PS, nos quais a temperatura variou em menores amplitudes em comparação aos tratamentos WSR e PSR. Estes últimos apresentaram maiores variações de temperatura, pois ao adicionar mais carcaças nas leiras já em processo de decomposição, a temperatura tende a atingir níveis semelhantes aos do início da compostagem. A fase termofílica dos tratamentos WS, PS, WSR e PSR tiveram duração total de 31, 24, 37 e 33 dias, respectivamente.

Nos eventos de recargas (WSR e PSR), pequenos volumes de água foram adicionados (aproximadamente 5 L em cada recarga). Mesmo com a adição de água e carcaças ao mesmo tempo, não foi observada a geração de percolado, evidenciando a alta capacidade de retenção de água no interior das leiras. Mesmo diante de alguns problemas relatados na literatura, como a geração de percolado, exposição de carcaças, atração de animais indesejados, ou mesmo variações inesperadas de temperatura (Inácio e Miller, 2009), nenhum material foi adicionado nas leiras para resolver esses problemas, pois não era desejado alterar as proporções determinadas no início do experimento (0,8: 1,0 em WS e PS e 0,5: 1,0 em WSR e PSR).

No caso de a proporção entre substratos e carcaças ser alterada para garantir, por exemplo, a absorção do percolado gerado, a relação C/N seria conseqüentemente alterada e, ao final do processo, os compostos produzidos terão este e outros atributos fora dos níveis esperados ou recomendados para fins de comercialização, comprometendo sua venda. Nesse sentido, o produtor deverá realizar uma nova compostagem com esses materiais, objetivando-se melhorar suas características.

Com exceção do período de aferição da temperatura e umidade no interior das leiras de compostagem, os quais nem sempre podem ser facilmente medidos por produtores rurais, foi possível concluir que a necessidade de manejo pode ser empírica e dependente das experiências obtidas e observações realizadas pelo experimentador ao longo do processo.

Após adquirir conhecimento, o experimentador deve visualizar a olho nu a necessidade de adicionar água e/ou homogeneizar os materiais, de modo a manter o processo de decomposição ativo e otimizado.

#### *Temperatura, área e rendimento final*

Quando a compostagem é adotada como método de tratamento de resíduos em pisciculturas, é comum observar que os produtores constroem baias fechadas simples, onde depositam os materiais orgânicos, como proposto pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária para resíduos da avicultura e suinocultura (Brasil, 2006). No entanto, esta metodologia é inadequada para o tratamento de carcaças de peixes, pois é impossível alcançar os materiais ao longo de toda a baia, devido à presença de paredes, o que compromete seu revolvimento. Nesse sentido, os produtores continuam adicionando carcaças em pilhas pré-existentes, mas sem realizar o revolvimento dos materiais periodicamente.

A área inicialmente ocupada pelos materiais e o rendimento final dos compostos produzidos estão apresentados na Tabela 2. Como esperado, as leiras dos tratamentos WSR e PSR foram menores em comparação a WS e PS ( $p < 0,001$ ), evidenciando que a adoção de recargas permite a otimização do uso da terra, visto que em espaços reduzidos é possível tratar grandes quantidades de resíduos. Os maiores rendimentos ( $p < 0,001$ ) nas combinações avaliadas foram observados nos tratamentos sem recargas (62,7%) em comparação aos com recarga (51,6%), fato este que pode ser explicado pelo maior tempo de permanência em altas temperaturas ao longo da fase termofílica, o que facilita a quebra de materiais orgânicos (Gavilanes-Terán et al., 2016). A redução de biomassa em WS e PS foi de aproximadamente  $1,25 \text{ kg dia}^{-1}$  (0,86%  $\text{dia}^{-1}$ ), enquanto em WSR e PSR foi de  $1,16 \text{ kg dia}^{-1}$  (0,96%  $\text{dia}^{-1}$ ).

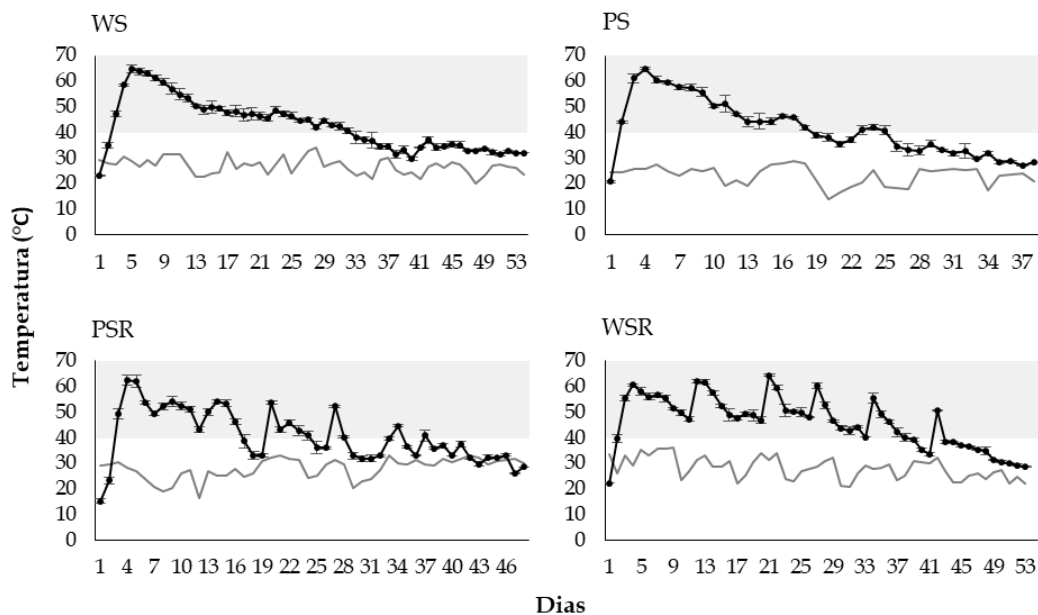
**Tabela 2.** Área inicial (expressa em m<sup>2</sup> por 100 kg de materiais) ocupada pelas leiras de compostagem e rendimento final úmido (%).

Tratamentos	Variáveis	
	Área (m <sup>2</sup> 100kg <sup>-1</sup> )	Rendimento (%)
WS	1,63 ± 0,09	58,5 ± 1,7
PS	1,87 ± 0,20	64,7 ± 6,4
WSR	1,26 ± 0,06	49,3 ± 1,3
PSR	1,15 ± 0,08	54,3 ± 3,2
Substrato	Médias	
Serragem	1,44	53,9
Cascas de Amendoim	1,51	59,5
Manejo		
Sem Recargas	1,75	61,6
Com Recargas	1,20	51,8
Estatísticas	Valor F das variáveis	
Substrato (SBS)	7,8*	30,2***
Manejo (MJ)	75,4***	98,1***
Interação (SBS x MJ)	1,1 <sup>NS</sup>	3,6 <sup>NS</sup>

WS: serragem de madeira sem recargas; PS: cascas de amendoim sem recargas; WSR: serragem com recargas; PSR: cascas de amendoim com recargas. NS: não significativo; \* (p < 0,05); \*\* (p < 0,01); \*\*\* (p < 0,001).

O tempo de compostagem foi de 37 (PS), 47 (PSR) e 53 dias (WS e WSR), todos sendo menores em comparação aos estudos desenvolvidos por López-Mosquera et al. (2011), Valente et al. (2014), Gavilanes-Terán et al. (2016) e Arrigoni et al. (2018), os quais estudaram diferentes tipos de resíduos orgânicos. No presente estudo, a finalização do processo de decomposição foi definida quando, mesmo após a realização de revolvimentos e ajustes da umidade, a temperatura não retorna às fases termofílica ou mesofílica e permanecia próxima à temperatura ambiente, como sugerido por Bernal et al. (1998).

O comportamento da temperatura em todos os tratamentos foi similar ao observado por outros autores, utilizando resíduos orgânicos diversos (Bustamante et al., 2012; Gavilanes-Terán et al., 2016; Laos et al., 1998), como demonstrado na Figura 4. As variações de temperatura em WSR e PSR foram mais frequentes em comparação aos demais tratamentos sem recargas, devido ao fato de que a adição de carcaças em leiras pré-existentes permitiu maior aeração e manutenção da umidade das mesmas, levando ao consequente aumento das comunidades microbianas termofílicas (Inácio e Miller, 2009). Uma maior permanência na fase termofílica é desejável em respeito à rápida degradação da matéria orgânica (Flynn e Wood, 1996; Gavilanes-Terán et al., 2016), o que pode resultar em um processo de compostagem acelerado. Além disso, a estabilidade em temperaturas acima de 55 °C pode garantir a redução de organismos patogênicos como *Salmonella* spp. e *Escherichia coli*, tornando os compostos adequados e seguros para utilização (Andreev et al., 2017; Millner et al., 2014; Orrico Junior et al., 2018; Patel et al., 2015).



**Figura 4.** Perfis de temperatura em leiras de compostagem montadas com substratos vegetais e resíduos animais da aquicultura ( $n = 4$ ). A faixa termofílica (40-70 °C) está indicada por uma faixa cinza. **WS:** serragem de madeira sem recargas; **PS:** cascas de amendoim sem recargas; **WSR:** serragem com recargas; **PSR:** cascas de amendoim com recargas.

#### *Características físico-químicas dos compostos*

Como citado anteriormente, quando a umidade das leiras encontrava-se abaixo de 40%, esta era corrigida por meio da adição de água, como recomendado para a normalidade do processo de compostagem (Richard et al., 2002). O teor final de umidade dos compostos estava similar entre tratamentos com e sem recargas ( $p > 0,05$ ); porém, mais elevado nos tratamentos com cascas de amendoim ( $p < 0,001$ ), indicando que este substrato vegetal possui maior capacidade de retenção de água ao longo do tempo (Tabela 3). A manutenção da umidade é essencial, pois pode acelerar ou retardar a decomposição microbiana (Bazrafshan et al., 2016; Richard et al., 2002). Nesse sentido, substratos com maior capacidade de retenção de água são mais recomendados para a compostagem.

**Tabela 3.** Caracterização físico-química dos compostos produzidos (n = 4) com resíduos vegetais e animais da aquicultura, ao final do período experimental.

	Variáveis										
	Umidade (%)	Cel (%)	Hemicel (%)	Lig (%)	pH	MO (%)	C <sub>T</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	N <sub>T</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg kg <sup>-1</sup> )	Relação C/N
<b>Tratamentos</b>											
WS	26,7 ± 2,6	42,3 ± 3,4	9,8 ± 4,3	24,3 ± 1,8	5,9 ± 0,2	65,2 ± 2,7	460 ± 2,0	22,1 ± 0,9	3858 ± 409	70 ± 15	20,9 ± 1,0
PS	43,3 ± 4,5	33,0 ± 4,7	13,1 ± 4,2	29,0 ± 2,4	6,2 ± 0,3	48,1 ± 5,2	445 ± 26,0	25,3 ± 6,4	1562 ± 616	219 ± 31	15,9 ± 3,1
WSR	35,5 ± 4,3	41,2 ± 4,0	9,1 ± 4,1	19,0 ± 1,6	6,5 ± 0,1	54,2 ± 3,4	460 ± 4,4	31,4 ± 2,3	4829 ± 303	107 ± 38	14,7 ± 1,1
PSR	34,9 ± 4,7	32,0 ± 2,9	13,7 ± 4,0	26,8 ± 2,0	6,5 ± 0,1	54,3 ± 8,2	455 ± 9,2	33,2 ± 2,5	2647 ± 437	67 ± 17	13,8 ± 1,2
<b>Substrato</b>											
Serragem	39,8	37,1	11,7	25,5	6,2	59,7	460	26,7	3253	68	17,8
Cascas de Amendoim	30,5	37,1	11,9	24,0	6,4	50,0	452	29,6	3196	163	14,2
<b>Manejo</b>											
Sem Recargas	35,0	37,6	12,2	26,6	6,1	56,8	455	23,6	2710	144	18,3
Com Recargas	35,3	36,6	11,4	22,9	6,5	53,1	458	32,2	3738	87	14,5
<b>Estatística</b>											
Substrato (SBS)	84,8 <sup>***</sup>	0,1 <sup>NS</sup>	0,0 <sup>NS</sup>	10,8 <sup>**</sup>	13,3 <sup>***</sup>	69,4 <sup>***</sup>	4,0 <sup>NS</sup>	9,5 <sup>**</sup>	0,24 <sup>NS</sup>	9,2 <sup>**</sup>	62,2 <sup>***</sup>
Manejo (MJ)	0,09 <sup>NS</sup>	1,4 <sup>NS</sup>	0,9 <sup>NS</sup>	65,4 <sup>***</sup>	60,7 <sup>***</sup>	9,8 <sup>**</sup>	0,54 <sup>NS</sup>	88,2 <sup>***</sup>	80,4 <sup>***</sup>	3,3 <sup>NS</sup>	70,3 <sup>***</sup>
Interação (SBS x MJ)	56,8 <sup>***</sup>	112,6 <sup>***</sup>	33,6 <sup>***</sup>	185,1 <sup>***</sup>	9,6 <sup>**</sup>	41,3 <sup>***</sup>	0,57 <sup>NS</sup>	0,48 <sup>NS</sup>	381,7 <sup>***</sup>	3,0 <sup>NS</sup>	30,6 <sup>***</sup>

**MO:** matéria orgânica; **WS:** serragem de madeira sem recargas; **PS:** cascas de amendoim sem recargas; **WSR:** serragem com recargas; **PSR:** cascas de amendoim com recargas; **Cel:** celulose; **Hemicel:** hemicelulose; **Lig:** lignina; **C<sub>T</sub>:** carbono orgânico total; **N<sub>T</sub>:** nitrogênio total. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as medias obtidas para substrato e método de manejo, dentro de cada variável, segundo o teste de Tukey. **NS:** não significativo; \* (p < 0,05); \*\* (p < 0,01); \*\*\* (p < 0,001).

Tanto a temperatura quanto a umidade não são variáveis recomendadas para verificar a estabilidade de compostos orgânicos (Bernal et al., 2009; Eggen e Vethe, 2001), mas servem como indicadores do progresso da compostagem (Inácio e Miller, 2009; López-Mosquera et al., 2011) e podem indicar quando não há mais resíduos para serem decompostos por microrganismos termofílicos característicos do processo. A manutenção da temperatura após o revolvimento dos materiais não significa que a atividade microbiana cessou, mas sim que os microrganismos ativos naquele momento são diferentes e agem mais na mineralização dos compostos (Frankel e Bazylinski, 2003), modificando lentamente a disponibilidade de macro e micronutrientes existentes no material.

O conteúdo de fibras dos compostos produzidos foi mais alto do que o esperado (Tabela 3), visto que ao longo do processo de decomposição, a celulose e hemicelulose são prontamente consumidas, enquanto a lignina tende a permanecer parcialmente intacta (Francou et al., 2008). Quando comparamos as porcentagens iniciais de fibras entre os substratos e compostos, é possível observar um pequeno consumo de hemicelulose em todos os tratamentos, assim como de lignina em WS e PSR, contradizendo os resultados obtidos por Pérez et al. (2002), em que os autores sugerem que a lignina é consumida somente após a degradação da celulose e da hemicelulose. No entanto, os mesmos autores destacaram que estes polímeros são degradados após a decomposição de moléculas menores por grupos específicos de bactérias. Portanto, as fibras podem ser consumidas e convertidas em materiais humificados, fato este realizado principalmente por actinomicetos. É possível que esses organismos não agiram efetivamente na compostagem das carcaças e substratos utilizados neste estudo, fazendo com que o conteúdo de fibras permanecesse alto. Porém, a presença de fibras, especialmente a lignina, em compostos orgânicos pode ser altamente desejável, visto que esses polímeros são componentes essenciais para a formação de matéria orgânica no solo e podem favorecer o aumento deste componente em solos degradados ou extensamente cultivados (Nkoa, 2014; Senesi, 1989).

Sob um ponto de vista ambiental, aumentar teores de matéria orgânica de solos por meio da aplicação de compostos orgânicos como os produzidos neste estudo é desejável, visto que isso pode causar aumento da imobilização de N e P no sistema solo, reduzindo assim o potencial de contaminação quando estes nutrientes encontram-se solubilizados e podem ser facilmente lixiviados (Kramer et al., 2006). Adicionalmente,

aumentos de N e matéria orgânica em solos (para o interesse agrícola e também da recuperação de solos degradados) é um benefício ambiental muito grande, pois isso permite melhorias da estrutura dos solos, da permeabilidade dos mesmos, assim como de sua capacidade de retenção de água, reduzindo riscos de erosão (García et al., 1994; Paradelo et al., 2011).

Levando em consideração os limites estabelecidos pelo US Composting Council (2001) sobre a aplicação de compostos orgânicos na agricultura, os compostos finais obtidos neste estudo possuíam pH acima de 5,9, sendo superior nos tratamentos com recargas (Tabela 3), sendo então adequados para tal propósito. Mesmo após 60 e 100 dias de maturação, essa variável não foi alterada significativamente ( $p > 0,05$ ), indicando a estabilidade e maturidade dos compostos (Tabela 4). Apesar da utilização de menores quantidades de substrato em WSR e PSR, a concentração de C observada nos produtos finais foi semelhante aos tratamentos WS e PS ( $p > 0,05$ ). De maneira contrária, a concentração de  $N_T$  foi diretamente influenciada pelas recargas, sendo significativamente superior ( $p < 0,0010$  em WSR e PSR ( $32,2 \text{ g kg}^{-1}$ ) em comparação aos tratamentos sem recarga ( $23,6 \text{ g kg}^{-1}$ ). Consequentemente, a relação C/N final dos compostos foram também mais baixas ( $p < 0,001$ ) em WSR e PSR (14,5) em comparação a WS e PS (18,3).

Perdas típicas de N ao longo da compostagem ocorrem principalmente devido à volatilização de  $NH_3$  em altas temperaturas, sendo que sua minimização é desejável, visto que quanto menos N é perdido, maior será sua concentração no produto final, o qual irá possuir maior qualidade (Steiner et al., 2010). As altas concentrações observadas de N e baixas relações C/N neste estudo, especialmente em WSR e PSR, se destacam em comparação a compostos produzidos por outros autores, seja com resíduos vegetais (Gavilanes-Terán et al., 2016), municipais (Mengistu et al., 2017) ou animais (Illera-Vives et al., 2015a; Laos et al., 1998; Radziemska et al., 2018; Valente et al., 2014).

As concentrações de N inorgânico ( $NH_4^+$  e  $NO_3^-$ ) encontradas nos compostos foram consideravelmente altas e representaram 17,7% do  $N_T$  em WS, 7,04% em PS, 8,64% em WSR e 14,9% em PSR, indicando que estes produtos podem fornecer grandes quantidades deste nutriente prontamente utilizáveis para culturas agrícolas. Adicionalmente, a aplicação de compostos com baixa relação C/N e altas quantidades de N inorgânico é altamente desejável, de modo a evitar a imobilização de N no solo, um processo que torna este nutriente indisponível para as plantas (Abera et al., 2012; Moreira e Siqueira, 2006). Além de evitar a imobilização de N do solo, compostos com baixa

relação C/N e altos teores de N inorgânico são fontes de N mineral para plantas a curto prazo após sua aplicação.

Após a finalização do processo de compostagem, diferentes microrganismos agem na mineralização de macro e micronutrientes existentes nos compostos e de outros dos seus componentes orgânicos, tornando-os disponíveis para as plantas (Bernal et al., 1998; Garcia et al., 1991; Sikora e Yakovchenko, 1996). Esta etapa de maturação é interessante, pois pode melhorar a estabilidade dos produtos antes de sua utilização no solo (Adani et al., 1995; Alvarenga et al., 2017; D'Hose et al., 2014). Após 60 e 100 dias de maturação em local arejado, mas sem a manutenção da umidade ou qualquer outro tipo de manejo, todas as variáveis analisadas neste estudo estavam estatisticamente semelhantes aos compostos imediatamente ao final do processo, em todos os tratamentos (Tabela 4).

**Tabela 4.** Caracterização físico-química dos compostos orgânicos após 60 e 100 dias de maturação.

	Tratamentos							
	WS		PS		WSR		PSR	
	60 dias	100 dias	60 dias	100 dias	60 dias	100 dias	60 dias	100 dias
<b>pH</b>	5,8 ± 0,2	6,1 ± 0,3	6,3 ± 0,3	6,3 ± 0,2	6,0 ± 0,3	6,2 ± 0,2	6,5 ± 0,1	6,2 ± 0,2
<b>MO (%)</b>	60,8 ± 1,3	65,0 ± 1,6	56,8 ± 3,3	54,8 ± 3,8	55,8 ± 1,9	59,3 ± 2,9	57,5 ± 1,0	60,3 ± 8,2
<b>Cel (%)</b>	48,4 ± 1,4	46,2 ± 3,5	35,2 ± 1,5	33,8 ± 4,5	46,4 ± 2,0	37,8 ± 0,2	29,2 ± 3,1	27,4 ± 3,4
<b>Hemicel (%)</b>	7,8 ± 1,1	7,1 ± 4,7	9,0 ± 4,7	9,0 ± 3,0	6,1 ± 0,2	13,8 ± 0,5	7,0 ± 2,3	9,9 ± 3,3
<b>Lig (%)</b>	24,0 ± 1,3	24,4 ± 0,6	30,7 ± 0,3	30,3 ± 0,8	20,7 ± 0,4	18,6 ± 0,4	25,9 ± 2,6	23,7 ± 1,9
<b>C (g kg<sup>-1</sup>)</b>	462 ± 5,8	461 ± 7,0	430 ± 35,1	459 ± 27,0	401 ± 9,5	408 ± 18,7	443 ± 11,3	452 ± 14,9
<b>N (g kg<sup>-1</sup>)</b>	23,0 ± 1,7	21,2 ± 2,2	27,7 ± 5,3	28,4 ± 7,3	24,9 ± 1,8	31,9 ± 9,8	33,8 ± 5,0	35,0 ± 5,1
<b>Relação C/N</b>	20,2 ± 1,7	21,9 ± 2,4	16,1 ± 3,8	17,2 ± 5,6	16,2 ± 1,5	15,5 ± 1,4	13,4 ± 2,5	13,2 ± 2,3

Valores apresentados como média ± desvio padrão (n = 4). **MO**: matéria orgânica; **WS**: serragem de madeira sem recargas; **PS**: cascas de amendoim sem recargas; **WSR**: serragem com recargas; **PSR**: cascas de amendoim com recargas; **Cel**: celulose; **Hemicel**: hemicelulose; **Lig**: lignina.

Como nenhum manejo foi adotado ao longo do período de maturação, é possível assumir que eventos de revolvimento e correção de umidade ao longo da compostagem foram efetivos em relação à produção de compostos de alta qualidade e estáveis, em curtos períodos de tempo. No entanto, este fato levanta duas hipóteses: (i) as técnicas de manejo adotadas foram eficientes e nenhuma mudança iria ocorrer ao longo do tempo, i.e. os compostos estavam prontos para serem utilizados imediatamente após a conclusão do processo; (ii) algum manejo deveria ter sido implementado nos compostos em maturação, de modo a promover mudanças em suas características.



A primeira hipótese levantada é mais plausível, considerando que o manejo foi cuidadosamente adotado ao longo do período experimental. No entanto, é possível que a adoção de manejos nos compostos em maturação poderia melhorar ainda mais sua qualidade final em relação às variáveis físico-químicas analisadas neste estudo, assim como sua qualidade microbiológica. Porém, deve-se levar em conta a viabilidade econômica desta prática, pois caso as características dos compostos pouco se alterarem, é altamente recomendado que estes sejam prontamente utilizados ou comercializados ao final da compostagem, de modo a otimizar o uso da terra disponível para outras atividades e evitar custos adicionais com manejos desnecessários.

#### *Teste de germinação de sementes*

As sementes de alface e agrião germinaram satisfatoriamente nos quatro extratos obtidos de cada composto orgânico testado, com índices acima de 50%, proposto como a porcentagem mínima de germinação para compostos maduros livres de fitotoxinas (Zucconi et al., 1981) (Tabela 5). Compostos não-estáveis normalmente apresentam grandes quantidades de sais e substâncias fitotóxicas (e.g. polifenóis), os quais notoriamente inibem a germinação de sementes e o início do desenvolvimento da planta (Gavilanes-Terán et al., 2016). Michalak e Chojnacka (2013) enfatizaram a importância de estabilizar produtos orgânicos antes de sua aplicação no solo e destacaram que a compostagem é um dos métodos mais adequados para isso.

**Tabela 5.** Germinação de sementes de alface (*Lactuca sativa*) e de agrião (*Nasturtium officinale*), e alongamento das partes aéreas e das raízes das plântulas.

	<b>Germ<sub>Alface</sub></b>	<b>Germ<sub>Agrião</sub></b>	<b>Raiz<sub>Alface</sub></b>	<b>Aer<sub>Alface</sub></b>	<b>Raiz<sub>Agrião</sub></b>	<b>Aer<sub>Agrião</sub></b>
	(%)	(%)	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)
<b>CT</b>	87.50	87.50	11.52	3.63	15.75	17.62
<b>WS</b>	86.25	63.75*	6.43*	3.00	6.24*	16.48
<b>PS</b>	93.75	77.50	17.91*	4.14	8.69*	18.93
<b>WSR</b>	81.25	82.50	10.23	3.57	7.19*	17.72
<b>PSR</b>	87.50	68.75*	18.22*	3.64	7.78*	17.24

Valores apresentados como média  $\pm$  desvio padrão (n = 4). **CT**: tratamento controle, com água deionizada; **WS**: serragem de madeira sem recargas; **PS**: cascas de amendoim sem recargas; **WSR**: serragem com recargas; **PSR**: cascas de amendoim com recargas; **Germ**: germinação; **Aer**: parte aérea das plântulas. Asteriscos indicam diferença significativa das variáveis de cada tratamento com o controle, de acordo com o teste de Dunnett ( $p < 0,05$ ).

Para ambas as espécies testadas, não foram encontradas diferenças significativas em relação ao crescimento da parte aérea das plântulas. No entanto, a alongação da radícula foi diferente em comparação aos tratamentos controle. Em relação às sementes de agrião, todos os tratamentos levaram a um menor alongamento das radículas em comparação ao controle, com água deionizada. Em diversas espécies, a falta de nutrientes tanto na germinação quanto nos estágios de desenvolvimento inicial pode resultar em maiores radículas, enquanto em ambientes ricos em nutrientes, especialmente o nitrogênio, raízes tendem a desenvolver menos e, conseqüentemente a relação parte aérea/raiz é aumentada (Chapin, 1980; Ericsson, 1995; Forde e Lorenzo, 2001). Em relação às sementes de alface, um desenvolvimento diferencial foi observado entre os tratamentos, demonstrando a diferença de sensibilidade desta espécie em comparação ao agrião. Porém, de maneira similar às sementes de agrião, a germinação da alface foi superior a 50%, assim é possível assumir que todos os compostos produzidos neste estudo são seguros para aplicação agrícola, frente à inexistência de fitotoxicidade.

### **Conclusões**

Com base nos resultados apresentados, foi possível concluir que a compostagem em leiras com a recarga de resíduos animais permite uma otimização do uso da terra com um ganho de espaço de aproximadamente 28%, tratando a mesma quantidade de resíduos tratada sem a adoção de recargas. Adicionalmente, a concentração de nitrogênio foi elevada em média 36% com a adoção de recargas de resíduos animais em leiras pré-existentes, enquanto a relação C/N foi reduzida para menos de 15 unidades. O uso de cascas de amendoim como fonte de carbono gerou compostos com maiores rendimentos em comparação à serragem de madeira. A maturação dos compostos por até 100 dias sem nenhum tipo de manejo não influenciou as características físico-químicas dos mesmos, tornando essa ação desnecessária. Considerando o fato de que resíduos da aquicultura carregam um grande potencial de contaminação do solo e de águas subterrâneas quando disposto inadequadamente (uma prática comum no Brasil), a compostagem em leiras se mostrou um método eficiente para manejar esses resíduos, porém deve ser diariamente monitorada, de modo a transformar rapidamente esses materiais em compostos orgânicos estáveis e de alta qualidade.

## Referências Bibliográficas

- Abera G, Wolde-Meskel E, Bakken LR (2012) Carbon and nitrogen mineralization dynamics in different soils of the tropics amended with legume residues and contrasting soil moisture contents. *Biology and Fertility of Soils* 48: 51-66. <https://doi.org/10.1007/s00374-011-0607-8>.
- Adani F, Genevini PL, Tambone F (1995) A new index of organic matter stability. *Compost Science and Utilization* 3: 25-37. <https://doi.org/10.1080/1065657X.1995.10701779>.
- Alcarde JC. (2009). Manual de análise de fertilizante. FEALQ, Piracicaba.
- Alvarenga P, Palma P, Mourinha C, Farto M, Dôres J, Patanita M, Cunha-Queda C, Natal-da-Luz T, Renaud M, Sousa JP (2017) Recycling organic wastes to agricultural land as a way to improve its quality: a field study to evaluate benefits and risks. *Waste Management* 61: 582-592. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.004>.
- Andreev N, Ronteltap M, Boincean B, Lens PNL (2017) Treatment of source-separated human feces via lactic acid fermentation combined with thermophilic composting. *Compost Science and Utilization* 25: 220-230. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2016.1277809>.
- Arrigoni JP, Paladino G, Garibaldi L, Laos F (2018) Inside the small-scale composting of kitchen and Garden wastes: thermal performance and stratification effect in vertical compost bins. *Waste Management* 76: 284-293. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.010>.
- Arvanitoyannis IS, Kassaveti A (2008) Fish industry waste: treatments, environmental impacts, current and potential uses. *International Journal of Food Science and Technology* 43, 726-745. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2621.2006.01513.x>
- Bazrafshan E, Aminallah Z, Mostafapour FK, Poormollae N, Mahmoodi S, Zazouli MA (2016) Maturity and stability evaluation of composted municipal solid wastes. *Health Scope* 5: e33202. <https://doi.org/10.17795/jhealthscope-33202>.
- Bernal MP, Albuquerque JA, Moral R (2009) Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology* 100: 5444-5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>.

Bernal MP, Sánchez-Monedero MA, Paredes C, Roig A (1998) Carbon mineralisation from organic wastes at different composting stages during their incubation with soil. *Agriculture Ecosystems & Environment* 69: 175-189. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(98\)00106-6](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(98)00106-6).

Brazil (2006). Cartilha de Compostagem de Carcaças e Resíduos das Criações na Propriedade Rural. Ministério do Meio Ambiente, Concórdia, pp. 1-35.

Brazil (2010). Federal Law n° 12,305, August 2, 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Diário Oficial da União, Brasília, August 3, 2010. Section 1, p 1-7.

Brogaard LK, Petersen PH, Nielsen PD, Christensen TH (2015) Quantifying capital goods for biological treatment of organic waste. *Waste Management & Research* 33, 96-106. <https://doi.org/10.1177/0734242X14565212>.

Bustamante MA, Restrepo AP, Albuquerque JA, Pérez-Murcia MD, Paredes C, Moral R, Bernal MP (2012) Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. *Journal of Cleaner Production* 47: 61-69. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.07.018>.

Cantarella H, Trivelin PCO (2001) Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor, in: Raij B, Cantarella H, Quaggio JA (Eds.) *Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais*. Instituto Agrônomo de Campinas, Campinas, pp. 270–276.

Chapin FSI (1980). The mineral nutrition of wild plants. *Annual Review of Ecology and Systematics* 11: 233-260. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.11.110180.001313>.

D'Hose T, Cougnon M, Vlieghe A, Vandecasteele B, Viaene N, Cornelis W, Bockstaele EV, Reheul D (2014). The positive relationship between soil quality and crop production: a case study on the effect of farm compost application. *Applied Soil Ecology* 75: 189-198. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.11.013>.

Egen T, Vethe Ø (2001) Stability indices for different composts. *Compost Science and Utilization* 9: 19-26. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2001.10702013>.

EMBRAPA (2001) Instruções Técnicas da Embrapa Semi-Árido 53. 2 pp.

Ericsson T, (1995) Growth and shoot: root ratio of seedlings in relation to nutrient availability. *Plant and Soil* 168: 205-214. <https://doi.org/10.1007/BF00029330>.

FAO (2016) The State of World Fisheries and Aquaculture 2016. Contributing to food security and nutrition for all. Rome. 200 pp.

Flynn RP, Wood CW (1996) Temperature and chemical changes during composting of broiler litter. *Compost Science and Utilization* 4: 62-70. <https://doi.org/10.1080/1065657X.1996.10701841>.

Forde B, Lorenzo H (2001) The nutritional control of root development. *Plant and Soil* 232: 51-68. <https://doi.org/10.1023/A:1010329902165>.

Francou C, Linères M, Derenne S, Villio-Poitrenaud ML, Houot S (2008) Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting. *Bioresource Technology* 99: 8926-8934. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.04.071>.

Frankel RN, Bazylnski DA (2003) Biologically Induced Mineralization by Bacteria. *Reviews in Mineralogy and Geochemistry* 54: 95-114. <https://doi.org/10.2113/0540095>.

Garcia C, Hernandez T, Costa F (1991) Changes in carbon fractions during composting and maturation of organic wastes. *Environmental Management* 15: 433-439. <https://doi.org/10.1007/BF02393889>.

García C, Hernández T, Costa F, Ceccanti B (1994) Biochemical Parameters in soils regenerated by the addition of organic wastes. *Waste Management & Research* 12, 457-466. <https://doi.org/10.1177/0734242X9401200602>.

Gavilanes-Terán I, Jara-Samaniego J, Idrovo-Novillo J, Bustamante MA, Moral R, Paredes C (2016) Windrow composting as horticultural waste management strategy - a case study in Ecuador. *Waste Management* 48: 127-134. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.11.026>.

IBGE (2017). Produção da Pecuária Municipal 2016. Volume 44, 52 pp.

Illera-Vives M, Labandeira SS, Brito LM, López-Fabal A, López-Mosquera ME (2015a) Evaluation of compost from seaweed and fish waste as a fertilizer for horticultural use. *Scientia Horticulturae* 186: 101-107. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2015.02.008>.

Illera-Vives M, López-Fabal A, López-Mosquera ME, Ribeiro HM, (2015b) Mineralization Dynamics in soil fertilized with seaweed-fish waste compost. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 95: 3047-3054. <https://doi.org/10.1002/jsfa.7207>.

Inácio CT, Miller PRM (2009) Conceitos básicos e microbiologia da compostagem, in: Inácio CT, Miller PRM (Eds.) Compostagem: Ciência e prática para a gestão de resíduos orgânicos. Embrapa Solos, Rio de Janeiro, pp 31-54.

Kim MH, Kim G (2015) Analysis of environmental impacts of burial sites. *Journal of Material Cycles and Waste Management* 19: 432-442. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0439-y>.

Kramer SB, Reganold JP, Glover JD, Bohannon BJM, Mooney HA (2006) Reduced nitrate leaching and enhanced denitrifier activity and efficiency in organically fertilized soils. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 103, 4522-4527. <http://doi.org/10.1073/pnas.0600359103>.

Lalander C, Nordberg A, Vinnerås B (2017) A comparison in product-value potential in four treatment strategies for food waste and faeces - assessing composting, fly larvae composting and anaerobic digestion. *Global Change Biology Bioenergy* 10: 84-91. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12470>.

Laos F, Mazzarino MJ, Walter I, Roselli L (1998) Composting of fish waste with wood by-products and testing compost quality as a soil amendment: experiences in the Patagonia region of Argentina. *Compost Science and Utilization* 6: 59-66. <https://doi.org/10.1080/1065657X.1998.10701910>.

Lashley MA, Jordan HR, Tomberlin JK, Barton BT (2018) Indirect effects of larvae dispersal following mass mortality events. *Ecology* 99: 491-493. <https://doi.org/10.1002/ecy.2027>.

Lopes IG, Vidotti RM, Martins ALM (2017) Compostagem orgânica: método eficiente para a gestão de resíduos de animais da aquicultura. *Pesquisa & Tecnologia* 14 (1), 1-6.

López-Mosquera ME, Fernández-Lema E, Villares R, Corral R, Alonso B, Blanco C (2011) Composting fish waste and seaweed to produce a fertilizer for use in organic agriculture. *Procedia Environmental Sciences* 9: 113-117. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.11.018>.

Luo Y, Liang J, Zeng G, Chen M, Mo D, Li G, Zhang D (2018) Seed germination test for toxicity evaluation of compost: its roles, problems and prospects. *Waste Management* 71: 109-114. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.023>.

- Mengistu T, Gebrekidan H, Kibret K, Woldetsadik K, Shimelis B, Yadav H (2017) Comparative effectiveness of different composting methods on the stabilization, maturation and sanitization of municipal organic solid wastes and dried faecal sludge mixtures. *Environmental Systems Research* 6: 1-16. <https://doi.org/10.1186/s40068-017-0079-4>.
- Michalak I, Chojnacka K (2013) Algal compost – toward sustainable fertilization. *Reviews in Inorganic Chemistry* 33: 161-172. <https://doi.org/10.1515/revic-2014-1000>.
- Millner P, Ingram D, Mulbry W, Arikan OA (2014) Pathogen reduction in minimally managed composting of bovine manure. *Waste Management* 34: 1992-1999. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.07.021>.
- Moreira FMS, Siqueira JO (2006). *Microbiologia e Bioquímica do Solo*, second ed. Editora UFLA, Lavras.
- Nkoa R (2014) Agricultural benefits and environmental risks of soil fertilization with anaerobic digestates: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 34: 473-492. <https://doi.org/10.1007/s13593-013-0196-z>.
- Orrico Junior MAP, Orrico ACA, Manarelli DM, Lopes WRT, Schwingel AW (2018) Estimated reduction in solids during sheep bedding composting as a function of the composition of the organic fractions. *Composting Science and Utilization* 26: 91-97. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2017.1379916>.
- Paradelo R, Moldes AB, Barral MT (2011) Carbon and nitrogen mineralisation in a vineyard soil amended with grape marc vermicompost. *Waste Management & Research* 29, 1177-1184. <https://doi.org/10.1177/0734242X10380117>.
- Patel JR, Yossa I, Macarasin D, Millner P (2015) Physical covering for control of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella* spp. in static and windrow composting processes. *Applied and Environmental Microbiology* 81: 2063-2074. <https://doi.org/10.1128/AEM.04002-14>.
- Pérez J, Muñoz-Dorado J, De La Rubia T, Martínez J (2002) Biodegradation and biological treatments of cellulose, hemicellulose and lignin: an overview. *International Microbiology* 5: 53-63. <https://doi.org/10.1007/s10123-002-0062-3>.

Radziemska M, Vaverková MD, Adamcová D, Brtnický M, Mazur Z (2018) Valorization of fish waste compost as a fertilizer for agricultural use. *Waste and Biomass Valorization* 1-9. <https://doi.org/10.1007/s12649-018-0288-8>.

Richard TL, Hamelers HVM, Veeken A, Silva T (2002) Moisture relationships in composting processes. *Compost Science and Utilization* 10: 286-302. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2002.10702093>.

Robertson JB, Van Soest PJ (1981) The detergent system of analysis and its application for human foods, in: Sames WPT, Theander O (Eds.) *The Analysis of Dietary Fiber in Food*. Marcel Dekker, Inc., New York, pp 123-158.

Senesi N (1989) Composted materials and organic fertilizers. *Science of The Total Environment* 81-82: 521-542. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(89\)90161-7](https://doi.org/10.1016/0048-9697(89)90161-7).

Sikora LJ, Yakovchenko V (1996) Soil organic matter mineralization after compost amendment. *Soil Science Society of America Journal* 60: 1401-1404. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000050015x>.

Sreesai S, Peapueng P, Tippayamongkonkun T, Sthiannopkao S (2013) Assessment of a potential agricultural application of Bangkok-digested sewage sludge and finished compost products. *Waste Management & Research* 31, 925-936. <https://doi.org/10.1177/0734242X/13494261>.

Steiner C, Das KC, Melear N, Lakly D (2010) Reducing nitrogen loss during poultry litter composting using biochar. *Journal of Environmental Quality* 39: 1236-1242. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0337>.

US Composting Council. Field guide to compost use (2001). [http://compostingcouncil.org/admin/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/1330/Field\\_Guide\\_to\\_Compost\\_Use.pdf](http://compostingcouncil.org/admin/wp-content/plugins/wp-pdfupload/pdf/1330/Field_Guide_to_Compost_Use.pdf) (accessed October 29, 2018).

Valente BS, Xavier EG, Morselli TBGA, Jahnke DS, Brum BS, Cabrera BR, Moraes PO, Lopes DCN (2009) Fatores que afetam o desenvolvimento da compostagem de resíduos orgânicos. *Archivos de Zootecnia* 58: 59-85.

Valente BS, Xavier EG, Pereira HS, Pilotto VT (2014) Compostagem na gestão de resíduos de pescado de água doce. *Boletim do Instituto de Pesca* 40: 95-103.

Vidotti RM, Lopes IG (2016) Resíduos orgânicos gerados na piscicultura. *Pesquisa & Tecnologia* 13: 1-6.



Zucconi F, Pera A, Forte M, de Bertoldi M (1981) Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle* 22, 54-57.

## **CAPÍTULO II - Valorização de resíduos de pescado: avaliação da mineralização do N de compostos orgânicos produzidos com resíduos animais da aquicultura**

Ivã Guidini Lopes<sup>1,\*</sup>; Lucas Boscov Braos<sup>2,3</sup>; Mara Cristina Pessôa da Cruz<sup>3</sup>; Rose Meire Vidotti<sup>1,4</sup>

<sup>1</sup> Centro de Aquicultura da Unesp - UNESP. Universidade Estadual Paulista. Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n, 14884-900, Jaboticabal/SP, Brasil.

<sup>2</sup> Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais, Campus Machado. Rodovia Machado-Paraguaçu, km 3, Machado, Minas Gerais, Brasil.

<sup>3</sup> Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da UNESP. Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n, 14884-900, Jaboticabal/SP, Brasil.

<sup>4</sup> Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios. Rodovia Washington Luiz km 372, 15830-000 Pindorama/SP, Brasil.

‡Autor correspondente: ivanguid@gmail.com

### **Resumo**

Os objetivos deste estudo foram avaliar a composição de quatro compostos orgânicos produzidos por diferentes métodos de compostagem termofílica, com resíduos de animais aquáticos e a mineralização do N existente nos compostos quando aplicados em um Latossolo. Os compostos foram avaliados quanto ao teor de macro e micronutrientes e incorporados no solo em diferentes doses (0, 10 e 20 t ha<sup>-1</sup>) por 210 dias, em um experimento de incubação aeróbia. A adoção de recargas de resíduos animais em leiras pré-existentes resultou em compostos significativamente mais ricos em N, P, K e Ca em comparação aos compostos produzidos sem a recarga de resíduos animais. As maiores doses de aplicação resultaram em maior acúmulo médio de N no solo (200 mg kg<sup>-1</sup>) em comparação aos controles (140 mg kg<sup>-1</sup>) e a realização de recargas de resíduos animais em leiras pré-existentes não alterou a dinâmica de mineralização ao longo do tempo. O tempo de meia-vida dos compostos variou entre 13 e 39 dias e a fração de mineralização média superou 25% em todos os compostos. A mineralização do N dos compostos foi lenta e constante ao longo dos 210 dias de avaliação.

**Palavras-chave:** nitrogênio; mineralização; pescados; fertilidade.

## Introdução

Toda atividade agrícola e de produção animal gera resíduos orgânicos, de forma sazonal e em volumes variados. Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, Brasil, 2010), deve-se priorizar a não geração, a redução e a reutilização dos resíduos antes de se pensar em processos de reciclagem, mas quando isso não é possível, é recomendado que resíduos sólidos orgânicos sejam tratados por métodos ambientalmente adequados. Dentre diversas possibilidades, a compostagem termofílica se destaca por ser um método simples e de baixo custo, que possibilita o tratamento de uma ampla gama de resíduos orgânicos (Gavilanes-Terán et al., 2016; Pandey et al., 2016; Cerda et al., 2018).

A produção de organismos aquáticos ou aquicultura vem crescendo continuamente no Brasil e no mundo (FAO, 2018), sendo responsável pelo suprimento de proteína de alta qualidade para a população e pela geração de empregos. No entanto, também é responsável pela geração de diversos resíduos sólidos orgânicos, dentre os quais se destacam animais mortos ao longo da produção, carcaças inteiras e partes do corpo, como vísceras, peles e escamas (Vidotti e Lopes, 2016). Esses resíduos possuem cargas nutricionais elevadas, particularmente em nitrogênio (N) e fósforo (P), o que pode resultar em problemas ambientais severos quando o descarte é inadequado, fato corriqueiramente observado em empreendimentos do setor (Erondu e Anyanwu, 2005; Amirkolaie, 2011).

A compostagem de resíduos oriundos da aquicultura é ainda pouco explorada em comparação a outros resíduos orgânicos. No entanto, esses resíduos possuem grande potencial para a geração de compostos ricos em nutrientes de plantas (Radziemska et al., 2019), e que quando aplicados aos solos, levam ao aumento no teor de matéria orgânica, a qual, por sua vez, é o indicador mais associado com qualidade de solo (Bünemann et al., 2018). Ao longo da compostagem, a redução da biomassa total de materiais dispostos em leiras pode superar 50% (Lopes et al., 2019), o que causa a concentração de nutrientes no composto obtido ao final do processo, além da estabilização da matéria orgânica (Gavilanes-Terán et al., 2016).

A alta qualidade relacionada aos compostos orgânicos produzidos com resíduos de pescados foi comprovada. Ao realizar a compostagem de carcaças de peixes e algas marinhas, López-Mosquera et al. (2011) obtiveram composto orgânico contendo  $21 \text{ g kg}^{-1}$  de N e relação C/N de 22, passível de ser aplicado ao solo sem comprometer a

disponibilidade de N para as plantas devido à sua baixa relação C/N. De modo semelhante, Illera-Vives et al. (2015a) observaram aumento de 22% no rendimento de tomateiros ao aplicar aproximadamente 60 t ha<sup>-1</sup> de composto orgânico produzido com carcaças de peixes, em comparação à fertilização mineral.

O nutriente existente em maior concentração em compostos produzidos com resíduos da aquicultura é o N (Lopes et al., 2019), o qual é também um dos nutrientes mais limitantes para o crescimento e desenvolvimento de plantas. Devido à estabilidade característica dos compostos, a mineralização da sua fração orgânica ocorre, de modo geral, lentamente, e isso reflete de modo direto na liberação do N (Mantovani et al., 2005; Illera-Vives et al., 2015b). No entanto, as taxas de mineralização podem variar de acordo com a temperatura e a umidade do ambiente, com o tipo de solo e com as características de cada resíduo. Sendo assim, visando a aplicação de compostos orgânicos para melhorar a fertilidade de solos agrícolas e para promover ganho de produtividade em diferentes culturas, faz-se necessário avaliar a dinâmica de liberação de N ao longo do tempo.

O objetivo com o presente estudo foi avaliar compostos orgânicos produzidos com resíduos da aquicultura combinados com diferentes substratos lignocelulósicos, quanto ao potencial de disponibilização de N para plantas. Para tal, os compostos foram caracterizados quimicamente, e um experimento foi realizado para avaliar a mineralização do N existente nos compostos ao longo do tempo.

## **Material e Métodos**

### *Materials*

Os compostos orgânicos utilizados no presente estudo foram produzidos no Centro de Aquicultura da Unesp (Caunesp), Jaboticabal/SP, Brasil. Os resíduos utilizados para a produção dos compostos foram: (1) cascas de amendoim coletadas em uma indústria processadora local, (2) serragem de madeira adquirida em uma madeireira na cidade de Jaboticabal, (3) resíduos da aquicultura coletados nos laboratórios e setores de experimentação animal do Caunesp. A caracterização dos substratos vegetais pode ser encontrada em Lopes et al. (2019). Os resultados da caracterização química dos resíduos animais utilizados na produção dos compostos orgânicos foram: 86% de matéria orgânica, 75 g kg<sup>-1</sup> N; 533,1 g kg<sup>-1</sup> C; relação C/N de 7,1; 62 g kg<sup>-1</sup> P; 9 g kg<sup>-1</sup> K; 48 g kg<sup>-1</sup> Ca; 2 g kg<sup>-1</sup> Mg; 5 g kg<sup>-1</sup> S; 0,4 g kg<sup>-1</sup> Fe; 0,03 g kg<sup>-1</sup> Mn; 0,01 g kg<sup>-1</sup> Cu; 0,08 g kg<sup>-1</sup> Zn. 0,2 g kg<sup>-1</sup> B, 3 g kg<sup>-1</sup> Na, e pH igual 6,3.

As leiras de compostagem foram montadas em camadas, nas quais foram dispostos alternadamente os substratos vegetais e os resíduos animais. Quatro compostos foram produzidos em quadruplicada e utilizados no presente estudo, de acordo com o substrato vegetal e com o método utilizado na produção: WS produzido com serragem de madeira sem recargas de resíduos animais, WSR com serragem de madeira e com recargas, PS produzido com cascas de amendoim sem recargas de resíduos animais, PSR com cascas de amendoim e com recargas. O tempo médio de compostagem foi de 50 dias e os compostos orgânicos apresentaram entre 50 - 65% de matéria orgânica, pH variando entre 5,9 e 6,5, entre 22 e 33 g kg<sup>-1</sup> de N total e relação C/N entre 14 e 21. A descrição detalhada do processo de compostagem pode ser consultada em Lopes et al. (2019).

O solo utilizado no estudo da mineralização do N foi coletado no município de Jaboticabal/SP, em área de cultivo de seringueira, e foi classificado como Latossolo Vermelho. O solo foi coletado na camada 0-20 cm, espalhado sobre pedaço de plástico para secagem, e revolvido periodicamente para acelerar a secagem e promover a interrupção da atividade microbiana. Do volume total de solo foi coletada amostra (0,3 dm<sup>3</sup>) que foi passada em peneira de 2 mm para determinação da granulometria (Camargo et al., 2009) e de atributos químicos, segundo métodos descritos em Raji et al. (2001). Os resultados da análise do solo foram: pH<sub>CaCl2</sub> 5,3; MO 27 g dm<sup>-3</sup>; P 7 mg dm<sup>-3</sup>; K<sup>+</sup> 1,5 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; Ca<sup>2+</sup> 27 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; Mg<sup>2+</sup> 10 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; H+Al 34 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; SB 39 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; CTC 73 mmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>; V 53%. Os teores de areia, silte e argila foram, em g kg<sup>-1</sup>: 450, 110 e 440, respectivamente, caracterizando o solo como de textura argilosa.

#### *Caracterização química dos compostos*

Amostras (100 g) dos compostos orgânicos foram coletadas de cada leira em triplicata, secas em estufa com circulação de ar (65 °C) por 16 h, trituradas em moinho e passadas por peneira de 1 mm de malha e armazenadas para posterior análise. Os teores de carbono orgânico total (C<sub>org</sub>) e nitrogênio total (N<sub>T</sub>) foram determinados em analisador elementar LECO<sup>®</sup> CN 628. Após incineração das amostras por 4h a 500°C e dissolução das cinzas em solução de HNO<sub>3</sub> 0,1 mol L<sup>-1</sup>, o teor de fósforo (P) foi determinado por espectrofotometria na região do visível; sódio (Na) e potássio (K) foram determinados em fotômetro de chama (Micronal B462); Ca e Mg, além de Cu, Mn e Zn foram obtidos em espectrofotômetro de absorção atômica (SpectrAA 220, Varian<sup>®</sup>). Também foram avaliados outros compostos bioquímicos e a composição de lignina existente nos compostos produzidos, os quais se encontram em Lopes et al. (2019).

### *Mineralização do nitrogênio*

A mineralização do N existente em cada um dos compostos orgânicos foi avaliada em colunas de vidro, em experimento de incubação em laboratório, de acordo com o procedimento proposto por Stanford e Smith (1972). Para isso, foi preparada mistura de solo (15 g), areia lavada (15 g) e composto (nas doses equivalentes a 0, 10 ou 20 t ha<sup>-1</sup>). A mistura foi colocada nas colunas entre camadas de lã de vidro (30 mm e 10 mm, respectivamente sob e sobre o solo). Os tubos foram tampados com filme de plástico com um pequeno orifício para auxiliar na aeração, e ao longo do experimento, foram mantidos em câmara tipo BOD com temperatura de 28 °C ± 2°C.

No início do experimento e após 14, 28, 42, 56, 84, 112, 154 e 210 dias de incubação, foram realizadas percolações com 100 mL de solução de CaCl<sub>2</sub> 0,01 mol L<sup>-1</sup>, para posterior determinação do N mineralizado (N<sub>m</sub>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) por destilação a vapor, segundo método descrito por Cantarella e Trivelin (2001). Após a lixiviação, no solo das colunas foi feita aplicação de solução nutritiva sem N, composta por CaSO<sub>4</sub>.2H<sub>2</sub>O 0,002 mol L<sup>-1</sup>, MgSO<sub>4</sub>.7H<sub>2</sub>O 0,002 mol L<sup>-1</sup> e KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> 0,005 mol L<sup>-1</sup>, seguida do ajuste da umidade do sistema por meio da aplicação de vácuo a aproximadamente 0,07 MPa. Nos extratos coletados após a lixiviação, o N<sub>m</sub> foi determinado por meio de destilação a vapor com adição de MgO (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e de liga de Devarda (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). O destilado foi recebido em solução de H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> (20 g L<sup>-1</sup>), e a titulação foi realizada com solução de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,005 mol L<sup>-1</sup> em titulador automático.

Os teores de N<sub>m</sub> foram expressos em base seca (mg kg<sup>-1</sup> de solo). Os dados foram ajustados à equação de regressão exponencial de cinética de primeira ordem proposta por Stanford e Smith (1972):

$$N_m = N_0(1 - e^{-kt})$$

na qual N<sub>m</sub> é o N mineralizado (mg kg<sup>-1</sup>) no tempo t (dias), N<sub>0</sub> é o N potencialmente mineralizável (mg kg<sup>-1</sup>), e k é a constante de mineralização (dia<sup>-1</sup>).

A quantidade de N que pode ser disponibilizada no solo após a aplicação dos compostos foi calculada utilizando-se a estimativa da fração de mineralização (FM). Este índice foi determinado por meio da porcentagem de N orgânico aplicado que foi mineralizado no período de incubação, seguindo o procedimento descrito na Normativa P4.230 da Cetesb (CETESB, 1999), segundo a equação:

$$FM = \frac{N_m \text{ acumulado}}{N_T \text{ aplicado}} \times 100$$

O tempo de meia vida ( $T_{1/2}$ ), i.e. o tempo necessário para que metade do  $N_0$  seja mineralizada, foi calculado com base na equação:

$$T_{1/2} = \ln 2/k$$

### *Análises estatísticas*

Os dados referentes à caracterização dos compostos orgânicos foram inicialmente verificados quanto à normalidade dos erros pelo teste de Shapiro-Wilk e quanto à homoscedasticidade das variâncias pelo teste de Levene. Atendendo essas premissas, os dados foram analisados por análise de variância de uma via (*one way* ANOVA), seguida do teste de comparações múltiplas de média de Tukey, ao nível de 5% de significância. Após o ajuste dos resultados de  $N_m$  ao final de 210 dias de incubação ao modelo de crescimento exponencial de primeira ordem de Stanford e Smith (1972), procedeu-se com a ANOVA das regressões.

## **Resultados e Discussão**

### *Teores de macro e micronutrientes nos compostos*

As principais características relacionadas aos aspectos nutricionais dos compostos estão apresentadas na Tabela 1. Os altos teores de  $N_T$  encontrados nos compostos (22 - 33 g kg<sup>-1</sup>) são reflexo da adição de resíduos animais nas leiras de compostagem, especialmente nos tratamentos em que foi realizada a recarga desses resíduos em leiras preexistentes, como demonstrado por Lopes et al. (2019). O acúmulo de outros macro e micronutrientes, além do N, também foi favorecido pela adoção de recargas de resíduos animais em leiras preexistentes. Os teores de P dos compostos produzidos com recarga (WSR e PSR) aumentaram significativamente em aproximadamente 88% em comparação aos tratamentos sem recargas (WS e PS), de modo semelhante ao que foi observado em relação às concentrações de Ca, Mg e K, as quais foram aumentadas em até 90%, pois a inclusão de maiores quantidades de resíduos animais ricos em nutrientes permitiu consequentemente maior acúmulo.

O manejo de recargas permitiu também a redução da relação lignina/N em aproximadamente 37%, evidenciando aumento da concentração de N nos compostos e/ou uma possível redução na quantidade desse componente fibroso nos mesmos (Tabela 1). O estudo da compostagem em leiras de resíduos orgânicos é comumente realizado com a

montagem das leiras sem recargas (López-Mosquera et al., 2011; Valente et al., 2014; Gavilanes-Terán et al., 2016). Essa nova metodologia, proposta por Lopes et al. (2019), se mostrou eficiente tanto para aumentar a qualidade dos produtos finais obtidos, quanto para diminuir a necessidade de espaço físico para tal. Ademais, ela permite a deposição das carcaças ao passo que são geradas nas propriedades.

A existência de grande quantidade de fósforo nas carcaças utilizadas como substrato para a produção dos compostos ( $62 \text{ g kg}^{-1}$ ) garantiu também altas concentrações nos compostos produzidos ( $5,4 - 13,5 \text{ g kg}^{-1}$ ) (Tabela 1). Assim como o N, o P é um dos elementos mais críticos em adubações, pois solos brasileiros apresentam baixas concentrações desse nutriente e devido ao alto grau de interação com a fase sólida do solo e a baixa solubilidade em solução, precisa ser corretamente manejado de modo a suprir as demandas das culturas agrícolas (Raij, 2011).

O P é um dos macronutrientes essenciais para culturas agrícolas e sua disponibilidade vem decaindo significativamente, ano a ano. Segundo Elser e Bennett (2011), a disputa por fontes naturais desse nutriente será anualmente mais acirrada, visto que existe um desequilíbrio na distribuição deste elemento, o que levará frequentemente a um conseqüente aumento de seu valor de mercado. De acordo com os mesmos autores, existe a necessidade urgente de se utilizar práticas mais adequadas de fertilização com P - evitando-se perdas por lixiviação e erosão, mas principalmente reciclar o P existente em materiais orgânicos. A compostagem se mostrou adequada em relação a este fato, visto que a concentração de P nos compostos orgânicos avaliados no presente estudo foram altas ( $5 - 13 \text{ g kg}^{-1}$ ) (Tabela 1).

Os nutrientes passíveis de serem disponibilizados no solo e para as plantas após a aplicação de compostos orgânicos estão em sua maioria em formas orgânicas, as quais são decompostas no solo ao longo do tempo, liberando os nutrientes gradualmente (Illera-Vives et al., 2015b). Considerando as diferentes interações que cada macro e micronutriente possuem no solo, torna-se essencial saber como estes compostos se comportam, de modo a evitar perdas excessivas de nutrientes e a suprir as demandas das plantas adequadamente. O uso de compostos orgânicos como o do presente estudo pode auxiliar na substituição parcial ou total do uso de fertilizantes químicos, aumentando a sustentabilidade das produções agrícolas.



É importante ressaltar que mesmo com a adição de recargas de resíduos animais em leiras preexistentes, alguns nutrientes podem ainda ser deficientes no composto final, como é o caso do Mg e do K, os quais apresentaram baixas concentrações nos quatro compostos avaliados (Tabela 1). Desta maneira, a combinação entre diferentes resíduos ou mesmo a adição de compostos minerais, pode ser altamente benéfica. No estudo desenvolvido por Awasthi et al. (2016), materiais orgânicos (resíduos do processamento de gelatina e resíduos sólidos municipais) foram combinados com materiais inorgânicos (pós de rochas zeolíticas) em uma leira de compostagem. A inclusão do componente inorgânico permitiu o acúmulo de íons como  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{K}^{+}$  no composto final, além de melhorar a mineralização do N existente nos materiais e reduzir perdas de N por volatilização. Assim, os compostos utilizados no presente estudo poderiam também ser enriquecidos com outros materiais visando melhoria de sua qualidade nutricional.

**Tabela 1.** Concentração de nutrientes dos compostos orgânicos produzidos com substratos vegetais e resíduos animais da aquicultura. WS: composto produzido com serragem sem recargas, WSR: composto produzido com serragem com recargas, PS: composto produzido com cascas de amendoim sem recargas, PSR: composto produzido com cascas de amendoim com recargas.

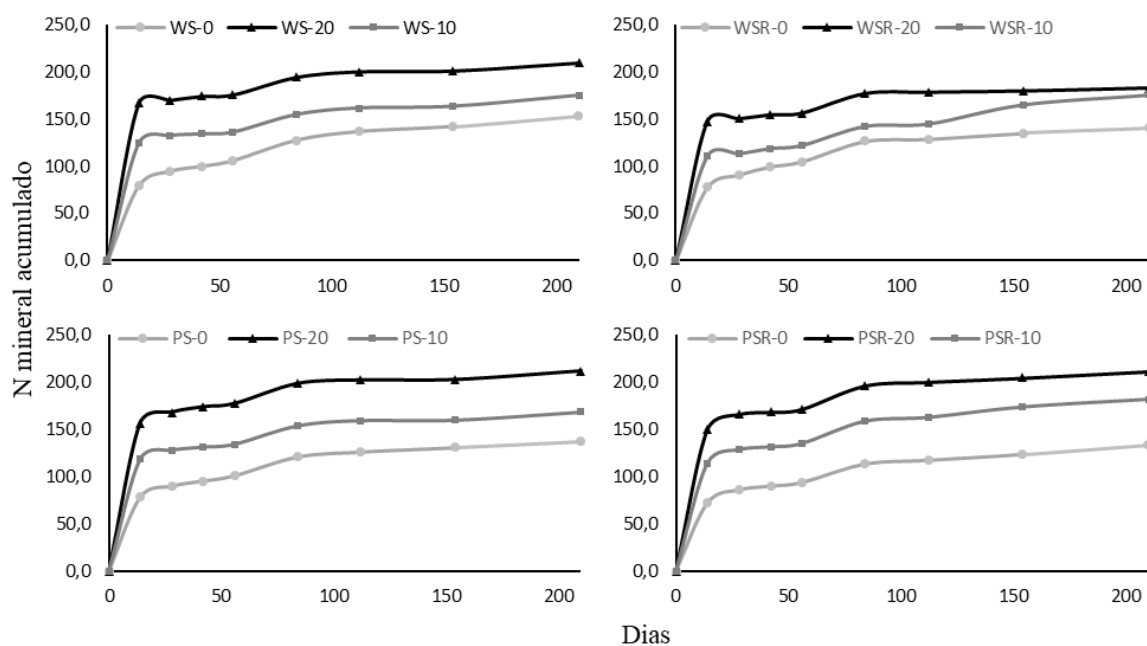
	C <sub>org</sub> <sup>*</sup>	N <sub>T</sub> <sup>*</sup>	N <sub>I</sub> <sup>*</sup>	P	K	Ca	Mg	Na	Cu	Mn	Zn	C/N <sup>*</sup>	Lig/N <sup>*</sup>	pH <sup>*</sup>
	----- g kg <sup>-1</sup> -----							----- mg kg <sup>-1</sup> -----						
WS	460	22,1 <sup>b</sup>	3,93	5,4 <sup>c</sup>	2,3 <sup>c</sup>	8,4 <sup>d</sup>	0,5 <sup>c</sup>	1,8 <sup>c</sup>	5,8 <sup>c</sup>	17,3 <sup>c</sup>	24,8 <sup>c</sup>	20,9 <sup>a</sup>	11,0 <sup>a</sup>	5,9 <sup>b</sup>
WSR	460	31,4 <sup>a</sup>	2,71	13,5 <sup>a</sup>	4,1 <sup>b</sup>	22,5 <sup>a</sup>	1,3 <sup>b</sup>	3,6 <sup>ab</sup>	8,5 <sup>c</sup>	40,3 <sup>b</sup>	48,7 <sup>a</sup>	14,7 <sup>b</sup>	6,1 <sup>b</sup>	6,5 <sup>a</sup>
PS	444	25,3 <sup>b</sup>	1,78	7,4 <sup>bc</sup>	7,0 <sup>ab</sup>	13,2 <sup>c</sup>	1,6 <sup>ab</sup>	3,0 <sup>b</sup>	17,9 <sup>b</sup>	55,3 <sup>a</sup>	28,7 <sup>c</sup>	15,9 <sup>b</sup>	11,5 <sup>a</sup>	6,2 <sup>a</sup>
PSR	455	33,2 <sup>a</sup>	4,94	10,6 <sup>b</sup>	8,4 <sup>a</sup>	18,7 <sup>b</sup>	1,8 <sup>a</sup>	3,9 <sup>a</sup>	20,4 <sup>a</sup>	50,4 <sup>a</sup>	33,8 <sup>b</sup>	13,8 <sup>b</sup>	8,1 <sup>b</sup>	6,5 <sup>a</sup>
MAPA <sup>‡</sup>	> 150	> 10	-	-	-	> 10	> 10	-	< 70	> 0,5	< 200	≤ 20	-	≥ 6,0

Letras diferentes na mesma coluna indicam diferença significativa ao nível de 5% de significância. \*Dados extraídos de Lopes et al. (2019); ‡ normativas 25 (2009) e 46 (2011) do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA).

Os teores de Na encontrados nos compostos também foram considerados baixos (1,8 - 3,9 g kg<sup>-1</sup>), característica favorável para a aplicação aos solos, pois altos teores de Na<sup>+</sup> (forma trocável em que se encontra no solo) podem acarretar na dispersão dos agregados, deteriorando a estrutura do solo e comprometendo a capacidade de retenção de água e a aeração (Raij, 2011). Os teores observados de Cu, Mn e Zn nos compostos também foram baixos, como esperado, pois a concentração desses micronutrientes nos resíduos da aquicultura é inexpressiva. Em quantidades significativas, esses micronutrientes podem contaminar o sistema solo-planta, fato que limitaria a aplicação dos compostos, visto que a interação destes com o sistema depende de uma série de fatores (e.g. concentração e existência de substâncias com estabilidade variável), e que esses micronutrientes são comumente aplicados em altas doses na adubação orgânica (Zheljazkov e Warman, 2004).

#### *Mineralização do nitrogênio*

Para as três doses testadas em todos os tratamentos, foi possível observar rápida liberação de N mineral no início da incubação (~ 80 mg kg<sup>-1</sup>), seguido de diminuição e aparente estabilização a partir da quarta semana de incubação, momento a partir do qual quantidades próximas a 10 mg kg<sup>-1</sup> foram sendo mineralizadas semanalmente (Figura 1). Esse comportamento de mineralização do N foi observado em diversos estudos de incubação de longa duração em condições aeróbias (Yagi et al., 2009; Illera-Vives et al., 2015b; Bergamasco et al., 2019). As altas quantidades de N mineralizadas nos primeiros dias de incubação são atribuídas à presença de frações orgânicas de fácil mineralização, as quais são rapidamente recicladas pelas populações microbianas existentes nas amostras preparadas para o experimento - processo este que causa maior aeração do solo e aumento abrupto da umidade estimulando a rápida multiplicação microbiana, como sugerido por Stanford e Smith (1972).



**Figura 1.** Nitrogênio mineralizado acumulado ao longo de 210 dias de incubação aeróbia de quatro compostos orgânicos produzidos com resíduos animais da aquicultura em um Latossolo Vermelho argiloso. **WS:** composto produzido com serragem sem recargas, **WSR:** composto produzido com serragem com recargas, **PS:** composto produzido com cascas de amendoim sem recargas, **PSR:** composto produzido com cascas de amendoim com recargas.

Nos solos em que os compostos não foram incorporados (doses zero), a quantidade final de  $N_m$  foi sempre menor do que as quantidades encontradas nos solos fertilizados (doses de 10 e 20 t ha<sup>-1</sup>), evidenciando a mineralização líquida de N dos compostos. O  $N_m$  aos 84 dias de incubação foi maior do que as quantidades mineralizadas antes e depois deste dia de análise (Figura 1). Esta variação pode ter ocorrido devido ao intervalo maior de tempo em comparação às avaliações anteriores.

A quantidade total de nitrogênio inorgânico ( $N_i$ ) obtido após 210 dias de incubação aeróbia variou, em média, entre 133 mg kg<sup>-1</sup> em solos não fertilizados e 210 mg kg<sup>-1</sup> em solos fertilizados (Tabela 2). Os valores de  $N_0$  estimados pelo modelo estão dentro dos limites determinados por Stanford e Smith (1972) para 39 solos: 18 - 305 mg kg<sup>-1</sup>, enquanto as taxas de mineralização ( $k$ ) encontradas no presente estudo foram menores (em média 0,032 dia<sup>-1</sup>) do que as mencionadas no estudo citado (0,035 - 0,095 por semana). Esses resultados sugerem que o experimento deste estudo foi conduzido sob condições apropriadas de incubação no laboratório.

Mesmo após a compostagem de resíduos orgânicos e sua estabilização, a decomposição microbiana continua acontecendo no solo após a incorporação do composto. Este processo, assim como na compostagem, depende de uma série de fatores, dentre eles a relação C/N. Parte do C disponível nos compostos é transformada em CO<sub>2</sub> e parte é

assimilada pelos microrganismos atuantes (Gilmour et al., 2003), sendo esta assimilação dependente da quantidade de N disponível para os microrganismos. Quando a relação C/N dos compostos é alta, existe muito C disponível e, por este motivo, a massa microbiana age imobilizando N existente no solo. Caso a concentração de N seja alta no composto, i.e. a relação C/N é baixa, este será mineralizado no solo, havendo liberação de N inorgânico (Corbeels et al., 1999). No presente estudo, a relação C/N dos compostos utilizados era baixa (13,8 - 20,9), justificando a mineralização contínua do N existente nos mesmos.

Outro fator determinante para a decomposição de compostos orgânicos e mineralização do N existente nos mesmos é a presença de fibras nos compostos, sendo que frações menos resistentes como a celulose e a hemicelulose tendem a se decompor mais rapidamente do que a lignina (Thuriès et al., 2002). Dubeux et al. (2006) afirmaram que parte do N existente em materiais orgânicos se adere às fibras, dificultando sua mineralização. Segundo Lopes et al. (2019), a composição de fibras dos compostos produzidos com recargas (23%) era menor do que a dos compostos produzidos sem as recargas (27%), porém não houve diferença na quantidade de  $N_m$  total acumulado entre eles.

A adoção de recargas permitiu redução significativa da relação lignina/N (Tabela 1), a qual se relaciona diretamente com as taxas de decomposição de resíduos no solo (Kögel, 1986). No presente estudo, o  $N_m$  acumulado ao final do experimento foi, de maneira geral, menor nos compostos com recargas em comparação aos demais compostos sem recargas de resíduos animais (Tabela 2). Frente às menores relações lignina/N observadas nos compostos com recargas, era esperado que ocorresse maior mineralização do N nesses compostos. No entanto, nossos resultados corroboram os resultados obtidos por Taylor et al. (1989), em que os autores testaram diferentes índices para prever a decomposição de resíduos no solo, concluindo que a relação lignina/N não é boa preditora para tais ocorrências, atribuindo esse papel à relação C/N, a qual é mais fortemente correlacionada às taxas de decomposição de materiais orgânicos.

**Tabela 2.** Nitrogênio mineral acumulado ( $N_{acm}$ ) e parâmetros da equação cinética de primeira ordem, obtidos pelo ajuste dos dados de nitrogênio acumulado em função de diferentes doses de composto produzido com resíduos da aquicultura em um Latossolo Vermelho argiloso.  $N_0$ : nitrogênio potencialmente mineralizável,  $k$ : constante de mineralização,  $T_{1/2}$ : tempo de meia vida,  $R^2$ : coeficiente de determinação,  $p$ : valor de  $p$  da regressão

	Dose	$N_{acm}$ ( $mg\ kg^{-1}$ )	$N_0$ ( $mg\ kg^{-1}$ )	$k$ ( $dia^{-1}$ )	$T_{1/2}$ (dias)	$R^2$	$p$	FM (%)
SR	0	152,39	125,6	0,0302	22,9	0,950	0,0003	-
SR	10	175,02	119	0,0429	16,1	0,911	0,0006	24,59
SR	20	209,53	122,5	0,0536	12,9	0,914	0,0006	31,05
SRr	0	140,70	115,9	0,0342	20,2	0,962	0,0002	-
SRr	10	175,39	124,8	0,0211	32,8	0,900	0,0008	26,52
SRr	20	182,89	97,8	0,0461	15,0	0,920	0,0005	32,25
CA	0	137,45	145	0,018	38,5	0,882	0,001	-
CA	10	168,42	135	0,025	27,7	0,848	0,0016	29,38
CA	20	211,88	136,5	0,022	31,5	0,894	0,0008	70,61
CAr	0	133,16	132,8	0,0301	22,9	0,945	0,0003	-
CAr	10	182,06	134,2	0,0293	23,6	0,931	0,0004	26,51
CAr	20	211,64	115,9	0,0381	18,2	0,939	0,0003	32,25

Para abreviações consulte a Tabela 1.

Os resultados revelaram que o  $T_{1/2}$  dos compostos variou entre 12,9 e 38,5 dias, sem a distinção de um padrão de mineralização entre compostos com maiores ou menores concentrações de  $N_T$ . Esse parâmetro mede o tempo necessário para a degradação de 50% do  $N_0$  e, juntamente com a fração de mineralização (FM), permite a estimativa de liberação de N para as culturas, frente à aplicação de fertilizantes (Mantovani et al., 2006). A FM média dos compostos foi de aproximadamente 27% na dose de 10 t ha<sup>-1</sup> e de 32% na dose de 20 t ha<sup>-1</sup>.

De maneira geral, ao passo que se aumentavam as doses dos compostos aplicados (de 10 para 20 t ha<sup>-1</sup>), o  $T_{1/2}$  foi reduzido de maneira significativa, indicando maior disponibilização de N nas doses mais elevadas. Este é um resultado esperado, visto que as quantidades de N aplicadas no solo foram maiores nesses tratamentos. No entanto, a FM pode ser afetada de acordo com as características dos resíduos aplicados no solo (Andrade et al., 2006). Ao avaliar a mineralização de N oriundo de lodo de esgoto em Latossolo Vermelho distroférico, Boeira et al. (2002) não observaram diferenças na FM, mesmo em doses crescentes de aplicação. Essas variações podem se dar também devido à presença de diferentes populações microbianas existentes nos solos, sob diferentes condições climáticas como temperatura e umidade (Barajas-Aceves e Dendooven, 2001).

Os valores elevados da FM encontrados para os compostos avaliados (> 25%) podem ser explicados pela baixa relação C/N dos mesmos, visto que a incorporação de N no solo em quantidades mais elevadas do que a necessidade dos microrganismos existentes, além de quantidades não excessivas de C, impedem que ocorra a imobilização deste nutriente no solo. Segundo Martines et al. (2006), a FM é elevada também quando o resíduo passa por um processo de estabilização da matéria orgânica existente. Os autores deste trabalho sugeriram que as frações mais recalcitrantes dos resíduos aplicados são menores após sua estabilização, tornando a mineralização mais fácil ao longo do tempo. A estabilização da matéria orgânica dos resíduos por meio da compostagem permitiu disponibilização contínua do N para o solo ao longo de 210 dias, em pequenas quantidades. Esse comportamento de liberação lenta, típico de resíduos com baixa relação C/N e alta estabilidade, pode ser benéfico em relação às perdas de N por lixiviação no solo, como sugerido por Santos et al. (2018), pois ao passo que o N é mineralizado a uma taxa lenta, as plantas o absorvem prontamente.

Frente aos potenciais problemas sociais, econômicos e ambientais envolvidos com o descarte inadequado de resíduos com altas cargas orgânicas, como é o caso de resíduos da aquicultura (Erondu e Anyanwu, 2005), a compostagem se mostra altamente eficiente em reduzir esses danos, aumentando a sustentabilidade da cadeia produtiva como um todo. Os compostos obtidos são ricos em nitrogênio e outros nutrientes de plantas, além de serem fáceis de produzir em curtos períodos de tempo (Lopes et al., 2019), por isso esta prática deve ser estimulada. No presente estudo, foi demonstrado que esse produto pode ser incorporado no solo como fertilizante fornecedor de N de liberação lenta, com grande potencial de uso para diversas culturas agrícolas.

## **Conclusões**

A compostagem de resíduos da aquicultura permite a produção de compostos ricos em nitrogênio, fósforo, potássio e cálcio, além de alguns micronutrientes, especialmente quando a recarga de resíduos animais é adotada como método de tratamento. A adoção de recargas de resíduos animais em leiras preexistentes melhora a qualidade dos compostos orgânicos finais em termos de acumulação de nutrientes, no entanto não permite maior mineralização de N ao longo do tempo. A fração de mineralização média de 30% em 210 dias de incorporação dos compostos no solo evidencia que esses produtos apresentam grande potencial fertilizante de liberação lenta para culturas agrícolas, além de demonstrar menor potencial de lixiviação do nitrogênio no solo.

## Referências Bibliográficas

Amirkolaie, A.K. Reduction in the environmental impact of waste discharged by fish farms through feed and feeding. *Reviews in Aquaculture* 3 (1), 19-26, 2011.

Andrade, C.A., Oliveira, C., Cerri, C.C. Cinética de degradação da matéria orgânica de biossólidos após aplicação no solo e relação com a composição química inicial. *Bragantia* 65 (4), 659-668, 2006.

Awasthi, M.K., Pandey, A.K., Bundela, P.S., Wong, J.W.C., Li, R., Zhang, Z. Co-composting of gelatin industry sludge combined with organic fraction of municipal solid waste and poultry waste employing zeolite mixed with enriched nitrifying bacterial consortium. *Bioresource Technology* 213, 181-189, 2016.

Barajas-Aceves, M., Dendooven, L. Nitrogen, carbon and phosphorus mineralization in soils from semi-arid highlands of central Mexico amended with tannery sludge. *Bioresource Technology* 77 (2), 121-130, 2001.

Bergamasco, M.A.M., Braos, L.B., Lopes, I.G., Cruz, M.C.P. Nitrogen mineralization and nitrification in two soils with different pH levels. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 50 (22), 2873-2880, 2019.

Boeira, R.C., Ligo, M.A.V., Dynia, J.F. Mineralização de nitrogênio em solo tropical tratado com lodos de esgoto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 37, 1639-1647, 2002.

Brasil (2010). Lei n. 12.305, de 2 de Agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos (2. ed.). Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2012. 73 p. (Série Legislação; n. 81).

Bünemann, E.K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R.E., Deyn, G., Goede, R., Flesskens, L., Geissen, V., Kuyper, T.W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., Groenigen, J.W., Brussaard, L. Soil quality - A critical review. *Soil Biology and Biochemistry* 120, 105-125, 2018.

Camargo, O.A., Moniz, A.C., Jorge, J.A., Valadares, J.M.A.S. Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. Campinas: Instituto Agronômico, 2009. 77 pp. (Boletim Técnico, 106, Edição revista e atualizada).

Cantarella, H., Trivelin, P.C.O. Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo método da destilação a vapor. In: Rajj, B., Andrade, J.C., Cantarella, H., Quaggio, J.A. (Eds.) *Análise*



química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônomo, p. 270-276., 2001.

Cerda, A., Artola, A., Font, X., Barrena, R., Gea, T., Sánchez, A. Composting of food wastes: status and challenges. *Bioresource Technology* 248 (A), 57-67, 2018.

CETESB. Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas - Critérios para projetos e operação. São Paulo: Cetesb, 1999. 33p. (Norma P4.230).

Corbeels, M., Hofman, G., Van Cleemput, O. Simulation of net N immobilisation and mineralisation in substrate-amended soils by the NCSOIL computer model. *Biology and Fertility of Soils* 28, 422-430, 1999.

Dubeux, J.C.B., Sollenberger, L.E., Interrante, S.M., Vendramini, J.M.B., Stewart, L. Litter decomposition and mineralization in bahiagrass pastures managed at different intensities. *Crop Science* 46 (3), 1305-1310, 2006.

Elser, J., Bennett, E. A broken biogeochemical cycle. *Nature* 478, 29-31, 2011.

Erondu, E.S., Anyanwu, P.E. Potential hazards and risks associated with the aquaculture industry. *African Journal of Biotechnology* 4 (13), 1622-1627, 2005.

FAO (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals*. Roma. 227 pp.

Gavilanes-Terán I, Jara-Samaniego J, Idrovo-Novillo J, Bustamante MA, Moral R, Paredes C. Windrow composting as horticultural waste management strategy - a case study in Ecuador. *Waste Management* 48: 127-134, 2016.

Gilmour, J.T., Cogger, C.G., Jacobs, L.W. Envanylo, G.K., Sullivan, D.M. Decomposition and plant-available nitrogen in biosolids. *Journal of Environmental Quality* 32, 1498-1507, 2003.

Illera-Vives, M., Labandeira, S.S., Brito, L.M., López-Fabal, A., López-Mosquera, M.E. Evaluation of compost from seaweed and fish waste as a fertilizer for horticultural use. *Scientia Horticulturae* 186, 101-107, 2015a.

Illera-Vives, M., López-Fabal, A., López-Mosquera, M.E., Ribeiro, H.M. Mineralization dynamics in soil fertilized with seaweed-fish waste compost. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 95 (15), 3047-3054, 2015b.

Kögel, I. Estimation and decomposition pattern of the lignin component in forest humus layers. *Soil Biology and Biochemistry* 18 (6), 589-594, 1986.

Lopes, I.G., Souza, L.F., Cruz, M.C.P., Vidotti, R.M. Composting as a strategy to recycle aquatic animal waste: Case study of a research centre in São Paulo State, Brazil. *Waste Management & Research* 37 (6), 590-600, 2019.

López-Mosquera, M.E., Fernández-Lema, E., Villares, R., Corral, R., Alonso, B., Blanco, C. Composting fish waste and seaweed to produce a fertilizer for use in organic agriculture. *Procedia Environmental Sciences* 9, 113-117, 2011.

Mantovani, J.R., Ferreira, M.E., Cruz, M.C.P., Barbosa, J.C. Alterações nos atributos de fertilidade em solo adubado com composto de lixo urbano. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 29, 817-824, 2005.

Mantovani, J.R., Ferreira, M.E., Cruz, M.C.P., Barbosa, J.C., Freiria, A.C. Mineralização de carbono e de nitrogênio provenientes de composto de lixo urbano em Argissolo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 30, 677-684, 2006.

Martines, A.M., Andrade, C.A., Cardoso, E.J.B.N. Mineralização do carbono orgânico em solos tratados com lodo de curtume. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 41 (7), 1149-1155, 2006.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (Brasília). Instrução Normativa Nº 25, de 27 de junho de 2017. Aprovar as normas sobre as especificações e as garantias, as tolerâncias, o registro, a embalagem e a rotulagem dos fertilizantes orgânicos simples, mistos, compostos, organominerais e biofertilizantes destinados à agricultura. **Diário Oficial da União**: Seção 1, [S. l.], n. 173, p. 1-18, 23 jul. 2009.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (Brasília). Instrução Normativa Nº 46, de 06 de outubro de 2011. Estabelecer o regulamento técnico para os sistemas orgânicos de produção, bem como as listas de substâncias e práticas permitidas para uso nos sistemas orgânicos de produção. **Diário Oficial da União**, p. 1-46, 06 out. 2011.

Pandey, P.K., Cao, W., Biswas, S., Vaddella, V. A new closed loop heating system for composting of green and food wastes. *Journal of Cleaner Production* 133, 1252-1259, 2016.

Radziemska, M., Vaverková, M.D., Adamcová, D., Brtnický, M., Mazur, Z. Valorization of fish waste compost as a fertilizer for agricultural use. *Waste and Biomass Valorization* 10, 2537-2545, 2019.

RAIJ, B. V. Fertilidade do solo e manejo dos nutrientes. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2011. 420p.

Raij, B. van; Andrade, J.C.; Cantarella, H.; Quaggio, J.A. (Eds.). Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônômico; Fundação IAC, 2001. 235p.

Raij, B.V. Fertilidade do solo e manejo de nutrientes. Piracicaba, International Plant Nutrition Institute, 2011. 420 pp.

Raij, B.V., Andrade, J.C., Cantarella, H., Quaggio, J.A. (Eds.) Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001. 285 pp.

Santos, A., Fangueiro, D., Moral, R., Bernal, M.P. Composts produced from pig slurry solids: nutrient efficiency and N-leaching risks in amended soils. *Frontiers in Sustainable Food Systems* 2, 8, 2018.

Stanford, G., Smith, S.J. Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Science Society of America Journal* 36 (3), 465-472, 1972.

Taylor, B.R., Parkinson, D., Parsons, W.F.J. Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecology* 70 (1), 97-104, 1989.

Thuriès, L., Pansu, M., Larré-Larrout, M.C., Feller, C. Biochemical composition and mineralization kinetics of organic inputs in a sandy soil. *Soil Biology and Biochemistry* 34 (2), 239-250, 2002.

Valente, B.S., Xavier, E.G., Pereira, H.S., Pilotto, M.V.T. Compostagem na gestão de resíduos de pescado de água doce. *Boletim do Instituto de Pesca* 40 (1), 95-103, 2014.

Vidotti, R.M., Lopes, I.G. Resíduos orgânicos gerados na piscicultura. *Pesquisa & Tecnologia* 13, 1-6, 2016.

Yagi, R., Ferreira, M.E., Cruz, M.C.P., Barbosa, J.C. Mineralização potencial e líquida de nitrogênio em solos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 33, 385-394, 2009.

Zheljazkov, V.D., Warman, P.R. Phytoavailability and fractionation of copper, manganese, and zinc in soil following application of two composts to four crops. *Environmental Pollution* 131, 187-195, 2004.

### **CAPÍTULO III - O uso de larvas de *Hermetia illucens* no processamento de resíduos orgânicos da produção aquícola**

Ivã Guidini Lopes<sup>1‡</sup>, Cecilia Lalander<sup>2</sup>, Rose Meire Vidotti<sup>1,3</sup>, Björn Vinnerås<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Centro de Aquicultura da Unesp - UNESP. Universidade Estadual Paulista. Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n, 14884-900, Jaboticabal/SP, Brasil.

<sup>2</sup> Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Department of Energy and Technology. Uppsala, Sweden.

<sup>3</sup> Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios. Rodovia Washington Luiz km 372, 15830-000 Pindorama/SP, Brasil.

‡Autor correspondente: ivanguid@gmail.com

Artigo publicado no periódico Journal of Cleaner Production, v. 251, 119753, 2020.

#### **Resumo**

A aquicultura é uma atividade de rápido crescimento que gera volumes crescentes de resíduos orgânicos como carcaças de peixes, os quais devem ser manejados adequadamente. Em um estudo delineado para avaliar o tratamento com larvas de mosca soldado-negro (BSF), nós testamos 21 combinações entre resíduos da aquicultura e resíduos de pães (com incrementos em intervalos de 5%). Os melhores tratamentos foram validados em um segundo experimento. Com 11-12 dias de tratamento, a inclusão de 15% de resíduos da aquicultura levou a um aumento de 35% no tamanho das larvas e de 60% no teor de proteína bruta (45%<sub>MS</sub>), em comparação às larvas tratadas apenas com pães. A bioconversão de materiais foi favorecida pela adição de resíduos da aquicultura, alcançando 18%<sub>MS</sub>. No entanto, como revelado por uma análise de componentes principais, 50,5% da variância dos dados foi explicada pela adição desses resíduos, estando esta negativamente correlacionada à sobrevivência das larvas, a qual foi reduzida com maiores níveis de inclusão. O teor de nitrogênio total do composto final obtido aumentou com maiores níveis de inclusão de resíduos da aquicultura, enquanto a volatilização desse nutriente pouco variou entre os tratamentos (máximo de 33% do total). Em geral, a adição de pequenas quantidades (< 15%) de resíduos da aquicultura foi benéfica para o processo como um todo e para a qualidade final das larvas produzidas.

**Palavras-chave:** mosca soldado-negro, resíduos de pescados, ecotecnologia, conversão proteica, manejo de resíduos.

## Introdução

A produção global de peixes ultrapassou 171 milhões de toneladas em 2016. A aquicultura é uma atividade de rápido crescimento e responsável pela oferta de proteína animal de alta qualidade mundialmente, a qual contribui com 47% dessa produção (FAO, 2018). Mais de 50 milhões de toneladas de peixes são produzidas anualmente, onde os animais são criados, processados e comercializados. Ao longo de todas as etapas produtivas, diferentes tipos de resíduos são gerados, como carcaças inteiras e partes do corpo dos animais, sendo tipicamente ricos em nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo (Illera-Vives et al., 2015). Portanto, o descarte inadequado desses resíduos pode levar a sérias consequências ambientais em relação à contaminação do solo e de águas subterrâneas, transmissão de patógenos e eutrofização (Erondu e Anyanwu, 2005), reduzindo os aspectos sustentáveis da produção aquícola.

A produção aquícola é, de maneira geral, mais sustentável em comparação à pesca extrativa - atividade esta que exerce forte pressão sobre estoques naturais ao passo que a população humana cresce anualmente (Pauly et al., 2005; Kluger et al., 2019). No entanto, como destacado por Mo et al. (2018), diversos aspectos insustentáveis se relacionam à indústria aquícola, como a crescente demanda por produtos agrícolas utilizados na fabricação de rações, fato relacionado à exploração de terras aráveis, assim como da necessidade por farinha de peixe, fato este que relaciona-se ao mesmo problema de pesca predatória. Uma questão adicional relacionada à pesca extrativa e à aquicultura é a alta geração de resíduos observada nessas indústrias, a qual pode alcançar até 50% desde a produção até o consumidor final, como demonstrado por Love et al. (2015) nos Estados Unidos.

Existem várias abordagens para o tratamento de resíduos aquícolas, dentre os quais a compostagem em leiras é normalmente adotada por ser consideravelmente simples em termos de mão de obra, ter baixo custo de implementação e facilidade de manejo, além do fato de que este método permite o controle de patógenos em materiais contaminados (Lopes et al., 2019). No entanto, como destacada por Lalander et al. (2018), a compostagem em leiras pode não ser economicamente viável, pois tem como produto final apenas o composto orgânico, de baixo valor agregado. Adicionalmente, a compostagem gera grandes volumes de gases de efeito estufa em comparação a outros métodos de tratamento de resíduos (Ermolaev et al., 2019). Nesse sentido, outras abordagens para gerir tais resíduos, tal como o tratamento com larvas de mosca soldado-negro (BSF, *Hermetia illucens* (L.), Diptera:

Stratiomyidae), podem ser mais viáveis em termos de sustentabilidade econômica e ambiental (Lalander et al., 2018).

O tratamento de resíduos com larvas de BSF é uma nova tecnologia que vem sendo explorada nas últimas décadas, devido à sua alta eficiência na redução da biomassa de resíduos e aos seus aspectos sustentáveis (Čičková et al., 2015; Lohri et al., 2017). Larvas de BSF são capazes de consumir rapidamente uma grande variedade de resíduos orgânicos (Lalander et al., 2019), reduzindo volumes e convertendo-os em dois produtos: uma biomassa de insetos rica em proteínas e gorduras e um composto derivado das larvas que pode ser aplicado como fertilizante orgânico (Setti et al., 2019).

Tendo em vista a crescente demanda por ingredientes proteicos para rações animais, que tem incentivado o uso de fontes de proteína insustentáveis como farinha de peixe e de soja, o tratamento de resíduos com larvas de BSF é de particular interesse devido à possibilidade de obter produtos que substituam essas farinhas (Wang e Shelomi, 2017). Tem sido demonstrado que a farinha de larvas de BSF pode ser utilizada com sucesso na substituição de ingredientes convencionais nas dietas de diferentes animais de produção, em termos de palatabilidade e crescimento dos animais (Devic et al., 2018; Zotte et al., 2019).

O tratamento de vários resíduos orgânicos foi estudado com larvas de BSF, em estudos que avaliaram a redução de materiais e o crescimento das larvas. Foi demonstrado que o resultado do tratamento é diretamente influenciado pelas propriedades físico-químicas e composição nutricional dos resíduos (St-Hilaire et al., 2007; Lalander et al., 2019). As larvas crescem adequadamente em substratos ricos em proteínas, especialmente quando um balanço adequado entre nitrogênio e carboidratos é atingido (Barragán-Fonseca et al., 2018a). Lalander et al. (2019) demonstraram que larvas de BSF crescem muito quando alimentadas com resíduos de abatedouros de ovelhas, mas que crescem ainda mais quando este resíduo é combinado com frutas e vegetais, o que representa um balanço mais adequado entre proteínas, carboidratos de fácil assimilação e fibras.

Os resíduos oriundos de atividades aquícolas podem constituir um substrato viável para o crescimento de larvas de BSF, visto que esta e outras espécies de mosca estão diretamente envolvidas com a degradação de carcaças de animais na natureza (Tomberlin et al., 2017). No entanto, devido à rápida degradação que ocorre em carcaças de peixes e sua alta concentração de nitrogênio, o que pode levar à geração de substâncias tóxicas (Taylor

et al., 1984; Hungerford, 2010), as larvas podem não ser capazes de sobreviver e consumir esses resíduos sozinhos.

Assim como resíduos de peixes, o pão é um produto de consumo que possui prazo de validade curto. Pães são comprados diariamente por uma parte significativa da população e existe um mercado muito singelo para resíduos de pães vencidos. De acordo com Brancoli et al. (2017), os volumes de resíduos derivados da produção de pães, fazem deste produto uma das maiores pegadas ambientais em supermercados, os maiores pontos de comercialização de produtos derivados de pães. Nesse sentido, a combinação entre resíduos de pães e da aquicultura, poderia ser efetivamente utilizada para o crescimento de larvas de BSF, pois representaria um balanço neutralizador dos possíveis efeitos negativos da rápida degradação das carcaças de peixes.

Considerando as premissas de uma economia circular, com especial atenção à prevenção da geração de resíduos e da otimização de seu uso, o tratamento com larvas de BSF pode servir para fechar o ciclo da produção aquícola, por meio da transformação de resíduos em um produto sustentável e passivo de comercialização para ser reintroduzido na cadeia produtiva. Assim, o objetivo do presente estudo foi determinar se o tratamento de resíduos aquícolas com larvas de BSF é possível. De modo a oferecer uma dieta balanceada, os resíduos da aquicultura foram combinados com resíduos de pão e utilizados como substrato para o crescimento dos organismos. Diferentes proporções entre esses resíduos foram utilizadas e os efeitos tanto no crescimento das larvas quanto nas variáveis envolvidas com o processo em si foram estudados.

## **Material e Métodos**

### *Animais e resíduos*

Larvas recém-eclodidas de BSF oriundas de uma colônia de moscas em funcionamento desde 2015 da Swedish University of Agricultural Sciences (SLU, Uppsala, Suécia), foram mantidas em um substrato contendo resíduos de BSF de tratamentos prévios (oriundos do tratamento usual de resíduos realizado no laboratório) e ração para frangos (Granngården Hönsfoder Start, 20% DM) em uma proporção de 1:1, além de água, por aproximadamente 10 dias. Essas larvas (peso médio de 0,0015 g) foram separadas em peneiras de 1 mm e cinco lotes de aproximadamente 100 larvas foram contabilizados e pesados.



Pães próximos ao vencimento (diferentes marcas com composição nutricional diferente; Fazer<sup>®</sup>, Suécia) foram coletados em um ponto de distribuição localizado em Uppsala (Willys<sup>®</sup>). No momento da coleta, os pães estavam em suas embalagens originais e devido às diferenças de composição nutricional, estes foram completamente misturados, de modo a homogeneizar os mesmos em uma mesma amostra com mesma qualidade nutricional. Os resíduos da aquicultura foram fornecidos por uma piscicultura comercial localizado em Mora, Suécia (Nordic Trout<sup>®</sup>) e por um laboratório de experimentação animal do Departamento de Nutrição Animal da SLU.

Visando a obtenção de amostras homogêneas de ambos os substratos, tanto os pães quanto os resíduos da aquicultura foram moídos separadamente, armazenados em sacos plásticos e dispostos em um freezer (-18 °C) até sua utilização. Antes da moagem dos pães, água foi adicionada de modo a obter uma umidade de aproximadamente 65% nos mesmos, i.e. similar aos resíduos da aquicultura (59%). Todas as carcaças utilizadas neste estudo pertenciam à mesma espécie, truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*). A composição dos resíduos de pães e da aquicultura estão apresentadas na Tabela 1.

**Tabela 1.** Composição físico-química dos resíduos de pães e da aquicultura utilizados neste estudo. Os valores estão apresentados como média  $\pm$  DP. **MS:** matéria seca; **SV:** sólidos voláteis; **PB:** proteína bruta; **CNF:** carboidratos não-fibrosos; **LT:** lipídeos totais; **ND:** não determinado.

	MS (%)	SV (%)	PB (%)	CNF (%)	LT (%)	pH
Resíduos de Pães	33.7 $\pm$ 0.38	97.2 $\pm$ 0.08	8.2 $\pm$ 1.0	46.1 $\pm$ 4.4	ND	5.38 $\pm$ 0.01
Resíduos da Aquicultura	41.5 $\pm$ 0.86	95.7 $\pm$ 0.14	60.3 $\pm$ 2.3	ND	32.5 $\pm$ 1.4	6.62 $\pm$ 0.04

### *Design experimental*

Dois experimentos foram realizados para avaliar o tratamento de resíduos da aquicultura com larvas de BSF. No primeiro experimento, 21 combinações entre estes resíduos e os resíduos de pães - variando de 100% de resíduos da aquicultura a 100% de pães (com intervalos de 5% de substituição entre cada tratamento), foram testados individualmente, sem repetições. Com base nos dados obtidos neste experimento, um segundo experimento foi delineado para validar os resultados obtidos com as melhores combinações potenciais entre esses dois resíduos e determinar como a inclusão de um resíduo com alto teor de proteína impacta o andamento do processo de tratamento com larvas de BSF. Assim, o segundo experimento compreendeu quatro tratamentos (cada um com três réplicas): T0 (100% resíduos de pães), T5 (95% pães e 5% carcaças), T10 (90% pães e 10% carcaças) e T15 (85% pães e 15% carcaças). As relações entre proteínas e carboidratos nos

tratamentos T0, T5, T10 e T15 foram 1: 2,9, 1: 2,4, 1: 2,0 e 1:1,7, respectivamente. Ambos os experimentos foram conduzidos em caixas plásticas (40 x 60 x 15 cm) cobertas com redes que cobriam as caixas inteiras, as quais foram mantidas em uma sala com temperatura controlada de  $28 \pm 1,5$  °C e  $45 \pm 6,3\%$  de umidade relativa.

Em ambos experimentos, 10.000 larvas foram dispostas em cada caixa experimental, resultando em uma densidade de 4,15 larvas  $\text{cm}^{-2}$ . O substrato (misturas de resíduos) foi fornecido a uma dose de 0,25 g de sólidos voláteis totais por larva, sendo distribuídos homogeneamente nas caixas nos dias 0, 4 e 7. Todo o substrato foi homogeneizado e congelado em pequenas porções (-18 °C) antes do início dos experimentos. Cada porção foi então descongelada em temperatura ambiente por 24 h antes de ser adicionada nas caixas de tratamento. Após o último evento de alimentação, as caixas foram monitoradas diariamente e, quando os resíduos do tratamento estavam visualmente secos peneiráveis (i.e. fáceis de serem separados das larvas), ou quando 1% das larvas estavam transformadas em pré-pupas, o tratamento era encerrado e as larvas eram coletadas.

#### *Amostragem e análises*

Em cada evento de alimentação, dez larvas foram coletadas por tratamento de modo a monitorar seu peso médio. Essas larvas foram lavadas com água por dois minutos, secas em papel, pesadas e retornavam em seguida para suas respectivas caixas de tratamento. Adicionalmente, o pH dos materiais foi analisado dissolvendo-se amostras de 5 g em água deionizada (20 mL), deixando-as repousar por 60 minutos, seguida da aferição do pH com auxílio de um medidor InoLab pH Level 1.

Amostras de ambos os resíduos utilizados no estudo (resíduos de pães e da aquicultura) e dos resíduos do tratamento após os experimentos foram coletadas e secas em uma estufa a 65 °C por 48 h para determinação do teor de matéria seca (MS). Em seguida, as mesmas foram incineradas em um forno tipo mufla a 550 °C por 4 h para determinação do teor de sólidos voláteis totais (SV).

Os substratos e os resíduos dos tratamentos foram analisados quanto ao teor de nitrogênio total ( $N_T$ ) e nitrogênio amoniacal total (TAN). A concentração de  $N_T$  foi obtida segundo o procedimento: uma amostra de 5 g foi dissolvida em 15 mL de  $H_2SO_4$  concentrado dentro de um recipiente Erlenmeyer com capacidade para 50 mL. O recipiente foi disposto em uma placa aquecedora por aproximadamente 20 minutos (até a dissolução total da amostra sólida) e a mistura foi resfriada em temperatura ambiente. Uma sub-amostra de 1

mL desta mistura foi diluída 50 vezes em água deionizada e o pH foi ajustado entre a faixa 4-7, por meio da adição de uma solução 10M de NaOH. Em seguida, uma sub-amostra de 10 mL foi digerida utilizando o kit Crack-Set 20 da Spectroquant® (1.14963.0001) e a concentração de  $N_T$  foi medida com auxílio de um espectrofotômetro a 340 nm, segundo instruções do kit de análise Spectroquant® nitrate test (1.09713.0002). Já em relação à concentração de TAN foi aferida antes do segundo e terceiro eventos de alimentação, além do resíduo final do tratamento. Para tal, uma amostra de 1 g foi dissolvida em 4 mL de água deionizada e a concentração de TAN foi aferida com auxílio do kit de análises Spectroquant® Ammonium test (1.14963.0001) em um espectrofotômetro a 640 nm.

### *Cálculos*

O teor de MS e a volatilização de N foram calculados por meio da subtração das concentrações existentes nas larvas e nos resíduos do tratamento dos teores nos materiais ao início do experimento. Os parâmetros de crescimento larval avaliados foram: ganho em peso (GP) (peso final - peso inicial) (mg), taxa de crescimento específico (TCE) ( $100 \times \{\ln \text{ peso final} - \ln \text{ peso inicial}\} / \text{dias de experimento}$ ), a qual revela o crescimento médio diário dos organismos, além da sobrevivência (número de larvas remanescentes após o tratamento / número inicial estimado de larvas). Em relação à performance do processo como um todo, esta foi determinada com base nos cálculos da redução de materiais em matéria seca ( $\text{Mat.red.}_{MS}$ ), da bioconversão de materiais também em base seca ( $\text{BCR.}_{MS}$ ) e da conversão proteica obtida ( $\text{PrCR.}_{MS}$ ), por meio das expressões:

$$\text{Mat.red.}_{MS} = 1 - \frac{\text{Mat.out}_{MS}}{\text{Sub.in}_{MS}}$$

Na qual  $\text{Sub.in}_{MS}$  e  $\text{Mat.out}_{MS}$  são a massa seca do substrato e do resíduo final, respectivamente;

$$\text{BCR.}_{MS} = \frac{\text{Larv}_{MS}}{\text{Sub.in}_{MS}} \times 100$$

Na qual  $\text{Larv}_{MS}$  é a matéria seca das larvas ao final do experimento, e

$$\text{PrCR.}_{MS} = \frac{\text{Larv}_{MS} \times \% \text{Pr}_{larv}}{\text{Sub.in}_{MS} \times \% \text{Pr}_{sub.in}} \times 100$$

Na qual  $\% \text{Pr}_{larv}$  e  $\% \text{Pr}_{sub.in}$  são a proteína bruta em base seca nas larvas e nos substratos, respectivamente.

### *Análises estatísticas*

O primeiro experimento foi um experimento-piloto conduzido sem repetições, portanto nenhuma análise estatística foi realizada nos dados obtidos. Todos os dados obtidos no segundo experimento foram testados pelo teste de Levene quanto à homoscedasticidade das variâncias e pelo teste de Cramér-von Mises para avaliar a normalidade dos erros. Uma análise de variância de uma via (*one-way* ANOVA) foi realizada para identificar diferenças entre os tratamentos em relação ao andamento do processo e ao crescimento das larvas. Quando diferenças foram encontradas, o teste de comparações múltiplas de média de Tukey foi aplicado ao nível de 5% de probabilidade. Uma análise exploratória de componentes principais (ACP) foi realizada para identificar as principais variáveis que explicaram a variação dos dados e possíveis correlações entre variáveis. Em seguida, as variáveis de interesse foram submetidas à análise de regressão linear. As análises univariadas foram realizadas no software RStudio (versão R 3.4.0) e a ACP foi realizada com auxílio do software STATISTICA 7.0.

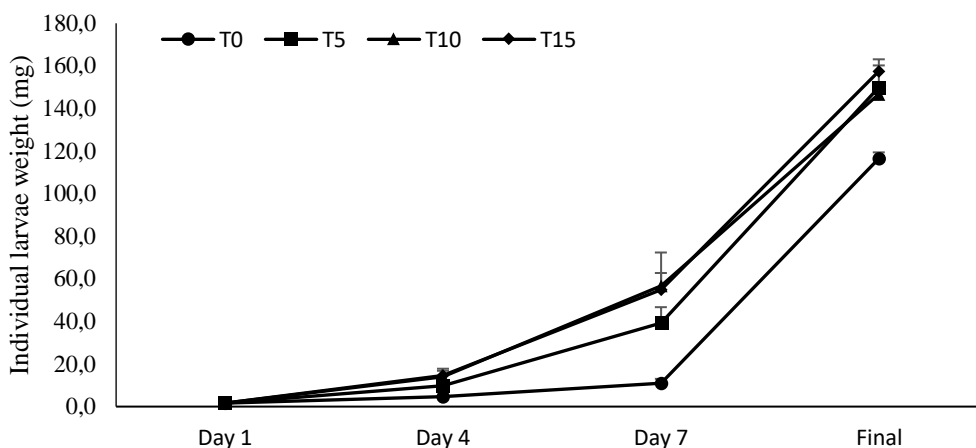
### **Resultados**

Dentre as 21 combinações entre resíduos de pães e da aquicultura testadas, apenas aquelas contendo 0-25% de resíduos da aquicultura estavam peneiráveis após o tratamento com larvas de BSF. Nas caixas contendo 30-100% de resíduos da aquicultura, os resíduos do tratamento aparentavam estar não completamente consumidos, mas os tratamentos foram encerrados visto que as larvas começaram a se transformar em pré-pupas. Ademais, os resíduos dos tratamentos contendo 30-100% de resíduos da aquicultura possuíam alto teor de umidade e estavam pegajosos, possivelmente devido ao alto teor de lipídeos nas carcaças dos peixes utilizados. Desta maneira, não foi possível separar as larvas dos resíduos, portanto o peso final das larvas registrado para esses tratamentos foi baseado em amostras de 100 larvas. Assim, os dados referentes aos parâmetros do processo e de crescimento das larvas estão apresentados apenas para os tratamentos contendo 0-25% de resíduos da aquicultura (Tabela 2).

**Tabela 2.** Eficiência do processo de tratamento e crescimento de larvas de BSF quando alimentadas com diferentes proporções entre resíduos de pães e da aquicultura (primeiro experimento). Os valores apresentados são valores absolutos obtidos nas análises. **MS:** matéria seca; **Mat.red:** redução de materiais; **BCR:** taxa de bioconversão; **ND:** não determinado.

Taxa de inclusão de resíduos da aquicultura	Peso final das larvas (mg)	Sobrevivência (%)	Mat.red (%DM)	BCR (%DM)	pH final	Tempo de processo (dias)
25%	148,2	18,6	54,2	5,8	5,9	18
20%	135,5	38,0	59,0	10,5	6,5	18
15%	145,3	67,8	64,9	20,4	6,3	12
10%	130,8	94,8	69,1	24,9	6,3	12
5%	118,8	96,8	66,9	23,4	6,6	12
0%	100,0	101,0	62,9	23,9	6,5	12

Com base nos resultados do primeiro experimento, a maior taxa de inclusão de resíduos da aquicultura utilizada no segundo experimento foi de 15% e o processo levou entre 11 (T5 e T10) e 12 dias (T0 e T15) para ser concluído. Todas as caixas dos tratamentos possuíam resíduos peneiráveis ao final do experimento (Tabela 3). Ao aumentar a taxa de inclusão de resíduos da aquicultura, maiores mortalidades foram observadas, sendo a menor taxa de sobrevivência (65,4%) registrada em T15 e a maior taxa (88,5%) observada em T0 (Tabela 3). Inversamente, o ganho em peso foi significativamente maior nos tratamentos que receberam resíduos da aquicultura (T5, T10 e T15) em comparação a T0, no qual somente pão foi fornecido como substrato (Figura 1).



**Figura 1.** Crescimento de larvas de BSF alimentadas com diferentes combinações entre resíduos de pães e da aquicultura como substrato. As barras de erros representam o desvio padrão de cada tratamento (n = 3). **T0:** substrato composto por 100% de resíduos de pães; **T5:** 95% pães e 5% resíduos da aquicultura; **T10:** 90% pães e 10% resíduos da aquicultura; **T15:** 85% pães e 15% resíduos da aquicultura.

O peso final das larvas foi favorecido pelas dietas contendo uma relação proteína: carboidrato de 1: 1,7 até 1: 2,4, alcançando por volta de 158 mg em T15, 150 mg em T5 e 147 mg em T10, em comparação a 117 mg em T0. Conseqüentemente, a taxa de crescimento

específico (TCE) demonstrou tendência similar, com larvas alimentadas somente com pão (T0) demonstrando a menor TCE ao longo do experimento (Tabela 3).

**Tabela 3.** Eficiência do processo e crescimento de larvas de BSF quando alimentadas com diferentes proporções entre resíduos de pães e da aquicultura. Valores apresentados como média  $\pm$  DP. **T0:** substrato composto por 100% de resíduos de pães; **T5:** 95% pães e 5% resíduos da aquicultura; **T10:** 90% pães e 10% resíduos da aquicultura; **T15:** 85% pães e 15% resíduos da aquicultura.

	T0	T5	T10	T15
Rendimento larval (g <sub>MS</sub> )	383,9 $\pm$ 5,6 <sup>d</sup>	472,3 $\pm$ 11,1 <sup>a</sup>	449,5 $\pm$ 12,3 <sup>b</sup>	422,7 $\pm$ 24,0 <sup>c</sup>
Taxa de bioconversão (BCR, % <sub>MS</sub> )	14,9 $\pm$ 0,2 <sup>c</sup>	18,1 $\pm$ 0,4 <sup>a</sup>	17,1 $\pm$ 0,5 <sup>ab</sup>	15,9 $\pm$ 0,9 <sup>bc</sup>
Taxa de conversão proteica (PrCR, %)	62,9 $\pm$ 6,2	64,8 $\pm$ 2,0	63,2 $\pm$ 2,2	63,7 $\pm$ 3,0
Redução de materiais (Mat.red, % <sub>MS</sub> )	59,2 $\pm$ 1,9 <sup>b</sup>	64,4 $\pm$ 0,7 <sup>a</sup>	60,6 $\pm$ 1,3 <sup>b</sup>	57,6 $\pm$ 1,5 <sup>b</sup>
Duração do processo (dias)	12	11	11	12
Peso final larval (mg)	116,5 $\pm$ 2,9 <sup>b</sup>	149,9 $\pm$ 10,3 <sup>a</sup>	146,7 $\pm$ 2,7 <sup>a</sup>	157,5 $\pm$ 5,6 <sup>a</sup>
Taxa de crescimento específico (TCE, % dia <sup>-1</sup> )	85,4 $\pm$ 0,5 <sup>b</sup>	90,4 $\pm$ 1,4 <sup>a</sup>	90,0 $\pm$ 0,4 <sup>a</sup>	91,4 $\pm$ 0,7 <sup>a</sup>
Proteína larval (% <sub>MS</sub> )	28,0 $\pm$ 4,6 <sup>c</sup>	39,1 $\pm$ 7,8 <sup>b</sup>	42,7 $\pm$ 7,2 <sup>ab</sup>	44,8 $\pm$ 4,0 <sup>a</sup>
Sobrevivência (%)	88,5 $\pm$ 2,4 <sup>a</sup>	81,6 $\pm$ 4,9 <sup>ab</sup>	76,4 $\pm$ 2,4 <sup>b</sup>	65,4 $\pm$ 5,5 <sup>c</sup>

Letras diferentes na mesma Linha indicam diferença significativa ( $p < 0,05$ )

O maior rendimento larval foi observado em T5, 23% maior em comparação a T0, mesmo que neste segundo tratamento a maior taxa de sobrevivência tenha sido registrada (~89%). As larvas de T15 cresceram mais, porém apresentaram maior mortalidade (~35%) (Tabela 3). A redução de materiais foi ligeiramente maior em T5 em comparação aos outros tratamentos, enquanto nenhuma diferença significativa foi encontrada para a taxa de conversão proteica. A porcentagem de proteína bruta larval (%<sub>MS</sub>) aumentou gradualmente com maiores inclusões de resíduos da aquicultura, chegando a 45% em T15 em comparação a 28% em T0 (Tabela 3). A maior taxa de bioconversão de materiais foi observada em T5 (18%<sub>MS</sub>), sendo estatisticamente similar a T10 e maior em relação a T0 e T15 (15-16%<sub>MS</sub>).

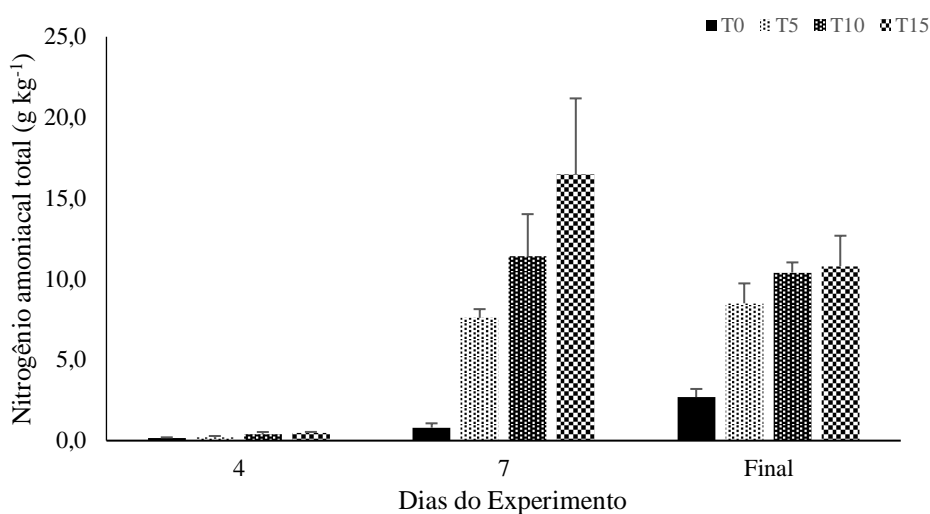
No primeiro experimento, foi possível observar que os resíduos finais dos tratamentos nas caixas contendo até 15% de resíduos da aquicultura estavam secos e fáceis de serem separados das larvas, com auxílio de uma peneira de 10 mm de abertura. Todas as caixas do segundo experimento possuíam de 0 a 15% de resíduos da aquicultura e ao final do experimento, todas estavam fáceis de serem peneiradas. O teor de MS dos resíduos dos tratamentos variou de 66% (T) a 80% (T10) e a perda total de MS variou entre 41 e 44% (Tabela 4). Os teores de N<sub>T</sub> foram elevados de acordo com maiores inclusões de resíduos da aquicultura: T0 demonstrou o menor teor de N<sub>T</sub> de 15,2 g kg<sup>-1</sup> (base seca), enquanto a maior concentração foi encontrada em T15 (23,8 g kg<sup>-1</sup>). O pH variou ao longo do experimento e ao final estava na faixa entre 5,7 e 6,8, sem demonstrar diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 4).

**Tabela 4.** Características físico-químicas dos resíduos dos tratamentos de resíduos de pães e da aquicultura com larvas de BSF, perdas de matéria seca (MS) e volatilização de nitrogênio (N). Valores apresentados como média  $\pm$  DP. **T0:** substrato composto por 100% de resíduos de pães; **T5:** 95% pães e 5% resíduos da aquicultura; **T10:** 90% pães e 10% resíduos da aquicultura; **T15:** 85% pães e 15% resíduos da aquicultura.

	T0	T5	T10	T15
MS do resíduo (%)	66,0 $\pm$ 5,0 <sup>b</sup>	72,1 $\pm$ 6,4 <sup>ab</sup>	78,6 $\pm$ 3,5 <sup>a</sup>	72,8 $\pm$ 4,7 <sup>ab</sup>
VS do resíduo (%)	95,9 $\pm$ 0,5	95,8 $\pm$ 0,2	94,9 $\pm$ 0,9	94,4 $\pm$ 0,5
Perda de MS (%)	44,3 $\pm$ 1,7	46,3 $\pm$ 0,8	43,5 $\pm$ 1,0	41,7 $\pm$ 1,0
N <sub>T</sub> do resíduo (g kg <sup>-1</sup> <sub>MS</sub> )	15,2 $\pm$ 1,6 <sup>d</sup>	18,4 $\pm$ 1,0 <sup>c</sup>	21,4 $\pm$ 1,3 <sup>b</sup>	23,8 $\pm$ 1,7 <sup>a</sup>
Volatilização de N (%)	30,3 $\pm$ 4,2 <sup>b</sup>	32,9 $\pm$ 6,3 <sup>a</sup>	32,6 $\pm$ 5,9 <sup>a</sup>	33,7 $\pm$ 3,1 <sup>a</sup>
pH final	6,2 $\pm$ 0,2 <sup>ab</sup>	6,8 $\pm$ 0,2 <sup>a</sup>	6,4 $\pm$ 0,2 <sup>ab</sup>	5,7 $\pm$ 0,2 <sup>b</sup>

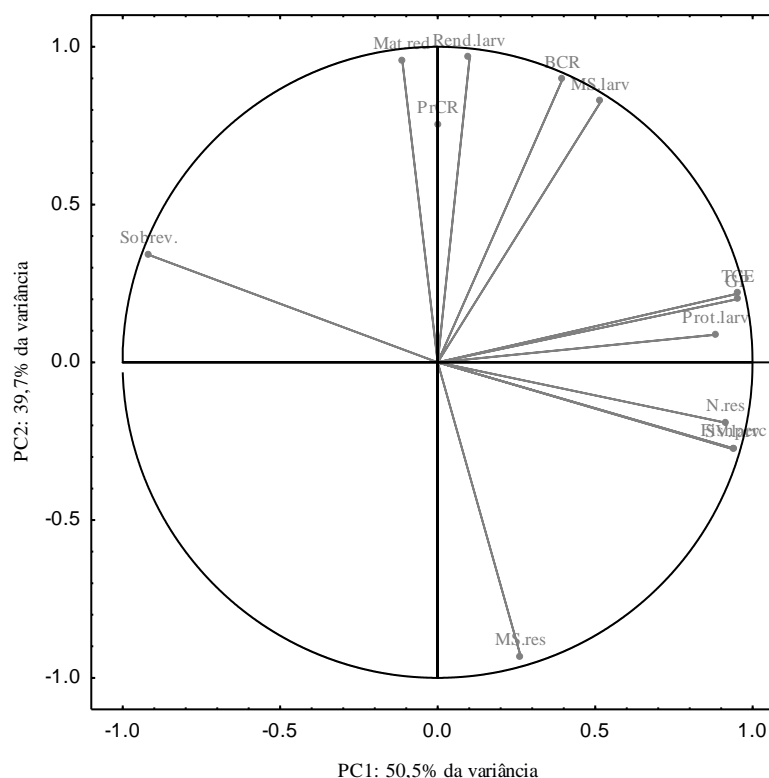
Letras diferentes na mesma Linha indicam diferença significativa ( $p < 0,05$ )

O teor de nitrogênio amoniacal foi medido nos eventos de alimentação (dias 4 e 7) e ao final do experimento. Um acúmulo de TAN nos resíduos do tratamento foi observado ao longo do experimento (Figura 2), atingindo uma concentração total de aproximadamente 11 g kg<sup>-1</sup> em T15. Uma estimativa do fluxo de N revelou que, em média em cada tratamento, 33% de todo o NT foi perdido por volatilização nos tratamentos contendo resíduos da aquicultura, sendo esta perda ligeiramente maior em comparação a T0 (30%) (Tabela 4).



**Figura 2.** Concentração de nitrogênio amoniacal (TAN) em diferentes dias nos resíduos do tratamento de resíduos de pães e da aquicultura com larvas de BSF. **T0:** substrato composto por 100% de resíduos de pães; **T5:** 95% pães e 5% resíduos da aquicultura; **T10:** 90% pães e 10% resíduos da aquicultura; **T15:** 85% pães e 15% resíduos da aquicultura.

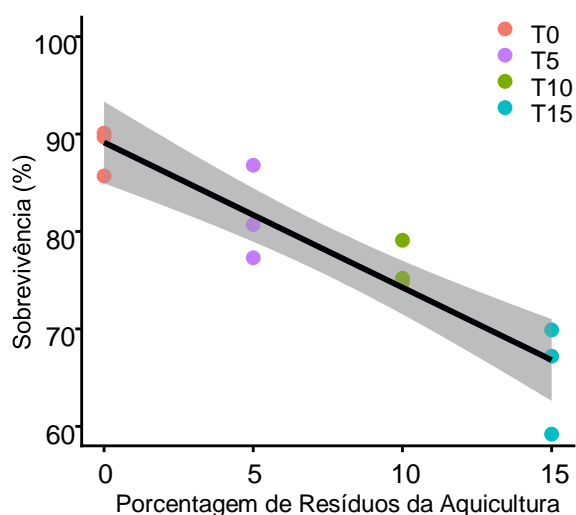
A análise descritiva de componentes principais (ACP) foi utilizada para identificar as variáveis que mais influenciaram o tratamento de resíduos no segundo experimento (Figura 3). Os resultados mostraram que os dois primeiros componentes principais (PC1 e PC2) explicaram 90,2% (PC1 50,5%, PC2 39,7%) da variância existente no conjunto de dados original (Tabela 5).



**Figura 3.** Representação gráfica dos resultados obtidos com a análise de componentes principais, enfatizando os dois primeiros componentes (PC1 e PC2). Para abreviações, consultar Tabela 3.

O primeiro componente da análise (PC1) foi fortemente pesado pelas variáveis que refletiam a quantidade de resíduos da aquicultura acrescentada nas caixas de tratamento, i.e. MS e VS adicionadas por larva e  $N_T$ , as quais foram combinadas e denominadas “porcentagem de resíduos da aquicultura relativa à porcentagem de pães” (Fishperc). Essas variáveis se correlacionaram fortemente com a sobrevivência das larvas ( $R^2 = 0,8456$ ) (Figura 4). Já em relação ao segundo componente (PC2), o qual explicou 39,7% dos dados, revelou que a BCR se correlacionou significativamente com a redução de materiais e com a matéria seca de larvas ao final do experimento.





**Figura 4.** Representação gráfica da correlação entre a sobrevivência (%) das larvas e a porcentagem de inclusão de resíduos da aquicultura como substrato. **T0**: substrato composto por 100% de resíduos de pães; **T5**: 95% pães e 5% resíduos da aquicultura; **T10**: 90% pães e 10% resíduos da aquicultura; **T15**: 85% pães e 15% resíduos da aquicultura.

**Tabela 5.** Parâmetros dos componentes principais PC1 e PC2 e PC3 da análise descritiva de componentes principais, baseados nas variáveis relativas ao crescimento larval e ao andamento do processo de tratamento de resíduos de pães e da aquicultura com larvas de BSF. As variáveis com representação mais significativa estão destacadas em negrito. Para abreviações, consultar o texto e a Tabela 3.

	PC1	PC2	PC3
MS.res	0,264	-0,934	0,106
MS.larv	0,517	<b>0,825</b>	-0,159
N.res	<b>0,915</b>	-0,191	-0,120
Prot.larv	0,883	0,087	0,435
Mat.red	-0,112	<b>0,956</b>	-0,147
Sobrev.	<b>-0,916</b>	0,340	-0,113
BCR	0,395	<b>0,895</b>	-0,134
PrCR	0,001	0,751	0,653
GP	<b>0,953</b>	0,200	0,047
TCE	<b>0,954</b>	0,218	0,024
Fishperc	<b>0,939</b>	-0,272	-0,182
Rend.larv	0,101	<b>0,965</b>	-0,140
Variância (%)	<b>50,5</b>	<b>39,7</b>	<b>6,30</b>

## Discussão

Insetos são comumente encontrados em carcaças em decomposição na natureza e desempenham um importante papel na transformação desses resíduos (Tomberlin et al., 2017). No entanto, os resultados obtidos no presente estudo revelaram que a composição dos resíduos influencia a maneira pela qual as larvas de insetos lidam com esses materiais. Os resíduos da aquicultura utilizados neste estudo eram ricos em lipídeos, fato evidenciado pela grossa camada de óleo nas caixas de tratamento onde maiores quantidades desses resíduos foram acrescentadas (> 25%). Nossos resultados sugerem que larvas de BSF são incapazes

de processar resíduos muito gordurosos sem a adição de outro tipo de resíduo, visto que o óleo não foi consumido pelos animais (Figura 5a).

Spranghers et al. (2017) alimentou larvas de BSF com resíduos de restaurante e observou que esses organismos levaram sete dias adicionais para se transformarem em pré-pupas em comparação às larvas alimentadas com ração para frangos, um substrato de crescimento bem estabelecido na literatura. Os autores observaram grandes quantidades de substâncias oleosas e gorduras no substrato utilizado, as quais eles atribuíram parte do insucesso do crescimento larval. Grandes quantidades de óleo ou gorduras no substrato também influenciaram a separação das larvas e do resíduo do tratamento no presente estudo, visto que era impossível peneirar os materiais que não estavam completamente consumidos.

No primeiro experimento, os tratamentos contendo até 25% de resíduos da aquicultura estavam peneiráveis e os resíduos do tratamento estavam secos (Figura 5a), enquanto nos tratamentos contendo 30% ou mais de resíduos da aquicultura, esse procedimento não foi possível (Figura 5b). É possível que a camada de óleo formada no topo dos materiais tenha reduzido as taxas de evaporação da água, mantendo por consequência um alto teor de umidade no interior das caixas. As taxas de sobrevivência no primeiro experimento foram reduzidas com maiores inclusões de resíduos da aquicultura (Tabela 2), o que se deu em parte devido ao escape das larvas das caixas de tratamento. Esse impulso por escapar provavelmente está relacionado à redução do oxigênio disponível no interior dos materiais, o que dificultou a respiração desses organismos.



**Figura 5.** A) caixa de tratamento contendo 15% de resíduos da aquicultura e 85% de resíduos de pães, ambos após 12 dias de tratamento. B) Caixa de tratamento contendo 100% de resíduos da aquicultura como substrato para o crescimento de larvas de BSF.

Todos os tratamentos do segundo experimento foram encerrados rapidamente (11-12 dias). A combinação entre resíduos de pães e da aquicultura se mostrou adequada para elevar

a eficiência do processo e permitiu a separação adequada das larvas ao final do experimento. De acordo com Cheng et al. (2017), o crescimento larval e a separação dos resíduos ao final do tratamento são diretamente afetados pela umidade dos substratos. Em nosso primeiro experimento, o teor de umidade dos resíduos do tratamento contendo mais de 30% de resíduos da aquicultura era superior a 50%. Já no segundo experimento, no qual foram utilizados níveis de inclusão menores do que 15%, a umidade dos resíduos finais raramente atingiu 30%, possibilitando a fácil separação.

Neste estudo, as larvas foram coletadas (separadas dos resíduos) antes de atingirem o estágio de pré-pupa, quando a composição corporal das mesmas era de maior qualidade em termos de altas concentrações de proteínas e gorduras e baixa concentração de quitina, características desejáveis quando se utiliza estas larvas como ingrediente proteico (Wong et al., 2019). Spranghers et al. (2017) observaram que a quitina compreendia grande parte do teor de proteínas ( $57-67 \text{ g kg}^{-1} \text{ MS}$ ) em pré-pupas de BSF. Farinhas de pré-pupas podem ser utilizadas como ingrediente proteico, porém a qualidade da farinha de larvas possui valor agregado maior devido aos altos teores de lipídeos de alta qualidade e de proteína bruta, o que pode refletir diretamente no conteúdo de ácidos graxos e aminoácidos essenciais (Spranghers et al., 2017; Lalander et al., 2019). Nesse sentido, aumentar o teor de proteínas em ingredientes para rações animais é muito relevante, fato este que pode ser atingido por combinar diferentes fontes de resíduos contendo diferentes composições nutricionais, como verificado por Lim et al. (2019).

Os parâmetros de crescimento larval (GP, peso final e TCE) se correlacionaram positivamente com a adição de resíduos da aquicultura nos tratamentos. O peso final individual de larvas alcançou 158 mg no tratamento T15, sendo significativamente maior do que o controle (T0) contendo somente resíduos de pães (117 mg) (Tabela 3). De acordo com Danieli et al. (2019), o fornecimento de uma dieta balanceada em relação à proteínas, lipídeos e carboidratos é essencial para que o inseto se desenvolva satisfatoriamente, em termos de velocidade de crescimento e metamorfose, assim como o ganho de peso e as taxas de crescimento.

Ao alimentar as larvas de BSF com dietas baseadas em resíduos vegetais contendo diferentes relações de proteínas para carboidratos (1:2 e 1:3), Barragán-Fonseca et al. (2018a) observaram que diferentes níveis proteicos resultaram em larvas com peso final similar, porém ao aumentar a proporção relativa de carboidratos, os animais tendiam a ganhar mais gordura corporal. Assim, as porcentagens de proteínas e carboidratos no

substrato e também o conteúdo de aminoácidos e sua composição bromatológica são fatores essenciais que afetam o desenvolvimento desses organismos (Žilić et al., 2011). Enquanto o peso final é um importante parâmetro para aferir a eficiência do processo, a qualidade nutricional das larvas também é essencial, visto que larvas ricas em proteínas possuem maior valor agregado.

As proporções aproximadas entre proteínas e carboidratos utilizada neste estudo variaram entre 1: 2,9 (T0) a 1: 1,7 (T15). Foi possível observar que o teor final de proteínas das larvas aumentou bruscamente com maiores inclusões de resíduos da aquicultura, indo de 28% (base seca) em T0 para 45% em T15 (Tabela 3). Cammack e Tomberlin (2017) obtiveram resultados satisfatórios em relação ao crescimento larval e ao desenvolvimento desses organismos quando alimentados com uma dieta balanceada (1: 1 de proteínas para carboidratos), porém os autores não avaliaram os teores de proteína brutos. No entanto, eles observaram que diferentes teores de umidade nas dietas levam ao crescimento diferencial, com melhores resultados sendo obtidos na faixa de 70% de umidade em comparação a substratos contendo 40% ou 55% de umidade. Os resíduos da aquicultura utilizados neste estudo possuíam umidade aproximada de 60% e os resíduos de pães foram umedecidos até 66% antes de serem oferecidos às larvas, como recomendado para que um melhor aproveitamento ocorra (Cammack e Tomberlin, 2017; Cheng et al., 2017). As larvas foram capazes de consumir os substratos e deixar um resíduo seco ao final dos experimentos.

Além de aumentar o peso final das larvas e seu teor de proteína bruta, a inclusão de resíduos de aquicultura também aumentou o rendimento larval total (Tabela 3). Mesmo com a menor inclusão desses resíduos (5% em T5), o rendimento foi 23% maior em comparação ao controle (T0), o que sugere que esses resíduos da aquicultura podem ser utilizados como aditivos em tratamentos com larvas de BSF para tratar substratos pobres em nitrogênio.

Em um estudo comparando diferentes resíduos como substratos para o crescimento de larvas de BSF, um ganho em peso 14% menor foi observado em larvas alimentadas exclusivamente com resíduos de frutas e vegetais, em comparação às larvas alimentadas com esses resíduos combinados com resíduos sólidos oriundos de um abatedouro de ovelhas (Lalander et al., 2019). Portanto, mesmo em pequenas quantidades, a adição de resíduos animais melhora o crescimento das larvas e a eficiência do processo. Adicionalmente, a composição de aminoácidos das larvas pode ser favorecida pela adição de resíduos animais, visto que aminoácidos essenciais são abundantes em diversos tecidos. Por exemplo, carcaças de trutas arco-íris são ricas em lisina, leucina e metionina (Wilson and Cowey, 1985),

portanto alimentar larvas com essas carcaças pode levar a um aumento da presença desses aminoácidos, como demonstrado por Lalander et al. (2019), além de melhorar a utilização do alimento.

A bioconversão de materiais (BCR) seguiu a mesma tendência do crescimento das larvas, sendo elevada com maiores inclusões de resíduos da aquicultura (Tabela 3). Este parâmetro reflete a habilidade das larvas em consumir substratos orgânicos e transformá-los em biomassa, o que pode variar fortemente de acordo com as características físico-químicas dos materiais. Pequenas adições de resíduos da aquicultura em pães permitiram BCR maiores do que 17% (base seca), sendo esta taxa maior em comparação a outros trabalhos (Rehman et al., 2017; Lalander et al., 2019). Não foi observada tendência acentuada entre os tratamentos para a redução de materiais. Mesmo com um curto período de residência nas caixas de tratamento (11-12 dias), as larvas de BSF consumiram todos os materiais, deixando resíduos secos e fáceis de separar (Figura 5b).

Uma forte tendência foi observada para as taxas de sobrevivência estarem negativamente correlacionadas à porcentagem de inclusão de resíduos da aquicultura (Figura 4). A menor sobrevivência observada em T15 foi em parte devido ao escape das larvas das caixas de tratamento, observado no início do experimento. As carcaças utilizadas neste estudo eram de trutas arco-íris, pertencentes à família Salmonidae, um grupo de peixes que contém grandes quantidades de lipídeos em sua composição (30-40%<sub>MS</sub>) (Reinitz, 1983; Peng et al., 2003). Adicionalmente, o teor de  $N_T$  dessas carcaças era de aproximadamente 23 g  $kg^{-1}$ , significativamente maior em comparação a outros substratos como esterco, vegetais ou resíduos sólidos urbanos (2-10 g  $kg^{-1}$ ) (García et al., 2005; Oonincx et al., 2015; Barragán-Fonseca et al., 2018b). A degradação de resíduos de pescado (e.g. carcaças) é rápida sob condições naturais (Leroi e Joffraud, 2011) e é sabido que a degradação de lipídeos e proteínas de pescados pode gerar substâncias tóxicas para animais (Hungerford, 2010). Ambos esses fatores podem ter influenciado a sobrevivência das larvas no presente estudo.

Adicionalmente, o escape das larvas das caixas de tratamento contendo > 30% de resíduos da aquicultura certamente influenciou o cálculo da sobrevivência das larvas em ambos experimentos desde estudo. Esse escape possivelmente ocorreu por dois motivos relacionados à camada de óleo oriunda das carcaças: 1) redução da disponibilidade de oxigênio no substrato; 2) aumento da dificuldade de respiração das larvas pois o óleo recobriu o corpo das mesmas.

É importante ter em mente que o tratamento de resíduos com larvas de BSF gera dois produtos distintos, sendo uma biomassa de insetos e um resíduo do tratamento, sendo ambos passíveis de comercialização. O uso dos resíduos é ainda pouco explorado, porém estes possuem grande potencial de serem aplicados no solo como biofertilizante orgânico, melhorando características de fertilidade do solo e estimulando o crescimento de plantas (Setti et al., 2019). Apesar das volatilizações de N terem excedido 30% em todos os tratamentos, as larvas assimilaram uma grande proporção deste nutriente (~16%) e o restante (54%) foi concentrado nos resíduos do tratamento, os quais possuíam concentrações de 15 g kg<sup>-1</sup><sub>MS</sub> (T0 a 24 g kg<sup>-1</sup><sub>MS</sub> (T15), ou seja, foram elevadas ao passo que mais resíduos da aquicultura eram adicionados (Tabela 4).

As operações da indústria aquícola são responsáveis pela geração de grandes quantidades de resíduos orgânicos - um dos aspectos insustentáveis que pode ser melhorado por meio de métodos de tratamento - mesmo que estas representem uma parcela insignificante (< 5%) do total de resíduos orgânicos gerados pela população como um todo (Alfaia et al., 2017). Nossos resultados revelaram que pequenas adições (≤ 15%) de resíduos da aquicultura em sistemas de tratamento com larvas de BSF são altamente benéficas em termos de crescimento larval, acúmulo de proteínas nas larvas e nos resíduos do tratamento, e em relação à melhoria de outros parâmetros do processo em si, como a bioconversão de materiais.

Em um estudo desenvolvido por Meneguz et al. (2018), o tratamento de resíduos de frutas, vinícolas e cervejarias foi avaliado com larvas de BSF. As taxas de sobrevivência, os parâmetros de crescimento e a conversão de materiais obtidos com resíduos de cervejaria foram muito superiores em comparação aos outros substratos. Esse resíduo é muito limitado em termos de volumes de geração, porém foi demonstrado por estes autores que pequenas adições do mesmo eram sempre benéficas para o processo em si. Similarmente, pequenas inclusões de resíduos da aquicultura poderiam ser utilizadas no tratamento de resíduos com esses organismos, com o objetivo de aumentar a performance das larvas, melhorar a eficiência dos parâmetros do processo e melhorar a qualidade larval em termos de acúmulo de proteínas em sua biomassa, aumentando assim seu valor de mercado.

## **Conclusões**

Nossos resultados preenchem uma lacuna do conhecimento em relação aos detalhes do tratamento de resíduos de pescados com larvas de BSF e como esses resíduos melhoram

o processo como um todo. Larvas de BSF são incapazes de consumir carcaças de peixes ricas em lipídeos sozinhas. No entanto, resíduos da aquicultura podem servir como um aditivo rico em nitrogênio (5-15% em peso) no tratamento de resíduos ricos em carboidratos e pobres em nitrogênio, como resíduos de pães, gerando uma proporção de proteínas: carboidratos de aproximadamente 1: 2,0. O peso final das larvas variou amplamente (de 116 para 157 mg) nos tratamentos contendo 0-15% de resíduos da aquicultura como substrato, porém o maior rendimento larval foi observado com a inclusão de 15%. A bioconversão de materiais foi fortemente favorecida pela adição de resíduos da aquicultura, alcançando 18%<sub>MS</sub> e o acúmulo de proteínas na biomassa de larvas obtida foi aumentado em 60% com 15% de inclusão deste resíduo, portanto este nível de inclusão gerou um produto com maior potencial de possuir maior valor de mercado.

Os teores de nitrogênio nos resíduos do tratamento com larvas de BSF foi aumentado em aproximadamente 55% com a adição de 15% de resíduos da aquicultura. Devido aos pequenos volumes existentes desse tipo de resíduo em comparação com, por exemplo, resíduos da indústria de vegetais, os resíduos da aquicultura podem ser utilizados como aditivos ricos em nitrogênio para tratar resíduos pobres deste nutriente, de modo a melhorar a performance do processo, a qualidade larval e a qualidade do biofertilizante obtido, aumentando consequentemente a sustentabilidade do processo em termos econômicos e ambientais.

### Referências Bibliográficas

Alfaia, R.G.S.M., Costa, A.M., Campos, J.C., 2017. Municipal solid waste in Brazil: a review. *Waste Manage. Res.* 35, 1195-1209. <http://doi.org/10.1177/0734242X17735375>.

Barragan-Fonseca, K.B., Dicke, M., Van Loon, J.J.A., 2018b. Influence of larval density and dietary nutrient concentration on performance, body protein, and fat contents of black soldier fly larvae (*Hermetia illucens*). *Entomol. Exp. Appl.* 166, 761-770. <https://doi.org/10.1111/eea.12716>.

Barragán-Fonseca, K.B., Pineda-Mejia, J., Dicke, M., Van Loon, J.J.A., 2018a. Performance of the black soldier fly (Diptera: Stratiomyidae) on vegetable residue-based diets formulated based on protein and carbohydrate contents. *J. Econ. Entomol.* 111, 2676-2683. <http://doi.org/10.1093/jee/toy270>.

Brancoli, P., Rousta, K., Bolton, K., 2017. Life cycle assessment of supermarket food waste. *Resour. Conserv. Recy.* 118, 39-46. <http://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.11.024>.

- Cammack, J.A., Tomberlin, J.K., 2017. The impact of diet protein and carbohydrate on select life-history traits of the black soldier fly *Hermetia illucens* (L.) (Diptera: Stratiomyidae). *Insects* 8, 56. <http://doi.org/10.3390/insects8020056>.
- Cheng, J.Y.K., Chiu, S.L.H., Lo, I.M.C., 2017. Effects of moisture content of food waste on residue separation, larval growth and larval survival in black soldier fly bioconversion. *Waste Manage.* 37, 315-323. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.046>.
- Čičková, H., Newton, G.L., Lacy, R.C., Kozánek, M., 2015. The use of fly larvae for organic waste treatment. *Waste Manage.* 35, 68-80. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.026>.
- Danieli, P.P., Lussiana, C., Gasco, L., Amici, A., Ronchi, B., 2019. The effects of diet formulation on the yield, proximate composition, and fatty acid profile of the black soldier fly (*Hermetia illucens* L.) prepupae intended for animal feed. *Animals* 9, 178. <http://doi.org/10.3390/ani9040178>.
- Devic, E., Leschen, W., Murray, F., Little, D.C., 2018., Growth performance, feed utilization and body composition of advanced nursing Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fed diets containing Black Soldier Fly (*Hermetia illucens*) larvae meal. *Aquacult. Nutr.* 24, 416-423. <https://doi.org/10.1111/anu.12573>.
- Ermolaev, E., Lalander, C., Vinnerås, B., 2019. Greenhouse gas emissions from small-scale fly larvae composting with *Hermetia illucens*. *Waste Manage.* 96, 65-74. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.011>.
- Erondu, E.S., Anyanwu, P.E., 2005. Potential hazards and risks associated with the aquaculture industry. *Afr. J. Biotechnol.* 4, 1622-1627.
- FAO. 2018. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals*. Rome. Licence: CC BY-NC-AS 3.0 IGO.
- García, A.J., Esteban, M.B., Márquez, M.C., Ramos, P., 2005. Biodegradable municipal solid waste: characterization and potential use as animal feedstuffs. *Waste Management* 25, 780-787. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.01.006>.
- Hungerford, J.M., 2010. Scombroid poisoning: A review. *Toxicon* 56, 231-243. <http://doi.org/10.1016/j.toxicon.2010.02.006>.
- Illera-Vives, M., Labandeira, S.S., Brito, L.M., López-Fabal, A., Lopez-Mosquera, M.E., 2015. Evaluation of compost from seaweed and fish waste as a fertilizer for horticultural use. *Sci. Hortic.* 186, 101-107. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2015.02.008>.



Kluger, L.C., Taylor, M.H., Wolff, M., Stotz, W., Mendo, J., 2019. From an open-access fishery to a regulated aquaculture business: the case of the most important Latin American bay scallop (*Argopecten purpuratus*). *Rev. Aquacult.* 11, 187-203. <http://doi.org/10.1111/raq.12234>.

Lalander, C., Diener, S., Zurbrügg, C., Vinnerås, B., 2019. Effects of feedstock on larval development and process efficiency in waste treatment with black soldier fly (*Hermetia illucens*). *J. Clean. Prod.* 208, 211-219. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.017>.

Lalander, C., Nordberg, Å., Vinnerås, B., 2018. A comparison in product-value potential in four treatment strategies for food waste and faeces - assessing composting, fly larvae composting and anaerobic digestion. *GCB Bioenergy* 10, 84-91. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12470>.

Leroi, F., Joffraud, J.J., 2011. Microbial Degradation of Seafood, in: Montet, D., Ray, R.C. (Eds.), *Aquaculture Microbiology and Biotechnology*. Science Publishers, Enfield, pp. 47-72.

Lim, J.W., Mohd-Noor, S.N., Wong, C.Y., Lam, M.K., Goh, P.S., Beniers, J.J.A, Oh, W.D., Jumbri, K., Ghani, N.A., 2019. Palatability of black soldier fly larvae in valorizing mixed waste coconut endosperm and soybean curd residue into larval lipid and protein sources. *J. Environ. Manage* 231, 129-136. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.022>.

Lohri, C.R., Diener, S., Zabaleta, I., Mertenat, A., Zurbrügg, C., 2017. Treatment Technologies for urban solid biowaste to create value products: a review with focus on low- and middle-income settings. *Rev. Environ. Sci. Bio.* 16, 81-130. <http://doi.org/10.1007/s11157-017-9422-5>.

Lopes, I.G., Souza, L.F., Cruz, M.C.P., Vidotti, R. M., 2019. Composting as a strategy to recycle aquatic animal waste: Case study of a research centre in São Paulo State, Brazil. *Waste Manage. Res.* 37, 590-600. <https://doi.org/10.1177/0734242X19830170>.

Love, D.C., Fry, J.P., Milli, M.C., Neff, R.A., 2015. Wasted seafood in the United States: quantifying loss from production to consumption and moving toward solutions. *Global Environ. Chang.* 35, 116-124. <http://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.08.013>.

Meneguz, M., Schiavone, A., Gai, F., Dama, A., Lussiana, C., Renna, M., Gasco, L., 2018. Effect of rearing substrate on growth performance, waste reduction efficiency and chemical

composition of black soldier fly (*Hermetia illucens*) larvae. J. Sci. Food Agr. 98, 5776-5784. <http://doi.org/10.1002/jsfa.9127>.

Mo, W.Y., Man, Y.B., Wong, M.H., 2018. Use of food waste, fish waste and food processing waste for China's aquaculture industry: needs and challenge. Sci. Total Environ. 613-614, 635-643. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.321>.

Ooninx, D.G.A.B., Van Huis, A., Van Loon, J.J.A., 2015. Nutrient utilization by black soldier flies fed with chicken, pig, or cow manure. J. Insect Food Feed 1, 131-139. <http://doi.org/10.3920/JIFF2014.0023>.

Pauly, D., Watson, R., Alder, J., 2005. Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci. 360, 5-12. <http://doi.org/10.1098/rstb.2004.1574>.

Peng, J., Larondelle, Y., Pham, D., Ackman, R.G., Rollin, X., 2003. Polyunsaturated fatty acid profiles of whole body phospholipids and triacylglycerols in anadromous and landlocked Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fry. Comp. Biochem. Phys. B 134, 335-348. [http://doi.org/10.1016/S1096-4959\(02\)00263-4](http://doi.org/10.1016/S1096-4959(02)00263-4).

R Core Team, 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Rehman, K., Rehman, A., Cai, M., Zheng, L., Xiao, X., Somroo, A.A., Wang, H., Li, W., Yu, Z., Zhang, J., 2017. Conversion of mixtures of dairy manure and soybean curd residue by black soldier fly (*Hermetia illucens* L.). J. Clean. Prod. 154, 366-373. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.019>.

Reinitz, G., 1983. Relative effect of age, diet, and feeding rate on the body composition of young rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Aquaculture 35, 19-27. [http://doi.org/10.1016/0044-8486\(83\)90067-4](http://doi.org/10.1016/0044-8486(83)90067-4).

Setti, L., Francia, E., Pulvirenti, A., Gigliano, S., Zaccardelli, M., Pane, C., Caradonia, F., Bortolini, S., Maistrello, L., Ronga, D., 2019. Use of black soldier fly (*Hermetia illucens* (L.), Diptera: Stratiomyidae) larvae processing residue in peat-based growing media. Waste Manage. 95, 278-288. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.017>.

Spranghers, T., Ottoboni, M., Klootwijk, C., Owyn, A., Deboosere, S., De Meulenaer, B., Michiels, J., Eeckhout, M., De Clercq, P., De Smet, S., 2017. Nutritional composition of

black soldier fly (*Hermetia illucens*) prepupae reared on different organic waste substrates. *J. Sci. Food Agr.* 97, 2594-2600. <http://doi.org/10.1002/jsfa.8081>.

St-Hilaire, S., Creanfill, K., McGuire, M.A., Mosley, E.E., Tomberlin, J.K., Newton, L., Sealey, W., Sheppard, C., Irving, S., 2007. Fish offal recycling by the black soldier fly produces a foodstuff high in omega-3 fatty acids. *J. World Aquacult. Soc.* 38, 309-313. <https://doi.org/10.1111/j.1749-7345.2007.00101.x>.

Taylor, S.L., Hui, J.Y., Lyons, D.E., 1984. Toxicology of scombroid poisoning, in: Ragelis, E.P. (Ed.), *Seafood Toxins. ACS Symposium Series*, California, pp. 417-430.

Tomberlin, J.K., Barton, B.T., Lashley, M.A., Jordan, H.R., 2017. Mass mortality events and the role of necrophagous invertebrates. *Curr. Opin. Insect Sci.* 23, 7-12. <http://doi.org/10.1016/j.cois.2017.06.006>.

Wang, Y.S., Shelomi, M. 2017., Review of black soldier fly (*Hermetia illucens*) as animal feed and human food. *Foods* 6, 91. <http://doi.org/10.3390/foods6100091>.

Wilson, R.P., Cowey, C.B., 1985. Amino acid composition of whole body tissue of rainbow trout and Atlantic salmon. *Aquaculture* 48, 373-376. [http://doi.org/10.1016/0044-8486\(85\)90140-1](http://doi.org/10.1016/0044-8486(85)90140-1).

Wong, C.Y., Rosli, S.S., Uemura, Y., Ho, Y.C., Leejeerajumnean, A., Kiatkittipong, W., Cheng, C.K., Lam, M.K., Lim, J.W., 2019. Potential protein and biodiesel sources from black soldier fly larvae: insights of larval harvesting instar and fermented feeding medium. *Energies* 12, 1570. <http://doi.org/10.3390/en12081570>.

Žilić, S., Barać, M., Pešić, M., Dodig, D., Ignjatović-Micić, D., 2011. Characterization of proteins from grain of different bread and durum wheat genotypes. *Int. J. Mol. Sci.* 12, 5878-5894. <http://doi.org/10.3390/ijms12095878>.

Zotte, A.D., Singh, Y., Michiels, J., Cullere, M., 2019. Black soldier fly (*Hermetia illucens*) as dietary source for laying quails: live performance, and egg physico-chemical quality, sensory profile and storage stability. *Animals* 9, 115. <http://doi.org/10.3390/ani9030115>.

## **CAPÍTULO IV - Atenuação dos riscos de contaminação microbiológica de resíduos da aquicultura com larvas de mosca soldado-negro (*Hermetia illucens*)**

Ivã Guidini Lopes<sup>1‡</sup>, Cecilia Lalander<sup>2</sup>, Rose Meire Vidotti<sup>1,3</sup>, Björn Vinnerås<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Centro de Aquicultura da Unesp - UNESP. Universidade Estadual Paulista. Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n, 14884-900, Jaboticabal/SP, Brasil.

<sup>2</sup> Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), Department of Energy and Technology. Uppsala, Sweden.

<sup>3</sup> Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios. Rodovia Washington Luiz km 372, 15830-000 Pindorama/SP, Brasil.

‡Autor correspondente: ivanguid@gmail.com

### **Resumo**

O objetivo desse estudo foi avaliar o impacto de diferentes regimes alimentares no tratamento de resíduos da aquicultura com larvas de mosca soldado-negro (BSF), e seu impacto na inativação de diferentes microrganismos. Três tratamentos foram definidos: em T1 o substrato (mistura de resíduos de pães e carcaças de peixes) foi inoculado com *Salmonella* spp. e *Escherichia coli* e oferecido de uma só vez às larvas, enquanto em T2 e T3 o substrato foi oferecido em três dias distintos, sendo que em T2 o substrato foi inoculado somente no primeiro dia, enquanto em T3 as três alimentações foram inoculadas com microrganismos. O fornecimento de alimento em uma batelada (T1) foi desfavorável em termos de crescimento das larvas e eficiência do processo, porém não afetou a redução microbiana. A redução total de *Salmonella* spp. ao final do experimento foi de aproximadamente 6 log<sub>10</sub> para T1 e T2 e 3,3 log<sub>10</sub> para T3, enquanto para *E. coli* foram observadas reduções de aproximadamente 4 log<sub>10</sub> em T1 e T2, e de 1,9 log<sub>10</sub> em T3. Após a remoção das larvas, os resíduos dos tratamentos foram novamente inoculados com essas bactérias e, mesmo na ausência de larvas, a inativação dos mesmos foi continuada por cinco dias, com exceção do tratamento controle, o qual não recebeu larvas, evidenciando assim a existência de substâncias antimicrobianas possivelmente excretadas pelas larvas de BSF.

**Palavras-chave:** patógeno, carcaças, BSF, ecotecnologia.

## Introdução

A produção mundial de pesca e aquicultura excedeu 170 milhões de toneladas em 2016, com 47% deste total sendo representado exclusivamente pela aquicultura, uma indústria de rápido crescimento que fornece proteína animal de alta qualidade em todo o mundo (FAO, 2018). A geração de resíduos sólidos orgânicos ocorre ao longo de todas as etapas produtivas - desde a criação de larvas e juvenis até a engorda dos peixes, frigoríficos e até o consumo final (Love et al., 2015). Resíduos de peixes (e.g. carcaças inteiras ou partes do corpo dos animais) são tipicamente ricos em nutrientes, caracterizando-os como possíveis passivos ambientais no caso de descarte inadequado, o que pode causar contaminações no solo, em águas subterrâneas (Erondu e Anyanwu, 2005). Adicionalmente, esses resíduos se decompõem rapidamente, e suas comunidades microbiológicas intrínsecas se multiplicam ao longo da decomposição, compondo um risco de contaminação microbiológica (Ghaly et al., 2010; Sousa et al., 2014).

Sabe-se que peixes carregam uma comunidade muito diversificada de microrganismos em seus intestinos e pele (Leroi e Joffraud, 2011), considerando tanto a microbiota autóctone quanto as bactérias patogênicas que derivam do ambiente aquático onde os peixes são criados, assim como de práticas inadequadas de processamento desses animais, o que pode acarretar em contaminações cruzadas (Ghaly et al., 2010; Mol e Tosun, 2011). Dentre diversos microrganismos, bactérias Gram-positivas como *Enterococcus* spp. e *Clostridium* spp. podem ser encontradas em peixes (Leroi e Joffraud, 2011), assim como bactérias Gram-negativas pertencentes à família Enterobacteriaceae, como *Escherichia coli* e *Salmonella* spp. (Morris et al., 1970; Marchaim et al., 2003). Sob condições favoráveis (e.g. umidade e temperatura), a deterioração autolítica dos peixes se inicia rapidamente entre 2-5 dias (Shawyer e Pizzali, 2003), portanto é imprescindível que este resíduo seja tratado adequadamente.

A sanitização de resíduos orgânicos vem sendo amplamente estudada frente a diferentes métodos de tratamento, como a compostagem termofílica (Soobhany et al., 2017) e a digestão anaeróbia (Grudziński et al., 2015). Similarmente, uma nova biotecnologia aplicada para o tratamento de resíduos orgânicos que utiliza larvas da mosca soldado-negro (BSF, *Hermetia illucens*, Diptera: Stratiomyidae) também se mostrou eficaz em relação à sanitização de diferentes tipos de resíduos biológicos. Por meio deste método, é possível reduzir volumes iniciais de resíduos em até 85%, transformando-os em dois produtos passíveis de comercialização: uma biomassa de larvas rica em lipídeos e proteínas para ser

utilizada em substituição de ingredientes proteicos em rações animais como a farinha de peixes e de soja; e um resíduo do tratamento que pode ser aplicado no solo como fertilizante orgânico (Čičková et al., 2015; Lalander et al., 2019). Além disso, existem evidências que o tratamento com larvas de BSF é efetivo para inativar diferentes microrganismos (Erickson et al., 2004; Choi et al., 2012; Lalander et al., 2013).

Ao estudar o efeito do tratamento de cama de frango inoculada com *E. coli* e *S. enterica* com larvas de BSF, Erickson et al. (2004) observaram que a presença das larvas acelerou a inativação de ambas as bactérias. No entanto, os autores destacaram que as reduções observadas foram significativas, porém inferiores ao esperado para garantir o uso seguro dos resíduos do tratamento. Similarmente, Lalander et al. (2013) obtiveram reduções significativas para *Salmonella* spp. ao tratar fezes humanas, porém os autores encontraram este microrganismo patogênico no interior do trato digestório das larvas ao final do experimento, recomendando então que uma etapa adicional fosse realizada nestes organismos visando sua posterior utilização como ingrediente em rações animais, de modo a aumentar a segurança alimentar.

Embora diversos estudos demonstraram a capacidade que larvas de BSF possuem em inativar microrganismos, os mecanismos por trás de tal inativação permanecem pouco conhecidos. Dois possíveis mecanismos foram sugeridos para que este efeito antimicrobiano ocorra: 1) a passagem dos resíduos contaminados pelo trato digestório das larvas (Coluccio et al., 2008); 2) a excreção de substâncias antimicrobianas pelas larvas de BSF (Choi et al., 2012; Park et al., 2014). A questão principal é sobre qual destes mecanismos contribui em maior proporção para que a inativação microbiológica aconteça e como os regimes alimentares adotados em indústrias de tratamento de resíduos podem influenciar nessa inativação.

A adição de resíduos orgânicos como substrato para o crescimento de larvas de BSF pode ser realizada de diferentes maneiras: todo substrato pode ser fornecido no início do tratamento (alimentação por batelada), ou este pode ser fornecido em diferentes momentos ao longo do tratamento (alimentação em semi-batelada). Nesse sentido, a escolha do regime alimentar pode ser determinada pelas propriedades físico-químicas do substrato e pela taxa de degradação do mesmo (Parra-Paz et al., 2015).

Diferentes sistemas (batelada ou semi-batelada) adotados para o tratamento de resíduos orgânicos com larvas de BSF geraram resultados promissores em termos de

sanitização dos resíduos, com especial atenção em dois microrganismos: *E. coli*, o qual é comumente utilizado como indicador de contaminação fecal; e *Salmonella* spp., um patógeno que pode infectar diferentes animais como bovinos, porcos e humanos (Thorns, 2000). Erickson et al. (2004) avaliaram a inativação destes microrganismos utilizando um sistema de alimentação por batelada e observaram reduções significativas para ambas as populações, utilizando diferentes esterco como substrato. Em um reator de alimentação contínua, no qual os substratos eram adicionados a cada dois dias, Lalander et al. (2015) obtiveram reduções significativas de *Salmonella* spp., no entanto não foi observada redução de coliformes termotolerantes. Esses achados sustentam a hipótese de que diferentes sistemas de tratamento e regimes de alimentação exercem impacto na inativação microbiológica de resíduos orgânicos contaminados, com larvas de BSF.

Em um estudo realizado por Lopes et al. (2020), o tratamento de resíduos da aquicultura com larvas de BSF foi avaliado e os autores observaram que este resíduo não pode ser tratado sozinho, pois as larvas não conseguem consumi-lo por inteiro. Por outro lado, foi observado que por meio da combinação deste com outros resíduos ricos em carboidratos (e.g. restos de pães), o tratamento se torna possível, fazendo com que os resíduos da aquicultura atuem como aditivos alimentares para promover o crescimento das larvas e o acúmulo de proteínas, assim como para melhorar outros parâmetros relacionados ao processo em si. No entanto, pelo fato de que resíduos da aquicultura podem carregar cargas significativas de microrganismos (Leroi e Joffraud, 2011), é possível que a inclusão dos mesmos no tratamento com larvas de BSF acabe por contaminar outros resíduos que estejam dispostos para tratamento.

O objetivo deste estudo foi investigar o impacto de diferentes regimes alimentares na inativação de microrganismos selecionados e tentar compreender melhor o mecanismo de inativação utilizado por larvas de BSF ao consumir resíduos orgânicos contaminados.

## **Materiais e Métodos**

### *Materiais*

Pães de diferentes marcas e composição nutricional próximos ao vencimento foram doados por uma distribuidora (Willys<sup>®</sup>) localizada em Uppsala, Suécia (Fazer<sup>®</sup>), enquanto os resíduos da aquicultura - substrato modelo escolhido para este experimento, (carcaças de trutas arco-íris, *Oncorhynchus mykiss*), foram fornecidos por uma piscicultura comercial (Nordic Trout<sup>®</sup>) localizada em Mora, Suécia. Após a coleta, os pães foram triturados

manualmente e dispostos em sacos plásticos, enquanto os resíduos da aquicultura foram moídos, homogeneizados e embalados em sacos plásticos, sendo ambos os resíduos congelados a  $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$  para posterior uso.

Um teste-piloto foi realizado antes do início dos experimentos, sendo observado que o pH do substrato utilizado (mistura de pães e resíduos da aquicultura) foi reduzido bruscamente ( $< 4,0$ ) após aproximadamente 72 h de tratamento, fato este que afetaria o objetivo do presente estudo, visto que a sobrevivência de diferentes bactérias pode ser comprometida por condições de alta acidificação. Por este motivo, de modo a evitar quedas no pH dos substratos, o pão foi umedecido com uma solução de tampão fosfato (pH 7,0) antes do início dos experimentos alcançando um teor de umidade de aproximadamente 65%.

As larvas utilizadas neste estudo foram obtidas em uma colônia de produção de BSF que está funcional desde o ano de 2015, localizada na Swedish University of Agricultural Sciences (SLU, Uppsala, Suécia). Larvas recém-eclodidas foram criadas em um substrato úmido contendo ração de frangos (Granngården Hönsfoder Start, 20% MS) e resíduos de tratamentos prévios em uma proporção de 1:1 por aproximadamente sete dias. As larvas (peso médio de 0,0012 g) foram separadas por peneiramento (1 mm de malha) e três lotes de 100 larvas foram contabilizados para estimar o peso das mesmas.

Os microrganismos utilizados neste estudo foram quatro serovares de *Salmonella enterica* (*S. senftenberg*, *S. typhimurium*, *S. typhi* e *S. dublin*) e *Escherichia coli* ATCC 13706, um microrganismo específico utilizado como indicador de contaminação fecal. A bactéria Gram-positiva *Enterococcus* spp. também foi avaliada ao longo do experimento, porém esta não foi inoculada na mistura de resíduos, visto que esta já estava presente nas carcaças de peixes a uma concentração inicial aproximada de  $10^5$  UFC  $\text{g}^{-1}$ . As concentrações iniciais desejadas de *Salmonella* spp. e *E. coli* nos substratos inoculados eram de  $10^8$  e  $10^7$  UFC  $\text{g}^{-1}$ , respectivamente, sendo aferidas por plaqueamento e contagem das colônias desenvolvidas, manualmente.

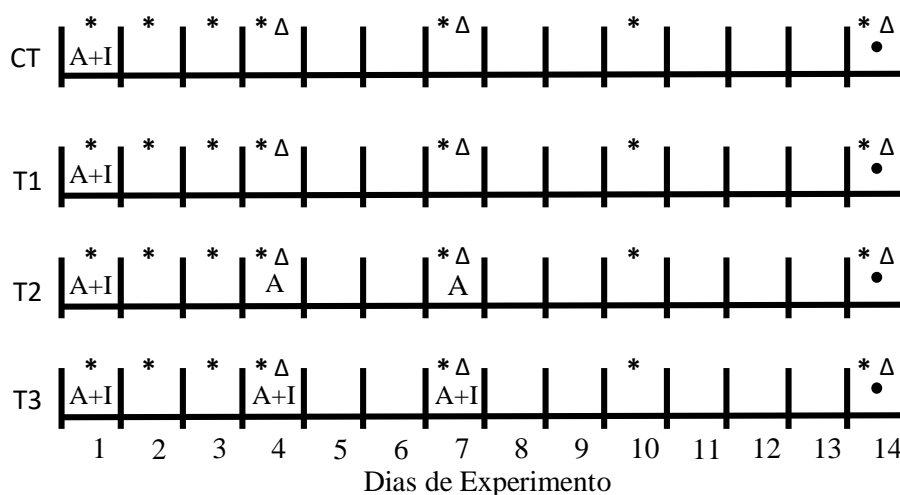
As soluções bacterianas utilizadas na inoculação dos resíduos foram preparadas de acordo com o seguinte procedimento: as linhagens selecionadas de bactérias foram cultivadas a  $37\text{ }^{\circ}\text{C}$  por 2 h a 200 rotações por minuto (rpm) em 5 mL de meio de cultura não seletivo (NB, Oxoid AB, Suécia). Essa solução concentrada foi diluída em 45 mL de NB e mantida sob as mesmas condições por 24 h. Em seguida, a solução bacteriana foi centrifugada a 4500 rpm por 15 minutos, o pelete foi coletado e dissolvido em 50 mL de



tampão Tween (água peptonada com NaCl e Tween 80 a pH 7). A inoculação foi realizada diretamente na mistura de substratos a uma taxa de 1% *p/p*, antes destes serem fornecidos para as larvas.

### *Design experimental e amostragens*

Dois experimentos foram delineados neste estudo, com objetivos de: 1) verificar o impacto de diferentes regimes no tratamento de resíduos da aquicultura com larvas de BSF; 2) investigar o potencial de inativação microbiológica de resíduos contaminados, com larvas de BSF, de modo a verificar a possível presença de substâncias antimicrobianas na ausência de larvas. O primeiro experimento foi composto por três tratamentos e um controle, os quais caracterizaram diferentes estratégias alimentares: em T1, todo substrato foi inoculado com *S. enterica* e *E. coli*, sendo adicionado de uma só vez no primeiro dia de tratamento; em T2 e T3, o substrato foi adicionado três vezes, no primeiro, quarto e sétimo dia, sendo que em T2 somente a primeira alimentação (dia 1) foi inoculada com bactérias, enquanto as três alimentações em T3 foram inoculadas. O tratamento controle (CT) consistiu no mesmo protocolo alimentar de T1, porém sem a adição de larvas, de modo a verificar o impacto que esses organismos exercem no tratamento de resíduos contaminados (Figura 1).



**Figura 1.** Representação esquemática dos regimes alimentares e da inoculação de patógenos ao longo de 14 dias de experimento larvas de BSF. A: alimentação; I: inoculação; (\*) aferição do pH; (Δ) avaliação do nitrogênio amoniacal total (TAN) nos resíduos do tratamento; (•) avaliação do nitrogênio total ( $N_T$ ) dos resíduos e das larvas ao final do tratamento.

As unidades experimentais utilizadas no primeiro experimento foram caixas plásticas (21 x 17 x 11 cm) cobertas com redes de modo a evitar possíveis escapes das larvas. Mil larvas foram dispostas em cada caixa, caracterizando densidade aproximada de 4 larvas  $cm^{-2}$ , e uma quantidade pré-determinada de 0,25 g de sólidos voláteis totais (SV) foi fornecida por larva (considerando uma proporção de 80%: 20% entre resíduos de pães e da aquicultura,

respectivamente). O pH dos resíduos do tratamento foi medido periodicamente, assim como a concentração de nitrogênio amoniacal total (TAN) nos resíduos. No décimo-quarto dia de experimento, as larvas foram separadas manualmente dos resíduos, sendo ambos coletados para avaliação dos teores de matéria seca (MS) e SV, assim como de nitrogênio total ( $N_T$ ) (Figura 1). Neste experimento, a concentração dos microrganismos avaliados foi avaliada diariamente.

No segundo experimento (denominado teste de recrescimento), todos os tratamentos incluindo o CT foram considerados. Amostras de 5 g dos resíduos do tratamento foram coletadas em triplicata, transferidas individualmente para tubos Falcon de 50 mL e inoculadas com as mesmas soluções concentradas de *S. enterica* e *E. coli*, da mesma maneira realizada no primeiro experimento, alcançando concentrações iniciais de aproximadamente  $10^6$  UFC  $g^{-1}$  e  $10^5$  UFC  $g^{-1}$ , respectivamente. Após 24 h, 72 h e 120 h, as concentrações dessas bactérias foram avaliadas. Ambos os experimentos foram conduzidos em um laboratório de microbiologia Classe 2, Suécia. A temperatura média no interior do laboratório foi de  $28,8 \pm 1,8$  °C ao longo dos experimentos.

#### *Análises físico-químicas*

Todas as amostras de larvas e dos resíduos do tratamento (30 g) foram secas a 105 °C por 14 h para determinação de MS e incineradas a 550 °C por 6 h para determinação de SV. Em relação à aferição do pH, amostras de 5 g dos resíduos do tratamento eram coletadas periodicamente de cada unidade experimental, dissolvidas em 20 mL de água deionizada, agitadas por dois minutos e o pH era aferido com auxílio de um medidor de bancada (InoLab pH Level 1) após uma hora de repouso à temperatura ambiente.

Com relação à análise de  $N_T$ , amostras de 0,5 g foram diluídas em 15 mL de  $H_2SO_4$  concentrado, aquecidas por aproximadamente 20 minutos em uma placa aquecedora e resfriadas em temperatura ambiente. Uma amostra de 1 mL desta mistura foi diluída 50 vezes em água deionizada e o pH foi neutralizado para a faixa entre 4 e 7, por meio da utilização de uma solução 10 M de NaOH. Em seguida, 10 mL desta mistura final foram digeridos segundo os procedimentos do kit de análises Spectroquant® Crack-Set 20 (1.14963.0001) e a concentração de  $N_T$  foi aferida com o auxílio de um espectrofotômetro a 340 nm, segundo os procedimentos do kit de análises Spectroquant® Nitrate Test (1.09713.0002). A concentração de TAN nos resíduos dos tratamentos foi medida coletando-se uma amostra de 1 g e dissolvendo-a em 4 mL de água deionizada, seguida da mistura dessa amostra por

aproximadamente 2 minutos e leitura da concentração de TAN em espectrofotômetro a 640 nm, segundo as instruções descritas no kit de análises Spectroquant® Ammonium Test (1.00683.0001).

### *Análises microbiológicas*

As concentrações de microrganismos ao longo dos experimentos foram medidas segundo o procedimento: 5 g dos resíduos do tratamento foram dissolvidos em 45 mL de tampão Tween (diluição nomeada  $10^{-1}$ ) e diluições seriadas foram preparadas a partir desta solução concentrada. Um volume de 100  $\mu$ L da diluição escolhida foi espalhado em ágar XLD (xilose-lisina-desoxicolato) (Oxoid AB, Suécia) para enumeração de *Salmonella* spp. e em ágar Chromocult Coliform (Oxoid AB, Suécia) para contagem de *E. coli*, ambas incubadas a 37 °C por 24 h. O mesmo volume foi espalhado em ágar Slanetz-Bartley (Oxoid AB, Suécia) e as placas incubadas a 44 °C por 48 h para posterior contagem de *Enterococcus* spp. (somente no primeiro experimento). Três placas foram preparadas por dia para cada um dos microrganismos avaliados no primeiro experimento, enquanto no segundo experimento a concentração de *Salmonella* spp. e *E. coli* foram medidas no primeiro, terceiro e quinto dia. De modo a reduzir os limites de detecção das concentrações de *Salmonella* spp. e *E. coli*, 200  $\mu$ L da solução concentrada ( $10^{-1}$ ) foram espalhados em cinco placas de cada amostra coletada nas unidades experimentais, definindo assim um limite de detecção de 10 UFC mL<sup>-1</sup>.

### *Cálculos*

A volatilização de matéria seca (MS) e de nitrogênio foram avaliadas deduzindo-se as quantidades totais encontradas nos resíduos e nas larvas ao final do período experimental, do total adicionado no início. A sobrevivência foi calculada em T1, T2 e T3, enquanto a performance do processo foi avaliada de acordo com a redução da biomassa (Mat.Red.<sub>MS</sub>), a bioconversão de materiais (BCR.<sub>MS</sub>) e pela conversão proteica, um índice que revela quanto da proteína adicionada foi convertida em proteína animal (PrCR.<sub>MS</sub>). Os índices foram calculados segundo as equações:

$$\text{Mat.red.}_{\text{MS}} = 1 - \frac{\text{Mat.out}_{\text{MS}}}{\text{Sub.in}_{\text{MS}}}$$

Na qual Sub.in<sub>MS</sub> e Mat.out<sub>MS</sub> são a massa seca do substrato e do resíduo final, respectivamente;

$$\text{BCR}_{\text{MS}} = \frac{\text{Larv}_{\text{MS}}}{\text{Sub.in}_{\text{MS}}} \times 100$$

Na qual  $\text{Larv}_{\text{MS}}$  é a matéria seca das larvas ao final do experimento, e

$$\text{PrCR}_{\text{MS}} = \frac{\text{Larv}_{\text{MS}} \times \% \text{Pr}_{\text{larv}}}{\text{Sub.in}_{\text{MS}} \times \% \text{Pr}_{\text{sub.in}}} \times 100$$

Na qual  $\% \text{Pr}_{\text{larv}}$  e  $\% \text{Pr}_{\text{sub.in}}$  são a proteína bruta em base seca nas larvas e nos substratos, respectivamente.

Três índices foram calculados em relação à inativação de patógenos: a constante de inativação ( $k$ ), a qual revela quantos  $\log_{10}$  são reduzidos por unidade de tempo; a redução decimal ( $D_{90}$ ) que representa o tempo necessário para reduzir um  $\log_{10}$  (90%) da quantidade inicial de microrganismos existentes no material contaminado; além da redução logarítmica total ( $\Delta \text{LogRed}$ ), índice este que representa a inativação total de patógenos do início ao final do tempo experimental. Esses três índices foram calculados de acordo com as equações:

$$k = \frac{(\log_{10} N_t - \log_{10} N_0)}{(N_t - N_0)}$$

Na qual  $N_t$  e  $N_0$  representam concentrações de microrganismos no tempo  $t$  e no início, respectivamente.

$$\Delta \text{LogRed} = \log_{10} \left( \frac{\text{CMat}_i}{\text{CMat.out}_{i+1}} \right)$$

Na qual  $\text{CMat}_i$  é a concentração estimada nos resíduos do tratamento após a inoculação no dia  $i$ , e  $\text{CMat.out}_{i+1}$  é a concentração no dia  $i+1$ .

$$D_{90} = \left( \frac{-1}{k} \right)$$

### *Análises estatísticas*

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do software R, versão 3.5.3 (R Core Team, 2019) e do software GraphPad Prism, versão 8.2.1. Inicialmente, uma verificação das premissas de normalidade dos erros (teste de Shapiro-Wilk) e da homoscedasticidade das variâncias (teste de Levene) foi realizada em todos os dados de eficiência do processo e de inativação dos patógenos. Uma análise de variância de uma via (*one-way* ANOVA) com intervalo de confiança de 95% foi realizada de modo a comparar os dados de crescimento das larvas, de eficiência do processo e da redução de microrganismos. Quando diferenças significativas eram encontradas, o teste de Tukey for

aplicado a 5% de significância, de modo a buscar diferenças entre os tratamentos definidos. Regressões lineares foram realizadas de modo a verificar o efeito do tempo de tratamento sobre a inativação dos patógenos avaliados.

## Resultados

### *Eficiência do processo*

A redução de materiais excedeu 65% (em base seca) em todos os tratamentos contendo larvas, sendo todos superiores em relação ao tratamento controle (CT), sem larvas (Tabela 1). O crescimento das larvas também foi diferencial entre os tratamentos, sendo que após 14 dias de experimento, as larvas alimentadas somente uma vez no início (T1) estavam aproximadamente 35% menores em comparação às larvas alimentadas no primeiro, quarto e sétimo dia (T2 e T3). Como consequência, os índices BCR<sub>MS</sub> e PrCR<sub>MS</sub> foram aproximadamente 30% e 20% inferiores respectivamente em T1 em comparação a T2 e T3. A sobrevivência das larvas e o teor de proteína bruta das mesmas não variou entre os tratamentos (Tabela 1).

**Tabela 1.** Eficiência do tratamento com larvas de BSF de resíduos de pães e da aquicultura. **BCR<sub>MS</sub>**: bioconversão de materiais; **PrCR<sub>MS</sub>**: taxa de conversão proteica; **Mat.Red<sub>MS</sub>**: redução da biomassa de resíduos; **PBL**: proteína bruta larval; **CT**: resíduos inoculados sem larvas; **T1**: larvas alimentadas uma vez com resíduos inoculados; **T2**: larvas alimentadas três vezes com resíduos inoculados somente na primeira vez; **T3**: larvas alimentadas três vezes com resíduos inoculados. Valores apresentados como média  $\pm$  DP.

	CT	T1	T2	T3
BCR <sub>MS</sub> (%)	-	16,7 $\pm$ 2,2 <sup>b</sup>	24,2 $\pm$ 1,5 <sup>a</sup>	24,3 $\pm$ 0,4 <sup>a</sup>
PrCR <sub>MS</sub> (%)	-	14,3 $\pm$ 3,1 <sup>b</sup>	19,2 $\pm$ 1,8 <sup>a</sup>	18,1 $\pm$ 1,0 <sup>a</sup>
Mat.Red <sub>MS</sub> (%)	35,9 $\pm$ 5,6 <sup>b</sup>	70,1 $\pm$ 2,6 <sup>a</sup>	65,6 $\pm$ 1,9 <sup>a</sup>	66,2 $\pm$ 2,1 <sup>a</sup>
Final Weight (mg)	-	109,0 $\pm$ 13,0 <sup>b</sup>	165,0 $\pm$ 23,9 <sup>a</sup>	171,9 $\pm$ 12,7 <sup>a</sup>
PBL (% <sub>MS</sub> )	-	47,6 $\pm$ 4,9	44,1 $\pm$ 2,3	41,5 $\pm$ 3,1
Sobrevivência (%)	-	86,1 $\pm$ 2,7	93,6 $\pm$ 10,7	90,1 $\pm$ 5,7

Letras diferentes na mesma coluna representam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ).

O pH dos resíduos no início do experimento era de aproximadamente 6,8 e variou ao final do experimento de 6,1 (CT) até 6,8 (T1). A perda de MS foi superior em T1, no qual uma única batelada de substrato foi adicionada no primeiro dia de experimento, em comparação com T2 e T3. Em todos os tratamentos, os resíduos estavam secos após 14 dias, com MS variando entre 80-88%. As concentrações de N<sub>T</sub> nos resíduos não foram estatisticamente diferentes nos tratamentos com larvas, enquanto a volatilização de N foi significativamente maior (51%) em T1 em comparação com T2 e T3 (~38%) (Tabela 2).

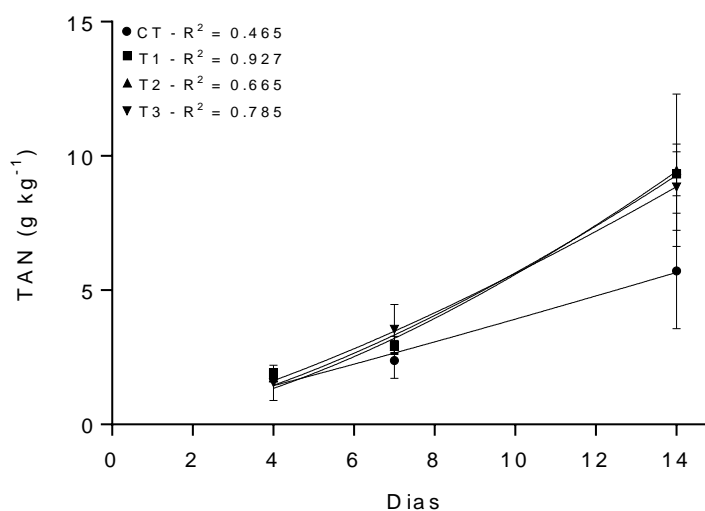
**Tabela 2.** Características físico-químicas dos resíduos dos tratamentos com larvas de BSF para resíduos de pães e da aquicultura, e perdas de matéria seca e nitrogênio após 14 dias de tratamento. **MS**: matéria seca; **SV**:

sólidos voláteis; **N<sub>T</sub>**: nitrogênio total; **ND**: não determinado. **CT**: resíduos inoculados sem larvas; **T1**: larvas alimentadas uma vez com resíduos inoculados; **T2**: larvas alimentadas três vezes com resíduos inoculados somente na primeira vez; **T3**: larvas alimentadas três vezes com resíduos inoculados. Valores apresentados como média  $\pm$  DP.

	CT	T1	T2	T3
MS resíduo (%)	88,4 $\pm$ 1,3 <sup>a</sup>	83,2 $\pm$ 2,0 <sup>b</sup>	79,1 $\pm$ 2,3 <sup>b</sup>	82,2 $\pm$ 0,4 <sup>b</sup>
SV resíduo (%)	94,5 $\pm$ 0,9 <sup>a</sup>	91,4 $\pm$ 1,2 <sup>ab</sup>	89,7 $\pm$ 1,7 <sup>b</sup>	89,6 $\pm$ 0,8 <sup>b</sup>
Perda de MS (%)	35,9 $\pm$ 5,6 <sup>b</sup>	53,4 $\pm$ 0,5 <sup>a</sup>	41,4 $\pm$ 2,4 <sup>b</sup>	41,9 $\pm$ 1,9 <sup>b</sup>
N <sub>T</sub> (g kg <sup>-1</sup> )	ND	24,3 $\pm$ 1,3	24,4 $\pm$ 0,3	26,0 $\pm$ 1,7
Volatilização de N (%)	ND	51,3 $\pm$ 1,3 <sup>a</sup>	38,8 $\pm$ 1,6 <sup>b</sup>	37,9 $\pm$ 0,9 <sup>b</sup>
pH inicial	6,7 $\pm$ 0,1	6,8 $\pm$ 0,1	6,8 $\pm$ 0,0	6,9 $\pm$ 0,1
pH final	6,1 $\pm$ 0,2 <sup>c</sup>	6,8 $\pm$ 0,1 <sup>a</sup>	6,5 $\pm$ 0,1 <sup>b</sup>	6,4 $\pm$ 0,1 <sup>b</sup>

Letras diferentes indicam diferença significativa ( $p < 0,05$ ).

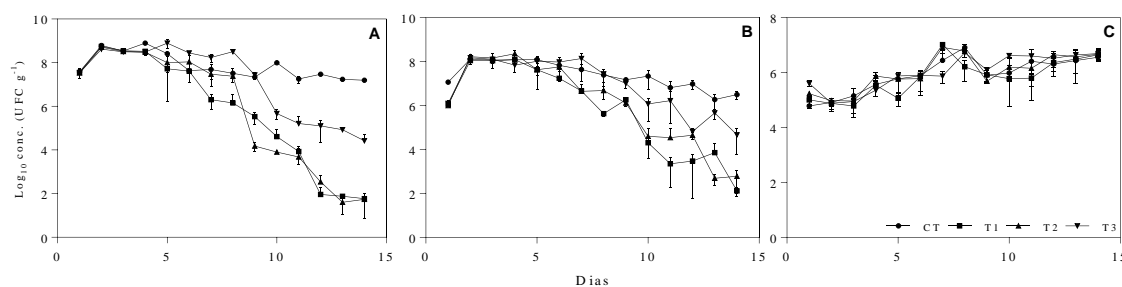
A concentração de nitrogênio total amoniacal (TAN) aumentou ao longo do tempo em todos os tratamentos. Diferenças significativas entre tratamentos foram encontradas apenas no dia 14, quando os tratamentos contendo larvas de BSF apresentaram maiores concentrações de TAN em comparação ao CT (Figura 2).



**Figura 2.** Nitrogênio amoniacal (TAN) gerado nos dias 4, 7 e 14 em um tratamento de resíduos de pães e da aquicultura com larvas de BSF. **CT**: resíduos inoculados sem larvas; **T1**: larvas alimentadas uma vez com resíduos inoculados; **T2**: larvas alimentadas três vezes com resíduos inoculados somente na primeira vez; **T3**: larvas alimentadas três vezes com resíduos inoculados.

### *Inativação de patógenos*

As concentrações de *Salmonella* spp. e *E. coli* foram significativamente reduzidas em todos os tratamentos contendo larvas de BSF, enquanto as de *Enterococcus* spp. não foram reduzidas em nenhum dos tratamentos, incluindo o CT. Adicionalmente, as diferenças existentes entre os regimes de alimentação adotados geraram padrões distintos de redução (Figura 3).



**Figura 3.** Concentração em  $\log_{10}$  (UFC  $g^{-1}$ ) de *Salmonella* spp. (A), *Escherichia coli* (B) e *Enterococcus* spp. (C) ao longo de 14 dias de tratamento de resíduos de pães e da aquicultura com larvas de BSF. CT: resíduos inoculados sem larvas; T1: larvas alimentadas uma vez com resíduos inoculados; T2: larvas alimentadas três vezes com resíduos inoculados somente na primeira vez; T3: larvas alimentadas três vezes com resíduos inoculados.

As concentrações iniciais de *Salmonella* spp. e *E. coli* nos resíduos inoculados foram de aproximadamente  $10^7$  e  $10^6$  UFC  $g^{-1}$ , respectivamente, em todos os tratamentos. No primeiro dia pós-inoculação, aumentos de aproximadamente  $1 \log_{10}$  foram observados para ambas as bactérias em todos os tratamentos. Similarmente, as populações de *Enterococcus* spp. aumentaram em  $1 \log_{10}$ ; no entanto, este fato levou 14 dias para ocorrer (Figura 3).

A redução de ambos os microrganismos *Salmonella* spp. e *E. coli* iniciaram dentro de aproximadamente uma semana de tratamento e continuaram a ocorrer até o final do experimento (Figura 3). Em T2, onde os substratos que não foram inoculados e foram fornecidos às larvas nos dias 4 e 7, um efeito de diluição dos microrganismos era esperado para acontecer nos dias 5 e 8, porém isso não ocorreu após as alimentações. Já em T3, onde resíduos inoculados foram adicionados em todos os eventos de alimentação, as concentrações de microrganismos aumentaram nos dias subsequentes. Ademais, as reduções de *Salmonella* spp. e *E. coli* observadas neste tratamento ao final do experimento foram de aproximadamente  $2,6 \log_{10}$  e  $2,2 \log_{10}$ , respectivamente, sendo menores em comparação aos outros tratamentos contendo larvas de BSF (Figura 3).

As reduções observadas para *Salmonella* spp. foram de  $5,8 \log_{10}$  em T1,  $6,2 \log_{10}$  em T2 e  $3,4 \log_{10}$  em T3, enquanto a redução observada para este microrganismo no CT foi de  $0,3 \log_{10}$  (Tabela 3). A constante de redução ( $k$ ) revelou reduções similares ao longo do tempo ( $\log_{10}$  UFC $^{-1}$  dia $^{-1}$ ) tanto para *Salmonella* spp. quanto para *E. coli* em T1 e T2, as quais foram significativamente mais rápidas em comparação à taxa encontrada para o CT (Tabela 3). De maneira similar, os resultados da redução decimal ( $D_{90}$ ) demonstraram que o tempo necessário para reduzir as populações de *Salmonella* spp. e de *E. coli* em 90% ( $1 \log_{10}$ ) era de 2,4 e 3,5 - 4,5 dias, respectivamente, em T1 e T2.

Os mesmos cálculos de  $D_{90}$  e  $k$  foram realizados para o tratamento T3, considerando as reduções dos microrganismos avaliados obtidas ao final do experimento, comparando-as com as concentrações iniciais. Os resultados mostraram que uma redução de 90% de *Salmonella* spp. e *E. coli* levariam duas vezes o tempo necessário em comparação a T1 e T2. Como em T3 as larvas foram alimentadas com substratos contaminados no dia 7, novos cálculos foram realizados para esses índices, objetivando-se entender melhor o potencial de inativação deste regime alimentar em particular. A  $D_{90}$  calculada entre os dias 8 e 14 para *Salmonella* spp. e *E. coli* foram menores em comparação aos dados obtidos considerando o primeiro e último dia de tratamento. Similarmente, os valores de  $k$  foram de -0,291 e -0,198  $\log_{10}$  UFC<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> para esses microrganismos, respectivamente.



**Tabela 3.** Valores da constante de redução ( $k$ ), redução decimal ( $D_{90}$ ), redução logarítmica ( $\Delta\text{LogRed}$ ) e valor de  $p$  para o efeito do tempo do tratamento com larvas de BSF para resíduos de pães e da aquicultura, com diferentes microrganismos avaliados. **CT**: resíduos inoculados sem larvas; **T1**: larvas alimentadas uma vez com resíduos inoculados; **T2**: larvas alimentadas três vezes com resíduos inoculados somente na primeira vez; **T3**: larvas alimentadas três vezes com resíduos inoculados.

	<i>Salmonella</i> spp.				<i>E. coli</i>				<i>Enterococcus</i> spp.			
	$k$	$D_{90}$	$\Delta\text{LogRed}$	$p$ (efeito do tempo)	$k$	$D_{90}$	$\Delta\text{LogRed}$	$p$ (efeito do tempo)	$k$	$D_{90}$	$\Delta\text{LogRed}$	$p$ (efeito do tempo)
T1	-0,412 <sup>a</sup>	2,4 <sup>c</sup>	5,75 <sup>a</sup>	***	-0,281 <sup>a</sup>	3,5 <sup>c</sup>	3,97 <sup>a</sup>	***	0,117	-8,5	-1,63	*
T2	-0,413 <sup>a</sup>	2,4 <sup>c</sup>	6,22 <sup>a</sup>	***	-0,229 <sup>a</sup>	4,4 <sup>c</sup>	3,32 <sup>ab</sup>	***	0,102	-9,8	-1,41	**
T3	-0,222 <sup>b</sup>	4,5 <sup>b</sup>	3,28 <sup>b</sup>	***	-0,102 <sup>b</sup>	9,7 <sup>b</sup>	1,87 <sup>bc</sup>	*	0,077	-12,9	-1,07	**
CT	-0,027 <sup>c</sup>	36,4 <sup>a</sup>	0,34 <sup>c</sup>	**	-0,040 <sup>c</sup>	24,8 <sup>a</sup>	0,59 <sup>c</sup>	**	0,126	-7,9	-1,51	*
T3 <sup>‡</sup>	-0,291	3,4	4,25	***	-0,198	4,4	3,14	**	-	-	-	-

Letras diferentes na mesma coluna indicam diferença significativa ( $p < 0,05$ ) para  $k$ ,  $D_{90}$  e  $\Delta\text{LogRed}$ . Uma dupla-adaga (<sup>‡</sup>) indica os índices recalculados para T3, considerando o período entre os dias 8 e 14; \* $p < 0,01$ ; \*\* $p < 0,001$ ; \*\*\* $p < 0,0001$ .

*Teste de recrescimento bacteriano*

O recrescimento de microrganismos nos resíduos dos tratamentos (sem larvas) foi avaliado somente para *Salmonella* spp. e *E. coli*. As concentrações iniciais desses microrganismos foram de aproximadamente  $10^7$  e  $10^5$  UFC  $g^{-1}$ , respectivamente. Após três dias de experimento, nenhuma redução foi observada para ambos os microrganismos avaliados. No entanto, após cinco dias, uma redução de aproximadamente  $2,5 \log_{10}$  foi observada nos tratamentos que previamente continham larvas de BSF (T1, T2 e T3), enquanto no tratamento CT as concentrações permaneceram inalteradas. As reduções totais de *E. coli* foram similares às reduções para *Salmonella* spp. em T1 e T2, como demonstrado pelos valores de  $\Delta\text{LogRed}$  e de  $k$  após cinco dias de experimento, enquanto a redução deste microrganismo observada em T3 foi mais branda ( $1,8 \log_{10}$ ) (Tabela 4).

**Tabela 4.** Concentrações ( $\log_{10}$ ) de *Salmonella* spp. e *Escherichia coli* nos resíduos do tratamento obtidos após o tratamento de resíduos de pães e da aquicultura com larvas de BSF no primeiro (**In**) e no quinto dia (**Out**) do experimento de recrescimento, e valores da constante de redução ( $k$ ) e da redução logarítmica média ( $\Delta\text{LogRed}$ ) alcançada. **CT**: resíduos inoculados sem larvas; **T1**: larvas alimentadas uma vez com resíduos inoculados; **T2**: larvas alimentadas três vezes com resíduos inoculados somente na primeira vez; **T3**: larvas alimentadas três vezes com resíduos inoculados.

	<i>Salmonella</i> spp. ( $\log_{10}$ )				<i>E. coli</i> ( $\log_{10}$ )			
	In	Out	$\Delta\log_{10}\text{Red}$	$k$	In	Out	$\Delta\log_{10}\text{Red}$	$k$
T1	6.76	4.14 <sup>b</sup>	2.61 <sup>a</sup>	-0.186 <sup>a</sup>	5.80	3.44 <sup>c</sup>	2.37 <sup>a</sup>	-0.169 <sup>a</sup>
T2	6.69	4.09 <sup>b</sup>	2.60 <sup>a</sup>	-0.185 <sup>a</sup>	5.86	3.23 <sup>c</sup>	2.63 <sup>a</sup>	-0.187 <sup>a</sup>
T3	6.87	4.56 <sup>b</sup>	2.31 <sup>a</sup>	-0.165 <sup>a</sup>	6.05	4.22 <sup>b</sup>	1.84 <sup>b</sup>	-0.131 <sup>a</sup>
CT	7.04	7.11 <sup>a</sup>	-0.07 <sup>b</sup>	0.005 <sup>b</sup>	5.59	6.35 <sup>a</sup>	-0.76 <sup>c</sup>	0.054 <sup>b</sup>

Letras diferentes na mesma coluna indicam diferença significativa ( $p < 0,05$ ).

**Discussão**

O efeito de diferentes regimes alimentares no tratamento de resíduos de pães e da aquicultura com larvas de BSF foi avaliado neste estudo em relação à inativação de microrganismos patogênicos (*Salmonella* spp.) e indicadores de contaminação (*E. coli* e *Enterococcus* spp.). A eficiência do processo foi verificada em termos da bioconversão de resíduos, da conversão proteica e da redução de materiais, além do crescimento dos animais e da redução de microrganismos ao longo de 14 dias de experimento. Adicionalmente, nós buscamos evidências sobre a maneira pela qual a inativação acontece pelo tratamento com larvas de BSF.

*Eficiência do tratamento com larvas de BSF frente a diferentes regimes*

Nossos resultados demonstraram que diferentes regimes alimentares aplicados para o tratamento de resíduos da aquicultura geraram respostas distintas em termos de crescimento das larvas e das taxas de conversão avaliadas, embora não tenham afetado a sobrevivência dos animais. As larvas dos tratamentos T2 e T3 cresceram mais em comparação a T1, o que resultou em menores BCR<sub>MS</sub> e PrCR<sub>MS</sub> neste tratamento, mas ao mesmo, a redução de materiais foi similar (~ 65%) em todos os tratamentos contendo larvas, indicando que mais do material foi degradado independentemente do regime adotado, e que as larvas consumiram efetivamente os substratos, mesmo não convertendo-os em proteína e biomassa com a eficiência observada em T2 e T3.

A adição dos substratos em T1 ocorreu de uma só vez no primeiro dia de experimento, quando as larvas de BSF eram muito pequenas e consumiam os materiais mais lentamente em comparação com larvas maiores. As mudanças físico-químicas que ocorrem ao longo da decomposição de carcaças de peixes, resultam na oxidação de proteínas e lipídeos, assim como de outros nutrientes por volatilização (Ghaly et al., 2010). Nossos resultados suportam esta hipótese, visto que a volatilização do nitrogênio foi maior em T1 em comparação a T2 e T3 (Tabela 2). Portanto, levantamos a hipótese de que o crescimento das larvas foi prejudicado pela rápida degradação dos substratos, o que acarretou em um desequilíbrio de nutrientes nos mesmos, especialmente quando as larvas ainda eram pequenas. No trabalho desenvolvido por Banks et al. (2014), os autores observaram que larvas de BSF alimentadas uma única vez cresceram mais, porém mais lentamente, em comparação a larvas alimentadas a cada dois dias com o mesmo substrato (fezes humanas). Os autores levantaram a hipótese de que fezes envelhecidas possuem menor qualidade nutricional em comparação a fezes frescas, portanto as larvas consumiram mais fezes já em decomposição para compensar essa deficiência.

Os tratamentos contendo larvas de BSF tiveram maior geração de TAN em comparação ao CT, sem larvas. A volatilização de amônia é altamente dependente do pH e temperatura do meio (Emerson et al., 1975). Neste estudo, a temperatura foi cuidadosamente controlada e não variou amplamente ao longo do tempo, enquanto o pH mudou muito pouco do primeiro ao último dia de experimento (Tabela 2). Desta maneira, foram levantadas as hipóteses do porquê as concentrações de TAN foram mais elevadas nos tratamentos contendo larvas: 1) maior atividade das larvas no substrato, o que levou a maior volatilização; 2) mais do nitrogênio orgânico dos substratos foi degradado e

transformado em  $\text{NH}_3$ . Lalander et al. (2015) observaram volatilizações consideravelmente altas de  $\text{NH}_3$  em um reator de tratamento com larvas de BSF contínuo (quase metade do  $\text{N}_T$  dos materiais inicialmente inseridos no sistema volatilizou), enquanto Ermolaev et al. (2019) encontraram quantidades desprezíveis de  $\text{NH}_3$  volatilizada em um sistema de alimentação por batelada, o qual era semelhante ao sistema utilizado no presente estudo.

#### *Inativação dos microrganismos avaliados*

*Escherichia coli* é um dos microrganismos mais utilizados como indicador de contaminação fecal (Carlos et al., 2010), o qual é naturalmente encontrado em carcaças de peixes em decomposição (Leroi e Joffraud, 2011). Por outro lado, *Salmonella* spp. são bactérias zoonóticas que podem infectar diversos animais como bovinos, suínos, aves e humanos (Thorns, 2000). Desta maneira, como os padrões internacionais exigem a ausência destes patógenos em produtos consumíveis (FAO, 2006), estes foram escolhidos como microrganismos modelos a serem avaliados, visto que estes podem ser reduzidos frente ao tratamento com larvas de BSF.

O tratamento de resíduos contaminados da aquicultura com larvas de BSF exerceu influência mais significativa em *Salmonella* spp., visto que reduções de até 6  $\log_{10}$  foram observadas em T1 e T2. Em relação ao crescimento das larvas e aos parâmetros do processo, as populações de *Salmonella* spp. também foram afetadas pelos regimes alimentares adotados: o tratamento que recebeu três alimentações contaminadas (T3) teve uma redução de 3,5  $\log_{10}$  deste microrganismo após 14 dias de tratamento. No entanto, as diferenças encontradas referentes à inativação de *Salmonella* spp. entre os tratamentos parecem estar relacionadas à adição de substratos contaminados mais de uma vez, ao invés de se referir à adição de substratos em uma ou três vezes, independente do seu grau de contaminação (Figura 1).

A inclusão contínua de substratos inoculados em T3 excedeu a capacidade de inativação do tratamento com larvas de BSF, acarretando em uma redução menor em comparação a T2 e T3 (Figura 3). Diversos estudos demonstraram que alguns microrganismos pertencentes à família Enterobacteriaceae são inativados frente ao tratamento com larvas de BSF, utilizando diferentes sistemas para tal. Em um reator contínuo, no qual as larvas eram alimentadas com resíduos inoculados três vezes por semana, Lalander et al. (2015) observaram reduções significativas de *Salmonella*

*typhimurium* ( $> 7 \log_{10}$ ) ao longo de 9 semanas de tratamento. Os autores levantaram a hipótese de que um sistema de tratamento contínuo poderia melhorar a qualidade higiênica do material tratado em comparação a um sistema de batelada, devido às possíveis interações de uma comunidade microbiana e de fungos que fosse estabelecida. A menor inativação observada em T3 corrobora com esta hipótese, visto que o sistema utilizado no presente estudo foi de batelada e que provavelmente não houve tempo suficiente para o estabelecimento de comunidades microbianas efetivas, o que poderia ter impactado no conteúdo final dos microrganismos avaliados.

As concentrações de TAN encontradas neste estudo não excederam  $9,5 \text{ g kg}^{-1}$  nos resíduos dos tratamentos, enquanto o pH variou entre 6,1 e 6,8. A amônia é um composto com efeitos antimicrobianos conhecidos (Park e Diez-Gonzales, 2003; Ottoson et al., 2008), e sua geração é altamente relacionada ao pH e à temperatura (Emerson et al., 1975). Erickson et al. (2004) observaram reduções na dimensão de  $2,5 \log_{10}$  para *Salmonella enterica* sorotipo Enteritidis, ao tratar esterco de frangos com larvas de BSF. Os autores atribuíram parte desta inativação às temperaturas experimentais acima de  $27 \text{ }^{\circ}\text{C}$  e também à alcalinidade do ambiente, devido à geração de amônia. No presente estudo, as concentrações de TAN aumentaram ao longo do tempo e foram similares entre os tratamentos contendo larvas, alcançando aproximadamente  $9,5 \text{ g kg}^{-1}$  ao final de 14 dias (Figura 2), enquanto o pH pouco variou e a temperatura permaneceu próxima a  $29 \text{ }^{\circ}\text{C}$ . Portanto, é provável que a redução observada para *Salmonella* spp. não ocorreu devido à ação da amônia, da temperatura ou do pH, mas sim à atividade das larvas ao longo do tempo, caso contrário alguma redução teria sido também observada no tratamento CT.

A inativação observada para *E. coli* aparentemente foi afetada pelos regimes de alimentação adotados, visto que as reduções deste microrganismo foram superiores em T1 e T2 em comparação a T3, assim como verificado para *Salmonella* spp. (Figura 3). Reduções significativas de *E. coli* foram reportadas por Erickson et al. (2004) ao tratar esterco de frangos com larvas de BSF a  $27 \text{ }^{\circ}\text{C}$  ( $\sim 1,5 \log_{10}$ ) e a  $32 \text{ }^{\circ}\text{C}$  ( $\sim 5 \log_{10}$ ). Os autores observaram que a temperatura teve impacto direto na sobrevivência desse microrganismo, no entanto a presença de larvas acelerou a inativação em comparação aos controles. Nossos resultados suportam a hipótese de que a presença de larvas de BSF atua efetivamente na redução de populações de *E. coli*, visto que na ausência de larvas (CT) uma redução pouco significativa foi observada ( $\sim 0,6 \log_{10}$ ) (Tabela 3).

As concentrações de TAN nos tratamentos contendo larvas (onde maiores reduções microbianas ocorreram) foram superiores em comparação ao CT (Figura 2), portanto é concebível que esse composto pode ter influenciado a sobrevivência de *E. coli* ao longo do tempo, mesmo em menor grau. Similarmente, mesmo que a temperatura não foi investigada sozinha, é possível que este parâmetro também tenha influenciado a sobrevivência dos microrganismos, como demonstrado por Liu et al. (2008). Além disso, a combinação entre essas duas variáveis (temperatura e TAN) deve ser investigada em futuros estudos de modo a melhor compreender como as larvas de BSF atuam na inativação de *E. coli*. Nossos resultados, no entanto, suportam a hipótese de que o tratamento com larvas de BSF de alguma forma afetam a sobrevivência desses dois microrganismos em resíduos orgânicos contaminados.

As diferenças observadas para os padrões de redução de *Salmonella* spp., *E. coli* e *Enterococcus* spp. considerando todos os parâmetros avaliados ( $\Delta\log_{10}\text{Red}$ ,  $k$  e  $D_{90}$ ) podem ser explicadas pelas características físicas e químicas distintas entre esses microrganismos. Salton (1994) destacou diversos aspectos morfológicos de diferentes grupos de bactérias, os quais se relacionam com sua sobrevivência em diferentes ambientes. Exemplos destes aspectos são o formato e a composição química da parede celular e a resistência a rupturas frente a desafios físicos, ambientais (e.g. temperatura e pH) e químicos (e.g. presença de amônia no ambiente). Nesse sentido, *E. coli* e *Salmonella* spp. podem responder diferentemente às mesmas faixas de temperatura e pH, e a condições ambientais semelhantes relacionadas à presença de compostos como a amônia, como observado em nosso estudo.

No estudo desenvolvido por Choi et al. (2012), os autores extraíram substâncias com ação antimicrobiana contra diferentes membros da família Enterobacteriaceae, as quais supostamente são excretadas pelas larvas de BSF no meio em que vivem. Neste estudo, os extratos se mostraram ineficazes contra bactérias da família Bacillaceae. Portanto, considerando as diferenças físico-química existentes entre *E. coli* e *Salmonella* spp. por exemplo (Salton, 1994) e a maneira pela qual substâncias antimicrobianas agem sobre diferentes grupos de bactérias (Choi et al., 2012), o tratamento com larvas de BSF pode então ser mais eficiente contra alguns grupos de bactérias, como demonstrado no presente estudo, no qual maiores reduções foram verificadas para *Salmonella* spp. em comparação com *E. coli*.

### *Recrescimento bacteriano*

Reduções logarítmicas significativas foram observadas no presente estudo para *Salmonella* spp. e *E. coli* no tratamento com larvas de BSF por 14 dias, e os resultados do experimento de recrescimento bacteriano demonstraram que mesmo após a inoculação de mais microrganismos nos resíduos do tratamento, a inativação continuou a acontecer, mesmo após a remoção das larvas. É difícil garantir que os microrganismos sejam completamente eliminados ao tratar resíduos orgânicos, independentemente do método utilizado, visto que sob condições favoráveis (e.g. umidade, temperatura e pH), bactérias podem voltar a se multiplicar mesmo após a conclusão do tratamento (Elving et al., 2010; Soobhany et al., 2017).

Insetos são capazes de responder a infecções produzindo substâncias antimicrobianas ao longo do seu ciclo de vida, as quais são efetivas contra diferentes grupos de bactérias (Mumcuoglu et al, 2001; Kerridge et al., 2005). Neste estudo, a redução das populações de *Salmonella* spp. e *E. coli* foi iniciada três dias após os resíduos dos tratamentos terem sido inoculados novamente, mesmo na ausência de larvas de BSF. As reduções observadas foram de aproximadamente 2,5 log<sub>10</sub> e 2 log<sub>10</sub> para *Salmonella* spp. e *E. coli*, respectivamente, nos resíduos de todos os tratamentos em que as larvas estiveram presentes, enquanto não houve redução nos resíduos oriundos do tratamento CT, o qual não teve a presença de larvas em nenhum momento. Essas evidências sugerem que o mecanismo por trás da inativação microbiana em tratamentos de resíduos orgânicos contaminados com larvas de BSF, se refere à excreção de substâncias com ação antimicrobiana pelas larvas, as quais permanecem ativas por pelo menos cinco dias no ambiente, como sugerido por Choi et al. (2012) e Park et al. (2014). No entanto, a inativação pode ocorrer também no interior do trato digestório das larvas, visto que diversos peptídeos antimicrobianos são encontrados normalmente no trato dessas larvas, como demonstrado por Vogel et al. (2018). Nesse estudo, os autores destacaram que a expressão desses peptídeos é dependente da composição da dieta desses organismos, portanto diferentes padrões de redução microbiana podem ser observados no tratamento com larvas de BSF, a depender da dieta oferecida como substrato para esses animais.

### **Conclusões**

Diferentes regimes alimentares geraram resultados distintos em relação à eficiência do processo de tratamento de resíduos orgânicos por larvas de BSF, assim como

no crescimento das larvas e nos padrões de inativação microbiana. Quando substratos contaminados foram oferecidos às larvas em uma só batelada no início do tratamento, este foi efetivo em relação à inativação de *Salmonella* spp. e também de *Escherichia coli* em aproximadamente 6,5 e 3,5 log<sub>10</sub>, respectivamente, ao longo de 14 dias de tratamento. No entanto, quando substratos contaminados foram oferecidos três vezes, o tratamento foi menos efetivo, resultando em reduções de 3,3 e 1,9 log<sub>10</sub>, respectivamente. Adicionalmente, os resultados sugerem que larvas de BSF excretam substâncias com ação antimicrobiana no ambiente em que se encontram, visto que as concentrações de *Salmonella* spp. e *E. coli* continuaram a ser reduzidas nos resíduos do tratamento, cinco dias após a remoção das larvas.

### Referências Bibliográficas

Banks, I.J., Gibson, W.T., Cameron, M.M. 2014. Growth rates of black soldier fly larvae fed on fresh human faeces and their implication for improving sanitation. *Tropical Medicine and International Health* 19, 14-22. <http://doi.org/10.1111/tmi.12228>.

Carlos, C., Pires, M.M., Stoppe, N.C., Hachich, E.M., Sato, M.I.Z., Gomes, T.A.T., Amaral, L.A., Ottoboni, L.M.M. 2010. *Escherichia coli* phylogenetic group determination and its application in the identification of the major animal source of fecal contamination. *BMC Microbiology* 10, 161. <http://doi.org/10.1186/1471-2180-10-161>.

Choi, W.H., Yun, J.H., Chu, J.P., Chu, K.B. 2012. Antibacterial effect of extracts of *Hermetia illucens* (Diptera: Stratiomyidae) larvae against gram-negative bacteria. *Entomological Research* 42, 219-226. <https://doi.org/10.1111/j.1748-5967.2012.00465.x>.

Čičková, H., Newton, G.L., Lacy, R.C., Kozánek, M. 2015. The use of fly larvae for organic waste treatment. *Waste Management* 35, 68-80. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.026>.

Coluccio, A.E., Rodriguez, R.K., Kernan, M.J., Neiman, A.M. 2008. The yeast spore wall enables spores to survive passage through the digestive tract of *Drosophila*. *Plos One* 3 (8), e2873. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0002873>.

Elving, J., Ottoson, J.R., Vinnerås, B., Albiñ, A. 2010. Growth potential of faecal bacteria in simulated psychrophilic/mesophilic zones during composting of organic waste. *Journal of Applied Microbiology* 108 (6), 1974-1981. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04593.x>.



Emerson, K., Russo, R.C., Lund, R.E., Thurston, R.V. 1975. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effect of pH and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32 (12), 2379-2383. <http://doi.org/10.1139/f75-274>.

Erickson, M.C., Islam, M., Sheppard, G., Liao, J., Doyle, M.P. 2004. Reduction of *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella enterica* serovar Enteritidis in chicken manure by larvae of the black soldier fly. *Journal of Food Protection* 67 (4), 685-690. <http://doi.org/10.4315/0362-028X-67.4.685>.

Ermolaev, E., Lalander, C.H., Vinnerås, B. 2019. Greenhouse gas emissions from small-scale fly larvae composting with *Hermetia illucens*. *Waste Management* 96, 65-74. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.011>.

Erondu, E.S., Anyanwu, P.E. 2005. Potential hazards and risks associated with the aquaculture industry. *African Journal of Biotechnology* 4 (13), 1622-1627. <http://doi.org/10.4314/ajfand.v4i13.71775>.

FAO (2006). *Plant Nutrition for Food Security - A guide for integrated nutrient management*. Rome, 366p.

FAO (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals*. Roma. 227 pp.

Ghaly, A.E., Dave, D., Budge, S., Brooks, M.S. 2010. Fish spoilage mechanisms and preservation techniques: review. *American Journal of Applied Sciences* 7 (7), 859-877. <http://doi.org/10.3844/ajassp.2010.859.877>.

Grudziński, M., Pietruszka, A., Sawicki, W. 2015. Anaerobic digestion in sanitization of pig slurry and biomass in agricultural biogas plant. *Journal of Microbiology, Biotechnology and Food Sciences* 4 (6), 524-526. <http://doi.org/10.15414/jmbfs.2015.4.6.524-526>.

Kerridge, A., Lappin-Scott, H., Stevens, J.R. 2005. Antibacterial properties of larval secretions of the blowfly, *Lucilia sericata*. *Medical and Veterinary Entomology* 19, 333-337. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2915.2005.00577.x>.

Lalander, C., Diener, S., Magri, M.E., Zurbrugg, C., Lindström, A., Vinnerås, B. 2013. Faecal sludge management with the larvae of the black soldier fly (*Hermetia illucens*) - from a hygiene aspect. *Science of the Total Environment* 458-460, 312-318. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.033>.

- Lalander, C., Diener, S., Zurbrügg, C., Vinnerås, B. 2019. Effects of feedstock on larval development and process efficiency in waste treatment with black soldier fly (*Hermetia illucens*). *Journal of Cleaner Production* 208, 211-219. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.017>.
- Lalander, C., Fidjeland, J., Diener, S., Eriksson, S., Vinnerås, B. 2015. High waste-to-biomass conversion and efficient *Salmonella* spp. reduction using black soldier fly for waste recycling. *Agronomy for Sustainable Development* 35 (1), 261-271. <http://doi.org/10.1007/s13593-014-0235-4>.
- Leroi, F., Joffraud, J.J. 2011. Microbial Degradation of Seafood. In: Montet, D., Ray, R.C. (Eds.) *Aquaculture Microbiology and Biotechnology* (2nd ed.). Science Publishers, Enfield, p. 47-72.
- Liu, Q., Tomberlin, J.K., Brady, J.A., Sanford, M.R., Yu, Z. 2008. Black soldier fly (Diptera: Stratiomyidae) larvae reduce *Escherichia coli* in dairy manure. *Environmental Entomology* 37 (6), 1525-1530. <http://doi.org/10.1603/0046-225X-37.6.1525>.
- Lopes, I.G., Lalander, C., Vidotti, R.M., Vinnerås, B. 2020. Using *Hermetia illucens* larvae to process biowaste from aquaculture production. *Journal of Cleaner Production* 251, 119753. <http://doi.org/10.1016/j.clepro.2019.119753>.
- Love, D.C., Fry, J.P., Milli, M.C., Neff, R.A. 2015. Wasted seafood in the United States: quantifying loss from production to consumption and moving toward solutions. *Global Environmental Change* 35, 116-124. <http://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.08.013>.
- Marchaim, U., Gelman, A., Braverman, Y. 2003. Reducing waste contamination from animal-processing plants by anaerobic thermophilic fermentation and be flesh fly digestion. *Applied Biochemistry and Biotechnology* 109, 107-115. <http://doi.org/10.1385/abab:109:1-3:107>.
- Mol, S., Tosun, S.Y. 2011. The quality of fish from retail markets in Istanbul, Turkey. *Journal of Fisheries Sciences* 5 (1), 16-25.
- Morris, G.K., Martin, W.T., Shelton, W.H., Wells, J.G., Brachman, P.S. 1970. Salmonellae in fish meal plants: relative amounts of contamination at various stages of processing and a method of control. *Applied Microbiology* 19 (3), 401-408.

- Mumcuoglu, K.Y., Miller, J., Mumcuoglu, M., Friger, M., Tarshis, M. 2001. Destruction of bacteria in the digestive tract of the maggot of *Lucilia sericata* (Diptera: Calliphoridae). *Journal of Medical Entomology* 38, 161-166. <http://doi.org/10.1603/0022-2585-38.2.161>.
- Ottoson, J., Nordin, A., Von Rosen, D., Vinnerås, B. 2008. *Salmonella* reduction in manure by the addition of urea and ammonia. *Bioresource Technology* 99, 1610-1615. <http://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.04.009>.
- Park, G.W., Diez-Gonzalez, F. 2003. Utilization of carbonate and ammonia-based treatments to eliminate *Escherichia coli* O157:H7 and *Salmonella typhimurium* DT104 from cattle manure. *Journal of Applied Microbiology* 94, 675-685. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2003.01899.x>.
- Park, S.I., Chang, B.S., Yoe, S.M. 2014. Detection of antimicrobial substances from larvae of the black soldier fly, *Hermetia illucens* (Diptera: Stratiomyidae). *Entomological Research* 44 (2), 58-64. <https://doi.org/10.1111/1748-5967.12050>.
- Parra-Paz, A.S., Carrejo, N.S., Rodríguez, C.H.G. 2015. Effects of larval density and feeding rates on the bioconversion of vegetable waste using black soldier fly larvae *Hermetia illucens* (L.), (Diptera: Stratiomyidae). *Waste and Biomass Valorization* 6, 1059-1065. <http://doi.org/10.1007/s12649-015-9418-8>.
- R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Salton, M.R.J. 1994. The bacterial cell envelope - a historical perspective. In: Ghuyssen, J.M., Hakenbeck, R. (Eds.) *Bacterial Cell Wall*. Elsevier Science B.V., Amsterdam, p. 1-22.
- Shawyer, M., Pizzali, M. 2003. The use of ice o small fishing vessels. In: *Food and Agriculture Organization of the United Nation*. Shawyer, M., Pizzali, M. (Eds.). Rome, Italy, pp: 1-34.
- Soobhany, N., Mohee,R., Garg, V.K. 2017. Inactivation of bacterial pathogenic load in compost against vermicompost of organic solid waste aiming to achieve sanitation goals: a review. *Waste Management* 64, 51-62. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.03.003>.
- Sousa, C.L., Freitas, J.A., Lourenço, L.F.H., Araujo, E.A.F., Joele, M.R.S.P. 2014. Microbiological contamination of surfaces in fish industry. *African Journal of Microbiology Research* 8 (5), 425-431. <http://doi.org/10.5897/AJMR2013.6319>.

Thorns, C.J. 2000. Bacterial food-borne zoonoses. *Revue Scientifique et Technique* 19 (1), 226-239. <http://doi.org/10.20506/rst.19.1.1219>.

Vogel, H., Müller, A., Heckel, D.G., Gutzeit, H., Vilcinskas, A. 2018. Nutritional immunology: diversification and diet-dependent expression of antimicrobial peptides in the black soldier fly *Hermetia illucens*. *Developmental and Comparative Immunology* 78, 141-148. <http://doi.org/10.1016/j.dci.2017.09.008>.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O uso da palavra sustentabilidade está em alta, mas nem sempre quem a adota possui a certeza de seu significado. Segundo a ONU, o conceito de sustentabilidade se refere a “satisfazer as necessidades do presente, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de satisfazer suas próprias necessidades”. O questionamento que surge ao avaliar e refletir sobre este conceito ideal é: estamos caminhando para atingir essa ideia? Estamos de fato nos preocupando com as gerações futuras? Essas questões podem ser abordadas sobre diversas perspectivas, pois toda e qualquer decisão ou ação que tomamos gera algum tipo de influência sobre o futuro do nosso planeta, e dentre essas perspectivas, o tratamento dos nossos resíduos se relaciona diretamente com esse conceito.

O conceito amplo de sustentabilidade, considerando seus aspectos sociais, econômicos e ambientais, foi sendo trabalhado ao longo dos últimos quatro anos no presente trabalho. Volumes significativos de resíduos orgânicos são gerados em atividades aquícolas, compondo grande problemática ambiental quando o descarte dos mesmos é feito inadequadamente, realidade facilmente observada em diversos empreendimentos aquícolas, sejam eles de produção, processamento ou pesquisa científica.

Diversos tratamentos são possíveis para esses resíduos orgânicos, no entanto a PNSR sugere como principal metodologia a ser aplicada a compostagem, visto que este é um método que se enquadra para os mais diversos tipos de resíduos. Mesmo assim, atualmente algumas entidades de pesquisa e produção não consideram a compostagem como método para tratamento de resíduos orgânicos, sugerindo outros tratamentos como por exemplo a incineração ou a digestão anaeróbia desses resíduos, tratamentos que por muitas vezes são menos adequados ou menos eficientes em comparação à compostagem. Desta maneira, os resultados do presente trabalho servirão de embasamento técnico e científico para tomadas de decisão futuras acerca do tratamento de resíduos orgânicos em diversos setores de produção, processamento e pesquisa científica em aquicultura.

Os resultados obtidos no primeiro estudo permitiram preencher uma lacuna do conhecimento referente ao manejo de leiras de compostagem com carcaças de animais aquáticos. Poucos trabalhos técnicos e científicos exploraram a compostagem com carcaças de peixes e de outros organismos, no entanto o dia a dia do processo de

compostagem em si quase sempre é omitido nessas publicações, tornando difícil a replicação dos resultados obtidos.

Mesmo sendo um dos métodos mais antigos de tratamento de resíduos orgânicos, a compostagem necessita de diferentes técnicas de manejo de acordo com o resíduo tratado, como descrito em detalhes no primeiro capítulo desta tese. Ao longo do desenvolvimento deste primeiro estudo, realizamos diversas visitas técnicas em pisciculturas, nas quais os respectivos gestores desejavam adotar a compostagem para gerir seus resíduos. Assim, foi possível aplicar diretamente nessas propriedades os resultados obtidos neste primeiro estudo.

Além disso, a criação do Setor de Compostagem no Caunesp - feito este possível com o esforço dos membros do Laboratório de Compostagem e com o apoio da diretoria, permitiu que o sistema de compostagem adotado servisse como modelo para outros empreendimentos aquícolas. O Setor está em pleno funcionamento e, desde o ano de 2017 quando foi criado, mais de quatro toneladas de resíduos de animais aquáticos já foram manejadas no local.

O produto final da compostagem é o composto orgânico, resultado de um processo de decomposição microbológica no qual os materiais inicialmente dispostos são reduzidos em volume, levando a uma consequente concentração de nutrientes. O segundo estudo desenvolvido neste trabalho avaliou o potencial da aplicação de compostos orgânicos produzidos com resíduos de animais aquáticos no solo, visando a disponibilização de nitrogênio no solo ao longo do tempo. Uma das vantagens de se utilizar resíduos animais na compostagem é a obtenção de compostos ricos em nitrogênio e com baixa relação C/N, em comparação a compostos produzidos apenas com resíduos vegetais.

Após a incorporação dos compostos no solo, houve rápida disponibilização de nitrogênio mineral, seguida de uma liberação lenta e contínua até 210 dias depois. Devido à baixa relação C/N encontrada nos compostos orgânicos produzidos, foi possível observar um predomínio do processo de mineralização ao invés de imobilização do nitrogênio. Esse resultado é muito interessante, pois pode-se considerar a utilização destes compostos para diversas culturas agrícolas, planejando-se as taxas de incorporação ao longo do tempo de modo a suprir as necessidades das plantas, evitando-se ao mesmo tempo a perda de N no ambiente por lixiviação.

Os dois últimos capítulos deste trabalho trouxeram novas informações acerca do tratamento de resíduos de animais da aquicultura com larvas de BSF, tecnologia inovadora que vem sendo amplamente explorada mundialmente. Foi demonstrado que carcaças de peixes podem ser tratadas por esses organismos em combinação com outro tipo de resíduo, como resíduos de pães. Pequenas inclusões desses resíduos no tratamento permitem acelerar o crescimento das larvas e acumular proteínas nas mesmas, elevando conseqüentemente seu valor de mercado.

Segundo dados da Associação Brasileira da Piscicultura (PeixeBR), a produção brasileira de peixes em 2018 superou 720 mil toneladas, representando o maior grupo de animais aquáticos produzidos. Em comparação com outros tipos de resíduos sólidos (e.g. resíduos domiciliares ou de indústrias processadoras de diferentes gêneros alimentícios), os resíduos da aquicultura representam apenas uma pequena porcentagem destes, fazendo com que inclusões mínimas desse resíduo sejam suficientes para tratá-los de maneira adequada por este método, solucionando o problema do descarte inadequado.

No último capítulo desta tese, foi possível corroborar os resultados obtidos no terceiro capítulo em relação ao andamento do tratamento de resíduos da aquicultura com larvas de BSF, e também preencher uma lacuna do conhecimento referente à sanitização desses resíduos ao longo do tempo - os quais comumente possuem altas cargas microbianas ao longo do processo de decomposição - e como diferentes regimes alimentares afetam o processo de sanitização.

O tratamento de resíduos com larvas de BSF pode ser realizado adotando-se diferentes métodos em relação ao fornecimento dos mesmos para as larvas. Diferentes estudos mostraram a capacidade das larvas em reduzir a incidência desses microrganismos. Nossos resultados complementam essas informações da literatura, revelando que, mesmo frente à alta capacidade de redução desses microrganismos que as larvas de BSF possuem, os resíduos do tratamento e a biomassa de larvas não estarão necessariamente sanitizados, pois os microrganismos podem resistir após o tratamento, mesmo em baixas concentrações. Desta maneira, é altamente recomendado que um pós-tratamento seja realizado nesses resíduos de modo a tornar segura sua utilização em outras atividades.

Os resultados obtidos neste estudo certamente serão úteis no que diz respeito ao tratamento dos resíduos orgânicos de animais da aquicultura. Atualmente no Brasil, a

maior parte dos resíduos oriundos do processamento de peixes é destinada para a produção de farinhas e óleos em graxarias, as quais compram esses resíduos em grandes volumes. Já os resíduos da mortalidade dos peixes ao longo do processo produtivo são comumente descartados na água ou enterrados no solo, próximo às produções, compondo grande problemática ambiental. Neste caso, a compostagem se mostra altamente eficiente para gerir tais resíduos, assim como o tratamento com larvas de BSF, visto que mesmo que as carcaças estejam com alto grau de decomposição, as mesmas são capazes de consumi-las e converter seus nutrientes em biomassa.