

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONEGÓCIOS**

**DESEMPENHO AMBIENTAL DA PRODUÇÃO DE PEIXES EM VIVEIROS
ESCAVADOS**

**DOURADOS/MS
2016**

EVERTON VOGEL

**DESEMPENHO AMBIENTAL DA PRODUÇÃO DE PEIXES EM VIVEIROS
ESCAVADOS**

Projeto de dissertação apresentado à Universidade Federal da Grande Dourados – Faculdade de Administração, Ciências Contábeis e Economia, para obtenção do Título de Mestre em Agronegócios.

ORIENTADORA: Profa. Dra. Juliana R.Carrijo Mauad

Co-orientador: Dr. Clandio Favarini Ruviaro

Co-orientadora: Dra. Tarcila Souza de Castro Silva

DOURADOS/MS

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

V888d Vogel, Everton.

Desempenho ambiental da produção de peixes em viveiros escavados. / Everton Vogel. – Dourados, MS : UFGD, 2016.

59f.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Juliana R. Carrijo Mauad.

Dissertação (Mestrado em Agronegócios) – Universidade Federal da Grande Dourados.

1. Impacto ambiental. 2. Avaliação do ciclo de vida. 3. Aquicultura. I. Título.

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central – UFGD.

©Todos os direitos reservados. Permitido a publicação parcial desde que citada a fonte.

UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS
FACULDADE DE ADMINISTRAÇÃO, CIÊNCIAS CONTÁBEIS E
ECONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONEGÓCIOS

EVERTON VOGEL

DESEMPENHO AMBIENTAL DA PRODUÇÃO DE PEIXES EM VIVEIROS
ESCAVADOS

BANCA EXAMINADORA

ORIENTADORA: Profa. Dra. Juliana R. Carrijo Mauad - UFGD

Prof. Dr. Clandio Favarini Ruviaro - UFGD

Dr. Luis Antonio Kioshi Aoki Inoue - Embrapa

Outubro de 2016

EVERTON VOGEL

**DESEMPENHO AMBIENTAL DA PRODUÇÃO DE PEIXES EM VIVEIROS
ESCAVADOS**

Esta dissertação foi julgada e aprovada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Agronegócios com área de Concentração em Agronegócios e Desenvolvimento no Programa de Pós-Graduação em Agronegócios da Universidade Federal de Grande Dourados.

Dourados (MS), ____ de _____ de ____.

Prof. Dr. Clandio Favarini Ruviaro
Coordenador do Programa

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Juliana R. Carrijo Mauad
Universidade Federal da Grande Dourados - UFGD

Prof. Clandio Favarini Ruviano
Universidade Federal da Grande Dourados - UFGD

Dr. Luis Antonio Kioshi Aoki Inoue
Embrapa Agropecuária Oeste

À minha parceira, Miriam Friske que me deu força e suporte em todos os momentos da minha caminhada.

Para meus pais, que me ensinaram a superar as dificuldades através do trabalho.

Ao meu irmão, por sua amizade, que se mantenha forte até o fim.

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal da Grande Dourados, através do Programa de Mestrado em Agronegócios da Faculdade de Administração, Ciências Contábeis e Economia, pela oportunidade expandir minha visão do mundo.

Aos professores que realmente se preocuparam em mostrar os caminhos da verdadeira ciência para as mentes inquietas.

Aos colegas da salinha, muito obrigado pela força, longas discussões e gargalhadas.

À minha orientadora Juliana R. Carrijo Mauad, por me dar suporte a cada estágio da minha caminhada.

À Dra. Tarcila Souza de Castro Silva por aceitar o desafio de explorar novas ideias.

Ao professor Clandio por todos os ensinamentos, conselhos e amizade.

À todas as pessoas que de certa forma cooperaram para eu alcançar mais este degrau na minha caminhada. Seria impossível nomear todos aqui, pois, muitos tiveram a contribuição de apenas uma conversa, enquanto outros se tornaram amigos de coração.

A grande força que rege o universo e vem intrigando a mente humana por milhões de anos.

“Nicht das Beginnen wird belohnt, sondern einzig und allein das Durchhalten. (Katharina von Siena).

RESUMO

No estudo da sustentabilidade das cadeias de suprimentos do agronegócio é fundamental conhecer as interações ambientais em cada elo da cadeia. A Avaliação do Ciclo de Vida é uma das metodologias mais indicadas para a avaliação da sustentabilidade ambiental de sistemas produtivos, proporcionando suporte para o desenvolvimento mais sustentável das cadeias do agronegócio. O objetivo com este estudo foi analisar a sustentabilidade ambiental da produção de peixes em tanques escavados na microrregião de Dourados, estado de Mato Grosso do Sul. Para atingir o objetivo principal foi utilizada a avaliação do ciclo de vida para calcular os potenciais de impactos ambientais relacionados ao aquecimento global, eutrofização, acidificação e demanda acumulada de energia. Os resultados do presente estudo indicam que o uso desta metodologia para avaliar a sustentabilidade ao nível da fazenda permite captar pontos fracos e fortes das questões ambientais avaliadas. Adicionalmente, os resultados proporcionam informações relevantes que podem ser utilizados por empresas, agência de pesquisas, formuladores de políticas públicas e outros agentes para identificação de oportunidades de garantia do desenvolvimento mais sustentável nos próximos anos.

Palavras-chave: Impacto ambiental, avaliação do ciclo de vida, aquicultura.

Abstract

To study the sustainability of agribusiness supply chains is crucial to understand the environmental interactions in each stage of the supply chain. Life Cycle Assessment is one of the most suitable methodologies for assessing environmental sustainability of production systems. The aim of this study was to analyze the environmental sustainability of fish production in ponds in the micro region of Dourados, State of Mato Grosso do Sul. To achieve the main objective of the study life cycle assessment was used to calculate the potential of impacts related to global warming, eutrophication, acidification and cumulative energy demand. The results of this study indicate that the use of this methodology for assessing sustainability at the farm level captures strengths and weaknesses of the evaluated environmental issues. In addition, the results provide relevant information that can be used by companies, research agencies, policy makers, and other stakeholders to identify key opportunities to ensure a more sustainable development in the coming years.

Keywords: environmental impact, life cycle assessment, aquaculture.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Fronteiras do sistema: ACV do berço ao portão da fazenda da Tilápia, Pacu e Surubim produzidos em viveiros escavados em sistema semi-intensivo.	30
Figura 2 Localização do estado em que o empreendimento está localizado ...	31
Figura 3 Comparação da contribuição relativa das categorias de impactos para cada espécie	40
Figura 4 Contribuições para o potencial de aquecimento global	41
Figura 5 Contribuições para o potencial de eutrofização	43
Figura 6 Contribuições para o potencial de acidificação	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Ingredientes, estado de origem e referência para as matérias primas utilizadas pela indústria de ração	32
Tabela 2 Composição estimada das rações utilizadas para produzir Tilápia, Pacu e Surubim de acordo com o teor de proteína bruta.....	34
Tabela 3 Desempenho zootécnico das espécies avaliadas	35
Tabela 4 Inventário de insumos para a produção de uma tonelada de tilápia, pacu e surubim.....	36
Tabela 5 Sumário da avaliação de impacto das categorias estudadas.....	38

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ACV: Avaliação do ciclo de vida

AP: Potencial de acidificação

ASCV: Avaliação sustentável do ciclo de vida

C: Carbono

CED: Demanda acumulada de energia

CH₄: Gás metano

CO₂: Dióxido de carbono

EP: Potencial de eutrofização

GEE: Gases de efeito estufa

GWP: Potencial de aquecimento global

IPCC: International Panel of Climate Change

N₂O: Óxido Nitroso

NDT: Nutrientes digestíveis totais

ONU: Organização das Nações Unidas

PB: Proteína bruta

SETAC: Society of Environmental Toxicology and Chemistry

UF: Unidade funcional

UNEP: United Nations Environmental Programme

SUMÁRIO

Capítulo I	15
1. Introdução Geral.....	16
1.1 Conceito de sustentabilidade.....	17
1.2 Análise do problema.....	19
1.3 Metodologia	21
2 Objetivos	22
Capítulo II	24
Análise comparativa da sustentabilidade ambiental entre Tilápia, Pacu e Surubim.....	25
Resumo	25
Abstract	25
1. Introdução	26
2. Métodos.....	29
2.1 Definição de objetivo e escopo.....	29
2.2 Inventário do ciclo de vida	30
2.2.1 Matéria prima para produção de ração	31
2.2.2 Produção de Ração.....	33
2.2.3 Sistema de produção.....	34
2.2.4 Emissão de nutrientes nos tanques de produção.....	36
2.3 Categorias de impacto avaliadas	36
3. Resultados e discussões.....	38
3.1 Potencial de Aquecimento Global	40
3.2 Potencial de Eutrofização.....	42
3.3 Potencial de Acidificação.....	44
3.4 Demanda de Energia Acumulada.....	46
3.5 Demanda de água e área.....	47
3.6 Avaliação das incertezas.....	47
4 Considerações finais	49
Capítulo III	50
Conclusão geral	51
Referências	52

CAPITULO I

1. INTRODUÇÃO GERAL

As cadeias de suprimentos de pescado desempenham uma função indispensável na oferta mundial de alimentos e emprego (BÉNÉ et al., 2015; FAO, 2016). Projeções da Organização das Nações Unidas (ONU) para o crescimento populacional indicam que 9,7 bilhões de pessoas deverão habitar o planeta até o ano de 2050 (UN, 2015). O crescimento populacional aliado ao aumento da renda e urbanização, principalmente nos países em desenvolvimento, deverá elevar a demanda por alimentos em mais de 70% até a metade deste século (ALEXANDRATOS; BRUINSMA, 2012). Embora a expansão e intensificação da produção sejam necessárias para atender essa demanda, os impactos negativos resultantes dessas ações tem exercido forte pressão sobre o meio ambiente e a sociedade (FOLEY *et al.*, 2011; BOLAND *et al.*, 2013)

De maneira geral, o desflorestamento e o esgotamento dos recursos naturais como água e solo aliados à poluição colocam diversos ecossistemas em risco, diminuindo uma série de serviços ambientais¹ (BUTCHART et al., 2010). Além disso, problemas de saúde, possivelmente vinculados ao uso indiscriminado de agroquímicos, más condições de trabalho, e relações negativas com diversas comunidades tem desencadeado problemas sociais nas áreas rurais (KONING; ROBBINS, 2005).

Na aquicultura², os problemas anteriormente citados, se tornam cada vez mais relevantes a medida que a produção é intensificada (FRANKIC; HERSHNER, 2003; SUBASINGHE; SOTO, DORIS; JIA, 2009; BUSH *et al.*, 2013; POMEROY; DEY; PLESHA, 2014). Porém, uma série de ações podem ser utilizadas para garantir a sustentabilidade futura da aquicultura (KLINGER; NAYLOR, 2012; DIANA *et al.*, 2013). Para garantir que as melhores ações sejam tomadas frente ao desenvolvimento sustentável da aquicultura, a geração de informações que permita avaliar questões ambientais e socioeconômicas de um

¹ *Final ecosystem services are components of nature, directly enjoyed, consumed, or used to yield human well-being* (BOYD; BANZHAF, 2007).

² O termo aquicultura adotado aqui refere-se ao usado pela FAO (2014) como sendo, a produção de organismos aquáticos, incluindo peixes, crustáceos, moluscos e plantas.

mesmo sistema produtivo se torna essencial (ANDERSON *et al.*, 2015; SCHINDLER; GRAEF; KÖNIG, 2015).

1.1 Conceito de sustentabilidade

O marco conceitual para o termo desenvolvimento sustentável foi publicado no relatório de Brundtland em 1987. Neste relatório a definição mais utilizada de desenvolvimento sustentável foi apresentada como “o desenvolvimento que satisfaz as necessidades das gerações presentes sem comprometer a capacidade das gerações futuras satisfazerem suas próprias necessidades”(BRUNDTLAND *et al.*, 1987). Embora este seja o conceito de desenvolvimento sustentável mais difundido, ele ainda necessita de uma interpretação com melhor aceitação global (DIETZ; NEUMAYER, 2007). Devido à falta de integração das dimensões econômicas e sociais, já discutidas no relatório de 1987, em 1994 John Elkington apresentou a visão de que o desenvolvimento sustentável deve ser sustentado por três pilares “*triple bottom line*” formados pelas relações econômicas, ambientais e sociais (ELKINGTON, 2001).

Com o passar do tempo uma série de definições sobre desenvolvimento sustentável foram elaboradas (CREMASCHI, 2016). A maioria destas definições suportam a ideia das três dimensões (ambiental, econômica e social) (POPE *et al.*, 2004). Estudos sobre o desenvolvimento sustentável tiveram grande avanço ao utilizarem a teoria do capital para analisar o tema. Estes teóricos assumem que o capital pode ser representado por cada um dos pilares ou dimensões apresentados por Alkington (ATKINSON, 2008). Assim, temos o capital natural, representado pelos recursos providos pela natureza; o capital humano, representados por toda a herança sociocultural adquirida durante o desenvolvimento da raça humana; e o capital criado pelo homem, composto pelos bens criados pelo homem (EKINS *et al.*, 2003; DIETZ; NEUMAYER, 2007).

As discussões sobre a interação entre as três formas de capital levantaram questões sobre a possibilidade de uma forma de capital ser substituída por outra ou não. A partir deste ponto, uma divergência na visão de

sustentabilidade ocorreu, surgindo então a ideia de “sustentabilidade fraca” e “sustentabilidade forte” (EKINS *et al.*, 2003; DIETZ; NEUMAYER, 2007).

A sustentabilidade fraca apoia-se na ideia de que uma determinada forma de capital pode ser substituída por outra, desde que a soma dos capitais resultantes seja igual ao inicial e que estas permaneçam para as gerações futuras. Dessa forma, o capital criado pelo homem, pode por exemplo, substituir o capital natural e social. Por outro lado, a sustentabilidade forte assume que as três formas de capital devem ser preservadas para as gerações futuras, e que apenas partes deste capital pode ser transformado sem perdas (STERN, 1997; ATKINSON, 2008). Muitas formas de capital natural fornecem serviços ecológicos que nunca poderiam ser substituídos por capital produzido pelo homem. Capital natural críticos, como a água, a biodiversidade, a camada de ozônio por exemplo, dão suporte à vida na terra e dificilmente podem ser substituídos (EKINS *et al.*, 2003).

Ao analisar as cadeias agroalimentares, observa-se a forte relação que elas possuem com a discussão acima apresentada (FIGGE; HAHN, 2004). Com base nas dimensões ambientais, econômicas e sociais, é possível fazer a análise de toda ou parte de uma determinada cadeia produtiva. Com a inclusão da visão de sustentabilidade forte, assume-se que cada um dos elos e dimensões que compõe a cadeia deve ter um desempenho mínimo aceitável para que tal cadeia seja considerada sustentável. Ao contrário, na visão da sustentabilidade fraca, a deficiência em um dos elos da cadeia ou em uma das dimensões pode ser compensada em outra, pois nesta visão o importante é que o balanço ao final do processo seja positivo (FIGGE; HAHN, 2004).

Com a evolução das discussões sobre sustentabilidade, ficou evidente a complexidade prática envolvida no estudo e aplicação do conceito (POPE *et al.*, 2004). Assim, existe a necessidade de conhecer melhor os ganhos e perdas que acontecem nos ecossistemas trazidos pela intervenção do homem, com objetivo de produção de alimentos e fibras (DOMINATI; PATTERSON; MACKAY, 2010). Devido a necessidade de utilização de água e muitas vezes áreas de várzea ou costeira para produção de peixes essa atividade torna-se extremamente relevante do ponto de vista ambiental (GARMENDIA *et al.*, 2010; FAO, 2016).

Um dos elementos fundamentais ao estudar uma cadeia ou parte dela é a definição clara de sustentabilidade para o estudo proposto (POPE *et al.*, 2004).

Dessa forma, o conceito de aquicultura sustentável adotado para a condução do presente estudo foi: a produção de organismos aquáticos de forma rentável, e que tenha uma relação positiva e contínua com o ecossistema e as comunidades na qual está inserida. Ademais, os produtos oriundos da produção devem ser adequados para o consumo, estando de acordo com as exigências de segurança alimentar (WURTS, 2000; REY-VALETTE *et al.*, 2008; VALENTI; KIMPARA; PRETO, 2011).

1.2 Análise do problema

A pesca de captura exerceu por séculos um papel fundamental no suprimento mundial de pescado, assegurando alimento e renda para milhões de pessoas (BÉNÉ *et al.*, 2015). No entanto, uma queda gradual nos volumes capturados foi registrado após esta atividade atingir seu pico máximo em 1996. O volume pescado caiu de 130 milhões de toneladas em 1996 para 108 milhões em 2010 (PAULY; ZELLER, 2016). Essa queda no estoque natural de peixe foi resultado de uma série de questões, principalmente pela ação do homem (pesca exploratória, pesca ilegal, mudanças climáticas, acidificação dos oceanos e destruição dos habitats marinhos). Com isso, mais de 50% das espécies de interesse econômico já foram pescadas além da capacidade de recuperação, e outras muitas correm o risco de chegarem na mesma situação (ASCHE, 2011; FAO, 2014).

O aperfeiçoamento da aquicultura permitiu preencher a lacuna deixada pela queda de pescado nos estoques naturais suprimindo a crescente demanda. A aquicultura se destaca atualmente como o setor de produção de alimentos que mais cresce no mundo. O setor apresentou um crescimento médio anual de 8,6% entre os anos de 1980 e 2012. Dessa forma, a aquicultura despontou como negócio promissor, gerando renda e contribuindo para a segurança alimentar, principalmente nos países em desenvolvimento (FAO, 2014; BÉNÉ *et al.*, 2015).

A produção mundial da aquicultura em 2013 foi superior a 70 milhões de toneladas, representada principalmente pela produção de peixes e camarões. Os países com maior produção se localizam no continente Asiático, com destaque para a China, que detém 61,6% da produção mundial. Acredita-se que

mais da metade de todo o pescado consumido mundialmente já seja oriundo da aquicultura (FAO, 2015).

O Brasil ocupa a 12ª posição no ranking dos maiores produtores mundiais de pescado (FAO, 2015a). A piscicultura, ou seja, a produção de peixes cresceu consideravelmente nos últimos anos. Em 2014, o país produziu 474 mil toneladas de pescado oriundos da piscicultura, um aumento de 20% em comparação ao ano anterior (IBGE, 2015). A produção de pescado no Brasil é principalmente composta pela produção de peixes de água doce, cultivados em viveiros escavados ou tanques rede instalados em reservatórios particulares ou águas da união. O Brasil possui mais de 8500 km de costa marítima e a maior reserva de água doce do mundo (BUENO et al., 2015). Além disso, as condições climáticas favoráveis e a disponibilidade de matérias primas para a produção de ração dão plena condição para o avanço da aquicultura nacional (CREPALDI et al., 2006; SIDONIO et al., 2012).

Certamente o desenvolvimento da aquicultura nas próximas décadas será fundamental para a disponibilidade de alimentos para a crescente população mundial (BÉNÉ et al., 2015; DÍAZ et al., 2015; KOBAYASHI et al., 2015). Por este motivo, o desenvolvimento do setor está diretamente ligado com algumas das principais Metas para Desenvolvimento Sustentável publicadas pela ONU (OSBORN; CUTTER; ULLAH, 2015). Contudo, sobrevém uma gradativa preocupação com os impactos causados pela aquicultura, gerando dúvidas sobre a sustentabilidade das cadeias de suprimentos de pescado (FRANKIC; HERSHNER, 2003; DIANA et al., 2013). Entre os impactos mais relevantes está a pressão sobre os ecossistemas causada pela intensificação da atividade; a interação entre produtores e comunidades ao longo das bacias hidrográficas onde a produção ocorre; e as relações econômicas entre os agentes das cadeias de suprimentos (NAYLOR et al., 2000; FRANKIC; HERSHNER, 2003; SUBASINGHE; SOTO; JIA, 2009; BOSTOCK et al., 2010; CAO et al., 2015; DIANA et al., 2013).

Com a ascensão deste problema, a adaptação e o desenvolvimento de metodologias para avaliação da sustentabilidade na aquicultura tem seguido vários caminhos. Assim, é possível encontrar estudos utilizando diferentes metodologias, como por exemplo: pegada de carbono (FOLKE et al., 1998), pegada hídrica (PAHLOW et al., 2015), avaliação do ciclo de vida (AUBIN et al.,

2006; SAMUEL-FITWI et al., 2013; HENRIKSSON et al., 2015), análise de energia (CAVALETT; DE QUEIROZ; ORTEGA, 2006), e conjunto de indicadores (REY-VALETTE, et al., 2008; MOURA; VALENTI; HENRY-SILVA, 2016).

Considerando que a aquicultura nacional está em plena expansão, a escolha de ferramentas e metodologias para avaliar a sustentabilidade dos diversos elos da cadeia são necessárias (SUBASINGHE; SOTO; JIA, 2009). A avaliação do ciclo de vida tem se destacado como uma metodologia apropriada para a avaliação de questões ambientais relacionadas com a produção de peixes (HENRIKSSON, et al., 2012; CAO; DIANA; KEOLEIAN, 2013;). Assim, a ACV pode ser utilizada para sustentar a visão do desenvolvimento sustentável e intensificação da aquicultura brasileira (OSTRENSKY; BORGHETTI; SOTO, 2007; RESENDE, 2009).

1.3 Metodologia

Avaliação do ciclo de vida é atualmente uma das metodologias mais utilizadas para avaliação de impactos ambientais de produtos e sistemas produtivos (RUVIARO et al., 2012). A ACV segue uma estrutura composta por quatro fases: a) definição de objetivo e escopo; b) inventário do ciclo de vida; c) avaliação dos impactos do ciclo de vida; e d) interpretação dos resultados; estas fases devem ser abordados de forma integrada, permitindo adequações constantes no decorrer do da execução do projeto (ISO 14044, 2006; ISO 1440, 2006).

Esta metodologia permite a avaliação de possíveis impactos ambientais através da análise do inventário de entradas e saídas de determinado sistema. Com isso, a ACV permite a avaliação de diversos impactos de caráter tanto locais como regionais. A ACV evoluiu de uma série de iniciativas, durante a década 1960 até o final 1980, com a intensão principal de avaliar os impactos na produção e processos industriais (ANDERSSON; OHLSSON; OLSSON, 1994). Na década de 1990 o uso da ACV expandiu-se para outras áreas, e os primeiros trabalhos na área de produtos alimentares foram publicados (ROY et al., 2009).

O primeiro estudo de ACV voltado para a cadeia de suprimentos da aquicultura foi realizado por Papatryphon *et al.*(2004), analisando a produção de

ração para a produção de salmão. Desde então, a ACV tem se destacado como uma ferramenta muito útil para a avaliação do potencial de impactos ambientais importantes na aquicultura. Impactos como o potencial de aquecimento global, eutrofização, acidificação e demanda acumulada de energia são os mais recorrentes nos estudos de ACV (HENRIKSSON et al., 2012; CAO; DIANA; KEOLEIAN, 2013). No Brasil, o uso da ACV na aquicultura se limitam a apenas alguns estudos. Casaca (2008) avaliou a produção de peixes alimentados com capim, Alvarenga et al. (2012) estudou a produção de ostras, e a produção de camarões foi abordada por Santos et al. (2015).

2 OBJETIVOS

O objetivo geral do presente estudo foi avaliar o desempenho ambiental da produção de peixes em viveiros escavados.

Para contemplar o objetivo geral os seguintes objetivos específicos foram propostos:

1. Quantificar e avaliar a performance ambiental de cada fase de produção, e identificar os impactos de maior significância;

2. Comparar o desempenho ambiental entre as espécies estudadas;

A presente dissertação é composta pela introdução geral, que é seguida por um artigo e a conclusão geral.

O artigo apresenta uma análise comparativa do desempenho ambiental entre Tilápia (*Oreochromis niloticus*), Pacu³ e Surubim⁴ com auxílio da

³ Pacu normalmente é o nome comum de várias espécies nativas do Brasil da família Serrasalmid. As principais espécies cultivadas comercialmente são *Colossoma macropomum*, *Piaractus mesopotamicus*, *Piaractus brachypomus* e seus híbridos. Os híbridos são difíceis de identificar morfológicamente, o que dificulta seu reconhecimento a campo (HASHIMOTO et al., 2012). Neste estudo o nome Pacu será utilizado para referir-se ao híbrido *Piaractus mesopotamicus* x *Piaractus brachypomus*, cruzamento mais utilizado na região de estudo.

⁴ Surubim é o nome comum de uma série de espécies nativas do Brasil do gênero *Pseudoplatystoma*, representadas em cultivos comerciais principalmente pela cachara (*P. reticulatum*) pintado (*P. corruscans*), carapari (*P. tigrinum*) e híbridos destas espécies (HASHIMOTO et al., 2012). No presente estudo o nome Surubim será utilizado para referir-se ao híbrido entre *Pseudoplatystoma fasciatum* x *Pseudoplatystoma corruscans*, cruzamento mais utilizado na região de estudo.

metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida. A análise englobou toda a produção e transporte de insumos e energia: a produção de peixes nos empreendimentos até o momento da despesca tendo como fronteiras do sistema uma visão do berço até o portão da fazenda. As comparações entre as espécies estudadas foram realizadas, e os *hotspots* na produção de peixes são apresentados e discutidos. Os resultados poderão ser utilizados na formulação de estratégias para mitigar os impactos ambientais da produção de peixe e tornar a cadeia mais sustentável.

Na conclusão, as principais novidades trazidas pelo estudo são descritas. Também foi realizada uma análise crítica sobre a metodologia utilizada. Ademais, algumas considerações para o desenvolvimento futuro da piscicultura no estado são apresentadas com recomendações para futuras pesquisas.

CAPITULO II

ANÁLISE COMPARATIVA DA SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL ENTRE TILÁPIA, PACU E SURUBIM

RESUMO

A aquicultura é uma atividade indispensável para suprir a crescente demanda mundial por alimentos. No entanto, as externalidades ambientais negativas que a atividade pode gerar levantam sérias discussões sobre a sustentabilidade da produção aquícola. Dessa forma o objetivo do presente estudo foi fazer uma avaliação comparativa entre o desempenho ambiental das três espécies de peixes mais cultivadas no estado de Mato Grosso do Sul. Foram avaliadas a produção em tanques escavados de Tilápia, Pacu e Surubim. A metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida destaca no estudo dos possíveis impactos ambientais que a produção de peixes pode ocasionar. Dessa forma a Avaliação do Ciclo de Vida serviu como base para a condução deste estudo, ademais, os resultados evidenciaram que as emissões dos potenciais elementos impactantes estão relacionados à produção de rações e que espécies com menor ciclo e hábitos alimentares menos exigentes, causam menor impacto.

Palavras-chave: Impactos ambientais, avaliação do ciclo de vida, aquicultura

ABSTRACT

Aquaculture is a globally important food production sector. However, environmental impacts that this activity can generate are raising many discussions about its sustainability. Thus, the aim of this study was to conduct a comparative assessment of the environmental performance of the main fish species produced in Mato Grosso do Sul state. Data from Tilapia, Pacu, and Brazilian Surubim produced in earthen ponds were used for the analysis. The Life Cycle Assessment (LCA) methodology was adopted to conduct the study. The results show that the bulk of emission are mainly connected with the production of feed compounds. Species with smaller production cycle and less demanding feed generally cause less impact.

Keywords: environmental impact, life cycle assessment, aquaculture.

1. INTRODUÇÃO

O aumento na demanda de pescado e a queda nos estoques naturais de peixes nas últimas décadas alavancaram o desenvolvimento da aquicultura mundial. Com isso, o setor passou a ser considerado como o segmento de produção de alimentos que mais cresce no mundo atualmente. Com produção superior a 70 milhões de toneladas, em 2013, a aquicultura corresponde por ~ 50% da oferta mundial de pescado. Adicionalmente, essa categoria de alimento possui um alto valor de mercado e está entre as *commodities* alimentícias mais comercializadas no mundo (FAO, 2014, 2016). Além de sua importância econômica, a aquicultura desempenha papel fundamental na segurança alimentar, geração de renda e emprego para milhões de pessoas, principalmente, nos países em desenvolvimento (BÉNÉ et al., 2015).

Embora o Brasil possua 8.500 km de costa marítima e a maior reserva de água doce do mundo, somente recentemente o desenvolvimento da aquicultura ganhou suporte no país (BUENO et al., 2015). Com a produção de 562,5 mil toneladas em 2014, o Brasil ocupa a 14ª posição no ranking mundial dos maiores produtores de produtos da aquicultura; destes, ~ 474 mil toneladas foram de peixes (FAO, 2016). Desta forma, o país expandiu sua produção em 20% em comparação ao ano anterior (IBGE, 2015).

A tilápia (*Oreochromis niloticus*) é a espécie mais cultivada no Brasil e representou ~ 42% do volume produzido em 2014. O grupo dos redondos (Pacus) se destacou em segundo lugar, com aproximadamente ~ 41% da produção. Os Surubins ficaram em quarto lugar com 4,3%, logo atrás do grupo das carpas que representaram 4,4% da produção nacional (IBGE, 2015). Pacus e surubins são espécies nativas e não possuem restrições legais para serem produzidas no território nacional, já a Tilápia, por ser uma espécie exótica, não pode ser produzida nos biomas Pantanal e Amazônia - uma das áreas mais promissoras para a produção de peixes. Além disso, o país possui as condições favoráveis de clima e recursos hídricos para o desenvolvimento da aquicultura e, ademais, é um grande produtor de cereais e oleaginosas, insumos básicos para produção de rações (CREPALDI et al., 2006; SIDONIO et al., 2012).

Por outro lado, as evoluções dos métodos de produção ocorridos nas últimas décadas permitiram um aumento significativo na produtividade no cultivo

de peixes. Modelos de produção extensivos baseados em alimentação natural foram substituídas por métodos semi-intensivos e intensivos, fortemente dependentes de rações comerciais e equipamentos elétricos necessários para renovação de água e aeração dos ambientes de produção. Em consequência a esta intensificação, sobrevém uma gradativa preocupação com os impactos ambientais, sociais e econômicos causados pela aquicultura. Sobretudo impactos ambientais causados pela descarga de nutrientes oriundos dos ambientes de produção, uso de energia e o aumento na demanda de recursos naturais para a produção de rações concentradas.

Assim, dimensionar esses potenciais impactos requer o uso de ferramentas como a Avaliação do ciclo de vida (ACV). A ACV atualmente é uma das metodologias mais utilizadas para avaliação de impactos ambientais de produtos e sistemas produtivos (RUVIARO et al., 2012). A ACV evoluiu de uma série de iniciativas durante a década 1960 até o final da década de 1980, com o propósito de avaliar os impactos na produção e processos industriais (ANDERSSON; OHLSSON; OLSSON, 1994). Na década de 1990 o uso da ACV expandiu-se para outras áreas, e os primeiros trabalhos na área de produtos alimentares foram publicados (ROY et al., 2009).

O primeiro estudo de ACV voltado para a cadeia de suprimentos da aquicultura foi realizado por Papatryphon et al., (2004), o qual analisou a produção de ração para a produção de salmão na França. Desde então, a ACV tem se destacado como uma ferramenta muito útil para a avaliação do potencial de impactos ambientais importantes na aquicultura. Categorias de Impactos como o Potencial de Aquecimento Global, Eutrofização, Acidificação e Demanda Acumulada de Energia são as mais recorrentes nos estudos de ACV (HENRIKSSON et al., 2012; CAO; DIANA; KEOLEIAN, 2013). No Brasil, o uso da ACV na aquicultura se limitam a apenas alguns estudos realizados com peixes (CASACA, 2008), ostras (ALVARENGA et al., 2012) e camarões (SANTOS et al., 2015).

Para proporcionar maior contraste entre os resultados, os estudos que utilizam ACV em produtos industriais e no setor agropecuário focam em comparações entre sistemas produtivos (RUVIARO et al., 2012). Nos estudos realizados nas cadeias de pescado é possível encontrar estudos comparativos entre os diferentes sistemas de criação (PELLETIER, TYEDMERS, 2010; JERBI

et al., 2012), composição de rações (PAPATRYPHON et al., 2004; BOISSY et al., 2011; SAMUEL-FITWI et al., 2013; AVADÍ et al., 2015), grau de melhoramento genético (BESSON et al., 2015), desempenho entre espécies, em mono e policultivos (AUBIN et al., 2009; MUNGGKUNG, et al., 2013; AUBIN et al., 2015) entre outros.

No presente estudo a ACV foi utilizada para quantificar e comparar a desempenho ambiental, do berço ao portão da fazenda, de três espécies de peixe amplamente cultivadas no Brasil (Tilápia, Pacu e Surubim). Estas espécies possuem hábitos alimentares distintos e foram cultivados sobre condições similares de manejo e ambiente. Os objetivos deste estudo foram: 1) quantificar e avaliar a performance ambiental de cada fase de produção das três espécies estudadas, e identificar os impactos de maior significância; 2) comparar a performance ambiental entre as três espécies. De mais a mais, os resultados obtidos podem ser utilizados pelas partes interessadas na cadeia de produção de peixes, a fim de buscar práticas ambientalmente mais sustentáveis. Devido a insipiência de estudos utilizando a ACV na piscicultura brasileira, esta pesquisa procura contribuir para a inserção de *benchmarks*; as quais, permitirão a comparação entre os sistemas produtivos do Brasil com aqueles utilizados em outros países.

2. MÉTODOS

2.1 Definição de objetivo e escopo

Este estudo seguiu a proposta metodológica apresentada pela ISO (*International Organization for Standardization*) para a condução de projetos baseados na avaliação do ciclo de vida. A ACV segue uma estrutura composta por quatro fases: a) definição de objetivo e escopo; b) inventário do ciclo de vida; c) avaliação dos impactos do ciclo de vida; e d) interpretação dos resultados; estas fases devem ser abordados de forma integrada, permitindo adequações constantes no decorrer do da execução do projeto (ISO 14044, 2006; ISO 1440, 2006).

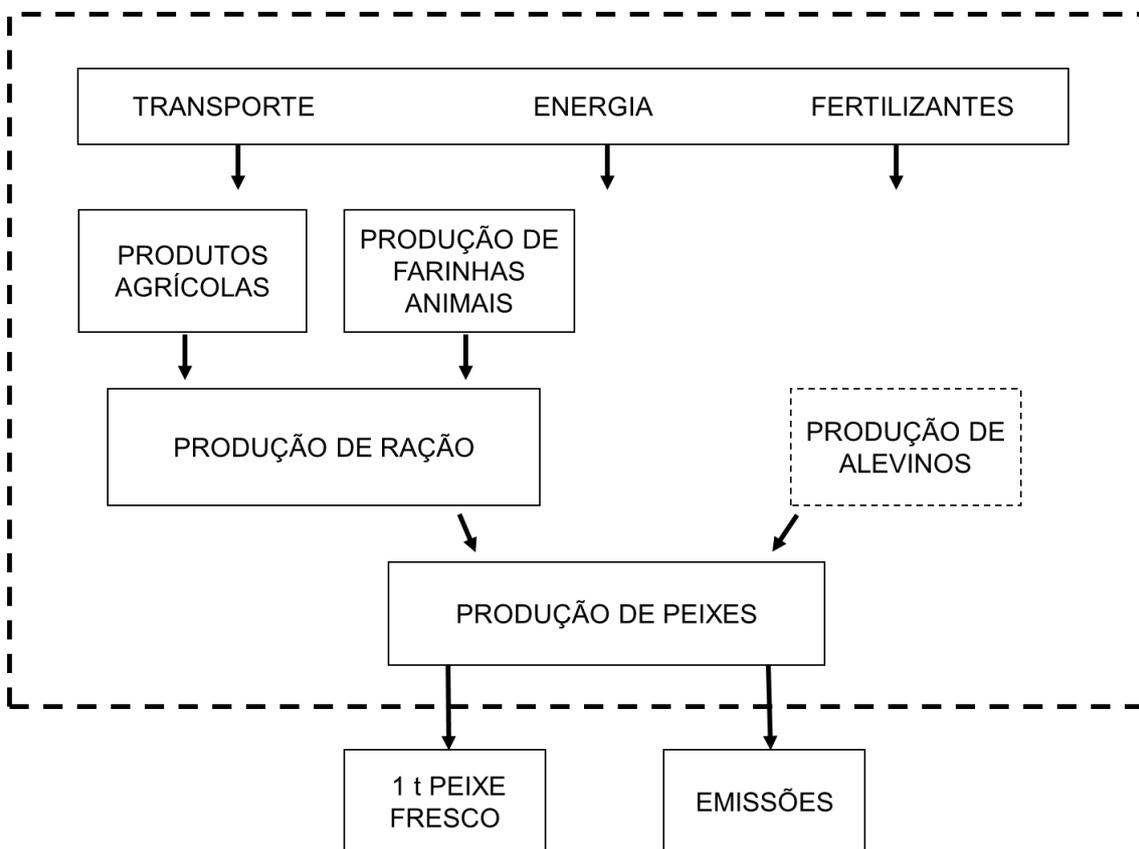
O uso de recursos e as respectivas emissões (solo, água e ar) para a produção de determinado produto são computadas no inventário do ciclo de vida. Através de modelos, as emissões são multiplicadas por fatores de caracterização. Após, obtém-se o potencial de impacto para as categorias avaliadas. Em posse dos resultados, a identificação de *hotspots*, a comparações entre produtos, ou a fixação de *benchmarks*, dão suporte às tomadas de decisões para a mitigação dos impactos avaliados (GUINÉE, 2002).

Com base em registros de vários lotes de produção foram modelados cenários comparando a performance ambiental entre Tilápia, Pacu e Surubim. A produção foi realizada em viveiros escavados em um sistema semi-intensivo. Neste estudo foi utilizada como Unidade Funcional (UF): 1(uma) tonelada de peixe vivo pronto para o abate no portão da fazenda. Dada essa abordagem, a análise é considerada como do berço ao portão da fazenda. O método de alocação utilizado para a condução do presente estudo foi o de massa (HENRIKSSON et al., 2015).

Com a fronteira do sistema do berço ao portão da fazenda, a abordagem envolve principalmente três estágios: a produção e o processamento de matéria primas, a fabricação das rações formuladas e as operações de produção na fazenda (Figura 1). O transporte foi considerado em todas as etapas. A construção das instalações, fabricação dos equipamentos e medicamentos não foram considerados. A produção de alevinos não foi incluída devido à escassez

de dados e pela baixa representatividade no sistemas avaliados (BOSMA; ANH; POTTING, 2011).

Figura 1 - Fronteiras do sistema: ACV do berço ao portão da fazenda da criação de Tilápia, Pacu e Surubim produzidos em viveiros escavados em sistema semi-intensivo



2.2 Inventário do ciclo de vida

Dados de vários lotes de produção estocados entre os anos de 2013 e 2015 foram utilizados como suporte para a condução deste estudo. Os dados foram fornecidos por um único produtor localizado no estado de Mato Grosso do Sul - Brasil (Figura 2), nas coordenadas 21°59'51.90"S 54°48'37.34"O. O empreendimento é referência no estado na produção das espécies avaliadas e foi escolhido por manter registros de todas as operações realizadas. Normalmente os produtores não possuem registros de suas atividades, o que dificulta a coleta de dados e aumenta as incertezas dos estudos (AVADÍ et al., 2015; RODRIGUES, 2015).

Figura 2 - Localização do estado em que o empreendimento está localizado



Fonte: pt.wikipedia.org

2.2.1 Matéria prima para produção de ração

O tipo (origem animal ou vegetal) e a origem geográfica das matérias primas são de grande relevância na avaliação dos potenciais impactos ambientais causados pela produção de peixes (BOISSY et al., 2011). O tipo de insumos utilizados para a formulação das rações foi identificado através de visitas à indústria de ração. Como os ingredientes para a formulação de rações podem variar de acordo com sua disponibilidade e custo de aquisição, foram levantados os ingredientes mais utilizados pela indústria nas safras 2014-2015.

Todas as matérias primas, com exceção de vitaminas e alguns minerais (não inclusos na avaliação), foram produzidas no Brasil. Não foi possível inventariar a exata origem geográfica das matérias primas utilizadas durante todo o período de análise. Dessa forma, por meio de informações obtidas junto a indústria, identificamos os principais estados fornecedores e assumiu o transporte das matérias primas da capital de cada estado até a fábrica de ração (Tabela 1). Para o inventário referente ao transporte foram utilizados os processos da base de dados do Ecoinvent®; sendo o processo *lorry 16 t, EURO 4* utilizado para distâncias até 50 Km e *lorry 16 - 32t, EURO 4* para distâncias acima de 51 km.

Tabela 1 - Ingredientes, estado de origem e referência para as matérias primas utilizadas pela indústria de ração

Ingredientes	Origem	Referência
Farelo de soja	Brasil – MS	(CASTANHEIRA et al., 2015)
Quirera de milho	Brasil – MS	ALVARENGA; DA SILVA JÚNIOR; SOARES, 2012)
Farelo de trigo	Brasil – RS	(ECOINVENT, 2016)
Farelo de arroz	Brasil – SC	(AGRI-FOOTPRINT, 2016)
Farinha de carne e ossos	Brasil – MS	(FLORINDO, 2015; ECOINVENT, 2016)
Farinha de peixe - Subproduto	Brasil – SC	(ECOINVENT, 2016)
Farinha de sangue	Brasil – MS	ECOINVENT, 2016; FLORINDO, 2015)
Óleo de peixe	Brasil – SC	(ECOINVENT, 2016)
Óleo de soja	Brasil –SP	(CASTANHEIRA et al., 2015)
Farinha de vísceras	Brasil –PR	(AGRI-FOOTPRINT, 2016) (ALVARENGA et al. 2012)
Farinha de penas	Brasil –PR	(AGRI-FOOTPRINT, 2016) (ALVARENGA et al. 2012)
Sal	-	-

Uma das principais limitações para a condução de ACVs completos no Brasil é a ausência de um banco de inventários nacional (RUVIARO et al., 2012). Dessa forma, na falta de dados regional ou nacional específico para a construção do inventário, o protocolo para médias horizontais proposto por Henriksson *et al.* (2014) foi utilizado. Quando não se encontrou informações no inventário nacional, foram utilizadas as bases de dados internacionais disponíveis no SIMAPRO® (Ecoinvent®, Agri-footprint®). Independentemente da base de dados e da origem do processo ou produto inventariado, utilizou-se o mix de energia nacional para fins de análise (ECOINVENT, 2016).

2.2.2 Produção de Ração

A ração utilizada para a produção das três espécies analisadas foi produzida por apenas uma indústria. O inventário das matérias primas das rações foram coletadas em dois encontros realizados com um dos gestores da fábrica de ração. Com base nos ingredientes utilizados pela indústria, foram estimadas as formulações de acordo com as utilizadas na produção de peixes.

No processo de produção de ração extrusada, as matérias primas são primeiramente moídas em separado, em seguida são misturadas de acordo com a formulação a ser produzida. Após a mistura e para atingir a granulometria desejada, o material é moído e peneirado por mais duas vezes antes de ir para a extrusora. Ao entrar na extrusora a mistura recebe água e vapor e é submetido ao cozimento sob alta pressão. Ao sair da extrusora o material é esfriado e embalado. Para a produção de uma tonelada de ração são utilizados 130 litros de água para o processo e 450 litros para produção de vapor. Além disso, são consumidos aproximadamente 80 kwh de energia elétrica durante o processo (YACOUT; SOLIMAN; YACOUT, 2016).

As rações para peixes são formuladas tendo como principal referência o teor de proteína bruta. Para a produção dos peixes no empreendimento avaliado utilizou-se ração com três níveis de proteína bruta, a saber: 40%, 38% e 32%

(Tabela 2). A escolha da ração a ser fornecida varia de acordo com a fase de criação e a espécie a ser produzida.

Tabela 2 - Composição estimada das rações utilizadas para produzir Tilápia, Pacu e Surubim de acordo com o teor de proteína bruta

Ingredientes/Proteína bruta	40%	38%	32%
Farelo de soja 45%	5	5	20
Quirera de milho	15	15	25
Farinha de trigo	15	15	25
Farelo de arroz	5	5	
Farinha de carne	19	19	20
Farinha de peixe – Subproduto	10	10	
Farinha de sangue	5	5	5
Óleo de peixe	1,5	1,5	
Óleo de soja	5	5	1
Farinha de vísceras	14	15	
Farinha de penas	5	5	
Sal	0,5	0,5	0,5
Premix/minerais	Não informado	Não informado	Não informado

2.2.3 Sistema de produção

A fazenda de produção é composta por um complexo de 160 hectares de viveiros escavados, abastecidos por gravidade. Antes da estocagem os viveiros são esterilizados com cal virgem (34 g/m²). A adubação com (5 g/m²) de ureia é realizada somente nos viveiros destinados a produção de Tilápias, antes da estocagem, para favorecer a produção primária. Os alevinos são estocados em viveiros berçários (~0,8 ha) com peso variando de 1 a 50 gramas aonde permanecem até atingirem entre 150 e 250 g. A partir desta etapa, são transferidos para tanques de engorda com dimensões de ~ 3,5 ha. Surubins e Pacus normalmente passam por mais uma classificação ao atingirem ~ 800 g.

As três espécies apresentam características zootécnicas e comerciais distintas (Tabela 3).

Tabela 3 - Desempenho zootécnico das espécies avaliadas

	Tilapia	Pacu	Surubim
Conversão alimentar aparente	1,55	2,05	2,07
Mortalidade (%)	61	60	60
Peso inicial (g/peixe)	10	8	30
Peso final (g/peixe)	815	1.800	1.340
Dias de cultivo	367	579	508

O fornecimento de alimento foi realizado através do uso de um trator agrícola e segue uma rotina conforme o hábito alimentar de cada espécie. O controle da quantidade de ração fornecida é baseado no peso médio estocado em cada viveiro, temperatura e avaliação do apetite dos peixes pelo alimentador.

A aeração com motores elétricos foi utilizada somente nos tanques berçário, para a produção de Surubins. Quando a capacidade de sustentação dos tanques atinge seu limite, aeradores propelidos por tratores agrícolas são usados até a fase de classificação dos peixes ou despesca do viveiro. Assumiu-se que a troca de água nos tanques foi de 5% ao dia (Gestor do empreendimento, comunicação pessoal). Todas as atividades de manejo e manutenção (alimentação, classificação, roçadas e despesca) foram realizadas com suporte de tratores agrícolas. A Tabela 4 sumariza o inventário dos insumos necessários para a produção de uma tonelada de cada espécie de peixe.

Tabela 4 - Inventário de insumos para a produção de uma tonelada de Tilápia, Pacu e Surubim

Entrada	Unidade	Tilápia	Pacu	Surubim
Alevinos	kg	17	6	31
Ração	t	1,55	2,05	2,07
Diesel (na fazenda)	kg	84	132	116
Energia	Kw/h	-	-	79
Cal virgem	kg	46	65	79
Ureia	kg	2,41	-	-
Área	m ²	1.350	1.911	2.313
Água	m ³	52.245	114.469	117.500

2.2.4 Emissão de nutrientes nos tanques de produção

As emissões de nutrientes (nitrogênio e fósforo) nos viveiros de produção foram calculadas usando um modelo de equilíbrio de massa. Por esta metodologia calcula-se as emissões de nutrientes através da diferença entre os nutrientes adicionados ao tanque (ração e adubação) e aqueles retirados na despesca na biomassa dos peixes (AUBIN et al., 2009). O balanço de massa e as emissões foram calculados de acordo com o modelo adaptado por (HENRIKSSON et al., 2015), com algumas alterações (ex. por não haver retirado de resíduos do fundo dos tanques, assumiu-se que todos os nutrientes do lodo ficaram retidos no fundo do tanque).

2.3 Categorias de impacto avaliadas

Avaliou-se as quatro categorias de impacto mais estudadas em ACV na aquicultura (AVADÍ et al., 2015; YACOUT; SOLIMAN; YACOUT, 2016). O Potencial de Aquecimento Global (GWP), Potencial de Acidificação (AP), o Potencial de Eutrofização (EP), e a Demanda de Energia Acumulada (CED). Em adição, foram avaliados o uso de área (m²) e água (m³) para a produção na fase de recria e engorda dos peixes.

O aquecimento global é definido como o impacto causado pela absorção de radiação térmica na atmosfera causada pelos elementos emitidos. O GWP é expresso em Kg de CO₂ equivalentes. Os elementos que causam a acidificação podem causar uma série de impactos no solo, na água e em todo o ecossistema; o AP é expresso em Kg de SO₂ equivalentes. Eutrofização é causada pelo excesso de macronutrientes no ambiente, principalmente nitrogênio (N) e fósforo (P). O EP é expresso em Kg de PO₄³⁻ equivalentes (PAPATRYPHON, et al., 2004). Para analisar as categorias acima descritas foi utilizado o método CML 2 baseline 2000 v2.05/World 2000, com um *cut off* de 1% para outros processos (YACOUT; SOLIMAN; YACOUT, 2016).

Demanda de Energia Acumulada (CED), expressa em GJ equivalentes, representa toda a energia primária usada por um produto em seu ciclo de vida. Esta categoria está disponível no SIMAPRO® como um método unitário (Cumulative Energy Demand V1.09 / Cumulative energy demand) (JUNGBLUTH; FRISCHKNECHT, 2007).

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados apresentados na Tabela 5 e nas Figuras 3,4,5 e 6 mostram que dentre as três espécies, a Tilápia apresentou um desempenho superior para todas as categorias de impactos avaliadas. Pacu teve o pior desempenho na categoria de Potencial de Eutrofização, e o Surubim apresentou o pior desempenho em três das quatro categorias de impactos avaliadas (Potencial de Aquecimento Global, Acidificação e Demanda Acumulada de Energia). As diferenças de desempenho se deu principalmente pelo tipo de ração consumida pelos peixes, pelo tempo de cultivo e pela conversão alimentar.

Em uma primeira vista este estudo aponta potenciais de impactos superiores aos da maioria dos estudos previamente realizados, isso se dá principalmente por dois motivos. Primeiro, pelas matérias primas utilizadas na produção de ração e, segundo, pela metodologia de cálculo das emissões nos tanques, que seguiu a abordagem adotada por Henriksson et al. (2015). Dessa forma, a comparação entre estudos e diferentes sistemas produtivos devem ser realizados com cautela (AUBIN et al., 2009).

Tabela 5 - Sumário da avaliação de impacto das categorias estudadas

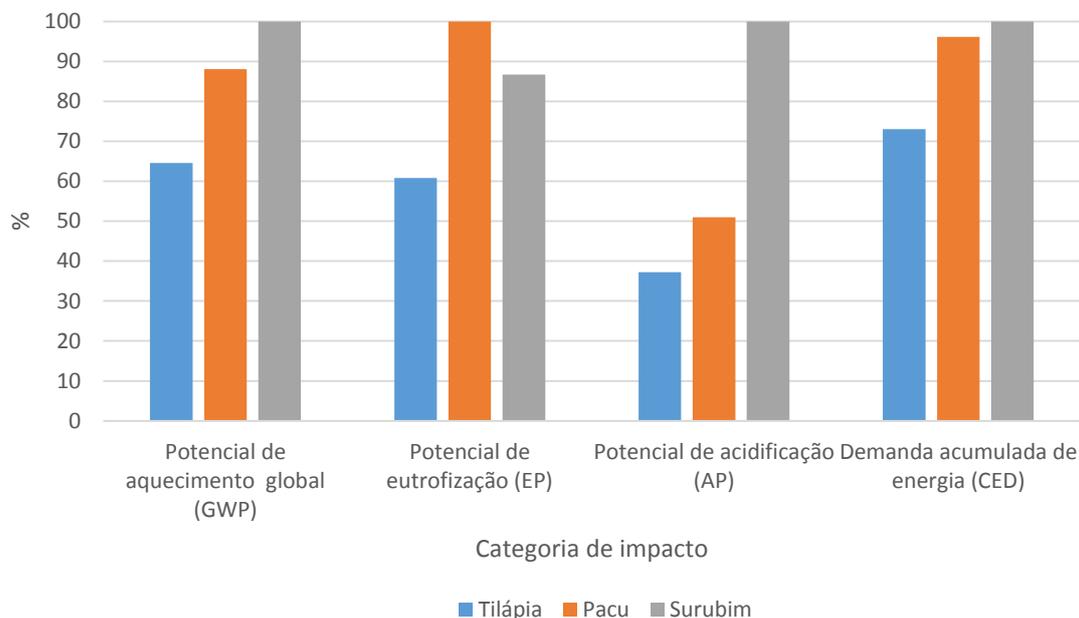
Categoria de impacto	Unidade	Espécie		
		Tilápia	Pacu	Surubim
Potencial de Aquecimento Global (GWP)	kg CO ₂ eq/t	6.401	8.730	9.913
Potencial de Eutrofização (EP)	kg PO ₄ ⁻³ eq/t	115	189	164
Potencial de Acidificação (AP)	KG SO ₂ eq/t	38	52	102
Demanda de Energia Acumulada (CED)	GJ/t	19	25	26

Confirma-se os resultados encontrados por outros estudos no que se refere a relevância dos componentes da ração como um dos principais elementos que contribui para os impactos ambientais na aquicultura (AUBIN et al., 2009; PELLETIER; TYEDMERS, 2010; AVADÍ et al., 2015; CHEN et al., 2015; YACOUT; SOLIMAN; YACOUT, 2016).

Embora a formulação das rações sigam padrões de acordo com o teor de proteína bruta, os ingredientes utilizados para atingir estes índices variam consideravelmente de acordo com a disponibilidade e preço. Responsável por diversos impactos ambientais, a farinha de peixe é um dos ingredientes mais comuns na formulação de rações (PELLETIER; TYEDMERS, 2010; MUNGGKUNG et al., 2013).

No entanto, identificou-se que farinhas de origem animal provenientes de subprodutos de frigoríficos regionais são utilizadas para substituir a farinha de peixe. Assim, é possível observar que as farinhas de origem animal foram os principais contribuintes para o Potencial de Aquecimento Global e Acidificação (Figuras 4 e 6). Para o Potencial de Eutrofização, o maior contribuinte foi a fase de produção dos peixes (Figura 5).

Figura 3 - Comparação da contribuição relativa das categorias de impactos para cada espécie



3.1 Potencial de Aquecimento Global

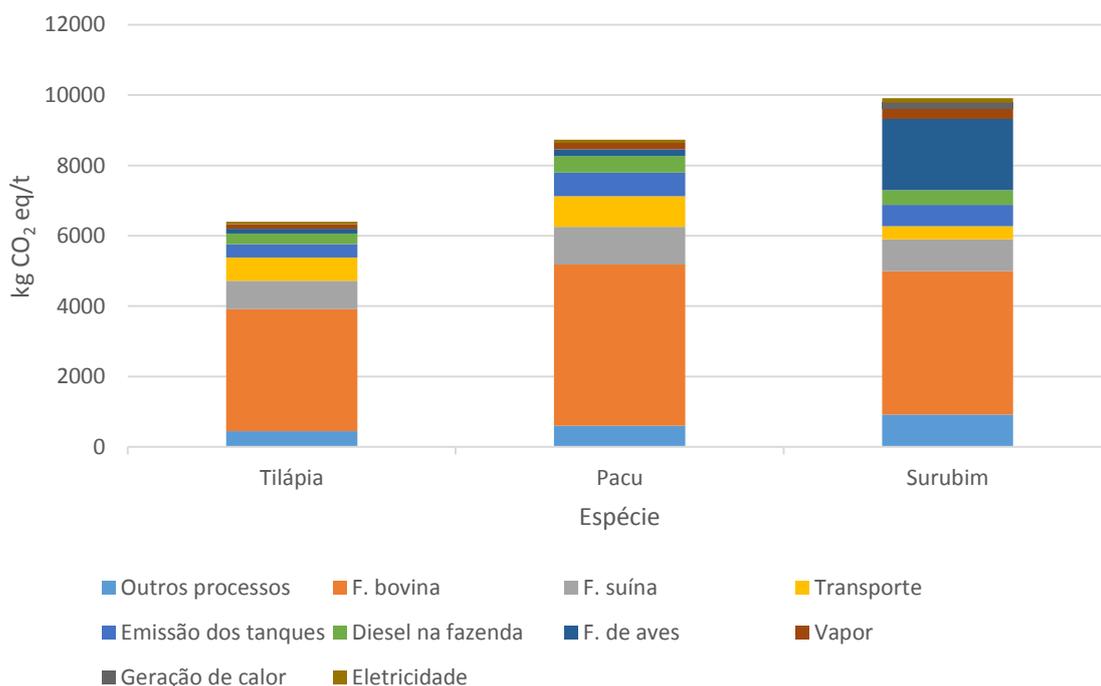
Os resultados referentes ao potencial de aquecimento global indicam que para a produção de 1 tonelada de Tilápia, nas condições analisadas, foram emitidos 6.401 kg de CO₂ equivalentes. Essas emissões são significativamente superiores às registradas por alguns estudos: 2.100 kg de CO₂ (PELLETIER; TYEDMERS, 2010), e entre 1.253 e 1.444 kg de CO₂ eq. para a produção de tilápias em tanques redes (MUNGKUNG, et al., 2013). No entanto, se aproxima de outros, como por exemplo 6.126 kg de CO₂ eq. registrados para a produção em sistema semi-intensivo (YACOUT; SOLIMAN; YACOUT, 2016) e 3.870 a 4.500 kg de CO₂ eq. na produção de Tilápias em países asiáticos (HENRIKSSON et al., 2015).

Entre as espécies avaliadas, a Tilápia se destacou por emitir uma carga de CO₂ eq. 35% menor que o Surubim e 12% menor que o Pacu. Para a produção de 1 t de peixe fresco, o Pacu e o Surubim contribuíram com 8.730 e 9.913 kg de CO₂ eq., respectivamente. Emissões similares a estas só podem ser encontradas para a produção de camarões na Ásia (HENRIKSSON et al., 2015). Três fatores principais influenciaram o melhor desempenho da Tilápia: a

conversão alimentar menor, o consumo de ração com menor quantidade de farinha animal e o menor ciclo de cultivo. O cultivo do Surubim, além de consumir ração com maior concentração de produtos de origem animal, usou eletricidade para a aeração dos tanques na primeira fase de cultivo, caracterizando o maior GWP por tonelada produzida.

Em relação ao Potencial de Aquecimento Global, a produção de ração contribuiu com 91%. Esses valores estão acima daqueles encontrados por Yacout, Soliman e Yacout (2016) que foi de 59.7%, e corroboram com os 92 % encontrados por Mungkung et al. (2013). O principal contribuinte para as emissões na produção de ração foi o uso de farinhas de origem animal (Figura 4), a contribuição destes ingredientes para o total das emissões variou entre 67 e 71%. No estudo realizado por Pongpat e Tonnepool (2013), verificou-se que o uso de farinha de peixes representou 65% do potencial de aquecimento global.

Figura 4 - Contribuições para o Potencial de Aquecimento Global



O uso de farinhas advindas de subprodutos de origem animal, acarretam um pior desempenho na produção de rações (PELLETIER; TYEDMERS, 2007), também confirmada por esse estudo. Além dos impactos gerados pelo processo de industrialização, as farinhas animais ainda carregam suas pegadas de

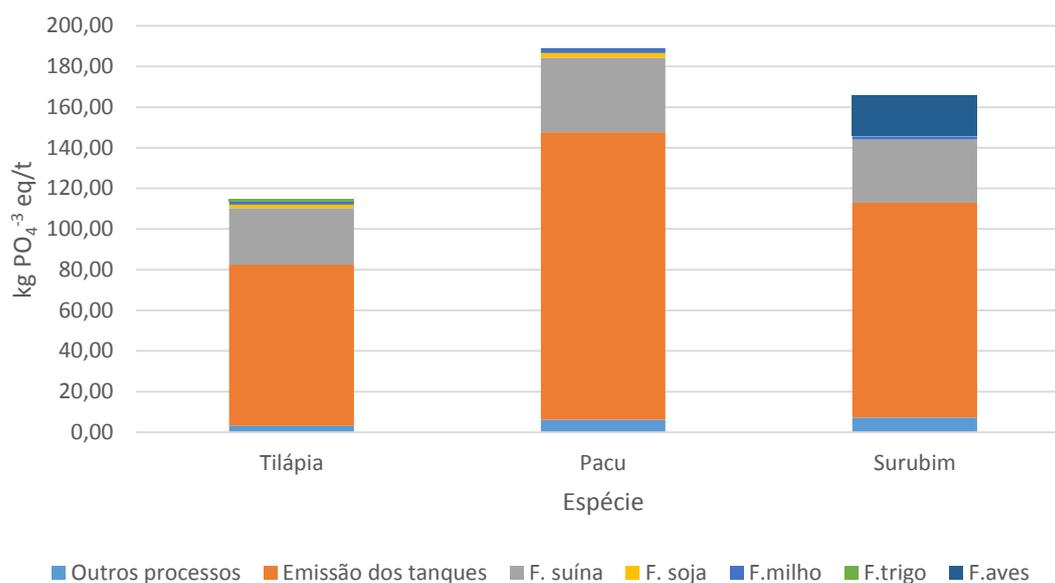
origem. Dessa forma, o uso de farinha de carne e ossos de origem bovina, por exemplo, contribuiu com 22% de todas as emissões na produção de Surubim. O desenvolvimento de novas fórmulas de rações com fontes de proteínas de origem vegetal é uma das opções mais recomendadas para redução do GWP no setor (YACOUT; SOLIMAN; YACOUT, 2016).

Em adição, as operações de transporte e de produção na fazenda tiveram a mesma significância para as emissões, representando ~ 10% das emissões para cada um dos segmentos. Nos sistemas de produção com uso intensivo de energia para o bombeamento, filtragem e aeração de água o uso de eletricidade é contribuinte importante para o total das emissões (AUBIN et al., 2006; JERBI et al., 2012). Neste estudo, a contribuição da energia elétrica não foi significativa (~ 1%), pois os viveiros são abastecidos por gravidade e a aeração é pouco utilizada.

3.2 Potencial de Eutrofização

Eutrofização é considerado um dos impactos mais importantes para a produção de peixes e causa especial preocupação para os produtores, principalmente porque a eutrofização pode levar mortalidade de peixes (MUNGKUNG et al., 2013). No presente estudo o Potencial de Eutrofização para a produção de 1 t de Tilápia foi de 115 kg de PO_4^{-3} eq., enquanto para o Surubim e Pacu os valores foram de 165 e 189 kg de PO_4^{-3} eq., respectivamente (Figura 5). Os índices de Potencial de Eutrofização encontrados neste estudo são bem superiores àqueles obtidos em outros estudos, que apresentam um Potencial de Eutrofização variando de 45,7 a 105 kg de PO_4^{-3} eq. (YACOUT; SOLIMAN; YACOUT, 2016). Porém a produção de Tilápia, neste estudo, apresentou um Potencial de Eutrofização inferior aos 122 kg de PO_4^{-3} eq. encontrados por Mungkung et al. (2013) na produção em tanques rede.

Figura 5 - Contribuições para o potencial de eutrofização



As diferenças entre o Potencial de Eutrofização encontrado entre os vários estudos, podem ser explicado em parte pela variação na conversão alimentar utilizada na condução de cada experimento (YACOUT; SOLIMAN; YACOUT, 2016). Esse fator pode explicar em parte as diferenças encontradas neste estudo entre Tilápia (conversão de 1,55 kg de ração/kg de peixe) e Pacu e Surubim com conversão alimentar de 2,05 e 2,07 kg de ração/kg de peixe, respectivamente.

A produção de ração teve uma contribuição relativa significativa para o Potencial de Eutrofização encontrado no presente estudo. Na produção de Tilápia a contribuição foi de 28% do total, enquanto na produção de Pacu e Surubim, a contribuição referente a produção de ração foi de 22 e 32%, respectivamente. No entanto, como já mencionado, o Potencial de Eutrofização merece especial atenção na produção dos peixes devido as emissões de nitrogênio e fósforo nos tanques de produção, pois é nesta etapa da cadeia de suprimentos do pescado que ocorrem as maiores contribuições para o Potencial de Eutrofização (PELLETIER; TYEDMERS 2010; CHEN et al., 2015).

As farinhas de subprodutos animais são ricas em fósforo e muitas delas possuem baixa digestibilidade, dessa forma, o uso destes ingredientes diminuem o desempenho do produto final (ração) (PELLETIER; TYEDMERS, 2007). Além

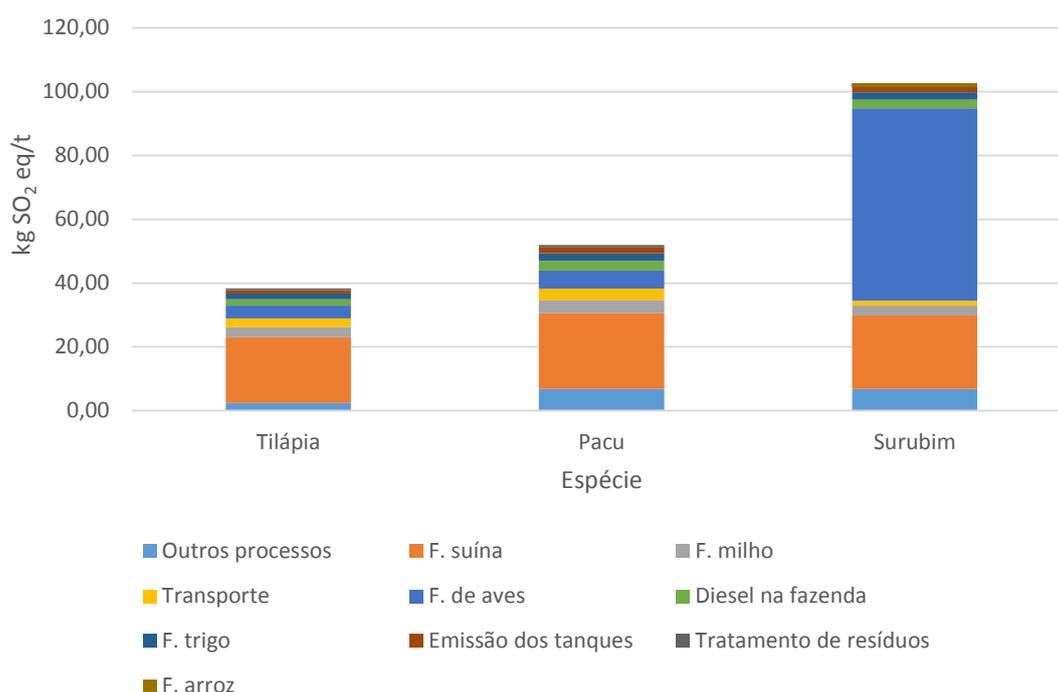
disso, como já descrito na categoria de Potencial de Aquecimento Global, estas farinhas carregam uma alta carga de emissões provenientes de sua origem.

A atividade de produção dos peixes representou 69% do Potencial de Eutrofização para a produção de 1 tonelada de Tilápia, 75% e 64% para a produção de Pacu e Surubim, respectivamente. É importante observar que embora o Pacu e o Surubim apresentaram um Potencial de Eutrofização superior àquela da Tilápia, o uso de água e o tempo de cultivo dessas espécies é maior, o que indica que de forma prática, os poluentes no cultivo destas duas espécies estão mais dissolvidos no ambiente.

3.3 Potencial de Acidificação

O Potencial de Acidificação encontrado por tonelada produzida foi maior para o Surubim, 102 kg de SO₂ equivalentes (Figura 6). Com essas emissões, o Surubim apresentou um potencial de acidificação 63% maior que a Tilápia e 49% maior que Pacu. Embora os resultados encontrados para o Surubim e o Pacu estejam acima daqueles encontrados na literatura, os resultados referentes produção de Tilápia (38 kg de SO₂ eq.) estão ligeiramente acima dos 24,4 kg de SO₂ eq. encontrados para sistemas semi-intensivo por Yacout, Soliman e Yacout (2016), e 23,8 kg de SO₂ eq. descritos por Pelletier e Tyedmers (2010).

Figura 6 - Contribuições para o potencial de acidificação



A contribuição da produção de ração também se destaca para o Potencial de Acidificação. A produção de ração (2.050 kg) para a produção de 1 tonelada de Pacu, foi responsável por 70% do Potencial de Acidificação na produção dessa espécie. A produção de ração (1.550 kg) para a produção de 1 tonelada de Tilápia, representou 79% do Potencial de Acidificação. Já para a produção de ração (2.070 kg) para a produção de 1 tonelada de Surubim, foi a maior contribuição para o Potencial de Acidificação, 88%.

Embora os índices absolutos encontrados no presente estudo se encontram acima daqueles obtidos por outros autores, em termos relativos eles se aproximam. Yacout, Soliman e Yacout (2016) por exemplo, descrevem que a produção de ração é responsável por 63,8% do Potencial de Acidificação para o sistema intensivo de produção. Pelletier e Tyedmers (2010) e Mungkung et al. (2013) observaram que a representatividade da produção de ração varia entre 66 e 95% dependendo do sistema produtivo.

Este estudo também confirma a importância das farinhas de origem animal para o Potencial de Acidificação, 56 a 81%. A produção de farinha de peixe representou 90 % do Potencial de Acidificação no estudo realizado por Pongpat e Tonnepool (2013). Esse ponto fica mais evidente ao comparar-se o

Potencial de Acidificação para a produção de uma tonelada de Tilápia e Surubim. A Tilápia foi cultivada com ração de menor teor proteico (32%), devido as suas exigências nutricionais. Esta ração possui formulação com menor quantidade de farinhas animais. Já no caso do Surubim, por se tratar de um peixe carnívoro, possui exigências nutricionais superiores à Tilápia e por isso foi cultivado com ração contendo maior quantidade de farinha animal (38%). Além disso, a conversão alimentar maior do Surubim também contribuiu para seu pior desempenho.

Na Figura 5 é possível observar que as farinhas de origem suína e de aves tiveram maior contribuição para o Potencial de Acidificação. Outro processo que contribuiu para o Potencial de Acidificação foi o transporte das matérias primas, principalmente para a ração composta de 32 % de proteína bruta, a qual foi formulada maior participação de matérias primas vegetais não produzidas localmente.

3.4 Demanda de Energia Acumulada

O uso de energia na produção de peixes tem se tornado um tema muito importante para a aquicultura, uma vez que a intensificação da produção está diretamente relacionada com o aumento do uso de energia elétrica, principalmente para produção de ração e propulsão de aeradores nos viveiros de produção (YACOUT; SOLIMAN; YACOUT, 2016).

No presente estudo encontramos uma Demanda de Energia Acumulada de 19 GJ para Tilápia, e 25 e 26 GJ para Pacu e Surubim, respectivamente. Estes valores se aproximam daqueles encontrados por Pelletier e Tyedmers (2010), variando entre 18,2 GJ, e Mungkung et al. (2013) 26,5 GJ por tonelada de peixe produzida. Os resultados aqui encontrados ficaram, significativamente, abaixo dos valores encontrados por Yacout, Soliman e Yacout (2016), com 238 GJ para sistemas semi-intensivos e 52,8 GJ para sistemas intensivos. O menor uso de energia nos sistemas intensivos é justificado pela maior densidade de produção utilizada neste sistema (YACOUT; SOLIMAN; YACOUT, 2016).

Das espécies analisadas somente o cultivo do Surubim utiliza eletricidade para aeração na fase inicial da produção. Dessa forma, a maior parte da

demanda de energia utilizada para a produção das espécies estudadas foi proveniente de combustíveis fósseis. Combustíveis fósseis foram utilizados principalmente na forma de diesel nas operações de transporte. O consumo de energia de fontes não renováveis representou de 80 a 85% de todo consumo de energia para espécies avaliadas. Considerando que a tendência para produção de peixes é a intensificação, estratégias para melhor suprir as demandas futuras de energia devem ser observadas.

3.5 Demanda de água e área

Água e área são dois elementos importantes, considerados em diversos estudos de ACV. No entanto, comparações são difíceis pois ainda não existe um consenso entre os estudos em relação à metodologia a ser utilizada. Dessa forma, optou-se por avaliar somente a área de tanque ocupada para a produção de uma unidade funcional de cada espécie. Para o uso de água só foi estimado o volume de água que entrou nos sistemas de produção pelos canais de suprimento dos viveiros.

Dado isso, observa-se que para a produção de 1 tonelada de Surubim utilizou-se 2.313 m² de viveiro e 117.500 m³ de água, e para a produção de Tilápias, os valores foram de 1.350 m² e 52.245 m³ de água. A produção de Pacu ocupou 1.911m² de área e 114.469 m³ de água. Ao comparar os resultados aqui encontrados com aqueles divulgados por outros autores observa-se que no presente estudo o uso destes dois recursos é superior. Por exemplo, Yacout, Soliman e Yacout (2016), registraram um consumo de 35.700m³ de água em seu sistema semi-intensivo e apenas 200 m³ em sistema intensivo; Avadí *et al* (2015) encontraram 1.000m² de área e 29.000m³ de água para a produção de Tambaqui e 700m² e 3.429m³ para a produção de Tilápia.

3.6 Avaliação das incertezas

Considerando que não foi possível inventariar todos os processos utilizados na condução do presente estudo várias incertezas podem ter ocorrido. Como o Brasil ainda não possui uma base de dados nacional completa, diversos

processos tiveram que ser extraídos de bases de dados internacionais, principalmente aqueles relacionados com o processamento das matérias primas para a produção de ração. No entanto, observa-se que os resultados alcançados foram satisfatórios.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As projeções de crescimento para a aquicultura brasileira mostram que o país pode se tornar um dos principais fornecedores mundiais de pescado, da mesma maneira que já é em outras cadeias de proteína animal. Com uma área continental e abundância de recursos naturais o país possui grande aptidão para produção de peixes. Dessa forma, conhecer o desempenho ambiental das diversas espécies cultivadas no país pode auxiliar no desenvolvimento do setor.

Neste estudo utilizou-se a avaliação do ciclo de vida para investigar o desempenho ambiental para a produção de uma tonelada de uma espécie exótica (Tilápia) e compará-la com a produção de duas espécies nativas (Pacu e Surubim) com grande aceitação pelo consumidor brasileiro. Os resultados indicam que a Tilápia se destaca em todas as categorias avaliadas emitindo menos poluentes e ocupando menos água e menor área para sua produção. A produção de Surubim teve o pior desempenho na maioria das categorias avaliadas, principalmente por se tratar de uma espécie carnívora com baixa conversão alimentar.

Ao comparar o presente estudo com os demais é possível identificar que a maioria das categorias de impactos ambientais avaliadas, apresenta-se acima da média. Resguardando questões metodológicas que afetam consideravelmente os resultados dos estudos de ACV, é possível afirmar que o uso de farinhas de origem animal foi o componente que mais influenciou nos resultados do estudo. Consequentemente o uso de ração formuladas com estes ingredientes, aumentaram as emissões nas fazendas de produção.

Agradecimentos

O autor manifesta seus agradecimentos à Capes pela bolsa de estudos fornecida para a condução desta pesquisa, ao apoio da Fundect para divulgação dos resultados. Pelo suporte técnico-científico prestado pelos pesquisadores da Embrapa Agropecuária Oeste. Ao empreendimento e seus colaboradores que forneceram prontamente os dados para a condução do estudo.

CAPITULO III

CONCLUSÃO GERAL

O desenvolvimento da aquicultura brasileira está em ampla expansão suportada por várias iniciativas governamentais e privadas. A instalação de novas indústrias de produção de insumos e de processamento em diversas regiões do País darão mais força ao setor no futuro.

O desenvolvimento da cadeia de suprimentos de pescado, especialmente a produção de peixes nas fazendas, tem mostrado que problemas ambientais são recorrentes e podem causar sérios danos tanto para o meio ambiente como para os empreendimentos. Diversos casos de poluição das águas e mortalidade de peixes foram descritos recentemente na Ásia e, também, no Chile.

Embora o Brasil possua condições climáticas adequadas para o cultivo de várias espécies, e seja um grande produtor de grãos, o País ainda importa boa parte do pescado consumido internamente. Com o crescimento populacional e o aumento na demanda por alimentos proteicos, a aquicultura nacional será forçada ao desenvolvimento nos próximos anos.

O Brasil ao contrário de outros países ainda tem a possibilidade de suportar o desenvolvimento sustentável da aquicultura. Cabe a todos os agentes envolvidos no desenvolvimento da aquicultura nacional delinear o caminho mais apropriado para evitar erros que já foram bem descritos pela comunidade científica.

REFERÊNCIAS

ALEXANDRATOS, N.; BRUINSMA, J. **World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision**. [s.l.] ESA Working paper, 2012.

ALVARENGA, R. A. F. de; GALINDRO, B. M.; HELPA, C. de F.; SOARES, S. R. The recycling of oyster shells: An environmental analysis using Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 106, p. 102–109, 2012.

ANDERSON, J. L.; ANDERSON, C. M.; CHU, J.; MEREDITH, J.; ASCHE, F.; SYLVIA, G.; SMITH, M. D.; ANGGRAENI, D.; ARTHUR, R.; GUTTORMSEN, A. The fishery performance indicators: A management tool for triple bottom line outcomes. **PloS one**, v. 10, n. 5, p. e0122809, 2015.

ANDERSSON, K.; OHLSSON, T.; OLSSON, P. Life cycle assessment (LCA) of food products and production systems. **Trends in Food Science & Technology**, v. 5, n. 5, p. 134–138, 1994. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/092422449490118X>>.

ASCHE, F. Green Growth in Fisheries and Aquaculture Production and Trade. **Contribution to OECD Synthesis Report on Green Growth, Department of Industrial Economics, University of Stavenger, Norway**, 2011.

ATKINSON, G. Sustainability, the capital approach and the built environment. **Building Research & Information**, v. 36, n. 3, p. 241–247, 2008. Disponível em: <[10.1080/09613210801900734%5Cnhttp://www.redi-bw.de/db/ebsco.php/search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=buh&AN=31611560&site=ehost-live](http://www.redi-bw.de/db/ebsco.php/search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=buh&AN=31611560&site=ehost-live)>.

AUBIN, J.; PAPATRYPHON, E.; VAN DER WERF, H. M. G.; CHATZIFOTIS, S. Assessment of the environmental impact of carnivorous finfish production systems using life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 3, p. 354–361, 2009.

AUBIN, J.; PAPATRYPHON, E.; VAN DER WERF, H. M. G.; PETIT, J.; MORVAN, Y. M. Characterisation of the environmental impact of a turbot (*Scophthalmus maximus*) re-circulating production system using Life Cycle Assessment. **Aquaculture**, v. 261, n. 4, p. 1259–1268, 2006.

AUBIN; BARUTHIO, A.; MUNGKUNG, R.; LAZARD, J. Environmental performance of brackish water polyculture system from a life cycle perspective: A Filipino case study. **Aquaculture**, v. 435, p. 217–227, 2015.

AVADÍ, A.; PELLETIER, N.; AUBIN, J.; RALITE, S.; NÚÑEZ, J.; FRÉON, P. Comparative environmental performance of artisanal and commercial feed use in Peruvian freshwater aquaculture. **Aquaculture**, v. 435, p. 52–66, 2015.

BÉNÉ, C.; BARANGE, M.; SUBASINGHE, R.; PINSTRUP-ANDERSEN, P.; MERINO, G.; HEMRE, G.-I.; WILLIAMS, M. Feeding 9 billion by 2050—Putting fish back on the menu. **Food Security**, v. 7, n. 2, p. 261–274, 2015.

BESSON, M.; AUBIN, J.; KOMEN, H.; POELMAN, M.; QUILLET, E.; VANDEPUTTE, M.; VAN ARENDONK, J. A. M.; DE BOER, I. J. M. Environmental

impacts of genetic improvement of growth rate and feed conversion ratio in fish farming under rearing density and nitrogen output limitations. **Journal of Cleaner Production**, 2015.

BOISSY, J.; AUBIN, J.; DRISSI, A.; VAN DER WERF, H. M. G.; BELL, G. J.; KAUSHIK, S. J. Environmental impacts of plant-based salmonid diets at feed and farm scales. **Aquaculture**, v. 321, n. 1, p. 61–70, 2011.

BOLAND, M. J.; RAE, A. N.; VEREIJKEN, J. M.; MEUWISSEN, M. P. M.; FISCHER, A. R. H.; VAN BOEKEL, M. A. J. S.; RUTHERFURD, S. M.; GRUPPEN, H.; MOUGHAN, P. J.; HENDRIKS, W. H. The future supply of animal-derived protein for human consumption. **Trends in food science & technology**, v. 29, n. 1, p. 62–73, 2013.

BOSMA, R.; ANH, P. T.; POTTING, J. Life cycle assessment of intensive striped catfish farming in the Mekong Delta for screening hotspots as input to environmental policy and research agenda. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, n. 9, p. 903–915, 2011.

BOSTOCK, J.; MCANDREW, B.; RICHARDS, R.; JAUNCEY, K.; TELFER, T.; LORENZEN, K.; LITTLE, D.; ROSS, L.; HANDISYDE, N.; GATWARD, I. Aquaculture: global status and trends. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences**, v. 365, n. 1554, p. 2897–2912, 2010.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, v. 63, n. 2–3, p. 616–626, 2007.

BUENO, G. W.; OSTRENSKY, A.; CANZI, C.; MATOS, F. T.; ROUBACH, R. Implementation of aquaculture parks in Federal Government waters in Brazil. **Reviews in Aquaculture**, v. 7, n. 1, p. 1–12, 2015.

BUSH, S. R.; BELTON, B.; HALL, D.; VANDERGEEST, P.; MURRAY, F. J.; PONTE, S.; OOSTERVEER, P.; ISLAM, M. S.; MOL, A. P. J.; HATANAKA, M. Certify sustainable aquaculture. **Science**, v. 341, n. 6150, p. 1067–1068, 2013.

BUTCHART, S. H. M.; WALPOLE, M.; COLLEN, B.; VAN STRIEN, A.; SCHARLEMANN, J. P. W.; ALMOND, R. E. A.; BAILLIE, J. E. M.; BOMHARD, B.; BROWN, C.; BRUNO, J.; CARPENTER, K. E.; CARR, G. M.; CHANSON, J.; CHENERY, A. M.; CSIRKE, J.; DAVIDSON, N. C.; DENTENER, F.; FOSTER, M.; GALLI, A.; GALLOWAY, J. N.; GENOVESI, P.; GREGORY, R. D.; HOCKINGS, M.; KAPOS, V.; LAMARQUE, J.-F.; LEVERINGTON, F.; LOH, J.; MCGEOCH, M. A.; MCRAE, L.; MINASYAN, A.; MORCILLO, M. H.; OLDFIELD, T. E. E.; PAULY, D.; QUADER, S.; REVENGA, C.; SAUER, J. R.; SKOLNIK, B.; SPEAR, D.; STANWELL-SMITH, D.; STUART, S. N.; SYMES, A.; TIERNEY, M.; TYRRELL, T. D.; VIE, J.-C.; WATSON, R. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Science**, v. 328, n. 5982, p. 1164–1168, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1187512>>.

CAO, L.; DIANA, J. S.; KEOLEIAN, G. A. Role of life cycle assessment in sustainable aquaculture. **Reviews in Aquaculture**, v. 5, n. 2, p. 61–71, 2013.

CAO, L.; NAYLOR, R.; HENRIKSSON, P.; LEADBITTER, D.; METIAN, M.; TROELL, M.; ZHANG, W. China's aquaculture and the world's wild fisheries. **Science**, v. 347, n. 6218, p. 133–135, 2015.

CASACA, J. de M. **Policultivos de peixes integrados à produção vegetal: avaliação econômica e sócio ambiental (peixe-verde)**. 2008. UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA, 2008.

CAVALETT, O.; DE QUEIROZ, J. F.; ORTEGA, E. Emergy assessment of integrated production systems of grains, pig and fish in small farms in the South Brazil. **Ecological Modelling**, v. 193, n. 3, p. 205–224, 2006.

CHEN, X.; SAMSON, E.; TOCQUEVILLE, A.; AUBIN, J. Environmental assessment of trout farming in France by life cycle assessment: using bootstrapped principal component analysis to better define system classification. **Journal of Cleaner Production**, v. 87, p. 87–95, 2015.

CREMASCHI, D. G. **Sustainability metrics for agri-food supply chains**. 2016. Wageningen University, 2016.

CREPALDI, D. V.; TEIXEIRA, E. A.; FARIA, P. M. C.; RIBEIRO, L. P.; MELO, D. C.; CARVALHO, D.; SOUSA, A. B.; SATURNINO, H. M. Sistemas de produção na piscicultura. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, v. 30, n. 3–4, p. 86–99, 2006.

DIANA, J. S.; EGNA, H. S.; CHOPIN, T.; PETERSON, M. S.; CAO, L.; POMEROY, R.; VERDEGEM, M.; SLACK, W. T.; BONDAD-REANTASO, M. G.; CABELLO, F. Responsible aquaculture in 2050: valuing local conditions and human innovations will be key to success. **BioScience**, v. 63, n. 4, p. 255–262, 2013.

DÍAZ, S.; DEMISSEW, S.; CARABIAS, J.; JOLY, C.; LONSDALE, M.; ASH, N.; LARIGAUDERIE, A.; ADHIKARI, J. R.; ARICO, S.; BÁLDI, A. The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 14, p. 1–16, 2015.

DIETZ, S.; NEUMAYER, E. Weak and strong sustainability in the SEEA: Concepts and measurement. **Ecological Economics**, v. 61, n. 4, p. 617–626, 2007.

DOMINATI, E.; PATTERSON, M.; MACKAY, A. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. **Ecological Economics**, v. 69, p. 1858–1868, 2010.

ECOINVENT. Online: <http://www.ecoinvent.org/>. 2016.

EKINS, P.; SIMON, S.; DEUTSCH, L.; FOLKE, C.; DE GROOT, R. A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. **Ecological Economics**, v. 44, n. 2–3, p. 165–185, 2003.

ELKINGTON, J. Enter the Triple Bottom Line. **The Triple Bottom Line: Does it all Add Up?**, v. 1, n. 1986, p. 1–16, 2001.

FAO. <http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en>. [s.d.]

FAO. INDICATORS FOR THE SUSTAINABLE DEVELOPMENT OFFINFISH

MEDITERRANEAN AQUACULTURE:HIGHLIGHTS FROM THE InDAM PROJECT. **STUDIES AND REVIEWS n° 90**, 2011.

FAO. The state of world fisheries and aquaculture 2014,Roma. Disponível em: <www.fao.org/3/a-i3720e.pdf Acesso em: 09/03/2016. 2014.

FAO. Yearbook of Fishery Statistics Summary tables. 2015. Disponível em: <ftp://ftp.fao.org/fi/stat/summary/default.htm. Acesso em 22/08/2015>.

FAO. Part 1: World Review of Fisheries and Aquaculture. In: **The State of World Fisheries and Aquaculture (SOFIA) 2014**. [s.l: s.n.]p. 4.

FIGGE, F.; HAHN, T. Sustainable Value Added - Measuring corporate contributions to sustainability beyond eco-efficiency. **Ecological Economics**, v. 48, n. 2, p. 173–187, 2004.

FLORINDO, T. J. **Desempenho ambiental e econômico da produção de carne bovina no centro-oeste brasileiro**. 2015. Universidade Federal da Grande Dourados., 2015. Disponível em: <http://files.ufgd.edu.br/arquivos/arquivos/78/MESTRADO-AGRONEGOCIOS/DESEMPENHO AMBIENTAL E ECON%25C3%2594MICO DA PRODU%25C3%2587%25C3%2583O DE CARNE BOVINA NO CENTRO-OESTE BRASILEIRO.pdf>.

FOLEY, J. A.; RAMANKUTTY, N.; BRAUMAN, K. A.; CASSIDY, E. S.; GERBER, J. S.; JOHNSTON, M.; MUELLER, N. D.; O'CONNELL, C.; RAY, D. K.; WEST, P. C. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337–342, 2011.

FOLKE, C.; KAUTSKY, N.; BERG, H.; JANSSON, Å.; TROELL, M. The ecological footprint concept for sustainable seafood production: a review. **Ecological Applications**, v. 8, n. sp1, p. S63–S71, 1998.

FRANKIC, A.; HERSHNER, C. Sustainable aquaculture: developing the promise of aquaculture. **Aquaculture International**, v. 11, n. 6, p. 517–530, 2003.

GARMENDIA, E.; PRELLEZO, R.; MURILLAS, A.; ESCAPA, M.; GALLASTEGUI, M. Weak and strong sustainability assessment in fisheries. **Ecological Economics**, v. 70, n. 1, p. 96–106, 2010.

GUINÉE, J. B. Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. **The international journal of life cycle assessment**, v. 7, n. 5, p. 311–313, 2002.

HASHIMOTO, D. T.; SENHORINI, J. A.; FORESTI, F.; PORTO-FORESTI, F. Interspecific fish hybrids in Brazil: Management of genetic resources for sustainable use. **Reviews in Aquaculture**, v. 4, n. 2, p. 108–118, 2012.

HENRIKSSON, P. J. G.; GUINÉE, J. B.; KLEIJN, R.; DE SNOO, G. R. Life cycle assessment of aquaculture systems—a review of methodologies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 17, n. 3, p. 304–313, 2012.

HENRIKSSON; G., P. J.; RICO, A.; ZHANG, W.; AHMAD-AL-NAHID, S.; NEWTON, R.; PHAN, L. T.; ZHANG, Z. F.; JAITHIANG, J.; DAO, H. M.; PHU, T. M.; LITTLE, D. C.; MURRAY, F. J.; SATAPORNVANIT, K.; LIU, L. P.; LIU, Q. G.; HAQUE, M. M.; KRUIJSSEN, F.; DE SNOO, G. R.; HEIJUNGS, R.; VAN BODEGOM, P. M.; GUINEE, J. B. Comparison of Asian Aquaculture Products by

Use of Statistically Supported Life Cycle Assessment. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 24, p. 14176–14183, 2015.

HENRIKSSON; GUINÉE, J. B.; HEIJUNGS, R.; DE KONING, A.; GREEN, D. M. A protocol for horizontal averaging of unit process data—including estimates for uncertainty. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 2, p. 429–436, 2014.

IBGE. Produção Pecuária Municipal . 2015.

ISO 14044. ISO 14044:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. **Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework**, p. 46, 2006.

ISO 1440. ISO 1440 Environmental management-life cycle assessment-principles and framework. **London: British Standards Institution**, 2006. Disponível em: <<http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:ENVIRONMENTAL+MANAGEMENT+?+LIFE+CYCLE+ASSESSMENT+?+PRINCIPLES+AND+FRAMEWORK#0>>.

JERBI, M. A.; AUBIN, J.; GARNAOUI, K.; ACHOUR, L.; KACEM, A. Life cycle assessment (LCA) of two rearing techniques of sea bass (*Dicentrarchus labrax*). **Aquacultural Engineering**, v. 46, p. 1–9, 2012.

JUNGBLUTH, N.; FRISCHKNECHT, R. Cumulative energy demand. In: **Implementation of life cycle impact assessment methods. Ecoinvent report no. 3**. [s.l: s.n.]p. 33–40.

KLINGER, D.; NAYLOR, R. Searching for Solutions in Aquaculture: Charting a Sustainable Course. **Annual Review of Environment and Resources**, v. 37, n. 1, p. 247–276, 2012.

KOBAYASHI, M.; MSANGI, S.; BATKA, M.; VANNUCCINI, S.; DEY, M. M.; ANDERSON, J. L. Fish to 2030: the role and opportunity for aquaculture. **Aquaculture Economics & Management**, v. 19, n. 3, p. 282–300, 2015.

KONING, N. B. J.; ROBBINS, P. **Where there's a will there's a way: supply management for supporting the prices of tropical export crops Agricultural Commodities, Trade and Sustainable Development, ISBN: 1843695936**, 2005. .

MOURA, R. S. T.; VALENTI, W. C.; HENRY-SILVA, G. G. Sustainability of Nile tilapia net-cage culture in a reservoir in a semi-arid region. **Ecological Indicators**, v. 66, p. 574–582, 2016.

MUNGKUNG, R.; AUBIN, J.; PRIHADI, T. H.; SLEMBROUCK, J.; VAN DER WERF, H. M. G.; LEGENDRE, M. Life cycle assessment for environmentally sustainable aquaculture management: A case study of combined aquaculture systems for carp and tilapia. **Journal of Cleaner Production**, v. 57, p. 249–256, 2013. Disponível em: <<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-84883464848&partnerID=40&md5=7aa938bc83b552d6499402591b366501>>.

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R. J.; PRIMAVERA, J. H.; KAUTSKY, N.; BEVERIDGE, M. C. M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; LUBCHENCO, J.; MOONEY, H.;

TROELL, M. Effect of aquaculture on world fish supplies. **Nature**, v. 405, n. 6790, p. 1017–1024, 2000.

OSBORN, D.; CUTTER, A.; ULLAH, F. UNIVERSAL SUSTAINABLEDEVELOPMENT GOALS Understanding the TransformationalChallenge for Developed Countries. https://sustainabledevelopment.un.org/content/documents/1684SF_-_SDG_Universality_Report_-_May_2015.pdf, 2015.

OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J. R.; SOTO, D. Estudo setorial para consolidação de uma aquicultura sustentável no Brasil. **Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais**, 2007.

PAHLOW, M.; VAN OEL, P. R.; MEKONNEN, M. M.; HOEKSTRA, A. Y. Increasing pressure on freshwater resources due to terrestrial feed ingredients for aquaculture production. **Science of the Total Environment**, v. 536, p. 847–857, 2015.

PAPATRYPHON, E.; PETIT, J.; KAUSHIK, S. J.; VAN DER WERF, H. M. G. Environmental impact assessment of salmonid feeds using life cycle assessment (LCA). **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 33, n. 6, p. 316–323, 2004.

PAULY, D.; ZELLER, D. Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. **Nature communications**, v. 7, 2016.

PELLETIER, N.; TYEDMERS, P. Feeding farmed salmon: Is organic better? **Aquaculture**, v. 272, n. 1–4, p. 399–416, 2007.

PELLETIER, N.; TYEDMERS, P. Life Cycle Assessment of Frozen Tilapia Fillets From Indonesian Lake-Based and Pond-Based Intensive Aquaculture Systems. **Journal of Industrial Ecology**, v. 14, n. 3, p. 467–481, 2010.

POMEROY, R.; DEY, M. M.; PLESHA, N. The social and economic impacts of semi-intensive aquaculture on biodiversity. **Aquaculture Economics & Management**, v. 18, n. 3, p. 303–324, 2014.

POPE; JENNY; ANNANDALE, D.; MORRISON-SAUNDERS, A. Conceptualising sustainability assessment. **Environmental impact assessment review**, v. 24, n. 6, p. 595–616, 2004.

RESENDE, E. K. de. Pesquisa em rede em aquicultura: bases tecnológicas para o desenvolvimento sustentável da aqüicultura no Brasil. Aquabrazil. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 38, p. 52–57, 2009.

REY-VALETTE, H.; CLÉMENT, O.; AUBIN, J.; MATHÉ, S. **Guide to the co-construction of sustainable development indicators in aquaculture**. [s.l.] Cirad UR Aquaculture et gestion des ressources aquatiques, 2008.

RODRIGUES, W. S. **Ferramentas de avaliação da sustentabilidade para produtores de alevinos no estado de mato grosso do sul**. 2015. Universidade Federal da Grande Dourados, 2015.

ROY, P.; NEI, D.; ORIKASA, T.; XU, Q.; OKADOME, H.; NAKAMURA, N.; SHIINA, T. **A review of life cycle assessment (LCA) on some food**

products*Journal of Food Engineering*, 2009. .

RUVIARO, C. F.; GIANEZINI, M.; BRANDÃO, F. S.; WINCK, C. A.; DEWES, H. Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, p. 9–24, 2012.

SAMUEL-FITWI, B.; MEYER, S.; RECKMANN, K.; SCHROEDER, J. P.; SCHULZ, C. Aspiring for environmentally conscious aquafeed: comparative LCA of aquafeed manufacturing using different protein sources. **Journal of Cleaner Production**, v. 52, p. 225–233, 2013a.

SAMUEL-FITWI, B.; NAGEL, F.; MEYER, S.; SCHROEDER, J. P.; SCHULZ, C. Comparative life cycle assessment (LCA) of raising rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in different production systems. **Aquacultural engineering**, v. 54, p. 85–92, 2013b.

SANTOS, A. A. O.; AUBIN, J.; CORSON, M. S.; VALENTI, W. C.; CAMARGO, A. F. M. Comparing environmental impacts of native and introduced freshwater prawn farming in Brazil and the influence of better effluent management using LCA. **Aquaculture**, v. 444, p. 151–159, 2015.

SCHINDLER, J.; GRAEF, F.; KÖNIG, H. J. Methods to assess farming sustainability in developing countries. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, n. 3, p. 1043–1057, 2015.

SIDONIO, L.; CAVALCANTI, I.; CAPANEMA, L.; MORCH, R.; MAGALHÃES, G.; LIMA, J.; BURN S, V.; ALVES JÚNIOR, A. J.; MUNGIOLI, R. Panorama da aquicultura no Brasil: desafios e oportunidades. **BNDES Setorial**, v. 35, p. 421–463, 2012.

STERN, D. I. The Capital Theory Approach to Sustainability: A Critical Appraisal. **Journal of Economic Issues**, v. 31, n. 1, p. 145–173, 1997.

SUBASINGHE, R.; SOTO, D.; JIA, J. Global aquaculture and its role in sustainable development. **Reviews in Aquaculture**, v. 1, n. 1, p. 2–9, 2009.

UN; UNITED NATIONS. World population prospects: the 2015 revision. Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations Secretariat, New York, 2015. 2015.

VALENTI, W. C.; KIMPARA, J. M.; PRETO, B. Measuring aquaculture sustainability. **World Aquaculture**, v. 42, n. 3, p. 26, 2011.

WURTS, W. A. Sustainable aquaculture in the twenty-first century. **Reviews in Fisheries Science**, v. 8, n. 2, p. 141–150, 2000.

YACOUT, D. M. M.; SOLIMAN, N. F.; YACOUT, M. M. Comparative life cycle assessment (LCA) of Tilapia in two production systems: semi-intensive and intensive. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, n. 6, p. 806–819, 18 jun. 2016. Disponível em: <<http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1061-5>>.