

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP
CAMPUS DE JABOTICABAL**

**Sustentabilidade, manejo da água e da aeração no cultivo
semi-intensivo do camarão-da-amazônia *Macrobrachium
amazonicum* em água hipereutrófica**

Janaina Mitsue Kimpara

Orientador: Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti

**Tese apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Aquicultura da
Unesp, como parte das exigências
para a obtenção do título de Doutor
em Aquicultura**

**Jaboticabal
Julho/ 2011**



**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP
CAMPUS DE JABOTICABAL**



**Sustentabilidade, manejo da água e da aeração no cultivo
semi-intensivo do camarão-da-amazônia *Macrobrachium
amazonicum* em água hipereutrófica**

Janaina Mitsue Kimpara

Zootecnista

**Jaboticabal
Julho/ 2011**

Kimpara, Janaina Mitsue
K49s Sustentabilidade, manejo da água e da aeração no cultivo semi-intensivo do camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum* em água hipereutrófica) / Janaina Mitsue Kimpara. -- Jaboticabal, 2011 iv, 191 f. : il. ; 29 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2011

Orientador: Wagner Cotroni Valenti

Banca examinadora: Fabiana Garcia, Hécio Marques, Júlio Lombardi, Iracy Pécora

Bibliografia

1. carcinicultura. 2. sustentabilidade. 3. análise emergética. 4. *Macrobrachium amazonicum* I. Título. II. Jaboticabal – Centro de Aquicultura.

CDU 639.512

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação - UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

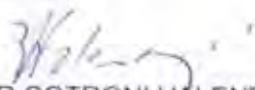
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: Sustentabilidade, manejo da água e da aeração no cultivo semi-intensivo do camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum* em água hipereutrófica

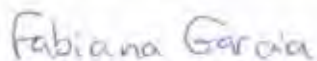
AUTORA: JANAINA MITSUE KIMPARA

ORIENTADOR: Prof. Dr. WAGNER COTRONI VALENTI

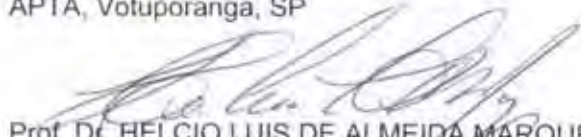
Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Aquicultura , pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. WAGNER COTRONI VALENTI
Coordenadoria de Curso / Unidade do Litoral Paulista



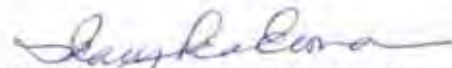
Profa. Dra. FABIANA GARCIA SCALOPPI
APTA, Votuporanga, SP



Prof. Dr. HELCIO LUIS DE ALMEIDA MARQUES
Instituto de Pesca de São Paulo, SP



Prof. Dr. JULIO VICENTE LOMBARDI
Núcleo de Pesquisa e Desenvolvimento de Peixes Ornamentais / Instituto de Pesca de São Paulo



Profa. Dra. IRACY LEA PECORA
Unesp - Campus Experimental do Litoral Paulista, São Vicente, SP

Data da realização: 29 de agosto de 2011

A Deus,

dedico

**Ao meu pai Isaque (*in
memorian*), à minha mãe
Magali e à minha irmã
Juliana,**

ofereço

Fishing in an empty sea

It is extremely important that we take into account the replacement times for renewable resources, living or otherwise. We cannot continue for long to remove fish from the sea or water from a well faster than it is replaced, yet this is just what we are doing in many places. Theoretically, our economic system should correct this dead end process, since as the resource becomes scarce, the rise in price should cause people to consume less. In practice, however, the rise in price often increases the profits for those who fish or drill for water, so exploitation continues to the dead end (as, for example, is now occurring with harvest of some species of whale), unless we intervene in the marketplace with political and legal action. There is nothing(...) undemocratic in such intervention; we do it all the time when the public welfare, public interest, or environmental quality is threatened.(...) market economics works well for allocation of human-made goods and services, but not for many natural resources.

E. P. Odum

Agradecimentos

- A Deus;
- À minha família: Isaque, Magali, Juliana;
- Aos demais familiares, principalmente à Gamba;
- Ao professor Wagner;
- Aos membros da banca: Fabiana Garcia, Hécio Marques, Júlio Lombardi e Iracy Pécora;
- Ao Bruno;
- Aos amigos: Fabrício, Val, Michéle, Bauru, Michelle, Alessandra, Patrícia, Felipe, Pastor, Laurindo, Fabiana, Caio, Adriana, Matheus, Maria, Fernanda, Spinha, Rhosa, Erico, Priscila, Taissa, Aline, Cláudia, Marcelo;
- Ao Caunesp,
- Ao IFES/Piúma,
- Ao CNPq.

SUMÁRIO

Resumo	ix
Abstract	xi
1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA: MÉTODOS PARA SE MEDIR A SUSTENTABILIDADE NA AQUICULTURA.....	10
2.1 Análise emergética.....	10
2.2 Pegada ecológica.....	16
2.3 Análise do Ciclo de Vida	22
2.4 Análise da resiliência	37
2.5 Conjunto de indicadores.....	41
2.6 Análise conjunta das metodologias	52
3. OBJETIVO	59
4. MATERIAL E MÉTODOS	60
4.1 Estratificação térmica, depleção noturna de oxigênio dissolvido e acúmulo de subprodutos	61
4.2 Desempenho zootécnico.....	63
4.3 Análise emergética.....	63
5. RESULTADOS.....	81
5.1 Estratificação térmica, depleção noturna de oxigênio dissolvido acúmulo de subprodutos.....	81
5.2 Desempenho zootécnico.....	86
5.3 Análise emergética	87
6. DISCUSSÃO	115
6.1. Estratificação térmica, depleção noturna de oxigênio dissolvido acúmulo de subprodutos.....	115
6.2. Desempenho zootécnico.....	119
6.3 Análise emergética.....	122
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	131
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	134
9. ANEXOS	153

Resumo

O objetivo deste trabalho foi estudar o uso da água e aeradores na fase de crescimento final (engorda) do camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum*, em sistema semi-intensivo, sob as perspectivas limnológica, zootécnica e da sustentabilidade. Foi realizado um experimento em 12 viveiros de fundo natural (0,01ha), estocados com 40 juvenis.m⁻², no qual testou-se os seguintes tratamentos: sem aeração + sem renovação de água (SS), aeração diurna + sem renovação de água (AD), aeração noturna + sem renovação de água (AN) e fluxo contínuo de água (FC). Observou-se que a aeração e o fluxo contínuo de água foram eficientes para quebrar a estratificação térmica e do oxigênio nos viveiros e nenhum tratamento influenciou no acúmulo de subprodutos na coluna d'água ou no sedimento. No entanto, isso não afetou a sobrevivência, ganho de peso e produtividade dos camarões. Portanto, embora sob a perspectiva limnológica a renovação da água e a aplicação de aeração criem condições mais favoráveis, sob o ponto de vista zootécnico não há diferenças entre os tratamentos. Para o estudo da sustentabilidade, realizou-se uma simulação de cultivo comercial da espécie, embasada nos resultados do experimento realizado e na literatura disponível. A seguir, aplicou-se uma análise emergética. As transformidades encontradas variaram de 5,19E+02 a 1,51E+03 sej.J⁻¹, aumentando com uso da aeração e renovação da água. O valor de renovabilidade foi 90,5% em FC e ~70% nos demais. Os valores de razão de carga ambiental (ELR) foram 0,1 em FC e 0,4 nos demais, indicando baixo impacto ambiental causado pela atividade em todos os tratamentos. O cultivo SS apresentou a menor pegada ecológica (adaptada pela análise emergética). Nenhum sistema mostrou rentabilidade sob a visão econômica biofísica. O cultivo de *M. amazonicum* na fase de crescimento final mostrou-se mais sustentável que o cultivo das demais espécies aquáticas estudadas pela análise emergética até o presente. Concluindo, todas as análises indicaram que o cultivo de *M. amazonicum* em sistema semi-intensivo deve ser realizado em viveiros sem renovação de

água e sem o uso de aeradores. Embora a atividade apresente baixo impacto ambiental e pequeno uso de energia, modificações no sistema de produção são necessárias para atingir rentabilidade sob o ponto de vista da economia biofísica.

Abstract

The aim of this work was to study the use of water and aerators in the grow-out phase of the amazon river prawn *Macrobrachium amazonicum* in a semi-intensive system, under the limnological, zootechnical and sustainable perspectives. An experiment was conducted using 12 earthen ponds (0.01 ha) stocked 40 juveniles.m⁻², in which the following treatments were tested: no aeration + no water exchange (NN), diurnal aeration + no water exchange (DA), nocturnal aeration + no water exchange (NA) and continuous water flow (CF). It was observed that aeration and continuous water flow were efficient to break thermal and oxygen stratification and none of the treatments influenced by-products accumulation in water column or sediments. However, it did not affect survival, weight gain and productivity of prawns. Thus, although under the limnological perspective water exchange and the use of aerators create more favourable conditions, on the zootechnical view there is no difference among treatments. To evaluate sustainability, a simulation of a *M. amazonicum* commercial farming was performed, based on the results found in the experiment and the available literature. Then, an emergy analysis was applied. Transformativities found varied from 5,19E+02 to 1,51E+03 sej.J⁻¹, being higher when using aerators and water exchange. Renewability value was 90,5% in CF and ~70% in other treatments. The values of the Environmental Loading Ratio were 0.1 in CF and 0.4 in the other treatments, indicating low environmental impact caused by the activity in all treatments. Farming prawns with NN presented the lowest ecological footprint (adapted from the emergy analysis). None of the systems showed profitability under the biophysical economic approach. The *M. amazonicum* grow-out presented itself more sustainable than the other aquatic species studied by the emergy analysis so far. In conclusion, all analyses indicated that the semi-intensive *M. amazonicum* farming must be conducted in ponds with no water exchange and no aerators. Although the activity

presents low environmental impact and low energy use, modifications in the production system are necessary to reach economic feasibility under the biophysical economy approach.

1. INTRODUÇÃO

A pesca e a aquicultura supriram o mercado de pescados com aproximadamente 117,8 milhões de toneladas de peixes para consumo em 2009, correspondendo a 17,2 kg *per capita* (equivalente em peso vivo), o que está entre os maiores valores já observados (FAO, 2010). Deste total, a aquicultura foi responsável por 47% (FAO, 2010). Esta contribuição foi verificada pela primeira vez em 40 anos, o que reflete tanto a vitalidade do setor aquícola quanto o crescimento econômico global e o desenvolvimento contínuo no processamento e comercialização de pescados (FAO, 2010). A aquicultura continua sendo o setor da produção animal que mais cresce, a uma taxa anual maior que o da população (6,6%), com aumento de 0,7% em 1970 para 7,8% em 2008 (FAO, 2010). Durante esse período, a região com maior crescimento aquícola foi a América Latina, correspondendo a 21,1% do total (FAO, 2010).

A pesca e a aquicultura, além da geração direta de alimentos e de renda, desempenham um importante papel social por meio da geração de empregos. Direta ou indiretamente, o setor de recursos pesqueiros é essencial para a sobrevivência de milhões de pessoas no mundo todo: em 2008, 44,9 milhões de pessoas estavam diretamente ligadas (período integral ou parcial) na produção primária de peixes (captura e aquicultura) (FAO, 2010).

O aumento no consumo de produtos animais tem sido considerável em países como o Brasil e a China e em outros países menos desenvolvidos. Esta mudança ocorreu devido a uma complexa combinação de fatores, entre eles o aumento do padrão de consumo, crescimento da população, urbanização rápida, aumento nas negociações e transformações na distribuição de alimentos (FAO, 2010). Até aproximadamente duas décadas atrás, exceto as poucas operações de subsistência, a produção aquícola foi amplamente regida pelo mercado (FAO, 2010). Mais recentemente, vários governos em todo o mundo tem tido um papel mais pró-ativo no desenvolvimento da aquicultura. Esse papel tem mudado gradualmente e variado

de natureza dependendo da importância ou potencial da aquicultura na vida socioeconômica de vários países.

No Brasil, a produção de pescado aumentou 25% no período de 2001 a 2009, passando de 990.899 toneladas anuais para 1.240.813 (MPA, 2010). No período de 2008 e 2009, houve um crescimento de 15,7% na produção pesqueira. Já a aquicultura apresentou 43,8% de crescimento, passando de 289.050 toneladas.ano⁻¹ para 415.649 toneladas.ano⁻¹ (MPA, 2010). A espécie mais cultivada no Brasil é a tilápia (*Oreochromis niloticus*), correspondendo à produção de 132 mil toneladas.ano⁻¹ (MPA, 2010). De acordo com o Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA), a produção de tambaqui (*Colossoma macropomum*) apresentou significativo crescimento: de 30.598 toneladas para 46.454 toneladas.ano⁻¹ entre 2008 e 2009. A carcinicultura marinha produziu cerca de 70 mil toneladas.ano⁻¹ no mesmo período. A região brasileira com a maior produção aquícola no ano de 2009 foi o Nordeste, com 130 mil toneladas.ano⁻¹, e em segundo lugar, a região Sul, com 129 mil toneladas.ano⁻¹ (MPA, 2010). As regiões Centro-Oeste, Sudeste e Norte apresentaram uma produção aquícola no mesmo ano de 60 mil, 59 mil e 36 mil toneladas, respectivamente, de acordo com a mesma fonte de dados. Entre os Estados, os maiores produtores aquícolas foram: São Paulo (38 mil toneladas.ano⁻¹), Santa Catarina (36 mil toneladas.ano⁻¹) e Ceará (32 mil toneladas.ano⁻¹).

A produção de camarões de água doce no Brasil é de 229,5 toneladas, movimentando o equivalente a R\$ 2.012.500,00 (IBAMA, 2007). Atualmente, a larvicultura de camarões de água doce concentra-se principalmente nos Estados de São Paulo, Rio de Janeiro e Pernambuco. A fase de crescimento final foi registrada nos Estados de Pernambuco, Sergipe, Rio de Janeiro, São Paulo e Espírito Santo. Este último Estado é responsável por 65,36% de toda produção nacional de camarões de água doce (IBAMA, 2007).

Os camarões de água doce, embora produzidos em menor escala em comparação com os camarões marinhos, apresentam maior resistência a doenças, maturação e larvicultura mais

simples, independência da água salgada na fase de engorda, sistema de produção compatível com pequenas propriedades e menor impacto ambiental (Valenti, 1996; New, 2000; 2005). Embora as estatísticas de produção sejam de difícil obtenção, já que a maioria destes crustáceos é produzida por pequenos proprietários rurais (Valenti, 1998) e apresentam consumo local, sabe-se que a carcinicultura de água doce é um dos setores que mais cresce no mundo (Valenti e Tidwell, 2006).

Toda a produção brasileira é baseada na espécie exótica *Macrobrachium rosenbergii*. No entanto, espécies exóticas podem apresentar problemas ambientais em caso de escape. Entre as espécies nativas, o *M. amazonicum* apresenta grande potencial para a aquicultura (Kutty *et al.*, 2000; New, 2005). Atinge 16 cm e 30 g na natureza, mas sob cultivo seu tamanho comercial é em média 3 g, sua carne apresenta textura mais firme e sabor mais acentuado em relação à carne de *M. rosenbergii* e, por isso, é melhor aceita nos mercados consumidores (Moraes-Riudades e Valenti, 2001). É amplamente consumido pelas populações de baixa, média e alta renda na região amazônica (Moraes-Riudades e Valenti, 2001) e nordeste do Brasil (New *et al.*, 2000), e ocorre em quase todo o território nacional (Maciel e Valenti, 2009).

Até o final do século passado, apenas aspectos da biologia de *M. amazonicum* foram estudados. Trabalhos foram realizados referentes à fecundidade (Lobão *et al.*, 1986; Scaico, 1992; Odinetz-Collart e Rabelo, 1996), ecologia e biologia pesqueira de populações naturais (Odinetz-Collart e Moreira, 1993), desenvolvimento larval (Barreto e Soares, 1982; Magalhães, 1985; Lobão *et al.*, 1987; Rojas *et al.*, 1990), desenvolvimento gonadal (Bragagnoli e Grotta, 1995) e a alimentação e manutenção dos animais em laboratório (Roverso *et al.*, 1990; Lobão *et al.*, 1994). No início do ano 2000, a Rede de Pesquisa “Produção sustentável do camarão-da-amazônia” foi iniciada, visando a produção comercial de *Macrobrachium amazonicum* (Valenti *et al.*, 2003). Em 11 anos, já foram produzidos mais

de 50 artigos científicos, um capítulo de livro, cerca de 50 dissertações e teses e centenas de resumos em congressos. A rede é composta atualmente por 38 pesquisadores, de instituições de todas as regiões do país, e conseguiu desenvolver tecnologia para produzir o camarão-da-amazônia em todas as fases do cultivo, e está atuando agora na fase de consolidação, aprimoramento e principalmente difusão da tecnologia criada. Dentro da Rede, foram criadas estratégias de produção diferentes para cada região do Brasil: no Sul e Sudeste, o policultivo com tilápia, lambari e rizicarcinicultura; no Pantanal, a venda como iscas vivas e como ornamentais; no Norte, monocultivo para consumo humano e policultivo com mapará (*Hypophthalmus sp*); no Nordeste, cultivo em tanques-rede e cercado nos açudes e policultivo com tilápias. A primeira unidade de cultivo será implantada em breve no Estado do Pará, com uma larvicultura, central de treinamento e fomento, além de viveiros de engorda. Em relação às pesquisas, as linhas devem enfocar análises de mercado de iscas vivas, ornamentais e alimento para espécies carnívoras ornamentais, além de solucionar alguns fatores limitantes para a implantação da criação em escala comercial, que são a baixa fecundidade das fêmeas, o crescimento heterogêneo na fase de engorda e pouca viabilidade econômica em monocultivo. Além disso, mais pesquisas precisam ser realizadas quanto à avaliação da sustentabilidade dessa atividade.

Atualmente, existe um consenso de que os sistemas de produção devem ser sustentáveis (FAO, 1995). No entanto, atingir a sustentabilidade é uma tarefa árdua, distante ainda de nossa realidade. A adoção de práticas e de sistemas que consideram conceitos da sustentabilidade, como o uso de boas práticas de manejo (BMP), é uma forma de caminhar em direção à sustentabilidade. Entretanto, não se deve confundir BMP com sustentabilidade, e é comum encontrarmos sistemas que se dizem sustentáveis apenas porque aplicam as BMP, o que não é suficiente. Para que a aquicultura seja realmente sustentável deve adotar um sistema que gere renda, otimizando o uso do capital e dos recursos naturais, promovendo o

desenvolvimento humano. Uma produção planejada com base unicamente no mercado e nas oportunidades financeiras leva a sistemas que não se sustentam ao longo do tempo. Esses itens são apenas partes do processo.

Embora muito se fale em sustentabilidade, poucos sabem realmente o que significa e como se chega a ela. As definições do termo variam segundo o grau de importância dada à economia, ao meio ambiente e à dimensão social. Em um dos extremos, encontraremos conceitos que se pautam na economia de livre mercado, exploração de recursos e a orientação pelo crescimento da produção. Em outro, encontraremos um profundo conservacionismo dos recursos naturais, com a regulação das atividades econômicas visando minimizar o uso desses recursos. A principal característica de uma produção sustentável é que se assume que a natureza é finita, descartando o crescimento sem limites, característico da economia clássica. Além disso, se assume também o compromisso de que cada geração tem o dever de deixar para a próxima, uma quantidade de recursos naturais equivalente àquela que recebeu. Esta definição, apresentada na Agenda 21 (da qual o Brasil é signatário) pode ser considerada universal e vem sendo adaptada pela FAO e outros órgãos internacionais para os vários setores produtivos. Assim, aquicultura sustentável tem sido definida como a produção lucrativa de organismos aquáticos, mantendo uma interação harmônica duradoura com os ecossistemas e as comunidades humanas locais (Valenti, 2002b, 2008). Para atingir uma aquicultura sustentável, é essencial, portanto, medir a sustentabilidade dos sistemas usados, das técnicas de manejo e das novas tecnologias que vão sendo geradas e adotadas.

Conforme previamente citado, entre os objetivos da aquicultura sustentável está o uso racional dos recursos humanos e ambientais. O ambiente limita a produção nos viveiros de cultivo semi-intensivo, ou, em outras palavras, a capacidade de suporte é limitada devido a vários fatores, tais como:

- acúmulo de subprodutos que podem ser tóxicos (ex.: NH_3);

- redução do nível de oxigênio à noite;
- redução da temperatura do fundo devido à estratificação à tarde, quando a temperatura da superfície fica maior que a do fundo, podendo levar à redução no oxigênio dissolvido do fundo.

Portanto, manejos que reduzem a ação desses fatores limitantes podem aumentar a produtividade, otimizando o uso do espaço. No entanto, estes podem aumentar os custos de produção ou os custos ambientais de modo que o aumento de produtividade não compense.

Muitas vezes, a intensificação nos manejos é usada nos sistemas semi- intensivos, sem uma análise dos fatores limitantes, o que aumenta os custos do capital construído e do ambiental, sem ganho em produção. Por isso, é importante estudar o que realmente limita a produção nos sistemas semi-intensivos e a eficiência dos manejos propostos.

A renovação da água dos viveiros tem sido usada para aumentar a capacidade de carga dos viveiros. No entanto, a água é um recurso que vem se tornando escasso. A água doce é um recurso naturalmente escasso em várias regiões do planeta e, recentemente, vem se tornando limitante também em regiões mais úmidas devido ao mau uso. A adoção de manejos que utilizem água de forma mais eficiente e conservativa pode reduzir o custo dos produtos da aquicultura, além de poupar água para outros setores. Além disso, a redução no uso de água diminui o volume de efluentes de viveiros e conseqüentemente do lançamento de poluentes no meio ambiente (Boyd et al., 2007).

A renovação da água dos viveiros pode não ser necessária em muitos sistemas de cultivo e inclusive não ser eficiente para a manutenção dos níveis adequados das principais variáveis limnológicas (Boyd e Tucker, 1998). No entanto, a renovação contínua ainda é o manejo mais recomendado na literatura e mais praticado por produtores em várias regiões (New, 2002; Valenti et al., 2010a). Diminuindo-se a quantidade de troca da água, aumenta-se

o tempo de retenção no interior dos viveiros, possibilitando a ação de processos naturais para assimilarem resíduos, diminuindo os poluentes liberados (Boyd et al., 2007).

Os efeitos dos subprodutos tóxicos podem ser reduzidos devido à renovação de água ou do processamento dos mesmos no interior dos viveiros. As etapas principais do metabolismo do ecossistema aquático são produção, consumo e decomposição (Esteves, 1998). O equilíbrio dessas etapas pode ser encontrado em ecossistemas maduros. O aumento no tempo de residência da água pode favorecer o amadurecimento do ecossistema e, portanto, sua capacidade de assimilação dos subprodutos tóxicos.

A redução do oxigênio dissolvido à noite pode ser resolvida com a aeração no período das 23:00h às 05:00h ou com alto fluxo de água através dos viveiros. O uso de aeradores, apesar de poupar o uso de água por meio de renovação contínua, implica em maior *input* (entrada de recurso) energético, além de afetar o ecossistema de viveiros. Este é um manejo amplamente divulgado entre os aquicultores, mas seu efeito na sustentabilidade da produção não é avaliada.

A quebra da estratificação pode ser resolvida pela movimentação da água entre a superfície e o fundo. Isso poderia ser produzido pelo uso de aeradores das 14:00h às 16:00h ou por alto fluxo de água através dos viveiros. Os aeradores promovem a mistura da água, reduzindo a estratificação vertical de temperatura e substâncias químicas. Tanto a aeração mecânica quanto o alto fluxo de água através dos viveiros fazem com que a água oxigenada seja distribuída do aerador ou da água de abastecimento para as demais partes do viveiro, e seu movimento auxilia a manter a alta eficiência de transferência de oxigênio na água, porque a água recém oxigenada é propelida para fora do aerador e substituída por água de menor concentração de oxigênio dissolvido.

Os sistemas de cultivo podem ser analisados por várias perspectivas. Geralmente, na área de produção animal, os índices de desempenho zootécnicos são empregados para avaliar

a eficiência na obtenção do produto final. Os índices mais usados são: ganho em peso, sobrevivência, produtividade e conversão alimentar aparente.

Recentemente, alguns trabalhos na área zootécnica começaram a incluir análises de viabilidade econômica do empreendimento. Estas análises geralmente compreendem a análise de custo retorno, a elaboração do fluxo de caixa e o cálculo dos indicadores de viabilidade econômica (período de retorno de capital, taxa interna de retorno, relação benefício custo etc). O viés econômico predominante nos trabalhos, portanto, é o neoclássico. Embora este tipo de abordagem tenha como objetivo principal a eficiência na alocação dos recursos, desde a segunda década do século passado já se pensava em formas de “internalizar as externalidades” nos custos de produção. As externalidades são prejuízos suportados por terceiros, alheios ao processo econômico, em decorrência do uso de determinados recursos naturais. Em 1920, o economista inglês Arthur C. Pigou afirmou que o mercado deveria internalizar este custo e para isto o Estado deveria impor ao causador do prejuízo uma taxa em valor equivalente ao custo da externalidade gerada, que foi posteriormente chamada de taxa pigouviana (Pigou, 2005). Esta taxa tratava-se de um recurso econômico usado para que a atividade poluidora assumisse os custos da mesma, sendo refletida nos custos finais dos produtos e serviços da atividade. No entanto, até hoje a prática de se internalizar as externalidades não é realizada nos projetos, embora sua importância tenha sido frequentemente citada.

Ultimamente, com as crescentes preocupações com o meio ambiente e com a sustentabilidade, métodos para se avaliar a sustentabilidade dos cultivos têm sido crescentemente aplicados em várias atividades, inclusive na produção animal. Os métodos utilizados para se medir a sustentabilidade na aquicultura são: análise do ciclo de vida, análise emergética, pegada ecológica, conjunto de indicadores e resiliência (Valenti et al., 2010b; Valenti, 2011; Zajdband, 2010). Eles são apresentados com mais detalhes na seção seguinte deste trabalho (item 2). Estes métodos diferem entre si na concepção que cada um possui

sobre o termo “sustentabilidade”, o que se reflete em toda a metodologia, desde a escolha dos dados a serem obtidos até a proposição das soluções para se atingir a sustentabilidade na aquicultura.

Embora tenha havido uma evolução na tentativa de se avaliar os vários aspectos de uma atividade agropecuária, complementando os dados de desempenho animal com informações sobre viabilidade econômica e posteriormente sustentabilidade de todo o sistema, trabalhos que analisam todas estas dimensões são raros, ou até mesmo inexistentes. Portanto, temos como objetivo estudar os efeitos da redução no uso da água e o uso de aeradores na engorda semi-intensiva do camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum* sob as perspectivas limnológica, do desempenho zootécnico e da sustentabilidade (por meio da análise emergética). Pretende-se com isso conhecer como são as respostas obtidas com diferentes abordagens do mesmo problema, usando o sistema proposto (cultivo semi-intensivo do camarão-da-amazônia) como um modelo de estudo. Os resultados obtidos podem fornecer subsídios para interpretações mais criteriosas de análises isoladas e pouco abrangentes, que geralmente são usadas nos processos decisórios envolvendo projetos aquícolas. Além disso, pretende-se contribuir para o estabelecimento de formas de manejo mais sustentáveis quanto ao uso dos recursos hídricos e energéticos, por meio de uma avaliação holística. Trabalhos dessa natureza são muito raros na literatura e, portanto, os resultados obtidos podem ser importantes para vários cultivos aquáticos.

2. REVISÃO DE LITERATURA

Optamos por apresentar nesse item apenas uma revisão dos métodos disponíveis para medir a sustentabilidade na aquicultura. Consideramos que a biologia e cultivo de *M. amazonicum* foram objeto de revisões recentes (Maciel e Valenti, 2009; Moraes-Valenti e Valenti, 2010) e não necessitam ainda de atualização.

Os métodos utilizados para se medir a sustentabilidade na aquicultura são: análise emergética, pegada ecológica, análise do ciclo de vida, resiliência e conjunto de indicadores. Estes métodos diferem entre si desde a definição que adotam para o termo “sustentável”, em decorrência de sua concepção sobre o grau de importância dado à economia e ao meio ambiente. Com exceção de conjuntos de indicadores formulados especificamente para a aquicultura, os demais métodos são gerais, que foram aplicados nos sistemas aquícolas.

2.1 Análise emergética

Energia significa a energia disponível usada direta ou indiretamente para realizar um serviço ou produto, e sua unidade é o emjoule (sej) (Odum, 1986, 1988; Scienceman, 1987). A análise emergética foi desenvolvida para explicar o trabalho da natureza e da sociedade que resulta em transformações de energia. Ela é sugerida como uma ferramenta para avaliar produtos e serviços ambientais e econômicos baseados na teoria do fluxo de energia em sistemas ecológicos. A análise emergética caracteriza todos os produtos e serviços em equivalentes de energia solar, ou seja, quanta energia seria necessária para realizar um trabalho específico se a radiação solar fosse o único *input* (entrada).

A análise emergética é mais ampla que a análise econômica convencional. Esta última só considera os custos dos insumos e serviços humanos mais o lucro para compor o preço de um produto. Além destes, a análise emergética também contabiliza os serviços da natureza, como a produção dos recursos naturais usados e a absorção de impactos ambientais causados pelo processo, os tratamentos de resíduos, bem como o custo dos gastos com a saúde e exclusão social gerados pelo projeto. A economia biofísica considera que o valor de um produto é a soma da contribuição da natureza, custos dos insumos e serviços humanos, serviços adicionais (incluindo as externalidades) e lucro (Jackson, 2003). Dentro deste enfoque, a análise emergética é holística, abrangente, considerando as dimensões ambiental, econômica, social e institucional da sustentabilidade. Além disso, ela é flexível, ou seja, permite a incorporação de elementos de outras metodologias em sua análise, como por exemplo, a pegada ecológica (item 2.2) (a área necessária para sustentar uma atividade pode ser determinada por meio da análise emergética). Pode ser aplicada para pequenos ou grandes sistemas de produção e fornece informações concretas para a tomada de decisões; sua principal limitação é a necessidade de um banco de dados complexo e difícil de ser obtido.

A comparação entre sistemas é feita por meio dos índices emergéticos. O índice denominado transformidade solar (Tr) mede a qualidade do fluxo de energia e permite a comparação com outras formas de energia de outros sistemas além de ser uma medida da posição do produto em termos de hierarquia energética. A Razão de Produção Emergética (EYR) é uma medida da incorporação da emergia da natureza, e é expressa como a razão da emergia total investida (Y), pela unidade de retorno econômico (F), no qual materiais (M) e serviços (S) usados são considerados. O valor do EYR indica a quantidade de energia primária (fonte de energia natural) que é disponibilizada para a economia que consome o produto. Ou seja, ele indica se o processo retorna ao setor econômico mais emergia do que adquire pela compra dos insumos e mão-de-obra usados na produção. De acordo com Brown

e Ulgiati (1997), a razão de produção emergética (EYR) é um indicador que provê uma medida da habilidade do processo explorar os recursos naturais, humanos e da economia locais. Portanto, mede a dependência do processo de fontes locais. Quando o EYR é igual a um, o processo não está explorando nenhum recurso local. Quanto maior a quantidade de recursos locais explorados no processo, maior o valor de EYR. O EYR não faz distinção entre fluxos renováveis (R) e não-renováveis (N), mas entre fluxos de energia local e importada (comprada ou “investida”).

A razão de carga ambiental (ELR) expressa o uso de serviços ambientais por um sistema. O serviço ambiental é medido como a energia das entradas dos recursos renováveis do ambiente que é usada. Quando a EYR é elevada devido de um alto valor de fontes locais renováveis, o ELR é pequeno, indicando, portanto, um pequeno estresse ambiental. Ao contrário, quando um alto valor de fontes não-renováveis locais contribui para o EYR, o ELR aumenta, sugerindo, portanto, um estresse ambiental maior. Portanto, um aumento simultâneo em ambos EYR e ELR, indica que um estresse maior está ocorrendo no ambiente; ao contrário, quando o EYR aumenta e o ELR decresce, o processo indica pouco estresse ambiental.

A aplicação da metodologia emergética tem sido feita em diferentes tipos de sistemas aquícolas. Odum e Arding (1991) conduziram um estudo emergético em propriedade de carcinicultura no Equador (Tabela 1). Eles concluíram que a economia de livre mercado faz com que o manguezal e o camarão, que previamente atendiam à população se tornassem bens privados da carcinicultura. Na ausência de qualquer política pública no manejo de recursos naturais públicos, os produtos são exportados, resultando em redução na riqueza local. Portanto, a economia local não é favorecida porque a indústria do camarão é parte de negócios internacionais. Se os peixes pelágicos, o manguezal, o rio, o petróleo e o camarão

fossem utilizados dentro do Equador, os preços cairiam, os padrões de vida aumentariam, a inflação decresceria e a população do país teria maior poder de compra.

Cavalett (2004) analisou a piscicultura integrada à produção de suínos em Santa Catarina e de pesque-pague em São Paulo (Tabela 1). O autor concluiu que os sistemas avaliados são menos dependentes de recursos renováveis do que outros sistemas de produção animal.

Ortega (2004) avaliou a produção de bagre do canal no Alabama, EUA (Tabela 1). O estudo demonstrou que a indústria de bagre do canal tem melhor competitividade que as indústrias do frango, suíno ou bovino. Por outro lado, há um risco dessa indústria não ser capaz de competir com a aquicultura de países periféricos porque estes países usam investimento econômico menor e contam com grande contribuição natural, que faz com que os preços de seus produtos aquícolas sejam mais baixos. O autor sugere a adoção de melhores práticas de manejo no cultivo (por exemplo, uso de energia eólica para o funcionamento dos aeradores), a integração com outras atividades agropecuárias e policultivo, a formulação de políticas de desenvolvimento sustentável com base na Agenda 21 e Planejamento Regional, e uma educação ampliada dos produtores rurais visando a auto-organização para atuar nos foros de comércio nacional e internacional e participar da discussão das políticas públicas sobre meio ambiente e economia.

Vassalo et al. (2007) avaliaram uma fazenda de produção de dourada (*Sparus aurata*) no Golfo La Spezia, Itália. O diagrama do sistema estudado é mostrado na Figura 1. A transformidade, a ELR e a EYR obtidos foram $1,32E6 \text{ sej.J}^{-1}$; 5,00 e 1,20, respectivamente (Tabela 1). O estudo mostrou que o sistema causa grande estresse ambiental. Além disso, os juvenis comprados e os bens e serviços representam grande entrada de recursos não-renováveis. Em 2009, esses autores estudaram a mesma fazenda (Vassalo et al., 2009). A transformidade obtida na estocagem da primavera foi igual a $5,55 E5 \text{ sej.J}^{-1}$, a ELR, 3,65 e a

EYR 1,28, enquanto na estocagem de outono os valores foram $9,92E5 \text{ sej.J}^{-1}$; 4,56 e 1,23, respectivamente. Eles concluíram que os juvenis são o item que apresenta os níveis mais altos de energia. Além disso, eles afirmam que a análise emergética possibilita a identificação da energia de cada item necessário para a produção, possibilitando verificar onde e quando modificar o sistema para ir rumo à produção ótima de um produto sustentável (Vassalo et al., 2009).

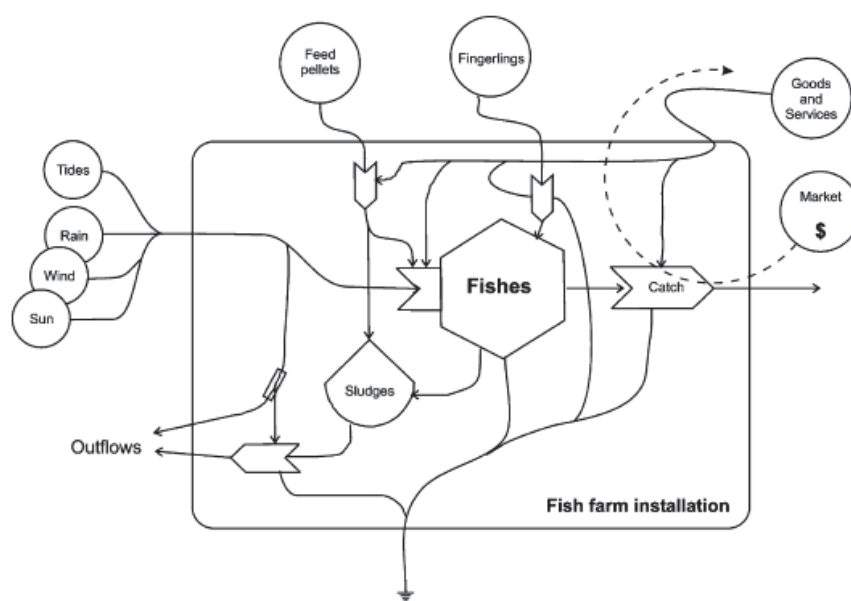


Figura 1. Diagrama esquemático da fazenda de piscicultura no Golfo La Spezia feito com os diagramas emergéticos (extraído de Vassalo et al., 2007).

Tabela 1. Valores de transformidade e razão de produção emergética obtidos em diferentes sistemas de aquicultura.

Espécie	Sistema de produção	Transformidade (sej.J ⁻¹)	EYR	Referência
<i>Salmão</i> (<i>Salmo salar</i>)	Tanque-rede	9,70E+06	1,23	Odum, 2000
<i>Camarão branco do Pacífico</i> (<i>Litopenaeus vannamei</i>)	Monocultura/ alimentação orgânica	13,00E+06	1,30	Odum e Arding, 1991
<i>Camarão branco do Pacífico</i> (<i>Litopenaeus vannamei</i>)	Monocultura/ alimentação não-orgânica	18,90E+06	1,40	Odum e Arding, 1991
<i>Peixes</i>	Policultivo/ consórcio com suínos	1,55E+08	1,66	Cavalett, 2004
<i>Peixes</i>	Policultivo/ pesque-pague	8,93E+06	1,31	Cavalett, 2004
<i>Bagre do canal</i> (<i>Ictalurus punctatus</i>)	Monocultura	4,86E+05	1,50	Ortega, 2004
<i>Dourada (Sparus aurata)</i>	Tanque-rede	1,32E+06	1,20	Vassalo et al., 2007
<i>Dourada (Sparus aurata)</i>	Tanque-rede	5,55E+05	1,28	Vassalo et al., 2009
<i>Dourada (Sparus aurata)</i>	Tanque-rede	9,92E+05	1,23	Vassalo et al., 2009

Os sistemas mais eficientes em termos de uso de energia são os que apresentam menor transformidade, ou seja, o cultivo de bagre do canal (*Ictalurus punctatus*) e dourada (*Sparus aurata*). O maior valor de EYR foi encontrado no sistema de produção de peixes em consórcio com suínos, e isso indica que nesta condição ocorre a maior incorporação de recursos naturais ao produto, diminuindo os custos de produção e permitindo sua competitividade no mercado.

2.2 Pegada ecológica

O conceito de “pegada ecológica” foi introduzido por Wackernagel e Rees em 1996 como a área requerida para sustentar níveis de consumo de recursos e resíduos descartados por uma dada população humana. O método representa a apropriação da capacidade de suporte do sistema total por uma determinada população (Wackernagel e Rees, 1996; Chambers et al., 2000). Como na análise emergética, o enfoque biofísico é adotado. Ele mostra uma natureza finita e um crescimento com limites finitos (van Bellen, 2007). O termo “exterior” não existe, já que a economia humana nada mais é que um subsistema da ecosfera.

O método da pegada ecológica deve incluir as áreas requeridas para atender o consumo de energia e recursos, e perda de área de biodiversidade devido à contaminação, radiação, erosão, salinização e urbanização (Wackernagel e Rees, 1996; Chambers et al., 2000). Para determinar a pegada ecológica de uma população específica, é necessário primeiramente calcular o consumo médio anual de itens particulares, nacionais ou regionais, dividindo o consumo total pelo tamanho da população. O próximo passo é determinar ou estimar a área per capita necessária para produzir cada um dos principais itens de consumo e para processar os resíduos produzidos. A área média de pegada ecológica por pessoa é calculada pela soma de áreas apropriadas de ecossistemas por consumo de itens de bens e serviços. Finalmente, a área total apropriada é obtida pela multiplicação da área média pelo tamanho da população total.

A pegada ecológica segue um contexto biofísico ao invés da análise monetária, sensibiliza pessoas sobre os limites da natureza, é adaptável às condições locais, compreende uma dimensão moral da sustentabilidade (já que mostra a contribuição de cada população para o declínio total da ecosfera), é facilmente entendível, conecta vários tópicos de sustentabilidade (incluindo desenvolvimento e equidade) e mostra a extensão da

sobreexploração da capacidade de suporte. Além de tudo isso, é uma ferramenta boa para avaliar o impacto ambiental. Por outro lado, muitos criticam o método como não-científico e pretencioso. Wackernagel e Rees (1996) afirmam que o modelo é limitado e pode subestimar a área calculada. Outros autores consideraram como desvantagens do método a impossibilidade para prever o futuro, o fato de negligenciar a inovação tecnológica na solução de desafios humanos, refletir uma visão negativa do futuro e negligenciar o componente social da sustentabilidade (van Bellen, 2007). Hardi e Barg (1997) consideram que o método é estático e não considera fatores importantes como a área perdida de produtividade biológica devido à contaminação, erosão e ocupação urbana, por exemplo. Ao contrário, só considera os efeitos econômicos de decisões relacionadas ao uso de recursos. Essa simplificação, de acordo com os autores, pode levar a uma perspectiva mais otimista do que a realidade. Siche et al. (2008) apontaram que uma imperfeição evidente deste índice é o uso reduzido de informação associada à sustentabilidade. O método negligencia, por exemplo, a perda de solo, o consumo de água doce e perda de florestas, que são computados pela análise emergética.

Os resultados de estudos usando o método da pegada ecológica na aquicultura são apresentados a seguir (Tabela 2). Eles sugerem que a carcinicultura marinha é menos sustentável que a piscicultura. Além disso, o cultivo em tanques-rede é altamente dependente do meio externo para a produção de alimento para os organismos cultivados e em menor escala, para a produção de oxigênio e assimilação de resíduos. Portanto, a elevada produtividade dos tanques-rede pode não ser real quando se considera toda a área efetivamente utilizada.

Larsson et al. (1994) estudaram uma propriedade de cultivo semi-intensivo de camarões (*Penaeus stylirostris* e *Litopennaeus vannamei*) em uma área costeira de manguezal no caribe colombiano (Tabela 2, Figura 2). Os resultados mostraram que em 1990, 874- 2.300 km² de área de manguezal era requerida para suprir a demanda de pós-larva de camarão

(aprox. 20-50% da área total de manguezal do país). Kaustky et al. (1997) compararam a mesma propriedade na Colômbia com um cultivo semi-intensivo de tilápias (*Tilapia rendalli*, *Oreochromis mossambicus*, *Oreochromis niloticus*) em viveiro de pequeno porte baseado em subprodutos da pesca e da agricultura do local com um cultivo de grande porte de tilápia em tanque-rede industrialmente manejado, no Lago Kariba, Zimbábue. A pegada ecológica do cultivo semi-intensivo de camarões foi 35 a 190 vezes maior que a superfície do viveiro, correspondendo principalmente à área de manguezal necessária para suprir as pós-larvas para o cultivo (Tabela 2). O cultivo intensivo de tilápias em tanque-rede resultou em uma pegada ecológica para produção de alimentos 10.000 vezes maior que a área do tanque-rede (Tabela 2). Por outro lado, o cultivo de tilápia em viveiro apresentou pegada de 0,9 m² por m², portanto, com baixa dependência dos ecossistemas naturais e área externa ao cultivo (Tabela 2).

Berg et al. (1996) estudaram a produção de peixes no Lago Kariba, Zimbábue. Eles afirmam que o cultivo intensivo em tanque-rede (tilápia) deve ser suportado por áreas de ecossistemas que são substancialmente maiores que a área da propriedade: para cada m² de tanques-rede são necessários 2.000 m² de área para produzir alimentos para os peixes, 160 m² para a produção de oxigênio e 115 m² para a assimilação de nutrientes gerados pelos efluentes (Tabela 2). Por outro lado, os sistemas de viveiros produzem parte do alimento, oxigênio e assimilação de nutrientes, sendo, portanto, mais sustentáveis.

Folke et al. (1998) fizeram uma revisão sobre trabalhos que calcularam a pegada ecológica em diferentes sistemas da pesca e aquicultura. Os resultados obtidos variaram entre negligenciáveis até 50.000 ha.ha⁻¹ dependendo do método de cultivo e de pesca usado (Tabela 2). Para a assimilação dos resíduos, é necessária uma área variando de 2 a 275 ha.ha⁻¹ (Tabela 2). A área marinha necessária para suportar o consumo de pescado da população no Mar Báltico equivale a duas áreas do Mar Báltico. Além disso, eles afirmaram que 20% da

população humana global apropriam 25% da área mundialmente disponível dos ecossistemas costeiros e marinhos.

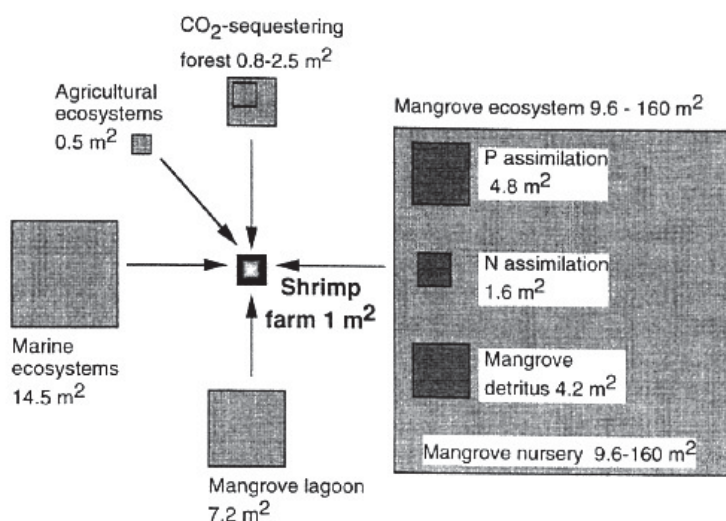


Figura 2. Áreas requeridas para manter um cultivo semi-intensivo de camarão (em m^2 por m^2 de área cultivada) na Baía de Barbacoas, Colômbia. A área da lagoa e do ecossistema marinho é necessária para fornecer a água doce e salgada, respectivamente; a área de manguezal é necessária para processar os efluentes e fornecer juvenis, enquanto que a área de agrossistemas refere-se à produção de insumos; a área florestada é necessária para absorver o CO_2 gerado (extraído de Larsson et al., 1994).

Rönnback et al. (2003) determinaram que uma larvicultura média com capacidade para produzir 75 milhões de pós-larvas de *Penaeus monodon* por ano resulta em uma pegada ecológica de 534 ha de manguezal somente para o suporte dos camarões reprodutores (Tabela 2). A pegada ecológica de viveiros de carcinicultura intensiva equivale a até 11 vezes a área do viveiro somente para a produção de pós-larvas para estocá-los. Os mesmos autores determinaram que as fazendas de camarão no Estado de Andhra Pradesh, Índia, precisavam de 35.000-138.000 ha de manguezal para satisfazer os requerimentos do plantel de reprodutores das larviculturas (Tabela 2).

Gyllenhammar e Håkanson (2005) aplicaram o método da pegada ecológica em uma piscicultura em tanque-rede no Mar Báltico em diferentes escalas. Eles obtiveram o resultado que na menor escala (< 1 ha), uma área equivalente a um “campo de futebol” ($\sim 5.000 m^2$) seria necessária para suportar uma produção de 50 toneladas anuais de peixes, e na escala

internacional ($> 10.000 \text{ km}^2$), a contribuição das fazendas de cultivo para os fluxos de nutrientes em geral é bastante reduzida (Tabela 2).

Tabela 2. Pegada ecológica de diferentes sistemas de aquicultura.

Espécie/ sistema			Pegada ecológica	Referência
Fazenda	semi-intensiva	de	874-2300 km ² de área de manguezal necessária para suprimento de pós-larvas (20-50% da área total de manguezal da Colômbia)	Larsson et al., 1994
Carcinicultura	semi-intensiva		35-190 vezes a área da superfície dos viveiros	Kautsky et al., 1997
Cultivo de tilápias	semi-intensivo		Não é necessária área externa ao viveiro para suprir demanda de oxigênio e assimilação de nutrientes	Kautsky et al., 1997
Tilapicultura	em tanque-rede em grande escala comercial		10.000 vezes a área dos tanques-rede para produção de alimentos	Kautsky et al., 1997
Tilapicultura	intensiva em tanque-rede		Produção de alimentos: 21000 m ² .m ⁻² Produção de oxigênio: 160 m ² .m ⁻² Assimilação de nutrientes: 115 m ² .m ⁻²	Berg, 1996
Pesca e aquicultura			20% da população humana global apropriam 25% da área mundialmente disponível dos ecossistemas costeiros e marinhos	Folke, 1998
Consumo de pescados	no Mar Báltico		Duas áreas de Mar Báltico para suportar o consumo da população local	Folke, 1998
Larvicultura de <i>Penaeus monodon</i>			534 ha de manguezal para reprodutores de camarões Viveiros intensivos: 11 vezes a área do viveiro somente para input de pós-larvas 35.000-138.000 ha de manguezal para manter reprodutores em uma larvicultura localizada no Estado de Andhra Pradesh, Índia	Rönback, 2003
Piscicultura em tanque-rede	no Mar Báltico		Área equivalente a um “campo de futebol” (~5.000 m ²) é necessária para suportar uma produção de 50 toneladas anuais de peixes	Gyllenhammar e Håkanson, 2005

2.3 Análise do Ciclo de Vida

A Análise do Ciclo de Vida é um método padronizado, que compõe a ISO (International Organization for Standardization) 14040 e a ISO 14042 (Mungkgung, 2005), formulado para avaliar impactos potenciais associados com um produto, pela quantificação e avaliação dos recursos consumidos e emissões para o ambiente em todos os estágios do seu ciclo de vida (Inventário do Ciclo de Vida), desde a extração da matéria-prima até o descarte de resíduos (Guinée et al., 2002 apud Papatryphon et al., 2004b). Cada substância produzida ou consumida é ordenada em diferentes indicadores de categoria de impacto, relativo a seu potencial efeito ambiental baseado em dados científicos. Para cada impacto ambiental considerado na ACV, um modelo de caracterização é usado para converter os dados do inventário em resultados de impacto potencial (Aubin et al., 2006). Por esta razão, também é considerada uma ferramenta potencial para avaliar sistematicamente e comparar os impactos ambientais associados com produtos alimentícios bem como identificar as opções para melhoria na eficiência ecológica. Espera-se da aplicação da ACV um novo *insight* conduzindo a um desenvolvimento sustentável de sistemas de produção de alimentos (Mungkung e Gheewala, 2007) e outros produtos, dar base para decisões aos consumidores (Jungbluth et al., 2000) e como um critério de rotulagem ambiental para informar os consumidores dos possíveis impactos ambientais dos produtos (Mungkung, 2005).

A avaliação é feita via compilamento das entradas e saídas relevantes do sistema de produção e cálculo dos possíveis impactos associados. A magnitude dos impactos indica a performance ambiental do produto e estes são calculados com base em uma unidade funcional, para a qual são definidas as entradas e saídas; a unidade funcional é a quantificação da função final do sistema de produto, e sua definição é muito importante para a comparação de estudos de ACV, pois pode levar a resultados distintos para o mesmo produto. Ela é

definida pela finalidade última do produto. Por exemplo: na ACV do processo de produção de tintas, a unidade funcional deve ser a unidade de área pintada acabada e não a unidade de volume ou massa de tinta produzida. No entanto, para os produtos da aquicultura e pesca, a unidade funcional geralmente é o quilograma ou tonelada de pescado produzido ao invés do número de pessoas alimentadas. Os impactos ambientais avaliados na ACV são divididos em três grupos principais: depleção de recursos, impactos na saúde humana e consequências no ecossistema.

A metodologia da ACV, como descrita na ISO 14040, compreende quatro fases: definição de objetivos e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação (Figura 3). Na primeira fase, ou seja, definição de objetivos e escopo, são identificados os objetivos e a intenção de aplicação, os limites do sistema e as escolhas metodológicas. Na fase de inventário, as entradas e as saídas ambientais associadas com o sistema de produção são quantificadas, e os resultados são usados para calcular os impactos ambientais potenciais na fase de avaliação de impacto. Os resultados das fases de inventário e avaliação de impacto são analisados na fase de interpretação e então são definidas as recomendações para atingir uma melhoria ambiental.

A análise do ciclo de vida tem sido amplamente usada para avaliar impactos ambientais, apoiar melhorias ambientais, designar *benchmarking* (busca por melhores práticas na indústria), desenvolver critérios de rotulagem ecológica, avaliar diferentes sistemas de produção, ou permitir escolhas de estratégias de manejo e identificar os sistemas ou opções ambientalmente preferíveis (Cederberg e Mattsson, 2000; Ziegler et al., 2003; Basset-Mens e van der Werf, 2003; Papatryphon et al., 2003; Papatryphon et al., 2004; Mungkung, 2005; Hospido et al., 2006; Thrane, 2004; Mungkung e Gheewala, 2007).

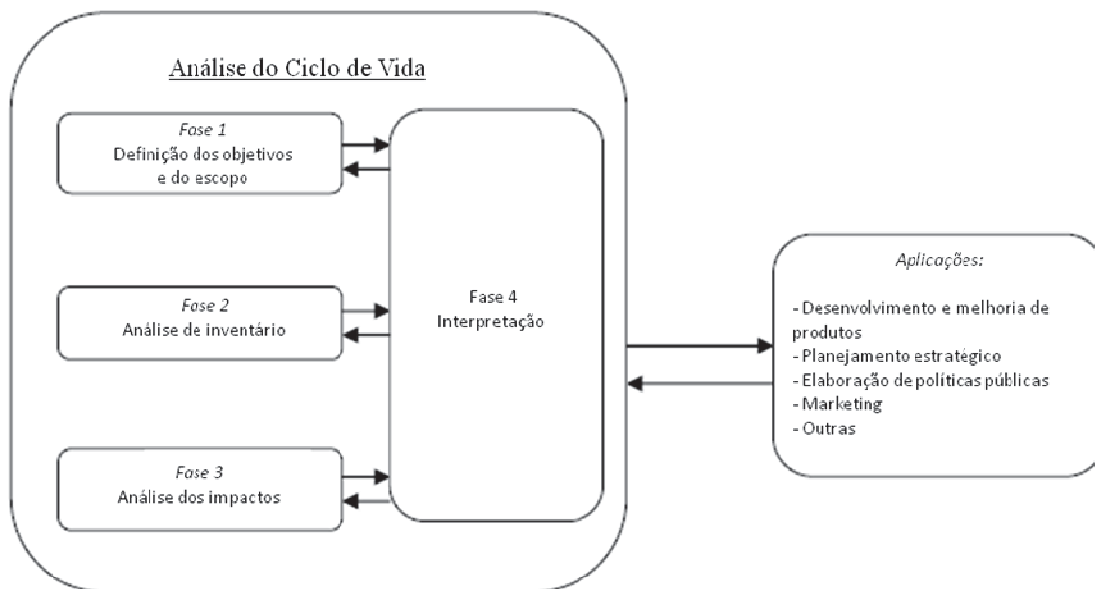


Figura 3. Estrutura geral e fases da ACV (citado em Mungkung, 2005).

As principais limitações da ACV para avaliar a sustentabilidade são a desconsideração de diferenças temporais e geográficas, bem como de aspectos sociais ou econômicos, focando, portanto, somente as avaliações ambientais. Além disso, não inclui categorias de impacto específicas relacionadas à aquicultura e produtos agrícolas, e há a necessidade de grande inventário de dados. Os trabalhos publicados que usaram a ACV na aquicultura são apresentados a seguir.

Srituhla (2001) aplicaram a ACV em uma fazenda de camarões na Tailândia. Os impactos avaliados foram: mudanças climáticas, depleção de ozônio, potencial de acidificação e eutrofização, metais pesados, formação de smog fotoquímico, uso de energia e resíduos sólidos. O impacto ambiental mais importante foi a eutrofização, devido à descarga de efluentes dos viveiros no ambiente, seguido de mudanças climáticas e depleção de ozônio. Estes impactos decorrem da produção de alimentos para os camarões e uso de aeração nos viveiros. O autor recomendou o tratamento de efluentes e redução nas horas de operação dos aeradores. Uma limitação encontrada neste estudo foi a falta de dados, gerando avaliação

incompleta do ciclo de vida do produto: a larvicultura, processamento, distribuição, consumo e manejo de resíduos não foram incluídos.

Papatryphon (2002) compararam quatro tipos de dietas na produção de trutas na França: dieta ecologicamente otimizada, dieta barata (com menos farinha e óleo de peixe), dieta comum (comercial) e uma nova dieta em que todos os ingredientes são derivados de vegetais. Os estágios considerados na ACV foram: extração de matéria-prima, produção e manufatura dos ingredientes e uso das dietas. Os ingredientes produzidos pela agricultura e farinha e óleo de peixe apresentaram os maiores impactos nas mudanças climáticas e acidificação. O uso da dieta nas fazendas de engorda foi o fator que mais contribuiu para a eutrofização. A dieta barata produziu menos impacto nas mudanças climáticas e menor uso de energia, mas apresentou maior potencial de eutrofização. O menor potencial de eutrofização foi encontrado na dieta baseada em ingredientes vegetais. A substituição parcial de farinha e óleo de peixe por ingredientes vegetais resultou em menor potencial de eutrofização, mudanças climáticas e acidificação do que a substituição completa dos ingredientes. Portanto, esta substituição de ingredientes permite uma melhoria ambiental no processo produtivo.

O mesmo autor comparou diferentes práticas de produção em oito propriedades de cultivo de trutas (*Oncorhynchus mykiss*) no ano subsequente na França (Papatryphon et al., 2004a). Os estágios considerados no estudo foram produção (“dentro da porteira”) e uso de insumos primários na fazenda, produção e transformação de ingredientes da dieta, produção de equipamentos usados na fazenda, construção e produção de infraestrutura e transporte em todos os estágios. Os impactos avaliados foram eutrofização, acidificação, mudanças climáticas, uso de energia e produção primária líquida. Os resultados indicam que dois parâmetros podem ser usados como indicadores de desempenho ambiental: eficiência da dieta e intensidade de produção (produção por volume de água doce). O estágio correspondente a produção (“dentro da porteira”) foi o maior contribuinte para eutrofização, que é fortemente

ligado à eficiência da dieta. A produção de dieta para os peixes é o fator que mais contribuiu para o maior uso de recursos bióticos, mudanças climáticas, acidificação e uso de energia. O uso de energia aumentou quando a produtividade aumentou. Os autores afirmam que a ACV é uma ferramenta com bom potencial para comparar sistemas de produção no nível da propriedade (“dentro da porteira”) (Papatryphon et al., 2004a).

Mungkung (2005) estudou a produção de camarões (*Penaeus monodon*) congelados na Tailândia. Os resultados mostraram que a fazenda é o estágio chave do ciclo de vida na geração dos impactos ambientais mais significativos, particularmente toxicidade marinha, depleção abiótica, aquecimento global e eutrofização. O aquecimento global é principalmente devido ao uso de energia, alimento do camarão e cal viva e a eutrofização é consequência de descarga de efluentes dos viveiros de camarão. A autora aponta ações para reduzir os impactos ambientais relacionadas ao uso de entradas de recursos sustentáveis e a manutenção da qualidade dos viveiros. O primeiro grupo inclui o uso de água livre de poluição, reprodutores domesticados para reduzir a pressão sobre ecossistemas marinhos, cistos de artêmia de fontes locais ou fitoplâncton, para reduzir o impacto com transporte e a sobreexploração de cistos do Great Salt Lake, a produção local de pós-larvas, para reduzir impactos com transporte, substituir a cal viva por calcário e usar ingredientes de fontes sustentáveis na dieta dos camarões, substituindo a farinha de peixe, por exemplo. A manutenção da qualidade dos viveiros envolve usar aeração do tipo *jet* ao invés do tipo pá, porque este possui melhor eficiência energética, utilizar densidade de estocagem que não ultrapasse a capacidade do viveiro, otimizar o manejo alimentar, usando bandejas e adequando o fornecimento de alimento de acordo com fatores que influenciam o consumo, como clima e saúde dos animais, realizar tratamento de efluentes, utilizar água livre de produtos químicos nas fases pós-despesca, reduzir o transporte dos camarões da fazenda para

a planta processadora, reduzir o tempo de estocagem do produto, utilizar embalagens de fontes sustentáveis, como caixas de papelão recicladas.

No mesmo estudo, a mesma autora (Mungkung, 2005) comparou cinco tipos de propriedades: a) Convencional + CoC (sistema intensivo com a aplicação do “Code of Conduct for Responsible Marine Aquaculture” - Código de Conduta para Aquicultura Marinha Responsável – conhecido como CoC), b) Biológica + CoC (sistema intensivo com aplicação do CoC + uso minimizado de produtos químicos), c) Probiótica (uso de substâncias probióticas para digerir resíduos nos viveiros de camarões), d) Ecológica (sistema não intensivo que tem o objetivo de criar os camarões em condições próximas ao seu habitat natural, com cuidado com o ambiente de cultivo e seu entorno, sem o uso de produtos químicos) e e) “Tornando-se orgânica” (transição do sistema convencional intensivo para o orgânico com densidade de estocagem reduzida e eliminação completa do uso de produtos químicos).

A propriedade Convencional + CoC apresentou os maiores impactos, já que possui os maiores entradas de recursos energéticos, usa mais alimento e cal viva. A propriedade Probiótica, e as propriedades Biológica + CoC e “Tornando-se orgânica” reduziram os impactos de ecotoxicidade, já que utilizam probióticos e extratos biológicos, respectivamente, ao invés de produtos químicos, enquanto a fazenda Ecológica apresentou o menor potencial de eutrofização, devido ao reduzido uso de alimento. A sequência dos tipos de fazenda, do melhor para o pior, em termos de impactos ecológicos, é: “Tornando-se orgânica” – Probiótica – Ecológica – Biológica + CoC – Convencional + CoC. Esses resultados da ACV podem ser usados para formular políticas públicas e recomendar manejos mais sustentáveis. Além disso, podem ser usados em rotulagem ecológica para os produtos aquícolas. A autora destaca a importância de realizar análises econômicas e sociais em combinação à ACV, e

ressalta a necessidade de participação de todos os atores sociais no processo de formulação de políticas públicas para a carcinicultura.

Aubin et al. (2006) estudaram um sistema de recirculação de rodovalho (*Scophthalmus maximus*) na França. Os impactos avaliados foram: potencial de eutrofização, potencial de acidificação, potencial de aquecimento global, uso de produtividade primária e uso de energia não renovável. Os estágios considerados foram: fazenda de piscicultura, produção de *inputs* (entradas) da propriedade (energia, oxigênio líquido, tratamentos veterinários, produtos químicos e dieta dos peixes), produção e transformação de ingredientes da dieta, produção de equipamentos usados na fazenda, construção civil e infraestrutura de reprodução e transporte em todos os estágios. A fase de produção de peixes (“dentro da porteira”) é o maior contribuinte para o potencial de eutrofização, seguido da produção de dieta e fonte de energia, que é nuclear. O potencial de acidificação é causado principalmente devido à fonte de energia, seguido da dieta e depois equipamentos e obras civis. O uso de produtividade primária líquida é somente influenciado pela dieta. Fontes de energia usadas na fazenda contabilizam o maior uso de energia não renovável. O uso de energia não-renovável é 4 - 6,5 vezes maior no cultivo de rodovalho do que no cultivo de truta arco-íris em sistema de recirculação de água (Papatryphon et al., 2004a), e o potencial de acidificação e o potencial de aquecimento global são 3 vezes maior nos cenários A e B (A= cenário referência = assume-se que sólidos, fósforo e nitrogênio são direta e totalmente liberados para a água, B= a mesma situação para sólidos e fósforo que “A”, mas N₂ é emitido para a atmosfera) em comparação com o mesmo cultivo de trutas (Figura 4). O elevado consumo de energia é principalmente devido ao bombeamento para o transporte e circulação de água dentro da fazenda, associado à termoregulação a 17° C usada ao longo do ano para otimizar o crescimento dos peixes. Portanto, o sistema demanda elevada energia e isso se reflete principalmente no potencial de acidificação e aquecimento global, embora a energia nuclear produza poucos gases do efeito estufa e gases acidificantes.

Os autores afirmam que a quantidade de energia e sua origem estão entre os fatores principais a serem melhorados para reduzir os impactos da produção desta espécie. Eles sugerem o uso destes sistemas de recirculação apenas para espécies de alto valor comercial ou em fases específicas do ciclo de produção, como a larvicultura.

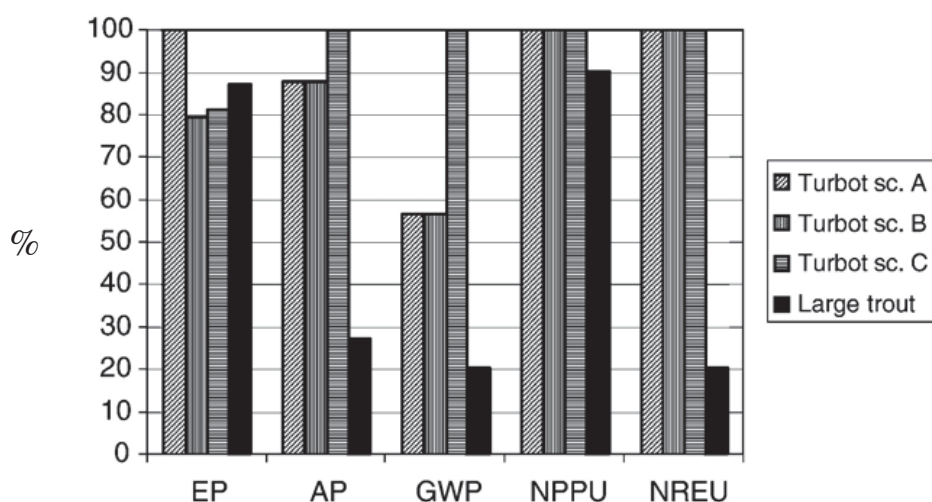


Fig. 4. Comparação de três cenários de produção (dentro da fazenda) de rodovalho (*turbot*) e um cenário de produção de trutas (detalhes dados no texto) para potencial de eutrofização (EP), potencial de acidificação (AP), potencial de aquecimento global (GWP), uso de produção primária líquida (NPPU) e uso de energia não-renovável (NREU). Os resultados foram expressos por tonelada de peixe produzido e relativizados para cada categoria de impacto, como uma porcentagem dos resultados do cenário apresentando o maior valor de impacto. A= cenário referência = assume-se que sólidos, fósforo e nitrogênio são direta e totalmente liberados para a água; B= a mesma situação para sólidos e fósforo que “A”, mas N₂ é emitido para a atmosfera; C= mesma situação que “B” para sólidos e fósforo, mas o nitrogênio é emitido nas formas N₂, N₂O e NH₃ para a atmosfera (reproduzido de Aubin et al., 2006).

Ellingsen e Aanondsen (2006) compararam os impactos ambientais da captura de bacalhau (*Gadus morhua*) e o cultivo de salmão com a produção avícola na Noruega. Os estágios considerados foram: captura, reprodução, cultivo, processamento e transporte (processamento do alimento incluindo provisão de matéria-prima como peixe industrializado e grãos e transporte entre várias plantas de processamento). Os impactos considerados foram: substâncias carcinógenas, impactos respiratórios de inorgânicos, mudanças climáticas, camada de ozônio, potencial de ecotoxicidade, potencial de acidificação e eutrofização e

combustíveis fósseis. A pesca do bacalhau e a alimentação do salmão e dos frangos foram as que tiveram maior impacto ambiental, devido ao elevado gasto energético para a pesca do bacalhau e de peixes marinhos para a composição da dieta do salmão. A avicultura¹ apresentou a maior eficiência energética em comparação com o salmão e bacalhau, que tiveram resultados semelhantes. O uso da energia foi avaliado durante a pesca e a despesca, fases de transporte com barcos, caminhões e outros veículos, refrigeração, produção de dietas, abate e processamento. Os resultados indicaram que para produzir 0,2 kg de salmão, são necessários 1,3 kg de peixes provenientes da pesca para a formulação da dieta, e para produzir 0,2 kg de filé de bacalhau, a área do fundo do mar afetada pelo arrasto de fundo é aproximadamente cem vezes maior que a área continental necessária para produzir a dieta para produzir 0,2 kg de frango.

Os autores concluíram que há um potencial para melhorar o cultivo de salmão e a pesca de bacalhau especialmente no uso de energia: dois cenários foram definidos e testados. Os cenários foram chamados: *combustível verde* e *o salmão vegetariano*. A primeira simulação foi feita substituindo-se o óleo diesel por gás natural, e os resultados foram positivos na redução dos impactos ambientais, exceto para uso de combustíveis fósseis e impactos no ecossistema marinho de fundo. Conforme os autores, devem-se desenvolver técnicas de arrasto do fundo do mar com menor impacto ambiental. O *salmão vegetariano* consistiu em substituir ingredientes da dieta de origem marinha por ingredientes vegetais, e o resultado encontrado foi que o uso de energia pode ser reduzido a um nível menor que os encontrados na produção de frangos. No entanto, deve-se avaliar se os benefícios ambientais na adoção desta medida continuarão se outros impactos, como o uso da terra, forem considerados (Ellingsen e Aanondsen, 2006).

¹ Os frangos de corte na Noruega são criados soltos. O sistema de produção semelhante ao praticado no Brasil foi banido para atender às exigências do bem-estar animal.

Grönroos et al. (2006) conduziram um estudo na criação de truta arco-íris na Finlândia, comparando diferentes dietas, conversão alimentar e adaptações na tecnologia de produção para reduzir a emissão de nutrientes. Essas adaptações foram: no sistema de produção em funil, um funil é instalado sob o tanque-rede, para que os resíduos sejam bombeados para tratamento externo; no sistema de gaiolas fechadas flutuantes, o resíduo é bombeado para fora do sistema e coletado e no sistema em viveiros, a água é bombeada e os resíduos podem ser removidos. Os estágios avaliados foram: produção de dietas e produção de matéria-prima da dieta, larvicultura, fazenda de piscicultura, abate, evisceração, transporte de matéria-prima e produtos finais, produção de embalagens, combustíveis e eletricidade. As categorias de impacto consideradas no estudo foram as mudanças climáticas, acidificação, eutrofização, formação de ozônio troposférico e depleção de combustíveis fósseis. Os impactos mais importantes são a liberação de nitrogênio e de fósforo para a água. Emissões atmosféricas (principalmente provenientes de produção de matéria-prima da dieta, manufatura da dieta e transporte) têm contribuição mínima para os impactos ambientais totais. Medidas técnicas para diminuir a emissão de nutrientes para a água reduzem a carga de fósforo, mas tem um efeito mínimo no nitrogênio. Para se tornar sustentável, o sistema deve mudar o consumo de energia e usar fontes renováveis de energia.

Myrvang (2006) estudou a produção de rodvalho na Noruega, considerando a fazenda e a produção de alimentos. O autor comparou diferentes meios de aquecimento de água no sistema de recirculação usando uma análise do ciclo de vida híbrida. Nessa avaliação, as tabelas econômicas de entradas e saídas (IOT=*input-output tables*) podem ser usadas em complementação às técnicas convencionais. IOTs representam modelos de economia descrevendo fluxos monetários entre setores industriais presentes em uma economia. As categorias de impacto usadas foram potencial de depleção abiótica², aquecimento global,

² Potencial para diminuir os recursos naturais abióticos, como combustíveis fósseis e minérios.

depleção da camada de ozônio, potencial de toxicidade humana, potencial de ecotoxicidade terrestre, potencial de oxidação fotoquímica, potencial de acidificação e eutrofização. A análise indicou que a produção de alimentos para os peixes é o maior contribuinte para os impactos ambientais: ingredientes marinhos da pesca é a maior fonte de impactos ambientais no aquecimento global e acidificação enquanto a agricultura é a maior responsável pela eutrofização. A instalação dos equipamentos técnicos (equipamentos de laboratório, filtros, bombas, equipamentos para o sistema de recirculação de água) e a construção da fazenda piscícola foram os itens que mais contribuíram para o aquecimento global, acidificação, toxicidade humana e terrestre, devido à manufatura de partes metálicas. A produção de químicos para as operações da fazenda e a matéria-prima para o sistema de encanamento contribuem para o aquecimento global e potencial de oxidação fotoquímica. O aquecimento da água com eletricidade causa os maiores impactos ambientais. O uso de gás natural ou petróleo resultam em potencial de aquecimento global 68% e 83%, respectivamente, maior que o calor desperdiçado em refinaria de petróleo (considerado como base). Todas as categorias de impacto foram aumentadas quando os combustíveis fósseis foram usados como fonte de energia.

Pelletier e Tyedmers (2007) analisaram a produção de ingredientes para quatro dietas hipotéticas para a produção orgânica e convencional de salmão no Canadá. As dietas usadas foram: 1- convencional, baseada em farinha e óleo de peixe, farinha de subprodutos de peixes, farinha de subprodutos da avicultura, farelo de soja, trigo, canola, glúten de milho (C); 2- idêntica à primeira, mas com ingredientes com certificação orgânica (OA); 3- ingredientes orgânicos, mas os ingredientes de origem animal foram provenientes de subprodutos da pesca para consumo humano (OBP), e 4- ingredientes com certificação orgânica, mas a farinha de subprodutos de avicultura foi substituída por farinha de peixe, 25% da farinha de peixe foi substituída por farinha de soja orgânica e o óleo de peixe foi substituído por óleo de canola

orgânico (ORF). Foram considerados todos os materiais e entradas de energia e emissões relacionadas à pesca e produção agrícola, processamento de sistemas dos quais os ingredientes das dietas foram derivados, o processamento de matérias-primas em ingredientes da dieta, o transporte destes ingredientes e o processamento dos ingredientes em dietas completas. Isso também incluiu os *inputs* (entradas) para estocar e equipamentos usados para produzir/ colher os ingredientes. As categorias de impacto analisados foram: potencial de eutrofização, uso de recursos bióticos, aquecimento global, acidificação, eutrofização, impactos na ecotoxicologia aquática.

A Figura 5 apresenta os impactos comparativos da origem à porta da fazenda para produzir 1 tonelada de cada uma das dietas citadas no parágrafo acima. Os resultados mostraram que os ingredientes derivados de peixes e aves geraram impactos maiores que os derivados de vegetais. Ingredientes de lavouras orgânicas resultaram em impacto mais baixo do que os ingredientes da dieta convencional, mas a redução foi mínima, já que ingredientes derivados de animais são o principal fator que afeta as medidas de impacto. A substituição de farinha e óleo de peixe aumentou os impactos ambientais; o uso de subprodutos de peixes e aves ou a redução dos ingredientes provenientes da pesca resultaram em menores impactos ambientais. Os autores concluem que os padrões atuais para a aquicultura orgânica do salmão, que estipula o uso de lavouras orgânicas e farinhas e óleos de subprodutos da pesca, falham em reduzir os impactos ambientais.

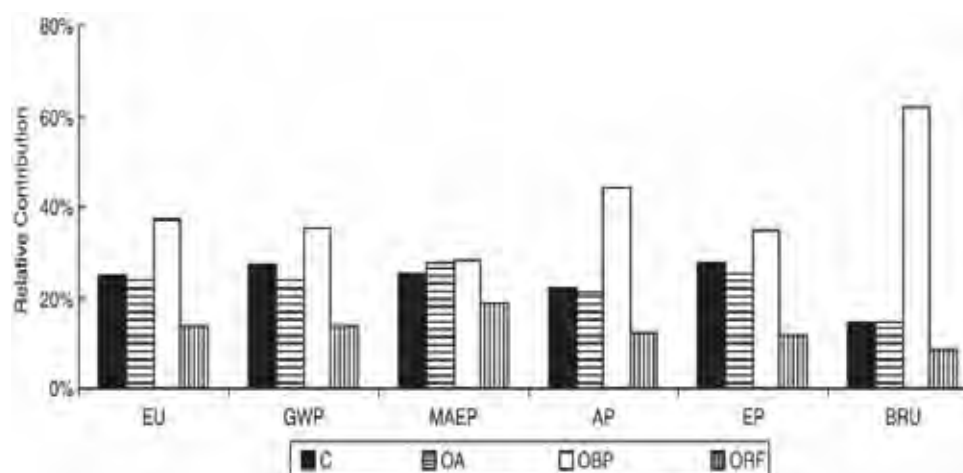


Fig. 5. Impactos comparativos da origem à porta da fazenda para produzir 1 tonelada de cada uma das quatro dietas para salmonídeos em uma fábrica de ração em British Columbia. EU= uso de energia (equiv. MJ), GWP= potencial de aquecimento global (equiv. CO₂), MAEP = potencial de ecotoxicidade aquática marinha (equiv. 1,4-DCB), AP = potencial de acidificação (equiv. SO₂), EP = potencial de eutrofização (equiv. PO₄), e BRU = uso de recurso biótico (carbono). C = convencional (média de inputs para a dieta do salmão em BC), OA = ingredientes de lavoura orgânica/ farinhas e óleos de origem animal convencionais, OBP = ingredientes de lavoura orgânica/ farinhas e óleos de subprodutos da pesca, e ORF = ingredientes de lavoura orgânica/ farinha de subproduto sem origem de avicultura/ 25% de farinha de peixe substituída por farinha de soja orgânica/ 100% de óleo de peixe substituído por óleo de canola orgânica (reproduzido de Pelletier e Tyedmers, 2007).

Ayer e Tyedmers (2009) compararam os impactos de diferentes sistemas de cultivo de salmonídeos (salmão do Atlântico - *Salmo salar*/ salvelino Ártico - *Salvelinus alpinus*) no Canadá. O sistema convencional de gaiolas no mar foi comparado com o sistema de bolsas flutuantes marinhas, com o sistema de renovação de água salobra e com o sistema de recirculação de água doce. Estes três últimos sistemas são conhecidos como ambientalmente corretos. Os estágios que o estudo compreendeu foram da origem ao portão da fazenda, e os impactos avaliados foram a depleção abiótica, o potencial de aquecimento global, o potencial de toxicidade humana, o potencial de toxicidade marinha, o potencial de acidificação e a eutrofização. Os resultados mostraram que os sistemas fechados podem reduzir os impactos ecológicos, mas o aumento em demanda de material e energia associados com seus usos pode resultar em contribuição aumentada para os impactos ambientais globais, incluindo aquecimento global, depleção de recursos naturais e acidificação.

Aubin et al. (2009), estudaram a produção de truta arco-íris (*Onchorynchus mykiss*) em *raceways* na França, perca (*Perca fluviatilis*) em gaiolas na Grécia e de rodovalho (*Scophthalmus maximus*) em sistemas de recirculação na França. Eles consideraram o estágio da fazenda, produção de alimentos, construção de infra-estrutura, manufatura de equipamentos e transporte. As categorias de impacto usados no estudo foram eutrofização, mudanças climáticas, potencial de acidificação, uso de produção primária, uso de energia e dependência da água. A Figura 6 mostra o impacto relativo das três pisciculturas em seis categorias de impacto. A produção de dietas para as percas e trutas causa o maior impacto nas mudanças climáticas, potencial de acidificação e uso de produção primária. Perca cultivada em gaiolas é menos eficiente que truta criada em *raceways*, já que possui maior potencial de eutrofização e uso de produção primária. A produção de rodovalho é o sistema que mais consome energia.

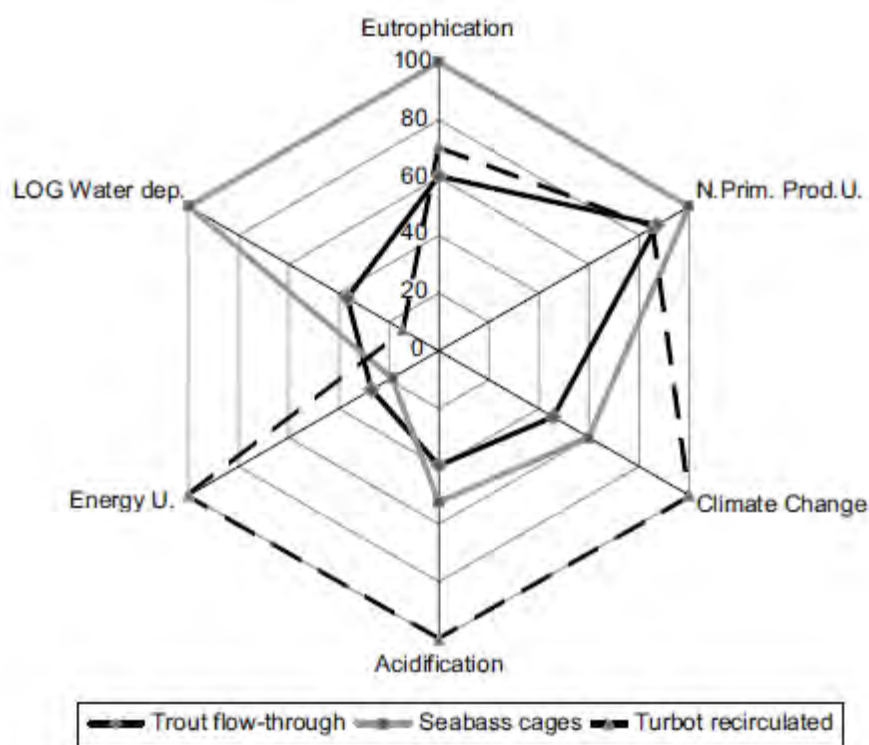


Fig. 6. Gráfico radial comparando o impacto relativo, para seis categorias de impacto, de três pisciculturas. Os pontos mais próximos do centro do gráfico possuem menor impacto ambiental. Valores de dependência de água foram transformados (log10) (reproduzido de Aubin et al., 2009).

D'Orbcastel et al. (2009), determinaram as principais diferenças da produção de truta em um sistema de fluxo contínuo (FTF) e em um sistema experimental de recirculação piloto *low head* (RSF). As categorias de impacto analisadas foram o uso da água, potencial de eutrofização e uso de energia. Os estágios analisados foram a produção de peixes, produtos químicos, obras civis e consumo de energia. A produção e o uso de dietas são responsáveis pela maioria dos impactos ambientais (exceto para o potencial de eutrofização e dependência de água). O RSF é mais favorável ambientalmente nas escalas globais e regionais, exceto para uso de energia. Além disso, a dependência da água e a eutrofização foram 93% e 26-28% respectivamente menores no RSF, enquanto o FTF consumiu 24-40% menos energia que RSF.

Pelletier et al., (2009) compararam o salmão cultivado na Noruega, Reino Unido, Canadá e Chile. Os estágios considerados foram produção da dieta, larvicultura e crescimento final. As categorias de impacto foram uso cumulativo de energia, uso de recursos bióticos, gases do efeito estufa, potencial de acidificação e emissão de eutrofização. Os impactos ambientais foram menores para a produção na Noruega e maiores no Reino Unido.

Kruse et al. (2009), desenvolveram um estudo sobre indicadores socioeconômicos para complementar a ACV aplicada à produção de salmão. Os autores afirmam que há uma necessidade de desenvolver e refinar métodos para analisar os resultados dos indicadores sócio-econômicos usando a perspectiva do ciclo de vida. Há estudos que focam em trocas entre grupos de atores sociais e pilares da sustentabilidade. Apesar da necessidade de dados para formar indicadores socioambientais, é necessário definir limites do sistema para os indicadores socioeconômicos. Eles sugerem, de maneira similar a Dreyer et al. (2006), uma combinação das abordagens *top-down* e *bottom-up*: o primeiro é o que seleciona indicadores que são representativos de valores amplamente reconhecidos da sociedade enquanto o último

identifica indicadores baseados nos interesses da indústria ou dos investidores e/ou disponibilidade de dados.

Conforme mostrado nessa revisão, a maioria dos trabalhos de ACV aplicados à aquicultura foi realizada para cultivos de espécies do hemisfério norte. As análises sugerem fortemente que a produção e o uso de alimentos para os organismos cultivados é a principal fonte de impactos ambientais. Portanto, algumas possíveis soluções para este problema são: utilização de ingredientes produzidos nas proximidades das fazendas de cultivo (reduzindo o uso de combustíveis fósseis para o transporte), o uso de espécies herbívoras ou detritívoras, a substituição de ingredientes de origem animal (principalmente farinha de peixe proveniente da pesca) por subprodutos ou ingredientes vegetais, e reduzir ou mesmo abolir o uso de dietas, planejando sistemas que utilizem como base alimentar a produção primária ou detritos ou subprodutos de sistemas de produção de alimentos. Além disso, o uso de sistemas fechados ou orgânicos, geralmente considerados ambientalmente corretos, podem ser mais impactantes que certos sistemas convencionais.

2.4 Análise da resiliência

A resiliência (Figura 7), aplicada aos ecossistemas ou a sistemas integrados de pessoas e o ambiente natural, possui três características que a define (Walker et al., 2002):

- a quantidade de mudança que o sistema pode passar e ainda manter os mesmos controles sobre sua função e estrutura;
- o grau no qual o sistema é capaz de auto-organização;
- a habilidade para construir e aumentar a capacidade de aprendizado e adaptação.

A complexidade dos sistemas faz com que previsões futuras sobre a sustentabilidade sejam difíceis, já que as incertezas são grandes. Ao invés de métodos que nos permitam

predizer quais configurações são sustentáveis, ou seja, as que persistirão no futuro, uma alternativa é focar na capacidade do sistema superar distúrbios futuros inesperados, sem mudar para caminhos indesejáveis (Folke et al., 2002). Isso pode ser alcançado mantendo ou aumentando a resiliência do sistema (Folke, 2003).

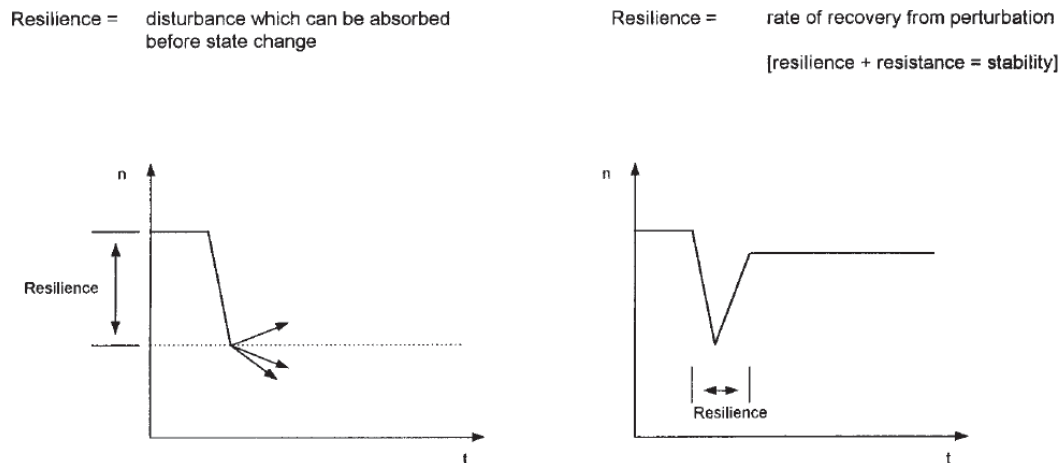


Figura 7. Resiliência ecológica. Não existe uma definição precisa de resiliência. Duas alternativas são apresentadas: esquerda - o distúrbio que pode ser absorvido antes que o equilíbrio dinâmico mude completamente (segundo Holling) e direita - a taxa de recuperação de um distúrbio (reproduzido de Adger, 2000).

O pensamento da resiliência (Gunderson e Holling, 2002) permite um melhor entendimento das inter-relações e desafios que envolvem o movimento rumo à produção sustentável de alimentos e uso de recursos naturais. Como a resiliência não pode ser medida diretamente (Carpenter et al., 2005), ela é geralmente usada como um contexto teórico relacionado fortemente com a sustentabilidade (Carpenter et al., 2001; Walker et al., 2002). Folke et al. (2003) lista quatro grupos de fatores importantes na construção da resiliência em sistemas sócio-ecológicos:

- aprendizado para viver com mudanças e incertezas;
- estímulo da diversidade para reorganização e renovação;
- combinação de diferentes tipos de conhecimento e aprendizagem;

- criação de oportunidade para auto-organização e ligações em escalas cruzadas (ligações institucionais e ecossistêmicas das dimensões temporais e espaciais e através de uma diversidade de escalas).

A aquicultura tem o potencial para aumentar ou reduzir a resiliência de comunidades humanas. Um conjunto de sete itens relacionados diretamente à resiliência social foi identificado como sendo relevante para mudanças que poderiam ser introduzidas como um resultado do desenvolvimento da aquicultura, de acordo com Bailey (2008). Estes são discutidos a seguir.

1. **Oportunidade empreendedora e geração de emprego:** a aquicultura pode gerar empregos em escala local, desenvolvendo a economia local. Quando os produtores admitem trabalhadores, o impacto na resiliência social em uma comunidade depende de como estes trabalhadores são recrutados e compensados. Se os trabalhadores empregados forem do local, outras pessoas da comunidade são beneficiadas pelo empreendimento aquícola. Ao contrário, se os trabalhadores forem de fora, a comunidade local é pouco beneficiada.

2. **Relações de gênero:** o desenvolvimento da aquicultura pode afetar a divisão de trabalho e acesso a recursos entre homens e mulheres. Por exemplo, em geral, as mulheres têm maiores responsabilidades nos sistemas de produção orientados para o consumo doméstico ou vendas na comunidade, enquanto os homens têm papel central em atividades associadas à produção de bens destinados a mercados mais distantes. A introdução de um novo sistema de produção pode ter consequências nas relações domésticas, sendo importante saber como a divisão existente do trabalho baseada no gênero pode afetar qualquer forma de inovação, incluindo a aquicultura.

3. **Diversificação econômica:** um dos principais benefícios da aquicultura é o potencial para diversificar as atividades econômicas nos níveis domésticos, comunitários e regionais. Por exemplo, a água dos viveiros pode ser usada para irrigação, os resíduos da

lavoura e da pecuária podem ser usados para fertilizar viveiros. A aquicultura pode se encaixar na estratégia adaptativa dos sistemas rumo à resiliência.

4. **Desenvolvimento de infraestrutura:** a aquicultura necessita de infraestrutura, como por exemplo, estradas, eletricidade, e mão-de-obra técnica e competente. Indiretamente, as comunidades podem se beneficiar com o acesso a centros urbanos, eletricidade, melhoria de escolas e postos de saúde.

5. **Suprimento de alimento:** a aquicultura provê proteína de boa qualidade para o consumo humano direto. A aquicultura de pequena escala e de subsistência contribuem para a resiliência social. Se a produção é vendida fora da comunidade, a resiliência social também pode estar sendo contemplada, uma vez que as pessoas do local recebem receita suficiente para comprar alimento produzido em outros locais.

6. **Conflitos de uso:** a aquicultura pode gerar conflitos de uso de terra e água. Alguns exemplos desses conflitos na aquicultura são a salinização de água doce e a conversão de manguezais em áreas de cultivo, ambos na carcinicultura marinha. Os conflitos devem considerar a visão ecossistêmica da aquicultura, reconhecendo a possibilidade da aquicultura afetar e ser afetada por um ecossistema maior, incluindo aspectos biofísicos e sociais desse ecossistema.

7. **Balancos de riqueza, receita e poder:** o desenvolvimento da aquicultura pode ter impactos adversos na resiliência de uma comunidade caso leve a extremos de desigualdade de riquezas, principalmente se a desigualdade econômica é usada para estabelecer poder político e fazer rígidas distinções de classes. Por outro lado, a aquicultura pode promover a resiliência social se diminuir as desigualdades de riquezas, receitas e poder.

Adger (2000) mostrou que a carcinicultura no nordeste do Vietnã reduziu a resiliência de comunidades costeiras. A conversão do manguezal em viveiros de cultivo diminui a capacidade do sistema dependente daquele ecossistema sobreviver, já que fornecia à

comunidade recursos como alimento, materiais de construção e lenha. A resiliência ecológica e social estão ligadas. A conversão de manguezal para viveiros de aquicultura aumenta o risco de inundação e enchentes costeiras. Então, maiores retornos são distribuídos para um menor número de usuários com elevada variância, mostrando menos estabilidade e menor distribuição equitativa dos lucros. Esse fato e a perda do acesso aos recursos do manguezal pelas pessoas vivendo nas comunidades costeiras resultaram em resiliência social reduzida.

Embora tenhamos encontrado um único trabalho que aplicou os conceitos da resiliência na aquicultura, esta análise pode ser de grande utilidade no estudo da sustentabilidade, pois permite previsões e estimar a capacidade dos sistemas de produção aquícola se adaptarem a mudanças e permanecer em funcionamento ao longo do tempo.

2.5 Conjunto de indicadores

Indicadores são variáveis que refletem as variações em características dos sistemas que estão sendo analisados. Conjuntos de indicadores são a base de vários métodos para a avaliação da sustentabilidade. Giampietro (1997) afirma que os indicadores representam uma ferramenta poderosa para reduzir a complexidade da descrição de sistemas. A construção dos indicadores é um passo essencial no estabelecimento do método de avaliação. Indicadores de sustentabilidade precisam apresentar relevância política, validade ou eficiência analítica, mensurabilidade e nível de agregação (OECD, 1999). Os critérios de relevância política foram escolhidos como importantes para os tomadores de decisão do OECD (Organization for Economic Co-operation and Development) e são divididos em seis itens: solo (ex.: salinização do solo), água (ex.: qualidade da água afetada por resíduos de pesticidas tóxicos), ar (ex.: contaminação do ar por pesticidas), natureza (ex.: biodiversidade de plantas e animais “domesticados”), financiamento rural (ex.: assuntos incluindo recursos disponíveis para

financiamento de produtores) e sócio-cultura (ex.: assuntos incluindo balanço populacional entre áreas urbanas e rurais). A validade ou eficiência analítica refere-se ao estabelecimento de ligações entre as atividades agrícolas e as condições ambientais. A mensurabilidade diz respeito à existência de dados apropriados disponíveis ou métodos adequados para medir o indicador. O indicador deve ser desenvolvido a partir de uma longa série de dados nacionais ou regionais, que permitem evidenciar efeitos ambientais ao longo do tempo. O nível de agregação procura determinar em qual nível (ex.: propriedade, setorial, regional, nacional) o indicador pode ser significativo para a aplicação nas políticas públicas.

Procedimentos de avaliação relativa são estabelecidos na comparação de sistemas diferentes, ou podem-se utilizar valores de referência. Por exemplo, os indicadores podem ser convertidos a uma escala de desempenho de acordo com um critério definido (ex. variando de 0 a 100). Em seguida, os indicadores são combinados para a obtenção de um índice que reflete aquele conjunto de características do sistema, como por exemplo, para cada dimensão da sustentabilidade. Indicadores são frequentemente classificados dentro das dimensões da sustentabilidade: ecológica, econômica e social. A média aritmética entre os subítemos gera o índice de sustentabilidade, que será usado para comparar sistemas distintos. Portanto, indicadores podem ser usados individualmente, como parte de um conjunto, ou na forma de índice composto, em que escores de indicadores individuais são combinados em um índice de sustentabilidade agregado. Frequentemente, os resultados desta estratégia de avaliação são apresentados na forma de gráficos teia de aranha ou radar.

Avaliações baseadas em indicadores são amplamente usadas nas ciências agrárias (e.g. Rigby et al., 2001; van der Werf e Petit, 2002; Fernandes e Woodhouse, 2008). Métodos para medir a sustentabilidade na agricultura têm sido criticados principalmente por causa do maior peso dado à dimensão ecológica (von Wirén-Lehr, 2001) e à falta de consideração das interações entre os indicadores (Morse et al., 2001). Nos anos recentes, vários métodos foram

desenvolvidos (Binder et al., 2010) para superar estas dificuldades e promover uma avaliação integrada dos sistemas agrícolas. Entre eles, o *The Framework for the Evaluation of Sustainable Land Management* (FESLM), que é capaz de considerar mudanças em tipologias de áreas e desenvolvimento ao longo do tempo; o *Multiscale Methodological Framework* (MMF), que visa avaliar a sustentabilidade em um nível de múltiplas escalas com ênfase na agricultura camponesa e manejo de recursos naturais; o *Sustainability Assessment of the Farming and the Environment* (SAFE), que propõe uma metodologia holística e hierárquica para avaliar os sistemas agroecológicos em que os efeitos das atividades da propriedade são medidos nas escalas da área de produção, da propriedade e regional; e o *Sustainability Solution Space for Decision Making* (SSP), que usa um enfoque sistêmico, multidisciplinar e, na medida do possível, dinâmico, pois realiza uma análise cruzada dos indicadores usados.

Dalsgaard et al. (1995) avaliaram somente o componente ecológico da sustentabilidade em quatro sistemas de rizicultura nas Filipinas (dois em sistema de estação experimental e dois em propriedades de pequeno porte). Eles propuseram indicadores correspondentes a quatro atributos ecológicos tirados da ecologia: diversidade, ciclagem, estabilidade e capacidade da fonte de solo e água produzir e sustentar biomassa. Estes indicadores servem para estabelecer uma tipologia de propriedades. Aquelas com valores baixos dos indicadores seriam especializadas e altamente dependentes de recursos externos, enquanto que aquelas com indicadores elevados utilizam sistemas integrados. Isto sugere uma escala hipotética em que a sustentabilidade ecológica aumenta rumo a sistemas integrados.

Dalsgaard e Oficial (1997), enfatizando a dimensão ecológica dos agroecossistemas, avaliaram quatro propriedades de pequeno porte de rizicultura nas Filipinas. Indicadores ecológicos foram tirados de experiências prévias nas Filipinas (Dalsgaard et al., 1995), enquanto a avaliação agroeconômica foi baseada na margem bruta e retornos ao trabalho. A maioria dos indicadores foi computada no software ECOPATH. Eles utilizaram os Diagramas

de Fluxo de Biosistemas (Lightfoot et al., 1994) para analisar a estrutura e características das propriedades, por meio de cálculo de modelo de balanço de massa para todas as propriedades (em kg N.ha⁻¹). Os autores concluíram que a integração é uma estratégia viável para pequenas propriedades, mas a disponibilidade da mão-de-obra e o direito de posse da terra são condições necessárias.

Vários indicadores têm sido desenvolvidos para avaliar a sustentabilidade na aquicultura. Eles podem ser usados em diversas escalas, como da propriedade, regional, nacional ou até mesmo internacional. No entanto, condições específicas do local fazem necessárias escalas mais detalhadas de avaliação. Enquanto alguns indicadores podem ser usados em todos os sistemas de produção, outros são somente aplicáveis em certos casos.

Em 1998, a FAO promoveu uma reunião de especialistas para desenvolver critérios e indicadores para avaliar a sustentabilidade da carcinicultura em nível nacional (FAO, 1998). Quarenta e um indicadores foram desenvolvidos de acordo com 10 critérios. Estes indicadores são relacionados a assuntos institucionais (planejamento, leis e regulamentações), avaliação de impactos ambientais, processos de autorização/ licença, benefícios da carcinicultura (produção, intercâmbio internacional e emprego), uso eficiente do alimento, incidência de doenças, dependência de sementes selvagens, segurança alimentar, manejo de manguezal e pesquisa em carcinicultura. A tomada dos dados é feita por meio de questionário. Vários indicadores permitem somente respostas “sim” ou “não”. Por exemplo, um indicador avalia a existência de um programa de monitoramento ambiental costeiro; a resposta será “sim” quando existe ou “não”, quando não há nenhum programa.

Caffey et al. (2001) consultaram mais de 100 especialistas para desenvolver indicadores de sustentabilidade para a aquicultura na região sudeste dos Estados Unidos. O quadro de especialistas consistiu de fazendeiros, pesquisadores e extensionistas, autoridades reguladoras e organizações não governamentais. Uma abordagem Delphi foi usada para

encontrar um consenso. O resultado foi a definição de 31 indicadores da sustentabilidade na aquicultura: 12 ambientais, 10 econômicos e 9 sociais. Indicadores ambientais são baseados no uso de recursos e poluição. Indicadores de uso dos recursos incluem a conservação da terra, energia, proteína, água e áreas alagadas. Indicadores relacionados à poluição incluem medidas do uso de químicos, demanda bioquímica de oxigênio em efluentes, nitrogênio amoniacal total, fósforo total, sólidos em suspensão e o uso de espécies exóticas na aquicultura. Os indicadores econômicos focam o lucro, riscos, eficiência e assuntos de mercado. Os indicadores sociais refletem preocupações como disponibilidade de emprego, taxas de compensação, benefícios e segurança do trabalhador.

González et al. (2003) analisaram a sustentabilidade de 21 fazendas semi-intensivas de camarão no noroeste do México. Dezesete indicadores foram usados para a análise, dos quais 12 foram selecionados e modificados dos 130 propostos pelas Nações Unidas para avaliar o desenvolvimento sustentável nas dimensões ambiental, social e econômica (UN, 1995). Os outros cinco indicadores associados à carcinicultura foram desenvolvidos pelos autores. Os indicadores foram combinados para obter um índice de sustentabilidade (IS) para cada propriedade. Os indicadores ambientais e sociais tiveram valores elevados, mas os indicadores econômicos tiveram pontuação baixa (Figura 8). Indicadores ambientais obtiveram notas mais elevadas porque as propriedades não usavam formas jovens selvagens ou pesticidas e não foram construídos em áreas de manguezal. A sustentabilidade social é alta devido às condições de trabalho nas fazendas privadas e a preocupação com a educação dos trabalhadores nas fazendas comunitárias. Todavia, os indicadores econômicos tiveram valores baixos ou nulos, contribuindo no máximo com 15% no índice de sustentabilidade. De acordo com os autores, isso ocorreu porque a contribuição é menor para o indivíduo do que para os impostos. Portanto, os autores afirmam que a maioria dos benefícios da carcinicultura retorna ao governo, que decide onde investir os impostos, resultando em “atraso social”. A conclusão

dos autores é que as fazendas de carcinicultura estudadas são mais sustentáveis do que as fazendas de carcinicultura de outras regiões do mundo que utilizam área de manguezal para o cultivo e não possuem caráter comunitário.

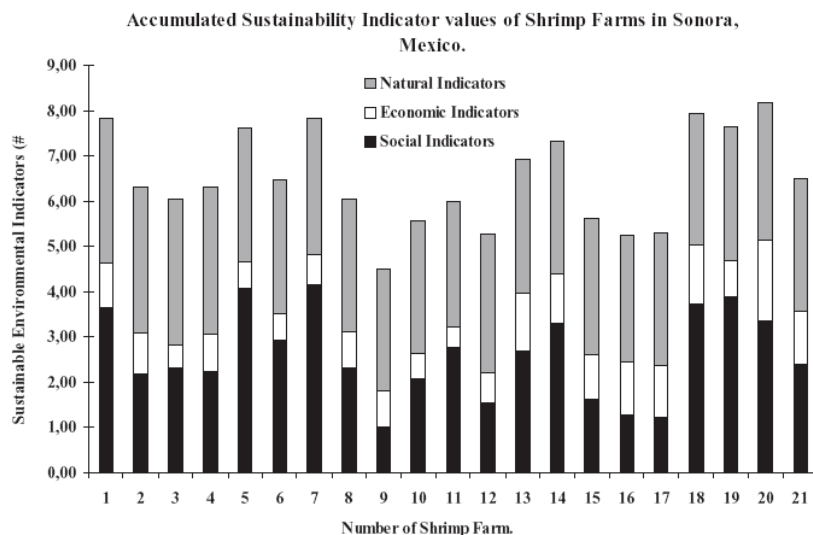


Figura 8. Valores do indicador de sustentabilidade acumulado das fazendas de camarão em Sonora, México (reproduzido de Gonzáles et al., 2003).

A União Européia desenvolveu protocolos de aquicultura sustentável para desenvolver e implementar novos sistemas racionais e eficientes de produção (EAS, 2005). Eles são baseados em sistemas de produção que têm baixo impacto ambiental, são altamente competitivos e são eticamente responsáveis em áreas como biodiversidade e bem estar animal. Um *workshop* com múltiplos tomadores de decisão foi organizado para identificar e acordar um status desejado para cada setor de produção da aquicultura européia, e os indicadores específicos que podem ser usados para medir o progresso rumo a esse *status*. Esta análise levou à criação de 78 indicadores para a sustentabilidade na aquicultura européia. Os indicadores não foram separados nos componentes comumente usados (ambiental, social e econômico), mas cada um tem um *ranking* de 1 a 3 de acordo com sua relevância para o meio ambiente, economia e sociedade. Posteriormente, cada indicador é acompanhado por uma explicação e informações como facilidade de mensuração, interações com outros indicadores, nível (ex.: propriedade, local, regional), tendência e implementação. Os indicadores são

classificados em 9 categorias: viabilidade econômica (15), padrões ambientais (8), biodiversidade (5), manejo sanitário (9), recursos humanos (7), embalagem e transporte (3), imagem pública (15), uso de recursos (10) e assuntos setoriais (6).

Stevenson et al. (2005) conduziram um estudo para avaliar o desempenho da aquicultura em duas regiões das Filipinas em relação a objetivos específicos nas dimensões econômica, social e ecológica. O trabalho consistiu de três elementos: a tipologia dos sistemas produtivos usando dados da fazenda, dados da aplicação de indicadores de sustentabilidade e um modelo participatório que usa critérios múltiplos para a tomada de decisões para avaliar potenciais conflitos ligados ao desenvolvimento da aquicultura. Os indicadores foram formulados a partir dos objetivos públicos do governo das Filipinas (verificados a partir de documentos e retórica) em relação à aquicultura, que consistem na maximização da sustentabilidade ecológica, maximização do desempenho econômico e maximização da aceitabilidade social. Eles são representados por margem bruta, indicador de risco, eficiência técnica, produção líquida de proteína, emprego regional e potencial de eutrofização. Os resultados mostraram que o policultivo semi-intensivo de camarões apresenta o maior lucro (margem bruta por unidade de área), mas apresenta valores baixos nos demais indicadores. O policultivo extensivo apresenta bom desempenho na maioria dos indicadores, exceto para o emprego. Em geral, sistemas de produção em larga escala de milkfish (*Chanos chanos*) não apresentaram bom desempenho nos indicadores. Tomadores de decisão foram consultados quanto à relevância dos indicadores. Eles consideram o lucro e o emprego os indicadores mais importantes, e não chegaram a um consenso em relação à atribuição de pesos para os indicadores, mostrando que existe divergência nas prioridades e soluções preferidas por parte deles.

Boyd et al. (2007) propuseram indicadores para a análise da eficiência no uso dos recursos e da poluição gerada. Os indicadores são relacionados aos principais recursos usados

na aquicultura: dieta, proteína, farinha de peixe, nutrientes, materiais calcários, água, terra e energia e liberação de resíduos como nitrogênio e fósforo, matéria orgânica, sólidos em suspensão e demanda bioquímica de oxigênio. Os autores reconheceram que algumas preocupações são difíceis de serem avaliadas com medidas quantitativas (como por exemplo o escape de espécies exóticas). A adoção de Melhores Práticas de Manejo é um caminho para resolver problemas ambientais causados pela aquicultura. No entanto, estes objetivos pedem medidas quantitativas de eficiência no uso de recursos e das quantidades de resíduos produzidos.

Pullin et al. (2007) questionaram até que ponto a aquicultura poderá crescer e suprir a demanda mundial de pescados sem que ocorram impactos ambientais inaceitáveis. Eles sugerem uma mudança rumo ao manejo integrado. Os indicadores são propostos para avaliar esse processo. Estes são classificados em três categorias: biológica, ecológica e intersetorial. Todas são relacionadas à dimensão ambiental da aquicultura. Indicadores biológicos são sugeridos como meio de avaliar a domesticação posterior e melhoramento genético de organismos aquáticos e os impactos de tais intervenções (medidos como seus requerimentos nutricionais e energéticos). Os indicadores ecológicos propostos são relacionados à pegada ecológica, efluentes e escapes. Embora haja um procedimento de medida conhecido para o primeiro, os autores não especificaram como medir os impactos derivados dos outros dois. Finalmente, indicadores foram desenvolvidos para avaliar a integração da aquicultura. Eles propuseram que os indicadores desenvolvidos em nível de propriedade por Dalsgaard et al. (1995) sejam usados para avaliar a integração intersetorial em outros níveis como zonas costeiras, bacias, países e mares. Eles acrescentaram um indicador para o compartilhamento de água da aquicultura com outros setores.

Tipraqsa et al. (2007) usaram o cenário da agricultura multifuncional para avaliar a performance de sistemas de cultivo na Tailândia. Naquele país, políticas diferentes favorecem

a diversificação com uma estratégia para alcançar aumentos na produtividade e sustentabilidade ambiental. Este estudo compara o desempenho do sistema integrado (SI) com o não integrado (NI). Os empreendimentos incluem rizicultura, aquicultura, silvicultura, bovinocultura e avicultura. Seis variáveis foram selecionadas para avaliar as quatro dimensões de uma agricultura multifuncional (segurança alimentar, funções ambientais, econômicas e sociais). Dois métodos complementares foram usados: uma comparação de propriedades baseada em seus tipos (SI e NI) e uma comparação entre fazendas baseadas no número de sinergias entre empreendimentos na fazenda. Estas sinergias são definidas como fluxos de material biológico entre vários empreendimentos na propriedade. Os resultados mostram que os SI superam os NI em todos os aspectos exceto a produtividade de terra e trabalho. No entanto, a integração dos recursos envolve um custo inicial de investimento elevado, que pode inibir sua implementação.

Dey et al. (2007) mediram o impacto do desenvolvimento de sistemas integrados envolvendo agricultura e aquicultura em Malawi. A sustentabilidade é medida pelo uso de recursos naturais (ex.: uma tecnologia é considerada mais sustentável se otimiza o uso do recurso natural, como por exemplo, obtendo maior *output* por unidade de recurso natural usado). Quatro indicadores foram utilizados para monitorar sistemas ao longo do tempo: diversidade (número de atividades no sistema de produção), reciclagem (número de movimentos de saída biológica ou subproduto/resíduo de uma atividade para outra dentro do sistema de cultivo), capacidade (produção da biomassa do produto em $t.ha^{-1}$) e desempenho econômico (razão lucro:custo). Os resultados indicam que os proprietários que integram suas fazendas com piscicultura aumentaram o valor de todos os indicadores, mesmo que os resultados possam variar ao longo do tempo.

Bergquist (2007) discute o que determina a sustentabilidade na aquicultura, analisando diferentes sistemas de produção nas Filipinas e no Sri Lanka. Considerou sustentável quando

a aquicultura melhora as condições de vida da população carente local pelo aumento de seu envolvimento na participação dos recursos e benefícios da atividade, reduz os riscos de perda da produção e de degradação dos recursos naturais. Dois cenários extremos (sustentável e não sustentável) foram comparados por um conjunto de indicadores derivados de aspectos técnicos, físicos, institucionais e sócio-econômicos. O primeiro cenário foi baseado em uma extração moderada de recursos naturais em combinação com manejos de conservação e a participação de pessoas locais. Em contraste, o cenário não sustentável apresenta elevada posse externa da terra e dos recursos para a produção, e extração de recursos naturais, ou seja, os recursos não pertencem à comunidade local. Organizações internacionais e agências de apoio como, por exemplo, o Banco Mundial, NACA, WWF e FAO afirmam que a aquicultura, em especial a carcinicultura, é uma fonte importante de emprego. No entanto, práticas intensivas de monocultivo com foco na exportação apresentam reduzido potencial de melhoria real para a população pobre, negligenciando a geração de empregos e a segurança alimentar. Práticas extensivas demandam menos *inputs* de capital natural, mas demandam mais terra em comparação a práticas mais intensivas gerando mais depleção de manguezal. Embora práticas extensivas de aquicultura estejam mais próximas do cenário sustentável, em ambos os casos, a participação dos mais pobres e a contribuição para a segurança alimentar permaneceram altamente questionáveis.

Rey-Valette et al. (2008) propuseram um método genérico para auxiliar a construção de indicadores do desenvolvimento sustentável da aquicultura. Eles afirmam que o processo de construção de indicadores requer a participação de um grupo de tomadores de decisão representativo que desenvolva, selecione e valide os indicadores. Estes indicadores derivam de princípios e critérios que foram acordados pelo grupo sobre a sustentabilidade na aquicultura. Esta abordagem foi testada em uma truticultura em viveiros na França e em uma propriedade com tanques-rede de tilápia e carpas na Indonésia. Os resultados obtidos no

primeiro estudo mostram que propriedades maiores apresentam os melhores indicadores, exceto para adaptação da produção à capacidade de suporte. Propriedades menores possuem melhor adaptação à capacidade de suporte, mas possuem baixa eficiência no uso de recursos da pesca por causa da pior conversão alimentar e uma pior qualidade dos efluentes. O melhor desempenho na contribuição da aquicultura para a sustentabilidade na região é relativo à qualidade física e química dos efluentes, por causa do cumprimento das regras de descarte de resíduos e uso moderado de produtos perigosos. A contribuição para o emprego, treinamento e economia local é limitada, especialmente em comparação com os setores agroalimentícios na propriedade estudada da França. Para a aquicultura na Indonésia, a produção de peixes indicou impacto negativo para o local, em decorrência do desrespeito aos objetivos de conservação, capacidade e qualidade ambiental. No entanto, a atividade aquícola é uma força motriz no desenvolvimento sócio-econômico da região, já que apresenta impactos positivos em relação ao emprego e economia local.

Valenti (2008) e Valenti et al. (2011) definem indicadores para os três componentes da sustentabilidade: econômico, ambiental e social. Além disso, eles introduziram indicadores relacionados ao bem-estar animal. Indicadores de cada dimensão são combinados para fazer um indicador de sustentabilidade como um todo. Para a dimensão econômica, o objetivo é medir a eficiência de uso do recurso financeiro e avaliar se os lucros são suficientes para sustentar a atividade. A sustentabilidade ambiental é avaliada por meio de 3 grupos diferentes de indicadores: qualificação do uso de recursos naturais, eficiência no uso de recursos, e resíduos gerados. Finalmente, aspectos sociais da sustentabilidade da aquicultura são relacionados à participação das pessoas locais e distribuição equitativa dos benefícios.

2.6 Análise conjunta das metodologias

Apresentamos na Tabela 3 uma comparação entre os métodos utilizados para medir a sustentabilidade na aquicultura.

Tabela 3. Comparação entre os métodos empregados para medir a sustentabilidade na aquicultura.

	Análise emergética	Pegada ecológica	Análise da resiliência	Análise do Ciclo de Vida	Conjunto de indicadores
Ênfase na quantificação	Não	Sim	Não	Sim	Sim
Envolvimento dos atores sociais	Não, os resultados são de difícil entendimento	Não, mas permite uma compreensão melhor	Em teoria sim, mas na prática, não	Não	A maioria não, mas eles podem participar da escolha dos indicadores
Componente social	Sim	Não	Sim	Não	Sim, mas não é sempre contemplado
Estudo de interações	Sim	Sim	Sim	Não	Não
Benefício econômico como objetivo principal	Não	Não	Não	Sim	Geralmente sim
Promove o uso eficiente de <i>inputs</i> externos	Não	Não	Não	Sim	Sim
Consideração das condições políticas e históricas	Não	Não	Sim	Não	Não

A sustentabilidade da aquicultura é sempre apresentada em discussões sobre o futuro da atividade. Poucas mensurações da sustentabilidade de cultivos aquícolas já foram feitas. Apesar de 16 anos terem se passado desde que a FAO incluiu a aquicultura sustentável no Código de Conduta para a Pesca Responsável (FAO, 1995), a quantidade de dados obtidos ainda é insuficiente para uma avaliação. Apesar disso, é possível discutir as características gerais destes dados resultantes de medidas da sustentabilidade da aquicultura.

Grande parte das avaliações da sustentabilidade na aquicultura foi feita por meio da Análise do Ciclo de Vida (ACV), e por um conjunto de indicadores. O primeiro avalia somente questões ambientais, enquanto o último representa uma ferramenta valiosa para mensurar (quantificar) e/ou simplesmente descrever assuntos em um estado específico ou em um contexto dinâmico. No entanto, o uso isolado de indicadores apresenta algumas restrições. Parece muito difícil (ou impossível) representar a complexidade do mundo real somente por meio de indicadores. Algumas variáveis como o uso de espécies exóticas, escapes ou uso de antibióticos não são fáceis de se medir numericamente (Boyd, 2007).

A maioria dos indicadores mede eficiências parciais do processo produtivo, frequentemente calculados como taxas de *inputs* (recursos) requeridos por unidade de produto. Eficiências parciais oferecem pouca explicação da realidade. Por exemplo, um indicador amplamente usado é a quantidade de farinha de peixe consumida por quilograma de peixe produzido. A opção mais sustentável é aquela que envolve a menor quantidade de farinha de peixe. No entanto, isso não explica como a farinha de peixe foi produzida ou obtida. O que acontece se, por exemplo, a farinha “mais eficiente” vier de uma pesca insustentável? Não podemos permitir que a regra da alocação (regra que define locais ou grupos entre os quais o estoque será dividido), para obter eficiência, interrompa o objetivo do desenvolvimento sustentável (Costanza et al., 1998).

A ACV é o método mais usado nas avaliações da sustentabilidade na aquicultura. Ela foi usada para avaliar o cultivo de espécies de alto valor comercial como salmão, truta e camarão. Estas espécies têm as cadeias de produção mais estruturadas na aquicultura. Eles são responsáveis por grande volume de transações monetárias no mundo todo, representando uma importância industrial expressiva, e frequentemente são alvo de rotulação ecológica e rastreabilidade para atender às exigências do consumidor. Portanto, a aplicação da ACV é mais fácil, já que essas cadeias produtivas são bem consolidadas. Além disso, a ACV é uma ferramenta criada pelo setor industrial e é um método padronizado pela ISO. Portanto, o interesse em atingir a eficiência de recursos e negligenciar assuntos sociais é um resultado dessa visão. No entanto, sistemas envolvendo a cultura de espécies de alto valor foram também avaliados pelos demais métodos apresentados. A atenção nesses sistemas pode ser devido ao fato destas atividades serem frequentemente indicadas como não sustentáveis, principalmente por causa de seus impactos ambientais (Naylor et al., 2000; Diana, 2009).

Escalas diferentes são usadas na avaliação da sustentabilidade da aquicultura. Enquanto produções de baixo custo monetário, como a aquicultura integrada, são avaliadas

em nível de propriedade, a avaliação de sistemas de produção de espécies de alto valor é feita em escalas maiores, globais. Parece que o impacto destes últimos poderia ser maior por causa de seus mercados de insumos e dos produtos serem em escala global. No entanto, é importante reconhecer a contabilidade em diferentes níveis, não somente nos níveis espaciais, já que os sistemas são hierárquicos e dinâmicos. Processos mais lentos operando em escalas maiores são geralmente considerados como parâmetros estáticos nas avaliações da sustentabilidade na aquicultura. Porém, a mudança nestas variáveis é fundamental em longo prazo, e, portanto, para a sustentabilidade. A sustentabilidade é frequentemente vista como um estado estático, numericamente mensurável. Pelo contrário, a sustentabilidade na aquicultura tem de ser considerada dentro de uma longevidade que é consistente com a escala do sistema de tempo e espaço (Costanza e Patten, 1995).

A pegada ecológica é uma ferramenta eficiente para avaliar o excesso de consumo e comunicar os resultados para uma audiência maior. É apresentada de uma maneira muito simples e clara, o que facilita o envolvimento de todos os tomadores de decisão na geração de resultados e ações baseadas neles.

Considerando os métodos em geral, enquanto as avaliações têm a ver com os componentes ecológicos da sustentabilidade e em alguns casos em menor escala os econômicos, o componente social é frequentemente negligenciado. Como as preocupações com a sustentabilidade na aquicultura são principalmente relacionadas com o meio ambiente, a maioria das avaliações é focada nesta dimensão. A sustentabilidade ecológica é principalmente avaliada por meio de medidas do uso de recursos (ex.: terra, água, energia) e poluição produzida (ex.: eutrofização, toxicidade, acidificação).

A estimativa de eficiências parciais na avaliação do uso de recursos pode levar a conclusões errôneas sobre seus usos. A maioria dos indicadores de uso de recursos é baseada na razão produto:*input*, que considera que um processo é mais sustentável se for mais

eficiente. Além disso, medir as eficiências parciais negligencia a quantidade total dos recursos utilizados, que é um dado importante na determinação do potencial poluidor das atividades produtivas. A medida do uso de recurso somente por meio de eficiências parciais é apoiada pelo pensamento da economia convencional, que visa obter o maior lucro por unidade de insumo utilizado, aumentando a receita pela diminuição dos custos de produção. Esta visão considera que os recursos naturais são totalmente substituíveis pelo capital humano. A ACV e vários conjuntos de indicadores são baseados nesta hipótese, pois consideram somente a eficiência no uso dos recursos, e não a fonte dos mesmos. Em contraste, a economia biofísica está mais interessada em conhecer a fonte de recursos ao invés de seu uso, já que ele é considerado finito. Por isso, a análise emergética considera a relação entre recursos não-renováveis e renováveis. Embora a pegada ecológica não considere a dimensão econômica, este componente é avaliado indiretamente já que o método considera o estilo de vida de uma determinada comunidade/sociedade.

A sustentabilidade econômica é geralmente medida pela lucratividade. No entanto, as análises para determinar a viabilidade econômica geralmente desconsideram as externalidades, o que possibilita que um empreendimento que cause impactos negativos ambientais e/ou sociais seja considerado lucrativo. Por outro lado, o pagamento das externalidades pode significar a “legalização” do meio ambiente como uma externalidade econômica. A desconsideração da externalidade significa negligenciar a contribuição da natureza e os prejuízos causados para o ambiente ou pessoas na obtenção de produtos. Portanto, temos uma subestimação do valor real do produto. Por outro lado, sua internalização pode representar uma aceitação econômica para danos ambientais e sociais, já que não existem leis, estudos, padronização ou consenso sobre quais externalidades e seus respectivos valores devem ser incluídos nas análises.

As avaliações da sustentabilidade da aquicultura realizadas até o presente são principalmente focadas na dimensão ecológica, e as conclusões são principalmente referentes aos assuntos ambientais. O componente social, quando incluso na análise, geralmente não considera a “pessoa”. Apenas um estudo da sustentabilidade da aquicultura considerou a melhoria no bem estar humano por meio da educação e acesso médico. A maioria considera apenas a geração de empregos e renda. A análise das condições políticas e históricas de uma determinada comunidade são ainda mais raras nas avaliações de sustentabilidade, sendo contempladas apenas na análise de resiliência. A resiliência considera conjuntamente as dimensões sociais e ambientais e a emergia também possui um entendimento mais amplo do sistema do que outros métodos. Por outro lado, o método dos indicadores permite avaliar todas as características de interesse dos sistemas de produção. Basta criar uma variável que reflita a característica considerada.

A carcinicultura marinha é o único sistema de produção que foi avaliado por todos os métodos. Porém, seus resultados geralmente não são comparáveis porque as variáveis usadas são diferentes e as análises são realizadas em diferentes escalas. Isto ocorre porque há diferentes conceitos de sustentabilidade, e porque as pessoas em diferentes regiões podem querer sustentar coisas diferentes. No entanto, se os recursos naturais são considerados finitos e não substituíveis por capital humano, métodos cujos resultados são facilmente comparáveis (como pegada ecológica ou análise emergética) poderiam ser usados em combinação com um conjunto de indicadores desenvolvidos para as condições e necessidades locais.

A complementariedade entre métodos pode resultar em melhores avaliações da sustentabilidade. De fato, a pegada ecológica pode ser usada como um indicador ecológico dentro de uma avaliação mais ampla que envolve também outros indicadores (Pullin et al., 2007; Stevenson et al., 2005). Métodos mais complexos, como a análise emergética, podem ser usados em combinação com outro que facilite o entendimento pelos tomadores de decisão,

como a pegada ecológica. Apesar da dificuldade na comparação dos resultados obtidos pelos diferentes métodos de avaliação da sustentabilidade da aquicultura, é possível identificar que sistemas mais equitativos, lucrativos, diversos e eficientes são caracterizados como mais sustentáveis.

Embora exista um número elevado de documentos e artigos científicos referentes à aquicultura afirmando a importância da aquicultura ser sustentável, raros são os trabalhos com enfoque científico sobre o tema. Assuntos essenciais para garantir a sustentabilidade, como o envolvimento de todos os atores sociais, a consideração de aspectos sociais, políticos e históricos de uma comunidade, o estudo da interação do sistema, a consideração da finitude dos recursos ao invés do uso eficiente dos mesmos e a premissa de que o benefício econômico não é o principal objetivo de uma atividade são frequentemente negligenciados pelos métodos de avaliação. É necessário combinar métodos e melhorá-los para assegurar uma avaliação que englobe esses aspectos para que a sustentabilidade na aquicultura seja alcançada.

3. OBJETIVO

Estudar os efeitos da redução no uso da água e o uso de aeradores na engorda semi-intensiva do camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum* sob as perspectivas limnológica, do desempenho zootécnico e da sustentabilidade. Para a análise da sustentabilidade, escolheu-se a abordagem biofísica, com a aplicação da análise emergética.

4. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista, Brasil (21°15'22''S e 48°18'48''W). As pós-larvas de *Macrobrachium amazonicum* foram obtidas do plantel de reprodutores formado por animais capturados no nordeste do Pará, Brasil (01°14'30''S 48°19'52''W) em 2001. Pós-larvas recém-metamorfoseadas (PL) foram estocadas por 15 dias em tanques de berçário *indoor* na densidade de 7 PL.L⁻¹ e, posteriormente, durante 30 dias em viveiros berçário na densidade de 200 PL.m⁻². Os juvenis assim produzidos foram estocados em doze viveiros de fundo natural de 0,01 ha na densidade 40 indivíduos.m⁻². Após 4 meses de cultivo, todos os viveiros foram drenados para a despesca total.

Os viveiros foram abastecidos com água hipereutrófica, ou rica em nutrientes, proveniente de efluentes de viveiros de aquicultura. Este tipo de água apresenta características que geralmente se assemelham às encontradas em viveiros de aquicultura. Como o recurso água é escasso, e o uso de águas com boa qualidade é destinado a outros propósitos que não a aquicultura, a utilização de águas ricas em nutrientes é uma alternativa viável para a aquicultura (Kimpf et al., 2011).

Um delineamento inteiramente casualizado com 4 tratamentos e 3 repetições foi aplicado. Os tratamentos foram: sem aeração + sem renovação (SS), aeração diurna + sem renovação (AD), aeração noturna + sem renovação (AN) e fluxo contínuo (FC). O tratamento SS não teve aeração nem renovação de água, o que pode contribuir para reduzir o impacto no meio ambiente e para a economia do recurso natural água. O tratamento AD consistiu em aerar os viveiros das 14:00 às 16:00h para evitar a estratificação térmica, o que permite um melhor aproveitamento da energia do sol porque a água quente da superfície mistura-se com a do fundo, onde estão os camarões. No tratamento AN, a aeração ocorreu das 23:00 às 05:00h,

para suprir a perda de oxigênio dissolvido devido à respiração e decomposição durante a noite. Finalmente, o tratamento FC correspondeu à renovação de água igual de 35%.dia⁻¹; esse elevado fluxo pode permitir o uso de água muito rica em nutrientes e matéria orgânica sem comprometer o cultivo, mas implica em elevado uso do recurso água e a geração de um elevado volume de efluentes.

Os camarões foram arraçoados com alimento comercial peletizado com 35% de proteína bruta fornecido a lanço em duas porções iguais, às 08:00 e às 16:00 h. A biomassa de camarões nos viveiros foi estimada a cada 3 semanas por meio de pesagens usando uma balança Marte A 500 (0,01 g). No início, a alimentação diária foi de 9% da biomassa. Essa taxa foi reduzida em 2% em cada biometria, alcançando 3% na última semana. Além disso, a quantidade de alimento foi corrigida semanalmente, considerando 1% de mortalidade e 20% de ganho em peso por semana. A quantidade diária foi reduzida pela metade quando o oxigênio dissolvido estava entre 2,5 e 3,5 mg.L⁻¹ pela manhã.

A temperatura da água e o oxigênio dissolvido foram diariamente monitorados às 07:00h, enquanto a taxa de renovação diária e o pH foram medidos semanalmente às 15:00h. A taxa de renovação de água foi medida na entrada dos viveiros, usando um balde graduado. A temperatura e o oxigênio dissolvido foram determinados usando um oxímetro digital YSI modelo 55. O pH foi determinado usando um peagômetro digital YSI modelo 63.

4.1 Estratificação térmica, depleção noturna de oxigênio dissolvido e acúmulo de subprodutos

Realizamos análise nictimeral para avaliar o efeito da renovação da água e da aeração na temperatura e oxigênio dissolvido nos viveiros. Estas variáveis foram determinadas na superfície e no fundo dos viveiros a cada hora com um oxímetro YSI modelo 55 por um

período de 24 horas. Três análises foram realizadas, nos dias 17/02/2008, 17/03/2008 e 10/04/2008.

O possível acúmulo de subprodutos no interior dos viveiros foi pesquisado na coluna d'água e no sedimento. Na coluna d'água, foram determinados os sólidos totais em suspensão (STS), o ortofosfato solúvel, o nitrogênio inorgânico (soma de nitrogênio amoniacal, N-nitrito e N-nitrato) e nitrogênio orgânico (nitrogênio total Kjeldahl menos a concentração de amônia). Todas as variáveis foram avaliadas semanalmente, às 15:00 h. O ortofosfato solúvel foi determinado pelo método do cloreto estanhoso; o nitrogênio amoniacal total, pelo método do fenato; o N-nitrito, pelo método colorimétrico e o N-nitrato, pela redução do cádmio (APHA, 2005).

Cinco amostras de sedimentos por viveiro foram tomadas e combinadas para a determinação de matéria orgânica, fósforo total e carbono orgânico. As amostras foram secas a 60° C até peso constante, maceradas e homogeneizadas. Posteriormente, a matéria orgânica e o fósforo total foram determinados. A matéria orgânica foi determinada submetendo-se a amostra a 550° C por 5 horas em mufla. A concentração de fósforo nos sedimentos foi determinada por digestão em ácido perclórico seguida de colorimetria pelo método do ácido ascórbico (APHA, 2005). A quantidade de carbono originalmente contido na amostra foi determinada dividindo-se o valor de matéria orgânica pelo fator de correção 1,82 (Yan, 1998 - comunicação pessoal Bohdan Matvienko Sikar).

Como não foi detectado nenhum padrão de variação temporal, os dados obtidos em todas as semanas nos três viveiros de cada tratamento foram agrupados para as análises. Os dados foram submetidos aos testes de normalidade (Shapiro-Wilk) e homocedasticidade (Brown-Forsythe). Como ambas as condições foram satisfeitas, as médias foram comparadas por one-way ANOVA, teste F. As análises estatísticas foram feitas no software SAS (versão 9.0). As médias foram consideradas diferentes quando a probabilidade para obter o valor

estatisticamente calculado foi inferior a 5%. Quando foi detectada diferença significativa entre os tratamentos, as médias foram comparadas pelo teste de Duncan.

4.2 Desempenho zootécnico

No momento da despesca, todos os animais foram contados e uma amostra aleatória de 10% do total de camarões foi tomada de cada viveiro para determinar o peso individual. A sobrevivência, o peso médio, a conversão alimentar aparente e a produtividade foram determinados.

A normalidade e a homocedasticidade dos dados foram avaliados pelos testes de Shapiro-Wilk e Brown-Forsythe, respectivamente. Como ambas as condições foram satisfeitas, as médias foram comparadas por one-way ANOVA, teste F. Os dados de sobrevivência foram previamente submetidos a uma transformação $\arcsen\sqrt{x}$, mas os valores originais são apresentados para facilitar a interpretação. As análises estatísticas foram feitas no software SAS (versão 9.0). As médias foram consideradas diferentes quando a probabilidade para obter o valor estatisticamente calculado foi inferior a 5%.

4.3 Análise emergética

4.3.1 Descrição da análise emergética

A elaboração da análise emergética consiste nas seguintes etapas: construir o diagrama sistêmico para verificar e organizar todos os componentes e os relacionamentos existentes no sistema; construir as tabelas emergéticas, com os fluxos quantitativos, baseados diretamente nos diagramas e, finalmente, calcular os índices emergéticos que permitirão avaliar a situação econômica e ambiental do sistema.

O diagrama do sistema mostra as partes em forma simbólica e os caminhos seguidos pela massa e a energia. Os símbolos básicos para representar os componentes dos sistemas nos diagramas são explicados em Odum (1996). Os principais símbolos usados para a construção dos diagramas sistêmicos estão apresentados na Figura 9.

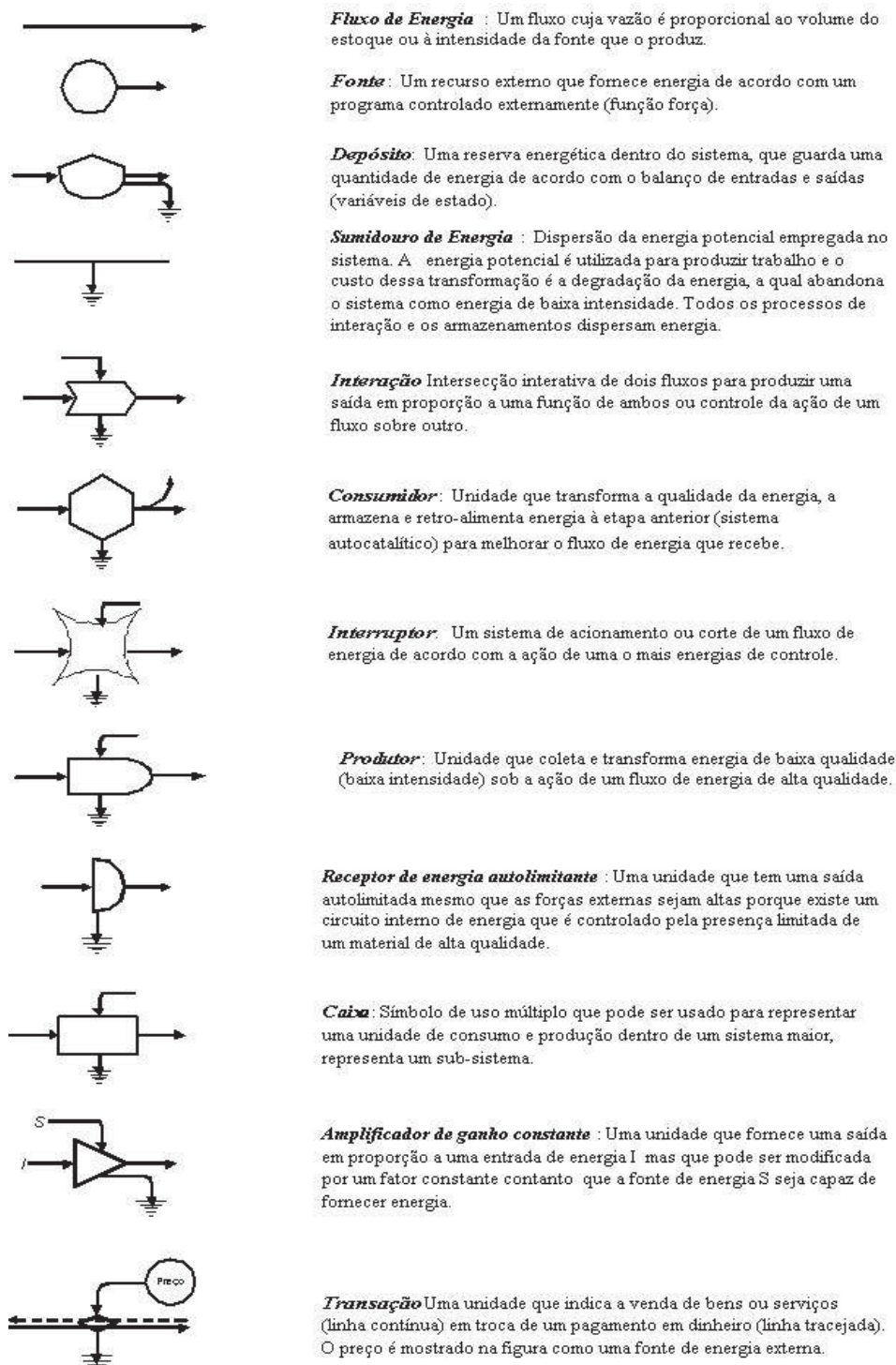


Figura 9. Símbolos da linguagem de fluxos de energia, com descrição qualitativa, para representar sistemas (extraído de Cavalett, 2004).

É necessário colocar no diagrama os limites do sistema para identificar todos os fluxos de entrada importantes que cruzam as fronteiras do sistema escolhido. Cada um destes fluxos se converte em uma linha curva que vai desde a fonte de energia até o componente ou os componentes que a utilizam. Depois, cada fluxo converte-se em uma linha de cálculo na tabela de avaliação de energia (Tabela 4). A coluna 1 fornece um número para referenciar os cálculos de cada um dos fluxos de energia, que são apresentados nos Anexos deste trabalho. Na coluna 2 estão contidos os nomes das diversas entradas do sistema e na coluna 3 a fração renovável individual de cada uma destas entradas. Na coluna 4 está o valor numérico da quantidade de cada fluxo de entrada, sendo que essas entradas são colocadas nas suas unidades usuais para materiais (kg), para energia (Joules), para dinheiro (US\$). A coluna 5 contém o valor da transformidade, ou seja, energia por unidade (sej por kg, J ou US\$). A referência deste valor consta na informação dos cálculos para essa linha que estão referenciados na coluna da nota. Na coluna 6 está o fluxo de energia renovável. Este item é o resultado do fluxo de entrada (em $\text{quantidade} \cdot \text{área}^{-1} \cdot \text{tempo}^{-1}$) da coluna 4, vezes a sua respectiva renovabilidade individual (coluna 3), vezes a sua transformidade, expressa na coluna 5. Na coluna 7 está o fluxo de energia não renovável. Este item é a multiplicação do fluxo de entrada (em $\text{quantidade} \cdot \text{área}^{-1} \cdot \text{tempo}^{-1}$) da coluna 4, vezes 1 menos renovabilidade individual de cada fluxo, vezes a sua transformidade, expressa na coluna 5. Na coluna 8 está o fluxo de energia total, que é calculado somando-se as parcelas renováveis (coluna 6) e não renováveis (coluna 7) de cada um dos fluxos de energia. Na coluna 9 está expresso quanto cada um dos fluxos de energia representa no total.

Tabela 4. Esquema da organização de uma tabela para o cálculo dos fluxos de energia.

1	2	3	4	5	6	7	8	9
Nota	Item	Fração renovável	Quantidade unidade.ha ⁻¹ .ano ⁻¹	Transformidade sej/unidade	Fluxo de energia renovável	Fluxo de energia não renovável	Fluxo de energia total	%
I: Recursos da natureza								
	R: Recursos renováveis da natureza							
	N: Recursos não renováveis da natureza							
F: Recursos da economia								
	M: Materiais							
	S: Serviços							

No caso de alguns materiais e serviços, costuma-se incluir as entradas da coluna 4 em unidades de dinheiro.área⁻¹.tempo⁻¹. O dinheiro é convertido em dólares segundo a taxa de câmbio em dólares do país (neste trabalho adotou-se o valor de R\$ 1,75 para cada unidade de dólar), e posteriormente este valor é multiplicado pela proporção de energia.dinheiro⁻¹ (sej.US\$⁻¹) característico da economia do país para o ano. Existem também divisões das linhas da tabela para facilitar a identificação dos tipos de recursos usados. Os primeiros fluxos colocados são os relacionados à contribuição da natureza (I), ou seja, os recursos naturais renováveis (R) e os não-renováveis (N). Posteriormente, são colocados os recursos da economia (F), que são divididos em materiais (M) e serviços (S). Ao final temos a produção (Y), que é a somatória das contribuições da natureza (I) e dos recursos da economia (F). Após obter o valor de todos estes indicadores é possível calcular os índices emergéticos.

A seguir são apresentadas definições para os termos usados na análise emergética descritas em Ulgiatti et al. (1994), Odum (1996) e Comar (1998):

- **Energia renovável (I)** é o fluxo de energia que é praticamente constante e que conduz os processos biológicos e químicos da Terra, e contribui para os processos geológicos;

- **Recursos naturais renováveis (R)** é a energia gratuita e renovável das contribuições ambientais, como o sol, o vento e a chuva;
- **Energia não-renovável (N)** é o estoque de energia e matéria como os minerais, solo e combustíveis fósseis, que são consumidos em uma razão que excede o processo de produção geológica;
- **Materiais (M)** é a energia comprada que vem de minerais, combustíveis e matéria-prima adquiridos fora do sistema;
- **Serviços (S)** é a energia comprada em serviços e mão-de-obra ou trabalho;
- **Retorno energético (F)** é a energia proveniente de um nível hierárquico superior e que influencia o fluxo no sistema energético, como os combustíveis, bens e serviços provenientes das atividades humanas;
- **Produto (Y)** é a energia final do sistema, somatório das energias dos recursos naturais e da energia introduzida.

Na análise emergética, as avaliações econômicas são realizadas dentro de uma abordagem biofísica. A riqueza vem direta e indiretamente dos recursos da natureza medidos pela energia, como alimentos, vestimentas, moradia, serviços de saúde e outros bens (Odum, 1996). O que o dinheiro que circula na economia compra depende da produção solar emergética e da circulação do dinheiro (Odum, 1996). Embora o preço de um determinado produto ou serviço dependa de seu custo de produção, disponibilidade no local e desejo de compra das pessoas, o poder de compra do dinheiro depende de quanta riqueza real existe disponível para compra (Odum, 1996). Portanto, o poder de compra do dinheiro dentro de uma economia pode ser calculado dividindo-se o uso de energia pelo dinheiro circulante para obter a razão $\text{energia}^{-1} \cdot \text{dinheiro}$ (Odum, 1996). Ou seja, consideram-se os fluxos de

em dólares anuais (em US\$.área⁻¹.ano⁻¹), que são calculados dividindo-se o valor de cada um dos fluxos de energia pela razão energia/dinheiro da economia do país.

A tabela de avaliação econômica dos sistemas de produção contém os fluxos de energia, e os custos monetários de cada um dos insumos utilizados na produção, os fluxos monetários equivalentes em dólares e suas respectivas porcentagens dos fluxos totais. A rentabilidade econômica é calculada dividindo-se o lucro líquido obtido pelos custos totais de produção.

A transformidade é a energia solar necessária para produzir um joule de um serviço ou produto. Ela é obtida pela divisão entre toda a eMergia necessária para fazer um produto ou serviço (eMergia total de entrada) e a eNergia contida nesse produto ou serviço (eNergia total na saída). A transformidade é um parâmetro biofísico que mede a posição do produto na hierarquia universal de energia e se constitui em uma propriedade física da biosfera. As transformidades solares dos principais recursos energéticos derivados do sistema climático global foram obtidas da análise dos fluxos globais de energia da Terra, conforme os fólhos publicados por Odum et al. (2000). Fólhos são documentos que reúnem dados de transformidade e seus respectivos cálculos para disponibilizar os valores obtidos em vários artigos, teses, dissertações e materiais não publicados. Em cada análise, são obtidas transformidades solares de um ou mais produtos. A partir desses valores básicos, foram preparadas tabelas de transformidade solar de recursos naturais e humanos, o que facilita o trabalho da análise de sistemas (Ortega, 1998).

4.3.2 Modificações na metodologia emergética (Ortega et al., 2002)

Ortega et al. (2002) propuseram que para a elaboração dos cálculos emergéticos das tabelas de avaliação emergética, os materiais e os serviços não sejam considerados totalmente

como recursos não renováveis, mas apresentem renovabilidade parcial. Conforme Cavalett (2004), esta modificação permite descrever com maior fidelidade a sustentabilidade dos sistemas produtivos. A Tabela 5 mostra a classificação dos fluxos de energia modificados, que torna possível considerar as renovabilidades parciais dos materiais e serviços com mais detalhes.

Tabela 5. Classificação dos fluxos de energia usados na contabilidade ambiental.

Entradas e serviços	Descrição
I: Contribuições da natureza	$R+N$
R: Recursos renováveis	Chuva, materiais e serviços de áreas preservadas, nutrientes de minerais do solo e ar.
N: Recursos não-renováveis	Solo, biodiversidade, exclusão social
F: Recursos da economia	$F=M+S$
M: Materiais	$M=M_R+M_N$
M_R : Materiais renováveis	Materiais renováveis de origem natural
M_N : Materiais não-renováveis	Minerais, produtos químicos, aço, combustível etc
S: Serviços	$S= S_R+S_N$
S_R : Serviços renováveis	Trabalho local
S_N : Serviços não-renováveis	Taxas, custo do dinheiro, seguros etc
Y: Energia total	$Y= I+F$

Portanto, os indicadores energéticos foram ligeiramente modificados com o intuito de uma avaliação mais adequada da sustentabilidade (Tabela 6). A modificação consistiu em considerar a renovabilidade estimada de cada um dos recursos da economia e dos serviços utilizados.

Tabela 6. Indicadores emergéticos modificados devido às contribuições parciais dos materiais e serviços. Vide Tabela 5 para significado de cada símbolo.

Índices emergéticos modificados	Cálculo	Conceito
Renovabilidade	$\%R = 100 \cdot (R + M_R + S_R) / Y$	Renováveis/Total
Produção emergética	$EYR = Y / (M_N + S_N)$	Total/não renováveis
Investimento emergético	$EIR = (M_N + S_N) / (R + M_R + S_R + N)$	Não renováveis/Renováveis

4.3.3 Índices de emergia

A partir dos resultados da tabela de avaliação de fluxos de emergia são calculados os índices emergéticos. Estes índices são utilizados para fazer as inferências da análise emergética (Odum, 1996). Os índices emergéticos mais usualmente utilizados estão descritos na Tabela 7.

Tabela 7. Indicadores emergéticos usados na contabilidade ambiental (Cavalett, 2004). E_p = emergia ou massa do produto. Vide Tabela 5 para o significado de cada símbolo.

Indicadores	Expressão	Significado
Transformidade solar (Tr)	Y/E_p	A razão da emergia do produto final dividido pela emergia ou massa do produto
Renovabilidade (%R)	$100 \times (R + M_R + S_R) / Y$	A razão entre as entradas renováveis e a emergia total do sistema
Razão de rendimento emergético (EYR)	$Y / (M_N + S_N)$	A razão da emergia do produto pela emergia das entradas que são retroalimentadas de fora do sistema
Razão de investimento emergético (EIR)	$(M_N + S_N) / (R + M_R + S_R + N)$	A razão da emergia de entradas compradas pela emergia de entradas gratuitas
Razão de carga ambiental (ELR)	$(M_N + S_N + N) / (R + M_R + S_R)$	A razão da emergia de entradas compradas e naturais não renováveis pela emergia de recursos renováveis
Razão de intercâmbio emergético (EER)	$Y / [(US\$) \times (sej/US\$)]$	A razão da emergia entregue pelo sistema para a economia (produto) pela emergia recebida pela venda dos produtos

4.3.3.1 Transformidade solar (Tr)

O índice denominado transformidade solar avalia a qualidade do fluxo de energia e permite fazer comparações com outras formas de energia de outros sistemas além de ser uma medida da posição do produto em termos de hierarquia energética. A transformidade solar do recurso gerado por um sistema é obtida dividindo-se a energia incorporada pelo sistema ao produto final (Y) pela energia ou massa do produto (E_p). Sua unidade é expressa em energia por unidade de energia ou massa, usualmente seja por kg ou J.

4.3.3.2 Renovabilidade emergética (%R)

É utilizada para avaliar a sustentabilidade dos sistemas de produção. O índice de renovabilidade é expresso em porcentagem, e é definido como a razão entre a energia dos recursos naturais renováveis empregados (R) (chuva, sol, vento, sedimentos, biodiversidade e solo), e a energia total utilizada para produzir um produto específico. No caso da consideração das frações renováveis (modificações conforme Ortega et al., 2002), os materiais (M_R) e serviços (S_R) renováveis também são somados ao R. Somente os processos com valores altos de renovabilidade são sustentáveis.

4.3.3.3 Razão de rendimento emergético (EYR)

A razão de rendimento emergético EYR é uma medida da incorporação de energia da natureza, e é expressa como a razão do total de energia investida (Y) por unidade de retorno econômico (F). Esta última variável considera os materiais (M) e os serviços (S) utilizados. O valor do EYR indica quanta energia primária é disponibilizada para a economia que consome o produto. Indica se o processo retorna ao setor econômico mais energia do que compra.

4.3.3.4 Razão de investimento emergético (EIR)

Mede o investimento da sociedade para produzir certo bem, em relação à contribuição da natureza. A razão de investimento emergético é a razão entre energia da retroalimentação da economia externa (F) entre os insumos de energia local (N+R). Não é um índice independente, está vinculado ao índice EYR citado acima.

4.3.3.5 Razão de carga ambiental (ELR)

É a razão entre os recursos não renováveis e os renováveis. Este índice avalia a pressão causada ao ecossistema pelo sistema produtivo em estudo. O ELR abaixo de 2 indica baixo impacto ambiental; um valor intermediário entre 2 e 10 significa um moderado impacto ambiental, e valores acima de 10 indica intenso impacto ambiental.

4.3.3.6 Razão de intercâmbio emergético (EER)

A razão de intercâmbio emergético EER é toda energia incorporada ao produto dividida pelo valor de energia do valor recebido com a venda do produto. Geralmente, produtos brutos, como minerais, produtos da agricultura, pesca e floresta possuem alto valor de EER. Portanto, a energia recebida com a venda do produto é relativa ao pagamento dos serviços humanos, e não dos serviços da natureza que foram necessários para a produção. O pagamento é multiplicado pela relação de energia/dinheiro do local onde o dinheiro será gasto. Então, $EER = Y / [\text{quantidade produzida} \times \text{preço de venda} \times (\text{energia} \cdot \text{US\$}^{-1})]$. É a razão de energia recebida pela energia fornecida nas transações econômicas (vendas no comércio).

4.3.3.7 Cálculo da área de suporte (SA_{NPP})

A área de suporte ou capacidade de carga é definida por ecologistas como a área que pode suportar o tamanho máximo da população de uma espécie, sem reduzir sua habilidade de manter essa espécie para um período indeterminado de tempo (Daily e Ehrlich, 1992). Ela

pode ser usada como estimativa da pegada ecológica. Pode ser determinada baseada no requerimento energético de uma população ou da intensidade emergética para uma economia (Agostinho, 2009). A capacidade de carga de um ambiente é determinada pela habilidade do ambiente em suprir a energia requerida, por exemplo, um ambiente rico pode suportar grandes populações ou economias mais intensas (Brown e Ulgiati, 2001). Para o cálculo da área de suporte, foi considerada a produtividade líquida primária, segundo Agostinho et al. (2007). Os autores propoem converter a energia não-renovável utilizada pelo sistema em área de floresta equivalente, por meio da produtividade primária líquida (NPP). Considerando as renovabilidades parciais de cada entrada, a equação obtida para calcular a área de suporte por meio da NPP, fornece uma medida quantitativa sobre a área de floresta que corresponde a energia não renovável utilizada pelo sistema.

$$SA_{NPP} = (Mn_s + Sn_s + N_s) / (NPP * BE * Tr)$$

Em que:

SA_{NPP} = área de suporte renovável calculada por meio da NPP (ha);

Mn_s = materiais não renováveis utilizados pelo sistema ($seJ.ano^{-1}$);

Sn_s = serviços não renováveis utilizados pelo sistema ($seJ.ano^{-1}$);

N_s = recursos naturais não renováveis utilizados pelo sistema ($seJ.ano^{-1}$);

NPP = produtividade primária líquida de uma floresta tropical ($13500 \text{ kg}_{\text{biomassa}}.ha^{-1}.ano^{-1}$, segundo Aber e Melilo, 2001 apud Agostinho, 2009);

BE = energia da biomassa ($1,51E+07 \text{ J.kg}^{-1}_{\text{biomassa}}$, segundo Prado-Jatar e Brown, 1997)

Tr = transformidade da biomassa ($10000 \text{ seJ.ano}^{-1}$, segundo Odum, 1996).

Existem controvérsias sobre o que pode ser considerado sustentabilidade fraca, forte e seus indicadores (Siche et al., 2007). De acordo com Brown e Ulgiati (1997), a sustentabilidade de uma economia é uma função de sua dependência sobre a energia local renovável, do grau de dependência de energia não renovável e da carga total sobre o meio ambiente. Segundo Agostinho (2009), a abordagem SA_{NPP} é uma medida da conversão da energia não renovável em energia renovável (área de floresta virtual), e, portanto, essa abordagem poderia ser considerada um indicador da sustentabilidade forte do sistema.

4.3.3.8 Procedimentos usados nesse trabalho

Os dados utilizados para a análise emergética foram baseados em um cultivo em escala comercial em uma propriedade hipotética, conforme a simulação realizada por Moraes-Riodades (2004). Considerou-se que a propriedade seria instalada no Estado do Pará, a cerca de 60 km da cidade de Belém. A região apresenta o clima quente durante o ano todo (temperatura acima de 26°C) e pluviosidade elevada (2664 mm). A área da fazenda é de 16 ha, contemplando as construções de prédios e viveiros. A única atividade produtiva da fazenda é a carcinicultura. As variáveis técnicas usadas no trabalho estão apresentadas na Tabela 8.

Tabela 8. Variáveis técnicas utilizadas na simulação.

Variáveis	Valores
Densidade de estocagem (PL.m ⁻²)	40
Produtividade (kg.ha ⁻¹ .ciclo ⁻¹)	1283
Ciclos.ano ⁻¹	2,2
Produção anual (kg)	33871,2
Conversão alimentar aparente	3,0

A estratégia de produção foi delineada de forma a contemplar o fornecimento de um produto de qualidade, com regularidade em sua distribuição e em quantidade suficiente para atender às necessidades dos clientes (Valenti, 2002a). Para a simulação, foi considerado que a propriedade teria 24 viveiros de fundo natural, com 5.000 m² de espelho d'água cada um, todos abastecidos por gravidade. Cada um seria estocado em uma semana subsequente e seria despescado 165 dias (23,5 semanas) após o povoamento. Dessa forma, seriam produzidos camarões semanalmente. Estes seriam entregues frescos, no mesmo dia da despesca, para uma rede de supermercados na cidade de Belém. Devido ao tempo necessário para encher o viveiro novamente e realizar a estocagem, haverá sempre 23 viveiros cheios e um em preparação. Assim, a produção de cada ciclo será estimada com base em 23 viveiros de 5.000 m², ou seja, em 11,5 ha. Além dos viveiros, seriam construídos um almoxarifado, um escritório, uma copa e dois banheiros, totalizando uma área de 39 m².

Os investimentos considerados para a instalação da fazenda hipotética do camarão-da-amazônia foram: projeto técnico, legalização da atividade, levantamento topográfico e plantas, obras civis (construção dos viveiros, bacia de tratamento dos efluentes, postiação e energia elétrica, almoxarifado, escritório), análises iniciais da água e do solo, equipamentos (aeradores, balanças, oxímetro, peagômetro, redes), veículos (caminhonete e motocicleta),

computador e mobília, e outros utensílios (caixas de isopor, baldes etc). Os preços de cada item foram obtidos na região de Belém no segundo semestre de 2010. No caso dos equipamentos não disponíveis na região, considerou-se o seu preço na cidade do fornecedor, acrescido do frete até a fazenda.

Os custos variáveis considerados foram os seguintes:

- **Pós-larvas (PL):** considerou-se a compra de PL para estocar os 23 viveiros.ciclo⁻¹. O preço das pós-larvas foi estimado em R\$ 14,00 o milheiro. Este valor foi definido com base em análises econômicas referentes à larviculturas do camarão-da-amazônia no Estado do Pará e em São Paulo (Vetorelli, 2004);
- **Concentrado (dieta):** considerou-se um alimento extrusado com 35% de proteína bruta, taxa de conversão alimentar de 3:1 e o preço de R\$ 1,00.kg⁻¹;
- **Esterco bovino:** considerou-se um gasto de 3 t.ha⁻¹.ciclo⁻¹ a um preço de R\$ 0,00.kg⁻¹;
- **Calcário:** considerou-se um gasto de 1 t.ha⁻¹.ciclo⁻¹ a um preço de R\$ 74,00.kg⁻¹;
- **Embalagens:** considerou-se a comercialização do produto em bandejas de polietileno contendo 1 kg de camarões, a um custo de R\$ 0,20.unidade⁻¹;
- **Manutenção:** refere-se aos reparos das instalações e equipamentos; considerou-se 2% ao ano do valor de aquisição do bem, conforme sugestão de Scorvo-Filho *et al.* (2004);
- **Mão-de-obra:** foram consideradas três categorias de trabalhadores:
 - a) **Mão-de-obra de nível elementar assalariada:** considerou-se que um trabalhador pode operar até 2 ha de espelho d'água (New, 2002). Portanto, consideraram-se 6 trabalhadores recebendo um salário mínimo mensal (R\$ 510,00). Além disso, consideraram-se 42% como encargos sociais, de acordo com Scorvo-Filho *et al.* (2004);

- b) Mão-de-obra de nível superior:** considerou-se um funcionário de nível superior, recebendo salário mensal de R\$ 1.800,00, mais 42% de encargos sociais. Este profissional irá gerenciar a fazenda;
- c) Mão-de-obra eventual:** necessária para despesa e embalagem dos camarões. Considerou-se necessária a contratação de 5 homens por dia. A diária considerada foi de R\$ 20,00;
- **Combustíveis e lubrificantes:** considerou-se o rendimento médio de 10 km.L⁻¹ para a caminhonete, considerando 2 viagens a Belém por semana, referentes a entregas e compra de insumos (240 km), mais 20 km.dia⁻¹ rodando nas imediações da fazenda. Para a motocicleta, considerou-se um rendimento de 40 km.L⁻¹ rodando 12 km.dia⁻¹ na fazenda;
 - **Energia elétrica e telefone:** considerou-se os gastos com energia elétrica para a parte administrativa, ou seja, necessária para 10 lâmpadas fluorescentes de 40 W, ligadas 2 horas.dia⁻¹, geladeira (24 horas.dia⁻¹), computador (8 horas.dia⁻¹), aparelho de fax (24 horas.dia⁻¹), ar condicionado (8 horas.dia⁻¹) e aeradores (6 e 8 horas.dia⁻¹), conforme o cenário. O preço local do kW.h⁻¹ é R\$ 0,35. Para telefone, considerou-se o gasto mínimo com assinatura, e chamadas mais fax para fornecedores e clientes, além de acesso à internet;
 - **Gelo:** considerou-se um gasto de 1,6 kg.kg⁻¹ de camarões durante o choque térmico e 1 kg.kg⁻¹ de camarões para o transporte em caixas de isopor;
 - **Kit para análise de água** (tais como alcalinidade, dureza e amônia): considerou-se 6 kits.ciclo⁻¹ a R\$ 18,30;
 - **Imposto sobre a venda do produto:** 18% sobre a receita bruta;
 - **Contribuição Especial de Seguridade Social Rural (CESSR):** considerou-se 2,7% da receita bruta;

- **Juros sobre o capital circulante:** usou-se a taxa de juros básica do crédito rural para custeio, que é de 8,75% sobre a metade das despesas operacionais totais.

Para o Brasil, a razão energia.US\$⁻¹ utilizada neste trabalho foi de 3,7E+12 (Coelho et al., 2003). Foram consideradas as renovabilidades parciais dos recursos segundo metodologia proposta por Ortega et al. (2002). Todos os materiais foram considerados com 5% de renovabilidade, que é um valor médio para produtos industrializados (Ortega et al., 2002). A renovabilidade das pós-larvas foi calculada neste trabalho e seu valor foi igual a 5,2%. Os serviços utilizados no sistema estudado foi calculado com 50% de renovabilidade (Ortega et al., 2002), porque a mão-de-obra utilizada é local.

Realizamos primeiramente a análise emergética da fase de larvicultura de camarões de água doce, para a determinação do valor da transformidade das pós-larvas. Este valor de transformidade da pós-larva foi posteriormente usado para o cálculo do fluxo emergético na análise emergética da produção de camarões na fase de crescimento final. A larvicultura caracteriza-se por ser um sistema intensivo, no qual larvas desenvolvem-se até a metamorfose em pós-larvas (PL). Nesse processo, utilizam-se tanques abastecidos com água salobra, localizados em galpões, onde as condições de cultivo são controladas. O sistema utilizado na larvicultura considerada neste estudo foi o fechado dinâmico, cuja descrição detalhada encontra-se em Valenti et al. (2009). Para os cálculos emergéticos, consideramos os dados utilizados na análise econômica feita por Pavanelli (2010). O autor realizou uma simulação de larvicultura em escala comercial em propriedade de 1 ha, com 2 viveiros de reprodutores de 700 m² cada, 1 galpão de larvicultura com oito tanques de 2.000 L e galpão de manutenção de PL. Os indicadores de produção da larvicultura usados para os cálculos da análise emergética foram obtidos por Vetorelli (2004, 2008) e Pavanelli (2010):

- **Densidade de estocagem:** 140 larvas.L⁻¹;

- **Sobrevivência:** 57,9%;
- **Taxa de metamorfose:** 80%;
- **Produção por ciclo (milheiros):** 1.037;
- **Duração do ciclo (dias):** 18;
- **Quantidade de ciclos por ano:** 17,4;
- **Produção por ano (milheiros):** 18.044

As contribuições dos recursos naturais e humanos foram quantificadas para o sistema de produção de camarões, usando a metodologia emergética.

Como informação adicional aos índices emergéticos, calculamos a área de suporte para o cultivo do camarão-da-amazônia, tanto na fase de larvicultura, quanto na fase de engorda. O valor da área de suporte possui o mesmo propósito da metodologia da Pegada Ecológica (Wackernagel e Rees, 1996).

5. RESULTADOS

5.1 Estratificação térmica, depleção noturna de oxigênio dissolvido acúmulo de subprodutos

A variação da temperatura e do oxigênio dissolvido ao longo do dia nos viveiros submetidos aos tratamentos são mostradas nas Figuras 10 e 11, respectivamente:

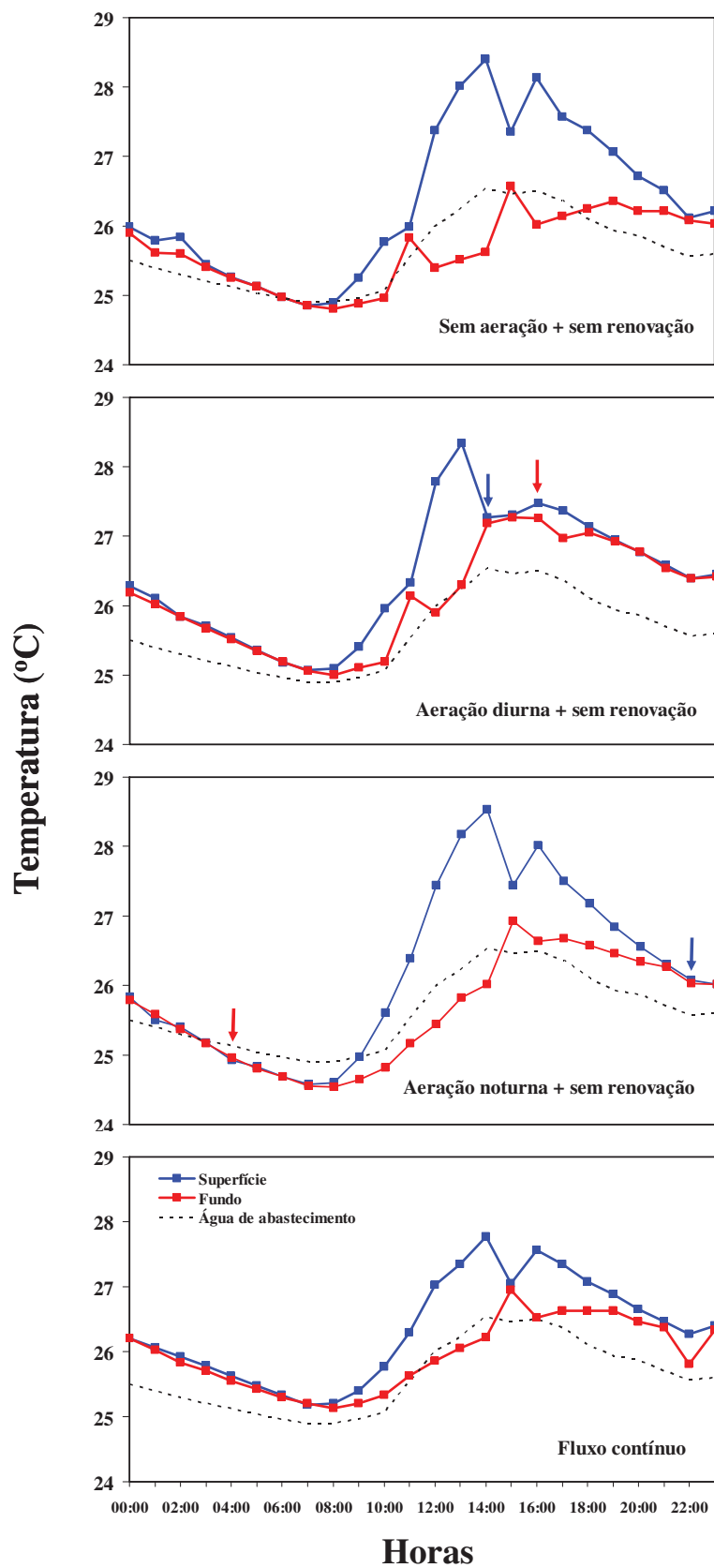


Figura 10. Variação da temperatura ao longo do dia na água de abastecimento e nos viveiros submetidos aos tratamentos sem renovação de água e sem aeração, aeração diurna, aeração noturna e fluxo contínuo. Cada valor corresponde à média de medidas realizadas em 3 dias, com espaçamento de 1 mês entre coletas. A seta azul indica o horário em que o aerador foi ligado e a seta vermelha, o horário em que o aerador foi desligado.

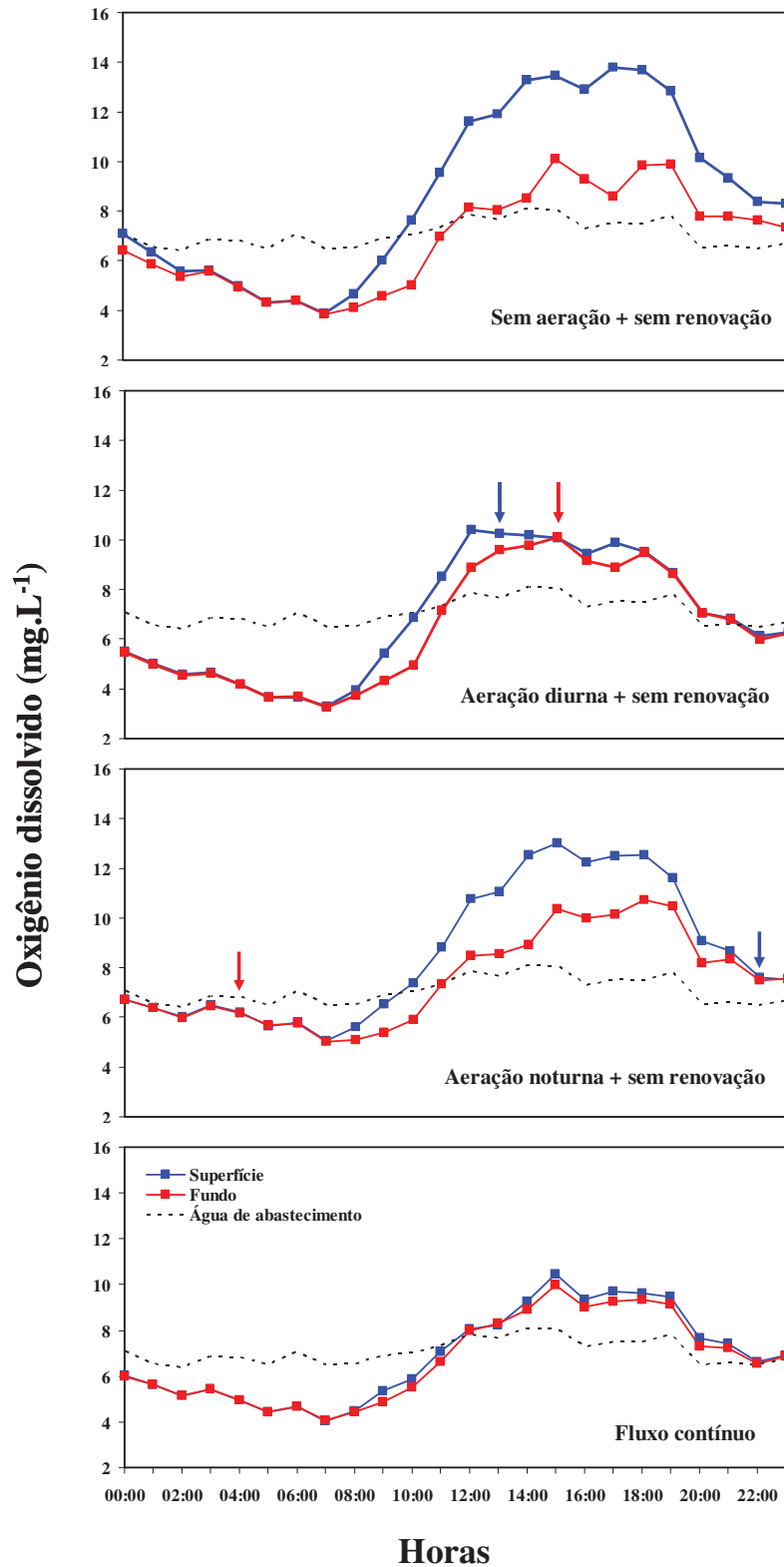


Figura 11. Variação do oxigênio dissolvido ao longo do dia na água de abastecimento e nos viveiros submetidos aos tratamentos sem renovação de água e sem aeração, aeração diurna, aeração noturna e fluxo contínuo. Cada valor corresponde à média de medidas realizadas em 3 dias, com espaçamento de 1 mês entre coletas. A seta azul indica o horário em que o aerador foi ligado e a seta vermelha, o horário em que o aerador foi desligado.

Tabela 9. Médias ($\pm$ desvios - padrão) das variáveis limnológicas da água de abastecimento (A) e dos viveiros submetidos aos tratamentos sem aeração + sem renovação (SS), aeração diurna (AD), aeração noturna (AN) e fluxo contínuo (FC).

	Temp (°C)	OD (mg.L ⁻¹)	pH	STS (mg.L ⁻¹)	PO ₄ (µg.L ⁻¹)	Nitrogênio inorgânico (µg.L ⁻¹)	Nitrogênio orgânico (µg.L ⁻¹)
A	25,7 $\pm$ 2,0	7,7 $\pm$ 2,3	8,0 $\pm$ 0,4	16,6 $\pm$ 26,5	2,2 $\pm$ 2,0	628,5 $\pm$ 300,0 ^a	527,6 $\pm$ 295,3 ^b
SS	25,9 $\pm$ 2,7	7,1 $\pm$ 3,9	8,4 $\pm$ 0,6	78,7 $\pm$ 105,1	4,3 $\pm$ 6,8	176,2 $\pm$ 164,9 ^c	1024,3 $\pm$ 1178,8 ^{ab}
AD	25,6 $\pm$ 2,9	6,3 $\pm$ 2,7	8,5 $\pm$ 0,7	72,6 $\pm$ 63,2	4,3 $\pm$ 5,0	204,0 $\pm$ 206,3 ^c	1423,1 $\pm$ 1523,2 ^a
AN	26,1 $\pm$ 2,6	8,0 $\pm$ 2,4	8,3 $\pm$ 0,5	74,7 $\pm$ 84,4	5,6 $\pm$ 9,8	434,9 $\pm$ 228,4 ^b	1007,7 $\pm$ 789,2 ^{ab}
FC	26,1 $\pm$ 2,4	6,4 $\pm$ 2,5	8,3 $\pm$ 0,6	43,7 $\pm$ 59,6	6,0 $\pm$ 10,6	473,0 $\pm$ 209,3 ^{ab}	751,5 $\pm$ 857,7 ^b

Temp= temperatura; OD= oxigênio dissolvido; STS = sólidos totais em suspensão; PO₄= ortofosfato solúvel; Nitrogênio inorgânico= amônia total + nitrito + nitrato); Letras diferentes na mesma coluna indica que as médias diferem significativamente ($p \leq 0,05$) pela ANOVA. O número de unidades de amostra é 11 ($n=11$) para a água de abastecimento e 33 ($n=33$) para cada tratamento.

Tabela 10. Médias ($\pm$ desvios - padrão) de matéria seca, matéria orgânica, fósforo total e carbono orgânico acumulado no sedimento dos viveiros ao longo do cultivo nos tratamentos sem aeração + sem renovação (SS), aeração diurna (AD), aeração noturna (AN) e fluxo contínuo (FC). Não houve diferença significativa entre os tratamentos pela ANOVA ($p > 0,05$).

	Matéria seca (%)	Matéria orgânica (%)	Matéria orgânica (kg.m ⁻²)	Fósforo total (kg.m ⁻²)	Carbono orgânico (kg.m ⁻²)
SS	43,7 $\pm$ 0,0	36,6 $\pm$ 2,0	11,4 $\pm$ 5,7	2,0 $\pm$ 1,4	6,2 $\pm$ 3,1
AD	36,8 $\pm$ 20,1	37,6 $\pm$ 3,6	9,5 $\pm$ 2,5	1,4 $\pm$ 0,4	5,2 $\pm$ 1,4
AN	47,7 $\pm$ 8,8	40,9 $\pm$ 2,2	11,4 $\pm$ 5,1	1,8 $\pm$ 0,8	6,3 $\pm$ 2,8
FC	39,7 $\pm$ 15,6	39,9 $\pm$ 1,2	13,6 $\pm$ 1,4	2,7 $\pm$ 0,3	7,5 $\pm$ 0,8

Os valores correspondem à média de 3 viveiros por tratamento.

A estratificação térmica se iniciou às 9:00 h em todos os viveiros (Figura 10). O pico da estratificação térmica ocorreu em torno das 13:00-14:00 h (Figura 10). A máxima diferença entre a temperatura da superfície e a temperatura do fundo observada nos viveiros sem renovação e sem aeração (SS) foi de 2,8°C (14:00 h), enquanto nos viveiros do tratamento aeração diurna (AD), a diferença máxima foi de 2,0°C às 13:00 h antes do acionamento do aerador; nos viveiros sob aeração noturna (AN), esse valor foi de 2,5 °C às 14:00 h e nos viveiros com fluxo contínuo de água (FC), 1,5 °C no mesmo horário (Figura 10). Uma diferença inferior a 0,5 °C entre as temperaturas da superfície e do fundo foi encontrada a partir das 21:00 h no tratamento SS (Figura 10). Para os tratamentos AD, AN e

FC, esta diferença foi encontrada a partir das 14:00 h, 19:00 h e 23:00 h e permanece até as 9:00 - 10:00 h do dia seguinte (Figura 10).

No tratamento AD, a estratificação térmica se iniciou às 10:00 h, período em que a diferença entre as temperaturas da superfície e do fundo foi de 0,8° C (Figura 10). No período em que o aerador permaneceu ligado (14:00 h às 16:00 h), a diferença entre a temperatura da superfície e do fundo do viveiro variou entre 0,1 e 0,2 e a homogeneidade da temperatura da água foi observada até as 10:00 h do dia seguinte (Figura 10). No tratamento AN, a estratificação se iniciou às 10:00 h, e a partir das 19:00 h a diferença entre a temperatura da superfície e do fundo já era inferior a 0,5° C (Figura 10). No momento em que o aerador foi ligado (23:00 h), não havia mais diferença entre as temperaturas da superfície e fundo (Figura 10).

A diferença entre os teores de oxigênio dissolvido da superfície e do fundo dos viveiros iniciou-se às 8:00 h em todos os tratamentos (Figura 11). O pico da diferença entre os teores de oxigênio dissolvido da superfície e do fundo dos viveiros foi encontrado às 17:00 h no tratamento SS, correspondendo a 5,23 mg.L⁻¹ (Figura 11). No tratamento AD, a diferença máxima encontrada nos teores de oxigênio dissolvido da superfície e do fundo do viveiro foi de 1,52 mg.L⁻¹, e ocorreu às 12:00 h (Figura 11). No tratamento AN, essa diferença máxima foi encontrada às 14:00 h, correspondendo a 3,61 mg.L⁻¹, e no tratamento FC, às 15:00 h, correspondendo a uma diferença de apenas 0,50 mg.L⁻¹ (Figura 11). A diferença nos teores de oxigênio dissolvido na superfície e no fundo dos viveiros foi inferior a 0,5 mg.L⁻¹ à 01:00 h no tratamento SS; às 14:00 h no tratamento AD; às 21:00 h no tratamento NA. No tratamento FC a diferença foi sempre inferior a 0,5° C (Figura 11).

Não foi detectada diferença significativa entre os tratamentos e entre estes e a água de abastecimento quanto à temperatura, oxigênio dissolvido, pH, sólidos totais em suspensão e

ortofosfato solúvel na coluna d'água (Tabela 9). A concentração de nitrogênio inorgânico foi significativamente maior na água de abastecimento e no tratamento FC e menor nos tratamentos SS e AD (Tabela 9). Por outro lado, o nitrogênio orgânico foi maior nos tratamentos SS, AD e AN (Tabela 9).

Não foram observadas diferenças estatisticamente significativas no acúmulo de matéria orgânica, fósforo total e carbono orgânico no fundo dos viveiros nos diferentes tratamentos (Tabela 10).

5.2 Desempenho zootécnico

Os valores de sobrevivência, peso médio, conversão alimentar aparente e produtividade são mostrados na Tabela 11. A sobrevivência média variou entre 63,1% (SS) e 69,7% (FC). O peso médio variou entre 3,62 g (SS) e 4,12 g (FC). A conversão alimentar variou entre 3,9 (FC) e 4,9 (SS). A produtividade média variou entre 0,92 (SS) e 1,14 t.ha⁻¹ (FC). Não houve diferença significativa para as variáveis avaliadas (Tabela 11).

Tabela 11. Médias ($\pm$ desvios - padrão) da sobrevivência, peso médio, conversão alimentar aparente e produtividade de camarões submetidos a distintos regimes de renovação de água e de aeração. As médias não diferiram entre os tratamentos.

Tratamentos	Sobrevivência (%)	Peso médio (g)	Conversão alimentar aparente	Produtividade (t.ha ⁻¹)
SS	63,1 $\pm$ 4,3	3,62 $\pm$ 0,85	4,9 $\pm$ 1,8	0,92 $\pm$ 0,24
AD	65,8 $\pm$ 9,7	3,66 $\pm$ 0,67	4,0 $\pm$ 0,3	0,95 $\pm$ 0,05
AN	63,9 $\pm$ 5,0	3,95 $\pm$ 0,19	4,7 $\pm$ 1,7	1,01 $\pm$ 0,08
FC	69,7 $\pm$ 5,5	4,12 $\pm$ 0,55	3,9 $\pm$ 0,5	1,14 $\pm$ 0,07

SS= sem aeração + sem renovação; AD= aeração diurna; AN= aeração noturna; FC= fluxo contínuo.

5.3 Análise emergética

5.3.1 Avaliação emergética da larvicultura de camarões de água doce

A Figura 12 mostra o diagrama dos fluxos emergéticos para o sistema de produção de pós-larvas, no qual são mostradas as principais entradas e saídas do sistema e as suas principais interações. O diagrama sistêmico registra apenas os fatores mais importantes presentes no sistema observado, que são passíveis de quantificação dentro de uma avaliação emergética, pressupondo que, embutidos nela, encontram-se todas as retroalimentações dos sistemas complexos. O símbolo em forma de tanque arredondado representa o estoque de biomassa de pós-larvas produzidas, dentro de um símbolo de interação, que é a representação do tanque de cultivo, que recebe os diversos insumos, como água do mar, água doce, artêmia, dieta inerte e outros materiais e serviços da economia. No processo também estão envolvidos estoque de infra-estrutura, de trabalho humano, e a formação de resíduos, como água com características diferentes à de entrada no sistema, formol, amônia, nitrito, nitrato, fósforo e nitrogênio. Pela venda das pós-larvas tem-se a entrada de dinheiro no sistema, que é usado para pagar os recursos comprados na economia.

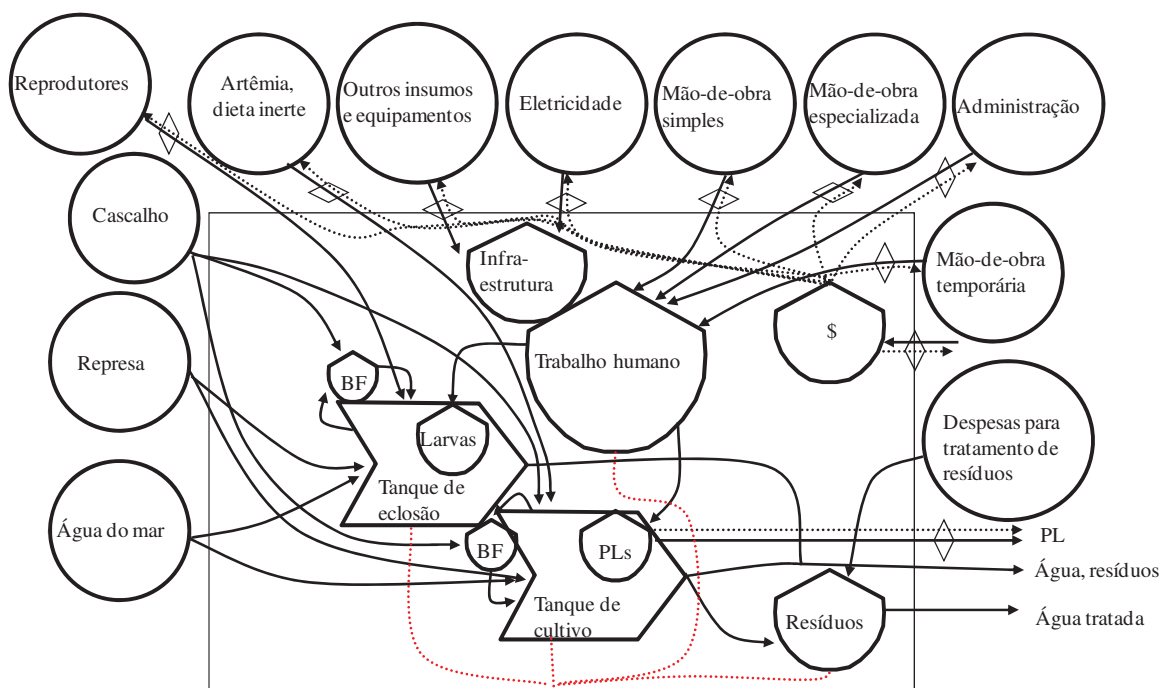


Figura 12. Diagrama sistêmico do fluxo de energia da produção de pós-larvas de camarão de água doce (modelo geral). Linhas cheias indicam fluxos de energia e linhas pontilhadas significam intercâmbio de dinheiro. Linhas vermelhas indicam perda de calor. BF= biofiltro; PL= pós-larvas; \$= dinheiro, como um fluxo.

Na Tabela 12 são apresentados os valores dos fluxos que foram calculados na análise energética do sistema de produção de pós-larvas. As contribuições dos recursos da natureza que foram quantificados são água do mar e água doce (escoamento superficial). Como recurso não renovável tem-se a destruição da floresta nativa na área de instalação da larvicultura. Os insumos vindos da economia que foram contabilizados são: artêmia, eletricidade, esterco bovino, dieta para reprodutores, depreciação das instalações e equipamentos, alimento das larvas, calcário, combustível e impostos. Como serviços tem-se a mão-de-obra não qualificada, temporária e fixa, e mão-de-obra especializada. Como produto tem-se as pós-larvas de camarão-da-amazônia.

As contribuições mais importantes na larvicultura do camarão-da-amazônia são a depreciação das instalações e equipamentos, correspondendo a $7,93\text{E}+19 \text{ sej.ano}^{-1}$, ou 92,26% do total dos recursos (Tabela 12). A produção total de pós-larvas corresponde a 18.044 milhões. ano^{-1} , que equivalem a $3,02\text{E}+11 \text{ J.ano}^{-1}$. Para se produzir esta quantidade de pós-larvas foram necessários um total de $8,03\text{E}+19 \text{ sej.ano}^{-1}$.

Tabela 12. Avaliação emergética do sistema de produção de pós-larvas.

Nota	Item	Fração renovável	Unidade	Quantidade unidade.ano ⁻¹	Transformidade sej.unidade ⁻¹	Referência para sej.unidade ⁻¹	Fluxo de emergia renovável	Fluxo de emergia não renovável	Fluxo total de emergia	%
ENTRADAS (I)										
RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (R)										
1	Água do mar	1	J	5,67E+08	6,90E+04	Odum e Arding, 1991	3,91E+13	3,91E+13	7,83E+13	0,00
2	Água doce	1	J	4,64E+09	1,76E+05	Odum, 2000	8,17E+14	8,17E+14	1,63E+15	0,00
NÃO RENOVÁVEIS (N)										
3	Destruição da floresta	0	US\$	5,19E+01	3,70E+12	Coelho et al., 2003	0,00	1,92E+14	1,92E+14	0,00
MATERIAIS (M)										
4	Artêmia	0,05	US\$	6,31E+04	3,70E+12	Coelho et al., 2003	1,17E+16	2,22E+17	2,33E+17	0,29
5	Electricidade	0,05	US\$	2,87E+11	5,64E+05	Odum, 1996	8,10E+15	1,54E+17	1,62E+17	0,20
6	Esterco bovino	0,05	kg	4,20E+02	2,65E+04	Ortega, 2004	5,57E+05	1,06E+07	1,11E+07	0,00
7	Dieta para reprodutores	0,05	kg	3,11E+01	1,00E+06	Odum et al., 2000	1,56E+06	2,96E+07	3,11E+07	0,00
8	Reprodutores	0,05	J	1,10E-04	3,36E+06	Odum, 1996	1,84E+01	3,50E+02	9,94E-11	0,00
9	Depreciação das instalações/ equipamentos	0,05	US\$	2,14E+07	3,70E+12	Coelho et al., 2003	3,96E+18	7,53E+19	7,93E+19	98,81
10	Alimento larvas	0,05	US\$	1,53E+03	3,70E+12	Coelho et al., 2003	2,83E+14	5,38E+15	5,66E+15	0,01
11	Calcário	0,05	kg	1,40E+02	2,82E+12	Odum, 1996	1,98E+13	3,75E+14	3,95E+14	0,00
12	Combustível	0,05	L	9,72E+01	1,86E+05	Odum, 1996	9,06E+05	1,72E+07	1,81E+07	0,00
13	Outros	0,05	US\$	2,66E+04	3,70E+12	Coelho et al., 2003	4,92E+15	9,35E+16	9,84E+16	0,12
14	Impostos	0,05	US\$	1,35E+04	3,70E+12	Coelho et al., 2003	2,49E+15	4,74E+16	4,99E+16	0,06
SERVIÇOS (S)										
15	Mão-de-obra simples	0,5	J	9,84E+09	1,85E+07	Odum, 1996	9,09E+16	9,09E+16	1,82E+17	0,23
16	Mão-de-obra especializada	0,5	US\$	5,86E+04	3,70E+12	Brandt-Williams, 2002	1,08E+17	1,08E+17	2,17E+17	0,27

17	Mão-de-obra temporária	0,5	US\$	2,28E+03	3,70E+12	Brandt-Williams, 2002	4,22E+15	4,22E+15	8,44E+15	0,01
SAÍDAS (O)										
PROCESSO PRODUTIVO (Y)				E				Y		
18	Pós-larvas		J	3,02E+11					8,03E+19	100,00

A Figura 13 mostra o diagrama de fluxo de energia agregado da produção de pós-larvas. Este diagrama demonstra os somatórios dos diferentes insumos que contribuem para o sistema produtivo, além da energia total usada na produção.

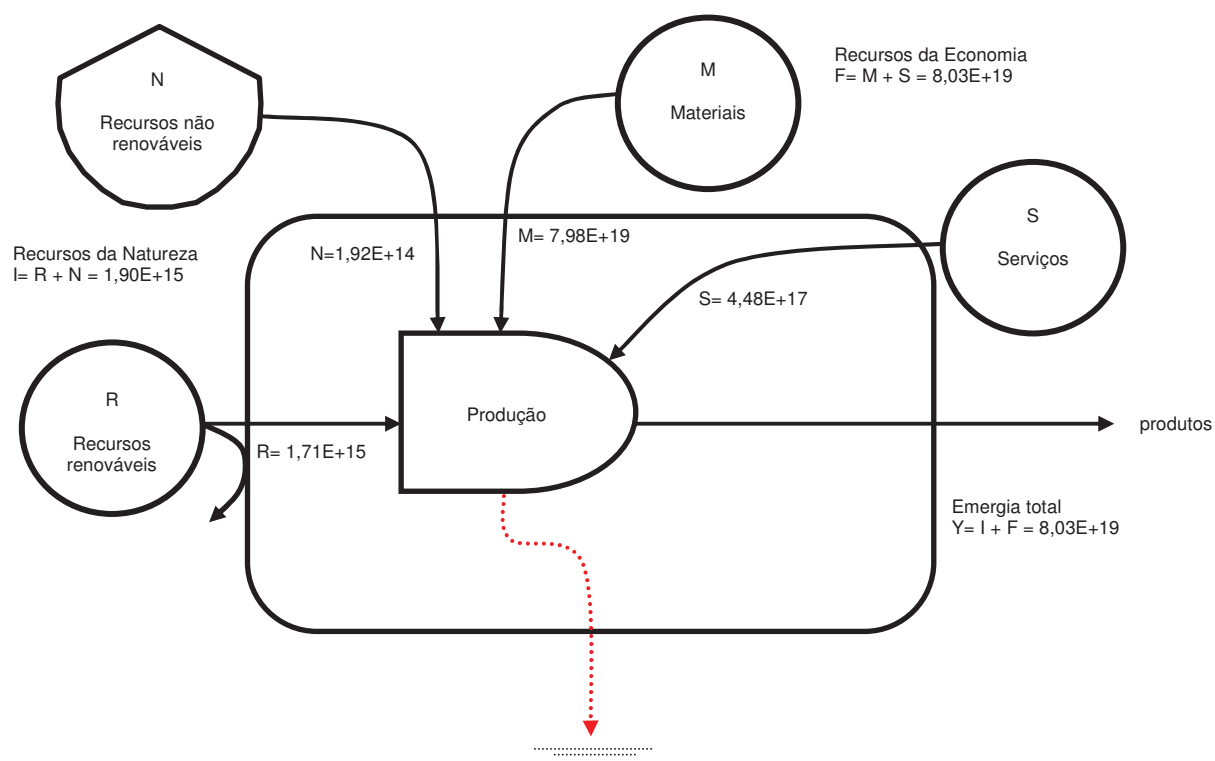


Figura 13. Diagrama de fluxo de energia agregado da produção de pós-larvas. A linha pontilhada indica perda de energia por calor.

A Tabela 13 apresenta os indicadores energéticos que foram calculados para a produção de pós-larvas.

Tabela 13. Indicadores emergéticos da produção de pós-larvas.

Índice	Cálculo	Valor	Unidade
Transformidade solar	$Tr = Y/E$	2,66E+08	sej.J ⁻¹
Renovabilidade	$\%R = 100.(R+M_R+S_R)/Y$	5,23	-
Razão de rendimento emergético	$EYR = Y/(M_N+S_N)$	1,06	-
Razão de investimento emergético	$EIR = (M_N+S_N)/(R+M_R+S_R+N)$	18,1	-
Razão de carga ambiental	$ELR = (M_N+S_N+N)/(R+M_R+S_R)$	18,1	-
Razão de intercâmbio emergético	$EER = Y/[(\$).(sej/\$)]$	45,9	-

Na Tabela 14 estão apresentados os cálculos do balanço econômico do sistema de produção de pós-larvas do camarão-da-amazônia, obtido com base biofísica.

Tabela 14. Balanço econômico do sistema de produção de pós-larvas.

Nota	Item	Unidade	Quantidade Unidade.ano ⁻¹	Custo do insumo US\$	% do custo total	¹ Fluxo monetário equivalente em eMdólares.ano ⁻¹	% do fluxo monetário equivalente
ENTRADAS(I)							
RECURSOS NATURAIS							
RENOVÁVEIS (R)							
1	Água do mar	J	5,67E+08	0,00	0,00	2,12E+01	0,00
2	Água doce	J	4,64E+09	0,00	0,00	4,41E+02	0,00
NÃO RENOVÁVEIS (N)							
3	Destruição da floresta	US\$	5,19E+01	1,92E+14	100,0	5,19E+01	0,00
MATERIAIS (M)							
4	Artêmia	US\$	6,31E+04	6,31E+07	0,00	6,31E+04	0,29
5	Elettricidade	US\$	2,87E+11	2,51E+04	0,00	4,38E+04	0,20
6	Esterco bovino	Kg	4,20E+02	2,72E+01	0,00	3,01E-06	0,00
7	Dieta	Kg	3,11E+01	5,61E+01	0,00	8,41E-06	0,00
8	Reprodutores	J	1,10E-04	3,81E+02	0,00	9,94E-11	0,00
9	Depreciação das inst./ equip.	US\$	2,14E+07	1,38E+04	0,00	2,14E+07	98,8
10	Alimento larva	US\$	1,53E+03	2,71E+03	0,0	1,53E+03	0,01
11	Calcário	Kg	1,40E+02	1,53E+06	0,00	1,07E+02	0,00
12	Combustível	L	9,72E+01	3,57E+02	0,0	4,90E-06	0,00
13	Outros*	US\$	2,66E+04	2,44E+04	0,00	2,66E+04	0,12
14	Impostos	US\$	1,35E+04	1,35E+04	0,00	1,35E+04	0,06
SERVIÇOS (S)							
15	Mão-de-obra simples	J	9,84E+09	5,47E+04	0,00	4,91E+04	0,23
16	Mão-de-obra especializada	US\$	5,86E+04	5,86E+04	0,00	5,86E+04	0,27
17	Mão-de-obra temporária	US\$	2,28E+03	2,28E+03	0,0	2,28E+03	0,01
BALANÇO ECONÔMICO					100,00	2,17E+07	100,00
	Total dos custos	US\$	1,92E+14				
	Total das vendas	US\$	4,73E+05				
	² Rentabilidade econômica	-	< 0				

Inst.= instalações. Equip.= equipamentos. ¹Quantidade.ano⁻¹*3,7E+12 eMdólares. ²Rentabilidade econômica=(total de vendas-total de custos/total de vendas). * Bicarbonato de sódio, cloreto de amônio, embalagens, formol, hipoclorito de cálcio, kit amônia, kit nitrito, material de escritório, nitrito de sódio, recarga de oxigênio, sal grosso.

5.3.2 Avaliação emergética da engorda de camarões da amazônia

A Figura 14 mostra o diagrama dos fluxos emergéticos para o sistema de produção de camarões, no qual são mostradas as principais entradas e saídas do sistema e as suas principais interações. As diferenças entre os sistemas sem aeração e sem renovação, com alto fluxo e com aeração diurna e noturna não aparece porque os sistemas diferem, somente, nos valores numéricos em equipamentos, instalações, eletricidade e volume de água entre os sistemas.

Na Tabela 15 estão apresentados os valores dos fluxos que foram calculados para realizar a análise emergética do sistema de produção de camarões sem aeração artificial e sem renovação de água. As maiores contribuições na produção de camarões são a água de abastecimento por escoamento superficial e a água de chuva, correspondendo a $3,34\text{E}+18$ sej.ano⁻¹ e $9,02\text{E}+17$ sej.ano⁻¹, ou 52,18% e 14,08% dos recursos, respectivamente (Tabela 15). Na mesma tabela, constatamos que a eletricidade contribui somente com 0,21% dos recursos, equivalente a $1,35\text{E}+16$ sej.ano⁻¹.

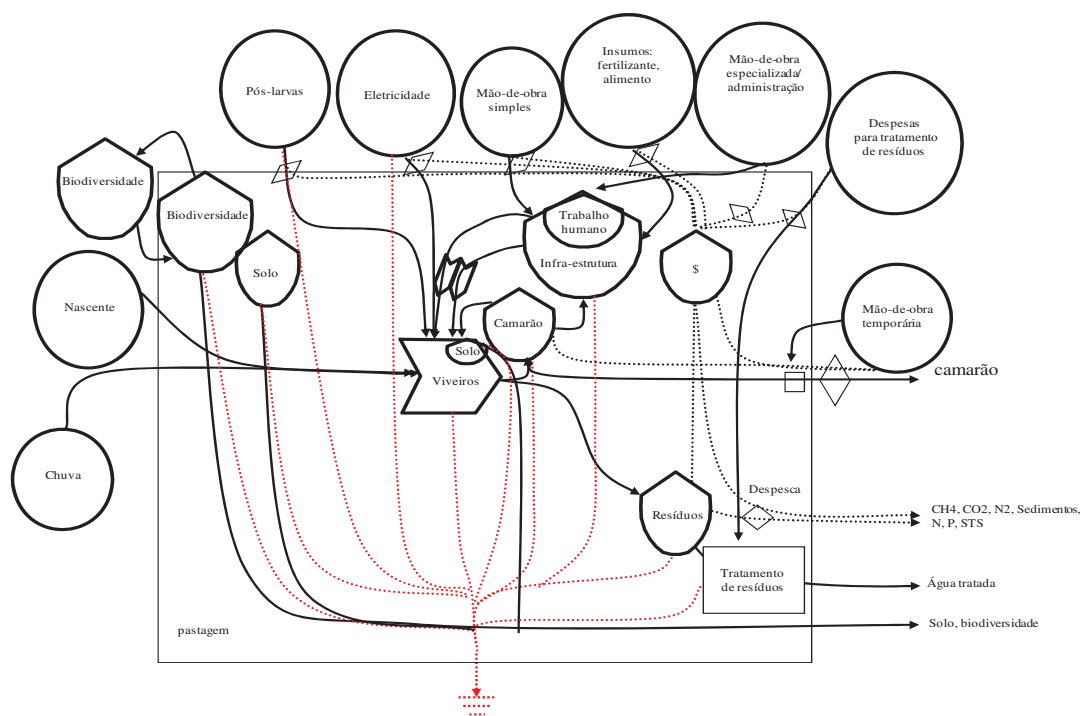


Figura 14. Diagrama sistêmico do fluxo de energia da produção do camarão-da-amazônia. Linhas cheias indicam fluxos de energia e linhas pontilhadas significam intercâmbio de dinheiro. Linhas vermelhas indicam perda de calor. \$= dinheiro, como um fluxo.

Tabela 15. Avaliação emergética do sistema de produção de camarões de água doce sem aeração artificial e sem renovação de água.

Nota	Item	Fração renovável	Unidade	Quantidade unidade ano ⁻¹	Transformidade sej.unidade ⁻¹	Referência para sej.unidade ⁻¹	Fluxo de energia renovável	Fluxo de energia não renovável	Fluxo total de energia	%
ENTRADAS (I)										
RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (R)										
1	Sol	1	J	1,23E+16	1	Definição	1,23E+16	0	1,23E+16	0,19
2	Chuva	1	J	1,92E+13	4,70E+04	Odum, 2000	9,02E+17	0	9,02E+17	14,08
3	Água de escoamento superficial	1	J	1,90E+13	1,76E+05	Odum, 2000	3,34E+18	0	3,34E+18	52,18
NÃO RENOVÁVEIS (N)										
4	Perda de solo	0	J	8,95E+11	7,40E+04	Brown, 2001	0,00E+00	6,62E+16	6,62E+16	1,03
5	Destruição de floresta	0	US\$	5,24E+03	3,70E+12	Coelho et al., 2003	0,00E+00	1,94E+16	1,94E+16	0,30
6	Emissão de N ₂ O	0	Em\$	1,14E+04	3,70E+12	Coelho et al., 2003	0,00E+00	4,21E+16	4,21E+16	0,66
7	Emissão de CO ₂	0	Em\$	8,90E+02	3,70E+12	Coelho et al., 2003	0,00E+00	3,29E+15	3,29E+15	0,05
MATERIAIS (M)										
8	Pós-larvas	0,052	J	2,06E+01	2,66E+08	valor calculado	2,85E+08	5,20E+09	5,49E+09	0,00
9	Elettricidade	0,05	J	2,40E+10	5,64E+05	Odum, 1996	6,77E+14	1,29E+16	1,35E+16	0,21
10	Esterco bovino	0,05	Kg	7,27E+01	2,65E+04	Ortega, 2004	9,64E+04	1,83E+06	1,93E+06	0,00
11	Dieta	0,05	Kg	9,74E+04	1,00E+06	Odum et al., 2000	4,87E+09	9,25E+10	9,74E+10	0,00
12	Depreciação das instalações	0,05	US\$	2,39E+04	3,70E+12	Coelho et al., 2003	4,42E+15	8,39E+16	8,83E+16	1,38
13	Depreciação dos equipamentos	0,05	US\$	1,59E+03	3,70E+12	Coelho et al., 2003	2,95E+14	5,61E+15	5,90E+15	0,09
14	Calçário	0,05	Kg	3,04E+02	2,82E+12	Odum, 1996	4,28E+13	8,14E+14	8,57E+14	0,01
15	Combustível	0,05	L	1,82E+03	1,86E+05	Odum, 1996	1,70E+07	3,22E+08	3,39E+08	0,00
16	Outros*	0,05	US\$	1,93E+05	3,70E+12	Coelho et al., 2003	3,57E+16	6,78E+17	7,14E+17	11,14
17	Impostos	0,05	US\$	1,84E+05	3,70E+12	Coelho et al., 2003	3,41E+16	6,48E+17	6,82E+17	10,64
SERVIÇOS (S)										

18	Mão-de-obra simples	0,5	J	3,59E+10	1,24E+06	Brown e Bardi, 2001	2,23E+16	2,23E+16	4,45E+16	0,69
19	Mão-de-obra especializada	0,5	US\$	1,18E+05	3,70E+12	Brandt-Williams, 2002	2,18E+17	2,18E+17	4,37E+17	6,82
20	Mão-de-obra temporária	0,5	US\$	8,86E+03	3,70E+12	Brandt-Williams, 2002	1,64E+16	1,64E+16	3,28E+16	0,51

SAÍDAS (O)

PROCESSO PRODUTIVO (Y)

Y

21	Camarão	J	1,23E+16						6,41E+18	100,00
----	---------	---	----------	--	--	--	--	--	-----------------	---------------

*Gelo, cloro, kit de análise de água, embalagem.

As Tabelas 16 e 17 apresentam os valores dos fluxos calculados para a análise emergética do sistema de crescimento final de camarões com aeração diurna e noturna, respectivamente. Assim como no sistema de crescimento final de camarões sem aeração suplementar, as maiores contribuições nos sistemas com aeração são água de abastecimento de escoamento superficial e água da chuva. Os valores do fluxo de energia são de $3,34\text{E}+18$ sej.ano^{-1} (51,10% do total) para a água de abastecimento e de $9,02\text{E}+17$ sej.ano^{-1} (13,79% do total) para água da chuva no sistema com aeração diurna (Tabela 16). Para o tratamento com aeração noturna, o fluxo de energia para água de abastecimento é de $3,34\text{E}+18$ sej.ano^{-1} e para a água da chuva, $9,02\text{E}+17$ sej.ano^{-1} , correspondendo a 50,32% e 13,58%, respectivamente (Tabela 17). A contribuição da eletricidade no tratamento com aeração diurna é de 0,98% do total, ou $6,44\text{E}+16$ sej.ano^{-1} (Tabela 16). Já no tratamento com aeração noturna, a eletricidade contribui com 2,49% do total, o que é equivalente a $1,65\text{E}+17$ sej.ano^{-1} (Tabela 17). Na Tabela 18 estão apresentados os valores dos fluxos calculados para a análise emergética do sistema de produção de camarões sem aeração artificial, em fluxo contínuo de renovação de água. As maiores contribuições na produção de camarões em fluxo contínuo são a água de abastecimento por escoamento superficial e a água da chuva, correspondendo a $1,57\text{E}+19$ sej.ano^{-1} e $9,02\text{E}+17$ sej.ano^{-1} , ou 83,65% e 4,81% dos recursos, respectivamente (Tabela 18). Na mesma tabela, constatamos que a eletricidade contribui somente com 0,07% dos recursos, equivalente a $1,35\text{E}+16$ sej.ano^{-1} .

As Figuras 15, 16, 17 e 18 mostram os diagramas de fluxo de energia agregado da produção de camarões em sistemas sem aerador e sem renovação de água, com aerador diurno, com aerador noturno, e em fluxo contínuo, respectivamente.

Tabela 16. Avaliação emergética do sistema de produção de camarão-da-amazônia com aeração diurna.

Nota	Item	Fração renovável	Unidade	Quantidade unidade.ano ⁻¹	Transformidade sej.unidade ⁻¹	Referência para sej.unidade ⁻¹	Fluxo de energia renovável	Fluxo de energia não renovável	Fluxo total de energia	%
ENTRADAS (I)										
RECURSOS NATURAIS										
RENOVÁVEIS (R)										
1	Sol	1	J	1,23E+16	1	Definição	1,23E+16	0	1,23E+16	0,19
2	Chuva	1	J	1,92E+13	4,70E+04	Odum, 2000	9,02E+17	0	9,02E+17	13,79
3	Água de escoamento superficial	1	J	1,90E+13	1,76E+05	Odum, 2000	3,34E+18	0	3,34E+18	51,10
NÃO RENOVÁVEIS (N)										
4	Perda de solo	0	J	8,95E+11	7,40E+04	Brown, 2001	0,00E+00	6,62E+16	6,62E+16	1,01
5	Destruição de floresta	0	US\$	5,24E+03	3,70E+12	Coelho et al., 2003	0,00E+00	1,94E+16	1,94E+16	0,30
6	Emissão de N ₂ O	0	Em\$	1,57E+04	3,70E+12	Coelho et al., 2003	0,00E+00	5,81E+16	5,81E+16	0,89
7	Emissão de CO ₂	0	Em\$	5,43E+02	3,70E+12	Coelho et al., 2003	0,00E+00	2,01E+15	2,01E+15	0,03
MATERIAIS (M)										
8	Pós-larvas	0,052	J	2,06E+01	2,66E+08	Calculado	2,85E+08	5,19E+09	5,48E+09	0,00
9	Elettricidade	0,05	J	1,14E+11	5,64E+05	Odum, 1996	3,22E+15	6,11E+16	6,44E+16	0,98
10	Esterco bovino	0,05	Kg	7,27E+01	2,65E+04	Ortega, 2004	9,64E+04	1,83E+06	1,93E+06	0,00
11	Dieta	0,05	Kg	9,74E+04	1,00E+06	Odum et al., 2000	4,87E+09	9,25E+10	9,74E+10	0,00
12	Depreciação das instalações	0,05	US\$	2,74E+04	3,70E+12	Coelho et al., 2003	5,06E+15	9,62E+16	1,01E+17	1,55
13	Depreciação dos equipamentos	0,05	US\$	1,71E+04	3,70E+12	Coelho et al., 2003	3,17E+15	6,02E+16	6,34E+16	0,97
14	Calcário	0,05	Kg	3,04E+02	2,82E+12	Odum, 1996	4,28E+13	8,14E+14	8,57E+14	0,01
15	Combustível	0,05	L	1,82E+03	1,86E+05	Odum, 1996	1,70E+07	3,22E+08	3,39E+08	0,00
16	Outros	0,05	US\$	1,93E+05	3,70E+12	Coelho et al., 2003	3,57E+16	6,78E+17	7,14E+17	10,91
17	Impostos	0,05	US\$	1,84E+05	3,70E+12	Coelho et al., 2003	3,41E+16	6,48E+17	6,82E+17	10,42
SERVIÇOS (S)										
18	Mão-de-obra simples	0,5	J	3,59E+10	1,24E+06	Brown e Bardi, 2001	2,23E+16	2,23E+16	4,45E+16	0,68
19	Mão-de-obra especializada	0,5	US\$	1,18E+05	3,70E+12	Brandt-Williams, 2002	2,18E+17	2,18E+17	4,37E+17	6,69
20	Mão-de-obra temporária	0,5	US\$	8,86E+03	3,70E+12	Brandt-Williams,	1,64E+16	1,64E+16	3,28E+16	0,50

2002

SAÍDAS (O)

PROCESSO PRODUTIVO (Y)

Y

21	Camarão	J	1,23E+16	6,54E+18	100,00
----	---------	---	----------	----------	--------

*Gelo, cloro, kit de análise de água, embalagem.

Tabela 17. Avaliação emergética do sistema de produção de camarão-da-amazônia com aeração noturna.

Nota	Item	Fração renovável	Unidade	Quantidade unidade.ano ⁻¹	Transformidade sej.unidade ⁻¹	Referência para sej.unidade ⁻¹	Fluxo de energia renovável	Fluxo de energia não renovável	Fluxo total de energia	%
ENTRADAS (I)										
RECURSOS NATURAIS										
RENOVÁVEIS (R)										
1	Sol	1	J	1,23E+16	1	Definition	1,23E+16	0	1,23E+16	0,19
2	Chuva	1	J	1,92E+13	4,70E+04	Odum, 2000	9,02E+17	0	9,02E+17	13,58
3	Água de escoamento superficial	1	J	1,90E+13	1,76E+05	Odum, 2000	3,34E+18	0	3,34E+18	50,32
NÃO RENOVÁVEIS (N)										
4	Perda de solo	0	J	8,95E+11	7,40E+04	Brown, 2001	0,00E+00	6,98E+16	6,98E+16	1,00
5	Destruição de floresta	0	US\$	5,24E+03	3,70E+12	Coelho et al., 2003	0,00E+00	1,94E+16	1,94E+16	0,29
6	Emissão de N ₂ O	0	Em\$	1,57E+04	3,70E+12	Coelho et al., 2003	0,00E+00	4,21E+16	4,21E+16	0,87
7	Emissão de CO ₂	0	Em\$	5,43E+02	3,70E+12	Coelho et al., 2003	0,00E+00	3,29E+15	3,29E+15	0,03
MATERIAIS (M)										
8	Pós-larvas	0,052	J	2,06E+01	2,66E+08	Calculado	3,04E+08	5,55E+09	5,85E+09	0,00
9	Elettricidade	0,05	J	2,93E+11	5,64E+05	Odum, 1996	8,27E+15	1,57E+17	1,65E+17	2,49
10	Esterco bovino	0,05	Kg	7,27E+01	2,65E+04	Ortega, 2004	9,64E+04	1,83E+06	1,93E+06	0,00
11	Dieta	0,05	Kg	9,74E+04	1,00E+06	Odum et al., 2000	4,87E+09	9,25E+10	9,74E+10	0,00
12	Depreciação das instalações	0,05	US\$	2,74E+04	3,70E+12	Coelho et al., 2003	5,06E+15	9,62E+16	1,01E+17	1,52
13	Depreciação dos equipamentos	0,05	US\$	1,71E+04	3,70E+12	Coelho et al., 2003	3,17E+15	6,02E+16	6,34E+16	0,95
14	Calcário	0,05	Kg	3,04E+02	2,82E+12	Odum, 1996	4,28E+13	8,14E+14	8,57E+14	0,01
15	Combustível	0,05	L	1,82E+03	1,86E+05	Odum, 1996	1,70E+07	3,22E+08	3,39E+08	0,00
16	Outros	0,05	US\$	1,93E+05	3,70E+12	Coelho et al., 2003	3,57E+16	6,78E+17	7,14E+17	10,75
17	Impostos	0,05	US\$	1,84E+05	3,70E+12	Coelho et al., 2003	3,41E+16	6,48E+17	6,82E+17	10,26
SERVIÇOS (S)										
18	Mão-de-obra simples	0,5	J	3,59E+10	1,24E+06	Brown e Bardi, 2001	2,23E+16	2,23E+16	4,45E+16	0,67
19	Mão-de-obra especializada	0,5	US\$	1,18E+05	3,70E+12	Brandt-Williams, 2002	2,18E+17	2,18E+17	4,37E+17	6,57
20	Mão-de-obra temporária	0,5	US\$	8,86E+03	3,70E+12	Brandt-Williams, 2002	1,64E+16	1,64E+16	3,28E+16	0,49

SAÍDAS (O)

PROCESSO PRODUTIVO (Y)

Y

21	Camarão	J	1,23E+16	6,65E+18	100,00
----	---------	---	----------	----------	--------

*Gelo, cloro, kit de análise de água, embalagem.

Tabela 18. Avaliação emergética do sistema de produção de camarão-da-amazônia sem aeração artificial e fluxo contínuo.

Nota	Item	Fração renovável	Unidade	Quantidade unidade.ano ⁻¹	Transformidade sej.unidade ⁻¹	Referência para sej.unidade ⁻¹	Fluxo de energia renovável	Fluxo de energia não renovável	Fluxo total de energia	%
ENTRADAS (I)										
RECURSOS NATURAIS										
RENOVÁVEIS (R)										
1	Sol	1	J	1,23E+16	1	Definição	1,23E+16	0	1,23E+16	0,07
2	Chuva	1	J	1,92E+13	4,70E+04	Odum, 2000	9,02E+17	0	9,02E+17	4,81
3	Água de escoamento superficial	1	J	8,92E+13	1,76E+05	Odum, 2000	1,57E+19	0	1,57E+19	83,65
NÃO RENOVÁVEIS (N)										
4	Perda de solo	0	J	9,43E+11	7,40E+04	Brown, 2001	0,00E+00	6,98E+16	6,98E+16	0,37
5	Destruição de floresta	0	US\$	5,24E+03	3,70E+12	Coelho et al., 2003	0,00E+00	1,94E+16	1,94E+16	0,10
6	Emissão de N ₂ O	0	Em\$	1,14E+04	3,70E+12	Coelho et al., 2003	0,00E+00	4,21E+16	4,21E+16	0,22
7	Emissão de CO ₂	0	Em\$	8,90E+02	3,70E+12	Coelho et al., 2003	0,00E+00	3,29E+15	3,29E+15	0,02
MATERIAIS (M)										
8	Pós-larvas	0,052	J	2,06E+01	2,66E+08	valor calculado	2,85E+08	5,20E+09	5,49E+09	0,00
9	Eletricidade	0,05	J	2,40E+10	5,64E+05	Odum, 1996	6,77E+14	1,29E+16	1,35E+16	0,07
10	Esterco bovino	0,05	Kg	7,27E+01	2,65E+04	Ortega, 2004	9,64E+04	1,83E+06	1,93E+06	0,00
11	Dieta	0,05	Kg	9,74E+04	1,00E+06	Odum et al., 2000	4,87E+09	9,25E+10	9,74E+10	0,00
12	Depreciação das instalações	0,05	US\$	2,39E+04	3,70E+12	Coelho et al., 2003	4,42E+15	8,39E+16	8,83E+16	0,47
13	Depreciação dos equipamentos	0,05	US\$	1,59E+03	3,70E+12	Coelho et al., 2003	2,95E+14	5,61E+15	5,90E+15	0,03
14	Calário	0,05	Kg	3,04E+02	2,82E+12	Odum, 1996	4,28E+13	8,14E+14	8,57E+14	0,00
15	Combustível	0,05	L	1,82E+03	1,86E+05	Odum, 1996	1,70E+07	3,22E+08	3,39E+08	0,00
16	Outros	0,05	US\$	1,93E+05	3,70E+12	Coelho et al., 2003	3,57E+16	6,78E+17	7,14E+17	3,81
17	Impostos	0,05	US\$	1,84E+05	3,70E+12	Coelho et al., 2003	3,41E+16	6,48E+17	6,82E+17	3,63
SERVIÇOS (S)										
18	Mão-de-obra simples	0,5	J	3,59E+10	1,24E+06	Brown e Bardi, 2001	2,23E+16	2,23E+16	4,45E+16	0,24
19	Mão-de-obra especializada	0,5	US\$	1,18E+05	3,70E+12	Brandt-Williams, 2002	2,18E+17	2,18E+17	4,37E+17	2,33

20	Mão-de-obra temporária	0,5	US\$	8,86E+03	3,70E+12	Brandt-Williams, 2002	1,64E+16	1,64E+16	3,28E+16	0,17
----	------------------------	-----	------	----------	----------	-----------------------	----------	----------	----------	------

SAÍDAS (O)

PROCESSO PRODUTIVO (Y)

									Y	
21	Camarão	J		1,24E+16					1,88E+19	100,00

*Gelo, cloro, kit de análise de água, embalagem.

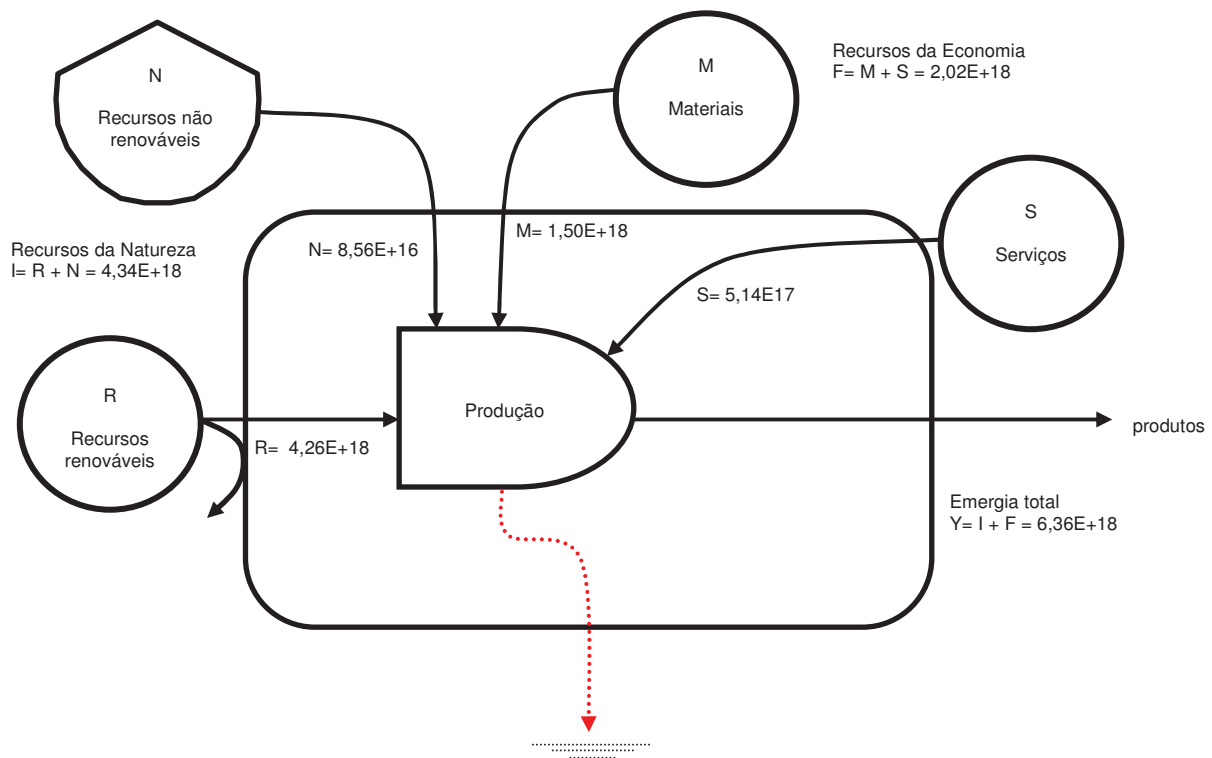


Figura 15: Diagrama de fluxo de energia agregado da produção do camarão-da-amazônia sem aerador e sem renovação de água. A linha pontilhada indica perda de energia por calor.

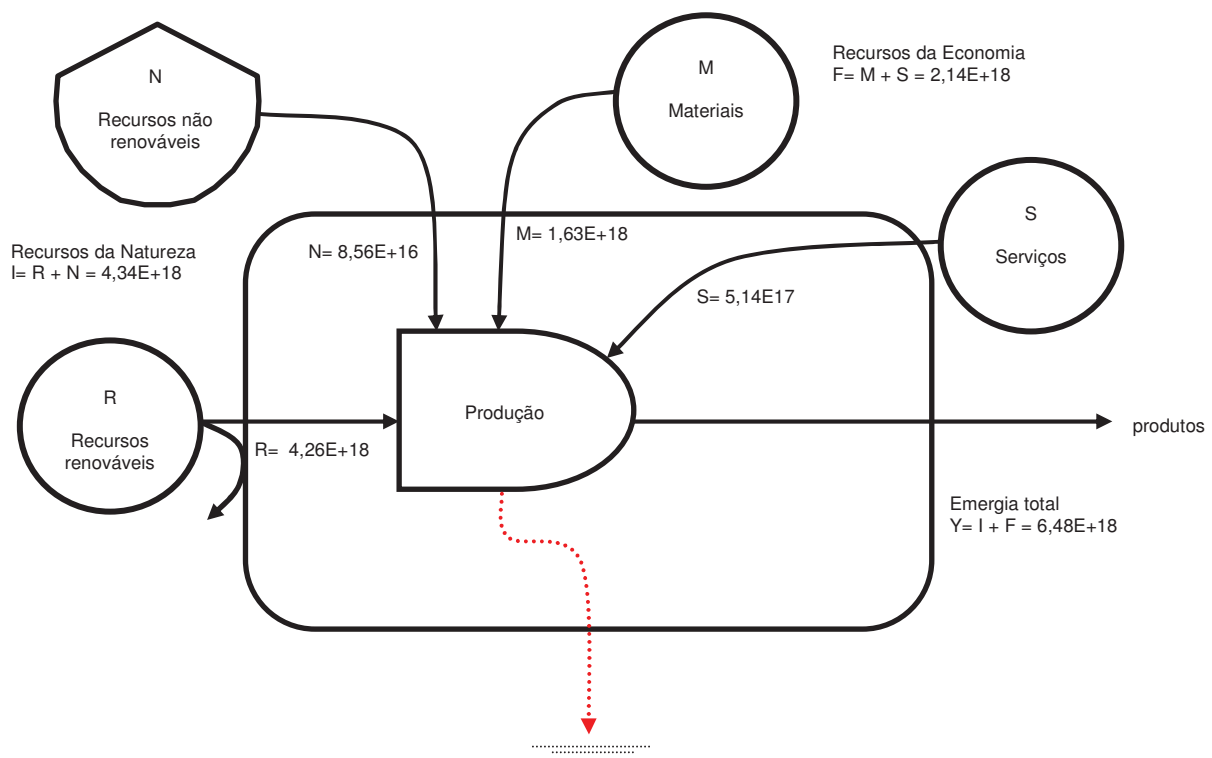


Figura 16: Diagrama de fluxo de energia agregado da produção de camarão-da-amazônia sem renovação de água e com aeração diurna. A linha pontilhada indica perda de energia por calor.

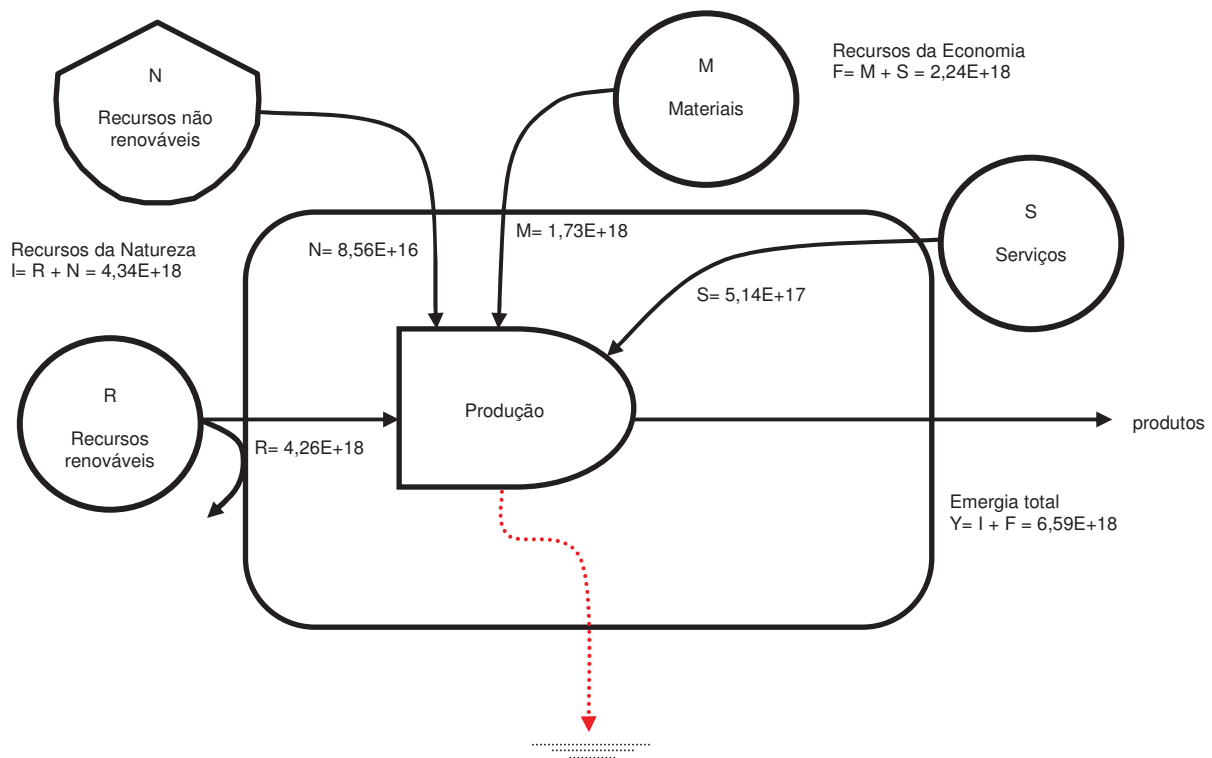


Figura 17: Diagrama de fluxo de energia agregado da produção de camarão-da-amazônia sem renovação de água e com aeração noturna. A linha pontilhada indica perda de energia por calor.

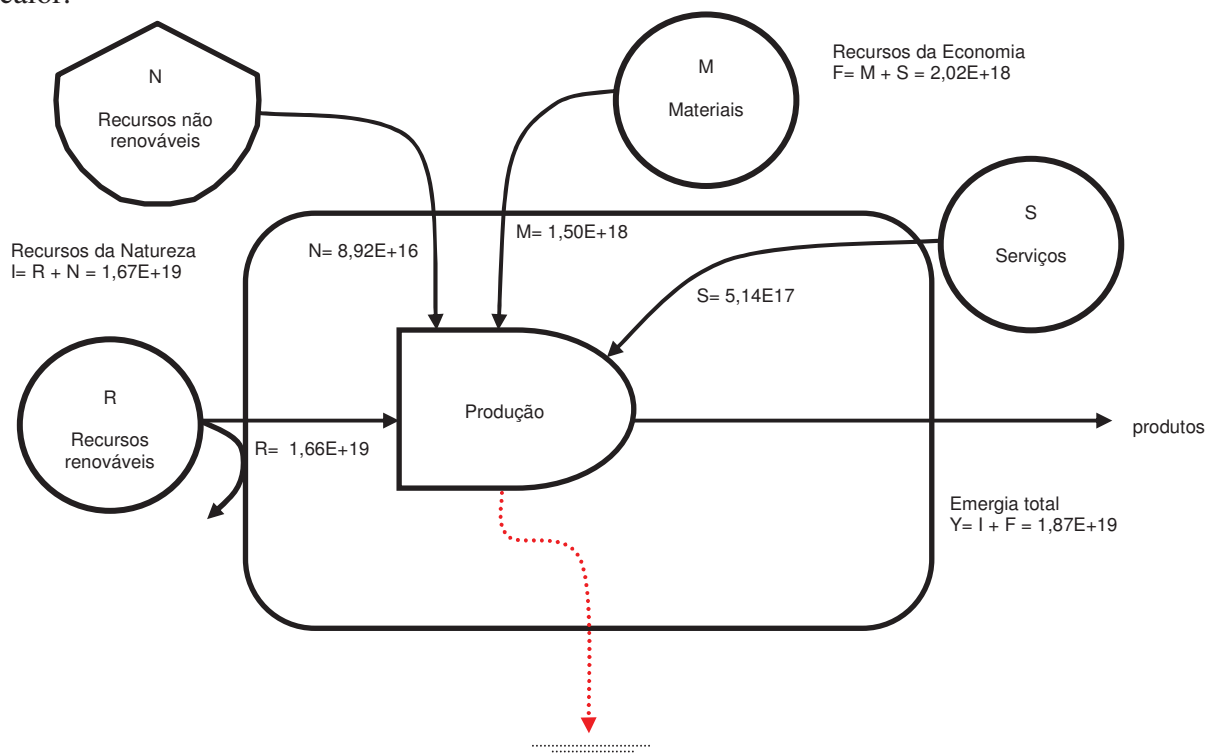


Figura 18: Diagrama de fluxo de energia agregado da produção de camarão-da-amazônia em fluxo contínuo de água e sem aeração. A linha pontilhada indica perda de energia por calor.

A Tabela 19 apresenta os indicadores emergéticos calculados para a produção de camarão-da-amazônia nos sistemas sem aeração e sem renovação de água, sem renovação e com aeração diurna, sem renovação e com aeração noturna e com renovação de água e sem aeração.

Tabela 19. Indicadores emergéticos da produção de camarão-da-amazônia sem aerador + sem renovação de água (SS), sem renovação e com aeração diurna (AD), sem renovação e com aeração noturna (AN) e com renovação de água e sem aeração (FC).

Índice	Cálculo	Tratamentos			
		SS	AD	AN	FC
Transformidade solar (sej/J)	$Tr = Y/E$	5,19E+02	5,30E+02	5,39E+02	1,51E+03
Renovabilidade	$\%R = 100.(R+M_R+S_R)/Y$	72,1	70,9	69,9	90,5
Razão de rendimento emergético	$EYR = Y/(M_N+S_N)$	3,8	3,6	3,5	11,1
Razão de investimento emergético	$EIR = (M_N+S_N)/(R+M_R+S_R+N)$	0,4	0,4	0,4	0,1
Razão de carga ambiental	$ELR = (M_N+S_N+N)/(R+M_R+S_R)$	0,4	0,4	0,4	0,1
Razão de intercâmbio emergético	$EER = Y/[(\$).(sej/\$)]$	12,2	12,5	12,7	36,0

Y= energia total; E= energia; R= recursos renováveis; M_N= materiais não-renováveis; S_N= serviços não-renováveis; M_R= materiais renováveis; S_R= serviços renováveis; N= recursos não-renováveis

Nas Tabelas 20, 21, 22 e 23 são apresentados os cálculos do balanço econômico feito com base biofísica do sistema de produção de camarões sem aeração + sem renovação de água, com aeração diurna, com aeração noturna e fluxo contínuo, respectivamente.

Tabela 20. Balanço econômico do sistema de produção de camarões sem aerador e sem renovação de água.

Nota	Item	Unidade	Quantidade Unidade.ano ⁻¹	Custo do insumo US\$	% do custo total	¹ Fluxo monetário equivalente em eMdólares.ano ⁻¹	% do fluxo monetário equivalente
EN TRADAS (I)							
RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (R)							
1	Sol	J	1,23E+16	0,00	0,00	3,32E+03	0,10
2	Chuva	J	1,92E+13	0,00	0,00	2,44E+05	7,32
3	Água de escoamento superficial	Em\$	2,50E+06	9,27E+18 ³	99,5	2,50E+06	75,15
NÃO RENOVÁVEIS (N)							
4	Perda de solo	J	8,95E+11	0,00	0,00	1,79E+04	0,54
5	Destruição de floresta	US\$	5,24E+03	5,24E+03	0,00	5,24E+03	0,16
6	Emissão de N ₂ O	Em\$	1,14E+04	4,21E+16	0,50	1,14E+04	0,34
7	Emissão de CO ₂	Em\$	8,90E+02	3,29E+15	0,00	8,90E+02	0,03
MATERIAIS (M)							
8	Pós-larva	J	2,06E+01	2,59E+05	0,00	1,58E-03	0,00
9	Eleticidade	J	2,40E+10	4,91E+04	0,00	3,71E+03	0,11
10	Esterco bovino	kg	7,27E+01	0,00	0,00	5,21E-07	0,00
11	Dieta	kg	9,74E+04	1,78E+05	0,00	2,63E-02	0,00
12	Depreciação das instalações	US\$	2,39E+04	2,39E+04	0,00	2,39E+04	0,72
13	Depreciação dos equipamentos	US\$	1,59E+03	1,59E+03	0,00	1,59E+03	0,05
14	Calçário	kg	3,04E+02	4,10E+04	0,00	2,32E+02	0,01
15	Combustível	L	1,82E+03	8,27E+03	0,00	9,17E-05	0,00
16	Outros	US\$	1,93E+05	1,46E+05	0,00	1,93E+05	5,79
17	Impostos	US\$	1,84E+05	1,84E+05	0,00	1,84E+05	5,53
SERVIÇOS (S)							
18	Mão-de-obra simples	J	3,59E+10	1,67E+04	0,00	1,20E+04	0,36
19	Mão-de-obra especializada	US\$	1,18E+05	1,18E+05	0,00	1,18E+05	3,54
20	Mão-de-obra temporária	US\$	8,86E+03	8,86E+03	0,00	8,86E+03	0,27
BALANÇO ECONÔMICO					100,0	1,73E+06	100,0
	Total dos custos	US\$		9,31E+18			
	Total das vendas	US\$		1,41E+05			
	² Rentabilidade econômica	-		-1,00			

¹Quantidade.ano⁻¹*3,7E+12 eMdólares. ²Rentabilidade econômica= (total de vendas-total de custos/total de vendas). ³0,66 Em\$.m⁻³ - referência: Watanabe, 2008

Tabela 21. Balanço econômico do sistema de produção de camarões com aeração diurna.

Nota	Item	Unidade	Quantidade Unidade.ano ⁻¹	Custo do insumo US\$	% do custo total	¹ Fluxo monetário equivalente em eM dólares.ano ⁻¹	% do fluxo monetário equivalente
ENTRADAS (I)							
RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (R)							
1	Sol	J	1,23E+16	0,00	0,0	3,32E+03	0,19
2	Chuva	J	1,92E+13	0,00	0,0	2,44E+05	13,79
3	Água de escoamento superficial	Em\$	2,50E+06	9,27E+18 ³	99,1	9,04E+05	51,10
NÃO RENOVÁVEIS (N)							
4	Perda de solo	J	8,95E+11	0,00	0,0	1,89E+04	1,01
5	Destruição da floresta	US\$	5,24E+03	1,94E+16	0,2	5,24E+03	0,30
6	Emissão de N ₂ O	Em\$	1,57E+04	4,21E+16	0,6	1,14E+04	0,89
7	Emissão de CO ₂	Em\$	5,43E+02	3,29E+15	0,0	8,90E+02	0,03
MATERIAIS (M)							
8	Pós-larvas	US\$	2,06E+01	2,59E+05	0,0	1,58E-03	0,00
9	Eletricidade	J	1,14E+11	2,32E+05	0,0	1,74E+04	0,98
10	Esterco bovino	kg	7,27E+01	0,00	0,0	5,21E-07	0,00
11	Dieta	kg	9,74E+04	1,78E+05	0,0	2,63E-02	0,00
12	Depreciação das instalações	US\$	2,74E+04	2,74E+04	0,0	2,74E+04	1,55
13	Depreciação dos equipamentos	US\$	1,71E+04	1,71E+04	0,0	1,71E+04	0,97
14	Calçário	kg	3,04E+02	4,10E+04	0,0	2,32E+02	0,01
15	Combustível	L	1,82E+03	8,27E+03	0,0	9,17E-05	0,00
16	Outros	US\$	1,93E+05	1,46E+05	0,0	1,93E+05	10,91
17	Impostos	US\$	1,84E+05	1,84E+05	0,0	1,84E+05	10,42
SERVIÇOS (S)							
18	Mão-de-obra simples	J	3,59E+10	1,67E+04	0,0	1,20E+04	0,68
19	Mão-de-obra especializada	US\$	1,18E+05	1,18E+05	0,0	1,18E+05	6,68
20	Mão-de-obra temporária	J	8,86E+03	8,86E+03	0,0	8,86E+03	0,50
BALANÇO ECONÔMICO					100,00	1,77E+06	100,00
Total dos custos		US\$	9,31E+18				
Total das vendas		US\$	1,41E+05				
² Rentabilidade econômica		-	-1,00				

¹Quantidade.ano⁻¹*3,7E+12 eM dólares. ²Rentabilidade econômica= (total de vendas-total de custos/total de vendas). ³0,66 Em\$.m⁻³ - referência: Watanabe, 2008

Tabela 22. Balanço econômico do sistema de produção de camarões com aeração noturna.

Nota	Item	Unidade	Quantidade Unidade.ano ⁻¹	Custo do insumo US\$	% do custo total	¹ Fluxo monetário equivalente em eMdólares.ano ⁻¹	% do fluxo monetário equivalente
ENTRADAS (I)							
RECURSOS NATURAIS							
RENOVÁVEIS (R)							
1	Sol	J	1,23E+16	0,00	0,00	3,32E+03	0,19
2	Chuva	J	1,92E+13	0,00	0,00	2,44E+05	13,58
3	Água de escoamento superficial	Em\$	2,50E+06	9,25E+18 ³	99,4	9,04E+05	50,32
NÃO RENOVÁVEIS (N)							
4	Perda de solo	J	8,95E+11	0,00	0,00	1,89E+04	1,00
5	Destruição da floresta	US\$	4,81E+12	0,00	0,00	5,24E+03	0,29
6	Emissão de N ₂ O	Em\$	1,57E+04	4,21E+16	0,60	1,14E+04	0,87
7	Emissão de CO ₂	Em\$	5,43E+02	3,29E+15	0,00	8,90E+02	0,03
MATERIAIS (M)							
8	Pós-larvas	US\$	1,01E+04	2,59E+05	0,00	1,58E-03	0,00
9	Eleticidade	J	2,93E+11	5,98E+05	0,00	4,47E+04	2,49
10	Esterco bovino	kg	7,27E+01	0,00	0,00	5,21E-07	0,00
11	Dieta	kg	9,74E+04	1,78E+05	0,00	2,63E-02	0,00
12	Depreciação das instalações	US\$	2,74E+04	2,74E+04	0,00	2,74E+04	1,52
13	Depreciação dos equipamentos	US\$	1,71E+04	1,71E+04	0,00	1,71E+04	0,95
14	Calcário	kg	3,04E+02	4,10E+04	0,00	2,32E+02	0,01
15	Combustível	L	1,82E+03	8,27E+03	0,00	9,17E-05	0,00
16	Outros	US\$	1,10E+05	1,46E+05	0,00	1,93E+05	10,75
17	Impostos	US\$	1,05E+05	1,84E+05	0,00	1,84E+05	10,26
SERVIÇOS (S)							
18	Mão-de-obra simples	J	3,59E+10	1,67E+04	0,00	1,20E+04	0,67
19	Mão-de-obra especializada	US\$	6,75E+04	1,18E+05	0,00	1,18E+05	6,57
20	Mão-de-obra temporária	J	5,06E+03	8,86E+03	0,00	8,86E+03	0,49
BALANÇO ECONÔMICO					100,00	1,80E+06	100,00
Total dos custos		US\$ 9,31E+18					
Total das vendas		US\$ 1,41E+05					
² Rentabilidade econômica		-		-1,00			

¹Quantidade.ano⁻¹*3,7E+12 eMdólares. ²Rentabilidade econômica= (total de vendas-total de custos/total de vendas). ³0,66 Em\$.m⁻³ - referência: Watanabe, 2008

Tabela 23. Balanço econômico do sistema de produção de camarões sem aerador + fluxo contínuo.

Nota	Item	Unidade	Quantidade unidade.ano ⁻¹	Custo do insumo US\$	% do custo total	¹ Fluxo monetário equivalente em eMdólares.ano ⁻¹	% do fluxo monetário equivalente
EN TRADAS (I)							
RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (R)							
1	Sol	J	1,23E+16	0,00	0,00	3,32E+03	0,07
2	Chuva	J	1,92E+13	0,00	0,00	2,44E+05	4,81
3	Água de escoamento superficial	Em\$	1,18E+07	4,37E+19 ³	99,9	4,24E+06	83,65
NÃO RENOVÁVEIS (N)							
4	Perda de solo	J	9,43E+11	0,00	0,00	1,89E+04	0,37
5	Destruição de floresta	US\$	5,24E+03	5,24E+03	0,00	5,24E+03	0,10
6	Emissão de N ₂ O	Em\$	1,14E+04	4,21E+16	0,10	1,14E+04	0,22
7	Emissão de CO ₂	Em\$	8,90E+02	3,29E+15	0,00	8,90E+02	0,02
MATERIAIS (M)							
8	Pós-larva	J	2,06E+01	2,59E+05	0,00	1,48E-03	0,00
9	Eletricidade	J	2,40E+10	4,91E+04	0,00	3,66E+03	0,07
10	Esterco bovino	kg	7,27E+01	0,00	0,00	5,21E-07	0,00
11	Dieta	kg	9,74E+04	1,78E+05	0,00	2,63E-02	0,00
12	Depreciação das instalações	US\$	2,39E+04	2,39E+04	0,00	2,39E+04	0,47
13	Depreciação dos equipamentos	US\$	1,59E+03	1,59E+03	0,00	1,59E+03	0,03
14	Calcário	kg	3,04E+02	4,10E+04	0,00	2,32E+02	0,00
15	Combustível	L	1,82E+03	8,27E+03	0,00	9,17E-05	0,00
16	Outros	US\$	1,93E+05	1,46E+05	0,00	1,93E+05	3,81
17	Impostos	US\$	1,84E+05	1,84E+05	0,00	1,84E+05	3,63
SERVIÇOS (S)							
18	Mão-de-obra simples	J	3,59E+10	1,67E+04	0,00	1,20E+04	0,24
19	Mão-de-obra especializada	US\$	1,18E+05	1,18E+05	0,00	1,18E+05	2,33
20	Mão-de-obra temporária	US\$	8,86E+03	8,86E+03	0,00	8,86E+03	0,17
BALANÇO ECONÔMICO					100,00	5,07E+06	100,00
	Total dos custos	US\$		4,37E+19			
	Total das vendas	US\$		1,41E+05			
	Rentabilidade econômica	-		-1,00			

¹Quantidade.ano⁻¹*3,7E+12 eMdólares. ²Rentabilidade econômica= (total de vendas-total de custos/total de vendas). ³0,66 Em\$.m⁻³ - referência: Watanabe, 2008

O valor da estimativa da capacidade de carga do processo de produção de pós-larvas de camarões-da-amazônia usando a produtividade primária líquida (SA_{NPP}) é 39.169 ha de área de floresta para absorver os impactos ambientais causados pelo consumo de recursos não renováveis no processo de produção. Para a fase de crescimento final, estes valores são: 780 ha sem aeração e sem renovação de água, 841 ha com aeração diurna, 889 ha com aeração noturna e 782 ha em fluxo contínuo de renovação de água.

6. DISCUSSÃO

6.1. Estratificação térmica, depleção noturna de oxigênio dissolvido acúmulo de subprodutos

Apesar da baixa profundidade dos viveiros (aproximadamente 1,20 m), verificamos a ocorrência de estratificação térmica em todos os tratamentos. A estratificação térmica é caracterizada pelo gradiente vertical de temperatura, ou seja, pela diferença entre as temperaturas da camada superior, o epilímnio, e a camada inferior, o hipolímnio, de um corpo d'água. O epilímnio é a camada com temperatura mais elevada e densidade mais baixa, sujeita à turbulência; já o hipolímnio é a camada mais fria e com maior densidade. A condução do experimento foi feita no verão, período em que a superfície da água é aquecida mais rapidamente que as camadas mais profundas. À medida que a diferença da temperatura da água da superfície e do fundo aumenta, uma camada com forte queda de temperatura (termoclina) se desenvolve formando o metalímnio, entre o epilímnio e o hipolímnio. A termoclina é uma área de rápida mudança de temperatura que age como uma barreira física entre a água quente do epilímnio e a água mais fria do hipolímnio. Portanto, quando há o aparecimento do termoclina, não há mistura entre a camada superficial e a camada profunda do viveiro. Como durante a fotossíntese a produção de oxigênio ocorre somente próximo à superfície, na água do fundo do viveiro ocorre apenas consumo de oxigênio. A menor disponibilidade de oxigênio nas camadas inferiores do viveiro pode acarretar sérios problemas no cultivo de camarões e outros organismos bentônicos, desde o crescimento mais lento até a morte dos animais. A termoclina pode ser quebrada naturalmente por meio de ventos ou chuvas fortes, e artificialmente por meio de renovação de água e aeração. Quando a

termóclina é quebrada, a água da superfície do viveiro, rica em oxigênio dissolvido, é misturada com a água com menor teor de oxigênio dissolvido do fundo do viveiro.

A quebra da estratificação térmica foi eficiente nos tratamentos AD e FC. Os aeradores ligados por duas horas a partir do momento que ocorre a máxima diferença de temperatura da superfície e do fundo do viveiro (14:00 h às 16:00 h) garantem a quebra da estratificação, e os resultados estendem-se até o dia seguinte, às 9:00 h, horário em que se verifica o início da estratificação térmica nos viveiros. Portanto, os aeradores deveriam ser ligados às 9:00 – 10:00 h, quando a estratificação se inicia. A homogeneização das camadas superiores e inferiores do viveiro também se reflete nos teores de oxigênio, cujas diferenças máximas encontradas às 12:00 h não foram verificadas a partir das 14:00 h até o dia subsequente. O fluxo contínuo de água com elevada taxa de renovação foi o sistema mais eficiente para a quebra da estratificação. Isto indica que a estratificação térmica está diretamente relacionada à movimentação da água. No entanto, embora a água de abastecimento e a água dos viveiros contenham nutrientes disponíveis para os produtores primários, a movimentação da água causada pela elevada renovação de água parece impedir que o fitoplâncton se desenvolva.

A vantagem do uso de aerador no período diurno é a quebra da estratificação térmica sem o uso de elevados volumes de água, que é um recurso escasso. Por outro lado, se a característica da água de saída dos viveiros for igual ou melhor que a da água de entrada, que neste caso foi hipereutrófica e se os efluentes forem lançados em água com características semelhantes ou melhores, seu uso na aquicultura não é conflitante com outros usos. Além disso, o sistema em alto fluxo estudado não requer energia elétrica, o que é uma vantagem sobre o uso de aeradores. No entanto, como a quebra da estratificação térmica não resultou em

aumento no ganho de peso ou na produtividade nos tratamentos AD e FC, não se justifica utilizar a aeração diurna nem o fluxo contínuo de água neste nível de intensificação estudado.

A aeração noturna não é eficiente para incorporar oxigênio dissolvido na água do viveiro de camarões no grau de intensificação estudado. Esta prática é difundida entre os produtores aquícolas para suprir a demanda por oxigênio que ocorre devido aos processos de decomposição e nitrificação à noite. Os viveiros submetidos a 6 horas de funcionamento (23:00 h às 5:00 h) de aeradores no período noturno não fizeram com que os níveis de oxigênio dissolvido na água aumentassem, nem tiveram efeito na estratificação térmica, já que a partir das 21:00 h a diferença entre as temperaturas da superfície e do fundo é bastante reduzida mesmo nos viveiros estáticos (0,3°C). Além disso, o uso de aeradores implica em um gasto extra na aquisição e implantação dos mesmos e no consumo de energia elétrica. Portanto, o uso de aeradores no período noturno somente se justificaria em cultivos mais intensivos. Nestes casos, deve-se comparar as vantagens e desvantagens do uso dos aeradores ou de elevado fluxo de água, de acordo com a disponibilidade e custos locais de água e energia elétrica.

A elevada variabilidade de dados é comum em estudos limnológicos (Kimpura et al., 2011) e pode ter sido a causa da não detecção de diferença significativa das variáveis TSS e concentração de PO_4 na coluna d'água. Os tratamentos SS e AD apresentaram o menor acúmulo de compostos nitrogenados inorgânicos e o maior acúmulo de nitrogênio orgânico. Este fato é consequência da produtividade primária: a assimilação da amônia pelo fitoplâncton é uma das principais causas de decréscimo deste composto em viveiros de aquicultura, juntamente com o processo de nitrificação (Hargreaves, 1998). No mesmo contexto, a presença de fitoplâncton ocorre em ambientes ricos em nutrientes, e isso faz com que concentrações de nitrogênio orgânico aumentem na coluna d'água. O decréscimo na

concentração de compostos nitrogenados inorgânicos em viveiros de carcinicultura é positivo, já que isso indica que o viveiro consegue assimilar os compostos nitrogenados inorgânicos da água de abastecimento e dos resíduos metabólicos dos camarões. Por outro lado, o acúmulo de nitrogênio orgânico contribui para a eutrofização dos corpos d'água receptores dos efluentes dos viveiros. O tratamento AN apresentou maiores concentrações de nitrogênio inorgânico em relação aos tratamentos SS e AD, mas não diferiu do tratamento FC e da água de abastecimento. No entanto, a concentração de nitrogênio orgânico não diferiu dos tratamentos SS e AD. O acúmulo de nitrogênio orgânico nos tratamentos SS, AD e AN é consequência da produtividade primária nos viveiros. A concentração de nitrogênio inorgânico e orgânico no tratamento FC não diferiu da concentração encontrada na água de abastecimento. Isso indica que embora existam nutrientes disponíveis na água (ortofosfato solúvel e nitrogênio inorgânico), o alto fluxo pode impedir que o fitoplâncton se desenvolva, justificando os menores valores de nitrogênio orgânico no tratamento FC. Portanto, em termos de acúmulo de subprodutos tóxicos, os tratamentos SS e AD são mais eficientes na assimilação de nitrogênio inorgânico em relação aos tratamentos AN e FC, e o tratamento AD acumula mais nitrogênio orgânico que o tratamento FC.

A renovação de água e a aeração podem turbilhonar os viveiros causando revolvimento do fundo e erosão das paredes, aumentando a concentração de STS na coluna d'água e a quantidade de sedimentos depositados no fundo dos viveiros. No entanto, a renovação de água e a aeração não influenciaram a quantidade de STS na coluna d'água nem o processo de sedimentação. Portanto, o nível de renovação de água e o dimensionamento do sistema de aeração nos viveiros estudados não provocaram acúmulo de materiais em suspensão e sedimentos, sendo adequados ao cultivo dos camarões.

Embora a quebra da estratificação tenha sido eficiente nos tratamentos aeração diurna e fluxo contínuo, e o acúmulo de subprodutos nitrogenados inorgânicos ter sido menor nos viveiros sem renovação de água e sem aeração e com aeração diurna, os valores de temperatura, oxigênio dissolvido e demais variáveis limnológicas estiveram dentro da faixa adequada ao cultivo de camarões de água doce em todos os tratamentos. Além disso, não foi detectada diferença significativa na quantidade de sedimentos acumulada. Portanto, a melhor alternativa a ser adotada, tanto em termos ambientais quanto em termos econômicos, é o estabelecimento de um manejo dos viveiros sem renovação de água e sem aeração. Este resultado difere do que geralmente é praticado no cultivo de camarões de água doce, que geralmente é operado em sistemas com renovação diária de água de 3-35% (New, 2002; Boyd e Zimmermann, 2010). A adoção de um sistema estático permitirá o uso mais eficiente da água, um recurso altamente escasso e polêmico nos assuntos de conflito de uso.

6.2. Desempenho zootécnico

A quebra da estratificação térmica e o possível aumento da temperatura no fundo dos viveiros não causaram melhora no desenvolvimento dos animais ou na produtividade. Similarmente, a hipótese de que a renovação de água em alto fluxo e o uso de aeradores causam o aumento e homogeneização dos teores de oxigênio dissolvido na água e a consequente melhora no desenvolvimento dos animais não foi comprovada. A produtividade encontrada foi semelhante às encontradas previamente em cultivos de *M. amazonicum* em viveiros estocados com 40 indivíduos.m⁻² por Moraes-Riodades e Valenti (2007), que foi 1,283 t.ha⁻¹, por Nogueira (2008), que foi 1,174 t.ha⁻¹ e por Preto et al. (no prelo), que obteve 1,032 t.ha⁻¹. Esses resultados indicam que a depleção do oxigênio, a estratificação térmica e o acúmulo dos subprodutos nos viveiros sem renovação e sem aeração não foram significativos para provocar alterações metabólicas nos camarões. Portanto, considerando o uso mais

racional da água e dos recursos energéticos, a melhor alternativa para o cultivo de *M. amazonicum* em densidades máximas aoredor de 100 g.m⁻² é o sistema sem renovação e sem aeração.

O uso de aeradores pode ser adequado em regiões com maior amplitude térmica, em níveis de intensificação mais elevados ou quando a água de abastecimento for pobre em oxigênio dissolvido ou muito rica em matéria orgânica. Nesses casos, os aeradores podem ser substituídos por renovação de água em alto fluxo, se houver água abundante distribuída por gravidade.

Neste experimento, os animais foram sobrealimentados, o que é mostrado pela elevada conversão alimentar (> 3). Isso ocorreu porque se supôs um crescimento e sobrevivência maiores que o observado no estudo. Preto et al. (no prelo) encontraram elevados valores de conversão alimentar aparente (> 3) no cultivo semi-intensivo de *M. amazonicum*, e peso médio, sobrevivência e produtividade semelhantes aos encontrados neste estudo (3,8 g; 68% e 1,03 t.ha⁻¹, respectivamente). Portanto, pesquisas enfocando o manejo alimentar devem ser conduzidas para adequar a taxa de arraçoamento no cultivo desta espécie.

O uso de sistema estático, aeração diurna ou noturna, ou o alto fluxo de água não produziram alterações importantes no pH, temperatura, oxigênio dissolvido e compostos nitrogenados inorgânicos que se refletisse no desenvolvimento dos animais. Os valores encontrados são similares aos encontrados em trabalhos prévios na fase de crescimento final (Keppeler e Valenti, 2006, Moraes-Riodades et al., 2006, Kimpara et al., 2011) e em ambientes naturais de ocorrência de *M. amazonicum* (Maciel e Valenti, 2009). Portanto, consideramos que os valores das variáveis limnológicas encontraram-se dentro da faixa adequada ao cultivo da espécie estudada.

O uso de berçários na carcinicultura de água doce é feito principalmente em regiões com restrições climáticas e/ou hídricas que impedem o cultivo o ano todo. No cultivo de *M.*

rosenbergii, as vantagens do uso dessa fase são aumento na sobrevivência, maior peso médio e maior produtividade nos viveiros de crescimento final (Ra'anan e Cohen, 1982). No entanto, o uso de berçários acarreta um aumento na área de viveiros. Considerando as densidades de estocagem e sobrevivência obtidas nos berçários de *M. amazonicum* (Penteado et al., 2010; Penteado e Valenti, 2011), a área de viveiros aumenta ~25% para berçários secundários e ~5% para berçários primários. Portanto, considerando-se essas áreas adicionais, a produtividade passaria de 0,92 para 0,70 t.ha⁻¹ no tratamento SS; de 0,95 para 0,73 t.ha⁻¹ no tratamento AD; de 1,01 para 0,77 t.ha⁻¹ no tratamento AN e de 1,14 para 0,91 t.ha⁻¹ no tratamento FC. Em média, ocorre um decréscimo de 0,22 t.ha⁻¹ com a inclusão da área necessária para se realizar o cultivo em berçários. Preto et al. (no prelo) obtiveram produtividade de 1,032 t.ha⁻¹ utilizando berçário primário e secundário seguido de 3,5 meses de cultivo. Se a área necessária para os berçários for considerada, a produtividade seria igual a 0,78 t.ha⁻¹, que é semelhante ao valor encontrado nesse estudo. Moraes-Valenti e Valenti (2007), especularam que três ciclos de cultivo de 3,5 a 4 meses poderiam ser feitos utilizando-se berçários, e a produtividade poderia atingir 6 t.ha⁻¹.ano. No entanto, o presente estudo demonstrou que a produtividade que pode ser alcançada utilizando-se berçários primário e secundário em 3 ciclos de cultivo por ano com duração de 3,5 meses cada é de 2,33 t.ha⁻¹.ano⁻¹ (considerando a produtividade média dos 4 tratamentos, sendo 0,78 t.ha⁻¹). Por outro lado, a produtividade pode atingir 3,84 t.ha⁻¹.ano⁻¹ com estocagem direta de pós-larvas em densidade de 40 indivíduos.m⁻² (Moraes-Valenti e Valenti, 2007). Portanto o uso de berçário não se justifica no cultivo de *M. amazonicum* nas condições praticadas, já que berçários implicam em maior investimento inicial, maior manutenção e mão-de-obra, sem que haja aumento na produtividade.

Além disso, a sobrevivência não foi aumentada com o uso de berçários: Moraes-Valenti e Valenti (2007) encontraram uma sobrevivência média de 65,6% em 5,5 meses de

cultivo com a estocagem de pós-larvas ($40 \text{ indivíduos.m}^{-2}$). No presente estudo, a sobrevivência média foi de 65,6% estocando-se juvenis com 45 dias após a metamorfose. A sobrevivência média na fase de berçário primário é de ~80% para pós-larvas cultivadas por 30 dias na densidade de $16 \text{ pós-larvas.L}^{-1}$ (Penteado et al., 2010), e de ~70% na fase de berçário secundário (Penteado e Valenti, 2011). Deste modo, são necessários 25 a 43% mais pós-larvas para realizar o cultivo com fase de berçários em comparação com a estocagem direta de pós-larvas. Para *M. rosenbergii*, uma sobrevivência média de 88% é encontrada quando juvenis de 60 dias são estocados por 104 dias na densidade de $5,9 \text{ indivíduos.m}^{-2}$ em clima temperado (Tidwell et al., 2004). A produtividade encontrada para esta espécie, com correção para a área necessária para a construção dos berçários é de $2,56 \text{ t.ha}^{-1}$, baseado nos valores de produtividade obtidos por Tidwell et al. (2004). Além disso, o uso de berçários seguido de gradeamento ou despescas seletivas, que são tecnologias que garantem o aumento da sobrevivência e crescimento no cultivo de *M. rosenbergii*, não melhoram o desempenho de *M. amazonicum* (Preto et al., no prelo). Portanto, tecnologias de cultivo distintas devem ser aplicadas para *M. rosenbergii* e *M. amazonicum*. Para o cultivo de *M. amazonicum*, o uso de berçários é dispensável com a tecnologia disponível até o presente, pois não acarreta aumento na produtividade e tamanho dos camarões produzidos.

Concluindo, não há necessidade de desestratificar a temperatura durante o dia, nem de aerar os viveiros no período noturno, e o uso de berçários parece ser dispensável no cultivo do camarão-da-amazônia com densidades ao redor de $40 \text{ indivíduos.m}^{-2}$ em sistema semi-intensivo.

6.3 Análise emergética

A transformidade mede a quantidade de energia agregada em um produto ou sistema. Pode ser usada para comparar diferentes sistemas, sendo que valores baixos indicam maior eficiência no uso da energia. Agostinho (2009) apresenta um exemplo dessa ideia, utilizando a energia solar e o carvão como modelo: a energia solar possui baixa transformidade, logo sua energia ainda não sofreu transformações, sendo abundante e dispersa na biosfera. Já o carvão possui elevada transformidade, porque ocorreram vários processos, usando outras formas de energia para formá-lo. Portanto, ele é menos abundante na biosfera e sua energia está mais compactada. O valor da transformidade das pós-larvas de camarão foi igual a $2,66E+08 \text{ sej.J}^1$. Não existem trabalhos que utilizaram a análise emergética para avaliar sistemas de larvicultura de organismos aquáticos. No entanto, em comparação com o sistema de engorda do camarão-da-amazônia, a fase de larvicultura é menos eficiente em termos de uso de energia.

A renovabilidade (%R) é considerada um indicador do grau de sustentabilidade, sendo a porcentagem da energia renovável utilizada pelo sistema. A longo prazo, os sistemas que utilizam elevada quantidade de energia renovável prevalecerão ao estresse do mercado atual, e os que são dependentes de recursos não-renováveis, e, portanto, apresentam baixa renovabilidade, entrarão em declínio (Brown e Ulgiati, 2004). Para a produção de pós-larvas do camarão-da-amazônia, foi obtido um valor bastante reduzido de renovabilidade, 5,23%. O principal fator que contribuiu com esse resultado foi o investimento financeiro necessário para construir as instalações e comprar equipamentos (98,81% do fluxo total de energia). Como não existem estudos da transformidade desses elementos, foi necessário usar o correspondente de energia dos fluxos monetários (em dólares). Estudos precisam ser realizados para obtenção dos dados desses elementos para completar as informações dos fólhos.

A razão de rendimento emergético (EYR) é a razão entre a energia total e a energia dos recursos da economia. Ele indica a habilidade do sistema em explorar e tornar disponíveis

(na forma de produtos) recursos locais por meio de investimento em recursos externos (Brown e Ulgiati, 2004). Esse índice é importante, pois as atuais dependências mundiais de energia fóssil e minerais indicam que o uso de menos energia proveniente dessas fontes será mais vantajoso no futuro devido à sua escassez (Agostinho, 2009). O valor obtido para esse índice para a larvicultura de *M. amazonicum* foi de 1,06, e esteve dentro dos valores esperados para a média dos produtos agropecuários nacionais, que geralmente são intensivos em uso energético, apresentando valores menores que 1,10 (Cavalett, 2004). As taxas típicas de EYR dos produtos agrícolas variam de 1 até 4. O valor mínimo é a unidade, que ocorre quando a contribuição da natureza é nula ($R+N=0$). A diferença acima do valor unitário mede a contribuição do meio ambiente. Como o EYR da produção de pós-larvas foi de 1,06, isso quer dizer que a cada unidade de energia do sistema, 0,06 provém do ambiente. Esse é o rendimento líquido de energia.

A razão de investimento emergético (EIR) é a razão entre energia da retroalimentação da economia externa (F) e os insumos de energia local ($N+R$). Não é um índice independente, está vinculado ao índice EYR. Esse indicador avalia se o sistema utiliza a energia investida de maneira eficiente quando comparado a alternativas que utilizam os mesmos recursos (Brown e Ulgiati, 2004). O melhor desempenho é obtido para baixos valores de EIR, e resulta do uso de grande quantidade de energia obtida da natureza (Agostinho, 2009). Esta condição diminui os custos de produção e propicia um bom desempenho no mercado (Agostinho, 2009). Sistemas de produção baseados nos recursos da economia (que na maioria das vezes são derivados do petróleo), não serão capazes de competir com os de baixo investimento econômico e elevada contribuição de recursos renováveis da natureza. A EIR média da agricultura é 7,0, e da produção animal, 8,0 (Queiroz et al., 2000). Os valores encontrados para a produção de pós-larvas superaram esses valores, sendo de 18,1. Isso

significa que para cada unidade de energia renovável que é utilizada no sistema, também são utilizadas 18,1 unidades de energia de recursos provenientes da economia.

A razão de carga ambiental (ELR) é a razão da energia não-renovável total pela energia renovável total. Ela mede a pressão que o sistema exerce sobre o meio ambiente e pode ser considerada uma medida do estresse do ecossistema. Valores de ELR menores que 2 indicam baixa pressão sobre o meio ambiente (ou sistemas que utilizam grandes áreas do meio ambiente local para “diluir” seus impactos), valores entre 2 e 10 indicam que os sistemas causam uma pressão moderada no meio ambiente e valores maiores que 10 indicam que os sistemas causam grandes pressões no meio ambiente (Brown e Ulgiati, 2004). O valor encontrado de ELR para a larvicultura foi de 18,1. Portanto, a larvicultura de *M. amazonicum* causa grande pressão no meio ambiente.

A razão de intercâmbio energético (EER) é a razão entre a energia total utilizada para fazer o produto pela energia recebida como recurso monetário em sua venda. Esse índice é expresso em relação a um dos parceiros comerciais, ou seja, mede a vantagem relativa que um parceiro possui sobre o outro, indicando quem ganha e quem perde nesse comércio (Brown e Ulgiati, 2004). Quando o $EER < 1$, o produtor possui vantagem sobre o comprador; $EER = 1$ implica que toda a energia utilizada na produção está sendo recebida na venda e $EER > 1$ indica que o comprador possui vantagem sobre o produtor. O valor de 45,9 para a taxa de intercâmbio de energia indica que o sistema de produção de pós-larvas perde energia na troca com os sistemas externos, ou seja, os compradores da produção. Isso significa que o sistema de produção gasta 45,9 vezes mais energia para produzir as pós-larvas do que o valor obtido pela venda das mesmas.

O balanço econômico indica que a larvicultura de camarões de água doce operada no sistema descrito não é lucrativa para os produtores (rentabilidade econômica negativa). O que mais influencia nos custos de produção é a depreciação das instalações e dos equipamentos.

Esse resultado é contrário aos resultados obtidos nas análises econômicas convencionais realizadas para o mesmo sistema de produção (Vetorelli, 2004, 2008; Pavanelli, 2010) que indicam lucratividade para a larvicultura do camarão-da-amazônia. A diferença encontrada entre o presente estudo e os trabalhos que indicaram viabilidade econômica é que, na análise emergética, inclui-se a contribuição dos serviços da natureza. Além disso, neste trabalho, incluímos o preço pago pelo uso da água e a destruição da mata nativa para a instalação do empreendimento aquícola como externalidades negativas. Embora a valoração e a inclusão das externalidades sejam possíveis e desejáveis nas análises econômicas convencionais para a formação justa dos preços dos produtos, isto geralmente não é feito. Na economia biofísica, os valores dos serviços ambientais geralmente são diferentes dos valores utilizados na valoração econômica do meio ambiente, que possui viés econômico neoclássico, ou convencional (Watanabe, 2008).

Na economia convencional, o preço de um produto corresponde aproximadamente à somatória das despesas realizadas com insumos, mão-de-obra e outro tipo de serviços mais a margem de lucro desejada. De certa forma, o preço econômico mede o trabalho humano agregado, porém desconsidera a contribuição da natureza na formação dos insumos utilizados e o custo das externalidades negativas no sistema regional (Ortega, 2002). Em outras palavras, os sistemas econômicos atuais apresentam uma limitação, que é o foco somente nos bens e serviços produzidos pelo homem, enquanto não são computados os valores referentes, e igualmente importantes, dos bens e serviços naturais, responsáveis pela manutenção da vida na Terra (Odum, 1988). No entanto, os sistemas ecológicos são a base do funcionamento de todas as formas de vida no planeta, e de todas as matérias primas para a produção de bens econômicos. Portanto, sem eles não seria possível a atividade econômica (Serôa da Motta e May, 1994). A inclusão dos bens e serviços da natureza é uma vantagem apresentada pelo método emergético em relação às análises econômicas neoclássicas convencionais.

As transformidades encontradas nos viveiros de engorda de camarão variaram de $5,19\text{E}+02$ a $1,51\text{E}+03 \text{ sej.J}^{-1}$, aumentando com a inclusão de *inputs* externos ao sistema, no caso, aeração e água para renovação diária. Portanto, o sistema sem renovação e sem aeração representa o mais eficiente em termos de energia utilizada. A transformidade dos camarões-da-amazônia é muito menor que a encontrada para peixes cultivados em consórcio com suínos em Santa Catarina, que apresentou valor igual a $1,55\text{E}+08 \text{ sej.J}^{-1}$ (Cavalett, 2004), que os sistemas de cultivo de camarão marinho (*Litopenaeus vannamei*), cuja transformidade é de $18,90\text{E}+06 \text{ sej.J}^{-1}$ quando cultivado com alimentação convencional e de $13,00\text{E}+06 \text{ sej.J}^{-1}$ quando cultivado com alimentação orgânica (Odum e Arding, 1991), salmão (*Salmo salar*) em tanque-rede, cuja transformidade é igual a $9,70\text{E}+06 \text{ sej.J}^{-1}$ (Odum, 2000), dourada (*Sparus aurata*) em tanque-rede, que tem transformidade igual a $9,92\text{E}+05 \text{ sej.J}^{-1}$ (Vassalo et al., 2009) e bagre do canal (*Ictalurus punctatus*), que tem transformidade de $4,86\text{E}+05 \text{ sej.J}^{-1}$ (Ortega, 2004). Portanto, o cultivo de *M. amazonicum* na fase de crescimento final é mais eficiente que o cultivo das demais espécies aquáticas estudadas.

O valor de renovabilidade diminui com a aeração (~70%), e aumenta com o uso de renovação de água (~90,5%). O cultivo de bagre do canal no Alabama obteve renovabilidade de 33,2% (Ortega, 2004), e o consórcio de peixes com suínos em Santa Catarina apresentou renovabilidade média de 39% (Cavalett, 2004). A renovabilidade é o indicador da sustentabilidade: somente sistemas com elevado valor deste índice serão capazes de permanecer a longo prazo. Portanto, o cultivo de *M. amazonicum* nas condições estudadas é mais sustentável do que os cultivos de bagre do canal no Alabama e piscicultura em consórcio com suínos em Santa Catarina. Entre os tratamentos estudados no cultivo de *M. amazonicum*, apesar de mesmo os sistemas com aeração apresentarem renovabilidade elevada, já que o sistema é mais dependente de água de escoamento superficial para sua realização, os sistemas sem aeração suplementar são mais sustentáveis. Os resultados indicam que o sistema em fluxo

contínuo é o mais sustentável, apresentando uma renovabilidade igual a 90,5%. Isto somente ocorreu porque neste trabalho, consideramos a água de escoamento superficial utilizada no sistema como recurso natural renovável com base em resultados de trabalhos que avaliaram as características dos efluentes dos viveiros de engorda de camarão-da-amazônia, que demonstraram que a água que sai do sistema possui características melhores em termos de poluição ambiental do que a água de abastecimento usada, rica em nutrientes (Kimpara, 2004; Keppeler, 2005; Kimpara, 2007). Para que a água usada seja considerada um recurso renovável, a qualidade da água da saída do sistema deve ser igual ou superior à água de abastecimento. Caso contrário, a água doce utilizada no sistema deve ser considerada recurso natural não-renovável. Isto inverteria os resultados obtidos neste trabalho.

Os valores calculados de EYR variaram entre 3,5 a 11,1, indicando que todos os tratamentos possuem elevada contribuição ambiental, especialmente o sistema com renovação de água. Os valores de EYR encontrados para outros organismos aquáticos foram: 1,3 e 1,4 para carcinicultura marinha com alimentação orgânica e com alimentação convencional, respectivamente (Odum e Arding, 1991), 1,23 para cultivo de salmão em tanque-rede (Odum, 2000), 1,23 para bagre do Alabama (2004), 1,66 para piscicultura em consórcio com suínos (Cavalett, 2004) e 1,19 – 3,95 para o cultivo de dourada na Itália (Bastianoni et al., 2002; Vassalo et al., 2007, 2009). Portanto, o sistema de engorda estudado é altamente dependente dos recursos da natureza, diferentemente da maioria dos demais sistemas de aquicultura estudados. Isso é uma vantagem, porque os custos de produção são menores que sistemas altamente dependentes de recursos da economia, de forma que o produto pode ser competitivo no mercado.

Os valores encontrados para ELR (0,1 a 0,4) indicam baixa dependência dos recursos não-renováveis e baixo impacto ambiental causado pela atividade. O cultivo de bagre do canal no Alabama apresentou ELR de 2,01 (Ortega, 2004), e o cultivo de dourada (*Sparus aurata*)

na Itália obteve valor 2,96-5,40 (Vassalo et al., 2007, 2009). Isso indica que as pisciculturas citadas dependem mais dos recursos não-renováveis que o cultivo de *M. amazonicum* nas condições estudadas.

Os valores de EER variaram de ~12 a 36, indicando que os sistemas de produção de camarão perdem energia na troca com os sistemas externos, ou seja, os consumidores. Valor semelhante foi encontrado para o sistema de piscicultura integrada à suinocultura em Santa Catarina: 35,6 (Cavalett, 2004). O sistema que mais perde energia é o com renovação contínua de água, que gasta 36 vezes mais energia para produzir os camarões do que o valor obtido pela venda dos mesmos.

O balanço econômico realizado sob o enfoque biofísico do sistema de produção de camarões mostra que a atividade não é lucrativa aos produtores, mostrando rentabilidade negativa (Tabelas 20, 21, 22 e 23). Mais da metade dos custos é devido ao pagamento pelo uso da água de abastecimento em todos os tratamentos da fase de crescimento final do camarão (Tabelas 20, 21, 22 e 23). Quando este custo é retirado, juntamente com o pagamento das externalidades negativas (pagamento pela destruição da vegetação nativa e emissão de N_2O e CO_2), os gastos maiores são com a aquisição de pós-larvas (25,0%), pagamento de impostos (17,8%) e dieta (17,2%) nos dois tratamentos sem aeração. Para o sistema de cultivo com aeração diurna, a ordem decrescente dos gastos é a seguinte: pós-larvas (20,9%), eletricidade (18,8%), impostos (14,9%) e dieta (14,4%). A eletricidade é a maior responsável pelos gastos quando se usa a aeração noturna, correspondendo a 38% do total. Em segundo lugar está a aquisição de pós-larvas (16,4%), e em seguida o pagamento de impostos (11,7%) e dieta (11,3%). Em todos os tratamentos, a rentabilidade econômica foi negativa, mesmo retirando-se os custos com pagamento pelo uso da água e das externalidades. Moraes-Riudades (2004) também encontrou valores negativos realizando análise econômica convencional, mas Valenti et al. (2011) obtiveram lucratividade quando

fizeram a análise econômica de uma propriedade hipotética de cultivo de *M. amazonicum* para comercialização como iscas. Métodos alternativos de cultivo e/ou comercialização (como iscas ou organismos ornamentais, para exportação ou com valor agregado pelo processamento) devem ser investigados, pois permitiriam a venda do camarão a preços mais elevados. Considerando a necessidade de engordar *M. amazonicum* para atender a demanda do mercado local para consumo humano, sistemas de cultivo que melhoram o uso dos nutrientes dentro dos viveiros e otimizam os custos fixos, como policultivo e sistemas multitróficos devem ser foco de pesquisas futuras, pois estas podem ser alternativas viáveis do cultivo de *M. amazonicum* a baixo custo e com melhor aproveitamento dos recursos da natureza.

De acordo com o valor da estimativa da capacidade de carga do processo de produção de pós-larvas de camarão usando a produtividade primária líquida (SA_{NPP}), a larvicultura de camarões é uma atividade altamente impactante ambientalmente. Essa fase é muito mais impactante que a engorda, e, portanto, estudos devem ser realizados para desenvolver técnicas que utilizem mais recursos renováveis. Embora menor que a larvicultura, a fase de engorda também apresentou elevado requerimento de área para a absorção de impactos ambientais. Isso denota a elevada dependência desta fase dos recursos da natureza, em especial a água de escoamento superficial. Além disso, os sistemas com dependência de recursos da economia, ou seja, os com aeração suplementar, necessitam de 61-109 ha a mais que os sistemas sem aeração e sem renovação. Este último apresentou o menor requerimento de área para absorção de impactos ambientais.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A aeração diurna e o alto fluxo de água através dos viveiros são métodos eficientes na quebra da estratificação térmica e homogeneização de oxigênio dissolvido na coluna d'água de viveiros de carcinicultura. Por outro lado, a aeração noturna é desnecessária para o nível de intensificação estudado neste trabalho. Portanto, embora sob a perspectiva limnológica a renovação da água e a aplicação de aeração criem condições ambientais mais favoráveis para a aquicultura, sob o ponto de vista zootécnico não há vantagem, já que não altera o peso final dos camarões e a produtividade. Considerando a economia no uso de recursos hídricos e energéticos, recomendamos que o camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum* seja cultivado sem renovação de água e sem aeração, já que os efeitos de acúmulo de subprodutos e depleção de oxigênio não causaram prejuízos em seu desempenho zootécnico. Esse resultado difere do método usualmente aplicado no cultivo experimental de *M. amazonicum* (Moraes-Rioudades, 2004; Keppeler, 2005; Nogueira, 2008) e comercial de *Macrobrachium rosenbergii* (Boyd e Zimmermann, 2010), que praticam renovação contínua de água.

A escolha entre alternativas de cultivo deve ultrapassar a análise de desempenho zootécnico convencional. A análise de sustentabilidade aplicada neste trabalho permite a avaliação mais holística dos sistemas de cultivo. Ela mostrou, por exemplo que, sob a perspectiva econômica biofísica, o cultivo do camarão-da-amazônia nas fases de larvicultura e engorda não é lucrativo. A internalização das externalidades ainda não é praticada nas análises econômicas convencionais, apesar de sua importância ter sido destacada há tempos. A valoração das externalidades ainda é um assunto obscuro e contraditório, visto que não há um consenso sobre qual metodologia seguir nem quais danos e serviços ambientais contabilizar. No entanto, demonstramos neste trabalho que é possível estimar as externalidades da aquicultura e sua internalização afeta pouco os custos de produção de *M.*

amazonicum, mas as externalidades podem ser elevadas em outros cultivos. Portanto, devem ser incluídas nos projetos.

A análise emergética mostrou que a larvicultura de camarões de água doce é altamente dependente de recursos da economia, e, portanto, pouco sustentável. O modelo de larvicultura usado é semelhante aos sistemas de larvicultura intensiva de peixes, crustáceos e moluscos, portanto, provavelmente as larviculturas intensivas usadas na aquicultura são pouco sustentáveis. Estudos com outros sistemas usados para outras espécies precisam ser realizados para confirmar essa hipótese.

Na fase de crescimento final, observou-se que as transformidades aumentam com uso da aeração e renovação da água, a renovabilidade é alta e os valores de razão de carga ambiental indicam baixo impacto ambiental causado pela atividade em todos os tratamentos. O cultivo SS apresentou a menor pegada ecológica (adaptada pela análise emergética). Assim, pela análise emergética, concluímos que a fase de crescimento final é sustentável, sob o ponto de vista ambiental. Comparando a engorda de *M. amazonicum* com a de outras espécies aquáticas estudadas pela análise emergética até o presente, observa-se a criação desta espécie é a mais sustentável. No entanto, não houve rentabilidade sob o ponto de vista biofísico.

Considerando que a lucratividade é um dos requisitos para a aquicultura sustentável, não podemos considerar nenhum sistema estudado como sustentável. Portanto, modificações nos sistemas devem ser desenvolvidas. Pesquisas que enfoquem a substituição do monocultivo de camarões-da-amazônia por sistemas integrados devem ser incentivadas. Além disso, novas formas de comercialização devem ser adotadas para tentar viabilizar o cultivo de camarão-da-amazônia na fase de engorda, tais como a venda dos animais como iscas ou ornamentais.

Os resultados desse trabalho mostram a importância de se analisar os processos produtivos sob diversas perspectivas na busca por sistemas sustentáveis. A combinação de metodologias se oferece como ferramenta eficaz para a realização deste tipo de análise. Os

resultados obtidos com diferentes abordagens poderão subsidiar melhor a formulação de procedimentos para a gestão sustentável da aquicultura e nortear as pesquisas científicas para promover o desenvolvimento sustentável do setor aquícola.

8. REFERÊNCIAS

- Adger, N.W. Social and ecological resilience: are they related? *Progress in Human Geography*, 24 (3): 347–364 (2000).
- Agostinho, F.; Cavalett, O.; Ortega, E. Forest area calculation to mitigate the environmental impact of a graphical industry: comparison between emergy and energy analysis. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 2: 1535-1539 (2007).
- Agostinho, F.D.R. Estudo da sustentabilidade dos sistemas de produção agropecuários da bacia hidrográfica dos rios Mogi-Guaçu e Pardo através da análise emergética. Tese de doutorado. Unicamp, Campinas (2009).
- American Public Health Association (APHA). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st Ed. APHA, Washington, DC, USA (2005).
- Aubin J.; Papatryphon, E.; van der Werf, H.M.G.; Petit, J.; Morvan, Y. Characterization of the environmental impact of a turbot (*Scophthalmus maximus*) recirculating production system using Life Cycle Assessment. *Aquaculture*, 261(4): 1259–1268 (2006).
- Aubin, J.E.; 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*, 17: 354–361 (2009).
- Ayer, N.W.; Tyedmers, P.H. Assessing alternative aquaculture technologies: life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. *Journal of Cleaner Production*, 17: 362–373 (2009).
- Bailey, C. Human dimensions of an ecosystem approach to aquaculture. In: FAO. *Building an ecosystem approach to aquaculture*. FAO/Universitat de les Illes Balears Expert

- Workshop. 7–11 May 2007, Palma de Mallorca, Spain. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings 14. Rome, FAO 37–46 (2008).
- Barreto, A.; Soares, A.M.C. Produção de pós-larvas de *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Decapoda, Palaemonidae), sob condições controladas de laboratório. *Revista Brasileira de Zoologia*, 1 (1):51-53 (1982).
- Basset-Mens, C.; van der Werf, H.M.C. Environmental assessment of contrasting pig farming systems in France In *Life Cycle Assessment in the Agri-food sector* (ed.), Proceedings from the 4th International Conference (2003).
- Bastianoni, S. Use of thermodynamic orientors to assess the efficiency of ecosystems: a case study in the Lagoon of Venice. *The Scientific World Journal*, 2:255-260 (2002).
- Berg, H.; Michelsen, P.; Troell, M.; Folke, C.; Kautsky, N. Managing aquaculture for sustainability in tropical Lake Kariba, Zimbabwe. *Ecological Economics*, 18:141-159 (1996).
- Bergquist, D. Sustainability and Local People's Participation in Coastal Aquaculture: Regional Differences and Historical Experiences in Sri Lanka and the Philippines. *Environmental Management*, 40:787–802 (2007).
- Binder, C.R.; Feola, G.; Steinberger, J.K. Considering the normative, systemic and procedural dimensions in indicator-based sustainability assessments in agriculture. *Environmental Impact Assessment Reviews*, 30: 71–81 (2010).
- Boyd, C.E.; Tucker, C.S. Pond aquaculture water quality management. Norwell, Kluwer Academic Publishers, 700 p (1998).
- Boyd, C.E.; Tucker, C.; McNevin, A.; Bostick, K.; Clay, J. Indicators of Resource Use Efficiency and Environmental Performance in Fish and Crustacean Aquaculture. *Reviews in Fisheries Science*, 15: 327–360 (2007).

- Boyd C.E., Zimmermann, S. Grow-out systems – water quality and soil management. In: Freshwater prawns: biology and farming (ed. by M.B. New, W.C. Valenti, J.H. Tidwell, L.R. D'Abramo & M.N. Kutty), pp. 239-255. Wiley-Blackwell, Oxford (2010).
- Bragagnoli, G., Grotta, M. Reprodução do camarão de água doce *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) nos açudes públicos do nordeste brasileiro. Revista Nordestina de Biologia, 10 (2):141-154 (1995).
- Brandt-Williams, S.L. Handbook of emergy evaluation: a compendium of data for emergy computation issued in a series of folios. Folio n.04 – Emergy of Florida agriculture. Center for Environmental Policy, Environmental Engineering Sciences, Univ. of Florida, Gainesville, USA, 40 pp. Disponível em: <http://www.ees.ufl.edu/cep/> Acesso em: 05/02/2009 (2002).
- Brown, M.T.; Ulgiati, S. Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability: monitoring economics and technology towards environmentally sound innovation. Ecological Engineering, 9: 51-69 (1997).
- Brown, M.T.; Ulgiati, S. Emergy measures of carrying capacity to evaluate economic investments. Population and Environment, 22(5): 471-501 (2001).
- Brown, M.T.; Ulgiati, S. energy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems. Ecological modeling, 78 (1,2): 201-213 (2004).
- Brown, M.T. (Ed.). Emergy Synthesis 1: Theory and applications of the emergy methodology. Proceedings of the 1st Biennial Emergy Conference. Center for Environmental Policy, University of Florida, Gainesville. 319 p (2001).

- Caffey R.H.; Kazmierczak, R.F.; Avault, J.W. Developing Consensus Indicators of Sustainability for South-eastern United States Aquaculture. Louisiana State University, Agricultural Center Bulletin. 40 p (2001).
- Carpenter, S.R.; Walker, B.; Anderies, J.M.; Abel, N. From metaphor to measurement: resilience of what to what? *Ecosystems*, 4: 765–781 (2001).
- Carpenter, S.R.; Westley, F.; Turner, M.G. Surrogates for resilience of social -ecological systems. *Ecosystems*, 8: 941–944 (2005).
- Cavalett, O. Análise emergética da piscicultura integrada à criação de suínos e de peixes. Dissertação de mestrado. Universidade Estadual de Campinas. 156 p. (2004).
- Cederberg, C.; Mattsson, B. Life cycle assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production*, 8(1) 49-60 (2000).
- Chambers, N.; Simmons, C.; Wackernagel, M. Sharing Nature's Interest, Ecological Footprints as an indicator of sustainability. Earthscan, London and Sterling, VA (2000).
- Coelho, O.; Ortega, E.; Comar, V. Balanço de energia do Brasil (dados de 1996, 1989 e 1981). In: Engenharia Ecológica e Agricultura Sustentável. Enrique Ortega (Org.). Disponível em: <http://fea.unicamp.br/docentes/ortega/livro/index.htm>. Acesso em 02/03/2010 (2003).
- Comar, M.V. Avaliação emergética de projetos agrícolas e agroindustriais: a busca do desenvolvimento sustentável. Tese de doutorado em Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas. 197 p (1998).
- Costanza, R.; Patten, B.C. Defining and predicting sustainability. *Ecological Economics*, 15: 193-196 (1995).
- Costanza, R., Cumberland, J.; Daly, H.; Goodland, R.; Norgaard, R. An introduction to ecological economics. CRC Press, 288 p (1998).

- D'Orbcastel, E.R.J.; Blancheton, P.; Aubin, J. Towards environmentally sustainable aquaculture: Comparison between two trout farming systems using Life Cycle Assessment. *Aquaculture Engineering*, 40: 113–119 (2009).
- Daily, G.C.; Ehrlich, P.R. Population, sustainability and Earth's carrying capacity. *Bioscience*, 42:761-771 (1992).
- Dalsgaard, J.P.T.; Lightfoot, C.; Christensen, B. Towards quantification of ecological sustainability in farming systems analysis. *Ecological Engineering*, 4: 181-189 (1995).
- Dalsgaard, J.P.T.; Oficial, R.T. A Quantitative Approach for Assessing the Productive Performance and Ecological Contributions of Smallholder Farms. *Agricultural Systems*, 55(4): 503-533 (1997).
- Dey, M.M.; Kambewa, P.; Prein, M.; Jamu, D.; Paraguas, F.J.; Pemsl, D.E.; Briones, R.M. Impact of the Development and Dissemination of Integrated Aquaculture -Agriculture Technologies in Malawi. In: Waibel, H. and D. Zilberman (Eds). *International Research on Natural Resource Management*. FAO and CAB International (2007).
- Diana, J. Aquaculture production and biodiversity conservation. *BioScience* 59 (1): 27-38 (2009).
- Dreyer L.; Hauschild, M.; Schierbeck, J. A framework for social life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(2):88–97 (2006).
- EAS. Defining indicators for sustainable aquaculture development in Europe, CONSENSUS – A multi-stakeholder platform for sustainable aquaculture in Europe, Workshop report, Oostende, Belgium, November 21-23 (2005).
- Ellingsen, H.; Aanondsen, S.A. Environmental impacts of wild caught cod and farmed salmon — a comparison with chicken. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 1 (1), 60–65 (2006).
- Esteves, F.A. *Fundamentos de limnologia*. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência (1998).

- FAO. Code of Conduct for Responsible Fisheries. Rome, Italy, 41 p (1995).
- FAO. Report of the ad hoc expert meeting on indicators and criteria of sustainable shrimp culture. Fisheries Report. Rome: Italy, 28-30 April, 86 p (1998).
- FAO. The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome: FAO (2010).
- Fernandes, L.A.O; Woodhouse, P.J. Family farm sustainability in southern Brazil: An application of agri-environmental indicators. *Ecological Economics*, 66: 243-257 (2008).
- Folke, C.; Kautsky, N.; Berg, H.; Jansson, A.; Troell, M. The Ecological Footprint Concept for Sustainable Seafood Production: A review. *Ecological Applications*, 8(1): 563-571 (1998).
- Folke, C.; Carpenter, S.; Elmqvist, T.; Gunderson, L.; Holling, C.S.; Walker, B. Resilience and sustainable development: building adaptive capacity in a world of transformation. *Ambio*, 31(5): 437-440 (2002).
- Folke, C.; Colding, J.; Berkes, F. Building resilience and adaptive capacity in social-ecological systems. In: Berkes, F., J. Colding and C. Folke (Eds.) *Navigating social-ecological systems*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 352–473 (2003).
- Giampietro, M. Socioeconomic pressure, demographic pressure, environmental loading and technological changes in agriculture. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 65: 201–229 (1997).
- González, O.H.A.; Beltran, L.F.; Cáceres-Martínez, L.F.; Ramírez, H.; Hernández-Vázquez, S.; Troyo-Díez, E.; Ortega-Rubio, A. Sustainability Development Analysis of Semi-intensive Shrimp Farms in Sonora, Mexico. *Sustainable Development*, 11: 213-222 (2003).
- Gronroos, J.; Seppala, J.; Silvenius, F.; Mäkinen, T. Life cycle assessment of Finnish cultivated rainbow trout. *Boreal Environment Research*, 11(5): 401–414 (2006).

- Gunderson, L.C.; Holling, C.S. Panarchy: understanding transformations in human and natural systems. Island Press, Washington DC (2002).
- Gyllenhammar, A.; Ha°kanson, L. Environmental consequence analyses of fish farm emissions related to different scales and exemplified by data from the Baltic – a review. *Marine Environmental Research*, 60:211-243 (2005).
- Hardi, P.; Barg, S.; Hodge, T.; Pinter, L. Measuring sustainable. Development: Review of current practice. Occasional Paper Number 17, International Institute for Sustainable Development (IISD),Winnipeg (1997).
- Hargreaves, J. Nitrogen biogeochemistry in aquaculture ponds. *Aquaculture*, 166(3-4):181-212 (1998).
- Hospido, A.; Vazquez, M.E.; Cuevas, A.; Feijoo, G.; Moreira, M.T. Environmental assessment of canned tuna manufacture with a life cycle perspective. *Resources, Conservation and Recycling*. 47: 56 – 72 (2006).
- IBAMA. Estatística da pesca 2007. Brasília, Brasil, 151 p (2007).
- Jackson, T. Sustainability and the 'Struggle for Existence': The Critical Role of Metaphor in Society's Metabolism. *Environmental Values*, 12(3): 289-316 (2003).
- Jungbluth, N.; Tietje, O.; Scholz, R.W. Food purchasers: Impacts from the consumers' point of view investigated with a modular LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 5: 134-142 (2000).
- Kautsky, N.; Berg, H.; Folke, C.; Larsson, J.; Troell, M. Ecological footprint for assessment of resource use and development limitations in shrimp and tilapia aquaculture. *Aquaculture Research*, 28: 753-766 (1997).
- Keppeler, E.C. Características limnológicas da água, sedimento e efluentes em viveiros de crescimento final do camarão-da-amazônia, *Macrobrachium amazonicum*, submetidos

- a diferentes níveis de arraçoamento e tipos de despescas. Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista, 89 p (2005)
- Keppeler, E.C.; Valenti, W.C. Effects of selective harvest of the amazon river prawn, *Macrobrachium amazonicum* on pond water, sediment and effluent. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 18:110-119 (2006).
- Kimpara, J.M. Qualidade da água dos efluentes de viveiros de engorda de *Macrobrachium amazonicum* estocados em diferentes densidades. Trabalho de conclusão de curso para graduação em Zootecnia, Universidade Estadual Paulista, 57 p (2004).
- Kimpara, J.M. Intensificação do cultivo de *Macrobrachium amazonicum*: efeito das estratégias de estocagem e despesca na água dos viveiros, efluentes e sedimentação em viveiros de crescimento final. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, 60 p (2007).
- Kimpara, J.M.; Tito Rosa, F.R.; Preto, B.L.; Valenti, W.C. Limnology of *Macrobrachium amazonicum* grow-out ponds subject to high inflow of nutrient-rich water and different stocking and harvest management. *Aquaculture Research*, 2011 doi: 10.1111/j.1365-2109.2010.02717.x
- Kruse, S.A.; Flysjö, A.; Kasperczyk, N.; Scholz, A.J. Socioeconomic indicators as a complement to life cycle assessment—an application to salmon production systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 14: 8–18 (2009).
- Kutty, M.N.; Herman, F.; Menn, H.L. Culture of other species. In: New, M.B.; Valenti, W.C. (Eds). *Freshwater prawn farming: the farming of Macrobrachium rosenbergii*. Oxford. Blackwell Science. p. 393-410 (2000).
- Larsson, J.; Folke, C.; Kautsky, N. Ecological Limitations and appropriation of Ecosystem Support by Shrimp Farming in Colombia. *Environmental Management*, 18(5): 663-676 (1994).

- Lightfoot, C.; Prein, M.; Lopez, T. Bioresource flow modeling with farmers. ILEIA Newsletter, 10(3): 22-23 (1994).
- Lobão, V.L.; Rojas, N.E.T.; Valenti, W.C. Fecundidade e fertilidade de *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Crustacea, Decapoda), em laboratório. Boletim do Instituto de Pesca, 13 (2): 15-20 (1986).
- Lobão, V.L.; Rojas, N.E.T.; Barros, H.P.; Lace, M.; Horikawa, M.T.; Lula, L.A.B.M. Determinação de densidades adequadas para a larvicultura de *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae). Boletim do Instituto de Pesca, 14 (único): 45-49 (1987).
- Lobão, V.L.; Roverso, E.A.; Lombardi, J.V. Influência da densidade inicial de estocagem no desenvolvimento de *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1879) e *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Decapoda, Palaemonidae) em laboratório. Boletim do Instituto de Pesca, 21 (único): 11-17 (1994).
- Maciel, C.R.; Valenti, W.C. Biology, fisheries, and aquaculture of the amazon river prawn *Macrobrachium amazonicum*: a review. Nauplius, 17(2): 61-79 (2009).
- Magalhães, C. Desenvolvimento larval obtido em laboratório de palemonídeos da região amazônica: I. *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Crustacea, Decapoda). Amazoniana, 9 (2): 247-274. (1985).
- Moraes-Riudades, P.M.C.; Valenti, W.C. Freshwater prawn farming in Brazilian Amazonia shows potential for economic and social development. Global Aquaculture Advocate, 4 (5): 73-34 (2001).
- Moraes-Riudades, P.M.C. Cultivo do camarão-da-amazônia, *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae) em diferentes densidades: fatores ambientais, biologia populacional e sustentabilidade econômica. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, 118 p (2004).

- Moraes-Riodades, P.M.C.; Kimpara, J.M.; Valenti, W.C. Effect of the Amazon River prawn *Macrobrachium amazonicum* culture intensification on ponds hydrobiology. *Acta Limnologica Brasiliensia*, (18):311-319 (2006).
- Moraes-Valenti, P.M.C.; Valenti, W.C. Effect of intensification on grow out of the Amazon River Prawn, *Macrobrachium amazonicum*. *Journal of the World Aquaculture Society*, (38):516-526 (2007).
- Moraes-Valenti, P.M.C.; Valenti, W.C. Culture of the Amazon River Prawn *Macrobrachium amazonicum*. In: New, M.B.; Valenti, W.C.; Tidwell, J.H.; D'Abramo, L.R.; Kutty, M.N. (Org.). *Freshwater prawns: biology and farming*. Oxford: Wiley-Blackwell, p 485-501 (2010).
- Morse, S.; McNamara, N; Acholo, M.; Okwoli, B. Sustainability indicators: the problem of integration. *Sustainable development*, 9(1):1-15. 2001.
- Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA). Produção pesqueira e aquícola/ Estatística 2008 e 2009. Disponível em: <http://www.mpa.gov.br>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2011 (2010).
- Mungkung R.T. Shrimp aquaculture in Thailand: application of life cycle assessment to support sustainable development. Tese de doutorado. Center for Environmental Strategy, School of Engineering, University of Surrey, Surrey, UK (2005).
- Mungkung, R.; Gheewala, S. Use of life cycle assessment (LCA) to compare the environmental impacts of aquaculture and agri-food products. In D.M. Bartley, C. Brugère, D. Soto, P. Gerber and B. Harvey (eds). *Comparative assessment of the environmental costs of aquaculture and other food production sectors: methods for meaningful comparisons*. FAO/WFT Expert Workshop. 24-28 April 2006, Vancouver, Canada. *FAO Fisheries Proceedings*. No. 10. Rome, FAO. p. 87–96 (2007).

- Myrvang, M. NTNU life cycle assessment of a marine farm co-located with a refinery M.Sc. thesis Programme: Industrial Ecology Dept: Energy and Process Engineering Faculty of Information Technology and Electrical Engineering Norwegian University of Science and Technology 56p (2006).
- 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*, 405 (6790): 1017-1024 (2000).
- New, M.B.; D'Abramo, L.R.; Valenti, W.C.; Singholka, S. Sustainability of freshwater prawn culture. In: New, M.B. & Valenti, W.C. (Ed.) *Freshwater Prawn Farming: The Farming of *Macrobrachium rosenbergii**. Oxford, Blackwell Science. p. 429-443 (2000).
- New, M.B. Farming freshwater prawns. A manual for the culture of the giant river prawn (*Macrobrachium rosenbergii*). FAO Fisheries Technical Paper n. 428. Rome, FAO. 212 p (2002).
- New, M.B. Freshwater prawn farming: global status, recent research and a glance at the future. *Aquaculture Research*, 36:210-230 (2005).
- New, M.B.; Valenti, W.C.; Tidwell, J.H.; D'Abramo, L.R.; Kutty, M.N. (Org.). *Freshwater prawns: biology and farming*. Oxford: Wiley-Blackwell, p 485-501 (2010).
- Nogueira, M. Estudo da qualidade dos efluentes gerados em diferentes fases do cultivo do camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, 78 p (2008).
- Odinetz-Collart, O.; Moreira, L.C. Potencial pesqueiro do camarão *Macrobrachium amazonicum* na Amazônia Central (Ilha do Careiro). *Amazoniana*, 12(3/4): 399-413 (1993).

- Odinetz-Collart, O.; Rabelo, H. Variation in egg size of the freshwater prawn *Macrobrachium amazonicum* (Decapoda: Palaemonidae). *Journal of Crustacean Biology*, 16(4): 684-688 (1996).
- Odum, H.T.; Arding, J. *Emergy Analysis of Shrimp Mariculture in Ecuador*. Narragansett, RI: Coastal Resources Center, University of Rhode Island (1991).
- Odum, H.T. Emergy in ecosystems. In: Polunin, N. (Ed.), *Environmental Monographs and Symposia*, John Wiley, NY, pp. 337–369 (1986).
- Odum, H.T. Self-Organization, Transformity, and Information. *Science*, 242: 1132-1139 (1988).
- Odum, H.T. *Environmental Accounting. Emergy and Environmental Decision Making*. John Wiley & Sons, New York (1996).
- Odum, H.T. Emergy evaluation of salmon pen culture. Center for Environmental Policy, Environmental Engineering Sciences University of Florida, Gainesville, FL., 32611-6450 (<http://www.emergysystems.org/publications.php>) (2000).
- Odum, H.T.; Brown, M.T.; Brandt-Williams, S. Introduction and global budget, Folio #1, *Handbook of Emergy Evaluation*. Center for Environmental Policy, Environmental Engineering Sciences. Univ. of Florida, Gainesville, 16 p (2000).
- OECD. *Environmental indicators for agriculture. Concepts and Framework*, vol. 1. Organization for Economic Co-operation and Development OECD Press, Paris (1999).
- Ortega, E. Contabilidade ambiental e econômica de projetos agroindustriais. Disponível em: www.unicamp.br/fea/ortega/sustain/slide01.htm. Acesso em 03 jan 2010 (1998).
- Ortega, E. Contabilidade e diagnóstico dos sistemas usando os valores dos recursos expressos em emergia. Disponível em: www.unicamp.br/fea/ortega/extensao/resumo.pdf. Acesso em 03 jan 2010 (2002).

- Ortega, E. Análise emergética na aquicultura: cultivo de bagre no Alabama. VII EnBraPOA Laguna, SC, 22 outubro 2004. URL: <http://www.unicamp.br/fea/ortega> (2004).
- Ortega, E.; Anami, M.; Diniz, G. Certification of food products using emergy analysis. Proceedings of III International Workshop Advances in Energy Studies: reconsidering the importance of energy. September, 24-28, Porto Venere, Italy, p. 227-237 (2002).
- Papatryphon, E.; Perit, J.; Kaushik, S.J.; van der Werf, H.M.G. An evaluation of the environmental impacts of aquaculture feeds using Life Cycle Assessment (LCA). Proceedings from the International Conference Seafarming Today and Tomorrow, Aquaculture Europe 2002, 32 pp. 425-426 (2002).
- Papatryphon, E.; Petit, J.; Van der Werf, H.M.G.; Kaushik, S. Life Cycle Assessment of trout farming in France: a farm level approach. Life Cycle Assessment in the agrifood sector. Proceedings from the 4th International Conference Dias Report, 61 pp. 71-77 (2003).
- Papatryphon, E.; Petit, J.; Van der Werf, H.M.G. The development of Life Cycle Assessment for the evaluation of rainbow trout farming in France. Proceedings of the 4th International Conference on: Life Cycle Assessment in the Agri-feed sector. 6-8 October 2003, Horsens, Denmark, pp. 73-80 (2004a).
- Papatryphon, E.; Petit, J.; Kaushik, S.J.; van der Werf, H.M.G. Environmental impact assessment of salmonids feeds using Life Cycle Assessment. *Ambio*, 33: 316-323 (2004b).
- Pavanelli, C.A.M. Viabilidade técnica e econômica da larvicultura do camarão-da-amazônia, *Macrobrachium amazonicum*, em diferentes temperaturas. Dissertação de Mestrado, 115 p (2010).
- Pelletier, N.; Tyedmers, P. Feeding farmed salmon: is organic better? *Aquaculture*, 272: 399-416 (2007).

- Pelletier, N.; Tyedmers, P.; Sonesson, U.; Scholz, A.; Ziegler, F.; Flysjo, A.; Kruse, S.; Cancino, B.; Silverman, H. Not All Salmon Are Created Equal: Life Cycle Assessment (LCA) of Global Salmon Farming Systems. *Environmental Science & Technology*, 43: 8730–8736 (2009).
- Penteado, J.M.A.; Homem, B.D.; Moraes-Riodades, P.M.C.; Valenti, W.C. Effect of stocking density and culture time on amazon river prawn *Macrobrachium amazonicum* in indoor nursery. In Abstracts of Caribbean & Latin American Aquaculture'2007, 6-9 November 2007, Puerto Rico, p. 111. World Aquaculture Society (Latin American and Caribbean Chapter), Baton Rouge (2007).
- Penteado, J.M.A.; Valenti, W.C. Effect of stocking density and culture time on amazon river prawn *Macrobrachium amazonicum* in indoor nursery. In Abstracts of World Aquaculture Society'2011, 6-10 June 2011, Natal. World Aquaculture Society, Baton Rouge (2011).
- Pigou, A.C. The economics of welfare: volume I. New York: Cosimo. 408 p (2005).
- Prado-Jatar, M.A.; Brown, M.T. Interface ecosystems with na oil spill in a Venezuelan tropical savannah. *Ecological Engineering*, 8:49-78 (1997).
- Preto, B.L.; Kimpara, J.M.; Moraes-Valenti, P.M.C.; Tito Rosa, F.R.; Valenti, W.C. Production strategies for the short term grow-out of the Amazon River prawn *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) in ponds (no prelo).
- Pullin, R.; Froese, R.; Pauly, D. Indicators for the sustainability of aquaculture. In: Bert, T.M. (Ed.). *Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities*. Springer, 53–72 p (2007).
- Queiroz, J.F.; Ortega, E.; Boyd, C.E.; Ferraz, J.M. Análise emergética do cultivo de bagre no Alabama. EUA: uma visão geral. *Revista Brasileira de Ecologia*, Rio Claro, São Paulo, Brasil, p. 61-70 (2000).

- Ra'anan, Z.; Cohen, D. Production of the freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* in Israel: winter activities 1980-1981. *Bamidgeh*, 34:47-58 (1982).
- Rey-Valette, H., Clément, O.; Aubin, J.; Mathé, S.; Chia, E.; Legendre, M.; Caruso, D.; Mikolasek, O.; Blancheton, J.P.; Slembrouck, J.; Baruthio, A.; René, F.; Levang, P.; Morrisens, P.; Lazard, J. Guide to the Co-Construction of Sustainable Development Indicators in Aquaculture. EVAD. Montpellier, 144 p (2008).
- Rigby, D., Woodhouse, P.; Young, T.; Burton, M. Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice. *Ecological Economy*, 39: 463–478 (2001).
- Rojas, N.E.T., Lobão, V.L., Barros, H.P. Métodos de manutenção de larvas de *Macrobrachium amazonicum* HELLER, 1862 (Crustacea, Decapoda, Palaemonidae). *Boletim do Instituto de Pesca*, 17(único):15:26 (1990).
- Rönnback, P.; Troell, M.; Zetterström, T.; Babu, D.E. Mangrove dependence and sócio-economic concerns in shrimp hatcheries of Andhra Pradesh, India. *Environmental Conservation*, 30(4): 344-352 (2003).
- Roverso, E.A.; Lobão, V.L.; Hokrikawa, M.T. Arraçoamento intensivo de pós-larvas de *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862) e *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1868) (Decapoda, Palaemonidae) até a fase de juvenil. *Boletim do Instituto de Pesca*, 17 (único): 91-98 (1990).
- Scaico, M.A. Fecundidade e fertilidade de *Macrobrachium amazonicum* (Crustacea, Decapoda) de um açude do Nordeste brasileiro. *Bol. Inst. Pesca*, 19 (único): 89-96 (1992).
- Scienceman, D.M. Energy and emergy. In: Pillet, G., Murota, T. (Eds.), *Environmental economics: the analysis of a major interface*. Leimgruber, Geneva, Switzerland, pp. 257–276 (1987).

- Scorvo-Filho, J.D.; Martins, M.I.E.G.; Frasca-Scorvo, C.M.D. Instrumentos para análise da competitividade na piscicultura. In: Cyrino, J.E.P.; Urbinati, E.C.; Fracalosi, D.M.; Castagnolii, N. (Eds.). Tópicos especiais em piscicultura de água doce tropical intensiva. São Paulo, TecArt, p. 517-533 (2004).
- Serôa da Motta, R.; May, P.H. (Orgs.). Valorando a natureza. Rio de Janeiro, Campus, 195 p (1994).
- Siche, R.; Agostinho, F.D.R.; Ortega, E.; Romeiro, A. Índices versus indicadores: precisões conceituais na discussão da sustentabilidade de países. *Ambiente & Sociedade*, X(2): 137-148 (2007).
- Siche, J.R.; Agostinho, F.; Ortega, E.; Romeiro, A. Sustainability of nations by indices: comparative study between environmental sustainability index, ecological footprint and the emergy performance indices. *Ecological Economics*, 66:628-637 (2008).
- Srituhla, P. Environmental Life Cycle Assessment of Shrimp Production in Thailand: A case study in Ranong province. Dissertação de mestrado. School of Environmental, Resources and Development, Asian Institute of Technology (2001).
- Stevenson, J.R., Irz, X.T. e Villarante, P. Analysis of trade-offs among sustainability objectives: a multicriteria approach, Working paper 3. Research project R8288: Assessing the sustainability of brackish-water aquaculture systems in the Phillipines. DFID Aquaculture and Fish Genetics Research Programme, University of Stirling, UK (2005).
- Thrane, M. Environmental impacts from Danish fish products - hotspots and environmental policies. Tese de doutorado. Department of Development and Planning, Aalborg University, Aalborg, Denmark (2004).
- Tidwell, J.T.; Coyle, S.D.; Dasgupta, S.; Bright, L.A.; Yasharian, D.K. Impact of different management technologies on the production, population structure, and economics of

- the freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* culture in temperate climates. Journal of the World Aquaculture Society, 34:498-505.
- Tipraqsa, P.; Craswell, E.T.; NOBLE, A.D.; Schmidt-Voigt, D. Resource integration for multiple benefits: Multifunctionality of integrated farming systems in Northeast Thailand. Agricultural Systems, 94: 694–703 (2007).
- Ulgiati, S.; Odum, H.T.; Bastianoni, S. Emergy use, environmental loading and sustainability: an emergy analysis of Italy. Ecological Modelling 73:215-268 (1994).
- UN. Indicators of sustainable development. UN Department for Policy Coordination and Sustainable Development Division for Sustainable Development (1995).
- Valenti, W.C. Criação de camarões em águas interiores. São Paulo, Funep, 81p (1996).
- Valenti, W.C. Carcinicultura de água doce no Brasil: mitos, realidade e perspectivas. In: Congresso Sul-americano de Aquicultura, 1º. Simpósio Brasileiro de Aquicultura, 10º. Simpósio Brasileiro sobre o cultivo de camarão, 5º. ABRAQ. Recife, Anais... p. 199-206 (1998).
- Valenti, W.C. Situação atual, perspectivas e novas tecnologias para produção de camarões de água doce. In: XII Simpósio Brasileiro de Aquicultura, Associação Brasileira de Aquicultura. Goiânia, Anais... p. 99-106 (2002a).
- Valenti, W.C. Aquicultura sustentável. In: Congresso de Zootecnia, 12º. Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos. Vila Real, Anais... p.111-118 (2002b).
- Valenti, W.C. A aquicultura Brasileira é sustentável? IV Seminário Internacional de Aquicultura, Maricultura e Pesca, Aquafair, Florianópolis, 13-15 maio 2008, 1-11 (2008).
- Valenti, W.C.; Franceschini-Vicentini, I.B.; Pezzato, L.E. The potential for *Macrobrachium amazonicum* culture. In: World Aquaculture 2003. Salvador, Anais... p. 804 (2003).

- Valenti, W.C.; Tidwell, J.H. Economics and management of freshwater prawn culture in Western Hemisphere. p. 261-276. In: Leung, P.S.; Engle, C. (Eds.) Shrimp Culture: Economics, Market and Trade. Oxford, Blackwell Publishing (2006).
- Valenti, W.C.; Kimpara, J.M.; Zajdiband, A.D. Métodos para medir a sustentabilidade na aquicultura. Panorama da Aquicultura, Rio de Janeiro, p. 28 – 33 (2010).
- Valenti, W.C.; New, M.B.; Salin, K.R.; Ye, J. Grow-out systems – monoculture. In: Freshwater prawns: biology and farming (ed. by M.B. New, W.C. Valenti, J.H. Tidwell, L.R. D'Abramo & M.N. Kutty), pp. 154-194. Wiley-Blackwell, Oxford (2010).
- Valenti, W.C.; Kimpara, J.M.; Preto, B.L. Measuring aquaculture sustainability. World Aquaculture Society Magazine, 43(3), (2011).
- van Bellen, H.M. Indicadores de sustentabilidade. Rio de Janeiro: FGV Editora. 256 p (2007).
- van der Werf, H.M.G.; Petit, J. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. Agriculture, Ecosystem & Environment, 9: 131–145 (2002).
- Vassallo, P.; Bastianoni, S.; Beiso, I.; Ridolfi, R.; Fabiano, M. Emergy analysis for the environmental sustainability of an inshore fish farming system. Ecological Indicators, 7: 290–298 (2007).
- Vassallo, P.; Beiso, I.; Bastianoni, S; Fabiano, M. Dynamic emergy evaluation of a fish farm rearing process. Journal of Environmental Management, 90: 2699–2708 (2009).
- Vetorelli, M.P. Viabilidade técnica e econômica da larvicultura do camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum* em diferentes densidades de estocagem. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, 84 p (2004).

- Vetorelli, M.P. Salinidade e composição iônica da água na larvicultura do camarão-da-amazônia *Macrobrachium amazonicum*. Tese de doutorado, Universidade Estadual Paulista, 132 p (2008).
- von Wirén-Lehr, S. Sustainability in agriculture - an evaluation of principal goal oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agriculture, Ecosystem & Environment*, 84: 115–129 (2001).
- Wackernagel, W.; Rees, M. Urban ecological footprints: Why cities cannot be sustainable - And why they are a key to sustainability. *Environmental Impact Assessment Review*, 16(4-6): 223-248 (1996).
- Walker, B.; Carpenter, S.; Anderies, J.; Abel, N.; Cumming, G.; Janssen, M.; Lebel, L.; Norberg, J.; Peterson, G.D.; Pritchard, R. Resilience management in social-ecological systems: a working hypothesis for a participatory approach. *Conservation Ecology*, 6(1): 14 (2002).
- Watanabe, M.D.B. Mata nativa e cana-de-açúcar: cálculo do valor dos serviços ecossistêmicos vinculados aos ciclos da água, do carbono e do nitrogênio utilizando análise emergética. Dissertação de Mestrado, Unicamp (2008).
- Zajdband, A.D.; Kimpara, J.M.; Valenti, W.C. Como medir a sustentabilidade da aquicultura? In: *Anais do 1º Congresso Sul de Produção Animal Sustentável*. 12 - 14 maio, Chapecó (2010).
- Ziegler, F.; Nilsson, P.; Mattsson, B.; Walther, Y. Life cycle assessment of frozen cod fillets including fishery-specific environmental impacts. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(1): 39-47 (2003).

9. ANEXOS

Notas das tabelas de avaliação emergética

A seguir, estão demonstrados os cálculos de cada um dos fluxos emergéticos que estão referenciados nas colunas da nota das tabelas de análise emergética dos sistemas estudados.

Notas da Tabela 12 (larvicultura).

1. Água do mar, J

$$\begin{aligned}\text{Consumo} &= 126,53 \text{ m}^3 \cdot \text{a}^{-1} \\ \text{Energia da água} &= 4480 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \\ &\quad 1000,00 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \\ \text{Energia (J)} &= (\text{consumo}) \cdot (\text{energia}) \cdot (1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}) \\ &= 126,53 \cdot 4480 \cdot 1000 \\ &= 5,67\text{E}+08 \text{ J} \cdot \text{ano}^{-1}\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 6,90\text{E}+04 \text{ sej} \cdot \text{J}^{-1}$$

Odum e Arding, 1991

2. Água doce, J

$$\begin{aligned}\text{Consumo} &= 927,89 \text{ m}^3 \cdot \text{ano}^{-1} \\ \text{Energia da água} &= 5000,00 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1} \\ &\quad 1000,00 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3} \\ \text{Energia (J)} &= (\text{consumo}) \cdot (\text{energia}) \cdot (1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}) \\ &= 927,89 \cdot 5000 \cdot 1000 \\ &= 4,64 \text{ E}+09 \text{ J} \cdot \text{ano}^{-1}\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 1,76\text{E}+05 \text{ sej} \cdot \text{J}^{-1}$$

Odum, 2000

3. Destruição da floresta, US\$

Dados:

$$\text{Precipitação: } 2,664 \text{ m}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$$

$$\text{Fator de conversão de área: } 10^4 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$$

$$\text{Densidade da água: } 1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$\text{Energia livre de Gibbs da água: } 5000 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1}$$

$$\text{Transformidade da água: } 18200 \text{ sej} \cdot \text{J}^{-1}$$

$$\text{Equivalência do dólar em energia (2004): } 3,7\text{E}+12 \text{ sej} \cdot \text{dólar}^{-1}$$

$$\text{Tempo para recuperar os estoques: } 80 \text{ anos}$$

$$\text{Estoque de energia} = \text{energia da água} \cdot \text{transformidade} \cdot \text{tempo} \cdot \text{equivalência em dólares}$$

$$= [(2,664 \text{ m}^2 \cdot \text{ano}^{-1}) \times (10^4 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}) \times (10^3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}) \times (5000 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1})] \times 18200 \text{ sej} \cdot \text{J}^{-1}$$

$$= 2,42\text{E}+15 \times 80 \text{ anos} / [3,7\text{E}+12 \text{ (sej} \cdot \text{US\$}^{-1})]$$

$$= 52416 \text{ (US\$} \cdot \text{ha}^{-1})$$

$$\text{US\$} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1} = \text{Energia do estoque (água acumulada e transformada)} / \text{tempo}$$

$$= 52416 \text{ (US\$} \cdot \text{ha}^{-1}) / 80 \text{ anos}$$

$$= 655,2 \text{ (US\$} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1})$$

$$\text{Meio espaço permitido por lei} = 327,6 \text{ (US\$} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1})$$

$$\text{Área da larvicultura} = 1585,6 \text{ m}^2$$

$$= 0,15856 \text{ ha} \cdot 327,6 \text{ US\$} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$$

$$= 51,9 \text{ US\$} \cdot \text{ano}^{-1}$$

Transformidade = $3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$

Coelho et al., 2003

4. Artêmia, US\$

Consumo = $300,34 \text{ kg.ano}^{-1}$

$\text{US\$.kg}^{-1} = 210,00$

$\text{US\$.ano}^{-1} = 6,31\text{E}+04$

Transformidade = $3,70\text{E}12 \text{ sej.US\$}^{-1}$

5. Eletricidade, J

$\text{Kilowatt hora.ano}^{-1} = 1,08\text{E}+03 \text{ Kwh.ha.ano}^{-1}$

Energia (J) = (consumo de energia)*(conteúdo de energia)

Energia (J) = (consumo de energia em Kwh.ano^{-1})*($3,6\text{E}+06 \text{ J.Kwh}^{-1}$)

$= 79639,80 * 3,6\text{E}+06 \text{ J}$

$= 2,87\text{E}+11 \text{ J.ano}^{-1}$

Transformidade = $5,64\text{E}+05 \text{ sej.J}^{-1}$

Odum, 1996

6. Esterco bovino, kg

Consumo = 4200 kg.ano^{-1}

Transformidade = $2,65\text{E}+04 \text{ sej.kg}^{-1}$

Ortega, 2004

7. Dieta, kg

Consumo = $31,10 \text{ kg}$

Transformidade = $1,00\text{E}+06 \text{ sej.kg}^{-1}$

Odum et al., 2000

8. Reprodutores, J

Quantidade = $18,15 \text{ kg}$

Matéria seca camarões = $29,7\%$

Energia = quantidade*conteúdo de matéria seca* $4856 \text{ cal/g} * 4,184\text{E}-09 \text{ J.kg}^{-1}$

$= 1,095\text{E}-04 \text{ J}$

Transformidade = $3,36\text{E}+06 \text{ sej.J}^{-1}$

Odum, 1996

9. Depreciação das instalações/ equipamentos, US\$

Valor = $\text{US\$ } 2,14\text{E}+07.\text{ano}^{-1}$

Transformidade = $3,70\text{E}+12$ sej.US\$⁻¹ Coelho et al., 2003

10. Alimento das larvas (pudim), US\$

Consumo = 89,22 kg
Total = 1530,12 US\$.ano⁻¹

Transformidade = $3,70\text{E}+12$ sej.US\$⁻¹ Coelho et al., 2003

11. Calcário, kg

Consumo = 0,14 ton

Transformidade = $2,82\text{E}+12$ sej.kg⁻¹ Odum, 1996

12. Combustível, L

Consumo = 97,22 L (95,22 L óleo para gerador + 2,00 L óleo motor para gerador)
Preço óleo diesel = 3,38 US\$.L⁻¹
Preço óleo motor = 17,50 US\$.L⁻¹
Total = 357,00 US\$

Transformidade = $1,82\text{E}+03$ sej.L⁻¹ Odum, 1966

13. Outros, US\$

Itens considerados como outros: Bicarbonato de sódio, cloreto de amônio, embalagens, formol, hipoclorito de cálcio, kit amônia, kit nitrito, material de escritório, nitrito de sódio, recarga de oxigênio, sal grosso

Valor = 26604,06 US\$

Transformidade = $3,70\text{E}+12$ sej.US\$⁻¹ Coelho et al., 2003

14. Impostos, US\$

Valor = 13480,44 US\$.ano⁻¹ (contribuição previdenciária rural – 2,85% RB)

Transformidade = $3,70\text{E}+12$ sej.US\$⁻¹ Coelho et al., 2003

15. Mão-de-obra simples, J

$$\begin{aligned}
&\text{Total de homem-dia aplicados} = 260 \text{ dias trabalhados/a (trabalho braçal)} \\
&\text{Energia (J)} = (\text{dias trabalhados.ano}^{-1}) * (\text{total metab. energia.dia}^{-1}) * (\text{conteúdo energia}) \\
&\text{Energia (J)} = (\text{dias trabalhados.ano}^{-1}) * (2500 \text{ kcal.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}) * (4186 \text{ J.kcal}^{-1}) \\
&\quad = (18 \text{ dias.ciclo}^{-1} * 17,4 \text{ ciclos.ano}^{-1} = 313,2 \text{ dias trabalhados.ano}^{-1}) \\
&\quad = 313,2 * 2500 * 4186 \\
&\quad = 3,28\text{E}+09.\text{J}^{-1}\text{ano}^{-1}\text{trabalhador}^{-1} * 3 \text{ trabalhadores.ano}^{-1} \\
&\quad = 9,84\text{E}+09 \text{ J.ano}^{-1}
\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 1,10\text{E}+07 \text{ sej.J}^{-1} \quad \text{Odum, 1996}$$

16. Mão-de-obra especializada, US\$

$$\text{Salário} = 58558,5 \text{ US$.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1} \quad \text{Coelho et al., 2003}$$

17. Mão-de-obra temporária, J

$$\text{Salário} = 2281,25 \text{ US$.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1} \quad \text{Coelho et al., 2003}$$

Notas da Tabela 14 (balanço econômico larvicultura).

Preços dos materiais:

1. Cistos de artêmia
US\$ 210,00.kg⁻¹ - US\$ 63071,99.ano⁻¹
2. Eletricidade
US\$ 0,32.KW⁻¹ - US\$ 2,51E+04.ano⁻¹
3. Esterco bovino
US\$ 0,06.kg⁻¹ - US\$ 2,72E+01.ano⁻¹
4. Dieta
US\$ 1,80.kg⁻¹ - 5,61E+01.ano⁻¹
5. Reprodutores
US\$ 21,00.kg⁻¹ (preço estimado em Bragança/PA, no ano de 2010)
US\$ 3,81E+02.ano⁻¹
6. Depreciação das instalações/ equipamentos
US\$ 1,38E+04.ano⁻¹
7. Alimento úmido para larvas
US\$ 17,15.kg⁻¹ - US\$ 1,53E+03.ano⁻¹
8. Calcário
US\$ 0,010.kg⁻¹ - US\$ 9,56.ano⁻¹
9. Combustível
Óleo diesel para o gerador: US\$ 166,64.L⁻¹
Óleo motor para o gerador: US\$ 2,00.L⁻¹

US\$ 13480,44.ano⁻¹
10. Outros
US\$ 2,44E+04.ano⁻¹

Itens considerados como outros: Bicarbonato de sódio, cloreto de amônio, embalagens, formol, hipoclorito de cálcio, kit amônia, kit nitrito, material de escritório, nitrito de sódio, recarga de oxigênio, sal grosso

11. Mão-de-obra fixa

Quantidade = $2,24.\text{ciclo}^{-1}$

Valor unitário (salário + encargos) = US\$ 1401,40

Valor anual: US\$ 54654,60

11. Mão-de-obra especializada

Quantidade = $0,75.\text{ciclo}^{-1}$

Valor unitário (salário + encargos) = US\$ 4504,50

Valor anual = US\$ 58558,50

12. Mão-de-obra eventual

Quantidade = $3 \text{ diárias}.\text{ciclo}^{-1}$

Valor unitário = US\$ 43,75

Valor anual = US\$ 2281,25

Notas da Tabela 15 (sem renovação e sem aeração).

1. Sol, J

$$\text{Insolação} = 1,29\text{E}+02 \text{ kcal.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$$

Ortega, 2001

$$\text{Albedo} = 20,00\%$$

Estimado

$$\text{Energia (J)} = (\text{área incidência, ha}) * (\text{insolação média, kcal.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}) * (1 - \text{albedo}) * (4186, \text{J.kcal}^{-1})$$

$$= 12 * 1,29\text{E}+02 * \text{E}+08 * (1 - 20) * 4186$$

$$= 1,23\text{E}+16 \text{ J.ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 1 \text{ sej.J}^{-1}$$

Definição

2. Chuva, J

$$\text{Chuva} = 2664 \text{ mm} = 2,664 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$$

Ortega, 2001

$$\text{Energia da chuva} = 5000,00 \text{ J.kg}^{-1}$$

$$10000,00 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$$

$$1000 \text{ kg.m}^{-3}$$

$$\text{Energia (J)} = (\text{área}) * (\text{precipitação}) * (\text{energia da chuva}) * (10000 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}) * (1000 \text{ kg.m}^{-3})$$

$$= 12 * 2,664 * 5000 * 10000 * 1000$$

$$= 1,60\text{E}+12 \text{ J.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$$

$$= 1,92\text{E}+13 \text{ J.ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 4,70\text{E}+04 \text{ sej.J}^{-1}$$

Odum, 2000

3. Água de escoamento superficial, J

$$\text{Consumo} = 3.794.862 \text{ m}^3.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Energia da água} = 5000,00 \text{ J.kg}^{-1}$$

$$1000,00 \text{ kg.m}^{-3}$$

$$\text{Energia (J)} = (\text{consumo}) * (\text{energia}) * (1000 \text{ kg.m}^{-3})$$

$$= 3.794.862 * 5000 * 1000$$

$$= 1,90\text{E}+13 \text{ J.ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 1,76\text{E}+05 \text{ sej.J}^{-1}$$

Odum, 2000

4. Perda de solo, J

$$\text{Área de viveiros} = 12 \text{ ha}$$

$$\text{Solo perdido} = 5,00\text{E}-02 \text{ g.L}^{-1}$$

$$\text{Água que sai} = 1,39\text{E}+07 \text{ L.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Média da matéria orgânica} = 5\%$$

$$\text{Energia (J)} = (\text{ha de viveiro}) * (\text{solo perdido, g.L}^{-1}) * (\text{volume de água, L.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}) * (\% \text{M.O.}) * (5,4 \text{ kcal.g}^{-1}) * (4186 \text{ J.kcal}^{-1})$$

$$\begin{aligned} \text{Energia (J)} &= 12 * 5,00 - 02 * 1,32\text{E}+07 * 5 * 5,4 * 4186 \\ &= 8,95\text{E}+11 \text{ J.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1} \end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 7,40\text{E}+04 \text{ sej.J}^{-1}$$

Brown, 2001

5. Destruição da floresta, J

Dados:

$$\text{Precipitação: } 2664 \text{ mm} = 2,664\text{m}^2.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Fator de conversão de área: } 10^4 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$$

$$\text{Densidade da água: } 1000 \text{ kg.m}^{-3}$$

$$\text{Energia livre de Gibbs da água: } 5000 \text{ joules.kg}^{-1}$$

$$\text{Transformidade da água: } 18200 \text{ sej.J}^{-1}$$

$$\text{Equivalência do dólar em energia (2004): } 3,7\text{E}+12 \text{ sej.dólar}^{-1}$$

$$\text{Tempo para recuperar os estoques: } 80 \text{ anos}$$

$$\text{Estoque de energia} = \text{energia da água} * \text{transformidade} * \text{tempo} * \text{equivalência em dólares}$$

$$= [(2,664\text{m}^2.\text{ano}) * (10^4 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}) * (10^3 \text{ kg.m}^{-3}) * (5000 \text{ J.kg}^{-1})] * 18200 \text{ sej.J}^{-1}$$

$$= 2,42\text{E}+15 * 80 \text{ anos} / [3,7\text{E}+12 (\text{sej.US}\$^{-1})]$$

$$= 52416 (\text{US}\$.\text{ha}^{-1})$$

$$\text{US}\$.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1} = \text{Energia do estoque (água acumulada e transformada)/tempo}$$

$$= 52416 (\text{US}\$/\text{ha})/80 \text{ anos}$$

$$= 655,2 (\text{US}\$.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1})$$

$$\text{Meio espaço permitido por lei} = 327,6 (\text{US}\$.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1})$$

$$\text{Área da propriedade} = 16 \text{ ha}$$

$$= 16 \text{ ha} * 327,6 \text{ US}\$.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$$

$$= 5,24\text{E}+03 \text{ US}\$.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US}\$^{-1}$$

Coelho et al., 2003

6. Emissão de N₂O, Em\$

$$\text{Emissão de N}_2\text{O} = 39,9 \pm 6,9 \text{ kg.ha}^{-1}$$

$$\text{Área de viveiros} = 11,5 \text{ ha}$$

$$\text{Emissão total da propriedade} = 478,8 \text{ kg} = 0,4788 \text{ t N}_2\text{O}$$

$$\text{Custo emissão N}_2\text{O} = 33970 \text{ Em}\$. \text{tN}^{-1} \quad \text{Watanabe, 2008}$$

$$\text{Fator de conversão: N}_2\text{O} - \text{N} = 14/44$$

$$= 0,4788 \text{ t} * 14/44 * 33970 \text{ Em}\$/\text{tN} = 5175,17.\text{ciclo}^{-1}$$

$$= 5175,17/\text{ciclo} * 2,2 = 11385,38 \text{ Em}\$/\text{ano} = 1,14\text{E}+04 \text{ Em}\$.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US}\$^{-1}$$

Coelho et al., 2003

7. Emissão de CO₂, Em\$

$$\text{Emissão de CO}_2 = 820,33 \pm 3412,40 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$$

$$\text{Área de viveiros} = 11,5 \text{ ha}$$

$$\text{Emissão total da propriedade} = 820,33 * 11,5 * 165 * 2,2 = 34,24 \text{ t CO}_2$$

$$\text{Custo emissão de CO}_2 = \text{Em\$ } 26,00.\text{t}^{-1} \text{ CO}_2 \text{ Buenfil, 2001}$$

$$= 34,24 \text{ t} * \text{Em\$ } 26,00 = 890,24 \text{ Em$.ano}^{-1} =$$

$$= 8,90\text{E}+02 \text{ Em$.ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

8. Pós-larvas, J

$$\text{Quantidade de milheiros} = 10120.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Conteúdo matéria seca das PLs} = 22,72\%$$

$$\text{Peso médio PL} = 0,50 \text{ g}$$

$$\text{Energia PLs} = 10120000 * 0,50\text{g} * 0,2272 * 4287\text{cal} * 4,19\text{E}-09\text{J}$$

$$= 2,06\text{E}+01 \text{ J.ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 2,66\text{E}+08 \text{ sej.J}^{-1}$$

valor calculado

9. Eletricidade, J

$$\text{Kilowatt h.ano}^{-1} = 6679,2 \text{ Kwh.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Energia (J)} = (\text{consumo de energia, Kwh.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}) * (\text{conteúdo de energia})$$

$$= 6679,2 * 11,5 * 2,2 * 3,6\text{E}+06$$

$$= 2,40\text{E}+10 \text{ J.ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 5,64\text{E}+05 \text{ sej.J}^{-1}$$

Odum, 1996

10. Esterco bovino, kg

$$\text{Consumo} = 2,88 \text{ kg.ha}^{-1}$$

$$\text{Área de viveiros} = 11,5 \text{ ha}$$

$$\text{Ciclos.ano}^{-1} = 2,2$$

$$\text{Consumo.ano}^{-1} = 2,88 * 11,5 * 2,2$$

$$= 7,27\text{E}+01 \text{ kg}$$

$$\text{Transformidade} = 2,65\text{E}+04 \text{ sej.kg}^{-1}$$

Ortega, 2004

11. Dieta, kg

$$\text{Consumo.ano}^{-1} = 9,74\text{E}+04 \text{ kg}$$

$$\text{Transformidade} = 1,00\text{E}+06 \text{ sej.kg}^{-1}$$

Odum et al., 2000

12. Depreciação das instalações, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 2,39\text{E}+04 \text{ US\$}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1} \quad \text{Coelho et al., 2003}$$

13. Depreciação dos equipamentos, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 1,59\text{E}+03 \text{ US\$}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1} \quad \text{Coelho et al., 2003}$$

14. Calcário, kg

$$\text{Consumo.ano}^{-1} = 3,04\text{E}+02 \text{ kg}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1} \quad \text{Coelho et al., 2003}$$

15. Combustível fóssil, L

$$\text{Consumo.ano}^{-1} = 1,82\text{E}+03 \text{ L}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1} \quad \text{Coelho et al., 2003}$$

16. Outros, US\$

Itens considerados como outros: embalagens, gelo, cloro, kit para análise de água.

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 1,93 \text{ E}+05$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1} \quad \text{Coelho et al., 2003}$$

17. Impostos, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 1,84\text{E}+05 \text{ US\$}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1} \quad \text{Coelho et al., 2003}$$

18. Mão-de-obra simples, J

$$\begin{aligned} \text{Total de homem-dia aplicados} &= 260 \text{ dias trabalhados.ano}^{-1} \text{ (trabalho braçal)} \\ \text{Energia (J)} &= (\text{dias trabalhados.ano}^{-1}) * (\text{total metab. energia.dia}^{-1}) * (\text{conteúdo energia}) \\ \text{Energia (J)} &= (\text{dias trabalhados.ano}^{-1}) * (2500 \text{ kcal.pesseea}^{-1}.\text{dia}^{-1}) * (4186 \text{ J.kcal}^{-1}) \\ &= 260 * 2500 * 4186 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned}
&= 2,72\text{E}+09 \text{ J.ano}^{-1}.\text{trabalhador}^{-1}*6 \text{ trabalhadores por ciclo}*2,2 \\
&\text{ciclos.ano}^{-1} \\
&= 3,59\text{E}+10 \text{ J}
\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 1,10\text{E}+07 \text{ sej.J}^{-1} \quad \text{Odum, 1996}$$

19. Mão-de-obra especializada, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = \text{US\$ } 1,18\text{E}+05$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1} \quad \text{Coelho et al., 2003}$$

20. Mão-de-obra temporária, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = \text{US\$ } 8,86\text{E}+03$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1} \quad \text{Coelho et al., 2003}$$

Notas da Tabela 16 (aeração diurna).

1. Sol, J

$$\begin{aligned}\text{Insolação} &= 1,29\text{E}+02 \text{ kcal.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1} && \text{Ortega, 2001} \\ \text{Albedo} &= 20,00\% && \text{Estimado} \\ \text{Energia (J)} &= (\text{área incidência, ha}) * (\text{insolação média, kcal.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}) * (1 - \text{albedo}) * \\ & (4186 \text{ J.kcal}^{-1}) \\ &= 12 * 1,29\text{E}+02 * \text{E}+08 * (1 - 20) * 4186 \\ &= 1,23\text{E}+16 \text{ J.ano}^{-1}\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 1 \text{ sej.J}^{-1} \quad \text{Definição}$$

2. Chuva, J

$$\begin{aligned}\text{Chuva} &= 2,664 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{ano}^{-1} && \text{Ortega, 2001} \\ \text{Energia da chuva} &= 5000,00 \text{ J/kg} \\ & 10000,00 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1} \\ & 1000 \text{ kg.m}^{-3} \\ \text{Energia (J)} &= (\text{área}) * (\text{precipitação}) * (\text{energia da chuva}) * (10000 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}) * (1000 \text{ kg.m}^{-3}) \\ &= 12 * 2,664 * 5000 * 10000 * 1000 \\ &= 1,60\text{E}+12 \text{ J.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1} \\ &= 1,92\text{E}+13 \text{ J.ano}^{-1}\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 4,70\text{E}+04 \text{ sej.J}^{-1} \quad \text{Odum, 2000}$$

3. Água de escoamento superficial, J

$$\begin{aligned}\text{Consumo} &= 3.794.862 \text{ m}^3.\text{ano}^{-1} \\ \text{Energia da água} &= 5000,00 \text{ J.kg}^{-1} \\ & 1000,00 \text{ kg.m}^{-3} \\ \text{Energia (J)} &= (\text{consumo}) * (\text{energia}) * (1000 \text{ kg.m}^{-3}) \\ &= 3.794.862 * 5000 * 1000 \\ &= 1,90\text{E}+13 \text{ J.ano}^{-1}\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 1,76\text{E}+05 \text{ sej.J}^{-1} \quad \text{Odum, 2000}$$

4. Perda de solo, J

$$\begin{aligned}\text{Área de viveiros} &= 12 \text{ ha} \\ \text{Solo perdido} &= 5,00\text{E}-02 \text{ g.L}^{-1} \\ \text{Água que sai} &= 1,39\text{E}+07 \text{ L.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1} \\ \text{Média da matéria orgânica} &= 5\% \\ \text{Energia (J)} &= (\text{ha de viveiro}) * (\text{solo perdido g.L}^{-1}) * (\text{volume de água L.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}) * (\% \text{M.O.}) * (5,4 \text{ kcal.g}^{-1}) * (4186 \text{ J.kcal}^{-1}) \\ &= 12 * 5,00\text{E}-02 * 1,32\text{E}+07 * 5 * 5,4 * 4186\end{aligned}$$

$$= 8,95E+11 \text{ J.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 7,40E+04 \text{ sej.J}^{-1}$$

Brown, 2001

5. Destruição da floresta, J

Dados:

$$\text{Precipitação: } 2664 \text{ mm} = 2,664 \text{ m}^2.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Fator de conversão de área: } 10^4 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$$

$$\text{Densidade da água: } 1000 \text{ kg.m}^{-3}$$

$$\text{Energia livre de Gibbs da água: } 5000 \text{ joules.kg}^{-1}$$

$$\text{Transformidade da água: } 18200 \text{ sej.J}^{-1}$$

$$\text{Equivalência do dólar em energia (2004): } 3,7E+12 \text{ sej.dólar}^{-1}$$

$$\text{Tempo para recuperar os estoques: } 80 \text{ anos}$$

$$\text{Estoque de energia} = \text{energia da água} \times \text{transformidade} \times \text{tempo} \times \text{equivalência em dólares}$$

$$= [(2,664 \text{ m}^2.\text{ano}) \times (10^4 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}) \times (10^3 \text{ kg.m}^{-3}) \times (5000 \text{ J.kg}^{-1})] \times 18200 \text{ sej.J}^{-1}$$

$$= 2,42E+15 \times 80 \text{ anos} / [3,7E+12 \text{ (sej.US\$}^{-1})]$$

$$= 52416 \text{ (US\$.ha}^{-1})$$

$$\text{US\$.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1} = \text{Energia do estoque (água acumulada e transformada)} / \text{tempo}$$

$$= 52416 \text{ (US\$.ha}^{-1}) / 80 \text{ anos}$$

$$= 655,2 \text{ (US\$.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1})$$

$$\text{Meio espaço permitido por lei} = 327,6 \text{ (US\$.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1})$$

$$\text{Área da propriedade} = 16 \text{ ha}$$

$$= 16 \text{ ha} \times 327,6 \text{ US\$.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$$

$$= 5,24E+03 \text{ US\$.ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70E+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

6. Emissão de N₂O, Em\$

$$\text{Emissão de N}_2\text{O} = 54,3 \pm 14,3 \text{ kg.ha}^{-1}$$

$$\text{Área de viveiros} = 11,5 \text{ ha}$$

$$\text{Emissão total da propriedade} = 651,6 \text{ kg} = 0,65 \text{ t N}_2\text{O}$$

$$\text{Custo emissão N}_2\text{O} = 33970 \text{ Em\$.tN}^{-1} \quad \text{Watanabe, 2008}$$

$$\text{Fator de conversão: N}_2\text{O} - \text{N} = 14/44$$

$$= 0,65 \text{ t} \times 14/44 \times 33970 \text{ Em\$.tN}^{-1} = 7133,7 \text{ ciclo}^{-1}$$

$$= 7133,7 / \text{ciclo} \times 2,2 = 15694,14 \text{ Em\$.ano}^{-1} = 1,57E+04 \text{ Em\$.ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70E+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

7. Emissão de CO₂, Em\$

$$\text{Emissão de CO}_2 = 502,33 \pm 573,01 \text{ mg.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$$

Área de viveiros = 11,5 ha
 Emissão total da propriedade = $502,33 \times 11,5 \times 165 \times 2,2 = 20,90 \text{ t CO}_2$
 Custo emissão de $\text{CO}_2 = \text{Em\$ } 26,00 \cdot \text{t}^{-1} \text{ CO}_2$ Buenfil, 2001
 $= 20,90 \text{ t} \times \text{Em\$ } 26,00 = 543,4 = 5,43\text{E}+02 \text{ Em\$} \cdot \text{ano}^{-1}$

Transformidade = $3,70\text{E}+12 \text{ sej} \cdot \text{US\$}^{-1}$ Coelho et al., 2003

8. Pós-larvas, J

Quantidade de milheiros = $10120 \cdot \text{ano}^{-1}$
 Conteúdo matéria seca das PLs = 22,72%
 Peso médio PL = 0,50 g
 Energia PLs = $10120000 \times 0,50 \text{ g} \times 0,2272 \times 4287 \text{ cal} \times 4,19\text{E}-09 \text{ J}$
 $= 2,06\text{E}+01 \text{ J} \cdot \text{ano}^{-1}$

Transformidade = $2,66\text{E}+08 \text{ sej} \cdot \text{J}^{-1}$ valor calculado

9. Eletricidade, J

Kilowatt h.ano⁻¹ = $14352,69 \text{ kWh} \cdot \text{ciclo}^{-1}$
 Energia (J) = (consumo de energia) * (conteúdo de energia)
 Energia (J) = (consumo de energia, $\text{KwH} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) * ($3,6\text{E}+06 \text{ J} \cdot \text{KwH}^{-1}$)
 $= 14352,69 \times 2,2 \times 3,6\text{E}+06$
 $= 1,14\text{E}+11 \text{ J} \cdot \text{ano}^{-1}$

Transformidade = $5,64\text{E}+05 \text{ sej} \cdot \text{J}^{-1}$ Odum, 1996

10. Esterco bovino, kg

Consumo = $2,88 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$
 Área de viveiros = 11,5 ha
 Ciclos.ano⁻¹ = 2,2
 Consumo.ano⁻¹ = $2,88 \times 11,5 \times 2,2$
 $= 7,27 \text{ E}+01 \text{ kg}$

Transformidade = $2,65\text{E}+04 \text{ sej} \cdot \text{kg}^{-1}$ Ortega, 2004

11. Dieta, kg

Consumo.ano⁻¹ = $9,74\text{E}+04 \text{ kg}$

Transformidade = $1,00\text{E}+06 \text{ sej} \cdot \text{kg}^{-1}$ Odum et al., 2000

12. Depreciação das instalações, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 2,74\text{E}+04 \text{ US\$}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

13. Depreciação dos equipamentos, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 1,71\text{E}+04 \text{ US\$}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

14. Calcário, kg

$$\text{Consumo.ano}^{-1} = 3,04\text{E}+02 \text{ kg}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

15. Combustível fóssil, L

$$\text{Consumo.ano}^{-1} = 1,82\text{E}+03 \text{ L}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

16. Outros, US\$

Itens considerados como outros: embalagens, gelo, cloro, kit para análise de água.
 $\text{Valor.ano}^{-1} = 1,93 \text{ E}+05$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

17. Impostos, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 1,84\text{E}+05 \text{ US\$}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

18. Mão-de-obra simples, J

$$\begin{aligned} \text{Total de homem-dia aplicados} &= 260 \text{ dias trabalhados.ano}^{-1} \text{ (trabalho braçal)} \\ \text{Energia (J)} &= (\text{dias trabalhados.ano}^{-1}) * (\text{total metab. energia.dia}^{-1}) * (\text{conteúdo energia}) \\ \text{Energia (J)} &= (\text{dias trabalhados.ano}^{-1}) * (2500 \text{ kcal.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}) * (4186 \text{ J.kcal}^{-1}) \\ &= 260 * 2500 * 4186 \\ &= 2,72\text{E}+09.\text{J}^{-1}.\text{ano}^{-1}.\text{trabalhador}^{-1} * 6 \text{ trabalhadores por ciclo} * 2,2 \text{ ciclos.ano}^{-1} \\ &= 3,59\text{E}+10 \text{ J} \end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 1,10\text{E}+07 \text{ sej.J}^{-1}$$

Odum, 1996

19. Mão-de-obra especializada, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = \text{US\$ } 1,18\text{E}+05$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

20. Mão-de-obra temporária, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = \text{US\$ } 8,86\text{E}+03$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

Notas da Tabela 17 (aeração noturna).

1. Sol, J

$$\text{Insolação} = 1,29\text{E}+02 \text{ kcal.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}$$

Ortega, 2001

$$\text{Albedo} = 20,00\%$$

Estimado

$$\begin{aligned}\text{Energia (J)} &= (\text{área incidência, ha}) * (\text{insolação média, kcal.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}) * (\text{E}+08 \text{ cm}^2.\text{ha}^{-1}) * (1-\text{albedo}) * (4186 \text{ J.kcal}^{-1}) * (1-\text{albedo}) * (\text{E}+08 \text{ cm}^2.\text{ha}^{-1}) * (1-\text{albedo}) * (4186 \text{ J.kcal}^{-1}) \\ &= 12 * 1,29\text{E}+02 * \text{E}+08 * (1-20) * 4186 \\ &= 1,23\text{E}+16 \text{ J.ano}^{-1}\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 1 \text{ sej.J}^{-1}$$

Definição

2. Chuva, J

$$\text{Chuva} = 2664 \text{ mm} = 2,664 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$$

Ortega, 2001

$$\text{Energia da chuva} = 5000,00 \text{ J.kg}^{-1}$$

$$\begin{aligned}\text{Energia (J)} &= (\text{área}) * (\text{precipitação}) * (\text{energia da chuva}) * (10000 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}) * (1000 \text{ kg.m}^{-3}) \\ &= 12 * 2,664 * 5000 * 10000 * 1000 \\ &= 1,60\text{E}+12 \text{ J.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1} \\ &= 1,92\text{E}+13 \text{ J.ano}^{-1}\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 4,70\text{E}+04 \text{ sej.J}^{-1}$$

Odum, 2000

3. Água de escoamento superficial, J

$$\text{Consumo} = 3.794.862 \text{ m}^3.\text{ano}^{-1}$$

$$\begin{aligned}\text{Energia da água} &= 5000,00 \text{ J.kg}^{-1} \\ &1000,00 \text{ kg.m}^{-3}\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\text{Energia (J)} &= (\text{consumo}) * (\text{energia}) * (1000 \text{ kg.m}^{-3}) \\ &= 3.794.862 * 5000 * 1000 \\ &= 1,90\text{E}+13 \text{ J.ano}^{-1}\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 1,76\text{E}+05 \text{ sej.J}^{-1}$$

Odum, 2000

4. Perda de solo, J

$$\text{Área de viveiros} = 12 \text{ ha}$$

$$\text{Solo perdido} = 5,00\text{E}-02 \text{ g.L}^{-1}$$

$$\text{Água que sai} = 1,39\text{E}+07 \text{ L.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Média da matéria orgânica} = 5\%$$

$$\text{Energia (J)} = (\text{ha de viveiro}) * (\text{solo perdido, g.L}^{-1}) * (\text{volume de água, L.ha}^{-1}.\text{a}^{-1}) * (\% \text{M.O.}) * (5,4 \text{ kcal.g}^{-1}) * (4186 \text{ J.kcal}^{-1})$$

$$\begin{aligned}\text{Energia (J)} &= 12 * 5,00\text{E}-02 * 1,32\text{E}+07 * 5 * 5,4 * 4186 \\ &= 8,95\text{E}+11 \text{ J.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 7,40\text{E}+04 \text{ sej.J}^{-1}$$

Brown, 2001

5. Destruição da floresta, J

Dados:

$$\text{Precipitação: } 2,664\text{m}^2.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Fator de conversão de área: } 10^4 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$$

$$\text{Densidade da água: } 1000 \text{ kg.m}^{-3}$$

$$\text{Energia livre de Gibbs da água: } 5000 \text{ joules.kg}^{-1}$$

$$\text{Transformidade da água: } 18200 \text{ sej.J}^{-1}$$

$$\text{Equivalência do dólar em emergia (2004): } 3,7\text{E}+12 \text{ sej.dólar}^{-1}$$

$$\text{Tempo para recuperar os estoques: } 80 \text{ anos}$$

$$\text{Estoque de emergia} = \text{energia da água} \times \text{transformidade} \times \text{tempo} \times \text{equivalência em dólares}$$

$$= [(2,664 \text{ m}^2.\text{ano}^{-1}) \times (10^4 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}) \times (10^3 \text{ kg.m}^{-3}) \times (5000 \text{ J.kg}^{-1})] \times 18200 \text{ seJ.J}^{-1}$$

$$= 2,42\text{E}+15 \times 80 \text{ anos} / [3,7\text{E}+12 (\text{sej.US}\$^{-1})]$$

$$= 52416 (\text{US}\$.\text{ha}^{-1})$$

$$\text{US}\$.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1} = \text{Emergia do estoque (água acumulada e transformada)} / \text{tempo}$$

$$= 52416 (\text{US}\$.\text{ha}^{-1}) / 80 \text{ anos}$$

$$= 655,2 (\text{US}\$.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1})$$

$$\text{Meio espaço permitido por lei} = 327,6 (\text{US}\$.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1})$$

$$\text{Área da propriedade} = 16 \text{ ha}$$

$$= 16 \text{ ha} \times 327,6 \text{ US}\$.\text{ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$$

$$= 5,24\text{E}+03 \text{ US}\$.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US}\$^{-1}$$

Coelho et al., 2003

6. Emissão de N₂O, Em\$

$$\text{Emissão de N}_2\text{O} = 54,3 \pm 14,3 \text{ kg.ha}^{-1}$$

$$\text{Área de viveiros} = 11,5 \text{ ha}$$

$$\text{Emissão total da propriedade} = 651,6 \text{ kg} = 0,65 \text{ t N}_2\text{O}$$

$$\text{Custo emissão N}_2\text{O} = 33970 \text{ Em}\$. \text{tN}^{-1} \quad \text{Watanabe, 2008}$$

$$\text{Fator de conversão: N}_2\text{O} - \text{N} = 14/44$$

$$= 0,65\text{t} \times 14/44 \times 33970 \text{ Em}\$. \text{tN}^{-1} = 7133,7.\text{ciclo}^{-1}$$

$$= 7133,7.\text{ciclo}^{-1} \times 2,2 = 15694,14 \text{ Em}\$.\text{ano}^{-1} = 1,57\text{E}+04 \text{ Em}\$.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US}\$^{-1}$$

Coelho et al., 2003

7. Emissão de CO₂, Em\$

$$\text{Emissão de CO}_2 = 502,33 \pm 573,01 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$$

$$\text{Área de viveiros} = 11,5 \text{ ha}$$

$$\text{Emissão total da propriedade} = 502,33 \times 11,5 \times 165 \times 2,2 = 20,90 \text{ t CO}_2$$

$$\text{Custo emissão de CO}_2 = \text{Em}\$ 26,00.\text{t}^{-1} \text{ CO}_2 \quad \text{Buenfil, 2001}$$

$$= 20,90 \text{ t} * \text{Em\$ } 26,00 = 543,4 = 5,43\text{E}+02 \text{ Em\$}.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

8. Pós-larvas, J

$$\text{Quantidade de milheiros} = 10120.\text{ano}^{-1}$$

$$\text{Conteúdo matéria seca das PLs} = 22,72\%$$

$$\text{Peso médio PL} = 0,50 \text{ g}$$

$$\begin{aligned} \text{Energia PLs} &= 10120000 * 0,50\text{g} * 0,2272 * 4287\text{cal} * 4,19\text{E}-09\text{J} \\ &= 2,06\text{E}+01 \text{ J}.\text{ano}^{-1} \end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 2,66\text{E}+08 \text{ sej.J}^{-1}$$

valor calculado

9. Eletricidade, J

$$\text{Kilowatt h.a}^{-1} = 36986,07 \text{ kWh.ciclo}^{-1}$$

$$\text{Energia (J)} = (\text{consumo de energia}) * (\text{conteúdo de energia})$$

$$\begin{aligned} \text{Energia (J)} &= (\text{consumo de energia, Kwh.ha.ano}^{-1}) * (3,6\text{E}+06 \text{ J.Kwh}^{-1}) \\ &= 14352,69 * 2,2 * 3,6\text{E}+06 \\ &= 2,93\text{E}+11 \text{ J}.\text{ano}^{-1} \end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 5,64\text{E}+05 \text{ sej.J}^{-1}$$

Odum, 1996

10. Esterco bovino, kg

$$\text{Consumo} = 2,88 \text{ kg.ha}^{-1}$$

$$\text{Área de viveiros} = 11,5 \text{ ha}$$

$$\text{Ciclos.ano}^{-1} = 2,2$$

$$\begin{aligned} \text{Consumo.ano}^{-1} &= 2,88 * 11,5 * 2,2 \\ &= 7,27 \text{ E}+01 \text{ kg} \end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 2,65\text{E}+04 \text{ sej.kg}^{-1}$$

Ortega, 2004

11. Dieta, kg

$$\text{Consumo.ano}^{-1} = 9,74\text{E}+04 \text{ kg}$$

$$\text{Transformidade} = 1,00\text{E}+06 \text{ sej.kg}^{-1}$$

Odum et al., 2000

12. Depreciação das instalações, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 2,74\text{E}+04 \text{ US\$}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

13. Depreciação dos equipamentos, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 1,71\text{E}+04 \text{ US\$}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

14. Calcário, kg

$$\text{Consumo.ano}^{-1} = 3,04\text{E}+02 \text{ kg}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

15. Combustível fóssil, L

$$\text{Consumo.ano}^{-1} = 1,82\text{E}+03 \text{ L}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

16. Outros, US\$

Itens considerados como outros: embalagens, gelo, cloro, kit para análise de água.

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 1,93 \text{ E}+05$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

17. Impostos, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 1,84\text{E}+05 \text{ US\$}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

18. Mão-de-obra simples, J

$$\begin{aligned} \text{Total de homem-dia aplicados} &= 260 \text{ dias trabalhados.ano}^{-1} \text{ (trabalho braçal)} \\ \text{Energia (J)} &= (\text{dias trabalhados.ano}^{-1}) * (\text{total metab. energia.dia}^{-1}) * (\text{conteúdo energia}) \\ \text{Energia (J)} &= (\text{dias trabalhados.ano}^{-1}) * (2500 \text{ kcal.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}) * (4186 \text{ J.kcal}^{-1}) \\ &= 260 * 2500 * 4186 \\ &= 2,72\text{E}+09.\text{J}^{-1}.\text{ano}^{-1}.\text{trabalhador}^{-1} * 6 \text{ trabalhadores por ciclo} * 2,2 \text{ ciclos.ano}^{-1} \\ &= 3,59\text{E}+10 \text{ J} \end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 1,10\text{E}+07 \text{ sej.J}^{-1}$$

Odum, 1996

19. Mão-de-obra especializada, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = \text{US\$ } 1,18\text{E}+05$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

20. Mão-de-obra temporária, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = \text{US\$ } 8,86\text{E}+03$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

Notas da Tabela 18 (fluxo contínuo).

1. Sol, J

$$\begin{aligned}\text{Insolação} &= 1,29\text{E}+02 \text{ kcal.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1} && \text{Ortega, 2001} \\ \text{Albedo} &= 20,00\% && \text{Estimado} \\ \text{Energia (J)} &= (\text{área incidência, ha}) * (\text{insolação média, kcal.cm}^{-2}.\text{ano}^{-1}) * (1 - \text{albedo}) * \\ & (4186 \text{ J.kcal}^{-1}) \\ &= 12 * 1,29\text{E}+02 * \text{E}+08 * (1 - 20) * 4186 \\ &= 1,23\text{E}+16 \text{ J.ano}^{-1}\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 1 \text{ sej.J}^{-1} \quad \text{Definição}$$

2. Chuva, J

$$\begin{aligned}\text{Chuva} &= 2,664 \text{ m}^3.\text{m}^{-2}.\text{ano}^{-1} && \text{Ortega, 2001} \\ \text{Energia da chuva} &= 5000,00 \text{ J.kg}^{-1} \\ & 10000,00 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1} \\ & 1000 \text{ kg.m}^{-3} \\ \text{Energia (J)} &= (\text{área}) * (\text{precipitação}) * (\text{energia da chuva}) * (10000 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}) * (1000 \text{ kg.m}^{-3}) \\ &= 12 * 2,664 * 5000 * 10000 * 1000 \\ &= 1,60\text{E}+12 \text{ J.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1} \\ &= 1,92\text{E}+13 \text{ J.ano}^{-1}\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 4,70\text{E}+04 \text{ sej.J}^{-1} \quad \text{Odum, 2000}$$

3. Água de escoamento superficial, J

$$\begin{aligned}\text{Consumo}_{\text{fluxo contínuo}} &= 17.836.500,00 \text{ m}^3.\text{ano}^{-1} \\ \text{Energia da água} &= 5000,00 \text{ J.kg}^{-1} \\ & 1000,00 \text{ kg.m}^{-3} \\ \text{Energia (J)} &= (\text{consumo}) * (\text{energia}) * (1000 \text{ kg.m}^{-3}) \\ &= 17.836.500 * 5000 * 1000 \\ &= 8,92\text{E}+13 \text{ J.ano}^{-1}\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 1,76\text{E}+05 \text{ sej.J}^{-1} \quad \text{Odum, 2000}$$

4. Perda de solo, J

$$\begin{aligned}\text{Área de viveiros} &= 12 \text{ ha} \\ \text{Solo perdido} &= 5,00\text{E}-02 \text{ g.L}^{-1} \\ \text{Água que sai} &= 1,39\text{E}+07 \text{ L.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1} \\ \text{Média da matéria orgânica} &= 5\% \\ \text{Energia (J)} &= (\text{ha de viveiros}) * (\text{solo perdido g.L}^{-1}) * (\text{volume de água L.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}) * (\% \text{M.O.}) * (5,4 \text{ kcal.g}^{-1}) * (4186 \text{ J.kcal}^{-1})\end{aligned}$$

$$\begin{aligned}\text{Energia (J)}_{\text{fluxo contínuo}} &= 12 \times 5,00 \times 10^{-2} \times 1,39 \times 10^7 \times 5 \times 5,4 \times 4186 \\ &= 9,43 \times 10^{11} \text{ J} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}\end{aligned}$$

$$\text{Transformidade} = 7,40 \times 10^4 \text{ sej} \cdot \text{J}^{-1}$$

Brown, 2001

5. Destruição da floresta, J

Dados:

$$\text{Precipitação: } 2664 \text{ mm} = 2,664 \text{ m}^2 \cdot \text{ano}^{-1}$$

$$\text{Fator de conversão de área: } 10^4 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$$

$$\text{Densidade da água: } 1000 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$$

$$\text{Energia livre de Gibbs da água: } 5000 \text{ joules} \cdot \text{kg}^{-1}$$

$$\text{Transformidade da água: } 18200 \text{ sej} \cdot \text{J}^{-1}$$

$$\text{Equivalência do dólar em energia (2004): } 3,7 \times 10^{12} \text{ sej} \cdot \text{dólar}^{-1}$$

$$\text{Tempo para recuperar os estoques: } 80 \text{ anos}$$

$$\text{Estoque de energia} = \text{energia da água} \times \text{transformidade} \times \text{tempo} \times \text{equivalência em dólares}$$

$$= [(2,664 \text{ m}^2 \cdot \text{ano}^{-1}) \times (10^4 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}) \times (10^3 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}) \times (5000 \text{ J} \cdot \text{kg}^{-1})] \times 18200 \text{ sej} \cdot \text{J}^{-1}$$

$$= 2,42 \times 10^{15} \times 80 \text{ anos} / [3,7 \times 10^{12} (\text{sej} \cdot \text{US\$}^{-1})]$$

$$= 52416 (\text{US\$} \cdot \text{ha}^{-1})$$

$$\text{US\$} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1} = \text{Energia do estoque (água acumulada e transformada)} / \text{tempo}$$

$$= 52416 (\text{US\$} \cdot \text{ha}^{-1}) / 80 \text{ anos}$$

$$= 655,2 (\text{US\$} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1})$$

$$\text{Meio espaço permitido por lei} = 327,6 (\text{US\$} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1})$$

$$\text{Área da propriedade} = 16 \text{ ha}$$

$$= 16 \text{ ha} \times 327,6 \text{ US\$} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$$

$$= 5,24 \times 10^3 \text{ US\$} \cdot \text{ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70 \times 10^{12} \text{ sej} \cdot \text{US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

6. Emissão de N₂O, Em\$

$$\text{Emissão de N}_2\text{O} = 39,9 \pm 6,9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$$

$$\text{Área de viveiros} = 11,5 \text{ ha}$$

$$\text{Emissão total da propriedade} = 478,8 \text{ kg} = 0,4788 \text{ t N}_2\text{O}$$

$$\text{Custo emissão N}_2\text{O} = 33970 \text{ Em\$} \cdot \text{tN}^{-1} \quad \text{Watanabe, 2008}$$

$$\text{Fator de conversão: N}_2\text{O} - \text{N} = 14/44$$

$$= 0,4788 \text{ t} \times 14/44 \times 33970 \text{ Em\$} \cdot \text{tN}^{-1} = 5175,17 \cdot \text{ciclo}^{-1}$$

$$= 5175,17 \cdot \text{ciclo}^{-1} \times 2,2 = 11385,38 \text{ Em\$} \cdot \text{ano}^{-1}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70 \times 10^{12} \text{ sej} \cdot \text{US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

7. Emissão de CO₂, Em\$

$$\text{Emissão de CO}_2 = 820,33 \pm 3412,40 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$$

Área de viveiros = 11,5 ha
 Emissão total da propriedade = $820,33 \times 11,5 \times 165 \times 2,2 = 34,24 \text{ t CO}_2$
 Custo emissão de $\text{CO}_2 = \text{Em\$ } 26,00 \cdot \text{t}^{-1} \text{ CO}_2$ Buenfil, 2001
 $= 34,24 \text{ t} \times \text{Em\$ } 26,00 = 890,24 \text{ Em\$} \cdot \text{ano}^{-1}$

Transformidade = $3,70\text{E}+12 \text{ sej} \cdot \text{US\$}^{-1}$ Coelho et al., 2003

8. Pós-larvas, J

Quantidade de milheiros = $10120 \cdot \text{ano}^{-1}$
 Conteúdo matéria seca das PLs = 22,72%
 Peso médio PL = 0,50 g
 Energia PLs = $10120000 \times 0,50\text{g} \times 0,2272 \times 4287\text{cal} \times 4,19\text{E}-09\text{J}$
 $= 20,6 \text{ J} \cdot \text{ano}^{-1}$

Transformidade = $2,66\text{E}+08 \text{ sej} \cdot \text{J}^{-1}$ valor calculado

9. Eletricidade, J

Kilowatt $\text{h} \cdot \text{ano}^{-1} = 6679,2 \text{ Kwh} \cdot \text{ha} \cdot \text{ano}^{-1}$
 Energia (J) = (consumo de energia) * (conteúdo de energia)
 Energia (J) = (consumo de energia, $\text{Kwh} \cdot \text{ha} \cdot \text{ano}^{-1}$) * ($3,6\text{E}+06 \text{ J} \cdot \text{Kwh}^{-1}$)
 $= 6679,2 \times 11,5 \times 2,2 \times 3,6\text{E}+06$
 $= 2,40\text{E}+10 \text{ J} \cdot \text{ano}^{-1}$

Transformidade = $5,64\text{E}+05 \text{ sej} \cdot \text{J}^{-1}$ Odum, 1996

10. Esterco bovino, kg

Consumo = $2,88 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$
 Área de viveiros = 11,5 ha
 Ciclos $\cdot \text{ano}^{-1} = 2,2$
 Consumo $\cdot \text{ano}^{-1} = 2,88 \times 11,5 \times 2,2$
 $= 72,7 \text{ kg}$

Transformidade = $2,65\text{E}+04 \text{ sej} \cdot \text{kg}^{-1}$ Ortega, 2004

11. Dieta, kg

Consumo $\cdot \text{ano} = 9,74\text{E}+04 \text{ kg}$

Transformidade = $1,00\text{E}+06 \text{ sej} \cdot \text{kg}^{-1}$ Odum et al., 2000

12. Depreciação das instalações, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 2,39\text{E}+04 \text{ US\$}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

13. Depreciação dos equipamentos, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 1,59\text{E}+04 \text{ US\$}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

14. Calcário, kg

$$\text{Consumo.ano}^{-1} = 3,04\text{E}+02 \text{ kg}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

15. Combustível fóssil, L

$$\text{Consumo.ano}^{-1} = 1,82\text{E}+03 \text{ L}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

16. Outros, US\$

Itens considerados como outros: embalagens, gelo, cloro, kit para análise de água.

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 1,93 \text{ E}+05$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

17. Impostos, US\$

$$\text{Valor.ano}^{-1} = 1,84\text{E}+05 \text{ US\$}$$

$$\text{Transformidade} = 3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$$

Coelho et al., 2003

18. Mão-de-obra simples, J

$$\begin{aligned} \text{Total de homem-dia aplicados} &= 260 \text{ dias trabalhados.ano}^{-1} \text{ (trabalho braçal)} \\ \text{Energia (J)} &= (\text{dias trabalhados.ano}^{-1}) * (\text{total metab. energia.dia}^{-1}) * (\text{conteúdo energia}) \\ \text{Energia (J)} &= (\text{dias trabalhados.ano}^{-1}) * (2500 \text{ kcal.pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}) * (4186 \text{ J.kcal}^{-1}) \\ &= 260 * 2500 * 4186 \\ &= 2,72\text{E}+09 \text{ J.ano}^{-1}.\text{trabalhador}^{-1} * 6 \text{ trabalhadores por ciclo} * 2,2 \text{ ciclos.ano}^{-1} \\ &= 3,59\text{E}+10 \text{ J} \end{aligned}$$

Transformidade = $1,10\text{E}+07 \text{ sej.J}^{-1}$ Odum, 1996

19. Mão-de-obra especializada, US\$

Valor.ano⁻¹ = US\$ $1,18\text{E}+05$

Transformidade = $3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$ Coelho et al., 2003

20. Mão-de-obra temporária, US\$

Valor.ano⁻¹ = US\$ $8,86\text{E}+03$

Transformidade = $3,70\text{E}+12 \text{ sej.US\$}^{-1}$ Coelho et al., 2003