

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

RAFAEL KÜSTER DE OLIVEIRA

AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DE SISTEMAS DE PRODUÇÃO
AGROFLORESTAL NO BRASIL COM BASE EM CRITÉRIOS EMERGÉTICOS E
ECONÔMICOS

CURITIBA
2013

RAFAEL KÜSTER DE OLIVEIRA

AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DE SISTEMAS DE PRODUÇÃO
AGROFLORESTAL NO BRASIL COM BASE EM CRITÉRIOS EMERGÉTICOS E
ECONÔMICOS

Tese apresentada como requisito parcial
para a obtenção do grau de Doutor em
Engenharia Florestal, no Programa de Pós-
Graduação em Engenharia Florestal, Setor
de Ciências Agrárias, Universidade Federal
do Paraná.

Orientador: Dr. Antonio Rioyei Higa

Coorientador: Dr. Luciana Duque Silva

Coorientador: Dr. Ivan Crespo Silva

CURITIBA
2013

Ficha catalográfica elaborada por Denis Uezu – CRB 1720/PR
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Oliveira, Rafael Küster De

Avaliação da sustentabilidade de sistemas de produção agroflorestal no Brasil com base em critérios emergéticos e econômicos / Rafael Küster de Oliveira. – 2013

195 f. : il.

Orientador: Dr. Antonio Rioyei Higa

Coorientadores: Dr. Luciana Duque Silva
Dr. Ivan Crespo Silva

Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 25/02/2013.

Área de concentração: Silvicultura

1. Agrosilvicultura - Brasil. 2. Desenvolvimento sustentável. 3. Ecossistemas – Administração. 4. Sustentabilidade. 5. Teses. I. Higa, Antonio Rioyei. II. Silva, Luciana Duque. III. Silva, Ivan Crespo. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.26



Universidade Federal do Paraná
Setor de Ciências Agrárias - Centro de Ciências Florestais e da Madeira
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal

PARECER

Defesa nº. 958

A banca examinadora, instituída pelo colegiado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, do Setor de Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Paraná, após argüir o(a) doutorando(a) *Rafael Küster de Oliveira* em relação ao seu trabalho de tese intitulado "**AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DE SISTEMAS DE PRODUÇÃO AGROFLORESTAL NO BRASIL COM BASE EM CRITÉRIOS EMERGÉTICOS E ECONÔMICOS**", é de parecer favorável à **APROVAÇÃO** do(a) acadêmico(a), habilitando-o(a) ao título de *Doutor* em Engenharia Florestal, área de concentração em SILVICULTURA.

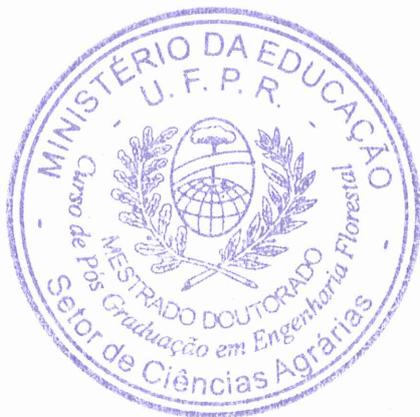
Dr. Thiago Libório Romanelli
Universidade de São Paulo / ESALQ
Primeiro examinador

Dr. Fábio Takahashi
UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA
Segundo examinador

Dr. Harry Alberto Bollmann
Pontifícia Universidade Católica do Paraná
Terceiro examinador

Dr. Marcelo Frância Arco-Verde
Embrapa Florestas
Quarto examinador

Dr. Antonio Riroyei Higa
Universidade Federal do Paraná
Orientador e presidente da banca examinadora



Curitiba, 25 de fevereiro de 2013.

Antonio Carlos Batista
Coordenador do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal
Carlos Roberto Sanquetta
Vice-coordenador do curso

Dedico

Ao meu avô, Wilson (*in memoriam*)

Ao meu pai, Jeronimo (*in memoriam*)

À minha avó, Nilza

À minha mãe e ao meu irmão,

Vera Cristina e Ticiano

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida, pela bênção, pela força e pela saúde.

À minha família, pelo apoio incondicional, força, confiança, paciência, compreensão e carinho que me foi dado.

Ao Prof. Antônio Higa, pela orientação, dedicação, apoio, oportunidades de aprendizado, motivação, confiança, conselhos, ensinamentos de vida, companheirismo e amizade.

À Dona Carmem, pela amizade, acolhimento, apoio, incentivo, atenção e carinho.

À Prof. Luciana Duque Silva, pela coorientação, oportunidade, apoio, dedicação, confiança e amizade

Ao Prof. Ivan Crespo, pela coorientação, apoio, disponibilidade, atenção, interesse, ensinamentos sobre a dimensão humana da sustentabilidade, conhecimento e amizade.

Ao Dr. Sérgio Gaiad, pela oportunidade, atenção, disponibilidade, apoio, paciência, amizade e as saudosas conversas no caminho de ida e volta da EMBRAPA.

Aos professores Selma Ohashi e Mario Teixeira, pela oportunidade, apoio e receptividade.

Às mestrandas do projeto, Maria da Penha Gonçalves, Cecília Dourado e Francinelli Vale, cujos trabalhos foram primordiais para o desenvolvimento desta tese de doutorado.

À Maria da Penha Gonçalves pela convivência, companheirismo, amizade, apoio, carinho e lições de vida.

À família LAMEF: Ecléia, Thais, Paulo, Mario, Sérgio, Ângela e todos os demais integrantes da equipe.

Aos professores e amigos Fabiana Andreoli, Harry Bollmann, Juliano Elias, Fernando Arns e Carlos Garcias, os quais me fizeram acreditar durante a graduação que o meu sonho de concluir o doutorado se realizaria um dia!

Às minhas amigas Gabriela Weber e Raquel Leão.

Aos parceiros e colaboradores do projeto do Pró-Engenharia.

À Capes, pelo apoio financeiro.

RESUMO

Os sistemas de produção florestal são essenciais para o bem-estar humano. Nenhum sistema de produção florestal é capaz de prover todos os produtos e benefícios socioeconômicos que a sociedade demanda das florestas. Uma estratégia promissora para se maximizar a provisão dos produtos e benefícios de diferentes sistemas florestais é o planejamento da produção florestal sob uma perspectiva de paisagem. O Brasil possui uma grande aptidão para a produção florestal de produtos madeireiros e não madeireiros. Não obstante, é imperativo que a produção florestal esteja em harmonia com o desenvolvimento sustentável. Este trabalho teve como objetivo avaliar a sustentabilidade de seis sistemas de produção florestal no Brasil com base em critérios energéticos e econômicos. Cinco sistemas foram abordados como estudos de caso: um sistema agroflorestal com cacau (*Theobroma cacao*) e um plantio de paricá (*Schizolobium amazonicum*) no bioma Amazônia; um plantio de pinus (*Pinus taeda*) e um sistema de exploração de bracatinga (*Mimosa scabrella*) no bioma Mata Atlântica; e um plantio de eucalipto urograndis (*Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla*) no bioma Cerrado. Um sexto sistema foi simulado com base em informações da literatura: exploração de pequi (*Caryocar brasiliense* Camb.) em Reserva Legal no bioma Cerrado. A viabilidade econômica e a geração de empregos são requisitos básicos para a sustentabilidade florestal. A viabilidade econômica dos sistemas foi avaliada pelo índice *benefício custo anual equivalente* (BCAE). A síntese energética compreende um método promissor para a avaliação da sustentabilidade de um sistema em relação ao seu balanço energético. Esta síntese permite uma avaliação sistêmica das contribuições de ambas a natureza e a sociedade na produção de um bem. Isto é possível porque todos os fluxos do sistema são convertidos para uma mesma unidade: emjoules de energia solar (seJ). Os seis sistemas de produção florestal apresentaram valores elevados no índice *razão de energia renovável* (%R) em relação a sistemas de produção florestal em outros países e sistemas de produção agrícola no Brasil. Dentre os seis sistemas investigados, o pinus e a bracatinga apresentaram os maiores valores para %R e para o *índice de sustentabilidade energética* (ESI). O eucalipto foi o sistema mais eficiente com base na sua *transformidade solar* (Tr). Os seis sistemas foram viáveis economicamente. O sistema agroflorestal com cacau foi o mais rentável economicamente para a taxa de desconto anual de 6% e de 8%, enquanto o pinus foi o mais rentável economicamente para a taxa de desconto anual de 10% e de 12%. Com base no índice *razão de intercâmbio energético* (EER), nenhum dos seis sistemas apresentou um balanço econômico favorável ao contabilizar a contribuição da natureza. Em relação ao desempenho social, o sistema agroflorestal com cacau foi o que demandou mais mão de obra. Os seis sistemas apresentaram diferentes comprometimentos entre estes critérios de sustentabilidade. Isso sugere que a configuração da paisagem com diferentes sistemas de produção florestal seja essencial para a produção florestal sustentável no Brasil.

Palavras-chave: Sistemas agroflorestais. Florestas plantadas. Manejo de Reserva Legal.

ABSTRACT

Forest production systems are essential for human well-being. There is not a single forest production system that is capable of providing all the products and socioeconomic benefits that society demands from forests. A promising strategy to maximize the provision of products and benefits from different forest systems is planning forest production through a landscape perspective. Brazil has a great potential to produce wood and non-wood forest products. However, it is imperative that forest production be in harmony with sustainable development. This work had the aim of assessing the sustainability of six forest production systems in Brazil through energetic and economic criteria. Five systems were addressed as cases studies: an agroforestry system with cacao (*Theobroma cacao*) and a parica plantation (*Schizolobium amazonicum*) in the Amazon biome; a pine plantation (*Pinus taeda*) and a bracatinga management system (*Mimosa scabrella*) in the Mata Atlantica biome; a eucalyptus urograndis plantation (*Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla*) in the Cerrado biome. The sixth system was simulated based on literature information: a pequi management system (*Caryocar brasiliense* Camb.) for Legal Reserve in the Cerrado biome. Economic viability and job generation comprise minimum requirements in achieving forest sustainability. The economic viability of these systems was assessed through the index *equivalent annual cost benefit* (BCAE). Emergy synthesis comprises a promising sustainability assessment method regarding the energy balance for a system. It allows a systemic assessment of the contributions of both nature and society toward the production of a good. This is possible because all the flows for a system are converted to a common unit: solar emjoules (seJ). The six forest production systems presented high values on the index *renewable emergy ratio* (%R) in relation to forest production systems in other countries and agricultural production systems in Brazil. Among the six systems under investigation, pine and bracatinga had the highest values on %R and on the *emergy sustainability index* (ESI). The eucalyptus system was the most efficient system based on its *solar transformity*. The six systems were economically viable. The agroforestry system with cacao was the most profitable system at the annual discount rates of 6% and 8%, whereas the pine system was the most profitable one at the annual discount rates of 10% and 12%. Based upon the *emergy exchange ratio* index, none of the six systems showed a favorable economic balance when nature's contribution was accounted for. As regards social performance, the agroforestry system with cacao was the one which demanded the most labor work. The six forest production systems showed different tradeoffs among these sustainability criteria. This suggests that the landscape configuration with different forest production systems be essential toward sustainable forest production in Brazil.

Key-words: Agroforestry systems. Planted forests. Legal Reserve Management.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

FIGURA 1 -	BIOMAS BRASILEIROS	28
FIGURA 2 -	DESMATAMENTO NO BIOMA AMAZÔNIA ATÉ 2011.....	29
FIGURA 3 -	FASE INICIAL DE UM SAF COM COM PIMENTA-DO-REINO, CACAU, BANANA, ARROZ, AÇAÍ, TAPEREBÁ E MOGNO NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU.	33
FIGURA 4 -	DIFERENTES FASES DE UM SAF COM PIMENTA-DO-REINO, CACAU, BANANA, ARROZ, AÇAÍ, TAPEREBÁ E MOGNO NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU.	34
FIGURA 5 -	DISTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS DE PLANTIO COM EUCALIPTO ENTRE AS REGIÕES BRASILEIRAS.....	41
FIGURA 6 -	PEQUIZEIRO, PEQUI E SEUS PRODUTOS.....	43
FIGURA 7 -	PORCENTUAL DE ÁREAS DE PLANTIOS DE PINUS POR REGIÃO	46
FIGURA 8 -	LOCAIS IDENTIFICADOS DE OCORRÊNCIA NATURAL DA BRACATINGA.....	48
FIGURA 9 -	MERCADO PERFEITAMENTE COMPETITIVO CONSIDERANDO UM MODELO LINEAR DE OFERTA E DEMANDA.....	61
FIGURA 10 -	LÓGICA DOS PROGRAMAS DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS.	65
FIGURA 11 -	MODELO DE UM SISTEMA DE PRODUÇÃO.....	80
FIGURA 12 -	SUMÁRIO DOS CONCEITOS DA HIERARQUIA ENERGÉTICA. ..	83
FIGURA 13 -	LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU, PARÁ.	90
FIGURA 14 -	CROQUI DO SAF CACAU NO ANO DE IMPLANTAÇÃO	91
FIGURA 15 -	SAF CACAU.....	93
FIGURA 16 -	LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE PARAGOMINAS, PARÁ.....	93
FIGURA 17 -	SISTEMA PARICÁ COM 7 ANOS.....	94
FIGURA 18 -	PLANTIO DE MUDAS NO SISTEMA PARICÁ.....	95
FIGURA 19 -	LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE RIO NEGRINHO, SANTA CATARINA.....	97

FIGURA 20 -	LIMPEZA DO TERRENO UTILIZANDO UM TRATOR DE ESTEIRA COM GRADE FRONTAL	97
FIGURA 21 -	ETAPAS DA ATIVIDADE DE COLHEITA DO SISTEMA DE PRODUÇÃO PINUS.....	99
FIGURA 22 -	LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE BOCAIÚVA DO SUL, PARANÁ	100
FIGURA 23 -	SISTEMA DE PRODUÇÃO BRACATINGA.....	101
FIGURA 24 -	LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE TRÊS LAGOAS, MATO GROSSO DO SUL.	103
FIGURA 25 -	ÁREA PARA A PRODUÇÃO DE EUCALIPTO APÓS A REMOÇÃO DA VEGETAÇÃO.....	104
FIGURA 26 -	OPERAÇÃO DE PLANTIO DE EUCALIPTO	105
FIGURA 27 -	IRRIGAÇÃO SEMIMECANIZADA NO SISTEMA EUCALIPTO.....	106
FIGURA 28 -	DIAGRAMA SIMPLIFICADO DE UM SISTEMA DE PRODUÇÃO, RELAÇÕES EMERGÉTICAS BÁSICAS E OS ÍNDICES EMERGÉTICOS APLICADOS NESTE ESTUDO	108
FIGURA 29 -	RAZÃO DE EMERGIA RENOVÁVEL PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL.....	123
FIGURA 30 -	VALORES DO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) PARA SISTEMAS PRODUTIVOS BRASILEIROS DE EUCALIPTO, CANA-DE-AÇÚCAR, SOJA, DENDÊ, GIRASSOL, CANOLA E ARROZ.....	127
FIGURA 31 -	FLUXOS EMERGÉTICOS RENOVÁVEIS ANUAIS (R) E FLUXOS EMERGÉTICOS DA ECONOMIA (F) E NÃO RENOVÁVEIS (N) ANUAIS DO SISTEMA DE PRODUÇÃO PINUS.	130
FIGURA 32 -	SIMULAÇÃO DO EFEITO DO CICLO DE CORTE SOBRE O ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DO SISTEMA DE PRODUÇÃO BRACATINGA.....	131
FIGURA 33 -	VARIAÇÕES PORCENTUAIS NO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL EM FUNÇÃO DAS VARIAÇÕES NO USO DE INSUMOS ECONÔMICOS	149

FIGURA 34 -	VARIAÇÕES PORCENTUAIS NO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL EM FUNÇÃO DAS VARIAÇÕES NO USO DE COMBUSTÍVEIS, MÁQUINAS E EQUIPAMENTOS.	149
FIGURA 35 -	VARIAÇÕES PORCENTUAIS NO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL EM FUNÇÃO DAS VARIAÇÕES DO USO DE MÃO DE OBRA	150
FIGURA 36 -	RELAÇÃO ENTRE O VALOR DO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) E A PERDA DE SOLO PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL.....	152

LISTA DE QUADROS

QUADRO 1-	CARACTERIZAÇÃO DE UM SAF COM CACAU, PARICÁ E AÇAÍ NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU.....	36
QUADRO 2-	CARACTERIZAÇÃO DE UM SAF COM CACAU, CASTANHA E ANDIROBA NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU	37
QUADRO 3-	CATEGORIAS E EXEMPLOS DE SERVIÇOS AMBIENTAIS.....	63
QUADRO 4-	QUATRO TIPOS DE BENS SEGUNDO OS CRITÉRIOS DE EXCLUSÃO E RIVALIDADE.....	66
QUADRO 5-	MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ECONÔMICA PARA SERVIÇOS AMBIENTAIS	70

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 -	USO DA TERRA NO BRASIL	26
TABELA 2 -	VEGETAÇÃO NATIVA NO BRASIL	27
TABELA 3 -	ÁREA E COBERTURA VEGETAL DOS BIOMAS DO BRASIL	29
TABELA 4 -	RECEITA LÍQUIDA DE UM SAF COM CACAU, PARICÁ E AÇAÍ NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU.	36
TABELA 5 -	RECEITA LÍQUIDA DE UM SAF COM CACAU, CASTANHA E ANDIROBA NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU.	37
TABELA 6 -	CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL EM RELAÇÃO AO BIOMA, DIVERSIDADE DE ESPÉCIES, ÁREA DE PRODUÇÃO E CICLO DE PRODUÇÃO.	89
TABELA 7 -	PRINCIPAL FINALIDADE DA MADEIRA PRODUZIDA NOS SISTEMAS CUJA MADEIRA FOI O PRINCIPAL PRODUTO ECONÔMICO.....	89
TABELA 8 -	PERÍODO DE PRODUÇÃO DAS ESPÉCIES DO SAF CACAU CONSIDERANDO UM CICLO DE 28 ANOS	92
TABELA 9 -	PRODUTIVIDADE FLORESTAL DOS SISTEMAS BRACATINGA, PARICÁ, PINUS E EUCALIPTO.	108
TABELA 10 -	FLUXO EMERGÉTICO RENOVÁVEL (R), FLUXO EMERGÉTICO DA ECONOMIA (F) E FLUXO EMERGÉTICO NÃO RENOVÁVEL (N) PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL.....	120
TABELA 11 -	CICLO DE PRODUÇÃO (ROTAÇÃO), PRODUTIVIDADE MÉDIA ANUAL DE MADEIRA E RAZÃO DE ENERGIA RENOVÁVEL (%R) ENTRE OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL DESTE ESTUDO E SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL NOS EUA, SUÉCIA E PORTO RICO.....	122
TABELA 12 -	DISCRIMINAÇÃO DO FLUXO EMERGÉTICO DA ECONOMIA DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL (F) NAS CATEGORIAS: INSUMOS; COMBUSTÍVEIS, MÁQUINAS E EQUIPAMENTOS; E MÃO DE OBRA.....	124

TABELA 13 -	RAZÃO DE RENDIMENTO EMERGÉTICO (EYR), RAZÃO DE CARGA AMBIENTAL (ELR) E ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL.	125
TABELA 14 -	RELAÇÃO ENTRE OS FLUXOS DE EMERGIA DA NATUREZA (I) E DA ECONOMIA (F) PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO COM EUCALIPTO, CANA-DE-AÇÚCAR, SOJA E DENDÊ.	128
TABELA 15 -	PRODUÇÃO EMERGÉTICA (Y), ENERGIA DOS PRODUTOS E TRANSFORMIDADE SOLAR PARA SISTEMAS DE PRODUÇÃO NO BRASIL.	129
TABELA 16 -	BENEFÍCIO CUSTO ANUAL EQUIVALENTE (BCAE) PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL CONSIDERANDO DIFERENTES TAXAS DE DESCONTO ANUAIS	135
TABELA 17 -	VALOR PRESENTE ANUALIZADO (VPA) DO CUSTO TOTAL E DA RECEITA TOTAL PARA O FLUXO DE CAIXA DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL CONSIDERANDO UMA TAXA DE DESCONTO DE 8% AO ANO.....	137
TABELA 18 -	PRODUÇÃO EMERGÉTICA (Y), EMERGIA RECEBIDA EM FORMA DE DINHEIRO (E\$) E RAZÃO DE INTERCÂMBIO EMERGÉTICO (EER) PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL.	139
TABELA 19 -	COMPROMETIMENTOS NA SUSTENTABILIDADE DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL COM BASE NOS ÍNDICES: RAZÃO DE EMERGIA RENOVÁVEL (%R), TRANSFORMIDADE SOLAR (TR), BENEFÍCIO CUSTO ANUAL EQUIVALENTE (BCAE) E POSTOS DE TRABALHO (HD).	143
TABELA 20 -	EFEITO DA ALTERAÇÃO PORCENTUAL DO USO DE INSUMOS NO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL.....	146
TABELA 21 -	EFEITO DA ALTERAÇÃO PORCENTUAL DO USO DE COMBUSTÍVEIS, MÁQUINAS E EQUIPAMENTOS NO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL.....	146

TABELA 22 -	EFEITO DA ALTERAÇÃO PORCENTUAL DA MÃO DE OBRA NO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL.....	147
TABELA 23 -	PERDA PORCENTUAL NO VALOR DO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL EM RELAÇÃO AO AUMENTO DA TAXA ANUAL DE EROÇÃO DO SOLO.....	151
TABELA 24 -	TABELA EMERGÉTICA PARA O SAF CACAU.....	179
TABELA 25 -	TABELA EMERGÉTICA PARA O EUCALIPTO.....	183
TABELA 26 -	TABELA EMERGÉTICA PARA O PARICÁ.....	186
TABELA 27 -	TABELA EMERGÉTICA PARA A BRACATINGA.....	188
TABELA 28 -	TABELA EMERGÉTICA PARA O PINUS.....	190
TABELA 29 -	TABELA EMERGÉTICA PARA O MANEJO DE CERRADO.....	192
TABELA 30 -	FLUXO DE CAIXA PARA O SAF CACAU.....	194
TABELA 31 -	FLUXO DE CAIXA PARA O PARICÁ.....	194
TABELA 32 -	FLUXO DE CAIXA PARA O PINUS.....	195
TABELA 33 -	FLUXO DE CAIXA PARA A BRACATINGA.....	195
TABELA 34 -	FLUXO DE CAIXA PARA O EUCALIPTO.....	195

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

a.a.	Ao ano
ABC	Análise custo-benefício
ABRAF	Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas
CAMTA	Cooperativa Agrícola Mista de Tomé-Açu
ed.	Edição
Ed.	Editor
Emprapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ex.	Exemplo
f.	Folha
FAO	Food and Agriculture Organization
ha	Hectare (1 ha = 1 hm ² = 10 ⁴ m ²)
HD	Homem-dia
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
<i>id.</i>	<i>idem</i>
ICONE	Instituto de Comércio e Negociações Internacionais
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
JICA	Japan International Cooperation Agency
MEA	Millennium Ecosystem Assessment
MMA	Ministério do Meio Ambiente
RMC	Região Metropolitana de Curitiba
SAF	Sistema agroflorestal
SFB	Serviço Florestal Brasileiro
t	Tonelada (1 t = 10 ³ kg)
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	19
1.1	OBJETIVOS	25
1.1.1	Objetivo Geral	25
1.1.2	Objetivos Específicos.....	25
2	REVISÃO DE LITERATURA	26
2.1	FLORESTAS BRASILEIRAS	26
2.1.1	Uso e Ocupação do Território Brasileiro	26
2.1.2	Biomassas Brasileiras	28
2.1.2.1	Bioma Amazônia	29
2.1.2.1.1	SAF cacau.....	30
2.1.2.1.2	Plantio de paricá.....	37
2.1.2.2	Bioma Cerrado	38
2.1.2.2.1	Plantio de eucalipto.....	39
2.1.2.2.2	Exploração de pequi em Reserva Legal (manejo de cerrado)	42
2.1.2.3	Bioma Mata Atlântica	44
2.1.2.3.1	Plantio de pinus.....	45
2.1.2.3.2	Exploração de bracatinga.....	47
2.2	SUSTENTABILIDADE DE SISTEMAS DE PRODUÇÃO	53
2.2.1	Desenvolvimento Sustentável.....	53
2.2.2	Avaliação da Sustentabilidade	56
2.2.3	Avaliação Econômica da Sustentabilidade	57
2.2.3.1	Viabilidade econômica de projetos florestais privados.....	57
2.2.3.2	Economia, ambiente e políticas públicas sob a ótica utilitarista	59
2.2.3.3	Sustentabilidade forte e sustentabilidade fraca.....	73
2.2.4	Avaliação Biofísica da Sustentabilidade.....	74
2.2.4.1	Síntese emergética	77
2.2.4.1.1	Sistemas de produção.....	79
2.2.4.1.2	Hierarquia energética	80
2.2.4.1.3	Energia e dinheiro	84
2.2.4.1.4	Erosão do solo	85

3	MATERIAL E MÉTODOS	87
3.1	SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL AVALIADOS	87
3.1.1	SAF Cacau.....	89
3.1.2	Paricá	93
3.1.3	Pinus	96
3.1.4	Bracatinga	100
3.1.5	Eucalipto	102
3.1.6	Manejo de Cerrado	107
3.2	PRODUTIVIDADE FLORESTAL.....	107
3.3	AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE	108
3.3.1	Síntese Emergética.....	108
3.3.1.1	Relações emergéticas básicas.....	109
3.3.1.2	Perdas de solo	110
3.3.1.3	Índices emergéticos	111
3.3.2	Avaliação Econômica.....	114
3.3.2.1	Métodos de análise econômica.....	115
3.3.3	Avaliação da Aplicabilidade do Índice de Sustentabilidade Emergética... 116	
3.3.3.1	Estatística descritiva	118
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	120
4.1	CARACTERIZAÇÃO E SÍNTESE EMERGÉTICA DO PROCESSO PRODUTIVO.....	120
4.2	BALANÇO ECONÔMICO E EMERGÉTICO	134
4.2.1	Balanço Econômico	134
4.2.2	Razão de Intercâmbio Emergético	138
4.3	COMPROMETIMENTOS NA SUSTENTABILIDADE DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL.....	142
4.4	APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA PARA SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL.....	145
4.4.1	Recursos da Economia	145
4.4.2	Erosão do Solo.....	150
5	CONCLUSÃO	154
	REFERÊNCIAS	157

APÊNDICE 1 – TABELAS EMERGÉTICAS.....	179
APÊNDICE 2 – FLUXO DE CAIXA	194

1 INTRODUÇÃO

Com cerca de 520 milhões de hectares (ha) de florestas, o Brasil é o segundo país com a maior área florestal no mundo (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION – FAO, 2010). As florestas plantadas ocupam menos de 1% do território brasileiro (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS - ABRAF, 2013). Não obstante, essas florestas suprem aproximadamente 90% da madeira em tora para fins industriais produzidas nacionalmente (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO - SFB, 2013).

O Brasil poderá desempenhar um papel de grande destaque no suprimento da crescente demanda mundial por madeira em tora. O percentual de madeira em tora suprida mundialmente por florestas plantadas foi estimado em 35% para o ano 2000, 44% para o ano 2020 e 46% para o ano 2040 (AUSTRALIAN BUREAU OF AGRICULTURAL AND RESOURCE ECONOMOMICS – ABARE, 1999). Segundo projeções da FAO (2000), o percentual de madeira em tora oriunda de florestais plantadas poderá alcançar até 60% no ano 2050.

Além da produção, colheita e transporte da madeira, a cadeia produtiva do setor brasileiro de florestas plantadas também se caracteriza por uma grande diversidade de produtos finais nos segmentos de papel e celulose, painéis de madeira industrializada, madeira processada mecanicamente, siderurgia, carvão vegetal e biomassa (ABRAF, 2013).

Em 2012, a cadeia produtiva do setor brasileiro de florestas plantadas foi responsável por 0,5% da arrecadação tributária nacional, por 28,1% do superávit da balança comercial nacional e pela geração de 4,4 milhões de empregos (ABRAF, 2013). As espécies dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*, juntas, representam 93% da área total de florestas plantadas no Brasil (ABRAF, 2013).

O paricá é uma espécie florestal nativa, presente em diversas regiões do bioma Amazônia. As florestas plantadas com paricá ocupam um total de 87.901 ha, distribuídos entre os estados do Pará, Maranhão e Tocantins (ABRAF, 2013). A escolha do paricá para reflorestamentos nestes estados é justificada especialmente pelo rápido crescimento volumétrico da espécie e a adequação da sua madeira para as indústrias de lâminas e compensados.

Enquanto as florestas plantadas brasileiras se destacam em relação à produtividade, diminuindo a demanda por terras produtivas, as florestas naturais e os sistemas agroflorestais (SAFs) brasileiros excedem na oferta de serviços ambientais. Entre os serviços ambientais de provisão destes sistemas se destacam os produtos florestais não madeireiros, tais como alimentos, borrachas, ceras, fibras e óleos (SFB, 2013).

O bioma Cerrado ocupa cerca de 204 milhões ha. A área total de vegetação nativa no bioma Cerrado é de 106 milhões ha, ou 52% da sua área total. Apenas 16,7 milhões ha de vegetação nativa, ou 8,2% da sua área total, estão protegidos por unidades de conservação (CENTRO DE SENSORIAMENTO REMOTO – CSR; INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE – IBAMA, 2009). Com base nestes números, estima-se que os 89,3 milhões ha restantes de vegetação nativa do Cerrado estejam distribuídos entre as propriedades rurais privadas deste bioma.

De acordo com a Lei 12.727/2012 (BRASIL, 2012), deve-se manter como Reserva Legal ao menos 20% da área de vegetação nativa da propriedade rural privada localizada no bioma Cerrado. Por conseguinte, dos 89,3 milhões ha de vegetação nativa em propriedades privadas, cerca de 18 milhões ha (20%) representam uma estimativa da área total ocupada por Reserva Legal neste bioma.

O manejo de Reserva Legal no bioma Cerrado, além da geração de renda, deverá ser de suma importância para conservação da diversidade biológica e sociocultural; para a segurança alimentar das populações locais; e para o controle do desmatamento e queimadas, reduzindo a emissão de gases estufa (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE – MMA, 2011).

Em Tomé-Açu, estado do Pará, os agricultores nipo-brasileiros vêm implantando, ao longo de 35 anos, diversas modalidades de SAF em solos considerados de baixa fertilidade (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO – MAPA, 2012). Estes SAFs tem se destacado pelo desempenho econômico e absorção de mão de obra (MENDES, 2005). Finalmente, estes SAFs tem se mostrado mais rentáveis economicamente do que sistemas de pastagens (YAMADA; GHOLZ, 2002) e sistemas agrícolas solteiros (VARELA, 2006) no município.

A bracatinga (*Mimosa scabrella*) é uma espécie florestal nativa que integra um dos mais importantes e tradicionais sistemas de produção florestal no sul do

Brasil. Vem sendo cultivada há mais de 100 anos visando o mercado de lenha para a queima direta. A exploração da bracatinga no sul do estado do Paraná ultrapassa 100 mil ha, concentrada em 60 municípios paranaenses, desde o Vale do Ribeira até União da Vitória, compreendendo mais de 15.000 pequenas propriedades (MAZUCHOWSKI, 2012).

A exploração da bracatinga na sua forma tradicional inclui o cultivo agrícola no primeiro ano, sendo, assim, considerada uma modalidade de SAF. Além da produção de lenha e carvão, a madeira da bracatinga tem ainda outros usos, tais como estacas para a horticultura e olericultura e escoras para a construção civil. O sistema também se destaca na produção de produtos não madeireiros, como mel e forragem (CARPANEZZI; LAURENT, 1988; CARPANEZZI, 2006).

Em última análise, o Brasil é um país de enorme aptidão para a produção florestal, seja de produtos madeireiros, seja de produtos não madeireiros. Não obstante, é imperativo que a produção florestal se configure em um uso sustentável da terra.

As consequências do uso inadequado da terra pelo mundo vêm se consolidando como uma questão ambiental global de extrema importância. Os impactos do uso do solo, antes considerados locais ou regionais, já constituem uma grande força de mudança global (LAMBIN *et al.*, 2001; DEFRIES; FOLEY; ASNER, 2004; FOLEY *et al.*, 2005). Por exemplo, as mudanças de uso da terra vêm contribuindo para alterações dos ciclos biogeoquímicos globais e do clima global (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE – IPCC, 2007). As mudanças climáticas abruptas, por sua vez, podem trazer sérias consequências ecológicas, sociais e econômicas (ALLEY *et al.*, 2003; SCHMITZ *et al.*, 2003; FOLKE *et al.*, 2004; FOLKE, 2006; SMIT; WANDEL, 2006; PHILLIPS *et al.*, 2009; DAVIDSON *et al.*, 2012).

Mundialmente, mais áreas florestais foram convertidas em lavouras desde 1945 do que nos séculos XVIII e XIX somados, na maioria das vezes para suprir a crescente demanda por alimentos, água pura, madeira, fibras e combustível (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT – MEA, 2005). Por mais que as práticas de uso do solo variem de lugar para lugar, o seu propósito final, quase sempre, é o mesmo: a aquisição de recursos naturais para as necessidades humanas imediatas. Apesar de contribuir para o bem-estar humano e o

desenvolvimento econômico, tal aquisição vem geralmente acompanhada por mudanças ambientais (FOLEY *et al.*, 2005).

Em última análise, estes ganhos socioeconômicos foram obtidos a um custo muito elevado, com destaque para a perda da biodiversidade e a degradação de ecossistemas (CHAPIN *et al.*, 2000; MYERS *et al.*, 2000; NAEEM, 2002; HOOPER *et al.*, 2005; BROOKS *et al.*, 2006; METZGER *et al.*, 2006). Uma consequência desta degradação foi a diminuição da capacidade de muitos ecossistemas em ofertar serviços ambientais, como a água pura, pesca de captura, purificação do ar e da água e regulação climática. Além disto, tal diminuição de serviços ambientais tem prejudicado mais acentuadamente as populações mais pobres, o que contribui para o aumento das desigualdades e dos conflitos sociais (MEA, 2005).

Assim, uma questão muito pertinente é a de como satisfazer as necessidades da sociedade de uma forma sustentável. Este desafio remete a outra questão fundamental: como avaliar a sustentabilidade? Neste contexto, é importante ter em mente que nenhum método de avaliação é capaz de contemplar a sustentabilidade em toda a sua plenitude.

A avaliação econômica da sustentabilidade é preponderantemente enraizada no paradigma utilitarista de valoração. Nele, algo terá um valor econômico, usualmente expresso em termos monetários, apenas se propiciar utilidade (uma medida abstrata de satisfação e bem-estar) direta ou indiretamente aos humanos. Uma das principais deficiências da avaliação econômica diz respeito à avaliação de bens e serviços que não possuem valor de mercado, como é o caso da maioria dos serviços ambientais (COSTANZA *et al.*, 1997; GROOT *et al.*, 2010).

Uma concepção alternativa de valoração é proposta na síntese emergética. Nela, o valor de um produto ou serviço, expresso pela energia, representa todo o trabalho da sociedade e da natureza na sua produção. De acordo com Brown e Ulgiati (1999), a síntese emergética pode ser vista como um sistema de valor de doação, uma vez que o valor é definido em função da quantidade de matéria e de energia investidas na geração de um recurso ou serviço. Nesta linha de raciocínio, o valor econômico ou a quantidade de calor gerada numa combustão se enquadrariam como sistemas de valor de recebimento (BROWN; ULGIATI, 1999).

Considerando-se que nenhum ecossistema, natural ou manejado, desempenha todas as funções almeçadas pela sociedade (os serviços ambientais),

então a busca pelo sistema de produção mais sustentável possivelmente não faria sentido. Por exemplo, não seria possível maximizar a produção de madeira, sequestro de carbono, conservação da biodiversidade e os benefícios socioculturais em um único sistema de produção florestal. No entanto, seria possível reconciliar as funções conflitantes em escalas espaciais maiores, isto é, ampliando-se o nível focal do planejamento, geralmente o talhão produtivo ou a propriedade, para a paisagem (BAUHUS *et al.*, 2010).

Neste contexto, recomenda-se que as estratégias de uso sustentável da terra sejam desenvolvidas sob uma perspectiva de paisagem e multissetorial, buscando-se a otimização dos comprometimentos (*tradeoffs*) entre as diferentes formas de uso da terra, considerando-se as características demográficas, biofísicas e socioeconômicas da região (GROOT, 2006; NELSON *et al.*, 2009; BAUHUS *et al.*, 2010; GROOT *et al.*, 2010; DEFRIES; ROSENZWEIG, 2010; RAUDSEPP-HEARNE; PETERSON; BENNETT, 2010; DALE *et al.*, 2011; KOSCHKE *et al.*, 2012).

O tema de pesquisa deste trabalho concerne à sustentabilidade de diferentes formas de uso da terra para a produção florestal no Brasil. Mais especificamente, buscou-se (1) investigar sistemicamente seis sistemas de produção florestal sob a ótica da síntese emergética e (2) identificar as relações de comprometimento (*tradeoffs*) na sustentabilidade destes seis sistemas. A sustentabilidade dos sistemas foi avaliada por meio de critérios emergéticos e econômicos. Os sistemas avaliados foram um plantio de paricá (*Schizolobium amazonicum*) e um SAF com cacau (*Theobroma cacao*) no bioma Amazônia; um plantio de eucalipto urograndis (*Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla*) e um sistema de exploração de pequi (*Caryocar brasiliense* Camb.) em Reserva Legal no bioma Cerrado; um plantio de pinus (*Pinus taeda*) e um sistema de exploração de bracatinga (*Mimosa scabrella*) no bioma Mata Atlântica.

A revisão de literatura deste trabalho está dividida em dois tópicos centrais: as florestas brasileiras (tópico 2.1) e a sustentabilidade de sistemas de produção florestal (tópico 2.2). No primeiro, após uma breve introdução sobre o uso e ocupação do território brasileiro, os seis sistemas de produção florestal são abordados. Os sistemas são apresentados por bioma (bioma nos quais os sistemas são de grande interesse para o setor florestal brasileiro). No segundo tópico, apresenta-se brevemente a evolução histórica do conceito de desenvolvimento

sustentável e, em seguida, aborda-se a avaliação da sustentabilidade sob as perspectivas econômica e emergética. A erosão do solo em sistemas de produção florestal é abordada como um subtópico da síntese emergética. O motivo é que a erosão de solo configura um fluxo de recurso natural não renovável na síntese emergética de sistemas de produção agrícola e florestal.

A apresentação e discussão dos resultados englobam quatro seções, as quais foram estruturadas sobre os quatro objetivos específicos do trabalho. O tópico (4.1) está direcionado para a caracterização e a síntese emergética dos sistemas de produção florestal. O tópico (4.2) está focado na viabilidade econômica e na razão de intercâmbio emergético dos sistemas de produção florestal. Embora a última compreenda um índice emergético, optou-se por incluí-la junto à análise de viabilidade econômica pela convicção do autor que as duas análises são complementares. No tópico (4.3), analisou-se de forma integrada o desempenho ambiental (índices emergéticos) e socioeconômico (viabilidade econômica e geração postos de trabalho) dos sistemas de produção florestal, buscando-se identificar importantes comprometimentos (*tradeoffs*) na sustentabilidade destes sistemas.

No tópico 4.4, investigou-se a aplicabilidade do índice de sustentabilidade emergética para a avaliação da sustentabilidade da produção florestal. Para isto, adotou-se uma análise de sensibilidade ambiental. O enfoque central desta análise foi o de avaliar o impacto de diferentes taxas de erosão do solo sobre o *índice de sustentabilidade emergética* (ESI). A justificativa foi que as taxas de erosão de solo adotadas para os sistemas de produção florestal foram obtidas da literatura. Entretanto, observou-se uma grande discrepância entre as taxas de erosão de solo reportadas entre os diferentes estudos. No final, revelou-se um novo e importante enfoque para esta análise de sensibilidade ambiental: a avaliação da capacidade da síntese emergética em refletir a importância dos atributos do sistema de produção florestal sob outras perspectivas de valoração, como a importância atribuída ao solo tendo em vista a produtividade florestal (valoração utilitarista) e a manutenção de processos ecológicos (valoração ecológica).

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar a sustentabilidade de seis sistemas de produção florestal no Brasil com base em critérios emergéticos e econômicos.

1.1.2 Objetivos Específicos

- a) Caracterizar e avaliar o processo produtivo de seis sistemas de produção florestal por meio de critérios emergéticos;
- b) avaliar a viabilidade econômica e o intercâmbio emergético de seis sistemas de produção florestal;
- c) avaliar os comprometimentos na sustentabilidade de seis sistemas de produção florestal com base em índices emergéticos, na viabilidade econômica e na geração de postos de trabalho;
- d) avaliar a aplicabilidade do índice de sustentabilidade emergética para a avaliação da sustentabilidade da produção florestal com ênfase na perda de solo e no uso de recursos econômicos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 FLORESTAS BRASILEIRAS

2.1.1 Uso e Ocupação do Território Brasileiro

A área territorial brasileira é de cerca de 850 milhões de hectares. Deste total, 65% são representados por vegetação nativa (INSTITUTO DE COMÉRCIO E NEGOCIAÇÕES INTERNACIONAIS - ICONE, 2012) (TABELA 1).

TABELA 1 - USO DA TERRA NO BRASIL

Uso da terra	Área (milhões ha)	Ocupação (%)
Vegetação nativa	554	65
Pastagens	198	23
Grãos, frutas e florestas plantadas.	60	7
Urbanização e outros usos	38	4
TOTAL	850	100

FONTE: ICONE (2012)

As florestas plantadas ocupam cerca de sete milhões ha, especialmente com espécies do gênero *Eucalyptus* e *Pinus* (ABRAF, 2013). As florestas plantadas compreendem em sua maior parte sistemas de monocultura. Mas pesquisas têm avançado na área de SAFs (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO - SFB, 2012a).

Segundo o Censo Agropecuário 2006 (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE, 2012a), os SAFs representam aproximadamente 8 milhões ha, contemplando os sistemas agrossilviculturais, silvipastoris e agrosilvipastoris.

As Terras indígenas e as Unidades de Conservação representam as áreas protegidas públicas. As Unidades de Conservação são divididas em diversas categorias, cada qual com seus objetivos. As categorias e os objetivos estão definidos na Lei 9.985/2000 (BRASIL, 2000), na qual o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) é instituído. Já as áreas protegidas privadas são estabelecidas pela Lei 12.727/2012 (BRASIL, 2012), a qual instituiu o Novo Código Florestal. A Lei determina que as propriedades privadas mantenham uma área de Reserva Legal e preservem as Áreas de Preservação Permanente (APP). As áreas

de Reserva Legal e APP compreendem quase a metade da área de vegetação nativa no Brasil (ICONE, 2012) (TABELA 2).

TABELA 2 - VEGETAÇÃO NATIVA NO BRASIL

Vegetação nativa	Área (milhões ha)	Participação (%)
Unidades de Conservação	107,0	19
Terras Indígenas Regularizadas	103,5	19
APPs e Reserva Legal	274,0	49
Remanescente de vegetação nativa	69,5	13
Total	554,0	100

FONTE: ICONE (2012)

A Reserva Legal é definida na Lei 12.727/2012 como “área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa”. A Lei determina que seja mantido, a título de Reserva Legal, no mínimo:

- a) 80% na propriedade situada em áreas de floresta localizada na Amazônia Legal;
- b) 35% na propriedade situada em área de cerrado localizada na Amazônia Legal;
- c) 20% na propriedade situada em área de floresta ou outras formas de vegetação nativa localizada nas demais regiões do país;
- d) 20% na propriedade em área de campos gerais localizada em qualquer região do país.

As Áreas de Preservação Permanente (APP), de acordo com a Lei 12.727/2012, possuem a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas. Não é permitido fazer uso dos recursos florestais em áreas de APP. A supressão da vegetação em APP somente poderá ser autorizada em casos de utilidade pública ou interesse social.

2.1.2 Biomas Brasileiros

O bioma é definido como um conjunto de vida vegetal e animal constituído pelo agrupamento de tipos de vegetações contíguos e identificáveis em escala regional, com condições geoclimáticas similares e história compartilhada de mudanças, resultando numa diversidade biológica própria (IBGE, 2012b). O Brasil abriga seis biomas continentais: Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, Caatinga, Pampa e Pantanal (FIGURA 1).



FIGURA 1 - BIOMAS BRASILEIROS
FONTE: SFB (2012b)

Os biomas Amazônia, Cerrado e Mata Atlântica ocupam aproximadamente 86% do território nacional (SFB, 2013) (TABELA 3).

TABELA 3 - ÁREA E COBERTURA VEGETAL DOS BIOMAS DO BRASIL

Biomias continentais	Área aproximada (milhões ha)	Participação (%)
Amazônia	420	49
Cerrado	204	24
Mata Atlântica	111	13
Caatinga	84	10
Pampa	18	2
Pantanal	15	2
Total	851	100

FONTE: SFB (2013)

2.1.2.1 Bioma Amazônia

Na Amazônia, o desmatamento tem se concentrado espacialmente no “arco do desmatamento” (FEARNSIDE, 2005; RODRIGUES *et al.*, 2009; ESPINDOLA *et al.*, 2012), a fronteira agrícola da Amazônia, que se estende sobre porções dos estados do Maranhão, Pará, Mato Grosso, Rondônia e Acre (FIGURA 2).

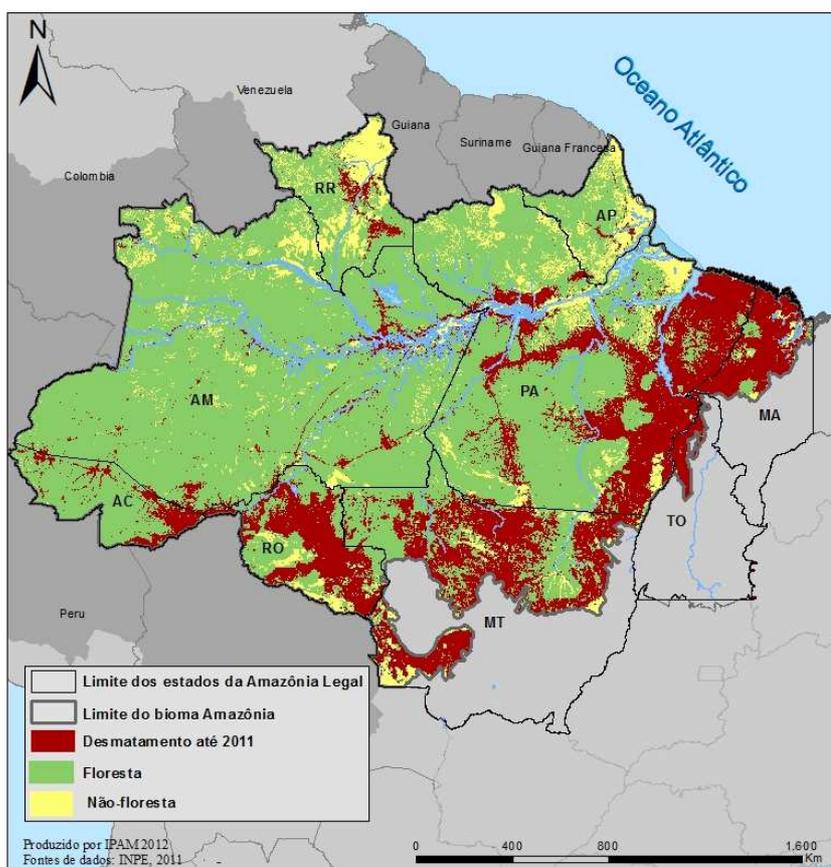


FIGURA 2 - DESMATAMENTO NO BIOMA AMAZÔNIA ATÉ 2011.
FONTE: Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM) (2013)

Do total de 71,9 milhões ha de áreas desmatadas na Amazônia Legal até o ano de 2008, cerca de 44,7 milhões de hectares estão associados às atividades de pastagens (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2012). Na Amazônia Ocidental, Dias-Filho e Andrade (2006) estimaram que 61,5 % das pastagens cultivadas apresentavam algum grau de degradação.

Rodrigues *et al.* (2009) avaliaram o Índice de Desenvolvimento Humano (UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAM – UNDP, 2013), o *IDH*, de 286 municipalidades no arco do desmatamento caracterizadas por diferentes estágios de desmatamento. Verificou-se um padrão *boom-bust* (crescimento e expansão) de desenvolvimento: os valores do *IDH* aumentaram no início do desmatamento, mas decresceram com a expansão da fronteira, de modo que as condições de desenvolvimento humano, conforme o *IDH*, antes e depois da fronteira foram similarmente baixas. Os autores *id.* concluíram que o padrão de desenvolvimento nas fronteiras agrícolas da Amazônia foi ineficaz, tanto em termos de desenvolvimento humano quanto de conservação dos recursos naturais.

Duas alternativas promissoras para o uso sustentável da terra em áreas desmatadas no bioma são os sistemas agroflorestais e os sistemas de produção florestal com paricá.

2.1.2.1.1 SAF cacau

Segundo Brienza Junior *et al.* (2009), as práticas agroflorestais vêm sendo adotadas há décadas na Amazônia brasileira, podendo-se destacar os sistemas desenvolvidos pelos agricultores em Tomé-Açu, Pará; os sistemas do projeto RECA (Reflorestamento Econômico Consorciado e Adensado), em Nova Califórnia, Rondônia; e os sistemas da APA (Associação de Produtores Alternativos de Ouro Preto do Oeste), também em Rondônia.

No município de Tomé-Açu, detém-se o maior acervo de experiências com cacauzeiros em SAFs. Ao longo de 35 anos, os agricultores japoneses vêm implantando, em solos considerados de baixa fertilidade, diversas modalidades de SAF com cacau (*Theobroma cacao*). A maioria destes produtores está congregada na Cooperativa Agrícola Mista de Tomé-Açu (CAMTA), que comercializa as amêndoas secas de cacau (MAPA, 2012).

A origem da CAMTA remete à imigração japonesa ao município de Tomé-açu em 1929. Estes imigrantes fundaram a CAMTA como uma cooperativa de hortaliças visando assegurar mercado para estes produtos, especialmente na cidade de Belém, o maior e mais próximo mercado da CAMTA. Mais tarde, a CAMTA tornou-se a primeira produtora e exportadora de pimenta-do-reino no Brasil (*Piper nigrum* L.). As mudas de pimenta foram trazidas para a Amazônia da Ásia em 1933. A produção de pimenta-do-reino pela CAMTA, por sua vez, contribuiu para o desenvolvimento econômico e social do município (CAMTA, 2012).

Os SAFs implantados na colônia nipo-brasileira de Tomé-Açu surgiram com a disseminação do *Fusarium*, que passou a devastar plantios de pimenta a partir da década de 1970, e da queda de preços da pimenta, decorrente da expansão desordenada dos plantios (HOMMA, 2004). Quando as pimenteiras apresentaram os primeiros sintomas da doença, as plantações decadentes foram sendo gradualmente substituídas por outros cultivos permanentes ou semipermanentes, tais como o cacau, café (*Coffea arabica* L.), seringueira (*Hevea brasiliensis*), guaraná (*Paullinia cupana*), mamão (*Carica papaya*) e maracujá (*Passiflora edulis* S.) (MELO; SILVA NETO; MARTINS, 2001).

Os SAFs de Tomé-Açu vêm apresentando alterações ao longo do tempo, decorrentes das condições de mercado, do aparecimento de pragas e doenças, das mudanças de políticas públicas beneficiando certas culturas, das alterações na legislação trabalhista ou ambiental, do envelhecimento do proprietário, dentre outros motivos (BARROS *et al.*, 2009).

Barros *et al.* (2009) identificaram 442 SAFs em Tomé-Açu. Deste total, 174 SAFs tiveram a pimenta-do-reino como a cultura principal (em função do número de pés plantados), dos quais a maioria apresentou o cacau (91 SAFs), o cupuaçu (*Theobroma grandiflorum*) (31 SAFs) ou o açaí (*Euterpe oleracea* Mart.) (21 SAFs) como a segunda cultura mais importante. O cacau foi a cultura mais importante em 142 SAFs; o cupuaçu, em 68 SAFs; a seringueira, em 22 SAFs; a acerola (*Malpighia glabra* L.), em 5 SAFs; o freijó (*Cordia goeldiana* Huber), em 5 SAFs; e a teca (*Tectona grandis*), em 2 SAFs. A maior parte destes sistemas foi iniciada com a cultura da pimenta.

Segundo Melo, Silva Neto e Martins (2001), o plantio da pimenta nos SAFs em Tomé-açu é comumente realizado nos espaçamentos: 2,0 m x 2,0 m x 3,0 m; 1,8

m x 2,0 m x 4,0 m; 2,5 m x 2,5 m; e 2,5 m x 2,0 m, prevendo-se futuras associações com outros cultivos, e até mesmo fazendo-se o plantio de espécies arbóreas e frutíferas no mesmo momento do plantio da pimenta-do-reino. Para o cacau, os espaçamentos mais utilizados são: 4,0 m x 5,0 m; 4,0 m x 4,0 m; e 5,0 m x 5,0 m, dependendo do espaçamento inicial da pimenta-do-reino. O cacau, assim como as demais espécies vegetais, pode atingir a fase produtiva sem a necessidade de adubação, pois se beneficia da adubação das pimenteiras.

Como exemplo de um SAF em Tomé-açu, considere um SAF com pimenta-do-reino, cacau, banana (*Musa* sp.), arroz (*Oryza sativa* L.), açai, taperebá (*Spondias mombin* L.) e mogno (*Swietenia macrophylla*) (JAPAN INTERNATIONAL COOPERATION AGENCY – JICA, 2013). As diferentes espécies são plantadas em linhas. As estacas marcam o local onde cada muda de pimenta-do-reino é plantada (FIGURA 4A; B). As mudas de cacau e banana são plantadas alternadamente no espaço entre as linhas da pimenta-do-reino (FIGURA 3A; C; D). A principal função da bananeira é a de fornecer sombra ao cacau. O arroz é plantado entre a linha da pimenta-do-reino e a linha do cacau com a banana (FIGURA 3E). O arroz é colhido no primeiro ano, possibilitando a geração de renda desde o ano de implantação do SAF. O açai, o taperebá e o mogno são plantados com o espaçamento de 24 m x 24 m. A pimenta-do-reino começa a frutificar no segundo ano (FIGURA 4G) e configura a cultura mais importante economicamente até o quinto ano. O cacau cresce na sombra da bananeira (FIGURA 4F). O cacau (fruto) é produzido a partir do terceiro ano (FIGURA 4H).



FIGURA 3 - FASE INICIAL DE UM SAF COM COM PIMENTA-DO-REINO, CACAU, BANANA, ARROZ, AÇAÍ, TAPEREBÁ E MOGNO NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU. A) LINHAS DE PLANTIO COM PIMENTA-DO-REINO E LINHA DE PLANTIO COM CACAU E BANANA; B) MUDA DE PIMENTA-DO-REINO; C) MUDA DE CACAU; D) MUDA DE BANANA; E) PLANTIO DO ARROZ; F) CACAUERO CRESCENDO NA SOMBRA DA BANANEIRA; G) FRUTIFICAÇÃO DA PIMENTA-DO-REINO NO SEGUNDO ANO; F) PRODUÇÃO DO CACAU NO TERCEIRO ANO.

FONTE: JICA (2013)

O açaizeiro, o taberebá e o mogno possuem rápido crescimento nos primeiros anos (FIGURA 4). No sexto ano do SAF, o cacaeiro pode alcançar 3 m de altura; o açaizeiro, 5 m de altura; e o taperebá e o mogno, 8 m de altura. O açaí e o taperebá já podem ser colhidos a partir do sexto ano. A pimenteira e a bananeira geralmente morrem no sétimo ano. A partir de então, o cacaeiro passa a se desenvolver nas sombras do taperebá e do mogno. Uma característica marcante dos SAFs praticados em Tomé-açu é a presença de espécies arbóreas com madeira de alto valor comercial, como é o caso do mogno. A ideia é que a comercialização desta madeira no futuro sirva como uma importante fonte de renda para a aposentadoria do produtor (JICA, 2013).

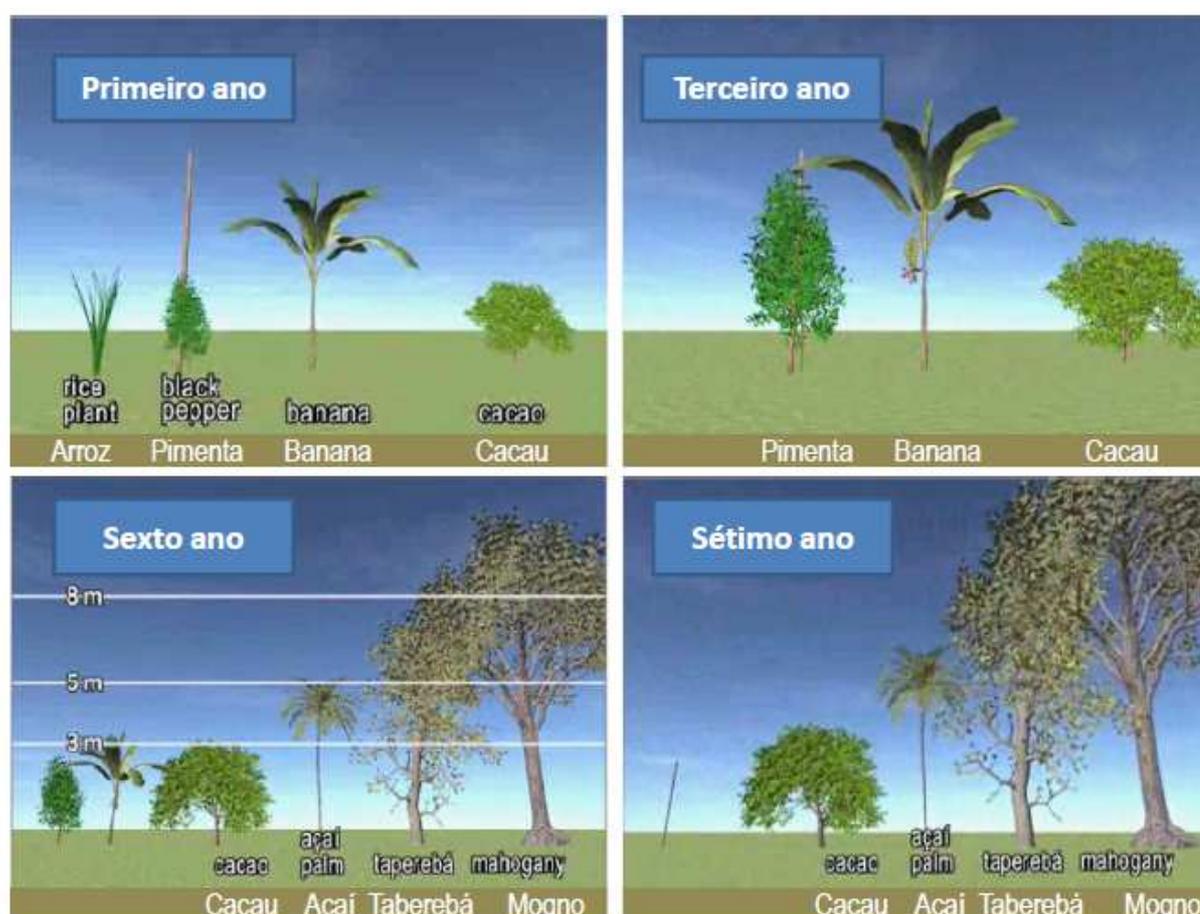


FIGURA 4 - DIFERENTES FASES DE UM SAF COM PIMENTA-DO-REINO, CACAU, BANANA, ARROZ, AÇAÍ, TAPEREBÁ E MOGNO NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU.
FONTE: JICA (2013)

De acordo com Matos (2001), o cultivo do cacaeiro, por suas próprias características, constitui-se naturalmente em um SAF. Mais especificamente, o bom

desenvolvimento do cacaueteiro requer sombreamento, tornando-se necessário associá-lo a outras espécies. O sombreamento é necessário tanto na fase de implantação (sombra provisória) quanto durante a fase produtiva (sombra definitiva). A finalidade do sombreamento é a de amenizar os fatores ambientais adversos. O sombreamento em excesso é indesejável, na medida em que proporciona maior umidade ao ambiente, o que favorece a proliferação de doenças. A escassez de sombra, por sua vez, permite maior incidência de raios solares sobre as copas, acelerando o metabolismo da planta, exigindo-se com isso maior suprimento de água e nutrientes do solo (MATOS, 2001).

A vassoura-de-bruxa, causada pelo fungo *Moniliophthora perniciosa*, é a doença mais importante para a cacauicultura brasileira. Ela é endêmica na região Amazônica, sendo observada há mais de dois séculos sobre cacaueteiros nativos tanto nas áreas de várzea quanto nas matas primárias de terra firme. A doença provoca a hipertrofia dos ramos acompanhada de intensa brotação das gemas laterais, conferindo aos ramos o aspecto de uma “vassoura”. Os frutos infectados em estágios mais desenvolvidos (dois a três meses) apresentam, quando adultos, amêndoas apodrecidas e aderidas entre si. Os cacaueteiros podem perder até 90% da produção nas plantações cujas medidas de controle não são realizadas satisfatoriamente todos os anos. O controle da vassoura-de-bruxa é realizado por meio de tratamentos culturais, especialmente a poda fitossanitária e a aplicação de fungicidas (ALMEIDA, 2001).

Em relação ao desempenho econômico dos SAFs em Tomé-Açu, Yamada e Gholz (2002) compararam a renda bruta e a renda líquida entre 25 SAFs e 3 sistemas de pastagens com braquiária (*Brachiaria spp.*). Em função das espécies econômicas predominantes, os SAFs foram classificados em 8 grupos: 1) açáí; 2) acerola; 3) pimenta-do-reino; 4) cacau com espécies de sombra; 4) cacau com seringueira; 5) cacau ou cupuaçu com floresta mista, o que incluiu, entre outras espécies, a andiroba, castanheira (*Bertholletia excelsa* H.B.K), cedro (*Cedrela odorata* L.), freijó e mogno; 7) cupuaçu; e 8) maracujá. Verificou-se que os SAFs, praticados em talhões entre 10 e 20 ha, produziram rendas comparáveis àquelas dos sistemas de pastagens, praticadas em áreas muito maiores (entre 400 e 1.200 ha). Além disto, os SAFs geraram mais postos de trabalho, mais empregos fixos e melhores salários.

Mendes (2005) caracterizou dois SAFs com cacau praticados em Tomé-açu. O *SAF cacau 1* foi caracterizado, a partir do oitavo ano de cultivo, pela produção do cacau, paricá e açai (QUADRO 1).

SAF cacau 1	Anos de cultivo																				
Espécie	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Cacau	Plantio			Fase produtiva																	
Paricá	Plantio								Fase produtiva												
Açai	Plantio			Fase produtiva																	

Plantio
 Fase produtiva

QUADRO 1- CARACTERIZAÇÃO DE UM SAF COM CACAU, PARICÁ E AÇAÍ NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU
 FONTE: Mendes (2005)

O cacau foi plantado no espaçamento de 3 m x 3 m. A produtividade do cacau foi de 800 kg/ha.ano. A comercialização do cacau representou 52,2% da receita líquida anual do *SAF cacau 1* a partir do oitavo ano de cultivo (TABELA 4).

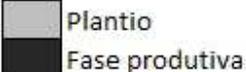
TABELA 4 - RECEITA LÍQUIDA DE UM SAF COM CACAU, PARICÁ E AÇAÍ NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU.

Espécie	Espaçamento	Rendimento (unidade/ha.ano)	Receita líquida (R\$/ha.ano)	Participação %
Cacau	3 m x 3 m	800 kg	880,0	52,2
Açai	6 m x 6 m	200 latas	310,0	18,4
Paricá	5 m x 2,5 m	25 m ³	495,0	29,4
TOTAL	-----	-----	1.685,0	100,0

FONTE: Mendes (2005)

O *SAF cacau 2* foi caracterizado, a partir do nono ano de cultivo, pelas produções do cacau, castanha e andiroba (QUADRO 2).

SAF cacau 2	Anos de cultivo																	
Espécie	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Cacau	Plantio			Fase produtiva														
Castanha	Plantio																	
Andiroba	Plantio						Fase produtiva											



 Plantio

 Fase produtiva

QUADRO 2- CARACTERIZAÇÃO DE UM SAF COM CACAU, CASTANHA E ANDIROBA NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU

FONTE: Mendes (2005)

A partir do nono ano, quando as três espécies se apresentavam em fase produtiva, a comercialização do cacau representou 30,1% da renda líquida anual do SAF cacau 2 (TABELA 5).

TABELA 5 - RECEITA LÍQUIDA DE UM SAF COM CACAU, CASTANHA E ANDIROBA NO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU.

Espécie	Espaçamento	Rendimento (unidade/ha.ano)	Receita líquida (R\$/ha.ano)	Participação %
Cacau	3 m x 3 m	800 kg	880,0	30,1
Castanha	22 m x 22 m	40 kg/pé	124,0	4,2
Andiroba	6 m x 6 m	3 l/pé	1.922,0	65,7
TOTAL	-----	-----	2.926,0	100,0

FONTE: Mendes (2005)

2.1.2.1.2 Plantio de paricá

O paricá (*Schizolobium amazonicum*) é uma leguminosa arbórea heliófila de rápido crescimento, comum em muitas regiões do bioma Amazônia, presente em florestas primárias e florestas secundárias de terra firme (CARVALHO, 2007). Adaptada ao clima equatorial semiúmido, com pluviosidade predominante entre 1500 a 2000 mm/ano, o paricá apresenta explosão de crescimento na estação chuvosa, sendo pouco tolerante a solos alagados. Os plantios têm apresentado rápido crescimento volumétrico em latossolos bem estruturados, com teores de argila até 65% (VIDAURRE, 2012).

Existem cerca de 50.000 ha de paricá plantados no Pará, em sua maioria nos municípios de Dom Eliseu e Paragominas (MARQUES; YARED; SIVIERO, 2006). O paricá é a espécie nativa atualmente mais plantada no Pará, o que se justifica pelas características da madeira, apropriadas para a indústria de lâminas e

compensados, e pela a possibilidade de produção mais rápida que de outras espécies nativas na região. Na maioria dos povoamentos do Paricá, os fustes são retos e desprovidos de ramificações persistentes, o que facilita o seu uso como matéria-prima para a indústria de lâminas e compensados (MARQUES; YARED; SIVIERO, 2006).

Em plantios comerciais bem conduzidos, localizados na região de Dom Eliseu, estado do Pará, as árvores alcançaram em torno de 25 m de altura, com diâmetro a altura do peito (DAP) aproximado de 25 cm ao final do sétimo ano. Nestes povoamentos, observou-se produtividades de até 35 m³/ha.ano (VIDAURRE, 2012).

O paricá responde bem à maioria das práticas silviculturais, tais como controle de matocompetição, adubações, principalmente aquelas à base de fósforo e nitrogênio, e regularização dos espaçamentos adotados dentro do plantio. Rondon (2002) recomenda plantios a pleno sol com espaçamentos de 4 m x 3 m ou 4 m x 4 m, permitindo bom crescimento, além de facilitar as atividades mecanizadas na área.

Com relação a pragas e doenças, constatou-se, em alguns povoamentos em Paragominas, intenso desfolhamento, principalmente nas plantas mais jovens, os quais foram ocasionados por lagartas desfolhadoras (MARQUES; YARED; SIVIERO, 2006). Também se constatou a ocorrência de cigarras nas raízes e troncos em povoamentos de paricá localizados nos municípios de Itinga, estado do Maranhão, e de Paragominas, estado do Pará (ZANUNCIO *et al.*, 2004).

A utilização crescente da madeira do paricá pelas indústrias de lâminas aumenta a disponibilidade de resíduos decorrentes do processo de laminação: lâminas que não atendem aos padrões de qualidade e o rolo central (rolo resto). Assim, o aproveitamento dos resíduos para a geração energética pode se tornar vantajoso (VIDAURRE *et al.*, 2012).

2.1.2.2 Bioma Cerrado

O bioma Cerrado já perdeu cerca de 48% da sua área original de 204 milhões ha de vegetação nativa (CSR/IBAMA, 2009). As principais causas do desmatamento são a pecuária, a agricultura e a produção de carvão vegetal (RATTER; RIBEIRO; BRIDGEWATER, 1997; JEPSON *et al.*, 2005; KLINK;

MACHADO, 2005; DUBOC *et al.*, 2007; JEPSON *et al.*, 2005). Até o ano de 2002, 54 milhões ha estavam ocupados por pastagens e 21,56 milhões ha, por culturas agrícolas (SANO *et al.*, 2008).

A pecuária se caracteriza por sistemas extensivos de produção, que se baseiam em gramíneas exóticas, notadamente a braquiária, no uso do fogo, usualmente para estimular a rebrota, e pelo uso limitado de insumos (MMA, 2011). A facilidade de dispersão de gramíneas exóticas apresenta uma ameaça para a biodiversidade (KLINK; MACHADO, 2005; MMA, 2011).

Apesar de o fogo ser um elemento natural importante nos processos ecológicos do cerrado, os incêndios de origem antrópica, em regimes intensos e frequentes, podem prejudicar o ambiente, ocasionando a emissão de consideráveis quantidades de carbono, impactos ao solo, como perdas de nutrientes e erosão, e danos à biodiversidade e à saúde humana (RATTER; RIBEIRO; BRIDGEWATER, 1997; MMA, 2011). Além da renovação do pasto, os incêndios também estão associados ao desmatamento ilegal e à produção de carvão vegetal de espécies nativas (MMA, 2011).

Ressalta-se que cerca de 50% da matéria-prima destinada à produção de carvão vegetal no Brasil é oriunda de mata nativa, especialmente do Cerrado (DUBOC *et al.*, 2007). O principal cultivo agrícola no Cerrado é a soja. Nos últimos anos, as lavouras para a produção de bicompostíveis, sobretudo os canaviais, também vêm avançando rapidamente sobre áreas de vegetação natural (MMA, 2011). A erosão do solo e o uso excessivo de corretivos agrícolas e agrotóxicos no Cerrado representam sérios problemas para a biodiversidade e para a saúde pública (RESENDE, 2002).

2.1.2.2.1 Plantio de eucalipto

Segundo Higa, Mora e Higa (2000), o gênero *Eucalyptus* contempla mais de 600 espécies, as quais estão adaptadas a diferentes condições edofoclimáticas e podem ser utilizadas para diferentes finalidades. No Brasil e no mundo, o eucalipto tem sido preferencialmente utilizado dentre outras espécies florestais devido ao seu rápido crescimento, capacidade de adaptação às diversas condições edafoclimáticas e pelo potencial econômico da madeira e seus derivados (EMBRAPA, 2012a).

O eucalipto foi introduzido no Brasil, em 1904, com o objetivo de produzir lenha, postes e dormentes para as estradas de ferro na Região Sudeste. Na década de 1950, passou a ser usado como matéria-prima na produção de papel e celulose. A expansão expressiva do cultivo de eucalipto ocorreu nas décadas de 1960 e 1970 por conta dos incentivos fiscais para plantios florestais (DOSSA *et al.*, 2002a).

A produtividade média do eucalipto situa-se acima de 35 m³/ha.ano em regiões com precipitação pluviométrica de pelo menos 1.000 mm/ano (PALUDZYSZN FILHO; SANTOS, 2011), podendo alcançar até 60 m³/ha.ano em alguns casos (SFB, 2012a).

O setor florestal brasileiro de florestas plantadas se destaca na produtividade florestal dos gêneros *Eucalyptus* e *Pinus*. Além dos fatores ambientais favoráveis para a silvicultura destes gêneros no Brasil, novas tecnologias vêm sendo utilizadas para aumentar a produtividade, como o melhoramento genético de sementes e a clonagem (SFB, 2012a). O melhoramento genético do eucalipto tem recebido os maiores investimentos nas empresas de base florestal voltadas à produção de papel e celulose (PALUDZYSZN FILHO; SANTOS, 2011).

Normalmente, o eucalipto necessita de solos com profundidades superiores a um metro e que não estejam encharcados (HIGA; MORA; HIGA, 2000). Sob o ponto de vista climática, o fator mais limitante para a adaptação do eucalipto na Região Sul são as geadas (HIGA; MORA; HIGA, 2000).

O eucalipto ocupa 70,8% (5,1 milhões ha) da área total de florestas plantadas no Brasil. Da área plantada com eucalipto, 53% se concentra na Região Sudeste (FIGURA 5) (ABRAF, 2013). Este fato está associado à ocorrência rara de temperaturas negativas, a presença de solos aptos para a sua silvicultura, a distribuição relativamente homogênea das chuvas e a proximidade com os portos, uma vez que os principais produtos de exportação utilizam a madeira de eucalipto (celulose e papel) ou dependem do carvão vegetal para sua industrialização (ferrogusa) (PALUDZYSZN FILHO; SANTOS, 2011).

A maior parte da área de florestas plantadas com eucalipto no Brasil se destina ao setor industrial de papel e celulose. O segundo setor industrial mais importante é o de siderurgia e carvão vegetal (ABRAF, 2013).

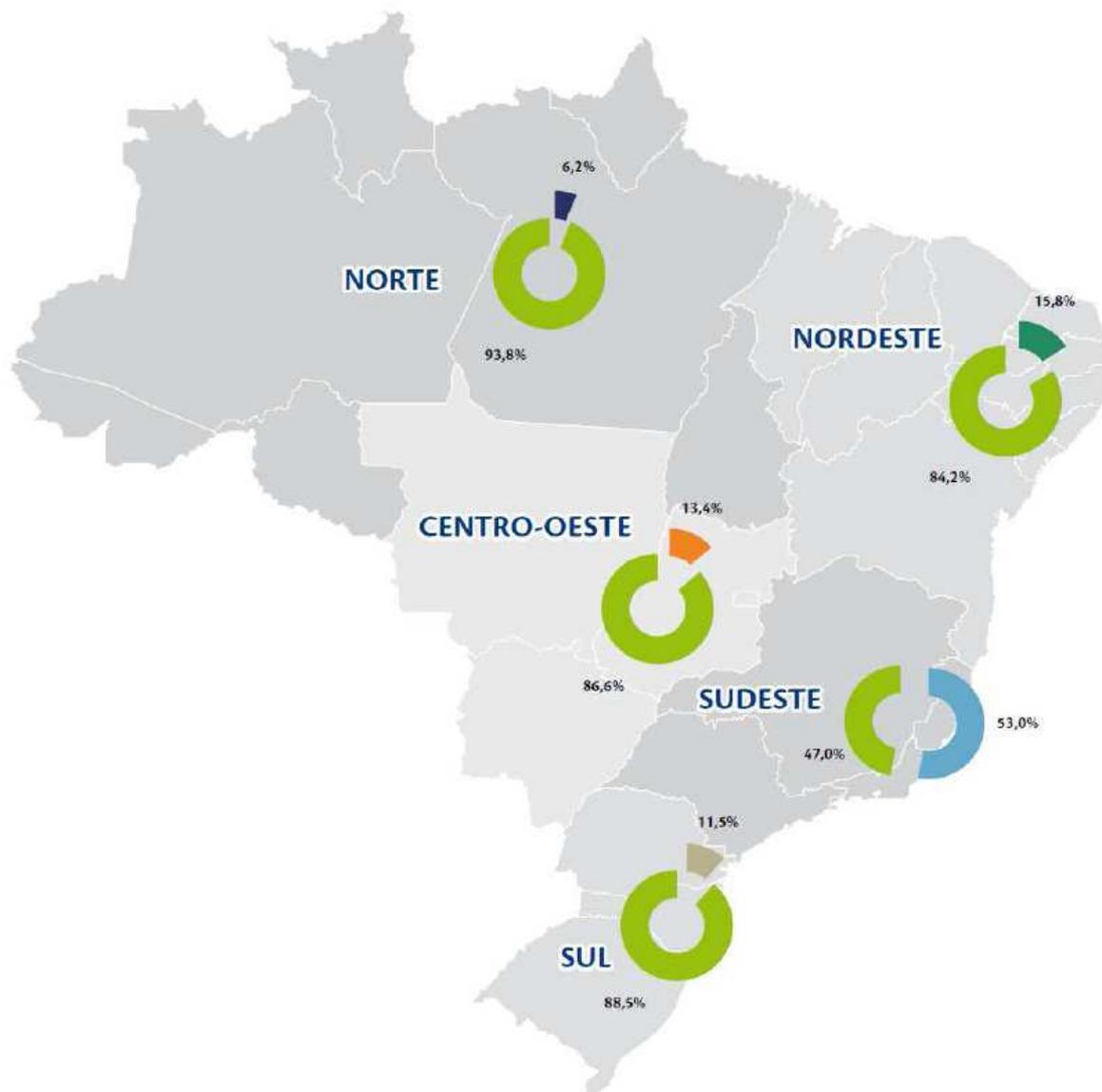


FIGURA 5 - DISTRIBUIÇÃO DAS ÁREAS DE PLANTIO COM EUCALIPTO ENTRE AS REGIÕES BRASILEIRAS

FONTE: ABRAF (2013)

Com o desenvolvimento de novas tecnologias, junto com os avanços tecnológicos em processos já conhecidos, os biocombustíveis de segunda geração, produzidos a partir da celulose de material lenhoso, como o da madeira do eucalipto, poderão desempenhar um papel estratégico e complementar à lenha e ao carvão, atuais usos da madeira para fins energéticos (PALUDZYSZN FILHO; SANTOS, 2011).

Alguns dos pontos de maior controvérsia sobre os impactos ambientais dos sistemas de produção com eucalipto são: a redução da biodiversidade,

susceptibilidade a pragas, doenças e incêndios; consumo de água; e remoção de nutrientes do solo. Segundo Vital (2007), os impactos ambientais dos plantios de eucalipto dependem das condições prévias ao plantio e das técnicas de manejo. As condições prévias ao plantio são caracterizadas, dentre outros fatores, pelo histórico de uso e ocupação da área, regime hídrico, tipo de solo e declividade. Segundo Mora e Garcia (2000), os impactos ambientais do eucalipto, em geral, não diferem daqueles causados por outras monoculturas florestais ou agrícolas.

2.1.2.2.2 Exploração de pequi em Reserva Legal (manejo de cerrado)

As principais formas de utilização da vegetação de cerrado são: aproveitamento alimentar das frutas nativas, aproveitamento de plantas secas para o artesanato, utilização de flora medicinal, coleta de sementes, produção de mudas nativas para a recuperação de áreas degradadas e criação e manejo de fauna silvestre e apicultura (MMA, 2011).

Entre os frutos consumidos pela população local e vendidos nos centros urbanos se destacam os do pequi (*Caryocar brasiliense*), buriti (*Mauritia flexuosa*), mangaba (*Hancornia speciosa*), cagaita (*Eugenia dysenterica*), bacupari (*Salacia crassifolia*), cajuzinho do cerrado (*Anacardium humile*), araticum (*Annona crassifolia*) e as sementes do Barú (*Dipteryx alata*) (MMA, 2012). O pequi se caracteriza como um caso especial, pois, além do retorno financeiro, trata-se de uma espécie com fortes raízes culturais entre a população local (MMA, 2011).

O pequi (FIGURA 6f) está inserido na cultura alimentar de diversas regiões do país, sendo usado em receitas tradicionais como o arroz com pequi, galinhada, doces, licores e sorvetes. Já o seu óleo, flores e folhas são indicados popularmente para usos fitoterápicos (CARRAZZA; ÁVILA, 2010).

O *Caryocar brasiliense* (FIGURA 6a, b), o pequizeiro, pode atingir acima de 10 m de altura ou ter porte pequeno, dependendo dos fatores genéticos e da fertilidade do solo. O caule possui casca espessa (FIGURA 6d); os ramos são grossos e angulosos (FIGURA 6c). As folhas são opostas, trifolioladas e pubescentes (LOPES *et al.*, 2006). Contém normalmente entre 1 e 4 putâmens (caroços) por fruto. O caroço é composto por um endocarpo lenhoso com inúmeros espinhos, contendo internamente a semente, ou castanha, e envolta por uma polpa

de coloração amarela intensa, carnosa e com alto teor de óleo (CARRAZZA; D'ÁVILA, 2010). Possui um rendimento médio de 8,5% de polpa em relação à massa total do fruto (VERA *et al.*, 2005).

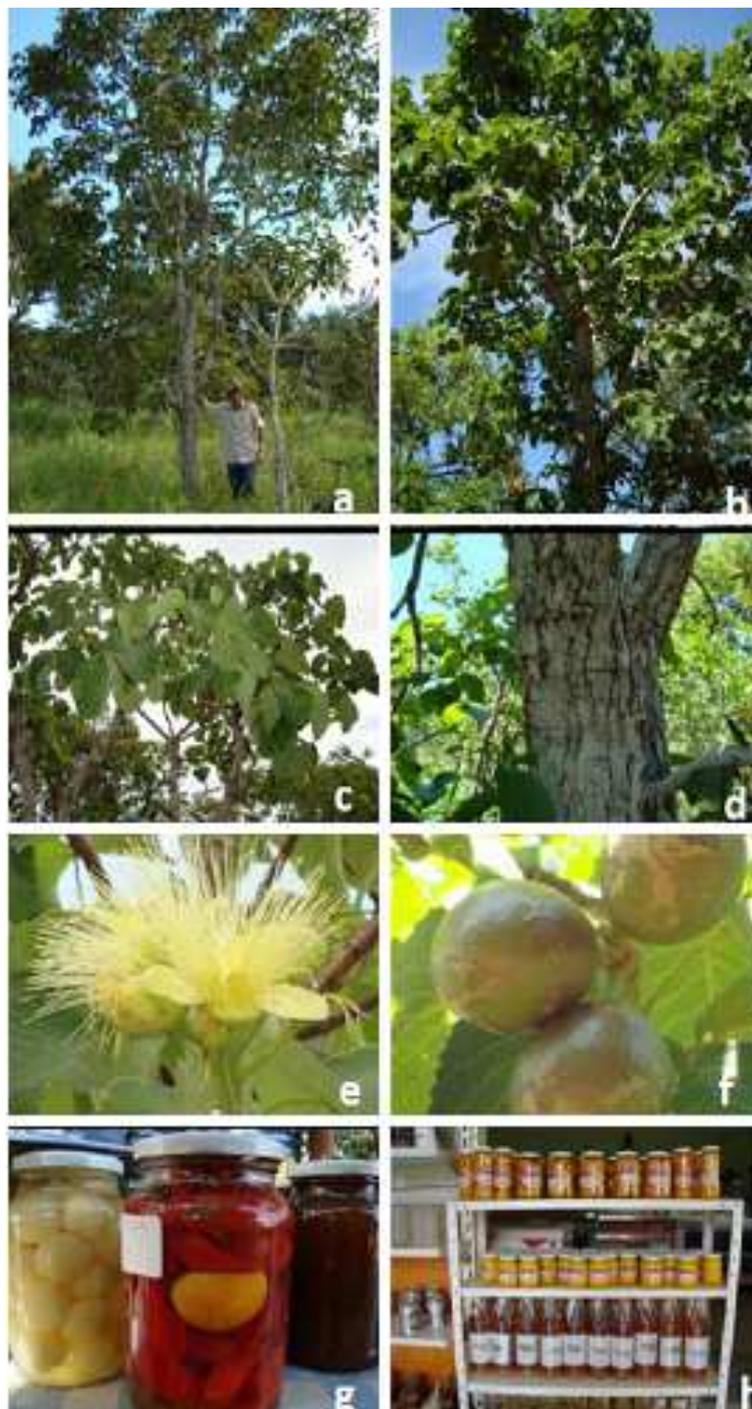


FIGURA 6 - PEQUIZEIRO, PEQUI E SEUS PRODUTOS. A) PEQUI EM FASE ADULTA; B) DETALHE DA COPA; C) FOLHAS; D) TRONCO; E) FLORES; F) FRUTO AINDA IMATURO; G) PIMENTA COM PEQUI H) PRIMEIRA PRATELEIRA COM FRUTOS EM CONSERVA EM ÓLEO; SEGUNDA PRATELEIRA COM A POLPA EM CONSERVA.

FONTE: Dourado (2012)

O pequizeiro possui um ciclo de vida estimado de aproximadamente 50 anos. Sua fase reprodutiva inicia-se a partir do oitavo ano, com a floração ocorrendo normalmente entre os meses de setembro e novembro. A frutificação ocorre entre outubro a fevereiro, produzindo frutos por 20 a 40 dias em média (CARRAZZA; D'ÁVILA, 2010). Ao avaliar a produtividade de 15 pequizeiros em Damianópolis, estado de Goiás, Gulias *et al.* (2008) encontraram uma média de 2.195 frutos por indivíduo.

O *Caryocar brasiliense* se encontra amplamente distribuído no bioma Cerrado, podendo ocorrer em todas as fisionomias do Cerrado no sentido amplo (desde o Cerradão até o Campo Sujo) (AQUINO *et al.*, 2008).

Naves (1999) avaliou a ocorrência do pequizeiro em 50 áreas de 37 municípios do estado de Goiás; do total de 1.504 árvores encontradas, 42% estavam distribuídas em até 10 árvores por hectare.

Grzebieluckas *et al.* (2010) avaliaram o custo de oportunidade do extrativismo do pequi como alternativa aos cultivos de soja, mandioca, cana-de-açúcar e arroz em 14 municípios do estado de Mato Grosso. Os autores *id.* verificaram que, na maior parte dos casos, o custo de oportunidade do pequi foi superior aos das culturas de mandioca e cana-de-açúcar, mas inferior aos das culturas de soja e arroz.

Sant'Anna (2011) avaliou, por meio de uma Simulação Monte Carlo, a margem bruta do extrativismo do pequi nos municípios de Pirapora (MG) e Iporá (GO). Neste estudo, ao simular densidades de dez ou mais árvores produtivas por hectare, o autor *id.* verificou que o extrativismo poderia gerar uma renda bruta competitiva com a da produção de soja.

2.1.2.3 Bioma Mata Atlântica

O bioma Mata Atlântica, cobrindo 13% do Brasil, abriga cerca de 58% da população brasileira (IBGE, 2012b). Em virtude de séculos de exploração humana, a área florestal deste bioma foi reduzido drasticamente. Estima-se que o remanescente florestal represente entre 7 a 27% da área original do bioma (MORELLATO; HADDAD, 2000; TABARELLI *et al.*, 2005; RIBEIRO *et al.*, 2009). Não obstante, a Mata Atlântica ainda abriga uma parcela importante da diversidade

biológica do Brasil (SFB, 2012b). A maior porção do remanescente florestal da Mata Atlântica se encontra em propriedades particulares (RAMBALDI; OLIVEIRA, 2003).

A utilização e a proteção da vegetação nativa do bioma Mata Atlântica são regidas pela Lei 11.428/2006 (BRASIL, 2006), regulamentada pelo DECRETO FEDERAL n. 6.660/2008 (BRASIL, 2008). Esta Lei, por um lado, compreende um importante instrumento de proteção à diversidade, por outro, representa uma barreira à exploração econômica das áreas de Reserva Legal. Esta barreira releva a importância dos sistemas de produção florestal com espécies de rápido crescimento para o abastecimento de madeira na região.

2.1.2.3.1 Plantio de pinus

Espécies do gênero *Pinus* foram introduzidas no Brasil, no século XIX, com finalidade ornamental. Na década de 50, o pinus passou a ser plantado comercialmente visando o abastecimento da indústria de madeira serrada e de papel e celulose (DOSSA, 2002b). A grande expansão dos plantios de pinus ocorreu nas décadas de 1960 e 1970 por conta dos incentivos fiscais para plantios florestais. Durante este período, o pinus foi a principal fonte de matéria-prima para o desenvolvimento da indústria florestal, abastecendo um mercado altamente diversificado (EMBRAPA, 2012b).

O *Pinus taeda* L. é a espécie florestal mais importante economicamente do sul dos Estados Unidos, ocupando cerca de 11,7 milhões ha naquele país (HIGA *et al.*, 2008). No Brasil, o *P. taeda* é a espécie mais plantada entre os pinus. Esta espécie se desenvolve bem nas regiões de clima fresco e inverno frio, com disponibilidade constante de umidade durante o ano: condições climáticas típicas no planalto da Região Sul e da Região Sudeste (EMBRAPA, 2012b). De acordo com HIGA *et al.* (2008), a maior porção da Região Sul não apresenta condições restritivas ao desenvolvimento de *P. taeda*.

No Brasil, o melhoramento genético do pinus, principalmente das espécies de maior valor econômico, como o *Pinus taeda* e o *Pinus elliottii*, possibilitou consideráveis ganhos de produtividade (AGUIAR *et al.*, 2011). O Brasil tornou-se um dos líderes mundiais em produtividade para o pinus, o que se deve à combinação entre as condições edafoclimáticas favoráveis para o seu crescimento, o

melhoramento genético e o desenvolvimento da sua silvicultura. Os plantios com *Pinus taeda* no Brasil podem alcançar incrementos médios anuais (IMA) superiores a 40 m³/ha·ano aos 18 anos de idade (FERREIRA, 2005).

Com 1,56 milhões de hectares, a área plantada com pinus compreende 22% da área total de florestas plantadas no Brasil (ABRAF, 2013). Aproximadamente 85% da área plantada com pinus estão concentrados na Região Sul (FIGURA 7).

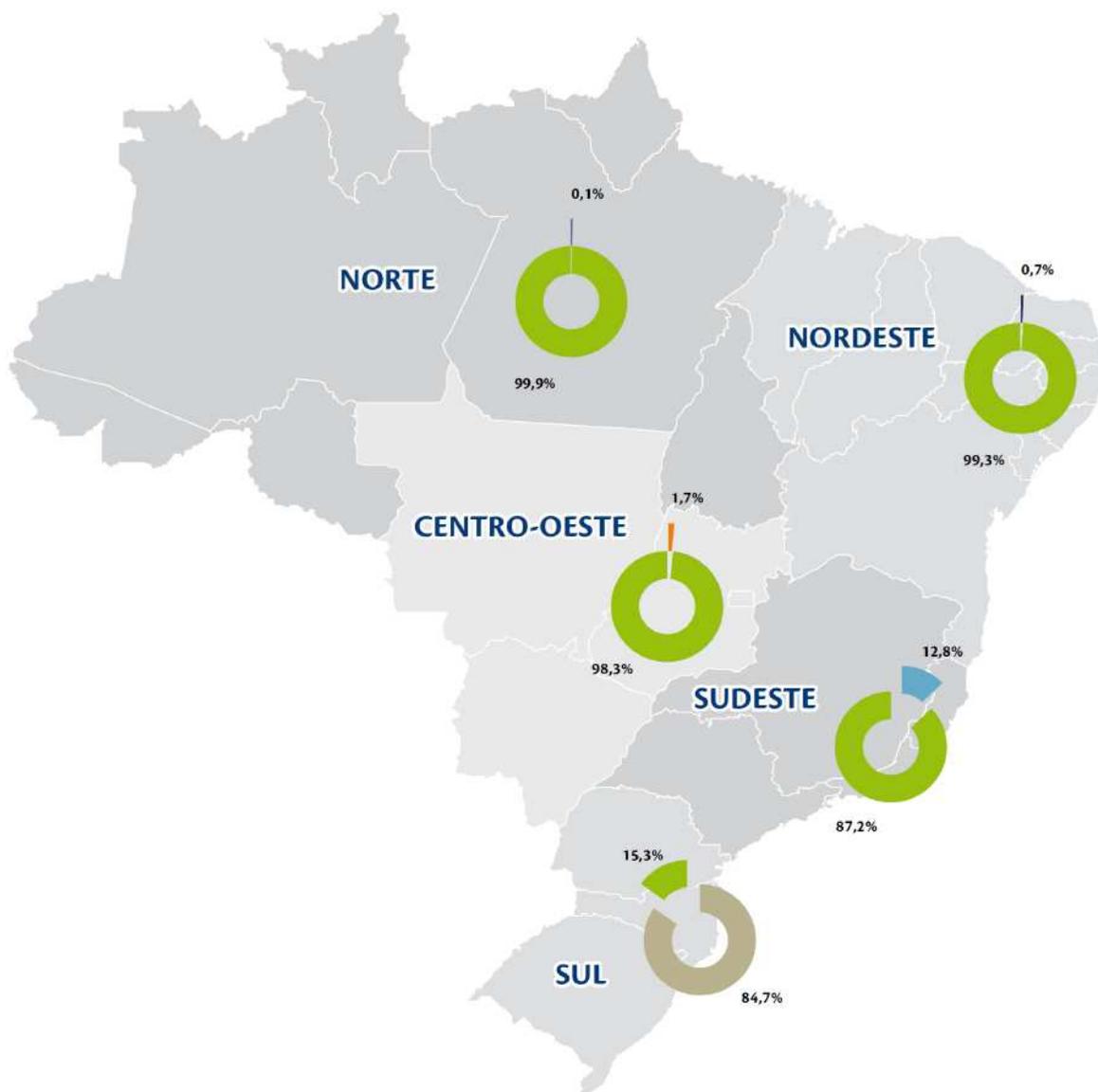


FIGURA 7 - PORCENTUAL DE ÁREAS DE PLANTIOS DE PINUS POR REGIÃO
FONTE: ABRAF (2013)

Em âmbito estadual, o estado do Paraná possui a maior área plantada com pinus (39,7%), seguido por Santa Catarina (34,5%), Rio Grande do Sul (10,5%), São

Paulo (9,3%) e Minas Gerais (3,4%). Quanto à distribuição da área total plantada em relação aos setores industriais, destaca-se a participação dos setores de papel e celulose e o de painéis de madeira industrializada (ABRAF, 2013).

Segundo Vasques *et al.* (2007), a produção de pinus na Região Sul é um processo de baixo impacto ambiental e contribui para a proteção do solo, para a redução da pressão sobre remanescentes florestais nativos e para o sequestro de carbono. Uma preocupação ambiental do gênero *Pinus* no sul do Brasil remete à sua facilidade de dispersão. Contudo, segundo os autores *id.*, a facilidade de dispersão do pinus está associada à ocorrência de ecossistemas abertos e frágeis (VASQUES *et al.*, 2007).

2.1.2.3.2 Exploração de bracatinga

A bracatinga é uma espécie heliófita comumente encontrada em capoeiras e capoeirões em florestas secundárias, podendo formar associações puras: os chamados bracatingais. É uma leguminosa e possui baixa longevidade, alcançando até 25 anos (CARVALHO, 2002).

A bracatinga é característica do Planalto Sul Brasileiro e pertence à vegetação secundária da Floresta Ombrófila Mista, precisamente nas formações Montana e Alto Montana. Ocorre naturalmente entre as latitudes 21°30' (Minas Gerais) a 29°50' (Rio Grande do Sul) (FIGURA 8). O clima predominante na sua zona de ocorrência natural é classificado como Cfb pelo sistema de Köppen. A bracatinga não é, generalizadamente, tolerante à geadas e não costuma se desenvolver em solos mal drenados. Ocorre espontaneamente em terrenos rasos a profundos e de fertilidade química variável, constituindo solos geralmente pobres, ácidos e com textura variando de franca a argilosa (CARVALHO, 2002).



FIGURA 8 - LOCAIS IDENTIFICADOS DE OCORRÊNCIA NATURAL DA BRACATINGA
 FONTE: Carvalho (2012)

O sistema de exploração tradicional da bracatinga se baseia na exploração da espécie florestal preferencialmente no sétimo ano. Após a exploração florestal são geralmente plantadas as culturas de milho e/ou feijão na forma tradicional. Esta prática engloba a queima dos resíduos da colheita florestal e o plantio manual em covas das culturas agrícolas. Com os tratamentos culturais aplicados às culturas agrícolas, aproveita-se para controlar, ao mesmo tempo, a população de bracatinga, oriunda da germinação das sementes depositadas naturalmente no solo, e o ciclo se repete (LAURENT; CAMPOS; BITTENCOURT, 1990).

Para a implantação de um novo talhão de bracatinga, o plantio pode ser feito tanto por mudas quanto por semeadura direta. O último, pela sua maior praticidade, é o mais adotado, embora a sua taxa de sobrevivência seja muito inferior ao do primeiro. A quebra de dormência é feita com a rápida imersão das sementes em água fervente. A semeadura é feita com 3 a 10 sementes por cova. Os espaçamentos mais comuns são de 1,0 m x 1,0 m; 1,20 m x 0,60 m; e 1,0 m x 0,80 m. A adubação das covas, o tratamento contra formigas e a capina são essenciais para o desenvolvimento inicial do talhão produtivo (CARPANEZZI; LAURENT, 1988).

A partir da segunda rotação, o sistema de exploração tradicional da bracatinga conta com a regeneração natural da espécie. A regeneração é induzida pela queima dos resíduos da exploração anterior (CARPANEZZI; PAGANO;

BAGGIO; 1997). A queima atua também na limpeza inicial da área de produção, favorecendo o crescimento da bracatinga e das culturas agrícolas (CARPANEZZI, 2006).

No entanto, a queima pode acarretar a exportação de grandes quantidades de nutrientes e, conseqüentemente, comprometer a qualidade do sítio com o passar dos anos. Esta situação é agravada pelo fato de que a adubação do solo é uma prática incomum entre estes produtores (BAGGIO; CARPANEZZI, 1997a).

A queima causa o exaurimento ou a redução muito acentuada do banco de sementes, ora por morte, ora por indução da germinação. A taxa de mortalidade pela ação do fogo é máxima para as sementes localizadas na serrapilheira e diminui em função da profundidade do solo, tendendo a zero a partir de 3 cm de profundidade. A regeneração da bracatinga ocorre de maneira concentrada nos primeiros trinta dias após a queima. A reposição do banco de sementes, pela chuva de sementes local, ocorre de modo maciço a partir do quinto ano de vida (CARPANEZZI; PAGANO; BAGGIO; 1997).

A queima é realizada a partir de meados de setembro, pois as geadas no inverno podem ter efeitos nocivos sobre as plântulas de bracatinga. O milho é plantado nos seguintes espaçamentos: 1,0 m x 1,0 m; 1,2 m x 0,6 m; ou 1,0 m x 0,8 m (os mesmos espaçamentos adotados para a semeadura direta da bracatinga). As capinas das culturas agrícolas, geralmente aos 30 e 60 dias após as suas semeaduras, servem também para eliminar o excesso de plântulas de bracatinga. O feijão é colhido em janeiro e o milho, entre maio e junho (CARPANEZZI; LAURENT, 1988).

Mesmo após o raleio (trato silvicultural de desbaste) durante as duas capinas, a densidade da bracatinga permanece alta (entre 40.000 e 100.000 plântulas/ha) (MACHADO *et al.*, 2001). Porém, os produtores não costumam fazer outros raleios após o cultivo agrícola inicial. Assim, estabelece-se uma forte competição entre os indivíduos de bracatinga. Esta pressão competitiva intraespecífica, por sua vez, promove uma mortalidade acentuada entre os indivíduos até a idade de 4 a 5 anos, quando a densidade do povoamento tende a se estabilizar. A densidade da bracatinga entre seis e oito anos, as idades preferenciais de corte, varia entre 1.400 a 3.000 indivíduos por ha para DAP a partir de 5 cm (CARPANEZZI, 2006).

A forte pressão competitiva intraespecífica da bracatinga prejudica a vitalidade dos indivíduos remanescentes para o corte final, o que se reflete em pequenas dimensões de diâmetro nestes indivíduos. Isto impossibilita a comercialização da madeira para fins nobres, o que geraria maiores receitas ao produtor (CARPANEZZI, 2006).

Tonon (1998) analisou o efeito da densidade inicial da bracatinga (2.000, 4.000, 8.000 e 25.150 plântulas por ha) sobre o desenvolvimento do talhão produtivo durante sete anos, a duração típica do ciclo de exploração da espécie. Verificou-se um efeito estatístico significativo (teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade), e uma relação inversamente proporcional, das densidades iniciais sobre as variáveis DAP médio e volume médio. Além disto, a densidade de 4.000 plântulas por ha, ao sétimo ano, apresentou os maiores valores de volume total e área basal.

De acordo com Baggio e Carpanezi (1997b), a retirada de estacas para horticultura, entre o primeiro e o segundo ano de idade, possibilita minimizar a competição intraespecífica da bracatinga, favorecendo o crescimento das árvores remanescentes. Já os desbastes tardios, como a retirada de escoras aos cinco anos, apenas modificam a distribuição das árvores por classes de diâmetro.

Antes do corte caso da bracatinga, realiza-se normalmente uma roçada no sub-bosque com o intuito de facilitar a derrubada e o arraste da madeira. Durante o corte raso, os caules mais retilíneos são separados e seccionados em escoras entre 3 m a 5 m de comprimento. Estas escoras são usualmente usadas na construção civil. É comum a extração de escoras aos 5 ou 6 anos para atender as necessidades financeiras do proprietário (CARPANEZZI; LAURENT, 1988).

O corte raso é uma atividade muito pouco mecanizada, na qual se utiliza a foice e a motosserra, seccionando-se os galhos e troncos em peças de um metro de comprimento. Em seguida, com o apoio de uma “zorra” (carreta) tracionada por um cavalo ou boi, atualmente substituída por trator com carreta e/ou caminhonete, transporta-se o produto até o carreador, empilha-se as peças de madeira e aguarda-se a sua comercialização e transporte (MAZUCHOWSKI, 2012).

A lenha permanece como a principal utilização da madeira de bracatinga. De fato, a bracatinga fornece lenha e carvão de boa qualidade. Possui valor médio de poder calorífico de 4.700 kcal/kg para lenha e de 7.400 kcal/kg para carvão. A lenha

é fácil de rachar, o que configura uma grande vantagem para uso doméstico (CARPANEZZI, 2006).

Como madeira serrada, ela é usada na construção civil (vigamento e ripas de telhado), pisos e assoalhos, partes internas de móveis (como armação de estofados, estrados de cama e fundos de madeira), caixotaria, embalagens leves e paletes. Como peça torneada, a madeira da bracatinga é utilizada nas partes externas de móveis (CARPANEZZI; LAURENT, 1988; MAZUCHOWSKI, 2012)

Baggio e Carpanezi (1998) identificaram que os sub-bosques dos bracatingais possuem potencial para a produção de madeira para cabos de ferramentas e utensílios domésticos, além de peças para artesanato e marcenaria em geral.

Dentre os seus produtos não madeireiros, a bracatinga fornece néctar e pólen durante o inverno, o que é importante para a apicultura, pois é um período de escassez de alimento para as abelhas. Já as folhas da bracatinga são usadas eventualmente para o consumo animal. Apesar da baixa digestibilidade da forragem, esta é utilizada por animais domésticos e pode ser de grande importância nos períodos frios, quando os pastos estão ressecados (CARPANEZZI, 2006).

A produção da bracatinga predomina na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), envolvendo 14 municípios e uma área estimada de 50 mil hectares (LAURENT; CAMPOS; BITTENCOURT, 1990).

As propriedades, caracterizadas por relevos acidentados, possuem área média de 50 ha. A mediana das áreas das propriedades é inferior a 20 ha, com a predominância da produção de bracatinga disposta em talhões de 2 a 4 ha por propriedade (DOSSA; MONTOYA; MACHADO, 2004).

A produção de bracatinga na propriedade geralmente configura um mosaico de talhões produtivos em idades sequenciais. (MAZUCHOWSKI, 2012). Tal configuração possibilita a geração de uma renda anual ao produtor a partir da venda da madeira de bracatinga.

Nestas propriedades também se encontram áreas com floresta nativa (a Reserva Legal) e com plantios de pinus e eucalipto. Também existem cultivos agrícolas e pecuária de corte e leite, entre outras atividades de menor expressão (DOSSA; MONTOYA; MACHADO, 2004).

A maioria dos produtores é de terceira idade e depende da aposentadoria para a complementação da renda. As famílias desses produtores são constituídas em torno de três pessoas. Mas para cada família, apenas 1,5 integrante, em média, está envolvido na exploração da bracatinga. Isto se justifica essencialmente por dois fatores: (1) o baixo valor de venda da madeira e (2) o tamanho limitado dos talhões produtivos. Estes dois fatores, em conjunto, inviabilizam a geração de uma renda competitiva com os centros urbanos da RMC (DOSSA; MONTOYA; MACHADO, 2004).

A renda média anual com a venda da madeira de bracatinga em propriedades até 30 ha foi estimada em R\$ 6.649,0. Este valor representa R\$ 554,0 por mês ou R\$ 369,0 por pessoa e por mês (MAZUCHOWSKI, 2012). No meio urbano da RMC, em comparação, o salário mínimo durante a pesquisa dos autores *id.* era de R\$ 510,0. O trabalhador no meio urbano da RMC também recebe os benefícios do décimo terceiro salário, férias e FGTS (MAZUCHOWSKI, 2012).

A produtividade média dos bracatingais, na RMC, considerando um ciclo de 7 anos, é relativamente baixa, variando entre 150 a 200 m³/ha (21,4 a 28,6 m³/ha.ano). Entre os motivos que explicam esta produtividade limitada destacam-se: (1) tratos culturais insuficientes, especialmente os de raleio; (2) exportação de nutrientes pela lenha e pela queimada (CARPANEZZI, 2006); e (3) ausência de melhoramento genético de sementes para a produção de madeira industrial e por tipo de sítios de produção (MAZUCHOWSKI, 2012).

Os fatores que justificam a permanência do sistema tradicional de exploração da bracatinga são: manejo simples, pouco oneroso, com ciclo de produção curto e pouco exigente na quantidade e na qualidade da mão de obra. Além disto, na percepção dos produtores, o mercado de lenha é relativamente estável e seguro (GRAÇA; RIBAS; BAGGIO, 1986).

Não obstante, MAZUCHOWSKI (2012) estimou uma redução de 47% na área total de exploração da bracatinga no estado do Paraná entre os anos 2000 e 2010. Entre os fatores por trás da redução dos bracatingais destacam-se (MAZUCHOWSKI, 2012):

- a) restrições ambientais para a exploração da bracatinga por se tratar de uma espécie florestal nativa, mais especificamente a Lei 11.428/2006 (BRASIL,

2006) e a Resolução Conjunta IBAMA/SEMA/IAP 01/2007, regulamentada pela Portaria IAP 108/2007 (PARANÁ, 2007).

- b) burocratização e demora na liberação da autorização de corte pelo órgão ambiental competente;
- c) substituição gradual das áreas de bracatinga por plantações de espécies exóticas (pinus e/ou eucalipto);
- d) êxodo rural associado à baixa remuneração da exploração da bracatinga.

2.2 SUSTENTABILIDADE DE SISTEMAS DE PRODUÇÃO

2.2.1 Desenvolvimento sustentável

A Revolução Industrial, iniciada no norte da Inglaterra no final do século XVIII, foi marcada por um amplo espectro de transformações sociais e econômicas, pelo desenvolvimento tecnológico e pelos aumentos da poluição e da demanda de recursos naturais. A relação entre a sociedade humana e o ambiente não era vista como uma questão prioritária no século XIX. As questões sociais dominantes na época compreendiam as causas da desigualdade social, o combate à pobreza, a melhoria das condições de vida nos centros urbanos e a avaliação dos futuros rumos do desenvolvimento industrial (GIDDENS, 2009). Apesar de cada um dos reconhecidos “fundadores” da sociologia – Durkheim, Weber e Marx – terem dado atenção a algum aspecto da relação natureza e sociedade, as questões ambientais não foram temas centrais nos seus trabalhos (HANNIGAN, 2006).

Na primeira metade do século XX, o meio ambiente ganhou notoriedade por conta de problemas e acidentes ambientais ocorridos em diferentes regiões do mundo. Alguns destes acidentes acarretaram a perda de centenas a milhares de vidas humanas (TOLBA, 2002; KEMP, 2004; LERNER; LERNER, 2006; TALBOT, 2008).

Em 1962, Rachel Carson, naturalista e pesquisadora em biologia marinha, publicou o bestseller *Silent Spring* (Primavera Silenciosa), no qual ela documentou eloquentemente os efeitos nocivos dos pesticidas, especialmente o DDT, para o ambiente e a saúde humana (CARSON, 1980). Esta obra foi um marco histórico do

movimento ambiental, especialmente nos Estados Unidos, e culminou na proibição do uso do DDT nos Estados Unidos anos mais tarde (ORESQUES, 2004).

Em 1972, o Clube de Roma, um *thinktank* global, publicou a obra “Limites para o Crescimento” (MEADOWS *et al.*, 1972). Neste trabalho, os autores *id.* discutiram os resultados de um modelo computacional criado para simular as consequências do crescimento econômico desregulado, do crescimento populacional e da exploração desmedida dos recursos naturais. Concluiu-se que ainda seria possível evitar uma crise ambiental global, mas que isto exigiria tremendos esforços da sociedade. Caso contrário, o ambiente não suportaria o crescimento econômico até o ano de 2100. Um dos maiores questionamentos dos autores *id.* foi se a sociedade estaria preparada ou disposta a adotar novas formas de agir e pensar.

Até o início da década de setenta, o desenvolvimento era interpretado como um processo quase que exclusivamente econômico, o qual poderia ser rigorosamente avaliado pelo produto nacional bruto (PNB). Em muitos países em desenvolvimento, a preocupação ambiental era vista como uma ameaça ao desenvolvimento. Neste sentido, se a poluição implicasse em industrialização e, portanto, em desenvolvimento, então ela poderia até ser algo desejável por muitos. Outros ainda enxergavam o discurso ambiental como uma maneira de “formalizar” ou justificar a exploração dos países ricos sobre os países pobres (TOLBA, 2002; BURGER; MAYER, 2003).

Uma nova perspectiva sobre a relação entre o desenvolvimento e o meio ambiente emergiu na Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, em 1972, também conhecida como Conferência de Estocolmo (EARTH COUNCIL *et al.*, 2002). Nesta conferência, as questões ambientais, que se limitavam basicamente ao controle da poluição, foram elevadas como condicionantes da qualidade de vida humana e da garantia dos interesses das futuras gerações. A busca do crescimento econômico sem consideração a outros fatores, como necessidades básicas, respeito ao próximo, ar puro, água, abrigo e saúde, foi questionada de gerar condições de vida indignas ao ser humano. Reconheceu-se que dois terços da população mundial estavam vivendo sob condições de pobreza, desnutrição, analfabetismo e miséria. Logo, satisfazer as necessidades básicas de vida nos países em desenvolvimento seria um requisito

fundamental para que a sociedade avançasse nas questões ambientais. No entanto, estes países deveriam promover um “desenvolvimento correto”, alinhado às questões ambientais, evitando-se cometer os mesmos erros dos países desenvolvidos. A conferência foi bem sucedida em colocar o meio ambiente em posição proeminente na agenda política da maioria dos países. Uma das recomendações da conferência resultou na criação de uma nova agência das Nações Unidas: o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (EARTH COUNCIL *et al.*, 2002).

Em 1987, a Comissão Mundial das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (CMMAD) apresentou um documento chamado “Nosso Futuro Comum”, também conhecido como Relatório Brundtland. Neste documento, o desenvolvimento sustentável é definido como aquele que atende às necessidades do presente, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atenderem às suas próprias necessidades. Além disto, reconhece-se que o desenvolvimento sustentável é limitado pelo estágio atual da tecnologia e da organização social. Porém, conforme o documento, tanto a tecnologia quanto a organização social podem ser geridas e aprimoradas para proporcionar uma nova era de crescimento econômico (CMMAD, 1998).

O desafio de desenvolvimento sustentável lançado pela CMMAD levou à convocação da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, ou Eco92, realizada no Rio de Janeiro. A busca por um desenvolvimento economicamente, socialmente e ambientalmente adequado foi o foco de tratados e convenções estabelecidos durante a convenção. Entre estes, destacam-se a Agenda 21, a Convenção sobre Diversidade Biológica, a Convenção sobre Mudanças Climáticas, a Declaração sobre Princípios Florestais e a Declaração do Rio sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (UN, 2013; EARTH COUNCIL *et al.*, 2002; WORLD SUMMIT ON SUSTAINABLE DEVELOPMENT – WSSD, 2013).

A Declaração sobre Princípios Florestais refletiu o primeiro consenso global sobre as florestas, sendo aplicável para todos os tipos de florestas, naturais ou plantadas, assim como para todas as regiões geográficas e zonas climáticas do planeta. Os recursos florestais, de acordo com os princípios deste documento, devem ser manejados de forma sustentável para atender às necessidades sociais, econômicas, ecológicas e espirituais da geração atual e das gerações futuras, o que

inclui, entre outros benefícios, a madeira, água, comida, combustível, abrigo, mão de obra, recreação, habitat para a vida selvagem, diversidade da paisagem e reservatórios de carbono. Além disto, a importância das plantações florestais, tanto de espécies nativas quanto de espécies introduzidas, como uma fonte sustentável de energia renovável e de matéria prima industrial deve ser reconhecida e promovida, assim como o seu papel de minimizar as pressões sobre ecossistemas naturais e de criar empregos para as comunidades locais. Finalmente, mas não menos importante, as políticas florestais nacionais, conforme este documento, devem reconhecer e proteger a identidade, a cultura e os direitos das comunidades indígenas e de outras comunidades tradicionais, dependentes diretamente das florestas, assegurando, ao mesmo tempo, que elas tenham condições de obter ganhos econômicos a partir das atividades florestas (EARTH COUNCIL *et al.*, 2002).

2.2.2 Avaliação da Sustentabilidade

O desenvolvimento sustentável vem se consolidando como um dos temas centrais na pauta política mundial. Entretanto, a comunidade científica está longe de obter um consenso sobre como definir, planejar e avaliar o progresso rumo ao desenvolvimento sustentável (GASPARATOS; SCOLOBIG, 2012). A literatura científica é rica em trabalhos discutindo sobre diferentes métodos de valoração da sustentabilidade (NESS *et al.*, 2007; GASPARATOS; ELHARAM; HOMER, 2009; SICHE *et al.*, 2008; SINGH *et al.*, 2009; GASPARATOS; SCOLOBIG, 2012). Segundo Gasparatos e Scolobig (2012), o que falta são diretrizes e critérios na escolha entre os diferentes métodos. Possivelmente, nenhum método, isolado, consiga contemplar todas as dimensões da sustentabilidade (CUADRA; BJORKLUND, 2007; GASPARATOS; ELHARAM; HOMER, 2009; AGOSTINHO; ORTEGA, 2012).

2.2.3 Avaliação econômica da sustentabilidade

2.2.3.1 Viabilidade econômica de projetos florestais privados

Segundo Rezende e Oliveira (2001), a análise financeira ou econômica de um projeto compreende a aplicação de técnicas e critérios para analisar a sua viabilidade econômica. A análise financeira ou econômica está enraizada no paradigma utilitarista de valoração, o qual é discutido no próximo tópico (2.2.3.2).

A viabilidade econômica é uma premissa fundamental para a sustentabilidade de um projeto. Um projeto é viável economicamente se a sua receita total for superior ao seu custo total, ou seja, se o projeto for lucrativo. Esta análise é baseada no fluxo de caixa do projeto. O último consiste na distribuição dos custos e receitas ao longo da vida útil do projeto (REZENDE; OLIVEIRA, 2001).

Existem diferentes métodos para a análise econômica de projetos. Alguns dos métodos consideram o valor do capital no tempo, enquanto outros não. Os últimos são mais aplicados para projetos de curta duração e em países com baixo nível inflacionário (REZENDE; OLIVEIRA, 2001).

Dentre os métodos que consideram o valor do capital no tempo se destacam: o valor presente líquido (VPL), a taxa interna de retorno (TIR) e a razão benefício custo (RBC) (CASAROTO; KOPITKE, 2000; REZENDE; OLIVEIRA, 2001; CLEMENTE; SOUZA, 2008).

Do ponto de vista técnico, dois ou mais projetos podem ser *compatíveis* ou *mutuamente exclusivos*. Se os projetos forem compatíveis, a execução de um deles não afeta a possibilidade de execução dos demais. Na análise financeira de projetos compatíveis, os três métodos (VPL, TIR e RBC) produzem as mesmas recomendações sobre se os projetos devem ou não ser executados (GODSEY *et al.*, 2009). Para projetos mutuamente exclusivos, a execução de um projeto implica a impossibilidade de execução dos demais (REZENDE; OLIVEIRA, 2001). Se dois ou mais projetos mutuamente exclusivos forem viáveis economicamente, recomenda-se a utilização do VPL como critério de seleção entre os projetos (GODSEY *et al.*, 2009). Se os projetos possuírem diferentes durações, então eles não podem ser comparados diretamente pelo VPL. Neste caso, pode-se calcular o índice benefício

custo periódico equivalente (BCPE), o qual representa a parcela periódica e constante que equivale ao VPL do projeto (REZENDE; OLIVEIRA, 2001).

É por meio da taxa de desconto que os valores do fluxo de caixa são descontados para a *data presente*. Esta data é definida arbitrariamente, sendo geralmente fixada no início da vida útil do projeto (CASAROTO; KOPITTKKE, 2000; REZENDE; OLIVEIRA, 2001; CLEMENTE; SOUZA, 2008).

Uma vez descontados os valores para a data presente, é possível comparar valores incidentes em diferentes pontos no tempo, o que é de grande importância para a avaliação econômica de projetos a longo prazo, tais como projetos florestais. Para projetos de longa duração, os resultados da análise econômica são bastante sensíveis às variações na taxa de desconto. Assim, uma das maiores dificuldades na análise econômica de um projeto florestal remete à escolha da taxa de desconto mais apropriada (REZENDE; OLIVEIRA, 2001).

A escolha da taxa de desconto depende, sobretudo, da posição do investidor. Por exemplo, se o investimento é feito por meio de contratação de empréstimos, a taxa de desconto deverá ser mais elevada que a taxa de empréstimo, pois a primeira necessita cobrir o lucro assim como as incertezas e riscos do empreendimento (REZENDE; OLIVEIRA, 2001). Caso o empreendimento seja implantado com capital próprio, a taxa de desconto deverá, no mínimo, equivaler ao custo oportunidade deste capital: a taxa de retorno sobre o capital caso ele fosse investido no mercado financeiro ou então na implantação de outros projetos internos, considerando as incertezas e os riscos para cada uma destas alternativas de investimento (DAVIS *et al.*, 2005).

O risco de um investimento se refere a possíveis eventos cuja magnitude (efeito sobre a viabilidade do projeto) é conhecida e a sua probabilidade de ocorrência é conhecida ou pode ser calculada. Já a incerteza de um investimento diz respeito a um evento de magnitude conhecida ou desconhecida e de probabilidade de ocorrência desconhecida. Devido às dificuldades em se determinar, em situações práticas, a probabilidade de ocorrência de um evento, a distinção entre risco e incerteza é muitas vezes obscura (ASAFU-ADJAYE, 2005).

A análise de sensibilidade é aplicada na avaliação dos possíveis impactos das incertezas sobre a viabilidade econômica do projeto. Basicamente, investiga-se se o projeto permanece viável economicamente após sofrer alterações nos seus

principais atributos: a taxa de desconto, os custos, as receitas e a duração do projeto. Para isto, os critérios de desempenho econômico adotados, normalmente o VPL e a TIR, são recalculados considerando um intervalo de possíveis valores para um ou vários parâmetros de incerteza, como a taxa de desconto ou o custo de um determinado insumo. A análise de sensibilidade possibilita identificar os parâmetros críticos para a viabilidade econômica do projeto, assim como o intervalo de valores deste parâmetro para os quais o projeto permanece viável economicamente (ASAFU-ADJAYE, 2005).

A análise de sensibilidade para um parâmetro de incerteza possui três etapas: (1) a determinação de um intervalo de valores realista para o parâmetro de incerteza; (2) o cálculo do efeito das alterações dos valores do parâmetro de incerteza investigado sobre o critério de desempenho econômico adotado, enquanto os demais parâmetros do projeto são mantidos constantes; (3) a análise da *robustez* da viabilidade econômica do projeto perante as alterações dos valores do parâmetro de incerteza investigado (ASAFU-ADJAYE, 2005).

2.2.3.2 Economia, ambiente e políticas públicas sob a ótica utilitarista

A principal corrente de pensamento econômico é conhecida como *economia neoclássica*. Sob a perspectiva da economia neoclássica, o valor econômico de um bem é determinado pela sua *utilidade marginal*. A utilidade é uma medida abstrata da satisfação ou bem-estar que um consumidor obtém de um conjunto de bens. Supõe-se que o consumidor prefere um conjunto de bens a outro se o primeiro oferecer maior utilidade do que o segundo. A utilidade marginal de um bem é o aumento da utilidade que o consumidor obtém ao consumir uma unidade adicional do bem em questão. Supõe-se que a maioria dos bens apresenta utilidade marginal decrescente: quanto maior o seu consumo durante certo período temporal, menor a utilidade marginal proporcionada pelo consumo de uma unidade adicional deste bem. Finalmente, supõe-se que o indivíduo é um ser racional que toma decisões visando maximizar a sua utilidade. Em outras palavras, um tomador de decisões racional adota uma ação se o benefício marginal da ação ultrapassa o seu custo marginal. Finalmente, as ações individuais, quando agregadas, refletem as preferências e escolhas da sociedade (FARBER; COSTANZA; WILSON, 2002;

BARTELMUS, 2008; FISHER *et al.*, 2008; GOMEZ-BAGGETHUN *et al.*, 2010; MANKIW, 2011; KARL; FAIR; OSTER, 2012).

A Economia pode ser definida como o estudo de como a sociedade administra os seus recursos escassos (KARL; FAIR; OSTER, 2012). A escassez significa que a sociedade possui muitos recursos limitados e, logo, não pode produzir todos os bens e serviços almejados. Por conseguinte, a sociedade precisa alocar os seus recursos escassos da melhor forma possível (MANKIW, 2011).

Um conceito fundamental na Economia é o de *tradeoff*. A expressão *tradeoff* (relação de comprometimento) define uma situação de escolha conflitante, na qual a decisão por uma ação visando a obtenção de um benefício acarreta, inevitavelmente, a perda de outros benefícios (MANKIW, 2011). Por exemplo, a sociedade precisa decidir entre a produção de bens de consumo e a de bens de capital. Devido a natureza escassa da maior parte dos recursos da sociedade, um recurso alocado para a produção de bens de consumo não estará disponível para a produção de bens de capital, e vice-versa. Em suma, a sociedade enfrenta um *tradeoff* entre consumo e investimento (KARL; FAIR; OSTER, 2012).

A atividade econômica pode ser definida como a produção, distribuição e consumo de bens e serviços. Um dos princípios fundamentais da economia neoclássica é o de que os mercados constituem geralmente a melhor maneira de organizar as atividades econômicas (FARBER; COSTANZA; WILSON, 2002; BARTELMUS, 2008; FISHER *et al.*, 2008; GOMEZ-BAGGETHUN *et al.*, 2010; MANKIW, 2011; KARL; FAIR; OSTER, 2012). Os mercados representam as interações entre consumidores e produtores na troca de bens e serviços por dinheiro (MANKIW, 2011).

Um modelo amplamente usado para o estudo dos mecanismos de mercado (a maneira como os mercados organizam as atividades econômicas) é o mercado perfeitamente competitivo (FIGURA 9). O último apresenta as seguintes características: existem muitos compradores e vendedores, sendo que nenhum deles é capaz de influenciar o preço de mercado; os compradores e vendedores são livres para entrar e sair do mercado em resposta às mudanças nos preços; os produtos e serviços ofertados são idênticos (homogêneos), ou seja, os compradores não se importam de quem comprar se os preços forem idênticos; todos os participantes do mercado possuem conhecimento perfeito, isto é, possuem pleno

conhecimento sobre a disponibilidade e preço dos bens e serviços ofertados no mercado (ASAFU-ADJAYE, 2005).

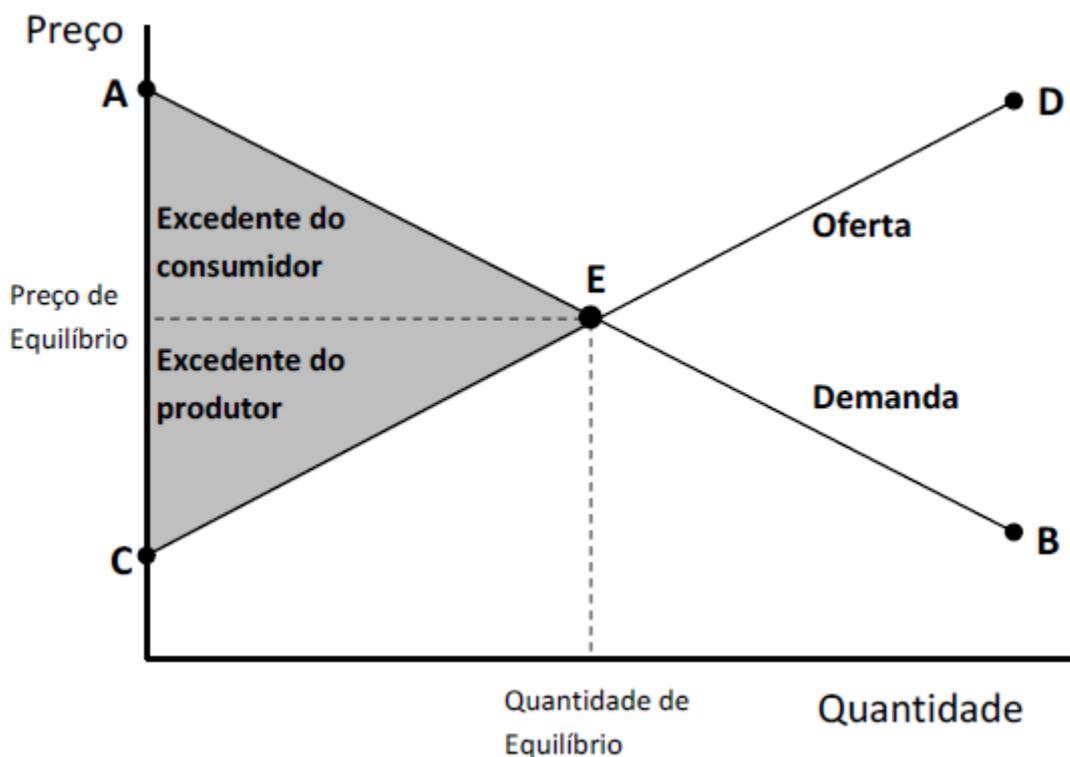


FIGURA 9 - MERCADO PERFEITAMENTE COMPETITIVO CONSIDERANDO UM MODELO LINEAR DE OFERTA E DEMANDA. A DEMANDA (SEGMENTO AB) REPRESENTA A RELAÇÃO ENTRE A QUANTIDADE DEMANDADA DE UM BEM E O SEU RESPECTIVO PREÇO. O AUMENTO DO PREÇO DE UM BEM, COM TUDO O MAIS MANTIDO CONSTANTE, REDUZ A QUANTIDADE DEMANDADA DESTE BEM. A OFERTA (SEGMENTO CD) REPRESENTA A RELAÇÃO ENTRE A QUANTIDADE OFERTADA DE UM BEM E O SEU PREÇO. O AUMENTO DO PREÇO DE UM BEM, COM TUDO O MAIS MANTIDO CONSTANTE, ELEVA A QUANTIDADE OFERTADA DESTE BEM. O PONTO DE EQUILÍBRIO DE MERCADO (PONTO E) É DETERMINADO PELA INTERSECÇÃO ENTRE A OFERTA E A DEMANDA. O PREÇO DE UM BEM SE AJUSTA PARA TRAZER A QUANTIDADE OFERTADA E A QUANTIDADE DEMANDADA PARA O EQUILÍBRIO. O EXCEDENTE TOTAL DO MERCADO É A SOMA DOS EXCEDENTES DO CONSUMIDOR E DO PRODUTOR, REPRESENTADA PELA ÁREA ENTRE AS CURVAS DE OFERTA E DEMANDA ATÉ PONTO DE EQUILÍBRIO (E). O EXCEDENTE É UMA MEDIDA ECONÔMICA DO BENEFÍCIO QUE OS CONSUMIDORES E VENDEDORES OBTÊM DAS SUAS PARTICIPAÇÕES NO MERCADO.

FONTE: Mankiw (2011)

Neste modelo de mercado, cada consumidor busca a maximização da sua utilidade, enquanto cada produtor visa à maximização do seu lucro. A interação entre as forças de oferta e demanda determinam o preço de equilíbrio e a quantidade de equilíbrio de mercado para um bem (FIGURA 9). O excedente de um consumidor é definido como a diferença entre o valor máximo que ele estaria

disposto a pagar pelo bem (o valor da utilidade marginal deste bem para o consumidor) menos o preço de mercado para o bem em questão. Este excedente é considerado como uma medida do benefício que este consumidor obtém da sua participação no mercado. O excedente para os consumidores deste mercado equivale à área abaixo da curva da demanda e acima do preço de equilíbrio de mercado (FARBER; COSTANZA; WILSON, 2002; ASAFU-ADJAYE, 2005; BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007; MANKIW, 2011; KARL; FAIR; OSTER, 2012).

O excedente do produtor é a diferença entre a receita que os vendedores recebem menos os seus custos de produção. Este excedente é usado como uma medida do benefício que os vendedores obtêm do mercado. Ele é calculado determinando-se a área abaixo do preço de equilíbrio e acima da curva de oferta (FIGURA 9) (FARBER; COSTANZA; WILSON, 2002; ASAFU-ADJAYE, 2005; BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007; MANKIW, 2011; KARL; FAIR; OSTER, 2012).

O preço de equilíbrio de mercado é aquele que maximiza o excedente de mercado (a soma dos excedentes do consumidor e do vendedor). Na economia neoclássica, o excedente de mercado é adotado como uma medida econômica do bem-estar obtido pelos participantes do mercado. Isto justifica o princípio da economia neoclássica de que o mercado representa, na maioria das vezes, a melhor maneira de organizar as atividades econômicas. Esta alocação de recursos que maximiza a soma dos excedentes do consumidor e do produtor é dita economicamente eficiente. Neste caso, considera-se que o preço de equilíbrio de mercado reflete o valor social do bem em questão (FARBER; COSTANZA; WILSON, 2002; ASAFU-ADJAYE, 2005; BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007; MANKIW, 2011; KARL; FAIR; OSTER, 2012).

Um mercado perfeitamente competitivo e, portanto, a alocação (totalmente) eficiente de recursos não existe na prática. Isto é decorrente das falhas ou imperfeições de mercado.

As principais causas para as falhas de mercado são: estruturas de mercado (monopólio, oligopólio e competição monopolística), indefinição do direito de propriedade, externalidades e, finalmente, produtos e serviços com características de bens públicos e bens comuns (ASAFU-ADJAYE, 2005; BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007).

A maioria dos serviços ambientais não possui valor de mercado. Sob a perspectiva utilitarista, os serviços ambientais (também chamados de serviços ecossistêmicos) representam os benefícios que as pessoas obtêm, direta ou indiretamente, dos ecossistemas (QUADRO 3) (CONSTANZA *et al.*, 1997; MEA, 2005). Ou seja, os serviços ambientais possuem valor econômico porque propiciam utilidade aos seres humanos. Considera-se que a biodiversidade (genética, entre espécies e entre ecossistemas) constitui a base para os serviços ambientais, os quais, por sua vez, são condicionantes para o bem-estar humano. Ressalta-se que os serviços ambientais englobam tanto os serviços oriundos de ecossistemas naturais quanto aqueles oriundos de ecossistemas manejados (MEA, 2005), como os produtos madeireiros e não madeireiros obtidos de uma floresta plantada.

Serviços de Suporte	Serviços de Provisão	Serviços Reguladores	Serviços Culturais
Produção primária; Ciclagem de nutrientes; Formação do solo.	Comida; Água potável; Madeira; Fibras; Bioquímicos; Recursos genéticos.	Regulação do clima; Purificação da água; Controle de enchentes; Sequestro de carbono; Controle de doenças; Controle de pestes; Polinização; Dispersão de sementes; Tratamento de resíduos.	Espiritual e religioso; Estéticos; Inspiradores; Educativo; Recreação e ecoturismo; Senso de lugar; Herança cultural.

QUADRO 3- CATEGORIAS E EXEMPLOS DE SERVIÇOS AMBIENTAIS. OS SERVIÇOS AMBIENTAIS CONTEMPLAM PRODUTOS, SERVIÇOS, VALORES CULTURAIS E OUTROS BENEFÍCIOS INTANGÍVEIS. OS SERVIÇOS AMBIENTAIS SÃO CLASSIFICADOS EM QUATRO LINHAS FUNCIONAIS: PROVISÃO, REGULAÇÃO, CULTURAL E SUPORTE. OS SERVIÇOS DE PROVISÃO SÃO OS PRODUTOS OBTIDOS DOS ECOSSISTEMAS. OS SERVIÇOS DE REGULAÇÃO SÃO OS BENEFÍCIOS OBTIDOS POR MEIO DA REGULAÇÃO DOS PROCESSOS ECOLÓGICOS. OS SERVIÇOS CULTURAIS SÃO CARACTERIZADOS PELOS BENEFÍCIOS INTANGÍVEIS OBTIDOS DOS ECOSSISTEMAS POR MEIO DO ENRIQUECIMENTO ESPIRITUAL, DESENVOLVIMENTO COGNITIVO, REFLEXÃO, RECREAÇÃO E EXPERIÊNCIAS ESTÉTICAS. OS SERVIÇOS DE SUPORTE SÃO AQUELES NECESSÁRIOS PARA A PRODUÇÃO DOS DEMAIS SERVIÇOS AMBIENTAIS.

FONTE: MEA (2005)

A deficiência do mercado em alocar eficientemente muitos serviços ambientais ocorre porque estes serviços são externalidades ambientais e possuem características de bens públicos e de bens comuns (COMMON; STAGL, 2005;

BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; FARLEY; COSTANZA, 2010; DAILY; FARLEY, 2011).

A externalidade pode ser definida como o impacto das ações de uma pessoa sobre o bem-estar de outras que não tomam parte da ação. A externalidade negativa ocorre quando o mercado acarreta custos a pessoas externas ao mercado. Um exemplo de externalidade negativa é a emissão de gás carbônico de uma atividade industrial. Como o custo da poluição não é considerado pela empresa no custo de produção do bem, a quantidade de mercado é superior à quantidade desejada sob o ponto de vista social. Ou seja, a alocação deste bem não seria economicamente eficiente para a sociedade (MANKIW, 2011; FAIR; OSTER, 2012).

Como exemplo de uma externalidade ambiental positiva, considere o caso de uma propriedade rural cuja floresta natural contribui para a melhoria da qualidade da água na sua bacia hidrográfica (FIGURA 10). A purificação da água na floresta é um exemplo de serviço ambiental de regulação. Se os usuários da água, a jusante desta propriedade, não estão pagando ao proprietário pelo benefício de acesso à água limpa, o serviço ambiental de purificação da água configura uma externalidade ambiental positiva (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008).

Considerando o exemplo acima, é importante observar que as florestas plantadas não são, e nem podem ser, substitutas para as florestas naturais: elas não são alternativas, e sim complementares, podendo, inclusive, minimizar a pressão humana sobre as florestas naturais (EVANS, 2009). Ressalta-se que as florestas plantadas podem desempenhar um papel de maior destaque na provisão de serviços ambientais em relação a outros tipos de uso do solo (BAUHUS *et al.*, 2010). Finalmente, mas não menos importante, as florestas plantadas podem atuar na recuperação de importantes serviços ambientais em áreas degradadas (CHAZDON, 2008).

O problema de uma externalidade positiva é que a sua provisão não é eficiente. Isto é, a quantidade ofertada do bem ou serviço em questão é inferior àquela demandada pela sociedade. Isto ocorre principalmente devido à ausência de incentivos econômicos (pagamentos) para a provisão do bem ou serviço. (REZENDE; OLIVEIRA, 2001; MANKIW, 2011; FAIR; OSTER, 2012).

Considerando o exemplo anterior, a área florestal na propriedade gera, pelo menos, um custo ao proprietário: o custo oportunidade. O último representa o

benefício econômico que o proprietário deve abrir mão para manter a área florestal na sua propriedade. Neste caso, o custo oportunidade representa o lucro que o proprietário deve renunciar ao não adotar um uso alternativo para a terra, como uma pastagem (FIGURA 10). Como não existe um pagamento pelos serviços ambientais providos pela floresta natural, o proprietário é incentivado a converter a floresta para outros tipos de uso da terra (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008).

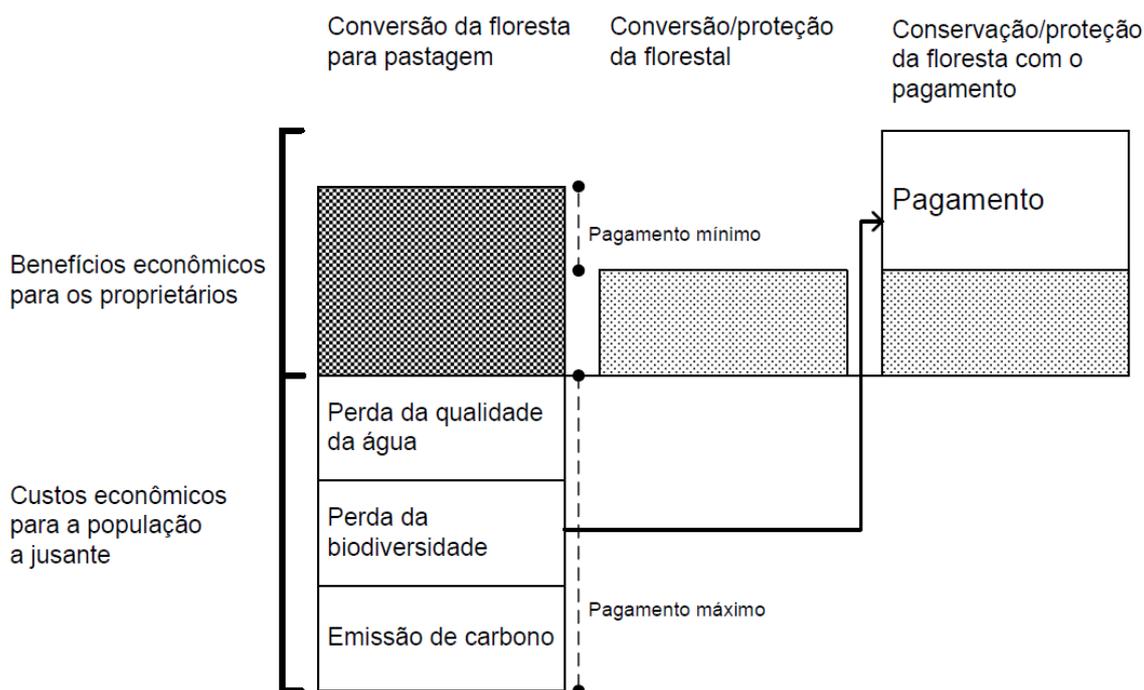


FIGURA 10 - LÓGICA DOS PROGRAMAS DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS. OS PROPRIETÁRIOS RURAIS GERALMENTE RECEBEM POUCOS INCENTIVOS PARA A CONSERVAÇÃO DA FLORESTA NATURAL. OS BENEFÍCIOS DA CONSERVAÇÃO SÃO USUALMENTE INFERIORES AOS BENEFÍCIOS QUE SERIAM OBTIDOS A PARTIR DE USOS ALTERNATIVOS PARA A TERRA, COMO PASTAGENS. ENTRETANTO, A CONVERSÃO DA FLORESTA IMPÕE CUSTOS À SOCIEDADE NA MEDIDA EM QUE SERVIÇOS AMBIENTAIS SÃO PERDIDOS. O PAGAMENTO POR SEVIÇOS AMBIENTAIS PODE TORNAR A CONSERVAÇÃO FLORESTAL MAIS ATRATIVA AOS PROPRIETÁRIOS SE O BENEFÍCIO TOTAL DA CONSERVAÇÃO SUPERAR O BENEFÍCIO DO USO ALTERNATIVO PARA A TERRA.

FONTE: Engel, Pagiola e Wunder (2008)

Muitos serviços ambientais, em especial os serviços de regulação, são externalidades positivas porque possuem características de bens públicos e bens comuns (BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007; FARLEY; COSTANZA, 2010). Estas duas categorias de bens são definidas pela não exclusão (QUADRO 4). A última denota a impossibilidade de excluir alguém do consumo dos serviços ambientais. Diferentemente de um serviço ambiental de provisão, como a madeira

ou produtos agrícolas, os serviços ambientais de regulação se estendem além dos limites físicos da propriedade (BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; THE ECONOMICS OF ECOSYSTEM AND BIODIVERSITY – TEEB, 2010a). Contudo, o proprietário (indivíduo, empresa ou governo) não consegue controlar o acesso de terceiros a estes serviços. Surge então o dilema do caronista (*free-rider*): as pessoas não têm incentivos para pagar por um serviço recebido de graça. Assim, elas “consomem” o serviço, mas esperam que os outros paguem por ele. Porém, se todos adotassem a estratégia do caronista, não haveria incentivo econômico algum para a provisão deste serviço (BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; GOMEZ-BAGGETHUN *et al.*, 2010; SEEHUSEN; PREM, 2011). Em resumo, os consumidores se beneficiam de um serviço ambiental; os “produtores”, contudo, não recebem um pagamento para garantir a provisão deste serviço.

		Rival?	
		Sim	Não
Excludente?	Sim	Bens Privados	Monopólios Naturais
	Não	Bens Comuns	Bens Públicos

QUADRO 4- QUATRO TIPOS DE BENS SEGUNDO OS CRITÉRIOS DE EXCLUSÃO E RIVALIDADE. O BEM É EXCLUDENTE QUANDO AS PESSOAS PODEM SER IMPEDIDAS DE USÁ-LO. O BEM É RIVAL QUANDO O USO DO BEM ELIMINA A POSSIBILIDADE DE OUTRA PESSOA USÁ-LO.

FONTE: Brown, Bergstrom e Loomis (2007); Mankiw (2011).

O dilema do caronista é ainda mais grave para os bens comuns devido às suas características de rivalidade (OSTROM, 1999; OSTROM *et al.*, 1999). A rivalidade implica que o consumo de um serviço ambiental por um indivíduo reduz a disponibilidade deste serviço para outro consumidor (MANKIW, 2011). Segundo Hardin (1968), os usuários dos comuns estão presos a um processo inevitável que leva à destruição dos recursos sobre os quais eles são dependentes. O autor *id.* denominou este processo de *a tragédia dos comuns*. Ela ocorre porque não existe exclusão e cada indivíduo busca a maximização dos seus benefícios, desconsiderando os custos das suas ações sobre o bem-estar dos demais usuários (HARDIN, 1968).

Se os agentes privados não forem capazes de resolver o problema das externalidades, o que geralmente é o caso para os bens públicos e comuns, o governo necessita entrar em cena para impedir que os interesses privados prevaleçam sobre os interesses sociais (REZENDE; OLIVEIRA, 2001; BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007). Os dois principais instrumentos governamentais para a resolução (internalização) das externalidades ambientais são as *políticas de comando e controle* e as *políticas baseadas no mercado* (COMMON; STAGL, 2005; BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; DAILY; FARLEY, 2011). As políticas de comando e controle regulam diretamente o comportamento dos agentes econômicos mediante a imposição de proibições, restrições e obrigações. Os agentes privados que não cumprirem com o estabelecido recebem multas ou perdem a licença ambiental, entre outros tipos de penalidade (LUSTOSA; CÁNEPA; YOUNG, 2003). No Brasil, um exemplo de política de comando e controle é a Lei 12.727/2012 (BRASIL, 2012), o Novo Código Florestal, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa em áreas privadas.

As políticas baseadas no mercado oferecem incentivos para que os agentes privados solucionem o problemas das externalidades (MANKIW, 2011). As principais vantagens apontadas para os instrumentos econômicos em relação àqueles de comando e controle são que os primeiros são mais flexíveis, incorrendo menores custos aos agentes econômicos, e constituem um incentivo para que estes agentes busquem continuamente soluções para as externalidades, como o desenvolvimento de tecnologias para o controle da poluição (MOTTA, 2006).

Os instrumentos econômicos possuem basicamente duas abordagens: a pigoviana e a coasiana. Na primeira, o governo internaliza a externalidade tributando bens que causam externalidades negativas (impostos de Pigou) e subsidiando os bens que causam externalidades positivas (subsídios de Pigou) (COMMON; STAGL, 2005; BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; DAILY; FARLEY, 2011).

A abordagem coasiana forma a base conceitual para a maioria dos programas de pagamentos por serviços ambientais (PSA) em discussão no mundo (MURADIAN *et al.*, 2010). De acordo com Coase (1960), as externalidades ambientais podem ser solucionadas se os direitos de propriedade forem bem definidos e se os custos de transação forem baixos. Os custos de transação de um PSA para as partes

envolvidas incluem os custos da obtenção de informações, da busca de compradores ou provedores e da transferência de títulos. Os custos de transação também contemplam a definição e a garantia do direito de propriedade para o serviço ambiental em questão, os quais são geralmente incorridos pelo governo (BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007). Ressalta-se que o direito de propriedade não se refere apenas ao direito sobre a sua posse, mas também ao direito de comercializar os serviços ambientais providos pela propriedade (BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007).

O PSA pode surgir a partir de interesses voluntários (como as certificações florestais), pagamentos mediados pelo governo ou programas de *cap and trade* (créditos e permissões ambientais). Com o *cap and trade*, o governo ou outro instituto regulador (1) estabelece um limite máximo para uma atividade ou emissão de um poluente, (2) estabelece créditos ou permissões para a atividade ou emissão de poluentes, (3) permite que os indivíduos ou empresas comercializem os créditos ou permissões dentro de certas regras institucionais e (4) monitora a atividade ou emissão em questão assim como penaliza os infratores (BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007).

Embora usualmente enquadrado com um instrumento econômico de gestão, os programas de *cap and trade* combinam características de instrumentos de comando e controle (estabelecimento do limite máximo e o monitoramento ambiental) e de instrumentos econômicos (desenvolvimento de mercado para os créditos ou permissões) (BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007). Ressalta-se que não existe um instrumento de gestão ideal, pois os diferentes instrumentos apresentam vantagens e desvantagens. Além do que, é muito difícil comparar a eficiência entre os diferentes instrumentos na prática. Neste contexto, a questão central não é se as políticas de comando e controle são preferíveis às políticas econômicas, ou vice versa, mas qual seria a melhor combinação entre elas para cada situação (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; SEEHUSEN; PREM, 2011).

Independente da escolha da política, ou da combinação de políticas, para a provisão de um serviço ambiental, um dos maiores desafios para o governo é definir qual deveria ser a provisão adequada deste serviço, ou seja, o objetivo da política em si. Como o serviço não possui preço no mercado, ou então o seu preço subestima ou seu valor social, é difícil definir o nível de provisão do serviço que é

desejado pela sociedade. Outra questão igualmente importante é se o benefício social desta política compensa os seus custos sociais (REZENDE; OLIVEIRA, 2001; BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007).

Existem diferentes métodos de valoração econômica para serviços ambientais, como os métodos de função de produção, custos de viagens, preços hedônicos, valoração contingente e modelagem de escolha (QUADRO 5). Cada método possui suas vantagens e desvantagens, e suas aplicações são limitadas pelo serviço ambiental em questão e pela disponibilidade de dados e recursos (ORTIZ, 2003; GROOT; VAN DER MEER, 2010; TEEB, 2010a).

Os serviços ambientais de regulação têm sido preferencialmente avaliados pelos métodos de custos evitados, custos de substituição e valoração contingente; os serviços ambientais culturais, pelos métodos de custos de viagens, preços hedônicos e valoração contingente; e os serviços ambientais de provisão, pelos métodos de produção/fator renda e pelos preços de mercado (BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007; TEEB, 2010a).

Ressalta-se que estes métodos de valoração foram desenvolvidos sob a ótica utilitarista. Isto é, o valor econômico se baseia no benefício que as pessoas atribuem ao serviço ambiental. A valoração utilitarista foi definida por Brown e Ulgiati (1999) como um sistema de valor de recebimento. De acordo com os autores *id.*, a valoração dos serviços ambientais não deve ser centrada nas preferências humanas, mas baseada na síntese emergética, um sistema de valor de recebimento. A síntese emergética permite atribuir um valor econômico a um serviço ambiental em função dos fluxos e estoques de material e energia que suportam este serviço. A síntese emergética é abordada no tópico (2.2.4) como um dos modelos biofísicos da sustentabilidade. Sob a ótica da síntese emergética, a emergia é uma medida da riqueza real de um produto ou serviço. Neste sentido, um dos objetivos centrais das políticas públicas deveria contemplar a maximização dos fluxos de emergia que dão suporte às atividades humanas.

Embora a síntese emergética seja tratada em um tópico específico, é importante mencionar neste estágio do trabalho que ela constitui uma forma alternativa para a valoração econômica de serviços ambientais com características de bens públicos e bens comuns.

Método		Comentário/exemplo	
Valoração de mercado	Preço de mercado	Aplicável principalmente aos serviços de provisão (ex. peixe ou madeira) e aos serviços culturais (ex. recreação e lazer).	
	Baseados nos custos	Custos evitados	O valor do serviço de controle de enchentes pode ser derivado dos danos estimados caso a enchente ocorresse.
		Custos de substituição	O valor da recarga do lençol freático pode ser estimado a partir dos custos de obtenção de água de outras fontes.
		Custos de mitigação	Os benefícios dos serviços de regulação fornecidos por zonas úmidas podem ser estimados calculando os custos de investimento necessários para prevenir enchentes na sua ausência.
	Função de produção / fator de renda	O valor do serviço ambiental é estimado pela sua contribuição como insumo ou fator de produção de outro produto. Por exemplo, a contribuição da fertilidade do solo à produção e, com isso, à renda do produtor.	
Preferências reveladas	Custos de viagens	Uma parte do valor de lazer atribuído pelas pessoas a uma localidade ou paisagem se reflete no montante de tempo e dinheiro que as pessoas gastam com a viagem para visitar este lugar.	
	Preços hedônicos	O valor da beleza cênica pode ser estimado ao identificar o quanto uma bela vista aumenta o preço de um imóvel.	
Valoração simulada	Valoração contingente	A aplicação de questionários pode levantar a disposição a pagar dos usuários pela preservação das amenidades ambientais ou pela melhoria de um serviço: por exemplo, a melhoria da qualidade de água para possibilitar a pesca e o banho num rio.	
	Modelagem de escolha	Entre os métodos estão os experimentos de escolha, classificação de contingências e comparação de pares.	
	Valoração em grupo	Estimativas de valoração obtidas em grupo e baseadas nos princípios da democracia deliberativa e na suposição de que decisões públicas devem resultar do debate e de consensos entre atores sociais, e não da agregação de preferências individuais medidas separadamente.	

QUADRO 5- MÉTODOS DE AVALIAÇÃO ECONÔMICA PARA SERVIÇOS AMBIENTAIS
 FONTE: Groot ; Van Der Meer (2010); TEEB (2010a); Seehusen e Prem (2011).

Uma vez estimados os valores econômicos dos serviços ambientais, pode-se incorporar estes valores nas análises de custo-benefício dos projetos do governo. A análise custo-benefício (ACB) é uma análise econômica na qual os custos e

benefícios de um projeto são considerados sob o ponto de vista social. Isto implica na contabilização dos custos e benefícios ambientais sem valor de mercado e na correção dos preços de bens e serviços que não reflitam os seus valores sociais (ASAFU-ADJAYE, 2005).

Os valores de mercado podem não refletir os valores sociais por diversos motivos, tais como monopólios, barreiras comerciais, taxas, subsídios, incentivos fiscais, influência de sindicatos de trabalhadores ou patronais, baixo nível de informação e câmbio sub ou supervalorizado. Os preços corrigidos são chamados de “preços-sombra” (*shadow prices*) (REZENDE; OLIVEIRA, 2001).

Um dos aspectos fundamentais dos projetos governamentais é a criação de empregos. A inclusão do benefício da criação de empregos na ACB requer a atribuição do preço-sombra à mão de obra. Para uma região com alta taxa de desemprego, o custo social da mão de obra é considerado inferior ao preço de mercado. O efeito disto é a redução dos custos do projeto, o que torna este projeto mais atrativo (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006).

Para a ACB, o projeto deverá ser executado se os seus benefícios sociais superarem os seus custos sociais. A ACB também pode ser conduzida na seleção de projetos mutuamente exclusivos. Assim como para projetos privados, o desempenho econômico de um projeto governamental é geralmente avaliado mediante a aplicação dos métodos do VPL e da TIR (vide seção 2.2.3.1). Do mesmo modo, recomenda-se que os resultados da análise sejam submetidos às análises de sensibilidade e de risco (ASAFU-ADJAYE, 2005).

Já na análise custo-efetividade uma decisão já foi tomada em relação à provisão de um bem ou serviço. Isto é, decidiu-se que os benefícios sociais do bem ou serviço em questão superam os seus custos sociais, quaisquer que sejam estes custos. O propósito da análise custo-efetividade é o de apontar qual o projeto que possibilitaria alcançar este objetivo com o menor custo social (BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007).

Um dos tópicos mais controversos na aplicação da ACB é a escolha da taxa de desconto. A taxa de desconto pode ser vista como um decréscimo no peso dos custos ou benefícios futuros em relação àquele dos custos e benefícios presentes. Quanto maior a taxa de desconto, maior a desvalorização dos custos e benefícios futuros. Por conseguinte, os custos e benefícios futuros possuem um peso muito

baixo para projetos com horizontes temporais longos (ASAFU-ADJAYE, 2005; PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006; GASPARATOS; ELHARAM; HOMER, 2009; TEEB, 2010b). Por exemplo, uma taxa de desconto de 5% implica que os custos da perda da biodiversidade daqui a 50 anos representam 1/7 do custo da perda da mesma biodiversidade no presente (TEEB, 2010b).

Em última análise, a taxa de desconto representa um *tradeoff* entre o bem-estar da geração presente e o das futuras gerações (ASAFU-ADJAYE, 2005; PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006; GASPARATOS; ELHARAM; HOMER, 2008; TEEB, 2010). Por conseguinte, a escolha da taxa de desconto também é uma questão ética, que vai muito além do escopo da ACB (GASPARATOS; ELHARAM; HOMER, 2009). Neste sentido, muitos autores sugeriram a adoção de uma taxa de desconto de 0% para os custos e benefícios ambientais (ASAFU-ADJAYE, 2005; PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006; GASPARATOS; ELHARAM; HOMER, 2008; TEEB, 2010b). Entretanto, a aplicação de uma taxa nula de desconto sugeriria que a geração atual deveria se sacrificar, por exemplo, em prol do bem-estar das gerações futuras dos próximos cem anos, mil anos ou um milhão de anos, o que não faria sentido para a maioria das pessoas hoje (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006).

Para complicar ainda mais, não existe um consenso sobre se a adoção de uma taxa nula de desconto contribuiria de fato para a conservação dos ecossistemas e da biodiversidade para as gerações futuras (ASAFU-ADJAYE, 2005; PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006; GASPARATOS; ELHARAM; HOMER, 2009; TEEB, 2010b). Por exemplo, uma taxa de 0% implica que o valor do dinheiro não varia no tempo. De acordo com o princípio econômico da *preferência temporal*, a sociedade prefere o consumo presente ao consumo futuro (DAVIS *et al.*, 2005). Não havendo incentivo para se investir o capital monetário no mercado financeiro, uma vez que não se estaria gerando interesse (juros) sobre este capital, a geração presente poderia aumentar consideravelmente a taxa de consumo sobre os recursos naturais, comprometendo assim o bem-estar das gerações futuras (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006; TEEB, 2010b).

2.2.3.3 Sustentabilidade forte e sustentabilidade fraca

Existem diferentes abordagens econômicas sobre a sustentabilidade. As mais discutidas na literatura são a economia neoclássica, a economia ambiental e a economia ecológica. As três possuem diferentes concepções sobre a relação de substituição entre as diferentes formas de capital: o capital natural, o capital construído e o capital humano (COMMON; STAGL, 2005; BARTELMUS, 2008; DAILY; FARLEY, 2011).

O conceito de capital se refere ao estoque de recursos que permite a produção de bens e serviços. O capital natural é o estoque de recursos naturais que propicia, por meio de funções ou processos ecológicos, a provisão de serviços ambientais. O capital construído constitui bens tangíveis, tais como ferramentas, equipamentos, máquinas, prédios e infraestrutura. Finalmente, o capital humano contempla os bens intangíveis, como a educação, a cultura, o conhecimento e a habilidade das pessoas, assim como as redes e instituições sociais pelas quais estes bens intangíveis são transmitidos e as contribuições individuais são coordenadas e mobilizadas na sociedade (COSTANZA; DALY, 1992; EKINS *et al.*, 2003; BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007).

Sob a perspectiva da economia neoclássica, uma forma de capital pode ser substituída pela outra sem acarretar prejuízos à sociedade. Se um recurso natural não possuir um substituto construído, então se pressupõe que o mercado pode levar ao desenvolvimento tecnológico deste novo produto (FARBER; COSTANZA; WILSON, 2002; BARTELMUS, 2008; FISHER *et al.*, 2008; GOMEZ-BAGGETHUN *et al.*, 2010).

Na economia ambiental, de modo geral, busca-se inserir as externalidades ambientais nos modelos econômicos da economia neoclássica. Sob o ponto de vista da economia ambiental, uma questão fundamental é se o substituto para um serviço ambiental não custaria mais para a sociedade do que o custo oportunidade de proteger o serviço ambiental em questão (ASAFU-ADJAYE, 2005; BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007; VENKATACHALAM, 2007; BARTELMUS, 2008). Ou seja, valeria a pena substituir o capital natural pelo capital construído e o capital humano? Tal pergunta exige a aplicação de métodos de valoração utilitarista (vide

QUADRO 5) para a estimativa do Valor Econômico Total do ecossistema em questão.

Na economia ecológica, de forma geral, rejeita-se a visão utilitarista da natureza. Considera-se que o capital natural constitui a base para a economia, revogando-se, assim, a ideia de substituição do capital natural pelas demais formas de capital. Assim, as diferentes formas de capital não seriam substituíveis, mas apenas complementares (COMMON; STAGL, 2005; VENKATACHALAM, 2007; BARTELMUS, 2008; DAILY; FARLEY, 2011).

A concepção de que a sustentabilidade depende da manutenção do capital natural a todo custo é definida na literatura como *sustentabilidade forte*. Ao passo que a aceitação de perdas do capital natural a favor do bem-estar social caracteriza a sustentabilidade fraca (EKINS *et al.*, 2003; MONFREDA; WACKERNAGEL; DEUMLING, 2004; BARTELMUS, 2008). As avaliações utilitaristas de bens e serviços sem valor de mercado (vide QUADRO 5) foram desenvolvidas na economia ambiental sob a perspectiva da sustentabilidade fraca (BARTELMUS, 2008). Já as avaliações biofísicas da sustentabilidade, desenvolvidas sob a ótica das ciências naturais, estão enraizadas na concepção da sustentabilidade forte (GASPARATOS; ELHARAM; HOMER, 2009). Os métodos biofísicos de avaliação da sustentabilidade vêm sendo crescentemente discutidos e aplicados dentro da economia ecológica (PATTERSON, 1998; FARBER; COSTANZA; WILSON, 2002; VENKATACHALAM, 2007; BARTELMUS, 2008; TEEB, 2010a).

2.2.4 Avaliação Biofísica da Sustentabilidade

Em relação aos valores utilitaristas, os valores biofísicos são considerados mais objetivos e precisos, especialmente no tocante às questões ambientais, como a degradação de recursos naturais, a poluição e os serviços ambientais. O motivo é que os valores biofísicos não dependem da preferência humana, e sim de atributos biofísicos mensuráveis. Dentre os valores biofísicos da sustentabilidade se destacam: a emergia, a exergia e a pegada ecológica (GASPARATOS; ELHARAM; HOMER, 2008, 2009).

A pegada ecológica é uma medida da quantidade de terra biologicamente produtiva e de área aquática necessária para produzir os recursos que um indivíduo,

população ou atividade consome, assim como para absorver os resíduos gerados. Esta avaliação parte do pressuposto que a maior parte da energia e materiais consumidos e de dejetos produzidos pode ser rastreada. Além disso, pressupõe-se que eles exigem a capacidade de produção e de absorção de uma área finita de terra ou água. Destaca-se que a pegada ecológica depende das tecnologias disponíveis e das práticas de gestão de recursos prevaletentes. Finalmente, nada é especificado neste método sobre a localização desta área no planeta (WACKERNAGEL; REES, 1996; MONFREDA; WACKERNAGEL; DEUMLING, 2004).

A pegada ecológica pode ser comparada com a capacidade biológica (biocapacidade), a quantidade de área disponível para gerar estes recursos e absorver os resíduos gerados. A pegada ecológica e a biocapacidade são normalizadas em função das diferentes produtividades entre países e entre áreas (agricultura, pastagens, florestas, pesca, área construída e absorção de dióxido de carbono) (WACKERNAGEL; REES, 1996; MONFREDA; WACKERNAGEL; DEUMLING, 2004).

A pegada ecológica e a biocapacidade são expressas em hectares globais. Um hectare global representa um hectare com a produtividade média mundial. Esta normalização permite a comparação de ecossistemas com diferentes bioprodutividades e em diferentes regiões do planeta. Se a pegada ecológica superar a biocapacidade de um ecossistema, então existe um déficit ecológico. Neste caso, ou o capital natural local está sendo degradado, ou então a biocapacidade de outro ecossistema está sendo “importada” (MONFREDA; WACKERNAGEL; DEUMLING, 2004; GLOBAL FOOTPRINT NETWORK, 2013).

A síntese emergética e a síntese exergética são modelos biofísicos promissores para a avaliação da sustentabilidade sob o ponto de vista do balanço energético (GASPARATOS; ELHARAM; HOMER, 2008, 2009). A síntese emergética permite avaliar de uma forma sistêmica as contribuições de ambas a natureza e a sociedade para a produção de um bem ou serviço (ODUM, 1996; HAU; BAKSHI, 2004). A síntese emergética é apresentada mais adiante no tópico (2.4.4.1).

A exergia, ou energia disponível, de um sistema pode ser definida como o trabalho máximo obtido ao se levar o sistema ao estado de equilíbrio com um ambiente de referência. Este trabalho máximo se refere àquele de um processo ideal

(processo reversível). O conceito de exergia está enraizado na primeira e na segunda lei da termodinâmica. (JØRGENSEN; FATH, 2007; GASPARATOS; ELHARAM; HOMER, 2008).

De acordo com a primeira lei da termodinâmica, ou lei da conservação da energia, a energia pode ser transformada de uma forma para outra, mas não pode ser criada ou destruída. A segunda lei da termodinâmica, ou lei da entropia, pode ser expressa da seguinte maneira: nenhuma transformação de energia é 100% eficiente, pois uma parte da energia é dispersada (degradada) sob a forma de energia térmica, a qual não está disponível para realizar trabalho. A entropia é uma medida da energia não disponível resultante das transformações energéticas (ODUM; BARRETT, 2004).

Diferentemente da energia, a exergia não está sujeita à lei da conservação da energia, exceto para processos ideais, mas é degradada devido às irreversibilidades dos processos reais, conforme a segunda lei da termodinâmica. Embora a energia não possa ser criada nem destruída, a sua qualidade é degradada à medida que o sistema se aproxima do estado de equilíbrio com o ambiente. Neste sentido, a qualidade da energia se refere à capacidade de se realizar trabalho. Assim, a exergia é concebida como uma medida da qualidade ou da utilidade da energia. Quando o sistema entrar em equilíbrio com o ambiente, ele não poderá mais realizar trabalho e a sua exergia será zero (DINCER, 2002).

A principal aplicação da síntese exérgica está na avaliação da eficiência energética de um sistema. Isto é feito por meio da comparação entre o trabalho realizado por um processo energético e a sua exergia. Neste caso, a exergia indica um limite teórico máximo para a eficiência energética, o qual seria obtido se o processo fosse ideal ou reversível. Assim, é possível identificar as ineficiências entre os diversos processos energéticos do sistema. Esta informação é muito importante para o desenvolvimento de sistemas energéticos mais eficientes (ROSEN; DINCER; KANOGLU; 2008).

A busca pela eficiência energética contribui para a sustentabilidade na medida em que diminui a pressão da sociedade sobre o capital natural do planeta. Especificamente, o aumento da eficiência energética do sistema possibilita diminuir o consumo de recursos naturais e a emissão de dejetos. Vale lembrar que os dejetos de um sistema possuem exergia enquanto não estão em equilíbrio com o

ambiente. A exergia destes dejetos pode ser concebida como a capacidade máxima dos dejetos em causar mudanças no ambiente. Logo, a exergia dos dejetos configura um potencial impacto ambiental (ROSEN; DINCER; KANOGLU; 2008).

2.2.4.1 Síntese emergética

Os diferentes tipos de energia não podem ser vistos como equivalentes em calor ou trabalho útil (ODUM, 1996). Por exemplo, as plantas não podem substituir a luz solar por combustíveis fósseis na fotossíntese, da mesma forma que os humanos não conseguem substituir os alimentos pela luz solar. Sob esta perspectiva, um joule de luz solar não é equivalente a um joule de matéria orgânica ou de combustível fóssil. (ULGIATI; BROWN, 2009).

Se todas as energias da biosfera fossem concebidas como os seus equivalentes em calor, então todos os processos naturais seriam reduzidos a máquinas térmicas. Nesta mesma linha de pensamento, os seres humanos também seriam reduzidos a máquinas térmicas, e o valor dos seus serviços e informações não passaria de alguns milhares de calorias por dia (BROWN ; ULGIATI, 1999).

A quantificação do calor não pode ser empregada na avaliação de sistemas complexos da biosfera porque as energias não são todas iguais: elas diferem quanto à qualidade (ULGIATI; BROWN, 2009). Neste sentido, a qualidade diz respeito à concentração da energia, a flexibilidade do seu uso e a sua capacidade em reforçar a sua rede de transformações energéticas (BROWN; ODUM; JORGENSEN, 2004; BROWN; ULGIATI, 2004).

A síntese emergética permite quantificar a qualidade das diferentes formas de energia (BROWN; ULGIATI, 1999; ODUM *et al.*, 2000; ULGIATI; BROWN, 2009; ULGIATI *et al.*, 2011). A emergia é uma medida de toda a energia disponível usada na produção de um produto. Ela é baseada no princípio da hierarquia energética universal, proposta por Howard Odum (ODUM, 1996). A emergia, e o seu valor econômico equivalente, o emdollar, permite comparar o trabalho realizado pela natureza e pelas pessoas numa base comum (ODUM *et al.*, 2000).

Segundo Hau e Bakshi (2004), os principais atrativos da síntese emergética são:

- a) conexão entre sistemas econômicos e ecológicos;
- b) avaliação objetiva de produtos sem valor de mercado;
- c) rigor científico;
- d) comparação de diferentes recursos numa base comum;
- e) abordagem sistêmica de valoração ambiental.

De acordo com Ortega (2003), a síntese energética permite comparar os fluxos do sistema entre si, somar os fluxos que contribuem para um produto, obter índices para diagnóstico de funcionamento energético, comparar alternativas de processos ou políticas econômicas diferentes e, principalmente, quantificar a sustentabilidade de um sistema de produção.

A síntese emergética foi aplicada na avaliação da sustentabilidade de sistemas de produção agrícola e florestal em diferentes regiões do mundo (ex. LEFROY; RYDBERG, 2003; DIEMONT; MARTIN; LEVY-TACHER, 2006; LU *et al.*, 2006; MARTIN *et al.*, 2006; CUADRA; BJORKLUND, 2007; BARROS *et al.*, 2009; LU *et al.*, 2009; ALFARO-ARGUELLO *et al.*, 2010; LU *et al.*, 2010).

No Brasil, a síntese emergética foi aplicada na avaliação da sustentabilidade agrícola de sistemas de produção intensivos e sistemas de produção familiar (ex. AGOSTINHO *et al.*, 2008; CAVALETT; ORTEGA, 2009; AGOSTINHO, AMBROSIO; ORTEGA, 2010; CAVALETT; ORTEGA, 2010; PEREIRA; ORTEGA, 2010; TAKAHASHI; ORTEGA, 2010; GIANNETTI *et al.*, 2011; AGOSTINHO; ORTEGA, 2012). Para sistemas de produção florestal, a síntese emergética foi aplicada na avaliação da sustentabilidade de sistemas monoculturais com pinus e eucalipto (ROMANELLI, 2007; PEDROSO, 2009; AGOSTINHO, AMBROSIO; ORTEGA, 2010).

2.2.4.1.1 Sistemas de produção

No paradigma científico analítico ou cartesiano, o comportamento de um sistema complexo pode ser entendido inteiramente a partir das propriedades das suas partes. A teoria geral de sistemas formulada por Bertalanffy estabeleceu os fundamentos do pensamento sistêmico. Nele, as propriedades de um sistema são propriedades do todo, e não a mera soma das propriedades de suas partes. Enquanto o pensamento analítico significa isolar alguma coisa para entendê-la, o pensamento sistêmico significa considerá-la no contexto de um todo integrado (CAPRA, 1996).

Um sistema pode ser definido como um conjunto de componentes interconectados e dependentes que operam como um todo integrado (BERRYMAN; KINDLMANN, 2008). Segundo Hirakura *et al.* (2012), um sistema de cultivo refere-se às práticas comuns de manejo para uma espécie vegetal, visando à sua produção a partir da combinação lógica e ordenada de um conjunto de atividades e operações. Os autores *id.* definem um sistema de produção como um conjunto de sistemas de cultivo e/ou de criação no âmbito de uma propriedade rural, os quais são definidos a partir dos fatores de produção (terra, capital e mão de obra) e interligados por um processo de gestão.

Segundo Odum e Odum (2000), o mundo é um sistema imenso e complexo. Mas para que os humanos possam entendê-lo, é necessário simplificá-lo por meio de modelos. Para isto, o primeiro passo compreende estabelecer um limite imaginário ao redor dos componentes de interesse, definindo-se um sistema. Em seguida, desenha-se os símbolos para os principais fatores externos e componentes do sistema. O próximo passo compreende desenhar as linhas simbolizando as interações: fluxos de matéria, energia e informação (FIGURA 11). Finalmente, adiciona-se valores numéricos para estas interações, construindo-se, deste modo, um modelo quantitativo.

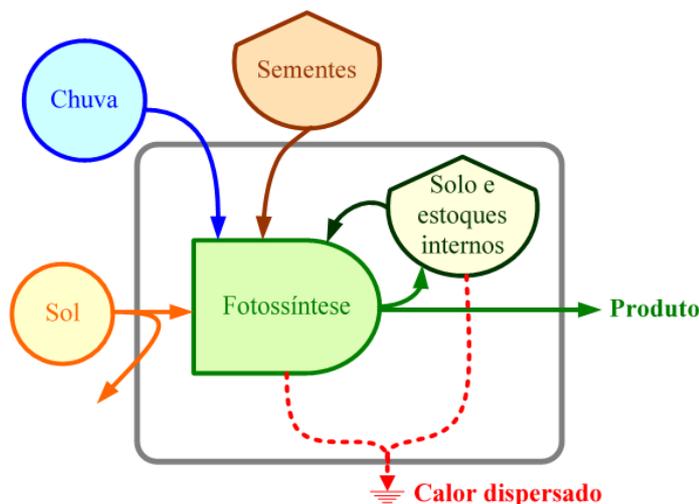


FIGURA 11 - MODELO DE UM SISTEMA DE PRODUÇÃO
 FONTE: Ortega, Zanghetin e Takahashi (2013)

2.2.4.1.2 Hierarquia energética

Segundo Odum (1996), todos os sistemas conhecidos estão conectados na *hierarquia energética universal*. Na linguagem comum, a palavra hierarquia significa que muitas unidades em um certo nível contribuem para poucas unidades em níveis superiores, as quais, por sua vez, exercem controle sobre aquelas unidades do nível inferior. Num processo de transformação energética, muitos joules de uma forma de energia são usados para a produção de um joule de outra forma de energia, e assim por diante, formando uma hierarquia energética (ODUM, 1996). Por exemplo, muitos joules de energia solar são necessários para produzir um joule de matéria orgânica, muitos joules de matéria orgânica para produzir um joule de combustível, muitos joules de combustível para produzir um joule de eletricidade, e assim por diante (BROWN; ODUM; JORGENSEN, 2004).

Nas transformações energéticas, a maior parte da energia potencial é degradada, conforme a segunda lei da termodinâmica. Mas a energia potencial dos produtos, em menor quantidade, porém mais concentrada, possui maior capacidade de reforçar a rede energética por meio de laços de retroalimentação (BROWN; ODUM; JORGENSEN, 2004). Na hierarquia energética, os sistemas pequenos são unidos a sistemas grandes, e estes a sistemas maiores ainda. Uma vez que todos os processos conhecidos estariam conectados em redes energéticas, a hierarquia energética foi proposta como uma lei universal (a quinta lei da termodinâmica)

(ODUM, 1996). Odum (1996) utilizou o conceito de hierarquia energética como uma concepção unificadora para os sistemas naturais e humanos.

A emergia é definida como a quantidade de energia disponível de um tipo que é usada direta ou indiretamente na produção de um produto ou serviço. A emergia pode ser considerada como a “memória da energia”, uma vez que o seu cálculo compreende o somatório de toda a energia transformada para produzir um produto ou serviço. A comparação entre diferentes tipos de energia exige que estes sejam expressos na mesma unidade. Assim, a luz solar, os combustíveis, a eletricidade e os serviços humanos, por exemplo, são expressos pelas quantidades de emjoules de energia solar necessários na produção de cada um deles. Neste caso, o valor é expresso na unidade de emergia solar, o emjoule (seJ) (ODUM; BARRETT, 2004).

A transformidade solar é uma das relações mais importantes na síntese energética. Ela é obtida pela razão entre a emergia do sistema e a energia disponível do fluxo de saída (o produto) deste sistema. Por exemplo, considerando-se um sistema de produção florestal, pode-se relacionar a emergia do sistema com o poder calorífico da madeira produzida. Para uma relação de 4.000 emjoules solar por joule de energia armazenada na madeira, a transformidade da madeira seria de 4.000 emjoules por joule (abreviada como 4.000 seJ/J) (BROWN; ULGIATI, 2004b).

A emergia solar é a mais abundante, porém mais dispersa, forma de energia que entra no planeta. Por definição, a transformidade solar para a luz do sol é 1 seJ/J. Quanto mais transformações energéticas contribuírem para um produto, maior a transformidade do produto. Para cada transformação, uma quantidade de energia disponível é usada para produzir uma quantidade menor de energia, mas de maior qualidade, disponível sob outra forma. A energia decresce quantitativamente através das sucessivas transformações, mas a emergia é transmitida e a transformidade é acrescida (ULGIATI; BROWN, 2009; ULGIATI *et al.*, 2011).

Em última análise, a transformidade representa a posição do produto ou serviço na hierarquia energética universal (ODUM 1996; BROWN; ODUM; JORGENSEN, 2004; BROWN; ULGIATI, 2004a, 2004b). Para um sistema de produção florestal, por exemplo, a madeira possui um valor de transformidade muito superior ao da luz solar e ao do vento que contribuíram na sua formação (BROWN; ULGIATI, 2004). A maioria das transformações energéticas é controlada por

transformações energéticas de maior transformidade, das quais a contribuição energética é pequena, mas a contribuição emergética pode ser muito grande (ODUM 1996; BROWN; ODUM; JORGENSEN, 2004; BROWN; ULGIATI, 2004; ULGIATI *et al.*, 2011).

Na hierarquia energética, as energias de diferentes qualidades operam em escalas espaciais e temporais distintas (FIGURA 12). As energias de maior qualidade são concentradas em centros espaciais, como, por exemplo, as informações nos centros urbanos, a convergência dos rios numa bacia hidrográfica e a concentração de matéria orgânica no fuste da árvore. A concentração da energia em centros espaciais possibilita aumentar a intensidade e a área de atuação dos laços de retroalimentação sobre as energias de menor qualidade. Aparentemente, toda a energia também opera em “pulsos”. Quanto maior a qualidade da energia, maior a amplitude (menor frequência) e a intensidade dos pulsos. Em resumo, a energia de maior qualidade possui maior transformidade, é mais flexível e opera em escalas temporais e espaciais maiores (BROWN; ODUM; JORGENSEN, 2004; ODUM ; ODUM, 2006).

Um exemplo de uma hierarquia energética é a árvore. As folhas da árvore são responsáveis pela absorção da luz solar, uma forma de energia muito dispersa. A quantidade de energia que está sendo armazenada no tronco da árvore é muito inferior àquela absorvida na fotossíntese. Ainda assim, a energia do tronco da árvore é tão importante quanto à da luz solar: o crescimento em altura e a capacidade estrutural para suportar mais galhos e folhas favorecem o acesso à luz solar. Deste modo, amplifica-se se a capacidade da árvore em processar a luz solar, contribuindo para a *maximização do poder emergético, ou empotência*, do sistema (ODUM *et al.*, 2000; TILLEY, 2004).

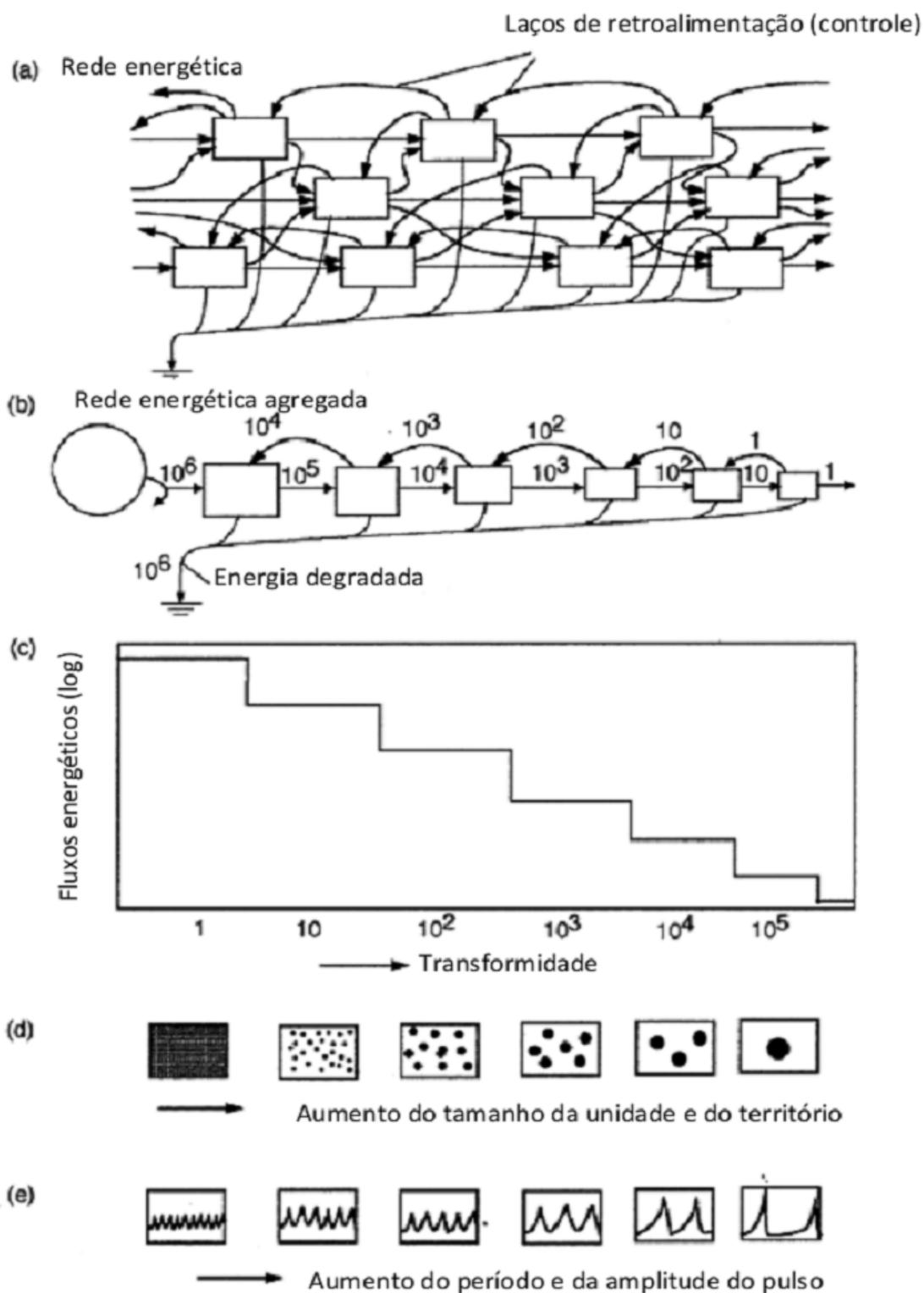


FIGURA 12 - SUMÁRIO DOS CONCEITOS DA HIERARQUIA ENERGÉTICA. A) REDE ENERGÉTICA; B) REPRESENTAÇÃO AGREGADA DA REDE ENERGÉTICA; C) RELAÇÃO ENTRE OS FLUXOS ENERGÉTICOS E A TRANSFORMIDADE; D) DINÂMICA ESPACIAL DA ENERGIA E) DINÂMICA TEMPORAL DA ENERGIA.

FONTE: Adaptado de Brown, Odum e Jorgensen (2004).

A empotência é o fluxo de energia por unidade de tempo. O *princípio da máxima empotência* é um dos conceitos centrais da síntese emergética. Segundo este princípio, os sistemas que sobrevivem na natureza e na economia são aqueles que se auto-organizam para maximizar o trabalho útil dos fluxos de energia, o que é feito por meio de laços de retroalimentação que reforçam os processos produtivos e superam as limitações do meio (ODUM, 1996; BROWN; ULGIATI, 1999, 2004; CAI; OLSEN; CAMPBELL, 2004; ULGIATI; BARGIGLI; RAUGEI, 2007). O princípio da máxima empotência é proposto por Odum (1996) como a quarta lei da termodinâmica.

A energia de um produto é obtida pelo somatório da energia de todos os fluxos de entrada do sistema. A transformidade pode ser empregada como uma medida da eficiência de um processo produtivo (ODUM, 1996; ODUM *et al.*, 2000). Ao comparar produtos similares, a menor transformidade indica uma maior eficiência na transformação da energia solar no produto final. A transformidade passará a refletir a riqueza real do sistema quando ele estiver operando próximo da *máxima empotência* (ODUM, 1996). Neste caso, a transformidade será mínima. Esta transformidade mínima é muito difícil de ser calculada. Mas é suposto que o sistema em operação há um longo tempo possui uma transformidade próxima à mínima. A razão é a de que o sistema já teria passado por vários processos de seleção natural e, conforme o princípio da máxima empotência, os sistemas que sobrevivem são os que maximizam a empotência, e, conseqüentemente, a eficiência.

2.2.4.1.3 Energia e dinheiro

Segundo Odum *et al.* (2000), a contribuição da natureza na produção e manutenção da floresta não é apropriadamente avaliada no mercado. Os autores *id.* ressaltam que os valores de mercado expressam o inverso da contribuição da natureza. Por exemplo, quando o solo, a madeira, as frutas, a água limpa escoada e outros produtos florestais estão em abundância, a contribuição florestal é máxima, mas o valor de mercado é baixo. Ao contrário, quando os produtos florestais estão em escassez, os seus valores de mercado são altos (ODUM *et al.*, 2000).

Na síntese emergética, o sistema econômico é reconhecido como um subsistema da geobiosfera. O sistema econômico é ao mesmo tempo alimentado e

restringido pelos fluxos de energia e material deste sistema maior, os quais usualmente não possuem valores no mercado (BROWN; ULGIATI, 2011a).

Uma vez que todos os produtos de valor econômico no mercado fazem parte da hierarquia energética universal (todos os produtos possuem energia), é possível associar a energia ao poder de consumo de uma sociedade. A quantidade de bens e serviços que o dinheiro pode comprar depende da quantidade de energia que suporta a economia e da quantidade de dinheiro em circulação. Assim, a razão energia/dinheiro anual de um país pode ser obtida pelo quociente entre os fluxos energéticos e o produto nacional bruto (PNB) daquele ano. A contribuição de um fluxo energético no produto nacional bruto pode ser calculada ao se dividir a energia deste fluxo pelo quociente energia/dinheiro. O valor resultante é expresso em emdollar, o equivalente monetário da energia (ODUM, 1996; ODUM *et al.*, 2000).

2.2.4.1.4 Erosão do solo

A erosão do solo é considerada um fluxo de energia não renovável na síntese energética de um sistema de produção.

A erosão do solo representa uma das maiores ameaças ambientais para a sustentabilidade de sistemas de produção. Ela causa a perda de matéria orgânica, diminuindo a capacidade do solo de reter água, o que, conseqüentemente, ocasiona o aumento do escoamento superficial. A perda de solo também acarreta perdas de nutrientes e de biodiversidade no solo. Em última análise, a erosão do solo pode resultar em grandes e duradouros prejuízos ao ecossistema, dentre os quais se destaca a perda da produtividade da terra (PIMENTEL; KOUNANG, 1998).

Mundialmente, a erosão do solo em ecossistemas naturais ou seminaturais com cobertura vegetal varia entre taxas baixas (0,001 a 2 ton/ha.ano) em áreas planas até taxas altas (entre 1 a 5 ton/ha.ano) em regiões montanhosas (PIMENTEL; KOUNANG, 1998).

No Brasil, existem poucos trabalhos sobre a avaliação das perdas de solo em florestas plantadas. Para cultivos de eucalipto no Brasil, os valores de erosão de solo reportados na literatura apresentaram uma amplitude muito grande, tanto entre diferentes sistemas quanto entre as diferentes idades do ciclo produtivo para o

mesmo sistema (PIRES *et al.*, 2006). Por exemplo, Lima¹ (1996, citado por PIRES *et al.*, 2006) avaliou perdas de solo em Areia Quartzosa cultivada com *Eucalyptus grandis*. Para o primeiro ano, os valores anuais variaram entre 1,0 e 6,5 ton/ha.ano; para o quarto ano, os valores decresceram para 0,01 a 0,14 ton/ha.ano. Na região dos Tabuleiros Costeiros do Espírito Santo, Martins *et al.* (2003) avaliaram as perdas de solo de eucalipto em três diferentes classes de solo. Os autores *id.* observaram valores de perdas de solo entre 0,21 e 3,20 ton/ha.ano.

Para o pinus, as diferenças entre os valores de perda de solo também foram discrepantes. Por exemplo, Maciel *et al.* (2009) avaliaram a perda de solo em áreas cultivadas com *Pinus taeda* no município de Rio Negrinho, Santa Catarina. Para o primeiro ano de plantio, os valores anuais de perda de solo variaram entre 0,02 a 0,17 ton/ha.ano. Já Cavichiolo (2005), no município de Três Barras, Santa Catarina, encontrou valores anuais de perda de solo para *Pinus taeda* entre 0,07 e 3,40 ton/ha no primeiro ano.

Para SAFs com bracatinga, Pomianoski, Dedeczek e Vilcahuamán (2006) reportaram valores de perda de solo de 0,05 e 0,19 ton/ha.ano. Em SAFs com cacau no sul da Bahia, Inácio *et al.* (2005) observaram valores de perda de solo de 0,05 e 0,6 ton/ha.ano. O último, no entanto, representou o tratamento experimental com a remoção da serrapilheira.

¹ LIMA, W.P. **Impacto ambiental do eucalipto**. 2.ed. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1996. 301p.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL AVALIADOS

Esta tese de doutorado está inserida dentro do projeto CAPES 083/08, intitulado “Estudo da sustentabilidade de diferentes sistemas de produção florestal visando à produção energética”. Este projeto foi desenvolvido por pesquisadores e estudantes das seguintes instituições: Universidade Federal do Paraná (UFPR), Universidade de São Paulo (USP), Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), Embrapa Florestas e Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC). Seis sistemas de produção florestal foram estudados:

- a) SAF com cacau (*Theobroma cacao*), milho (*Zea mays*), braquiária (*Brachiaria brizantha*), pimenta-do-reino (*Piper nigrum* L.), bananeira (*Musa* sp.), cajá (*Spondias lutea*), andiroba (*Carapa guianensis*) e castanheira (*Bertholletia excelsa* Kunth). Este sistema será denominado *SAF cacau* no restante do trabalho.
- b) Plantio de paricá (*Schizolobium amazonicum*).
- c) Plantio de pinus (*Pinus taeda*).
- d) Exploração de bracatinga (*Mimosa scabrella*) com o consórcio entre milho (*Zea mays*) e abóbora (*Cucurbita pepo*) no primeiro ano. Este sistema será denominado *bracatinga* no restante do trabalho.
- e) Plantio de eucalipto urograndis (*Eucalyptus grandis* x *Eucalyptus urophylla*).
- f) Exploração de pequi (*Caryocar brasiliense* Camb.) em Reserva Legal no bioma Cerrado. Este sistema será denominado *manejo de cerrado* no restante do trabalho.

Os sistemas SAF cacau, paricá, pinus, bracatinga e eucalipto foram abordados na forma de estudos de caso. A amostragem não foi probabilística. Mais especificamente, adotou-se uma *amostragem proposital típica*.

Na amostragem proposital, as áreas de estudo são selecionadas intencionalmente para se investigar certo fenômeno. Os casos selecionados devem ser *ricos em informação*. Isto é, os estudos de caso devem possibilitar a geração de informações de grande relevância considerando o propósito da pesquisa (PATTON, 1990).

Destaca-se que os sistemas estudados não foram criados para este estudo. Aproveitou-se da existência destes sistemas, não se exercendo qualquer influência ou controle sobre as suas variáveis. Em outras palavras, esta pesquisa foi exploratória, e não manipulativa.

Para o paricá, pinus e eucalipto, selecionou-se um talhão produtivo *típico* em relação ao índice de sítio e às práticas silviculturais adotadas na área produtiva da empresa. Outra exigência foi a de que este sistema se apresentasse em idade de corte. Para a caracterização das atividades de colheita, foram considerados os valores médios para a colheita dos talhões produtivos típicos no ano anterior.

A bracatinga caracterizou um sistema típico de exploração tradicional de bracatinga na Região Sul: queima dos resíduos da exploração anterior, regeneração natural e induzida pelo fogo, cultivo do milho no primeiro ano, abandono do sistema entre a colheita agrícola e a florestal, ciclo de corte de sete anos e talhões produtivos entre 2 a 4 ha.

O SAF cacau representou um SAF típico em Tomé-Açu: plantio inicial em linhas da pimenta, cacau, banana, milho (e/ou arroz) e outras espécies arbóreas; predomínio da pimenta como a cultura mais importante economicamente nos primeiros anos; desenvolvimento do cacau na sombra da bananeira nos primeiros anos; produção do cacau, na sombra de outras árvores, durante as demais fases do sistema; produção de bens madeireiros e não madeireiros a partir destas outras árvores.

A pesquisa de campo foi realizada entre 2009 e 2010. A coleta dos dados compreendeu entrevistas, aplicação de questionários semiestruturados e acompanhamento das atividades florestais. Como os talhões produtivos estudados se apresentavam em idade avançada, acompanhou-se as atividades de plantio e manutenção em outros talhões produtivos, com idades variadas, os quais caracterizavam as diferentes etapas do ciclo de produção.

Finalmente, o sistema de manejo de cerrado foi simulado para este estudo com base na literatura.

Os sistemas se diferenciaram em relação ao bioma, a diversidade de espécies no sistema, a escala de produção e o ciclo de produção (TABELA 6).

TABELA 6 - CARACTERIZAÇÃO DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL EM RELAÇÃO AO BIOMA, DIVERSIDADE DE ESPÉCIES, ÁREA DE PRODUÇÃO E CICLO DE PRODUÇÃO.

Sistema	Bioma	Diversidade de espécies	Produtor	Ciclo de produção (anos)
SAF cacau	Amazônia	Misto	Pequeno produtor ^b	28
Paricá	Amazônia	Monocultura	Grande produtor ^c	7
Bracatinga	Mata Atlântica	Misto ^a	Pequeno produtor ^b	7
Pinus	Mata Atlântica	Monocultura	Grande produtor ^c	17
Manejo cerrado	Cerrado	Misto	-----	1
Eucalipto	Cerrado	Monocultura	Grande produtor ^c	7

^a Os cultivos agrícolas estão presentes apenas no início do ciclo de produção da bracatinga

^b De 10 ha a menos que 100 ha

^c 10.000 ha e mais

FONTE: O autor (2012)

Ressalta-se que os sistemas foram manejados com objetivos distintos. Mesmo entre os sistemas cuja madeira foi o principal produto econômico (paricá, pinus, eucalipto e bracatinga), a madeira foi produzida para diferentes usos (TABELA 7).

TABELA 7 - PRINCIPAL FINALIDADE DA MADEIRA PRODUZIDA NOS SISTEMAS CUJA MADEIRA FOI O PRINCIPAL PRODUTO ECONÔMICO

Sistema	Principal finalidade da madeira
Paricá	Laminados
Pinus	Madeira serrada
Bracatinga	Energia
Eucalipto	Celulose

FONTE: O autor (2012)

3.1.1 SAF Cacau

O SAF cacau está localizado no município de Tomé-Açu, na região sudeste do estado do Pará (FIGURA 13) O município possui aproximadamente 48.000 habitantes e compreende uma área de aproximadamente 5.000 km² (IBGE, 2012c). O clima é quente e úmido, do tipo Ami na classificação de Köppen. As médias anuais de temperatura são: máxima de 32,8 °C, média de 26,4 °C e mínima de 21,9

°C. A média da precipitação total anual é de 3.000 mm (PACHÊCO *et al.*, 2011). O solo característico da região é o Latossolo Amarelo distrófico, de textura variando de média à argilosa, com níveis baixos de pH e fertilidade limitada (BAENA; FALESI, 1999).

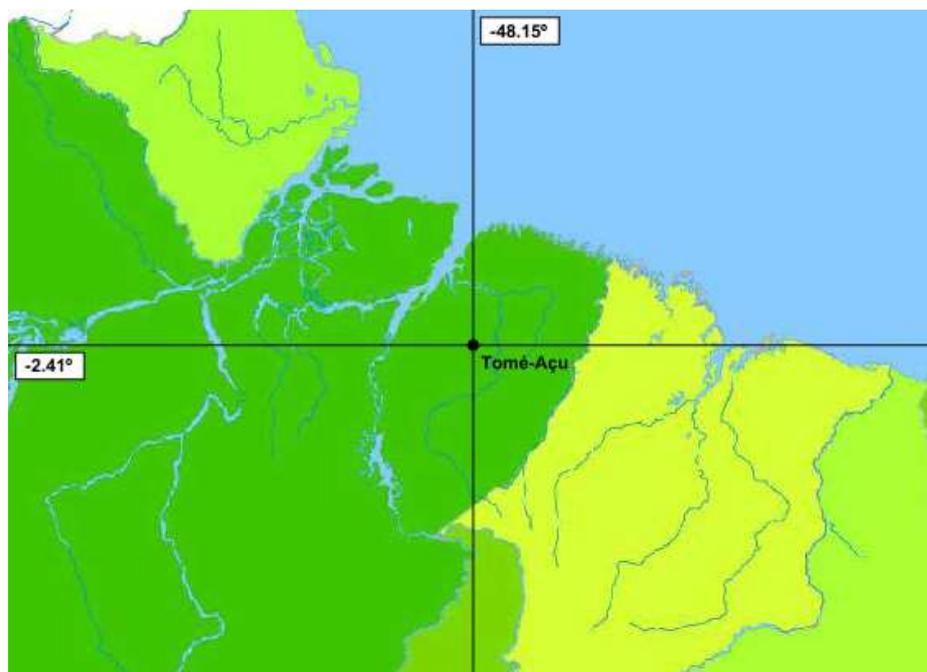


FIGURA 13 - LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE TOMÉ-AÇU, PARÁ.
FONTE: IBGE (2012c)

A área de estudo possui um histórico de uso intenso antes da implantação do SAF. Ela foi utilizada para o cultivo da mandioca (*Manihot esculenta*) por cerca de 30 anos. A limpeza da área para o cultivo da mandioca foi caracterizada por queimadas, resultando no empobrecimento do solo e no seu eventual abandono. Nos anos seguintes, a área foi coberta pela juquira, vegetação de baixo porte usualmente encontrada em áreas de pastagens degradadas na região. Durante quatro anos, tentou-se introduzir o urucum (*Bixa orellana* L.). Segundo o produtor, o solo se apresentava muito compactado e com baixa fertilidade. Optou-se então pela implantação do SAF cacau.

Foram plantados milho, braquiária, pimenta-do-reino, bananeira, cacau, cajá, andiroba e castanheira (FIGURA 14).

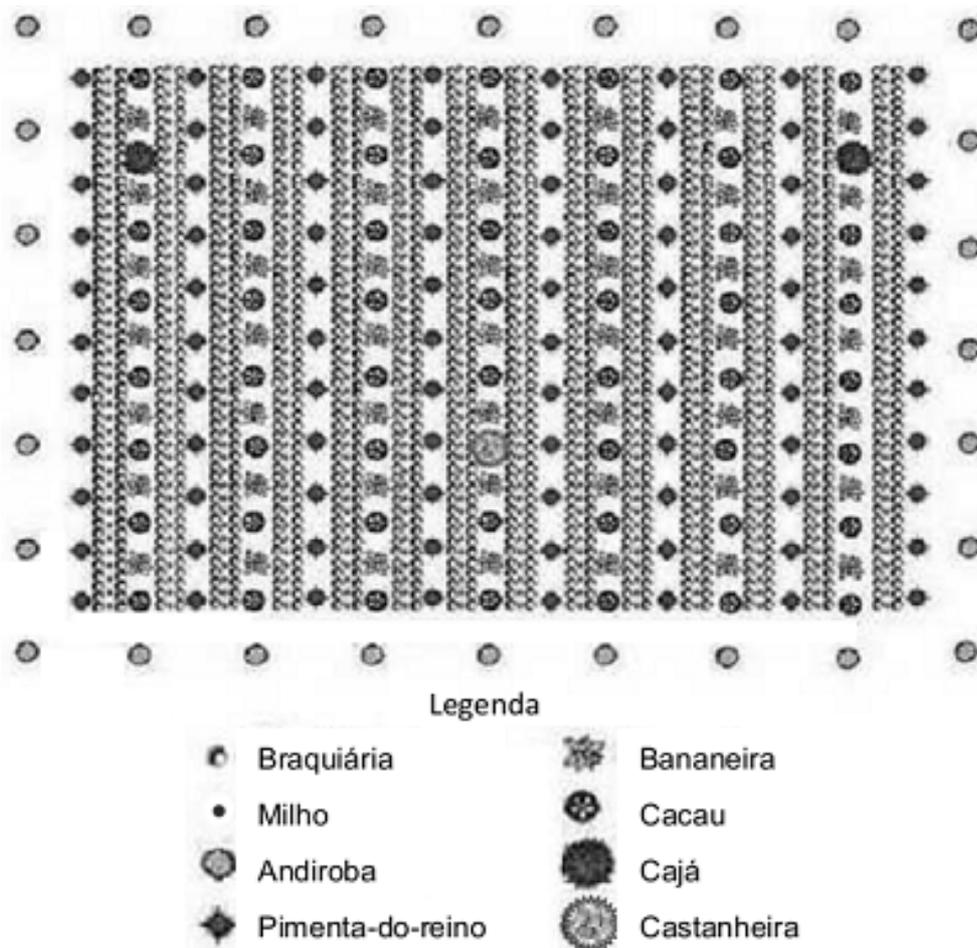


FIGURA 14 - CROQUI DO SAF CACAU NO ANO DE IMPLANTAÇÃO
 FONTE: Vale (2010)

A etapa de preparo do solo compreendeu a aração, a gradagem e as aplicações de calcário e de fosfato. A segunda etapa foi caracterizada pela marcação do terreno e definição da posição das plantas, o enterrio das estacas e a preparação das covas para a pimenta. A pimenta foi plantada no espaçamento de 2 m x 4 m . O espaçamento da bananeira e do cacau foi de 3 m x 4 m; e o do cajá e da castanheira, 24 m x 24 m. A andiroba foi plantada a cada 4 m como bordadura da área. Finalmente, o milho e a braquiária foram plantadas entre as linhas de plantio do cacau e da pimenta, seguindo um espaçamento de 40 cm.

A partir da etapa de plantio, todas as atividades do sistema foram manuais. As culturas da pimenta e do cacau demandaram mão de obra especializada. Para a pimenta, exige-se cuidado especial para o tutoramento e colheita. Já o cacau exige poda de formação e poda fitossanitária. A poda de formação tem como função evitar o crescimento vertical do cacauzeiro. A poda fitossanitária consiste na remoção de ramos enfermos, sombreados ou mal formados, assim como de frutos secos e doentes (SILVA NETO *et al.*, 2001).

A colheita do cajá é realizada no período da manhã. Sendo um fruto altamente perecível, o cajá deve ser devidamente acondicionado logo após a colheita.

Conforme o produtor, as diferentes espécies desempenham papéis distintos no sistema. As principais culturas comerciais são o cacau e a pimenta. A bananeira promove sombreamento para o cacau. A braquiária e a bananeira promovem a adubação do solo por meio da decomposição do material orgânico depositado no solo. O cultivo do milho, presente apenas no primeiro ano, teve como uma das finalidades a proteção do solo. Metade do milho produzido foi comercializada; metade foi usada para consumo próprio. A andiroba, o cajá e a castanha, as três espécies florestais, possuem como finalidade a comercialização dos seus produtos e o sombreamento do cacau, além de contribuírem para a ciclagem de nutrientes e adubação do solo.

O período produtivo das espécies no sistema foi bastante variado, possibilitando a geração de renda e de postos de trabalho durante todo o ciclo de produção de 28 anos (TABELA 8).

TABELA 8 - PERÍODO DE PRODUÇÃO DAS ESPÉCIES DO SAF CACAU CONSIDERANDO UM CICLO DE 28 ANOS

Espécie	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14-28
Miho	X													
Pimenta-do-reino		X	X	X	X	X								
Cacau			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Castanha										X	X	X	X	X
Andiroba								X	X	X	X	X	X	X
Cajá						X	X	X	X	X	X	X	X	X

FONTE: Vale (2010)

O SAF cacau estava no sétimo ano quando se realizou a coleta de dados de campo para este estudo (FIGURA 15)



FIGURA 15 - SAF CACAU. A) BORDADURA DO SAF CACAU; B) CACAUERO NA SAF CACAU
 FONTE: Higa (2010)

3.1.2 Paricá

O sistema paricá estava situado no município de Paragominas (FIGURA 16). O clima é quente e úmido, do tipo Awi na classificação de Köppen. A temperatura média é de 25° C. A média da precipitação pluviométrica total anual é de 1.742,9 mm. Apresenta umidade relativa do ar de 81%. A distribuição das chuvas define quatro períodos: chuvoso (entre fevereiro e maio); estiagem (em junho); seco (entre julho e novembro) e de transição (entre dezembro e janeiro) (BASTOS *et al.*, 2006). O solo predominante no município é o Latossolo Amarelo distrófico, de textura média, apresentando níveis baixos de pH e fertilidade limitada (RODRIGUES *et al.*, 2003).

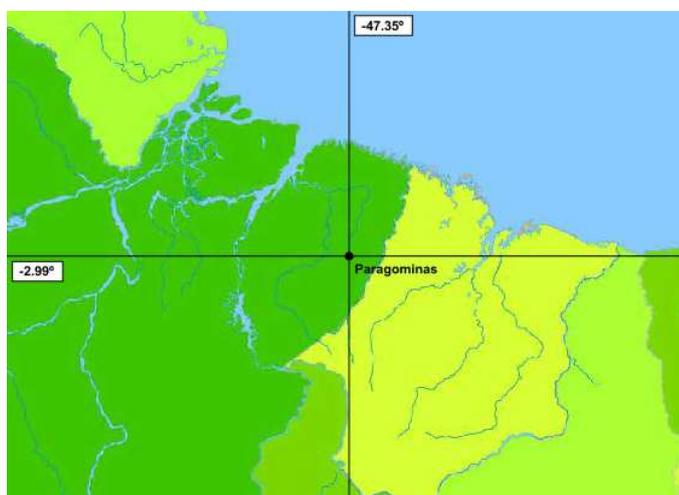


FIGURA 16 - LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE PARAGOMINAS, PARÁ
 FONTE: IBGE (2012c)

O sistema de produção paricá (FIGURA 17) foi implantado, em 2004, sobre uma área de pastagem degradada, caracterizada pela formação de juquirá, vegetação de baixo porte usualmente encontrada em áreas de pastagens degradadas na região. Para a limpeza da área, realizou-se a gradagem pesada com trator de esteira e disco de 36 polegadas. O material vegetal ficou retido entre as linhas do plantio, buscando-se favorecer a ciclagem de nutrientes assim como a diminuição da erosão do solo.



FIGURA 17 - SISTEMA PARICÁ COM SETE ANOS
FONTE: Higa (2010)

O principal objetivo do preparo do solo é oferecer condições adequadas ao plantio e estabelecimento das mudas no campo. Isto inclui a redução de matocompetição, melhoria das condições físicas do solo e a fragmentação e homogeneização do material vegetal, de forma a favorecer a ciclagem de nutrientes, mas ao mesmo tempo garantir que este material não prejudique as operações mecanizadas (EMBRAPA, 2010a).

O preparo físico do solo contemplou a gradagem leve e duas subsolagens com 60 cm de profundidade. A primeira subsolagem acompanhou a aplicação de fósforo.

O controle químico de matocompetição (capina química) foi feito mediante a aplicação de herbicidas. Foram feitas aplicações pré-emergente (antes da emergência de plantas daninhas) e pós-emergentes (depois da emergência de plantas daninhas). A aplicação do herbicida pré-emergente foi realizada durante a etapa de preparação do solo, especificamente 15 dias antes do plantio. Todas estas operações de preparo de solo foram feitas mecanicamente.

Para a adubação de fósforo, aplicou-se fosfato natural (250 kg/ha) e supersimples (60 kg/ha). Realizou-se a aplicação do calcário para a correção do solo (1,5 ton/ha). A adubação de cobertura ocorreu 60 dias após o plantio (NPK 20, 00, 30), sendo aplicados 150 g por planta. Uma segunda aplicação de NPK foi realizada no segundo ano, aplicando-se 120 g por planta.

A densidade do plantio foi de 650 plantas/ha. Aplicou-se meio litro de hidrogel na cova do plantio. O objetivo do gel é o de reter e controlar a disponibilidade de água para as mudas. O plantio com gel foi semimecanizado. Cinco plantadoras manuais estavam conectadas ao tanque de hidrogel, o qual era tracionado por um trator. O rendimento de plantio foi estimado em 10 mil mudas/dia, estando 5 funcionários operando as plantadoras e dois funcionários abastecendo as plantadoras com as mudas (FIGURA 18).



FIGURA 18 - PLANTIO DE MUDAS NO SISTEMA PARICÁ
FONTE: Higa (2010)

A época de plantio foi entre setembro a dezembro. O último marca o início do período de chuvas na região. Seis irrigações foram realizadas no primeiro ano (2,5 l por planta). O replantio com gel de 5% das mudas ocorreu 45 dias depois do

plantio. A próxima atividade compreendeu o coroamento manual (remoção da vegetação ao redor da muda dentro de um raio estabelecido) para controle de formigas.

A aplicação do herbicida ocorreu do primeiro ao sexto ano, sendo realizadas duas vezes ao ano, sempre no início e no final do inverno. Os funcionários utilizaram bombas costais para a aplicação do herbicida. A gradagem leve foi feita do primeiro ao sexto ano. A sua principal finalidade foi o controle de larvas de cigarra. O controle químico de formigas foi realizado mediante a aplicação de iscas granuladas. Esta atividade também foi repetida durante os seis primeiros anos. O controle químico e o combate às formigas foram atividades manuais.

A colheita, realizada aos sete anos, foi semimecanizada, utilizando-se motosserra.

3.1.3 Pinus

O sistema pinus estava localizado no município de Rio Negrinho, Santa Catarina (FIGURA 19). O clima da região é Cfb na classificação Köppen: subtropical, com verões frescos, sem estações secas e com geadas severas frequentes. A temperatura média anual é de 18,3 °C. Apresenta precipitação pluviométrica média anual de 1.414 mm, com a umidade relativa do ar variando entre 80 a 86,2% (EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA – EPAGRI; CENTRO DE INFORMAÇÕES DE RECURSOS AMBIENTAIS E DE HIDROMETEOROLOGIA DE SANTA CATARINA – CIRAM, 2013).

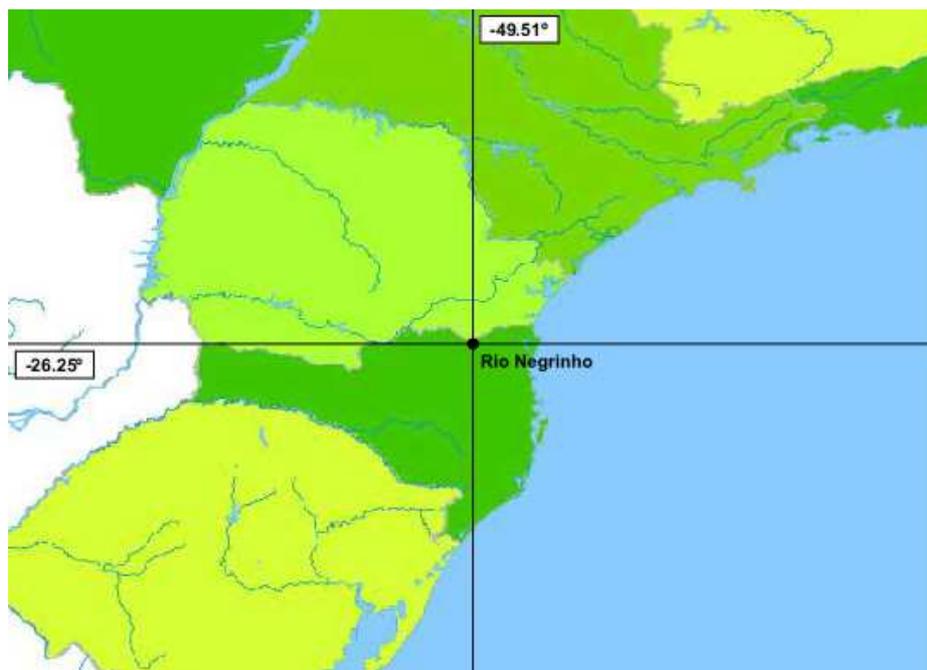


FIGURA 19 - LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE RIO NEGRINHO, SANTA CATARINA.
FONTE: IBGE (2012c)

O preparo do solo do sistema foi mecanizado. Primeiramente, um trator de esteira com grade frontal foi utilizado para a limpeza da área (FIGURA 20). Em seguida, utilizou-se um trator esteira com o subsolador para realizar o revolvimento parcial do solo.



FIGURA 20 - LIMPEZA DO TERRENO UTILIZANDO UM TRATOR DE ESTEIRA COM GRADE
FRONTAL
FONTE: Gonçalves (2011)

O plantio das mudas foi manual. A densidade do plantio foi de 2.000 mudas/ha, sendo o espaçamento de 2,5 m entre as linhas de plantio e de 2,0 m entre as mudas na linha de plantio. O replantio, também manual, foi realizado 30 dias após o plantio.

O controle de matocompetição foi realizado de duas formas: o controle químico e o controle físico. O controle químico consistiu na aplicação de herbicidas. Esta aplicação se diferenciou entre pré-emergente e pós-emergente. A aplicação do pré-emergente foi realizada 30 dias após o preparo do solo. A aplicação do herbicida pós-emergente foi repetida a cada seis meses até o segundo ano. A partir de então, iniciou-se o controle físico de matocompetição, compreendendo a capina manual e a capina semimecanizada. Na primeira, utilizou-se a enxada; na segunda, a roçadora costal.

A atividade de combate às formigas foi feita mediante a aplicação de iscas granuladas. A primeira etapa ocorreu 15 dias após o preparo do solo. Nela, as aplicações cobriram toda a área de plantio. A distância entre uma aplicação e outra foi de 8 metros (uma aplicação por 64 m² de terreno). As demais aplicações foram localizadas nos olheiros. A segunda aplicação ocorreu uma semana antes do replantio. As aplicações restantes ocorreram 30, 60, 90 e 120 dias após o plantio.

As duas atividades de poda foram manuais. Uma exigência foi a de que fossem mantidos pelo menos 50% da área foliar do indivíduo. A primeira poda ocorreu no terceiro ano, sendo retirados os galhos até 1,8 m da altura do fuste. A segunda poda ocorreu no sétimo ano. Foram removidos os galhos até 3,1 m da altura do fuste. A segunda poda não foi realizada nos indivíduos da quarta linha do plantio, dado que esta seria a linha de desbaste no ano 10.

A segunda colheita, desta vez em corte raso, ocorreu no ano 17, marcando o final do ciclo de produção do sistema. As duas colheitas compreenderam quatro atividades: corte, arraste, traçamento e carregamento. As atividades da colheita e o maquinário utilizado são apresentados na FIGURA 21.



FIGURA 21 - ETAPAS DA ATIVIDADE DE COLHEITA DO SISTEMA DE PRODUÇÃO PINUS: A) CAT-312 COM PROCESSADOR LOGMAX 5000 UTILIZADA NO DESBASTE; B) CAT-522 FELLER-BUNCHER UTILIZADO NO CORTE RASO; C) DESGALHAMENTO COM MOTOSERRA; D) MF-290 COM CONVERSOR UTILIZADO NO ARRASTE DE ÁRVORES DENTRO DO TALHÃO; E) CAT-545 SKIDER UTILIZADO NO ARRASTE DE ÁRVORES DENTRO DO TALHÃO; F) CAT-320 COM PROCESSADOR LOGOMAX 7000 UTILIZADA NO TRAÇAMENTO DAS ÁRVORES; G) FORWARDER UTILIZADO NO CARREGAMENTO DE TORAS DENTRO DO TALHÃO; H) CAT-320 UTILIZADO NO CARREGAMENTO DE TORAS PARA CAMINHÕES DE TRANSPORTE.

FONTE: Gonçalves (2011)

3.1.4 Bracatinga

O sistema de produção com bracatinga estava localizado no município de Bocaiúva do Sul, Paraná, a noroeste da Região Metropolitana de Curitiba (FIGURA 22). Segundo Maack (1981), a região possui clima quente e temperado, do tipo subtropical, com quatro estações bem definidas: verões quentes e chuvosos e invernos frios com períodos secos eventuais. A temperatura média anual é de 16,5°C. A temperatura média do mês mais quente é de 20,4°C e a do mês mais frio, de 12,7°C. A precipitação pluviométrica média anual é de 1.405 mm e a umidade relativa do ar, de 80% (INPE, 2009).

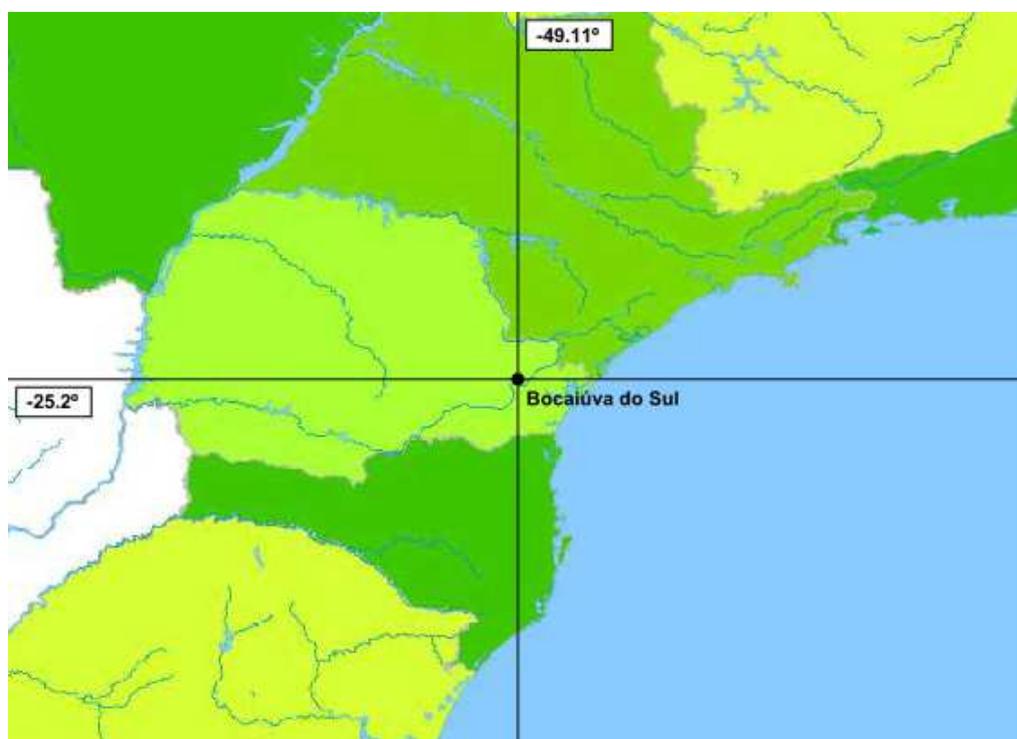


FIGURA 22 - LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE BOCAIÚVA DO SUL, PARANÁ
FONTE: IBGE (2012c)

A área de produção da bracatinga na propriedade é de 17 ha, distribuídos em 7 talhões de aproximadamente mesmo tamanho. O ciclo de produção é de 7 anos. Os talhões apresentam diferentes idades (FIGURA 23). Assim, a cada ano, um dos talhões se apresenta em idade de corte, possibilitando a geração de uma renda anual ao produtor a partir da venda da madeira de bracatinga. A regeneração da bracatinga é natural e induzida pelo fogo. O componente agrícola do SAF está

presente no primeiro ano (FIGURA 23), caracterizado pelo plantio consorciado de milho e abóbora. Este modelo de SAF vem sendo adotado na propriedade por cerca de 40 anos.



FIGURA 23 - SISTEMA DE PRODUÇÃO BRACATINGA: A) CULTIVO AGRÍCOLA NO PRIMEIRO ANO; B) TALHÃO DE BRACATINGA COM 1 ANO DE IDADE; C) INTERIOR DO TALHÃO AOS 6 ANOS; D) DETALHE DE PONTAS DE ESCORAS EMPILHADAS COLHIDAS AOS 6 ANOS; E) TALHÃO AOS SETE ANOS; F) ÁREA APÓS A COLHEITA DE BRACATINGA

FONTE: Gonçalves (2011)

A etapa de preparo do solo compreendeu a construção do aceiro ao redor do talhão e a queima dos resíduos remanescentes no talhão. O preparo do solo ocorreu entre os meses de agosto e dezembro. A adubação foi realizada mediante a aplicação de esterco de galinha.

As sementes de abóbora e parte das sementes de milho foram obtidas das colheitas dos anos anteriores. Sementes de milho híbrido foram compradas. O milho foi plantado em espaçamento de 1 m e densidade de 4.132 plantas/ha. Já a abóbora foi plantada em espaçamento irregular e em densidade de 694 plantas/ha. Conforme as estimativas do produtor, a produtividade do milho foi de 2.066 kg/ha e a da abóbora, 413 unidades/ha.

A primeira capina ocorreu um mês após o plantio. Nela, foi feita a limpeza total do solo, eliminando-se, inclusive, a primeira regeneração de bracatinga. Foram feitas duas outras capinas até o mês de janeiro.

A colheita das culturas agrícolas foi realizada entre os meses de abril e maio. Os resíduos das culturas permaneceram no talhão tendo em vista a manutenção da fertilidade do solo. A principal finalidade dos produtos agrícolas foi o consumo familiar.

Não houve intervenção na regeneração da bracatinga após a colheita das culturas agrícolas. A colheita florestal ocorreu no sexto e no sétimo ano. A finalidade da primeira colheita foi a retirada de escoras para a construção civil, sendo obtidas cerca de 3.000 escoras com 3 m de comprimento. O corte final compreendeu a limpeza do sub-bosque, a derrubada e o seccionamento dos fustes em toras de 1 m de comprimento. A colheita foi realizada com o auxílio de machado e motosserra. As toras foram arrastadas em uma *zorra* (trenó de madeira puxado por cavalo). A última atividade compreendeu o empilhamento das toras.

3.1.5 Eucalipto

O sistema de produção florestal eucalipto estava localizado no município Três Lagoas, Mato Grosso do Sul (FIGURA 24). A área territorial do município é de 10.206,94 km². O clima é caracterizado como Tropical quente e úmido (Aw na classificação de Köppen). A temperatura média local é de 26°C. As temperaturas médias dos meses mais frios ficam entre 18 e 20°C. O período seco estende-se de

quatro a cinco meses. Possui estação chuvosa no verão e seca no inverno. O total anual das precipitações varia entre 900 e 1.400 mm. Os solos característicos de Três Lagoas são os Latos solos Vermelho-Escuro e Nitossolos. (SECRETARIA DO ESTADO DE MEIO AMBIENTE, DO PLANEJAMENTO, DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA – SEMAC, 2011).

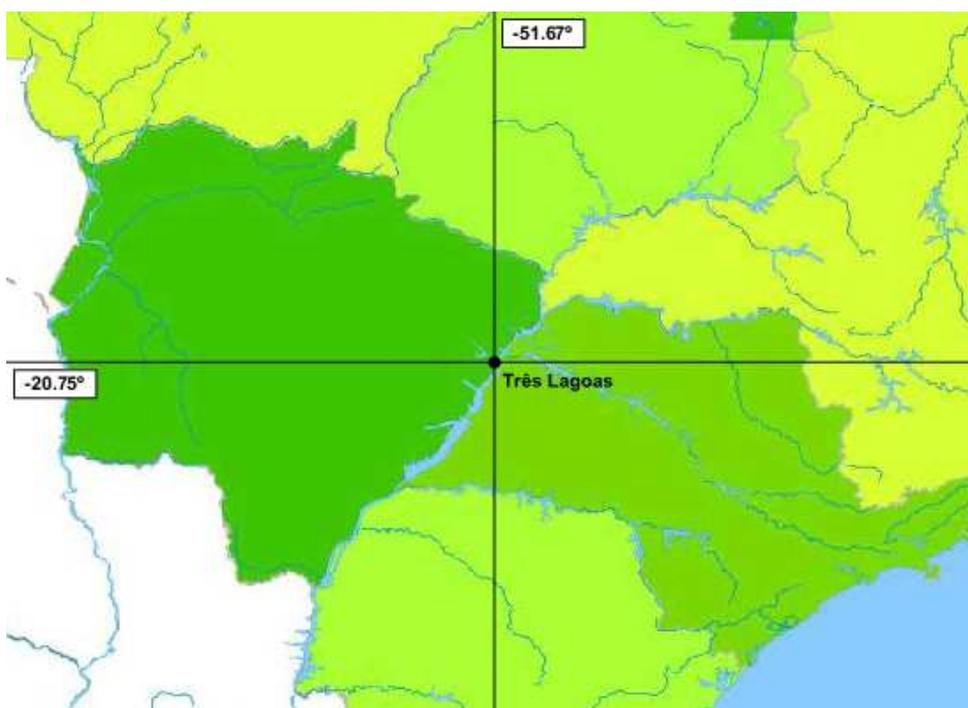


FIGURA 24 - LOCALIZAÇÃO DO MUNICÍPIO DE TRÊS LAGOAS, MATO GROSSO DO SUL.
FONTE: IBGE (2012c)

O talhão produtivo foi implantado em uma área de pastagem abandonada com ocorrência de regeneração natural de cerrado. A primeira atividade consistiu no combate às formigas, 40 dias antes do plantio, mediante a aplicação de iscas granuladas nos olheiros. O controle químico de matocompetição (aplicação de herbicida) foi realizado 15 dias depois. A próxima atividade compreendeu a derrubada da vegetação e o arraste de árvores, na qual se utilizou o “correntão” (corrente pesada puxada por dois tratores de esteira). Esta atividade ocorreu 15 dias antes do plantio. Foram mantidos no talhão o *Caryocar brasiliense* Camb.. (pequi), o *Astronium fraxinifolium* Schott (gonçalo-alves) e a *Myracrodun urundeuva* Fr.All. (aroeira), os quais são protegidos de corte pela legislação estadual (FIGURA 25). Embora mantidas na área de produção, as árvores esparsas do cerrado morrem naturalmente devido à pressão competitiva do eucalipto.



FIGURA 25 - ÁREA PARA PLANTIO DO EUCALIPTO APÓS A REMOÇÃO DA VEGETAÇÃO
FONTE: O autor (2012)

Para o preparo do solo, utilizou-se um subsolador com sistema eletrônico de adubação. Dois sensores eram controlados eletronicamente. O primeiro controlava a profundidade da subsolagem e o segundo, a aplicação de adubo. A subsolagem foi de 40 cm de profundidade. A formulação do adubo com NPK foi de 06-30-06, sendo aplicados 200 kg por hectare. Este mesmo trator possuía equipamentos acoplados para o assentamento do terreno e a marcação das covas para o plantio.

O espaçamento do plantio foi de 3,6 m x 2,5 m. O plantio com gel foi semimecanizado, utilizando-se duas plantadoras acopladas por mangueiras ao reservatório de hidrogel. Este reservatório era tracionado por um trator. As mudas, em tubetes, foram transportadas em uma carreta (FIGURA 26). Momentos antes do plantio, as mudas foram retiradas dos tubetes e embebidas em solução cupinicida. Em seguida, foram inseridas uma por uma na plantadora. As mudas com gel foram inseridas uma a uma na cova. Em seguida, os funcionários jogavam terra sobre a cova para fechá-la.



FIGURA 26 - OPERAÇÃO DE PLANTIO DE EUCALIPTO: A) RECIPIENTE PARA TRATAMENTO DE MUDAS COM CUPINICIDA; B) IMPLEMENTO PARA TRANSPORTE DO HIDROGEL E APORTE DE ESTROVENGA PARA O PLANTIO; C) POLÍMERO DE GEL NÃO HIDRATADO; D) DEMONSTRAÇÃO DE USO DA ESTROVENGA; E) TALHÃO PRODUTIVO COM DETALHE DE UMA MUDA EM DESENVOLVIMENTO.

FONTE: Dourado (2012)

Foram replantadas 189 mudas/ha 35 dias depois do plantio. A manutenção no combate às formigas iniciou 40 dias após o plantio e se estendeu até o último ano. A aplicação mecânica de calcário ocorreu 60 dias depois do plantio. A gradagem entre linhas teve a finalidade de facilitar a incorporação do calcário no solo e auxiliar no controle de matocompetição. A adubação química foi realizada no terceiro mês, no sexto mês, no décimo segundo mês e no décimo oitavo mês após o plantio.

Uma única irrigação, semimecanizada, ocorreu no segundo dia após o plantio. Utilizou-se um tanque pipa puxado por um trator. Os funcionários irrigavam a área por meio de mangueiras pressurizadas acopladas ao tanque pipa (FIGURA 27).

Para o controle químico de matocompetição, no primeiro ano, aplicou-se herbicida pré-emergente na linha de plantio. Esta atividade foi feita mecanicamente. Aplicou-se herbicida pós-emergente na linha de plantio e entre as linhas de plantio. As aplicações foram feitas manual e mecanicamente, respectivamente. A aplicação do herbicida pós-emergente se repetiu até o quarto ano.



FIGURA 27 - IRRIGAÇÃO SEMIMECANIZADA NO SISTEMA EUCALIPTO
FONTE: O autor (2012)

As atividades de controle físico de matocompetição se restringiram ao primeiro ano. Realizou-se uma capina manual (com auxílio de enxada) em toda a área, uma capina semimecanizada (com auxílio de roçadora costal) na linha, uma roçada mecanizada (com auxílio de uma roçadora acoplada a um trator) entre as linhas de plantio e uma roçada manual (com auxílio de foice) na base do fuste do eucalipto.

A operação de colheita ocorreu em dois módulos distintos: a madeira colhida com casca (60% da área) e a madeira colhida sem casca (40% da área). A derrubada foi feita com o *feller buncher*; a desrama, com motosserras; o arraste, com o *cambunk*; e o traçamento (em toras de 3,6 m) e empilhamento, com o *slasher*.

Para o módulo de madeira sem casca, utilizou-se o *harvester*. Este equipamento derrubou, descascou e seccionou o fuste em toras de 6 m de comprimento. Utilizou-se o *forwarder* para o transporte das toras para o carreador. As cascas foram usadas pela empresa como fonte de energia na produção de celulose.

3.1.6 Manejo de cerrado

Para a síntese emergética do sistema de manejo de cerrado, considerou-se a densidade de pequi de 10 indivíduos por hectare, baseando-se no trabalho de Naves (1999). Adotou-se os dados de produtividade média de pequizeiros do trabalho de Gulias (2008). Considerou-se a colheita de apenas 36,3% dos frutos, conforme recomendado por Oliveira (2009), buscando-se garantir o crescimento populacional e a alimentação da fauna local. Adotou-se o preço médio de venda do pequi como 0,68 R\$/kg (GRZEBIELUCKAS *et al.*, 2010). Considerou-se o custo da mão de obra como a média aritmética entre os custos de mão de obra nos sistemas extrativistas de pequi de Japonvar, estado de Minas Gerais e Iporá, estado de Goiás (COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB, 2012) (APÊNDICE 1). Acrescentaram-se à síntese emergética caixas plásticas para o transporte do pequi. Utilizou-se o mesmo valor de regime de chuvas do sistema eucalipto.

3.2 PRODUTIVIDADE FLORESTAL

Realizou-se um inventário florestal no sistema bracatinga para estimar a sua produtividade. O talhão de 2,4 ha tinha sete anos. Seis parcelas retangulares de 300 m² (10 x 30m) foram distribuídas sistematicamente sobre o terreno. Mensurou-se todos os indivíduos em pé, vivos ou não, com diâmetro igual ou superior a 4 cm (com casca), diâmetro mínimo para a comercialização da lenha na região. As variáveis mensuradas foram o CAP 1,3m (circunferência a altura do peito) e a altura. Utilizou-se fita métrica para a mensuração do CAP 1,3 m; e clinômetro Suunto[®], para a altura. Para a estimativa do volume, adotou-se o modelo de Schumacher-Hall (MACHADO *et al.*, 2008). Para o paricá, pinus e eucalipto, os valores de produtividade foram informados pelas respectivas empresas (TABELA 9).

TABELA 9 - PRODUTIVIDADE FLORESTAL DOS SISTEMAS BRACATINGA, PARICÁ, PINUS E EUCALIPTO.

Sistema	Incremento médio anual de madeira (m ³ /ha.ano)
Bracatinga	21,2 ^a
Paricá	28,5 ^b
Pinus	29,5 ^b
Eucalipto	40,0 ^b

^a Estimado com base no inventário florestal realizado para este estudo

^b Informação da empresa florestal

FONTE: O autor (2012)

3.3 AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE

3.3.1 Síntese Emergética

O primeiro passo da síntese emergética contempla a caracterização do sistema, identificando-se os seus componentes, entradas e saídas. Em seguida, desenha-se um diagrama ilustrando os caminhos seguidos pelos fluxos do sistema, utilizando-se os símbolos propostos por Odum (1996) (FIGURA 28).

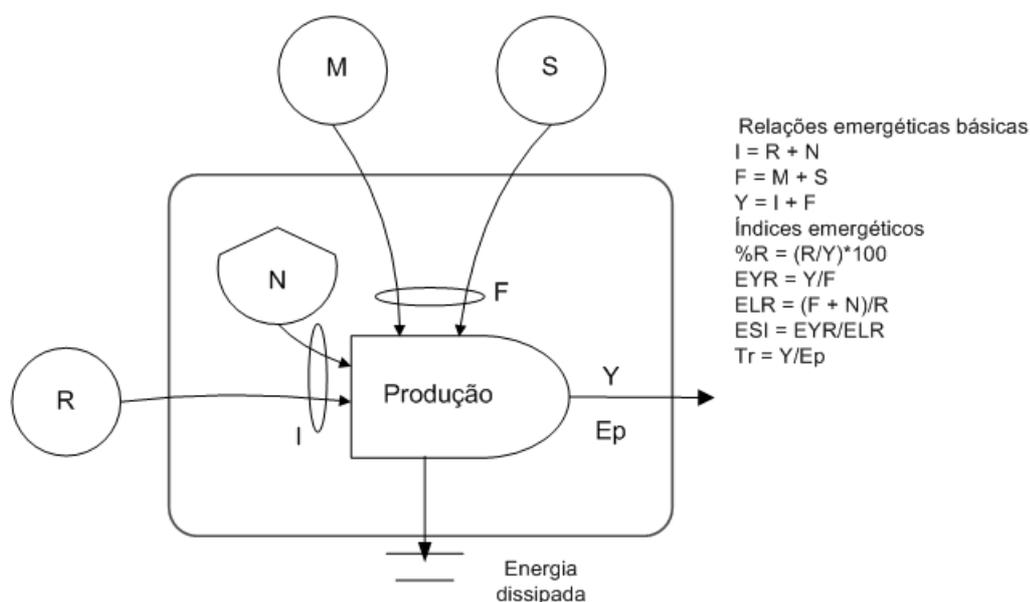


FIGURA 28 - DIAGRAMA SIMPLIFICADO DE UM SISTEMA DE PRODUÇÃO, RELAÇÕES EMERGÉTICAS BÁSICAS E ÍNDICES EMERGÉTICOS. I: CONTRIBUIÇÕES DA NATUREZA; R: RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS; N: RECURSOS NATURAIS NÃO RENOVÁVEIS; F: CONTRIBUIÇÕES DA SOCIEDADE; M: MATERIAIS DA ECONOMIA; S: SERVIÇOS DA ECONOMIA; EP: ENERGIA DO PRODUTO; Y: PRODUÇÃO EMERGÉTICA; %R: RAZÃO DE EMERGIA RENOVÁVEL; EYR: RAZÃO DE RENDIMENTO EMERGÉTICO; ELR: RAZÃO DE CARGA AMBIENTAL; ESI: ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA; TR: TRANSFORMIDADE SOLAR.

FONTE: Brown e Ulgiati (1999, 2004)

Se existir algum recurso armazenado dentro do sistema que proporcione bens ou serviços úteis, deve-se considerá-lo como uma fonte de energia. Se a taxa de uso for inferior ou igual à de reposição, não há necessidade de considerá-la na análise, pois o fluxo está em equilíbrio. Caso contrário, este fluxo deve ser contabilizado. Os fluxos do sistema são convertidos em uma linha de cálculo na tabela de energia. Os fluxos de material e energia são então multiplicados pelas transformidades solares (ORTEGA, 2012).

Os fluxos emergéticos obtidos são expressos em uma mesma unidade: o em joule solar (seJ). As transformidades para diversos produtos e para as energias renováveis que alimentam os processos biogeoquímicos do planeta são encontradas na literatura científica. Não existe uma única transformidade para a maioria dos produtos. Assim, valores médios de transformidade são adotados para os produtos cujas transformidades são desconhecidas. Nestes casos, o energia do produto é obtida indiretamente multiplicando-se a sua quantidade de energia ou matéria pelo valor médio das transformidades. Na ausência de um valor médio de transformidade, pode-se considerar o fluxo de um recurso em valor monetário (US\$). A energia deste fluxo é calculada multiplicando-se o valor monetário pela transformidade da unidade monetária do país (seJ/US\$) (BROWN; ULGIATI, 2004). Os índices emergéticos são calculados a partir dos resultados da tabela de energia.

3.3.1.1 Relações emergéticas básicas

A produção emergética do sistema (Y) (1) é obtida pelo somatório da contribuição emergética da economia (F) (2) com a contribuição emergética da natureza (I) (3). Os fluxos emergéticos oriundos da economia compreendem materiais (M) e serviços (S). Enquanto que os fluxos emergéticos da natureza são discriminados em renováveis (R) e não renováveis (N) (BROWN; ULGIATI, 2004).

$$Y = I + F \tag{1}$$

$$I = N + R \tag{2}$$

$$F = M + S \tag{3}$$

Onde,

Y: Produção emergética do sistema;

I: Fluxo agregado de energia da natureza;

R: Fluxo agregado de energia renovável da natureza;

N: Fluxo agregado de energia não renovável da natureza;

F: Fluxo agregado de energia da economia;

M: Fluxo agregado de materiais da economia;

S: Fluxo agregado de serviços e mão de obra da economia.

Na síntese emergética de sistemas de produção de biomassa, a chuva é geralmente adotada como o recurso natural renovável (R), enquanto a perda de solo é geralmente atribuída como o recurso natural não renovável (N). Recomenda-se a adoção de um único recurso natural renovável para se evitar a dupla contagem de fluxos de energia natural renovável. Dentre os recursos renováveis, seleciona-se então aquele com o maior fluxo de energia, o qual é geralmente a chuva.

3.3.1.2 Perdas de solo

Frente à dificuldade na escolha dos valores de perda de solo para os sistemas de produção florestal (vide 2.2.4.1.4), adotou-se, neste estudo, a seguinte estratégia:

- a) fixou-se um único valor de erosão de solo (1 ton/ha.ano) para os três sistemas monoculturais (eucalipto, pinus e paricá);
- b) fixou-se um único valor de erosão de solo (0,1 ton/ha.ano) para o SAF cacau e o sistema com bracatinga;
- c) investigou-se, por meio de uma análise de sensibilidade, o efeito das variações dos valores de erosão de solo nos resultados da síntese emergética. Nesta análise de sensibilidade, as taxas de perda de solo simuladas variaram entre 0,01 a 10,00 ton/ha.ano.

Para o sistema extrativista no cerrado, adotou-se uma taxa nula de erosão (recurso natural não renovável (N)=0). Conforme Pimentel e Kounang (1998), a taxa de erosão pode ser próxima de 0 em áreas planas com cobertura florestal.

3.3.1.3 Índices emergéticos

A razão de energia renovável (%R) (4) é a porcentagem de recursos renováveis (R) usados na produção (Y). Quando maior o valor de %R, mais sustentável o sistema sob a perspectiva emergética (BROWN; ULGIATI, 1999, 2004).

(4)

$$\%R=(R/Y)*100$$

Onde,

%R: Razão de energia renovável (porcentagem);

R: Fluxo agregado de energia renovável (seJ/ha.ano);

Y : Produção emergética (seJ/ha.ano).

A razão de rendimento emergético (EYR) (5) é a razão entre a energia da produção (Y) e a energia dos recursos econômicos (F). Este índice avalia a capacidade do sistema em retornar ao sistema econômico mais energia do que foi comprada. O índice também pode ser considerado como uma medida da habilidade do sistema em explorar recursos naturais (BROWN; ULGIATI, 1999, 2004). O valor mínimo é a unidade; neste caso, a contribuição da natureza é nula (R + N = 0).

(5)

$$EYR=Y/F$$

Onde,

EYR: Razão de rendimento emergético (adimensional);

Y: Produção emergética (seJ/ha.ano);

F: Fluxo agregado de energia da economia (seJ/ha.ano).

A razão de carga ambiental (ELR) (6) é a razão entre o total de energia da economia (F) e não renovável (N) pela energia renovável (R). É um indicador da pressão do processo produtivo sobre o ambiente (BROWN; ULGIATI, 1999, 2004). Quanto maior o valor de *ELR*, maior a pressão do sistema sobre o ambiente.

(6)

$$ELR = (N+F)/R$$

Onde:

ELR: Razão de carga ambiental (adimensional)

N: Fluxo agregado de energia não renovável (seJ/ha.ano)

F: Fluxo agregado de energia da economia (seJ/ha.ano)

R: Fluxo agregado de energia renovável (seJ/ha.ano)

O índice de sustentabilidade emergética (ESI) (7) é uma função do rendimento emergético (EYR) e da carga ambiental (ELR). Enquanto o EYR avalia a capacidade em se explorar recursos naturais, o ELR restringe que esta exploração seja baseada em recursos naturais renováveis. Assim sendo, para ser sustentável, o sistema deve possuir elevado rendimento emergético, mas baseado em fontes emergéticas renováveis (BROWN; ULGIATI, 1999, 2004). Quanto mais alto o valor do índice, maior a sustentabilidade do sistema sob a perspectiva da síntese emergética.

(7)

$$ESI = EYR/ELR$$

Onde:

ESI: Índice de sustentabilidade emergética (adimensional)

EYR: Razão de rendimento emergético (adimensional)

ELR: Razão de carga ambiental (adimensional)

A razão de intercâmbio energético (EER) (8) para uma transação econômica é a relação entre a energia recebida e a energia fornecida. Uma economia é deficitária quando cede mais energia no produto do que recebe em forma de dinheiro (BROWN; ULGIATI, 1999, 2004). O sistema não estará perdendo energia quando esta razão for igual ou inferior a 1 ($EER \leq 1$).

Matérias primas, tais como alimentos e madeira, costumam apresentar uma alta razão de intercâmbio de energia. Isto ocorre quando o preço de mercado apenas considera o trabalho humano, desconsiderando o trabalho da natureza. A relação (energia/dólar) é obtida pela razão da energia total do país (incluindo todas as fontes energéticas usadas pelos sistemas da natureza e da economia humana) e o produto nacional bruto (PNB), expresso em dólares (ORTEGA, 2003).

(8)

$$EER = Y / E(\$)$$

Onde:

EER: Razão de intercâmbio energético (adimensional)

Y: Produção energética (seJ/ha.ano)

E(\$): Energia recebida em forma de dinheiro (seJ/ha.ano)

A transformidade solar de um produto ou serviço (9) representa a energia requerida na produção de uma unidade daquele produto ou serviço de uma maneira rápida e eficaz (BROWN; ULGIATI, 2004). Para produtos ou serviços similares, o sistema com a menor transformidade é o mais eficiente sob a ótica energética.

(9)

$$Tr = Y / Ep$$

Onde:

Tr : Transformidade solar (seJ/J)

Y : Produção energética (seJ/ha.ano)

Ep = Energia do produto (J/ha.ano)

3.3.2 Avaliação Econômica

Para o levantamento dos custos dos sistemas, determinou-se os coeficientes técnicos de mão de obra, insumos e equipamentos necessários à realização de cada atividade. Todas as etapas do ciclo de produção foram contempladas: implantação, manutenção e colheita.

Considerou-se o período de 28 anos para o ciclo econômico do cacauzeiro conforme Almeida *et al.* (1995) e Mendes (1997). Segundo os autores *id.*, o ciclo do cacauzeiro pode abranger uma amplitude de 25 a 50 anos a depender do manejo praticado.

Não foram considerados os custos de remuneração da terra e de gerenciamento/administração. Os custos foram obtidos diretamente com os produtores. Os custos do paricá, eucalipto, pinus e bracatinga foram levantados a partir de uma condição *ex-post* (após as atividades terem ocorrido). Já SAF cacau exigiu um enfoque *ex-post*, até o sétimo ano, quando se realizou o estudo, e outro *ex-ante*, para complementar o ciclo produtivo. Todos os custos e receitas foram ordenados em fluxos de caixa anuais, incidentes no final do período (ano).

O método de análise econômica adotada foi o benefício custo anual equivalente (BCAE), o qual é calculado a partir do valor presente líquido (VPL). Adotou-se o dólar dos Estados Unidos (US\$) como indexador, aplicando-se a seguinte taxa cambial: US\$ 1,00 = R\$ 1,87. Esta taxa se refere àquela do último dia de janeiro de 2010 (BANCO CENTRAL DO BRASIL, 2010).

Aplicou-se uma análise de sensibilidade econômica para a taxa de desconto. Nesta análise, considerou-se um intervalo entre 6% e 12% para a taxa de desconto, em conformidade com a amplitude predominante de valores de financiamento para a produção florestal e agroflorestal no Brasil.

Sob o ponto de vista social, a criação de empregos é um aspecto econômico fundamental de um projeto (PEARCE; ATKINSON; MOURATO, 2006). Neste sentido, avaliou-se o número de postos de trabalho criado diretamente pelos sistemas. O posto de trabalho foi expresso em *homem-dia/ha.ano*. O conceito de homem-dia significou uma pessoa trabalhando 8 horas por dia, ou então 8 pessoas trabalhando 1 hora por dia.

3.3.2.1 Métodos de análise econômica

O método do valor presente líquido (VPL) (10) é a técnica de análise de investimento mais conhecida e mais utilizada. O VPL é calculado pelo somatório de todos os valores esperados de um fluxo de caixa para a data presente (tempo 0) (CLEMENTE; SOUZA, 2008). Para ser viável economicamente, um projeto deve apresentar um valor de VPL maior que zero (CASAROTO; KOPITTKKE, 2000). Um pressuposto importante do VPL é o de que os rendimentos intermediários do projeto são investidos com a mesma taxa de desconto utilizada (REZENDE; OLIVEIRA, 2001).

(10)

$$VPL = \left[\sum_{j=1}^n R_j (1+i)^{-j} \right] - \left[\sum_{j=1}^n C_j (1+i)^{-j} \right]$$

Em que,

VPL: Valor presente líquido (US\$/ciclo de produção);

C_j : Custo no final do ano j (US\$);

R_j: Receita no final do ano j (US\$);

i: Taxa de desconto anual;

j: Ano de ocorrência dos custos e receitas;

n: Ciclo de produção em anos.

O benefício custo anual equivalente (BCAE) (11) equivale à parcela anual e constante necessária ao pagamento de uma quantia igual ao VPL ao longo da vida útil do investimento. A relevância da aplicação do BCAE encontra-se na comparação de investimentos com horizontes temporais diferentes (REZENDE; OLIVEIRA, 2001). O projeto será economicamente viável se apresentar BCAE positivo, indicando que os benefícios periódicos são superiores aos custos periódicos (REZENDE; OLIVEIRA, 2001).

(11)

$$\text{BCAE} = [\text{VPL} \cdot i \cdot (1 + i)^n] \div [(1 + i)^n - 1]$$

Em que,

BCAE: Benefício custo anual equivalente (US\$/ano);

VPL: Valor presente líquido (US\$/ciclo de produção);

i : Taxa de desconto anual;

n: Ciclo de produção em anos.

3.3.3 Avaliação da Aplicabilidade do Índice de Sustentabilidade Emergética

Embora o enfoque central deste trabalho fosse os estudos de caso, decidiu-se também investigar o método de avaliação em si. Em outras palavras, investigou-se a adequação da síntese emergética como instrumento de avaliação da sustentabilidade florestal. Esta investigação foi realizada mediante a aplicação de uma análise de sensibilidade ambiental.

No início do trabalho, um dos objetivos específicos era o de avaliar a sensibilidade ambiental dos sistemas de produção florestal estudados considerando diferentes cenários para os consumos de recursos naturais renováveis, recursos naturais não renováveis e recursos econômicos. Nesta análise, o desempenho ambiental dos sistemas de produção florestal seria medido pelo índice de sustentabilidade emergética, um dos principais índices emergéticos.

Como referência para a análise ambiental, Martin *et al.* (2006) aplicou alguns dos índices emergéticos na análise de sensibilidade ambiental de três sistemas de produção agrícolas: um cultivo de milho em Kansas, EUA; um cultivo de amora (*Rubus rubus* Watson) em Ohio, EUA; e um cultivo policultural de corte e queima (*slash and burn agriculture*) em Chiapas, México. Nesta análise de sensibilidade, os autores *id.* dobraram e diminuíram pela metade cada recurso do sistema, enquanto o consumo dos demais recursos era mantido constante. Para cada sistema, os autores *id.* observaram então quais recursos apresentaram alterações superiores a 10% nos índices emergéticos.

Conforme ASAFU-ADJAYE (2005), uma análise de sensibilidade exige um intervalo de valores realista para o parâmetro de incerteza investigado. Assim, uma

crítica ao trabalho de Martin *et al.* (2006) seria a falta de critério ao simular o aumento e a diminuição do consumo de cada item em 50%, independentemente do item em questão ou do sistema investigado. Definir um intervalo de valores realista para os itens de consumo de cada sistema de produção florestal, em contrapartida, possivelmente tornaria a análise de sensibilidade dos autores *id.* muito complexa.

Contudo, reconheceu-se o argumento dos autores *id.* sobre a importância da análise de sensibilidade como indicativa de dois fatores. Primeiramente, a análise de sensibilidade pode revelar quais os itens de consumo cujas incertezas nos valores originais ou nos fatores de conversão energéticos (as transformidades) possuem maior potencial de impactar os resultados do estudo. Em segundo lugar, a análise de sensibilidade permite ganhar um conhecimento adicional sobre os sistemas avaliados (MARTIN *et al.*, 2006).

Nesta tese de doutorado, o enfoque central da análise de sensibilidade ambiental foi o de avaliar o impacto de diferentes taxas de erosão do solo sobre o índice de sustentabilidade emergética (ESI). A justificativa, conforme explicado no item (1), foi a alta variabilidade nos valores de perda de solo encontrados na literatura florestal. Analisou-se então a sensibilidade de *ESI* em relação a perdas de solo para até 10.000 kg/ha.ano.

No decorrer do estudo, esta análise de sensibilidade se mostrou um instrumento valioso para se investigar as limitações do índice de sustentabilidade emergética (ESI) em si. Nesta linha de raciocínio, avaliou-se também o comportamento do índice de sustentabilidade emergética (ESI) frente a alterações no uso dos recursos da economia (F), os quais foram discriminados em três subcategorias: insumos; combustíveis, máquinas e equipamentos; e mão de obra. Mais especificamente, analisou-se a sensibilidade do índice de sustentabilidade emergética (ESI) perante a diminuição e o aumento no uso destes recursos em 25%, 50% e 75%. Ressalta-se que, com a exceção do manejo de cerrado, os recursos econômicos para os sistemas florestais foram reais (levantados em campo).

3.3.3.1 Estatística descritiva

Adotou-se a média aritmética (12) como medida de posição dos dados.

$$Me = \left(\sum_{i=1}^N X_i \right) \div N \quad (12)$$

Onde,

Me: Média aritmética;

X_i : Enésima observação;

N: Número de observações.

Aplicou-se a variância (13), o desvio padrão (14) e o coeficiente de variação em porcentagem (15) como medidas de dispersão dos dados.

$$VAR = \left[\sum_{i=1}^N (X_i - Me)^2 \right] \div N \quad (13)$$

Onde,

VAR: Variância;

Me: Média aritmética;

X_i : Enésima observação;

N: Número de observações.

$$DP = \sqrt{VAR} \quad (14)$$

Onde,

DP: Desvio padrão;

VAR: Variância.

(15)

$$CV (\%) = (DP \div Me) * 100$$

Onde,

CV(%): Coeficiente de variação em porcentagem;

DP: Desvio padrão;

Me: Média aritmética.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO E SÍNTESE EMERGÉTICA DO PROCESSO PRODUTIVO

Os fluxos emergéticos renováveis considerados na análise foram referentes à chuva. Os dois sistemas com os maiores aportes de energia renovável (R) foram o SAF cacau e o paricá, ambos localizados no bioma Amazônia (TABELA 10). A razão de energia renovável (%R) é a porcentagem de fluxos emergéticos renováveis (R) na produção emergética (Y). Os dois sistemas com os maiores valores para %R foram o pinus (%R= 81%) e a bracatinga (%R= 75%). O terceiro sistema com o maior valor de %R foi o manejo de cerrado (%R= 63). Os sistemas eucalipto (%R= 51%), paricá (%R= 50%) e SAF cacau (%R= 49%) apresentaram os menores valores para %R. Para efeito comparativo, sistemas agrícolas no Brasil apresentaram %R de 20 a 42% para sistemas intensivos e de 56 a 73% para sistemas de agricultura familiar (CAVALETT; ORTEGA, 2009; AGOSTINHO; AMBROSIO; ORTEGA, 2010; CAVALETT; ORTEGA, 2010). Desta forma, o eucalipto, o paricá e o SAF cacau apresentaram valores de %R inferiores aos sistemas florestais deste estudo, mas intermediários em relação aos sistemas agrícolas brasileiros.

TABELA 10 - FLUXO EMERGÉTICO RENOVÁVEL (R), FLUXO EMERGÉTICO DA ECONOMIA (F) E FLUXO EMERGÉTICO NÃO RENOVÁVEL (N) PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL. OS VALORES PORCENTUAIS EXPRESSAM A PORCENTAGEM DE CADA FLUXO EM RELAÇÃO À PRODUÇÃO EMERGÉTICA DO PRÓPRIO SISTEMA (Y)

Sistema	Renovável		Não Renovável		Econômico		Produção Total	
	R (seJ/ha.ano)	%R	N (seJ/ha.ano)	%N	F (seJ/ha.ano)	%F	Y (seJ/ha.ano)	Y%
SAF cacau	4,57E+15	49	1,12E+13	0	4,71E+15	51	9,3E+15	100
Paricá	2,79E+15	50	1,12E+14	2	2,71E+15	48	5,6E+15	100
Bracatinga	2,31E+15	75	1,12E+13	0	7,74E+14	25	3,1E+15	100
Pinus	2,56E+15	81	1,12E+14	4	4,95E+14	15	3,2E+15	100
Eucalipto	1,56E+15	51	1,12E+14	4	1,41E+15	45	3,1E+15	100
Manejo cerrado	1,56E+15	63	0,00E+00	0	9,22E+14	37	2,5E+15	100

FONTE: O autor (2012)

Os sistemas SAF cacau, paricá e eucalipto apresentaram os maiores valores percentuais de materiais e serviços da economia (%F) dentro das suas respectivas

produções emergéticas (Y). O SAF cacau apresentou %F de 51%; o paricá, %F de 48%; e o eucalipto, %F de 45% (TABELA 10). O manejo de cerrado, com %F de 37%, obteve a terceira menor proporção de recursos econômicos. Finalmente, os sistemas bracatinga e pinus, com %F de 25% e 15%, nesta ordem, tiveram os menores valores para %F.

Os recursos não renováveis (N) dos sistemas de produção florestal foram representados pela perda de solo. Os maiores valores percentuais de recursos não renováveis (%N) foram encontrados nos sistemas pinus e eucalipto, sendo de apenas 4% (TABELA 10).

Sistemas florestais em diferentes países e sob diferentes condições climáticas foram caracterizados por valores de %R entre 25 e 77% (DOHERTY, 1995), conforme a TABELA 11. Os sistemas pinus e bracatinga apresentaram valores elevados para %R em relação aos sistemas reportados nesta tabela. Além de mais renovável (valor superior de %R), o pinus obteve valores de produtividade média anual de madeira bem acima daqueles alcançados por sistemas de produção com pinus nos EUA: dois sistemas com *Pinus taeda*, com ciclos de produção de 30 e 60 anos, e um sistema com *Pinus elliottii*, com ciclo de produção de 25 anos. Mais especificamente, a produtividade do pinus deste estudo (brasileiro) foi aproximadamente três vezes superior às produtividades dos sistemas norte-americanos com *Pinus taeda* e cinco vezes superior à produtividade do sistema norte-americano com *Pinus elliottii*.

Os sistemas eucalipto e paricá obtiveram valores intermediários de %R na faixa de valores de %R para os sistemas florestais reportados na TABELA 11. Em contrapartida, apresentaram melhores compromettimentos entre a renovabilidade (%R) e a produtividade média anual de madeira dentre os sistemas de menor ciclo de produção, os quais foram manejados visando à produção energética. Por exemplo, além de mais produtivo, o eucalipto também obteve %R superior aos sistemas *Salix* spp. (%R=25%) e *Eucalyptus* spp. com *Melaleuca* spp (%R=28%), com ciclos de produção de 4 e 5 anos, respectivamente. Apesar de apresentar um valor de %R inferior ao do sistema *Albizia lebbek* (%R=58%), com ciclo de produção de 11 anos, o eucalipto alcançou uma produtividade média anual de madeira cerca de 2,5 vezes superior àquela do último.

TABELA 11 - CICLO DE PRODUÇÃO (ROTAÇÃO), PRODUTIVIDADE MÉDIA ANUAL DE MADEIRA E RAZÃO DE EMERGIA RENOVÁVEL (%R) ENTRE OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL DESTE ESTUDO E SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL NOS EUA, SUÉCIA E PORTO RICO. OS SISTEMAS APRESENTAM A MADEIRA COMO O PRINCIPAL PRODUTO ECONÔMICO

Sistema	Localização	Rotação (anos)	Produtividade (m ³ /ha.ano)	%R
Paricá ^a	PA, Brasil	7	28,6	49
Pinus ^a	SC, Brasil	17	29,5	81
Bracatinga ^a	SC, Brasil	7	21,2	75
Eucalipto ^a	MS, Brasil	7	40,0	51
<i>Picea aibes</i> e <i>Pinus silvestris</i> ^b	Sul da Suécia	80	6,7	60
<i>Pinus taeda</i> ^b	Illinois, EUA	30	9,7	61
<i>Pinus taeda</i> ^b	Illinois, EUA	90	10,2	62
Mista (floresta de angiospermas) ^b	Illinois, EUA	60	3,9	75
Mista (floresta de angiospermas) ^b	Illinois, EUA	80	4,3	74
Mista (floresta de angiospermas) ^b	Illinois, EUA	120	3,7	76
<i>Pinus elliotii</i> ^b	Flórida, EUA	25	5,1	65
<i>Salix</i> spp. ^b	Sul da Suécia	4	27,0	25
<i>Eucalyptus</i> spp. e <i>Melaleuca</i> spp. ^b	Flórida, EUA	5	36,4	28
<i>Albizia lebbek</i> ^b	Porto Rico	11	15,7	58

^a Este estudo

^b Doherty (1995)

FONTE: O autor (2012)

Ao se considerar a renovabilidade da propriedade como um todo, e não apenas a do talhão produtivo, o pinus, o paricá e a bracatinga obtiveram %R de aproximadamente 90% (FIGURA 29), valor superior ao intervalo de valores de %R para os sistemas florestais avaliados por Doherty (1995) (vide TABELA 11). Para este cálculo, considerou-se também a energia da chuva incidente sobre a área de Reserva Legal da propriedade. A lógica por trás é que a energia renovável forma a base para a provisão de serviços ambientais em florestas naturais, como nas áreas de Reserva Legal. Uma vez que a Reserva Legal é obrigatória nas propriedades rurais brasileiras, considerar apenas o talhão de produção pode transmitir um retrato distorcido da renovabilidade e sustentabilidade das fazendas florestais brasileiras em relação àquelas alocadas em outros países, nos quais não existe a obrigatoriedade em se manter florestas naturais em áreas particulares.

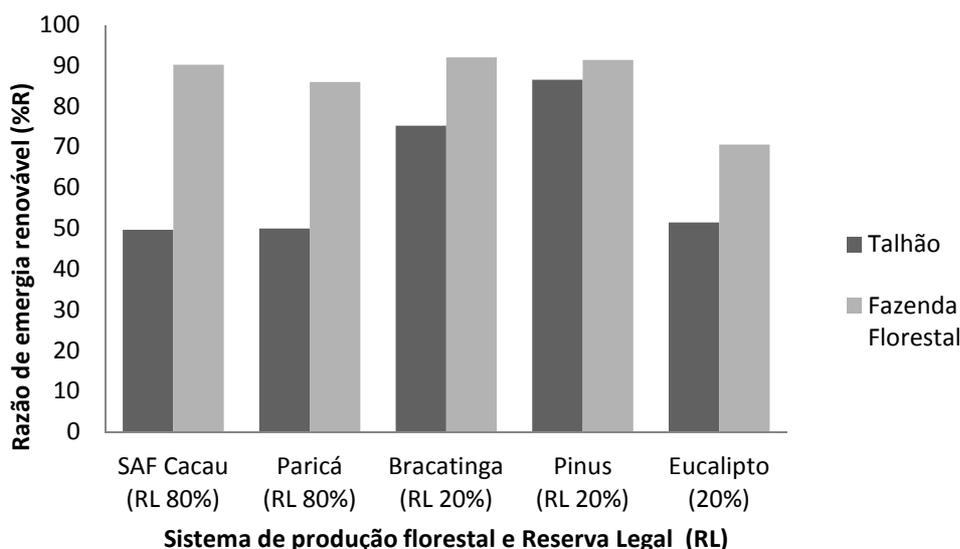


FIGURA 29 - RAZÃO DE ENERGIA RENOVÁVEL PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL. O TALHÃO PRODUTIVO SE REFERE À ÁREA FÍSICA DE PRODUÇÃO FLORESTAL. A FAZENDA FLORESTAL COMPREENDE O TALHÃO PRODUTIVO JUNTO COM A RESERVA LEGAL (RL) DA PROPRIEDADE.

FONTE: O autor (2012)

Os fluxos energéticos da economia (F) foram classificados dentro das seguintes categorias: *insumos*; *combustível*, *máquinas e equipamentos*; e mão de obra (TABELA 12). O sistema SAF cacau obteve o maior percentual de *insumos* (48%) no seu respectivo valor para F , seguido pelo eucalipto (46%) e paricá (29%). A bracatinga e o pinus apresentaram, nesta ordem, 13 e 12% de *insumos* nos seus respectivos valores de F . Finalmente, o consumo de *insumos* foi desprezível para o manejo de cerrado, sendo o seu percentual em F de apenas 1%.

Os sistemas com os maiores aportes de *combustíveis*, *máquinas e equipamentos* em F foram o pinus (70%), o eucalipto (44%) e o paricá (39%) (TABELA 12). Os três sistemas se diferenciaram em relação ao bioma, mas se assemelharam no tocante à diversidade de espécies cultivadas, à escala do empreendimento, à produtividade florestal e à mecanização das atividades. Mais especificamente, são sistemas monoculturais e implantados em larga escala comercial, atingindo elevadas produtividades, porém dependentes da intensificação de atividades florestais mecanizadas.

Embora o pinus tenha apresentado a maior proporção de *combustíveis*, *máquinas e equipamentos* em F , o valor energético absoluto desta categoria de F (expresso em seJ/ha.ano) foi inferior àqueles observados nos sistemas eucalipto e

paricá. O consumo de *combustíveis, máquinas e equipamentos* foi bastante inferior nos demais sistemas: 2% para a bracatinga e 1% para o SAF cacau.

TABELA 12 - DISCRIMINAÇÃO DO FLUXO EMERGÉTICO DA ECONOMIA DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL (F) NAS CATEGORIAS: INSUMOS; COMBUSTÍVEIS, MÁQUINAS E EQUIPAMENTOS; E MÃO DE OBRA. OS FLUXOS ESTÃO EXPRESSOS EM VALORES ABSOLUTOS (SEJ/HA.ANO) E PORCENTUAIS. OS VALORES PORCENTUAIS SÃO RELATIVOS AO F DO PRÓPRIO SISTEMA.

Sistema	Insumos		Combustível, máquinas e equipamentos		Mão de obra		Recursos Econômicos (F)	
	seJ/ha.ano	%	seJ/ ha.ano	%	seJ/ ha.ano	%	seJ/ ha.ano	%
SAF cacau	2,3E+15	48	3,8E+13	1	2,4E+15	51	4,7E+15	100
Paricá	7,9E+14	29	1,1E+15	39	8,6E+14	32	2,7E+15	100
Bracatinga	9,7E+13	13	2,2E+13	2	6,6E+14	85	7,7E+14	100
Pinus	6,0E+13	12	3,5E+14	70	8,8E+13	18	5,0 E+14	100
Eucalipto	6,5E+14	46	6,3E+14	44	1,3E+14	10	1,4E+15	100
Manejo cerrado	1,3E+13	1	0,0E+00	0	9,1E+14	99	9,2E+14	100

FONTE: O autor (2012)

O sistema manejo de cerrado e bracatinga tiveram as maiores contribuições de mão de obra em *F*: 99% e 85%, respectivamente. Em seguida, em ordem decrescente, ficaram o SAF cacau (51%), paricá (32%), pinus (18%) e eucalipto (10%). Para o manejo de cerrado, considerou-se apenas uma atividade: a coleta dos frutos de pequi; enquanto que o seu único insumo econômico considerado compreendeu a caixa plástica para o transporte dos frutos. Isto explica o porquê de a sua porcentagem de mão obra em *F* ser de quase 100%. Para o sistema de bracatinga, não houve atividades mecanizadas. A preparação da área, a plantação e a colheita das culturas agrícolas na bracatinga foram atividades manuais; ao passo que a colheita florestal foi semimecanizada (com auxílio de machado e motosserra). A bracatinga também utilizou poucos recursos da economia, sendo o esterco de galinha o seu maior fluxo de insumos econômicos.

O terceiro sistema com a maior porcentagem de mão de obra em *F* foi o SAF cacau (51%). Porém, o SAF cacau foi o sistema com o maior valor absoluto (seJ/ha.ano) para o fluxo emergético de mão de obra. O SAF cacau se caracterizou pelo cultivo de diversas culturas, as quais foram inseridas no sistema em diferentes épocas e permaneceram nele por diferentes períodos. Isto possibilitou que o sistema absorvesse mão de obra durante todo o ciclo de produção.

A razão de rendimento emergético (EYR) avalia a capacidade do sistema em utilizar os recursos da natureza, lembrando que os recursos naturais podem ser renováveis (R) ou não renováveis (N). O pinus foi o sistema com a maior razão de rendimento emergético (EYR=6,4), possuindo um valor de *EYR* discrepante em relação aos demais sistemas (TABELA 13). Em segundo lugar ficou a exploração de bracatinga (EYR= 4,0). Estes foram justamente os dois sistemas que apresentaram os menores percentuais de recursos da economia (%F). O manejo de cerrado (EYR= 2,7) apresentou o terceiro maior valor para este índice. O eucalipto (EYR= 2,2), o paricá (2,1) e o SAF cacau (EYR= 2,0) apresentaram os menores valores para a razão de rendimento emergético. Estes foram os três sistemas com os maiores percentuais de recursos econômicos (%F). Para efeito de comparação, foram relatados valores de *EYR* entre 1,34 e 2,17 para sistemas agrícolas intensivos e entre 2,24 e 3,69 para a agricultura familiar no Brasil (CAVALETT; ORTEGA, 2009; AGOSTINHO *et al.*, 2010; CAVALETT; ORTEGA, 2010). Assim, O SAF cacau, o paricá e o eucalipto, com os piores valores de *EYR* dentre os seis sistemas florestais, tiveram valores intermediários entre os sistemas agrícolas intensivos e os de agricultura familiar no Brasil.

TABELA 13 - RAZÃO DE RENDIMENTO EMERGÉTICO (EYR), RAZÃO DE CARGA AMBIENTAL (ELR) E ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL. O RANQUEAMENTO RELATIVO (RANQ.REL.) EXPRESSA PROPORCIONALMENTE OS VALORES DOS ÍNDICES ENTRE OS SISTEMAS.

Sistema	EYR	Ranq. Rel. ^a	ELR	Ranq. Rel. ^b	ESI	Ranq. Rel. ^a
SAF cacau	2,0	31	1,0	100	1,9	7
Paricá	2,1	32	1,0	98	2,0	8
Bracatinga	4,0	63	0,3	33	11,8	44
Pinus	6,4	100	0,2	23	26,9	100
Eucalipto	2,2	34	1,0	94	2,2	8
Manejo cerrado	2,7	42	0,6	57	4,6	17

^a Quanto maior o ranqueamento, melhor o desempenho relativo do sistema.

^b Quanto maior o ranqueamento, pior o desempenho relativo do sistema.

FONTE: O autor (2012)

A razão de carga ambiental (ELR) pode ser considerada um indicativo da pressão do sistema produtivo sobre o ambiente. O paricá (ELR= 1,0), o SAF cacau (ELR=1,0) e o eucalipto (ELR=1,0) apresentaram os maiores valores de carga ambiental (TABELA 13). Em seguida, em ordem decrescente, ficou o manejo de cerrado (ELR= 0,6). Os sistemas com as menores cargas ambientais foram a

bracatinga ($ELR=0,3$) e o pinus ($ELR=0,2$), os dois sistemas produtivos com os maiores valores de energia renovável (%R). Para efeito comparativo, valores típicos de ELR para cultivos agrícolas no Brasil variaram de 1,40 a 4,18 para sistemas intensivos e de 0,37 a 0,84 para sistemas de agricultura familiar (CAVALETT; ORTEGA, 2009; AGOSTINHO *et al.*, 2010; CAVALETT; ORTEGA, 2010). O eucalipto, o paricá e o SAF cacau, os sistemas florestais com as maiores cargas ambientais, apresentaram valores de ELR intermediários entre os sistemas de agricultura familiar e os de agricultura intensiva no Brasil.

O pinus apresentou um valor de sustentabilidade energética muito superior aos dos outros sistemas de produção florestal ($ESI=26,9$) (TABELA 12). O segundo maior valor de ESI foi o da bracatinga ($ESI= 11,8$), valor ainda discrepante aos obtidos pelos quatro sistemas restantes: o do manejo de cerrado ($ESI= 4,6$), do paricá ($ESI= 2,0$), do SAF cacau ($ESI= 1,9$) e do eucalipto ($ESI= 2,2$).

O eucalipto apresentou um valor de ESI superior aos valores reportados para sistemas agrícolas intensivos no Brasil com as culturas de cana-de-açúcar e de oleaginosas (FIGURA 30). Esta é uma informação relevante tendo em mente que estes sistemas agrícolas poderão competir com sistemas florestais, em especial o eucalipto, para a produção de combustíveis líquidos no futuro.

Conforme a (FIGURA 30), o eucalipto deste estudo apresentou um valor de ESI inferior aos de um sistema com eucalipto no estado do Pará (PEDROSO, 2009) e outro no estado de São Paulo (ROMANELLI, 2007). Os últimos dois sistemas apresentaram ciclos de produção de 6 e 7 anos, respectivamente. Ao comparar o eucalipto do Pará (PEDROSO, 2009), em termos de fluxos de energia, com os outros dois sistemas de eucalipto (o deste estudo e o do estudo de Romanelli (2007)), a principal diferença foi o maior fluxo de energia renovável do primeiro (R). Isto se justificou pelo maior regime de chuvas do sistema com eucalipto no Pará.

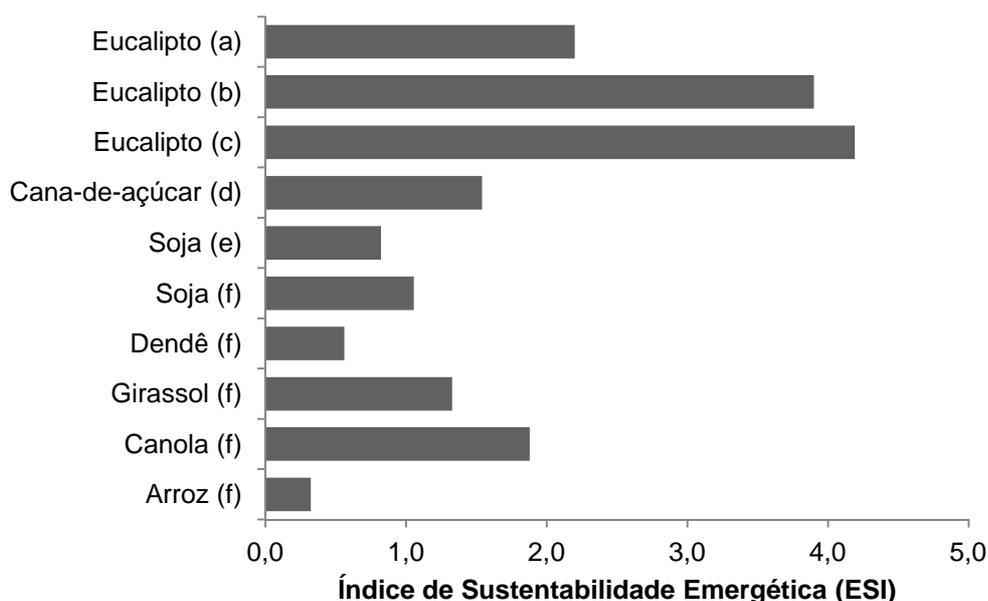


FIGURA 30 - VALORES DO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) PARA SISTEMAS PRODUTIVOS BRASILEIROS DE EUCALIPTO, CANA-DE-AÇÚCAR, SOJA, DENDÊ, GIRASSOL, CANOLA E ARROZ

^a Este estudo (2012)

^b Pedroso (2009)

^c Romanelli (2007)

^d Pereira e Ortega (2010)

^e Cavalett e Ortega (2009)

^f Takahashi e Ortega (2010)

FONTE: O autor (2012)

A principal diferença, em relação aos fluxos de energia, entre o eucalipto deste estudo e aquele estudado por Romanelli (2007) foi o consumo de combustível. Mais especificamente, o fluxo emergético de combustível deste estudo foi equivalente ao dobro daquele reportado no estudo de Romanelli (2007). Em contrapartida, o fluxo emergético de combustível do eucalipto deste estudo foi 2,7 vezes inferior àquele reportado no estudo de Pedroso (2009).

Em suma, ao comparar os valores de ESI entre as três florestas plantadas com eucalipto, o desempenho inferior do eucalipto deste estudo foi associado especialmente ao menor regime de chuvas em relação àquele adotado por Pedroso (2009) e ao menor consumo de combustível em comparação ao do sistema caracterizado por Romanelli (2007).

Ao se comparar o sistema de eucalipto do presente estudo com os sistemas intensivos de cana-de-açúcar, soja e dendê, o sistema florestal foi o único a apresentar a energia renovável (R) como o principal fluxo de energia (%R > 50%) (TABELA 14). Para os três sistemas agrícolas, os maiores fluxos de energia foram

determinados pelos insumos econômicos, dos quais a maior parte compreendeu insumos químicos. Esta maior dependência sobre insumos econômicos refletiu nos valores inferiores no índice de sustentabilidade emergética (ESI) destes sistemas em comparação ao do eucalipto (vide FIGURA 30).

TABELA 14 - RELAÇÃO ENTRE OS FLUXOS DE ENERGIA DA NATUREZA (I) E DA ECONOMIA (F) PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO COM EUCALIPTO, CANA-DE-AÇÚCAR, SOJA E DENDÊ.

Sistema	Energia da natureza (I)				Energia da economia (F)				Produção Emergética (Y)	
	Renovável (R)		Não Renovável (N)		Materiais (M)		Serviços (S)			
	seJ/ha.ano	%	seJ/ha.ano	%	seJ/ha.ano	%	seJ/ha.ano	%	seJ/ha.ano	%
Eucalipto ^a	1,6E+15	51	1,1E+14	3	1,3E+15	42	1,3E+14	4	3,1E+15	100
Cana-de-açúcar ^b	2,2E+15	31	4,0E+14	5	3,2E+15	44	1,4E+15	20	7,2E+15	100
Soja ^c	2,7E+15	29	2,3E+15	25	3,6E+15	39	6,3E+14	7	9,2E+15	100
Dendê ^c	1,9E+15	25	1,0E+14	1	3,2E+15	43	2,3E+15	31	7,4E+15	100

^a Este estudo (2012)

^b Pereira e Ortega (2010)

^c Takahashi e Ortega (2010)

FONTE: O autor (2012)

O pinus e o eucalipto obtiveram os menores valores para a transformidade solar (Tr), sendo, portanto, os sistemas mais eficientes energeticamente (TABELA 15). Porém, ao se comparar os dois sistemas, a eficiência emergética do eucalipto foi alcançado às custas de um maior aporte de recursos da economia (F), diminuindo a sua razão de energia renovável (%R) e o seu desempenho no índice de sustentabilidade emergética (ESI).

O eucalipto também foi o sistema mais eficiente energeticamente em relação aos cultivos agrícolas de cana-de-açúcar, soja e dendê. Além da menor transformidade, o eucalipto apresentou maior razão de energia renovável (%R) e maior valor de sustentabilidade emergética (ESI) (vide FIGURA 30 e TABELA 14).

O sistema com o maior valor de transformidade solar dentre os seis sistemas florestais foi o SAF cacau. Este sistema conciliou os maiores fluxos de energia renovável (R) e de energia da economia (F). O manejo de cerrado obteve o segundo maior valor de transformidade solar entre os sistemas florestais. O manejo de cerrado se tornaria mais eficiente energeticamente à medida que mais produtos fossem explorados, como, por exemplo, por meio do extrativismo de outras frutas nativas do cerrado.

TABELA 15 - PRODUÇÃO EMERGÉTICA (Y), ENERGIA DOS PRODUTOS E TRANSFORMIDADE SOLAR PARA SISTEMAS DE PRODUÇÃO NO BRASIL.

Sistema	Produção Emergética Y (seJ/ha.ano)	Energia dos produtos Ep (J/ha.ano)	Transformidade solar Tr (seJ/J)
SAF Cacau ^a	9,29E+15	4,48E+10	2,07E+05
Paricá ^a	5,62E+15	1,68E+11	3,34E+04
Bracatinga ^a	3,10E+15	2,22E+11	1,40E+04
Pinus ^a	3,17E+15	3,08E+11	1,03E+04
Eucalipto ^a	3,09E+15	3,92E+11	7,88E+03
Manejo de cerrado ^a	2,49E+15	1,38E+10	1,80E+05
Cana-de-açúcar ^b	6,00E+15	2,14E+11	2,80E+04
Soja ^c	1,06E+16	4,11E+10	2,58E+05
Dendê ^c	7,38E+15	3,09E+11	2,39E+04

^a Este estudo (2012)

^b Pereira e Ortega (2010)

^c Takahashi e Ortega (2010)

FONTE: O autor (2012)

O sistema pinus, com o maior valor no índice de sustentabilidade emergética (ESI), foi o que conciliou o maior rendimento emergético (EYR) e a menor carga ambiental (ELR). Os maiores fluxos anuais de recursos econômicos (F) do pinus incidiram no primeiro, no décimo e no décimo sétimo ano do seu ciclo de produção, referentes às etapas de implantação, desbaste e colheita, respectivamente. Mesmo nestes anos de usos mais intensos de materiais e serviços econômicos, o fluxo anual de recursos renováveis (R) foi superior ao somatório entre *N* e *F* (FIGURA 31). Além disto, o ciclo de corte mais longo do pinus propiciou um aumento considerável na sua renovabilidade (%R). Ao contrário dos recursos econômicos, concentrados nos anos de plantio, desbaste e colheita, os fluxos de recursos naturais renováveis (R) e não renováveis (N) foram considerados constantes durante todo o ciclo de produção do pinus. Como o fluxo renovável foi muito superior ao não renovável, um ciclo de corte mais longo se traduziu no aumento do número de anos com altíssima proporção de recursos renováveis sobre *N* e *F*, justificando, assim, o melhor desempenho do pinus para a razão de energia renovável (%R) e para o índice de sustentabilidade emergética (ESI).

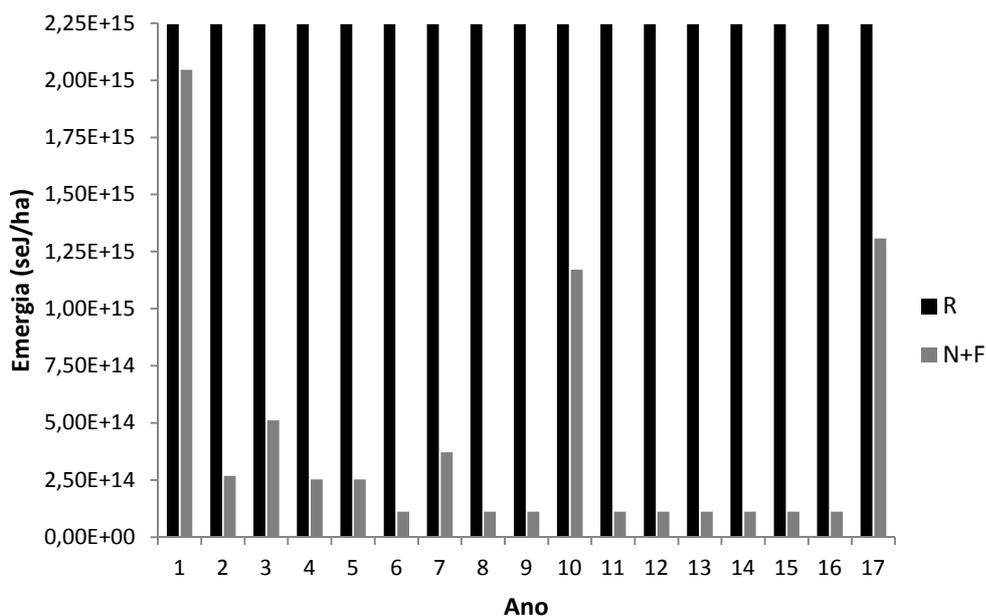


FIGURA 31 - FLUXOS EMERGÉTICOS RENOVÁVEIS (R) E FLUXOS EMERGÉTICOS DA ECONOMIA (F) E NÃO RENOVÁVEIS (N) DO SISTEMA DE PRODUÇÃO PINUS. FONTE: O autor (2012)

O sistema bracatinga obteve o segundo maior valor no índice de sustentabilidade emergética (ESI). Os diferentes ciclos de corte do pinus e da bracatinga foram fatores importantes para explicar os diferentes desempenhos destes sistemas neste índice. Especificamente, o valor de *ESI* do SAF superaria o do pinus se o ciclo de corte do primeiro sistema (7 anos) fosse igualado ao do segundo sistema (17 anos) (FIGURA 32).

De acordo com Weber (2007), regimes de manejo de árvores individuais de bracatinga são mais vantajosos economicamente do que os regimes tradicionais sob um ciclo de corte de 17 anos. Neste estudo (*id.*), ao considerar três classes de produtividade, estimou-se que os regimes de manejo de árvores individuais produziram maior quantidade de madeira para as classes de produtividade intermediária e inferior. Mas para as três classes, estes regimes de manejo produziram maior volume de madeira para serraria, um produto com maior valor econômico agregado. Porém, a autora (*id.*) reconhece a barreira cultural como uma das principais dificuldades para que os produtores alterem o regime de manejo tradicional de produção de lenha. Neste contexto, ressalta-se que a MEA (2005) e a Abordagem Ecológica (CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2011) enfatizam que a integração entre o conhecimento científico e o conhecimento

tradicional é imperativa para se alcançar a conservação e o uso sustentável de ecossistemas.

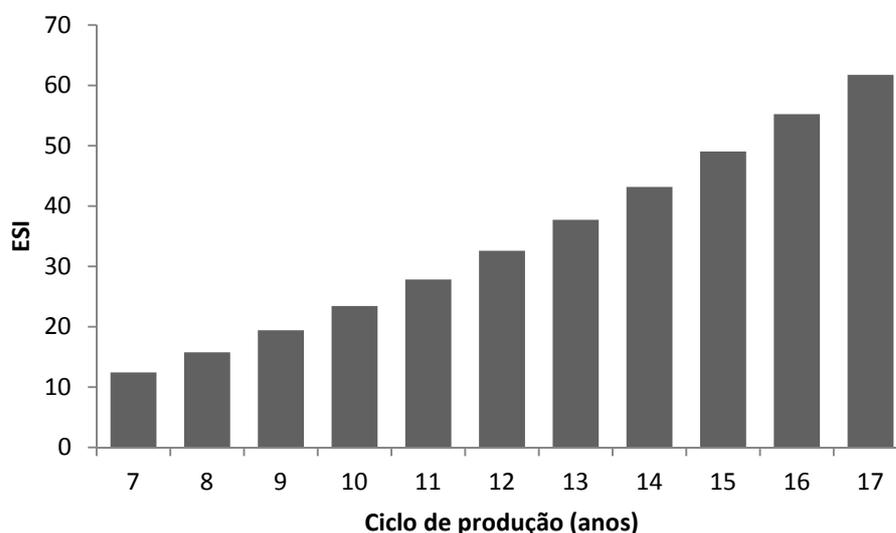


FIGURA 32 - SIMULAÇÃO DO EFEITO DO CICLO DE CORTE SOBRE O ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DO SISTEMA DE PRODUÇÃO BRACATINGA

FONTE: O autor (2012)

Segundo Romanelli (2007), o aumento do ciclo de corte de um sistema florestal permite um aumento na sua razão de energia renovável (%R) para até 70%. No entanto, o SAF cacau, com um ciclo de produção de 28 anos, equivalente a 1,6 vezes o ciclo de corte do pinus e ao quádruplo do ciclo de corte da bracatinga, apresentou o segundo pior desempenho tanto para a razão de energia renovável (%R) quanto para o índice de sustentabilidade emergética (ESI). Isto é explicado pelo uso de recursos econômicos durante todo o ciclo do sistema, e não apenas concentrado no início e final do ciclo, tais como nos casos do pinus e da bracatinga.

Em contrapartida, o SAF cacau se destacou em relação ao desempenho social. Para a síntese emergética, por exemplo, o SAF cacau foi o sistema que demandou o maior fluxo de energia (seJ/ha.ano) para a mão de obra; em termos relativos, mais da metade dos recursos da economia do SAF cacau (F) representou a mão de obra. O sistema também gerou renda regularmente durante todo o seu ciclo. Outro ponto em destaque do SAF cacau foi a sua capacidade em incorporar a mão de obra feminina, especificamente para o amarrido e colheita da pimenta. Cabe destacar que a igualdade entre sexos e a autonomia da mulher ocupa status de

questão primordial na pauta política mundial, sendo focada na Agenda 21 Global (UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAM – UNEP, 2012) e nos Objetivos do Milênio (UNITED NATIONS – UN, 2012). Finalmente, o SAF cacau, assim como sistema de manejo de cerrado e o de bracatinga, é importante na provisão de serviços ambientais culturais, como a identidade e herança cultural.

Além de constituinte do bem-estar humano, a conexão cultural com o meio ambiente é uma força social poderosa para promover o senso de responsabilidade coletivo para com a proteção da biodiversidade e o desenvolvimento sustentável (MEA, 2005). Embora a importância dos serviços socioculturais seja reconhecida no paradigma de valoração (utilitarista) de serviços ambientais, as suas valorações são focos de críticas na literatura científica (KUMAR; KUMAR, 2008; CHAN *et al.*, 2012; CHAN; SATTERFIELD; GOLDSTEIN, 2012; DANIEL *et al.*, 2012). Enquanto alguns autores consideram os valores socioculturais como uma categoria de valores econômicos, outros argumentam que as valorações econômicas se limitam a análises de eficiência e custo-efetividade, ignorando a importância, por exemplo, dos valores espirituais e da identidade cultural (GROOT; VAN DER MEER, 2010).

Para o índice de sustentabilidade emergética (ESI), o SAF cacau e o manejo de cerrado apresentaram desempenhos muito inferiores ao do pinus, um sistema monocultural. Mas segundo a MEA (2005), a biodiversidade constitui um dos alicerces centrais da sustentabilidade e bem-estar humano. Esta é uma questão complexa que merece ser analisada separadamente sob a ótica dos dois paradigmas de sustentabilidade em questão: a valoração (utilitarista) de serviços ambientais e a valoração da energia. Em primeiro lugar, a síntese emergética compreende um *sistema de valor de doação*, ao passo que o bem-estar humano representa um benefício *recebido do sistema*, e não *doado* ao sistema. Assim sendo, a relação entre a biodiversidade e o bem-estar humano deve ser contemplada dentro de um *sistema de valor de recebimento*, tal qual a valoração de serviços ambientais. Neste sentido, é justificável que o SAF cacau tenha apresentado o segundo pior desempenho no índice de sustentabilidade emergética apesar da sua importância sociocultural e da sua maior diversidade de espécies.

Na síntese emergética, a relação entre a biodiversidade e a sustentabilidade é analisada sob uma perspectiva biofísica ou ecocêntrica. A maximização da empotência emergética num sistema permite maximizar a captação e o uso eficiente

da emergência, o que significa reforçar a rede energética e superar as dificuldades do meio (vide 2.2.4.1.2). Esta capacidade de superação pode ser argumentada como a adaptabilidade e resiliência do sistema. A biodiversidade tem sido reconhecida como condicionante para a adaptabilidade e resiliência de sistemas frente a distúrbios, naturais ou antrópicos, ou aos efeitos das mudanças climáticas (PETERSON; ALLEN; HOLLING *et al.*, 1998; CHAPIN *et al.*, 2000; MCCANN, 2000; NAEEM, 2002; HOOPER *et al.*, 2005; FOLKE, 2006). Em última análise, a empotência de um sistema, em longo prazo, pode estar condicionada à sua biodiversidade.

Em Tomé-Açu, a evolução dos SAFs a partir de sistemas monoculturais de pimenta foi induzida pela ocorrência do *Fusarium*, que surgiu em 1957 e passou a devastar os plantios na década de 1970. Para o cultivo do gênero *Pinus* no Brasil, não houve a necessidade de substituir, em larga escala, sistemas monoculturais por sistemas mistos, nos quais o pinus estaria consorciado com outras espécies arbóreas ou então formando SAFs. Pelo contrário, os sistemas monoculturais com pinus representam uma porção expressiva da área total de florestas plantadas no Brasil.

Porém, é possível que os efeitos das mudanças climáticas no futuro sejam mais frequentes e intensos em relação às últimas décadas, de forma que os sistemas de produção florestal mistos, em longo prazo, tornem-se mais sustentáveis sob o ponto de vista da síntese emergética.

Neste contexto, cabe ressaltar que a seleção e o melhoramento genético foram essenciais para o aumento da produtividade do pinus e do eucalipto no Brasil. Porém, um programa de melhoramento genético é realizado sob as condições climáticas específicas do período de crescimento das árvores. Além disto, o principal foco do melhoramento genético foi o aumento da produtividade florestal (HIGA *et al.*, 2008). Assim sendo, estes sistemas produtivos poderão apresentar menor adaptabilidade e resiliência sob condições extremas de mudanças climáticas.

Na perspectiva de valoração (utilitarista) de serviços ambientais, existe um forte consenso de que a biodiversidade esteja intimamente ligada à provisão de serviços ambientais. O MEA (2005), por exemplo, atribui à biodiversidade como sendo a base para estes serviços, os quais, por sua vez, formariam os pilares para o bem-estar humano. Porém, na prática, estabelecer conexões diretas entre a biodiversidade e os serviços ambientais é uma questão bastante complexa (SWIF;

IZAC; VAN NOORDWIJK., 2004; BALVANERA *et al.*, 2006; FELD *et al.*, 2009; MACE; NORRIS; FITTER *et al.*, 2012; SCHNEIDERS *et al.*, 2012). Por exemplo, apesar das múltiplas dimensões da biodiversidade, a aplicação de indicadores de biodiversidade tem se limitado basicamente às avaliações e monitoramentos da riqueza de espécies, deixando de lado, por exemplo, a dimensão funcional, estrutural e genética, as quais se presumem exercer relevante papel na provisão de serviços ambientais em diferentes ecossistemas e em diferentes escalas espaciais (FELD *et al.*, 2009). Estas dimensões são de mais difícil quantificação e interpretação, especialmente à medida que se aumenta a escala espacial do estudo (SWIFT *et al.*, 2004; FELD *et al.*, 2009; SCHNEIDERS *et al.*, 2012). Mesmo para a riqueza de espécies, existem poucos trabalhos de campo atestando para o efeito direto da biodiversidade sobre os serviços ambientais (SCHNEIDERS, 2012).

Finalmente, ressalta-se que a importância da biodiversidade vai muito mais além da maximização da potência emergética ou da provisão de serviços ambientais. Oreskes (2004), por exemplo, questiona a dependência humana sobre os serviços ambientais como a principal justificativa para a conservação da biodiversidade. E se os humanos conseguissem viver perfeitamente num mundo com muito menos biodiversidade, no qual todos os serviços ambientais pudessem ser obtidos das monoculturas florestais, dos campos de golfe, dos quintais, e assim por diante? A perda da biodiversidade seria então aceitável? Para o autor, a vida é muito mais do que o somatório dos serviços ambientais. Sob as perspectivas éticas, religiosas, culturais e filosóficas, os ecossistemas possuem valores mesmo que não contribuam para o bem-estar humano (ORESQUES, 2004).

4.2 BALANÇO ECONÔMICO E EMERGÉTICO

4.2.1 Balanço Econômico

Uma das principais premissas da sustentabilidade de um sistema de produção é a viabilidade econômica. O indicador financeiro benefício custo anual equivalente (BCAE) foi aplicado na avaliação econômica dos seis sistemas de produção florestal. Os seis sistemas foram viáveis economicamente, pois apresentaram valores positivos no *BCAE* para as taxas de desconto consideradas:

6% a.a., 8% a.a., 10% a.a. e 12% a.a. (TABELA 16). O sistema mais sensível às variações na taxa de desconto foi o SAF cacau. Com a variação na taxa de desconto de 6% a.a. para 12% a.a., o SAF cacau sofreu um decréscimo em *BCAE* de 84%. A maior sensibilidade do SAF cacau em relação às variações na taxa de desconto é explicada principalmente pelo seu maior ciclo de produção (28 anos). Segundo Rezende e Oliveira (2001), quanto maior a duração de um projeto, mais impactante é a taxa de desconto sobre a sua viabilidade econômica. Em contrapartida, o SAF cacau comercializa uma diversidade de produtos, o que, em princípio, reduz os riscos econômicos do sistema. Cabe lembrar que, em Tomé-Açu, a redução dos riscos econômicos foi um dos principais fatores indutores para a transição do cultivo monocultural da pimenta-do-reino para SAFs.

TABELA 16 - BENEFÍCIO CUSTO ANUAL EQUIVALENTE (BCAE) PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL CONSIDERANDO DIFERENTES TAXAS DE DESCONTO ANUAIS. OS VALORES DE *BCAE* SÃO REFERENTES A UM HECTARE DE TALHÃO PRODUTIVO.

Sistema	Taxa de desconto			
	6% a.a.	8% a.a.	10% a.a.	12% a.a.
SAF cacau	1.004,4	716,5	433,9	160,8
Paricá	335,6	281,0	228,9	179,2
Bracatinga	140,2	125,7	111,8	98,3
Pinus	688,4	596,0	511,3	433,8
Eucalipto	295,6	234,1	175,0	118,1
Manejo cerrado	305,9	305,9	305,9	305,9

FONTE: O autor (2012)

Para as taxas de desconto de 6% a.a. e 8% a.a., o SAF cacau apresentou os maiores valores de *BCAE* (US\$ 1.004,4 e US\$ 716,5 respectivamente). O SAF cacau também se destacou no desempenho social, conforme discutido na seção 4.1. Ainda assim, o seu potencial de expansão como alternativa de uso do solo em áreas degradadas na Amazônia deve ser avaliado com cautela. Mais especificamente, o sucesso de um sistema produtivo está atrelado à efetividade das instituições envolvidas, e não apenas aos atributos físicos e tecnológicos do sistema (KANT; LEHRER, 2004). A aplicação de análises institucionais permitiria investigar, por exemplo, os fatores contextuais da Cooperativa Agrícola Mista de Tomé-Açu (CAMTA), da qual o SAF cacau é integrante, tais como o ambiente natural, cultural, político, econômico, tecnológico e institucional no qual a cooperativa está inserida, assim como os arranjos institucionais (processos de tomada de decisão) que

governam as ações e as interações dos seus cooperados. As análises institucionais compreenderiam um instrumento importante para avaliar as possibilidades de sucesso na adoção deste modelo de SAF cacau em outras regiões amazônicas.

Com base no *BCAE*, o pinus foi o segundo sistema mais rentável para as taxas de desconto de 6% a.a. e 8% a.a. Além disto, o pinus foi o mais rentável para as taxas de desconto de 10% a.a. e 12% a.a.

O *BCAE* pode ser concebido como a diferença entre o valor presente anualizado (*VPa*) das receitas e dos custos. Ao comparar o *VPa* dos custos e das receitas do pinus com o do paricá e com o do eucalipto para uma taxa de desconto de 8% a.a., um valor médio dentro do intervalo de taxas de desconto considerado, constatou-se as maiores diferenças em *VPa* nos custos, e não nas receitas (TABELA 17). Embora a madeira do pinus possuísse maior valor econômico, as receitas foram obtidas em períodos futuros mais distantes. Enquanto as receitas do eucalipto e do paricá entraram no sétimo ano, as receitas do pinus incidiram no décimo e no décimo sétimo ano. Em suma, as diferenças entre as receitas do pinus e as do eucalipto e paricá foram reduzidas drasticamente quando os valores futuros foram descontados para o presente. Comparando-se os custos entre estes três sistemas, o pinus foi o único que exigiu os tratamentos silviculturais de poda e desbaste. Em contrapartida, os custos para a implantação e colheita do pinus são bem inferiores devido ao maior ciclo de produção do sistema. Ou seja, considerando-se um regime de manejo com múltiplas rotações, as etapas de implantação e de colheita ocorreriam com menor frequência para o pinus. Além disto, o pinus dispensou a calagem, a fosfatagem e a aplicação de adubo mineral. No balanço final, o *VPa* do custo do pinus foi aproximadamente 2,5 vezes inferior aos do paricá e do eucalipto.

Os valores do *VPa* dos custos do eucalipto e do paricá foram muito próximos, sendo a diferença de apenas aproximadamente US\$ 5,9. A diferença entre o *VPa* das receitas entre os sistemas foi de US\$ 52,7 a mais para o paricá, o que foi explicado pelo maior valor econômico da madeira do último. Apesar da similaridade entre os custos do eucalipto e paricá, o primeiro sistema foi mais sensível às variações na taxa de desconto. Por exemplo, ao simular o aumento da taxa de desconto de 6% a.a. para 12% a.a., as reduções do *BCAE* do eucalipto e o do paricá foram de 60% e 40%, respectivamente. Este fato é explicado pela diferença na

distribuição dos custos ao longo do ciclo de produção. Em comparação ao paricá, os custos do eucalipto foram mais concentrados no primeiro ano. Com o aumento da taxa de desconto, portanto, os custos do eucalipto sofreram um menor decréscimo quando descontados para o presente.

TABELA 17 - VALOR PRESENTE ANUALIZADO (VPA) DO CUSTO TOTAL E DA RECEITA TOTAL PARA O FLUXO DE CAIXA DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL CONSIDERANDO UMA TAXA DE DESCONTO DE 8% AO ANO. O BENEFÍCIO CUSTO ANUAL EQUIVALENTE REPRESENTA A DIFERENÇA ENTRE O VPA DA RECEITA E O VPA DO CUSTO.

Sistema	VPa Custo (US\$/ha.ano)	VPa Receita (US\$/ha.ano)	BCAE (US\$/ha.ano)
SAF cacau	1.880,0	2.596,5	716,5
Paricá	677,9	958,9	281,0
Bracatinga	233,2	358,9	125,7
Pinus	251,1	847,1	596,0
Eucalipto	672,0	906,2	234,1
Manejo cerrado	279,5	585,4	305,9

FONTE: O autor (2012)

O sistema bracatinga obteve o menor valor de *BCAE*. Apesar do menor valor do *VPa* do custo em relação aos demais sistemas florestais, o *VPa* da receita da bracatinga foi consideravelmente inferior, o que se justificou pelo baixo preço de venda da madeira.

Gonçalves (2011) verificou que a viabilidade econômica deste mesmo sistema de exploração de bracatinga foi bastante sensível às variações do custo da adubação (esterco de galinha). O sistema tradicional de exploração de bracatinga, no sul do Brasil, faz uso do fogo para a limpeza da área, regeneração da bracatinga e controle de espécies invasoras, levando à erosão do solo e à perda de nutrientes (POMIANOSKI; DEDECEK; VILCAHUAMÁN *et al.*, 2006). A adubação do solo é necessária para a reposição de nutrientes e para a manutenção da qualidade do sítio; o seu custo econômico, no entanto, pode inviabilizar economicamente o sistema de produção (BAGGIO; CARPANEZZI, 1997a).

A viabilidade econômica do extrativismo do pequi em florestas nativas no bioma Cerrado foi atestada nos trabalhos de Grzebieluckas *et al.* (2010) e de Sant'anna (2011) (vide tópico 2.1.2.2.2). Em conformidade com os autores *id.*, o sistema de manejo de cerrado simulado neste estudo foi viável economicamente.

O manejo de cerrado foi mais rentável do que o eucalipto para as quatro taxas de desconto praticadas. Observa-se que a diferença entre os valores de *BCAE* entre estes dois sistemas aumenta em função do acréscimo da taxa de desconto. Isto ocorre porque o valor do *BCAE* do manejo de cerrado não é sensível às variações na taxa de desconto. Como se considerou um ciclo econômico anual para o manejo de cerrado, o seu *BCAE* não foi influenciado pela taxa de desconto.

O *VPa* da receita do manejo de cerrado foi inferior ao da receita do eucalipto. Assim, o maior valor do *BCAE* do manejo de cerrado em relação ao do eucalipto decorreu do menor *VPa* do custo do primeiro. Ressalta-se que a mão de obra representou 98,6% do *VPa* do manejo de cerrado, sendo a coleta do pequi a única atividade considerada.

Com o passar dos anos, no entanto, a manutenção da produtividade do pequi em áreas de vegetação natural no Cerrado pode exigir um manejo mais intenso, o que acarretaria o aumento dos custos do sistema. Para o manejo de pequi em Reserva Legal, recomenda-se a retirada de apenas 36,3% dos frutos para assegurar a regeneração da população de pequizeiro e a alimentação da fauna local (OLIVEIRA, 2009). Também se recomenda colher apenas os frutos caídos no piso florestal, evitando-se danificar os frutos e o próprio pequizeiro com as varas de coleta. Contudo, estas práticas podem não garantir satisfatoriamente a regeneração do pequi ao longo dos anos. O motivo é que a densidade do pequi em muitas áreas do bioma pode estar associada às atividades antrópicas nestas áreas durante os últimos anos. Por exemplo, a supressão do fogo pode ter favorecido o desenvolvimento de espécies arbóreas na vegetação de cerrado (MOREIRA, 2000). Por conseguinte, o pequizeiro, assim como outras espécies arbóreas, poderá desaparecer em muitas áreas do bioma na ausência de um manejo florestal adequado.

4.2.2 Razão de Intercâmbio Emergético

Para uma transação econômica, a razão de intercâmbio emergético (EER) de um sistema representa a relação entre a energia cedida, equivalente à produção emergética do sistema (Y), pela energia recebida em forma de dinheiro (E\$). Para o cálculo da E\$ dos sistemas florestais, considerou-se o *VPa* das receitas para uma

taxa de desconto de 8% a.a., assumindo-se que a última representa um valor médio dentro do intervalo de taxas de desconto adotado neste estudo. Valores de *EER* inferiores a um ($EER < 1$) indicam um balanço emergético favorável. Enquanto valores superiores a um ($EER > 1$) representam uma economia deficitária ao se contabilizar a contribuição da natureza no sistema, a qual é recebida de graça e, portanto, negligenciada nas análises econômicas na grande maioria dos casos. Levando isto em consideração, nenhum dos seis sistemas apresentou um balanço emergético favorável (TABELA 18).

Os diferentes valores de *EER* entre os sistemas florestais puderam ser explicados em função dos diferentes regimes de chuva (ANEXO 1) e do *VPa* das receitas econômicas. Cabe lembrar que a chuva representou mais da metade da produção emergética (*Y*) destes sistemas; enquanto que a energia recebida em forma de dinheiro é proporcional ao *VPa* das receitas econômicas.

O paricá ($EER=1,8$) e a bracatinga ($EER=2,6$) foram caracterizados pelas piores condições (maiores valores) de *EER* (TABELA 18). Ao comparar os dois sistemas, as elevadas taxas de *EER* foram obtidas por motivos opostos. A produção emergética do paricá (*Y*) foi superior àquela da bracatinga, pois apresentou maior pluviosidade e maior consumo de recursos econômicos. Já a bracatinga obteve menos energia em forma de dinheiro com a venda dos seus produtos, lembrando que o *VPa* da receita da bracatinga foi inferior à metade daquela do paricá.

TABELA 18 - PRODUÇÃO EMERGÉTICA (*Y*), ENERGIA RECEBIDA EM FORMA DE DINHEIRO (E\$) E RAZÃO DE INTERCÂMBIO EMERGÉTICO (*EER*) PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL.

Sistema	Y (seJ/ha.ano)	E\$ (seJ/ha.ano) ^a	EER
SAF cacau	9,29E+15	8,62E+15	1,1
Paricá	5,62E+15	3,18E+15	1,8
Bracatinga	3,10E+15	1,19E+15	2,6
Pinus	3,17E+15	2,81E+15	1,1
Eucalipto	3,09E+15	3,01E+15	1,0
Manejo de cerrado	2,49E+15	1,94E+15	1,3

^aTaxa de desconto de 8% a.a.

FONTE: O autor (2012)

O eucalipto obteve a menor razão de intercâmbio emergético ($EER= 1,0$). Embora com o mesmo regime de chuvas, o *EER* do eucalipto foi inferior àquele do

manejo de cerrado (EER=1,3), o que foi explicado pela maior receita econômica do eucalipto.

O *VPa* da receita do paricá foi superior a do eucalipto. Porém, o regime de chuvas do sistema do Cerrado (eucalipto) foi bastante inferior ao do sistema da Amazônia (paricá).

Em comparação ao paricá, o SAF cacau (EER= 1,1), o outro sistema da Amazônia, apresentou maior incidência de chuvas; o SAF, porém, obteve a maior receita econômica, recebendo muito mais energia com a venda dos produtos. No balanço final, o SAF cacau apresentou uma menor razão de intercâmbio energético em relação ao paricá.

Existem duas maneiras de se melhorar o balanço energético de um sistema produtivo: diminuir a produção energética (*Y*) e/ou aumentar o valor presente da receita econômica (*VPa*). A primeira deve ser uma questão de maior relevância para sistemas com valores baixos de razão de energia renovável, como, em geral, os sistemas agrícolas intensivos. Por exemplo, culturas de oleaginosas no Brasil apresentaram valores de *%R* entre 17% (arroz) e 40% (canola) (TAKAHASHI; ORTEGA, 2010), ao passo que o intervalo de valores para *%R* entre os sistemas florestais deste trabalho foi representado pelos extremos de 50% (SAF cacau) e 85% (pinus). A menor renovabilidade dos sistemas agrícolas decorreu especialmente devido à maior dependência de insumos químicos para as culturas agrícolas.

Basicamente, o aumento da receita econômica de um sistema de produção florestal pode ser obtido por meio do aumento da produtividade; melhorias na qualidade do produto, como uma madeira de maior dimensão diamétrica e menor incidência de nós; diminuição do ciclo de produção; acesso a novos mercados; e comercialização de novos produtos e serviços. A diminuição do ciclo de produção pode aumentar o valor presente da receita ao diminuir o período futuro no qual a receita é gerada. Entretanto, a diminuição do ciclo de corte pode prejudicar consideravelmente o desempenho do sistema nos índices energéticos. Por exemplo, o valor da receita do pinus no ano 17 sofreu um decréscimo expressivo ao ser descontado para o tempo presente. Contudo, um ciclo de corte relativamente longo entre os sistemas florestais foi um fator importante para explicar os melhores desempenhos do pinus nos índices de razão de energia renovável (*%R*), razão de

rendimento emergético (EYR), razão de carga ambiental (ELR) e sustentabilidade emergética (ESI). Similarmente, a simulação do aumento do ciclo de corte do sistema bracatinga para 17 anos possibilitou um ganho considerável no seu desempenho no índice de sustentabilidade emergética (ESI). É verdade que o aumento do ciclo da bracatinga aumentaria o período futuro no qual a receita referente à venda da madeira seria gerada, culminando em maiores decréscimos na receita ao descontá-la para o tempo presente. Contudo, a ideia é que este decréscimo seja compensado pela maior receita obtida com a produção de madeira de bracatinga para serraria, ao invés do manejo tradicional visando principalmente à produção de lenha (WEBER, 2007).

Considerando a abertura de novos mercados, o balanço energético e o balanço de gases de efeito estufa vêm ganhando notoriedade como um dos principais critérios de sustentabilidade de sistemas de produção de biomassa, demandando a busca e o desenvolvimento de métodos de avaliação para os sistemas de certificação (VAN DAM *et al.*, 2008; BUCHHOLZ; LAZADIS; VOLK, 2009; LATTIMORE *et al.*, 2009). Paralelamente, a síntese emergética vem se destacando no campo científico na avaliação do balanço energético de sistemas. Assim sendo, no futuro, pode-se esperar a adoção dos índices energéticos como critérios de sustentabilidade para a certificação de produtos agrícolas e florestais. Contudo, a ampla aceitação e adoção da síntese emergética, tanto para esquemas de certificação voluntários quanto para base de políticas públicas, dependerá da habilidade da comunidade científica em atingir o público e os governantes, o que exigirá, por sua vez, uma comunicação clara, objetiva e simples do arcabouço teórico, das aplicações e das limitações do método.

Uma alternativa promissora para a comercialização de novos serviços está nos programas de pagamento por serviços ambientais (PSA), como os programas de pagamento por sequestro de carbono. Por mais que o valor emergético e o valor econômico pertençam a paradigmas científicos conflitantes, a valoração econômica de serviços ambientais, sob a perspectiva utilitarista, pode ser um importante instrumento para corrigir o balanço emergético deficitário de sistemas de produção, mesmo que o valor econômico não se iguale ao emdollar, o equivalente econômico da energia. Independentemente se o valor econômico de um serviço for concebido dentro da perspectiva emergética ou utilitarista, o aumento da receita econômica do

sistema produtivo contribuirá para a diminuição da sua razão de intercâmbio emergético.

Do mesmo modo, a síntese emergética poderia contribuir para a avaliação utilitarista de serviços ambientais. Por exemplo, segundo Costanza *et al.* (1997), a iniciativa de se atribuir um valor econômico inicial a um serviço ambiental é importante para estimular e estabelecer uma base para pesquisas e debates acerca dos possíveis valores econômicos para este serviço. Porém, não existe um motivo aparente para crer que um valor inicial em emdollar não serviria também para tal finalidade.

É verdade que as perspectivas econômica e emergética apresentam concepções conflitantes no tocante à valoração da sustentabilidade, de modo que uma síntese completa entre elas possivelmente seria impossível. Não obstante, a busca por uma conciliação parcial entre elas talvez sirva de inspiração para a proposição de soluções efetivas para alguns dos problemas socioambientais complexos inerentes às questões da sustentabilidade.

4.3 COMPROMETIMENTOS NA SUSTENTABILIDADE DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL

Não foi possível estabelecer um padrão de relação entre os desempenhos ambiental e econômico dos sistemas de produção florestal estudados. Isto é, se o desempenho ambiental e o econômico caminham lado a lado ou então em direções opostas. Por exemplo, o pinus e a bracatinga foram os sistemas com os maiores valores para a razão de energia renovável (%R). Porém, com base no índice *BCAE* e uma taxa de desconto de 8% a.a., o pinus foi o segundo sistema mais rentável, enquanto a bracatinga foi o menos rentável (TABELA 19).

O pinus desempenhou relativamente bem nos índices ambientais. Ele obteve o maior valor no índice de energia renovável (%R). Além disto, foi o segundo sistema mais eficiente emergeticamente, pois obteve o segundo menor valor de transformidade solar (Tr).

Por um lado, o pinus excedeu no desempenho ambiental; por outro, gerou uma média de apenas 2,5 postos de trabalho (homem-dia/ha.ano). Já o SAF cacau propiciou em média 40 postos de trabalho (homem-dia/ha.ano). Desta forma, o pinus

se destacou no desempenho ambiental (energético) e o SAF cacau, no desempenho social.

TABELA 19 - COMPROMETIMENTOS NA SUSTENTABILIDADE DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL COM BASE NOS ÍNDICES: RAZÃO DE ENERGIA RENOVÁVEL (%R), TRANSFORMIDADE SOLAR (Tr), BENEFÍCIO CUSTO ANUAL EQUIVALENTE (BCAE), RAZÃO DE INTERCÂMBIO ENERGÉTICO (EER) E POSTOS DE TRABALHO (HD).

Sistema	%R ^a adimensional	Tr ^b seJ/J	BCAE ^{a,c} US\$/ha.ano	EER ^{b,c} adimensional	Mão de obra (HD) ^a homem-dia/ha.ano
SAF cacau	49,2	2,07E+05	716,5	1,1	40,0
Paricá	49,7	3,34E+04	281,0	1,8	10,6
Bracatinga	74,7	1,40E+04	125,7	2,6	11,5
Pinus	80,8	1,03E+04	596,0	1,1	2,5
Eucalipto	50,6	7,88E+03	234,1	1,0	2,0
Manejo de cerrado	62,9	1,80E+05	305,9	1,3	-----

^a Quanto maior o valor, melhor o desempenho relativo do sistema.

^b Quanto menor o valor, melhor o desempenho relativo do sistema.

^c Taxa de desconto de 8% a.a.

FONTE: O autor (2012)

Além de gerar mais postos de trabalho, o SAF cacau foi o sistema mais rentável, conforme o *BCAE* e a taxa de desconto praticada (8% a.a.). Contudo, o SAF cacau apresentou o pior desempenho na razão de energia renovável (%R) e a menor eficiência energética (maior valor de *Tr*).

O sistema com bracatinga apresentou o segundo melhor desempenho para a razão de energia renovável (%R). Porém, obteve os piores valores para o índice econômico (*BCAE*) e para a razão de intercâmbio energético (*EER*).

O eucalipto obteve apenas a terceira posição em relação à razão de energia renovável (%R). Entretanto, foi o sistema com a maior eficiência energética, conforme o seu desempenho em *Tr*. Em comparação ao eucalipto, o paricá obteve um valor próximo de razão de energia renovável (%R), mas menor eficiência energética (*Tr*). Estes dois sistemas apresentaram valores próximos para o índice econômico (*BCAE*). Mas o paricá gerou aproximadamente 5 vezes mais postos de trabalho (homem-dia) do que o eucalipto. Observa-se que a principal diferença na geração de postos de trabalho entre estes dois sistemas refere-se à atividade de colheita: a colheita do eucalipto é mecanizada e a do paricá, semimecanizada (com motosserra).

O eucalipto foi o sistema que gerou o menor número de postos de trabalho (homem-dia). Não obstante, o eucalipto poderia assumir um papel social de grande

destaque se fosse permitido o manejo florestal comunitário na sua Reserva Legal. Neste sentido, vale ressaltar que o extrativismo no cerrado, além da sua importância cultural, pode ser uma atividade bastante atrativa economicamente (SANT'ANNA, 2011). Diga-se de passagem, Dourado (2012) identificou um grande potencial econômico para o extrativismo do pequi, araticum (*Annona crassiflora* Mart.) e mangaba (*Hancornia speciosa* Gomes) na Reserva Legal do sistema eucalipto avaliado no presente estudo.

Verificou-se que não existe um sistema de produção florestal ideal ou mais sustentável, e sim sistemas com diferentes comprometimentos entre os índices ambientais (emergéticos), o índice econômico (BCAE) e a geração de postos de trabalho. Surgem então questionamentos sobre a escolha do sistema. Por exemplo, qual seria o melhor sistema florestal para o desenvolvimento sustentável de certa região rural? Em primeiro lugar, deve-se atentar ao fato de que a sustentabilidade não é uma questão meramente científica e tecnológica, mas fundamentalmente sociocultural. As escolhas dos sistemas de produção dependem das preferências e motivações dos diferentes setores da sociedade, formados por pessoas que analisam o dilema sob diferentes lentes culturais, possuem diferentes perspectivas sobre o futuro, tais como os riscos envolvidos, e cujas decisões são moldadas por contextos institucionais. Logo, as relações sociedade-ambiente, como os sistemas de produção florestal, devem ser concebidas, antes de tudo, como escolhas sociais.

Qual seria então a importância deste trabalho? Por exemplo, considere que a escolha social fosse por sistemas florestais mais renováveis e com bom desempenho econômico. Neste trabalho, verificou-se que uma boa opção para atender a estes critérios seria o pinus, ou então um sistema com características similares ao último, como um ciclo de corte mais longo e menor dependência de insumos químicos. Já se a escolha social fosse por sistemas florestais que maximizassem a incorporação de mão de obra e a rentabilidade, o governo poderia criar políticas públicas visando o desenvolvimento de pesquisas para SAFs baseados no modelo de Tomé-Açu. Pode ser ainda que a prioridade governamental contemplasse a busca por sistemas florestais com menores comprometimentos entre a renovabilidade e a geração de emprego. O sistema bracatinga, por exemplo, foi mais renovável do que o SAF cacau e gerou mais postos de trabalho do que o

pinus. Contudo, o sistema de produção com bracatinga apresentou um grande comprometimento com o desempenho econômico.

Quanto mais critérios forem adotados, mais difícil será encontrar um comprometimento aceitável em um sistema de produção. A busca da sustentabilidade com foco na paisagem é uma estratégia promissora para solucionar este impasse. O planejamento da paisagem, do mesmo modo, compreende uma escolha social, mas que possivelmente terá maiores chances de sucesso se baseado nos sistemas de conhecimento formal, como o conhecimento científico, e o tradicional. Tendo isto em mente, não se propôs neste trabalho apontar o sistema de produção florestal mais sustentável, tampouco a paisagem florestal mais sustentável, e sim analisar os diferentes sistemas de uma forma sistêmica e identificar importantes comprometimentos entre eles, contribuindo para o debate sobre a produção florestal sustentável no Brasil.

4.4 APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA PARA SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL

4.4.1 Recursos da Economia

Avaliou-se a sensibilidade dos sistemas frente a alterações no uso dos recursos da economia: *insumos*; *combustíveis*, *máquinas e equipamentos*; e *mão de obra*. Para tanto, analisou-se o comportamento do índice de sustentabilidade emergética (ESI) perante a diminuição e o aumento destes recursos econômicos em 25%, 50% e 75%.

A bracatinga foi o sistema com o maior valor de desvio padrão para a categoria de *insumos* (TABELA 20). Entretanto, a sua fração de *insumos* em F (13%) foi inferior àquelas dos sistemas SAF cacau (48%), eucalipto (46%), paricá (29%) e pinus (12%) (vide TABELA 12). Ainda para a categoria de *insumos*, o pinus obteve um valor de desvio padrão superior aos dos sistemas SAF cacau, eucalipto e paricá, mesmo apresentando uma menor fração de *insumos* em F em comparação a estes sistemas.

TABELA 20 - EFEITO DA ALTERAÇÃO PORCENTUAL DO USO DE INSUMOS NO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL. OS VALORES DE *ESI* SÃO ABSOLUTOS.

Sistema	Índice de Sustentabilidade Emergética (ESI)							DP ^a	CV (%) ^b
	-75%	-50%	-25%	0%	+25%	+50%	+75%		
SAF cacau	3,2	2,6	2,2	1,9	1,7	1,5	1,3	0,61	29,6
Paricá	3,0	2,6	2,3	2,0	1,8	1,7	1,5	0,48	22,3
Bracatinga	13,5	12,9	12,3	11,8	11,3	10,8	10,4	1,05	8,8
Pinus	28,2	27,8	27,3	26,9	26,5	26,1	25,7	0,84	3,1
Eucalipto	4,1	3,3	2,7	2,2	1,9	1,7	1,5	0,88	35,5

^a Desvio padrão

^b Coeficiente de variação em porcentagem

FONTE: O autor (2012)

O pinus foi o sistema com o maior valor de desvio padrão para a categoria de *combustíveis, máquinas e equipamentos* (TABELA 21). O pinus apresentou também a maior fração desta categoria em *F* (vide TABELA 12).

TABELA 21 - EFEITO DA ALTERAÇÃO PORCENTUAL DO USO DE COMBUSTÍVEIS, MÁQUINAS E EQUIPAMENTOS NO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL. OS VALORES DE *ESI* SÃO ABSOLUTOS

Sistema	Índice de Sustentabilidade Emergética (ESI)							DP ^a	CV (%) ^b
	-75%	-50%	-25%	0%	+25%	+50%	+75%		
SAF cacau	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	0,0	0,6
Paricá	3,5	2,8	2,4	2,0	1,8	1,6	1,4	0,7	30,7
Bracatinga	12,3	12,1	12,0	11,8	11,7	11,5	11,4	0,3	2,4
Pinus	91,4	54,9	37,0	26,9	20,6	16,3	13,3	25,7	69,2
Eucalipto	4,1	3,3	2,7	2,2	1,9	1,7	1,5	0,9	35,3

^a Desvio padrão

^b Coeficiente de variação em porcentagem

FONTE: O autor (2012)

Os sistemas manejo de cerrado e bracatinga obtiveram os maiores valores de desvio padrão para a categoria *mão de obra* (TABELA 22). Também foram os sistemas que apresentaram as maiores participações da mão de obra em *F* (vide TABELA 12). O pinus apresentou o terceiro maior valor de desvio padrão para a categoria *mão de obra*, estando à frente do SAF cacau. Não obstante, o pinus obteve uma participação da mão de obra em *F* (18%) inferior àquela do SAF cacau (51%) (vide TABELA 12).

TABELA 22 - EFEITO DA ALTERAÇÃO PORCENTUAL DA MÃO DE OBRA NO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL. OS VALORES DE *ESI* SÃO ABSOLUTOS

Sistema	Índice de Sustentabilidade Emergética (ESI)							DP ^a	CV (%) ^b
	-75%	-50%	-25%	0%	+25%	+50%	+75%		
SAF cacau	4,0	3,0	2,3	1,9	1,6	1,4	1,2	0,9	42,6
Paricá	3,1	2,6	2,3	2,0	1,8	1,6	1,5	0,5	24,3
Bracatinga	72,8	31,4	17,9	11,8	8,5	6,5	5,1	22,3	101,5
Pinus	34,1	31,4	29,0	26,9	25,0	23,4	21,9	4,1	14,8
Eucalipto	2,5	2,4	2,3	2,2	2,2	2,1	2,0	0,2	7,0
Manejo cerrado	48,8	14,5	7,3	4,6	3,2	2,4	1,9	15,6	132,1

^a Desvio padrão

^b Coeficiente de variação em porcentagem

FONTE: O autor (2012)

Ressalta-se que o pinus obteve um valor de *ESI* discrepante aos dos demais sistemas (vide TABELA 13). Segundo (HARIZAJ, 2011), elevados valores de *ESI* são obtidos por meio da seguinte desigualdade:

$$R \gg F \gg N$$

em que,

\gg : “muito superior a”;

R: fluxo agregado de energia renovável;

F: fluxo agregado de energia da economia;

N: fluxo agregado de energia não renovável.

O pinus foi o sistema que apresentou a maior relação (R/F). Porém, foi o sistema com a menor relação (F/N), o que não justificaria então o seu maior valor de *ESI* em relação aos outros cinco sistemas. Em contrapartida, Brown e Ulgiati (2011b) verificaram, com base numa Simulação de Monte Carlo, que os valores de *ESI* maximizados apresentaram baixos valores de *F*, e não necessariamente de *N*, na maioria dos casos. O pinus foi o sistema que apresentou o maior valor para *ESI* e os menores valores para *F* e $\%F$, corroborando os resultados dos últimos autores. A relação entre elevados valores de *ESI* e baixos valores para *F* e $\%F$ é útil para explicar os resultados das análises de sensibilidade. Mais especificamente, o alto valor de *ESI* do pinus decresce bruscamente com pequenos incrementos no seu

$\%F$. Assim, atenta-se para um viés onde os sistemas com os menores valores de $\%F$, neste caso o pinus e a bracatinga, tendem a obter maiores valores de desvio padrão em *ESI* para mudanças no uso de recursos econômicos. Por exemplo, o SAF cacau e o eucalipto tiveram as maiores porcentagens de *insumos* em *F*. Porém, considerando justamente as variações percentuais no uso de *insumos*, o SAF cacau e o eucalipto apresentaram valores de desvio padrão em *ESI* inferiores ao da bracatinga. Além disto, o valor de desvio padrão do SAF cacau para *insumos* foi inferior ao do pinus. Similarmente, para as variações na mão de obra, o valor de desvio padrão em *ESI* do pinus foi superior ao do SAF cacau, sistema para o qual a mão de obra compreendeu mais da metade dos recursos econômicos, lembrando que a mão de obra representou apenas 18% do *F* do pinus.

O coeficiente de variação em porcentagem (CV%), ao contrário do desvio padrão (vide TABELA 20; TABELA 21; TABELA 22) refletiu a importância da categoria de recursos econômicos dentro do *F* de cada sistema. Por exemplo, o SAF cacau e o eucalipto apresentaram os maiores valores de CV% em *ESI* para variações nos *insumos*; enquanto o pinus obteve um valor inferior ao do SAF cacau considerando o CV% para a *mão de obra*.

Assim como o CV%, a análise gráfica do *ESI%* (ganhos e perdas percentuais sobre *ESI* devido às variações nas taxas de consumos dos recursos econômicos) refletiu o percentual da categoria de recursos econômicos dentro do *F* de cada sistema (FIGURA 33; FIGURA 34; FIGURA 35).

Revelou-se, também, uma fraqueza do índice *ESI*. A relação entre *ESI%* e as variações percentuais de recursos econômicos não foi linear (FIGURA 33; FIGURA 34; FIGURA 35). Mais especificamente, quanto maior fosse o uso do recurso, menor seria a perda percentual em *ESI* ao se consumir uma unidade adicional deste recurso. Isto pode ser interpretado como um incentivo para se maximizar o consumo dos recursos sobre os quais o sistema é mais dependente, e não o contrário, comprometendo a sustentabilidade deste sistema. Ou seja, além de aumentar a sua carga ambiental, devido ao acréscimo na demanda deste recurso, o sistema, neste caso, também se tornaria menos sustentável ao aumentar a sua vulnerabilidade às variações na disponibilidade e custo deste recurso no mercado.

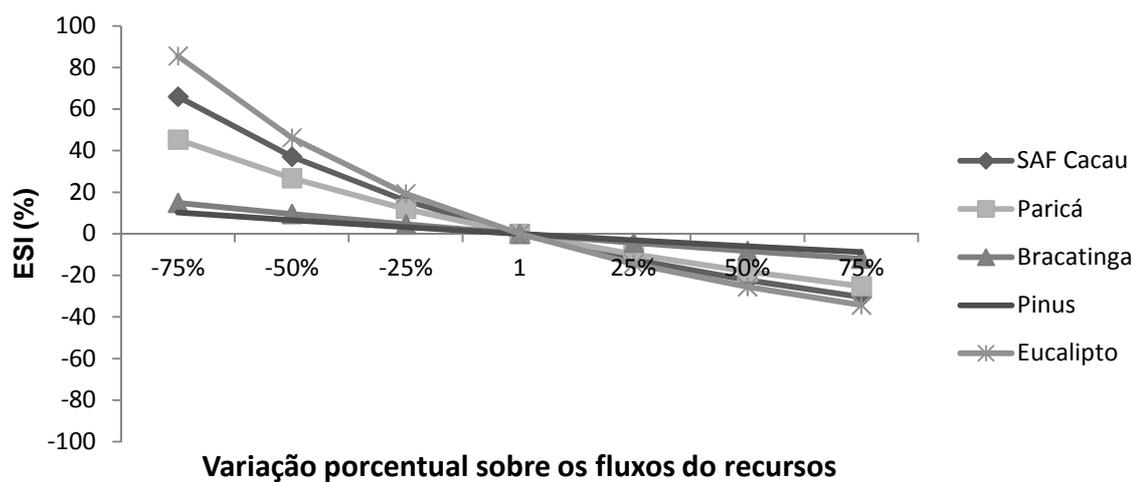


FIGURA 33 - VARIAÇÕES PORCENTUAIS NO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL EM FUNÇÃO DAS VARIAÇÕES NO USO DE INSUMOS ECONÔMICOS

FONTE: O autor (2012)

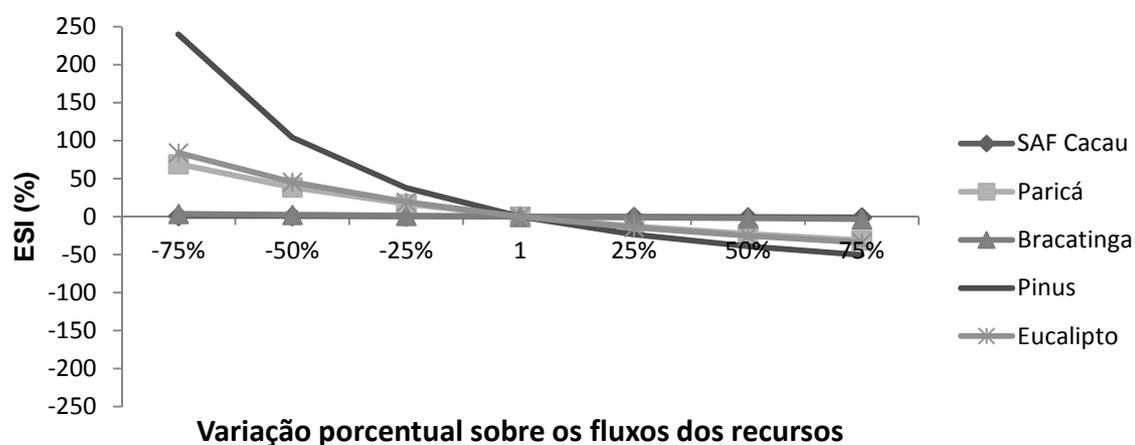


FIGURA 34 - VARIAÇÕES PORCENTUAIS NO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL EM FUNÇÃO DAS VARIAÇÕES NO USO DE COMBUSTÍVEIS, MÁQUINAS E EQUIPAMENTOS.

FONTE: O autor (2012)

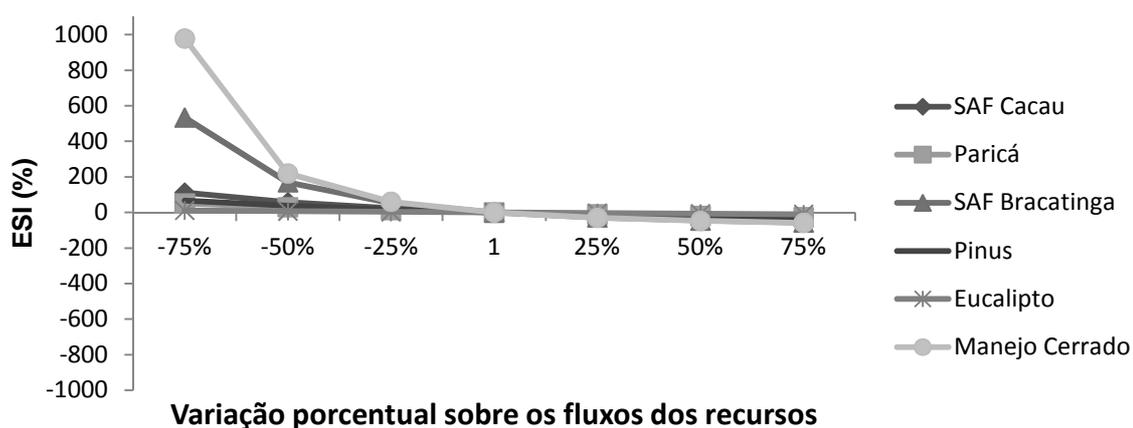


FIGURA 35 - VARIAÇÕES PORCENTUAIS NO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL EM FUNÇÃO DAS VARIAÇÕES DO USO DE MÃO DE OBRA

FONTE: O autor (2012)

4.4.2 Erosão do Solo

Analisou-se a sensibilidade dos sistemas florestais para perdas de solo. Para isto, investigou-se o comportamento do índice de sustentabilidade emergética (ESI) em relação ao aumento da taxa anual de perda de solo para até 10.000,0 kg/ha.

Para efeito comparativo, encontrou-se na literatura valores de erosão variando entre 10,0 a 6.500,0 kg/ha.ano para sistemas com eucalipto no Brasil; entre 23,0 a 3.500,0 kg/ha.ano para sistemas com pinus no Brasil; e entre 51 a 218 kg/ha.ano para SAFs no Brasil (vide tópico 2.2.4.1.4).

De modo geral, o indicador de sustentabilidade (ESI) não foi muito sensível às variações de perda de solo. Por exemplo, Pomianoski (2005) reportou valores de perda de solo para sistemas de produção de bracatinga entre 51,0 e 187,0 kg/ha.ano. Considerando-se um aumento da taxa erosiva para 1.000,0 kg/ha.ano, isto representaria um aumento respectivo de aproximadamente 20 vezes e 5 vezes destes valores. No entanto, para a bracatinga, a taxa de erosão de 1.000,0 kg/ha.ano causaria um decréscimo de apenas 9,5% no seu valor referencial de ESI (valor de ESI caso não houvesse perda de solo) (TABELA 23).

Inácio *et al.* (2005) estudaram a erosão hídrica de SAFs com cacau no sul da Bahia. Os autores *id.* encontraram valores de perda de solo de 52 kg/ha.ano e 608 kg/ha.ano, sendo a maior taxa erosiva referente ao tratamento experimental que teve a serrapilheira removida. Um aumento da taxa de erosão para 1.000,0

kg/ha.ano significaria, respectivamente, um aumento de aproximadamente 20 vezes e 1,6 vez estes valores. Mas uma taxa erosiva de 1.000,0 kg/ha.ano causaria um decréscimo de apenas 1,1% no valor referencial de *ESI* para o SAF cacau.

TABELA 23 - PERDA PORCENTUAL NO VALOR DO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (*ESI*) DOS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL EM RELAÇÃO AO AUMENTO DA TAXA ANUAL DE EROÇÃO DO SOLO

Sistema	ESI ^a	Perda de solo (kg/ha.ano)									
		1.000	2.000	3.000	4.000	5.000	6.000	7.000	8.000	9.000	10.000
SAF Cacau	2,0	1,1	2,2	3,3	4,3	5,2	6,2	7,0	7,9	8,7	9,5
Paricá	2,2	2,0	3,9	5,6	7,2	8,7	10,1	11,4	12,6	13,7	14,8
Bracatinga	12,6	9,5	16,8	22,7	27,5	31,5	34,9	37,7	40,2	42,4	44,3
Pinus	31,8	15,4	26,1	34,0	39,9	44,3	48,1	51,3	54,1	56,3	58,2
Eucalipto	2,5	3,9	7,2	10,1	12,7	14,9	17,0	18,8	20,4	21,9	23,3
Manejo de cerrado	4,9	6,8	12,3	16,8	20,6	23,8	26,5	28,9	31,0	32,9	34,5

^a Valor referencial de *ESI* considerando uma taxa nula de erosão do solo (perda de solo: 0 kg/ha.ano)
 FONTE: O autor (2012)

Para uma perda anual de 10.000 kg de solo por hectare, o pinus apresentou um decréscimo de 58,2% no seu valor referencial de *ESI*. Ainda assim, o índice *ESI* se mostrou pouco sensível às perdas de solo (FIGURA 36). Em primeiro lugar, o pinus apresentou um valor elevado de *ESI* apesar da expressiva perda de solo na simulação. Por exemplo, alguns autores adotam ($ESI > 5$) como critério para a sustentabilidade em longo prazo de um sistema (BROWN; ULGIATI, 2002; GIANNETTI; BARRELLA; ALMDEIDA, 2006; GIANNETTI *et al.*, 2011). O pinus apresentou um valor de *ESI* de 13,3 para a perda de solo de 10.000 kg/ha.ano, um valor de *ESI* muito superior àquele proposto pelos autores *id.* Em segundo lugar, o valor do *ESI* do pinus tende a estabilizar com o aumento da erosão, ou seja, o sistema permanece com elevados valores de sustentabilidade emergética, ao se considerar este critério de sustentabilidade em longo prazo ($ESI > 5$), apesar de a taxa de erosão tender ao infinito (FIGURA 36). Mas com uma taxa de erosão tendendo ao infinito, a produtividade do sistema tenderia a zero. E não faria sentido algum considerar a sustentabilidade de um sistema produtivo que não produz (o sistema não teria razão de existir).

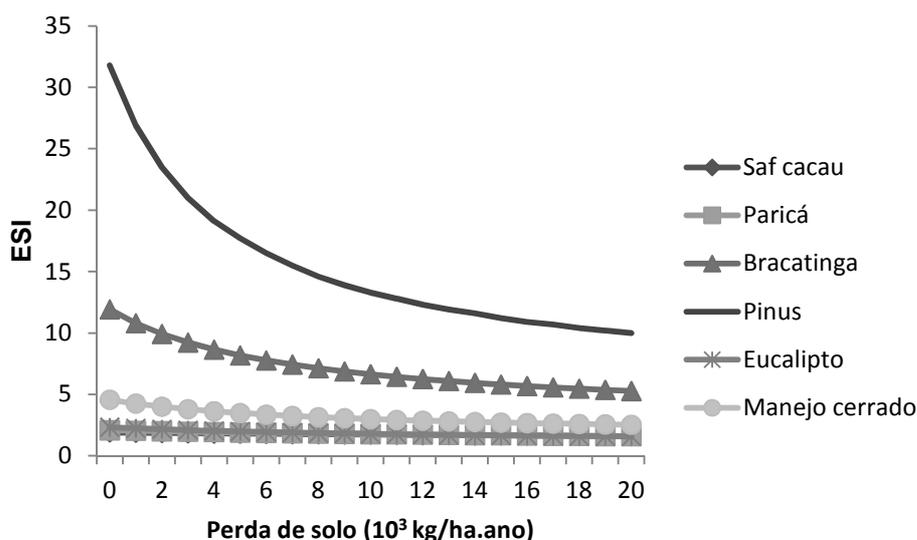


FIGURA 36 - RELAÇÃO ENTRE O VALOR DO ÍNDICE DE SUSTENTABILIDADE EMERGÉTICA (ESI) E A PERDA DE SOLO PARA OS SISTEMAS DE PRODUÇÃO FLORESTAL
 FONTE: O autor (2012)

A síntese emergética compreende, em sua essência, um sistema de valor de doação (BROWN; ULGIATI, 1999), no qual o valor é definido no que é investido no sistema, ao invés do que é recebido dele. Sob a perspectiva da síntese emergética, esta simulação apontou, simplesmente, que a energia para repor o solo é inferior à energia dos recursos econômicos (F) e dos recursos renováveis (R) do sistema.

A perda da produtividade florestal, por sua vez, é mais bem avaliada com base num sistema de valor de recebimento (utilitarista), no qual o valor, geralmente monetário, reflete a utilidade de um bem ou serviço para as pessoas. Na MEA (2005), por exemplo, a importância dos ecossistemas, naturais ou manejados, é considerada sob uma perspectiva utilitarista. De acordo com a MEA (2005), os produtos florestais madeireiros e não madeireiros são considerados serviços ambientais de provisão, enquanto o solo é classificado como um serviço ambiental de suporte (vide QUADRO 3). Considerando a avaliação da sustentabilidade sob a ótica utilitarista, a diminuição da oferta destes serviços pode resultar em perdas significativas no valor econômico total do ecossistema (MEA, 2005).

Também é importante a consideração de valores ecológicos em conjunto com a energia. É verdade que o princípio da máxima empotência trata do comportamento e da evolução de sistemas ecológicos, o que configura a energia como um valor ecológico, e não apenas um valor de doação. Entretanto, o princípio da máxima empotência pode operar em escalas temporais muito longas, o que

possibilitaria a ocorrência de perdas consideráveis do capital natural. Por exemplo, um sistema de produção que compromete seriamente os processos ecológicos do solo não seria competitivo e sustentável em longo prazo, conforme o princípio da máxima empotência. Basicamente, em decorrência da diminuição da produtividade do sistema e dos elevados custos incorridos na recuperação da qualidade do solo, o sistema poderia desaparecer em longo prazo, ou seja, ser substituído por uma forma alternativa de uso da terra. No entanto, até que isto ocorra, uma boa parte da biodiversidade do solo poderá ter sido perdida. Além disto, esta forma alternativa de uso da terra poderia não compensar todos os benefícios do antigo sistema. Em suma, se a permanência do sistema é de interesse para a sociedade, então é preciso considerar a importância do solo sob a ótica de diferentes perspectivas de valoração da sustentabilidade.

Sob a ótica ecológica, pode-se considerar, por exemplo, o impacto do sistema de produção sobre a respiração e a biomassa microbiana do solo (ANDERSON, 2003; SCHLOTER; DILLY; MUNCH, 2003; BASTIDA *et al.*, 2008).

5 CONCLUSÃO

Os seis sistemas de produção florestal apresentam valores elevados no índice de razão de energia renovável (%R) em relação aos sistemas de produção florestal reportados em estudos emergéticos.

Considerando os seus sistemas de produção florestal deste estudo, o pinus é o que apresenta os maiores valores no índice de razão de energia renovável (%R) e no índice de sustentabilidade emergética (ESI). Isto é justificado pelo pouco uso relativo de recursos econômicos em combinação com um ciclo de produção relativamente longo. Como o sistema bracatinga utiliza menos recursos econômicos do que o pinus, os seus valores de %R e ESI superariam àqueles do pinus caso o ciclo de produção do primeiro (7 anos) se igualasse ao do segundo (17 anos).

O eucalipto é mais eficiente emergeticamente (possui o menor valor de transformidade solar) do que os outros cinco sistemas de produção florestal. Observa-se que este sistema de eucalipto é mais eficiente emergeticamente (conforme a transformidade solar) e possui valores superiores no índice de razão de energia renovável (%R) e no índice de sustentabilidade emergética (ESI) em relação aos sistemas agrícolas intensivos de cana-de-açúcar e de oleaginosas brasileiros reportados em estudos emergéticos. Esta informação é relevante para o planejamento do uso da terra no Brasil, considerando que o eucalipto poderá concorrer com estes sistemas agrícolas para a produção de biocombustíveis. Isto dependerá, no entanto, do desenvolvimento tecnológico e diminuição nos custos de produção de biocombustíveis a partir de materiais lignocelulósicos.

O paricá apresenta valores de razão de energia renovável (%R) e de sustentabilidade emergética (ESI) próximos aos obtidos pelo eucalipto. Isto sugere que, sob a perspectiva da síntese emergética, não existe diferenças consideráveis entre sistemas monoculturais com espécies florestais nativas e exóticas.

O SAF cacau apresenta o segundo pior valor tanto de sustentabilidade emergética (ESI) quanto de energia renovável (%R), o que reflete a sua grande dependência sobre recursos econômicos. Entretanto, mais da metade do fluxo emergético de recursos econômicos (F) do SAF cacau compreende a mão de obra. Apesar dos baixos valores relativos nestes índices emergéticos, o SAF cacau é o sistema que mais gera postos de trabalho, cumprindo, assim, com uma importante

função social. Além do que, um único ciclo de produção pode ser um horizonte temporal muito curto para se avaliar o efeito positivo esperado da maior diversidade de espécies do sistema, como a maior resiliência do sistema frente a distúrbios.

Os seis sistemas de produção florestal são viáveis economicamente conforme o índice benefício custo anual equivalente (BCAE). O SAF cacau é o mais rentável para as taxas de desconto de 6 e 8% a.a.; o pinus é o mais rentável para as taxas de desconto de 10 e 12% a.a. A bracatinga é o menos rentável para as quatro taxas de desconto praticadas. A menor rentabilidade do último é explicada pelo baixo valor de mercado para a lenha de bracatinga. Atenta-se que a viabilidade econômica da bracatinga é bastante sensível às variações no preço do adubo.

Nenhum dos seis sistemas de produção florestal apresenta um desempenho econômico favorável ao se contabilizar a contribuição da natureza. Não obstante, os sistemas eucalipto (EER=1), SAF cacau (EER=1,1) e pinus (EER=1,1) estão bem próximos de obter balanços emergéticos favoráveis (EER<1). O manejo de cerrado (EER=1,3) possivelmente obteria um balanço emergético favorável se mais frutos fossem explorados. O pior valor de EER é o da bracatinga (EER=2,6), o que se justifica especialmente pelo baixo valor econômico agregado da sua madeira quando vendida como lenha.

O SAF cacau é o sistema que gera mais postos de trabalho (HD= 40 homem-dia/ha.ano). A bracatinga (HD= 11,5 homem-dia/ha.ano) e o paricá (HD= 10,6 homem-dia/ha.ano) geram mais postos de trabalho do que o pinus (HD= 2,5 homem-dia/ha.ano) e o eucalipto (HD= 2,0 homem-dia/ha.ano). A principal explicação para a maior oferta de postos de trabalho na bracatinga e no paricá em relação ao pinus e ao eucalipto reside no fato de que os dois últimos possuem colheita mecanizada, enquanto a colheita dos dois primeiros é semimecanizada. Não se estimou a geração de postos de trabalho para o manejo de cerrado.

Considerando os índices emergéticos em conjunto com o indicador econômico e o de geração de postos de trabalho, verifica-se que nenhum dos sistemas se sobressai em todos estes critérios. Ao contrário, os sistemas apresentam diferentes comprometimentos entre os critérios de sustentabilidade adotados. Isto sugere que a participação de diferentes sistemas de produção florestal, em meio a uma heterogeneidade de ecossistemas naturais e manejados na paisagem, seja de grande importância para o uso sustentável da terra no Brasil.

Com base na análise de sensibilidade emergética para os seis sistemas de produção florestal, verifica-se que o *ESI*, quando representado pelo coeficiente de variação em porcentagem, é sensível às variações nos fluxos de recursos econômicos. Em contrapartida, esta sensibilidade varia em função do valor inicial deste índice na simulação. Mais especificamente, quanto maior o valor inicial do *ESI*, menor o seu decréscimo percentual com o consumo de uma unidade adicional de recurso econômico. Este viés pode servir como um incentivo para que se aumente o consumo do recurso sobre o qual o sistema é mais dependente.

A erosão do solo é um fator de pouca influência nos resultados de *ESI* para o intervalo de valores de erosão considerado na simulação. Logo, recomenda-se que a perda de solo em sistemas de produção florestal também seja contemplada sob outras perspectivas de valoração da sustentabilidade.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, F. *et al.* The use of emergy assessment and the Geographical Information System in the diagnosis of small family farms in Brazil. **Ecological Modelling**, v. 210, n. 1-2, p. 37-57, Jan 10 2008.
- AGOSTINHO, F.; AMBROSIO, L. A.; ORTEGA, E. Assessment of a large watershed in Brazil using Emergy Evaluation and Geographical Information System. **Ecological Modelling**, v. 221, n. 8, p. 1209-1220, Apr 24 2010.
- AGOSTINHO, F.; ORTEGA, E. Integrated food, energy and environmental services production as an alternative for small rural properties in Brazil. **Energy**, v. 37, n. 1, Jan 2012.
- AGUIAR, A.V. *et al.* **Programa de melhoramento de pinus da Embrapa Florestas**. Colombo: Embrapa Florestas, 2011.
- ALFARO-ARGUELLO, R. *et al.* Steps toward sustainable ranching: An emergy evaluation of conventional and holistic management in Chiapas, Mexico. **Agricultural Systems**, v. 103, n. 9, p. 639-646, Nov 2010.
- ALLEY, R. B. *et al.* Abrupt climate change. **Science**, v. 299, n. 5615, Mar 28 2003.
- ALMEIDA, L.C. Principais doenças do cacau e medidas de controle. In: SILVA NETO, P.J. *et al.* (Ed.) **Sistema de produção de cacau para a Amazônia brasileira**. Belém: CEPLAC, 2001. p. 21-22.
- ALMEIDA, C.M.V.C. de. *et al.* **Sistemas agroflorestais como alternativa auto-sustentável para o estado de Rondônia**: histórico, aspectos agronômicos e perspectivas de mercado. Porto Velho: Planaflo/Pnud, 1995.
- ANDERSON, T. H. Microbial eco-physiological indicators to assess soil quality. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 98, n. 1-3, p. 285-293, Sep 2003.
- AQUINO, F. G. de. *et al.* In: Distribuição geográfica das espécies *Acromia aculeata* (Jacq.) Lodd. Ex. mart. e *Caryocar brasiliense* Cambess. no Bioma Cerrado. SIMPÓSIO NACIONAL CERRADO: DESAFIOS E ESTRATÉGIAS PARA O EQUILÍBRIO ENTRE SOCIEDADE, AGRONEGÓCIO E RECURSOS NATURAIS, 4., 2008, Brasília. **Anais...** Brasília: EMPRABA, 2008. Disponível em: <http://www.cpac.embrapa.br/publicacoes/search_pbl/2?q=pequi>. Acesso em: 06/01/2012.
- ASAFU-ADJAYE, J. **Environmental economics for non-economists: techniques and policies for sustainable development**. 2. ed. Singapore: World Scientific Publishing, 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS (ABRAF). **Anuário estatístico da ABRAF 2013 ano base 2012**. Brasília, 2013.

AUSTRALIAN BUREAU OF AGRICULTURAL AND RESOURCE ECONOMOMICS (ABARE). **Global Outlook for Plantations**. Canberra: ABARE, 1999.

BAENA, A.R.C.; FALESI, I.C. **Avaliação do potencial químico e físico dos solos sob diversos sistemas de uso da terra na Colônia Agrícola de Tomé-Açu, Estado do Pará**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 1999.

BAGGIO, A. J.; CARPANEZZI, A. A. **Exportação de nutrientes na exploração de bracatingais**. Colombo: Embrapa Florestas, 1997a.

BAGGIO, A.J.; CARPANEZZI, A.A. **Biomassa aérea da bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.) em talhões do sistema de cultivo tradicional**. Colombo: Embrapa Florestas, 1997b.

BAGGIO, AJ.; CARPANEZZI, A. **Exploração seletiva do sub-bosque: uma alternativa para aumentar a rentabilidade dos bracatingais**. Colombo: Embrapa, 1998.

BALVANERA, P. *et al.* Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. **Ecology Letters**, v. 9, n. 10, p. 1146-1156, Oct 2006.

BARROS, A.V.L. *et al.* Evolução e percepção dos sistemas agroflorestais desenvolvidos pelos agricultores nipo-brasileiros do município de Tomé-Açu, Estado do Pará. **Amazônia: Ci. & Desenv**, v. 5, n.9, jul/dez 2009.

BARROS, I. de. *et al.* Emerygy evaluation and economic performance of banana cropping systems in Guadeloupe (French West Indies). **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 129, n. 4, p. 437-449, Feb 2009.

BARTELMUS, P. **Quantitative eco-nomics: how sustainable are our economies?** Dordrecht: Springer, 2008.

BASTIDA, F. *et al.* Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective. **Geoderma**, v. 147, n. 3-4, p. 159-171, Oct 2008.

BASTOS, T. X. *et al.* Informações agroclimáticas do município de Paragominas para o planejamento agrícola. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA**, 14., 2006, Florianópolis. Anais... Florianópolis: SBMET, 2006.

BAUHUS, J. *et al.* Ecosystem goods and services the key for sustainable plantations. In: BAUHUS, J.; VAN DER MEER, P.; KANNINEN. (Ed.) **Ecosystem Goods and Services from plantation forests**. London: Earthscan, 2010. p. 205-222.

BERRYMAN, A.A.; KINDLMANN, P. **Population systems – a general introduction**. New York: Springer, 2008.

BRASIL. Lei n. 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm>. Acesso em: 01/02/2013.

BRASIL. Lei n. 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 26 dez. 2006. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm>. Acesso em: 01/02/2013.

BRASIL. Decreto n. 6.660, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 24 ago. 2008. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6660.htm>. Acesso em: 01/02/2013.

BRASIL. Lei n. 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. . **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 out. 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12727.htm>. Acesso em: 01/02/2013.

BRIENZA JUNIOR, S. *et al.* **Sistemas agroflorestais na Amazônia Brasileira: análise de 25 anos de pesquisas**. Colombo: Embrapa Florestas, 2009.

BROOKS, T. M. *et al.* Global biodiversity conservation priorities. **Science**, v. 313, n. 5783, p. 58-61, Jul 7 2006.

BROWN, M. T.; BURANAKARN, V. Emergy índices and ratios for sustainable material cycles and recycle options. **Resources Conservation and Recycling**, v. 38, n. 1, p. 1-22, Apr 2003.

BROWN, M. T.; ODUM, H. T.; JORGENSEN, S. E. Energy hierarchy and transformity in the universe. **Ecological Modelling**, v. 178, n. 12, p. 17-28, Oct 2004.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Emergy evaluation of the biosphere and natural capital. **Ambio**, v. 28, n. 6, p. 486-493, Sep 1999.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Emergy evaluations and environmental loading of electricity production systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 10, n. 4, p. 321-334, 2002.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Emergy analysis and environmental accounting. In: CLEVELAND, C. (Ed.). **Encyclopedia of Energy**. New York: Elsevier, 2004a, p. 329-354.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Energy quality, emergy, and transformity: H.T. Odum's contributions to quantifying and understanding systems. **Ecological Modelling**, v. 178, n. 12, p. 201-213, Oct 2004b.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Understanding the global economic crisis: A biophysical perspective. **Ecological Modelling**, v. 223, n. 1, Dec 2011a.

BROWN, M. T.; ULGIATI, S. Can emergy sustainability index be improved? A response to Harizaj. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 12, p. 2034-2035, Jun 2011b

BROWN, T. C.; BERGSTROM, J. C.; LOOMIS, J. B. Defining, valuing, and providing ecosystem goods and services. **Natural Resources Journal**, v. 47, n. 2, p. 329-376, Spr 2007.

BUCHHOLZ, T.; LUZADIS, V. A.; VOLK, T. A. Sustainability criteria for bioenergy systems: results from an expert survey. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, 2009.

BURGER, D.; MAYER, C. **Making sustainable development a reality: the role of social and ecological standards**. Eschborn: GTZ, 2003.

CAI, T. T.; OLSEN, T. W.; CAMPBELL, D. E. Maximum (em)power: a foundational principle linking man and nature. **Ecological Modelling**, v. 178, n. 12, Oct 2004.

CAPRA, F. **The web of life**. New York: Random House, 1996.

CARPANEZZI, A. A. Aspectos técnicos da produção de bracatinga. In: PORFÍRIO-DASILVA, W. *et al.* (Ed.). **Memórias da Oficina sobre Bracatinga no Vale do Ribeira**. Colombo: Embrapa, 2006. p. 41-46.

CARPANEZZI, A. A.; PAGANO, S.N.; BAGGIO, A.J. **Banco de sementes de bracatinga em povoamentos do sistema agroflorestal tradicional de cultivo**. Colombo: Embrapa Florestas, 1997.

CARPANEZZI, A.A.; LAURENT, J. M. E. (Ed.). **Manual técnico da bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.)**. Colombo: Embrapa Florestas, 1988.

CARRAZZA, L.R.; ÁVILA, J.C.C. **Manual tecnológico de aproveitamento integral do fruto do pequi**. Brasília: ISPN, 2010.

CARSON, R. **Primavera silenciosa**. Barcelona: Grijalbo, 1980

CARVALHO, P.E. **Bracatinga**. Colombo: Emprapa Florestas, 2002.

CARVALHO, P.E. **Paricá: *Schizolobium amazonicum***. Colombo: Embrapa Florestas, 2007.

CASAROTO, N.; KOPITKE, B. **Análise de investimentos: matemática financeira, engenharia econômica, tomada de decisão, estratégia empresarial**. 9.ed. São Paulo: Atlas, 2000.

CAVALETT, O.; ORTEGA, E. Emergy, nutrients balance, and economic assessment of soybean production and industrialization in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 17, n. 8, p. 762-771, 2009.

CAVALETT, O.; ORTEGA, E. Integrated environmental assessment of biodiesel production from soybean in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 1, p. 55-70, Jan 2010.

CAVICHIOLO, S.R. **Perdas de solo e nutrientes por erosão hídrica em diferentes métodos de preparo do solo em plantio de *Pinus taeda***. 139 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

CENTRO DE SENSORIAMENTO REMOTO (CSR); INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE (IBAMA). **Relatório técnico de monitoramento do desmatamento no bioma Cerrado, 2002 a 2008: dados revisados**. Brasília, 2009.

CHAN, K. M. A. *et al.* Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. **Bioscience**, v. 62, n. 8, Aug 2012.

CHAN, K. M. A.; SATTERFIELD, T.; GOLDSTEIN, J. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. **Ecological Economics**, v. 74, Feb 2012.

CHAPIN, F. S. *et al.* Consequences of changing biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 234-242, May 2000.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, n. 5882, p. 1458-1460, Jun 13 2008.

CLEMENTE, A; SOUZA, A. **Decisões financeiras e análises de investimentos: fundamentos, técnicas e aplicações**. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2008.

COASE, R. H. The problem of social cost. **Journal of Law & Economics**, v. 3, n. OCT, p. 1-44, 1960.

COMISSÃO MUNDIAL SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (CMMAD). **Nosso Futuro Comum**. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 1998.

COMMON, M.; STAGL, S. **Ecological economics: an introduction**. Cambridge University Press: Cambridge, 2005.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). **Custos de produção – sociobiodiversidade – extrativismo**. Disponível em: <<http://www.conab.gov.br/conteudos.php?a=1287&t=2>>. Acesso em: 15/07/2012.

CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY (CBD). **Ecosystem Approach**. Disponível em: <<http://www.cbd.int/ecosystem/>>. Acesso em: 15/05/2011.

COOPERATIVA AGRÍCOLA MISTA DE TOMÉ-AÇU (CAMTA). **Empresa**. Disponível em: <<http://www.camta.com.br/companyP.htm>>. Acesso em: 13/10/2012.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, May 15 1997.

COSTANZA, R.; DALY, H. E. NATURAL CAPITAL AND SUSTAINABLE DEVELOPMENT. **Conservation Biology**, v. 6, n. 1, p. 37-46, Mar 1992.

CUADRA, M.; BJORKLUND, J. Assessment of economic and ecological carrying capacity of agricultural crops in Nicaragua. **Ecological Indicators**, v. 7, n. 1, p. 133-149, Jan 2007.

DAILY, H.; FARLEY, J. **Ecological economics: principles and applications**. 2. ed. Washington DC: Island Press, 2011.

DALE, V. H. *et al.* Interactions among bioenergy feedstock choices, landscape dynamics, and land use. **Ecological Applications**, v. 21, n. 4, Jun 2011.

DANIEL, T. C. *et al.* Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 23, Jun 2012.

DAVIDSON, E. A. *et al.* The Amazon basin in transition. **Nature**, v. 481, n. 7381, p. 321-328, Jan 19 2012.

DAVIS, L.S. *et al.* **Forest management to sustain ecological, economic and social values**. 4. ed. Illinois: Wave Land Press, 2005.

DEFRIES, R. S.; FOLEY, J. A.; ASNER, G. P. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, n. 5, Jun 2004.

DEFRIES, R.; ROSENZWEIG, C. Toward a whole-landscape approach for sustainable land use in the tropics. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 46, Nov 16 2010.

DIAS-FILHO, M.B.; ANDREDE, C.M. de. **Pastagens no Trópico Úmido**. Belém: EMBRAPA Amazônia Oriental, 2006.

DIEMONT, S. A. W.; MARTIN, J. F.; LEVY-TACHER, S. I. Emergy evaluation of Lacandon Maya indigenous swidden agroforestry in Chiapas, Mexico. **Agroforestry Systems**, v. 66, n. 1, p. 23-42, Jan 2006.

DINCER, I. The role of exergy in energy policy making. **Energy Policy**, v. 30, n. 2, p. 137-149, Jan 2002.

DOHERTY, S. J. **Emergy evaluations of and limits to forest production**. PhD thesis (PhD in Environmental Engineering Sciences) - Department of Environmental Engineering Sciences, University of Florida, Gainesville, 1995.

DOSSA, D. *et al.* **Produção e rentabilidade de eucaliptos em empresas florestais**. Colombo: Embrapa Florestas, 2002a.

DOSSA, D. *et al.* **Produção e rentabilidade de pinus em empresas florestais**. Colombo: Embrapa Florestas, 2002b.

DOSSA, D.; MONTOYA, J.J.; MACHADO, A.M.B. Cenário sócio-econômico da produção de bracatinga em SAF's. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS, 5., 2004, Curitiba. **Anais ...** Colombo: Embrapa Florestas, 2004. p. 200-202.

DOURADO, C.D. **Avaliação de uma fazenda florestal com produção de eucalipto e reserva legal manejada no cerrado Sul-Mato-Grossense: indicadores para a busca da sustentabilidade**. 142 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Programa de Pós Graduação em Agronomia. Universidade Estadual Paulista Júlio De Mesquita Filho, Ilha Solteira, 2012.

DUBOC, E *et al.* **Panorama atual da produção de carvão vegetal no Brasil**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2007.

EARTH COUNCIL *et al.* **ECO'92: Different visions**. San José, Costa Rica: University for Peace, 2002.

EKINS, P. *et al.* A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability. **Ecological Economics**, v. 44, n. 2-3, p. 165-185, Mar 2003.

EMPRESA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA E EXTENSÃO RURAL DE SANTA CATARINA (EPAGRI); CENTRO DE INFORMAÇÕES DE RECURSOS AMBIENTAIS E DE HIDROMETEOROLOGIA DE SANTA CATARINA (CIRAM). **Zoneamento agro-ecológico e socioeconômico 2006**. Disponível em: <<http://ciram.epagri.rctsc.br:8080/cms/zoneamento/zae.jsp>>. Acesso em: 02/02/2013.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA) (2012a). **Cultivo do eucalipto**. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Eucalipto/CultivodoEucalipto_2ed/>. Acesso em: 03/04/2012.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA) (2012b). **Cultivo de pinus**. Disponível em: <http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Pinus/CultivodoPinus_2ed/index.htm>. Acesso em: 07/08/2012.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 663-674, May 2008.

ESPINDOLA, G. M. de. *et al.* Agricultural land use dynamics in the Brazilian Amazon based on remote sensing and census data. **Applied Geography**, v. 32, n. 2, p. 240-252, Mar 2012.

EVANS, J. Introduction. In: **Planted forests: uses, impacts and sustainability**. Rome: FAO; CABI, 2009. p. 1-4.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **Global Forest Resources Assessment**. Rome, 2010.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION (FAO). **The global outlook for future wood supply from forest plantations**. Rome, 2000.

FARBER, S. C.; COSTANZA, R.; WILSON, M. A. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. **Ecological Economics**, v. 41, n. 3, p. 375-392, Jun 2002.

FARLEY, J.; COSTANZA, R. Payments for ecosystem services: From local to global. **Ecological Economics**, v. 69, n. 11, p. 2060-2068, Sep 2010.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 680-688, Jun 2005.

FELD, C. K. *et al.* Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. **Oikos**, v. 118, n. 12, Dec 2009.

FERREIRA, R. A. **Análise genética e seleção em testes dialélicos de *Pinus taeda* L**. 220 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

FISHER, B. *et al.* Ecosystem services and economic theory: integration for policy-relevant research. **Ecological Applications**, v. 18, n. 8, p. 2050-2067, Dec 2008.

FOLEY, J. A. *et al.* Global consequences of land use. **Science**, v. 309, n. 5734, p. 570-574, Jul 22 2005.

FOLKE, C. *et al.* Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 35, p. 557-581, 2004.

FOLKE, C. Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. **Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions**, v. 16, n. 3, p. 253-267, Aug 2006.

GASPARATOS, A.; ELHARAM, M.; HOMER, M. Critical review of reductionist approaches for assessing the progress towards sustainability. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 28, n. 45, p. 286-311, May/June 2008.

GASPARATOS, A.; ELHARAM, M.; HOMER, M. The argument against a reductionist approach for measuring sustainable development performance and the need of methodological pluralism. **Accounting Forum**, v. 33, n. 3, p. 245-256, Sept 2009.

GASPARATOS, A.; SCOLOBIG, A. Choosing the most appropriate sustainability assessment tool. **Ecological Economics**, v. 80, Aug 2012.

GIANNETTI, B. F.; BARRELLA, F. A.; ALMEIDA, C. A combined tool for environmental scientists and decision makers: ternary diagrams and emergy accounting. **Journal of Cleaner Production**, v. 14, n. 2, p. 201-210, 2006.

GIANNETTI, B. F. *et al.* Emergy assessment of a coffee farm in Brazilian Cerrado considering in a broad form the environmental services, negative externalities and fair price. **Agricultural Systems**, v. 104, n. 9, p. 679-688, Nov 2011.

GIDDENS, A. **Sociology**. 6. ed. Cambridge: Polity Press, 2009.

GLOBAL FOOTPRINT NETWORK. **Ecological Footprint Atlas 2010**. Disponível em:

<http://www.footprintnetwork.org/en/index.php/GFN/page/ecological_footprint_atlas_2010>. Acesso em: 25/03/2013.

GODSEY, L.D. *et al.* Agroforestry economics and policy. In: GARRETT, H.E. **American Agroforestry: an Integrated Science and Practice**. 2. ed. Madison: American Society of Agronomy, 2009. p. 315-337.

GONÇALVES, M.P. **Avaliação socioeconômica e ambiental de sistemas de produção de *Mimosa scabrella* Benth.** 153 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.

GOMEZ-BAGGETHUN, E. *et al.* The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1209-1218, Apr 1 2010.

GRAÇA, L.R.; RIBAS, L.C.; BAGGIO, A.J. A rentabilidade econômica da bracatinga no Paraná. **Boletim de Pesquisa Florestal**, v.12, p. 47-72, 1986.

GROOT, R. de. *et al.* Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, v. 7, n. 3, Sep 2010.

GROOT; R. de.; VAN DER MEER, P. Quantifying ; valuing goods ; services provided by plantations forests. In: BAUHUS, J.; VAN DER MEER, P.; KANNINEN. (Ed.). **Ecosystem Goods and Services from plantation forests**. London: Earthscan, 2010. p. 16-42.

GROOT, R. de. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. **Landscape and Urban Planning**, v. 75, n. 3-4, p. 175-186, Mar 15 2006.

GRZEBIELUCKAS, C. *et al.* Avaliação do custo de oportunidade relativo à conservação do Cerrado com a produção de pequi: um estudo no Estado de Mato Grosso. **Custos e @gronegócio**, v. 6, n. 1, Jan/Abr 2010.

GULIAS, A.P.M. *et al.* Produtividade dos pequizeiros (*Caryocar brasiliense* Cambess.) no município de Damianópolis, Goiás. In: **SIMPÓSIO NACIONAL CERRADO: DESAFIOS E ESTRATÉGIAS PARA O EQUILÍBRIO ENTRE SOCIEDADE, AGRONEGÓCIO E RECURSOS NATURAIS**, 4., 2008, Brasília. **Anais...** Brasília: EMPRABA, 2008.

HANNIGAN, J. **Environmental sociology**. 2. ed. New York: Routledge, 2006.

HARDIN, G. Tragedy of commons. **Science**, v. 162, n. 3859, 1968.

HARIZAJ, P. Can the Emergy Sustainability Index be improved? **Ecological Modelling**, v. 222, n. 12, p. 2031-2033, Jun 2011.

HAU, J. L.; BAKSHI, B. R. Promise and problems of emergy analysis. **Ecological Modelling**, v. 178, n. 1-2, p. 215-225, Oct 15 2004.

HIGA, R.C.V. *et al.* **Zoneamento Climático: *Pinus taeda* no Sul do Brasil**. Colombo: Embrapa Florestas, 2008.

HIGA, R.C.V.; MORA, A.L.; HIGA, A.R. **Plantio de eucalipto na pequena propriedade rural**. Colombo: Embrapa Florestas, 2000.

HIRAKURA, M.H. **Sistemas de produção: conceitos e definições no contexto agrícola**. Londrina: Emprapa Soja, 2012.

HOMMA, A. K. O. **Dinâmica dos sistemas agroflorestais: o caso da Colônia Agrícola de Tomé-Açu, Pará**. Revista do IESAM, v. 2, n. 1/2, p. 57-65, 2004.

HOOPER, D. U. *et al.* Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3-35, Feb 2005.

INÁCIO, E.S. *et al.* Erosão hídrica em agrofloresta na região Sul da Bahia. **Bahia Agric.**, v. 7, n. 1, set. 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). (2012a). **Censo Agropecuário 2006**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/default.shtm>>. Acesso: 05/03/2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) (2012b). **Mapa de biomas e vegetação**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=169> . Acesso em: 04/03/2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE) (2012 c). **IBGE Cidades@**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>> . Acesso em: 05/10/2012.

INSTITUTO DE COMÉRCIO E NEGOCIAÇÕES INTERNACIONAIS (ICONE). **Agricultura de baixo carbono: construindo a economia verde brasileira**. Disponível em: <<http://www.iconebrasil.org.br/pt/?actA=8&areaID=7&secaoID=20>>. Acesso em: 05/07/2012.

INSTITUTO DE PESQUISA AMBIENTAL DA AMAZÔNIA (IPAM). **Desmatamento na Amazônia**. Acesso em: <<http://www.ipam.org.br/saiba-mais/Desmatamento-em-Foco/9>>. Acesso em: 04/05/2013.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). Disponível em: <http://bancodedados.cptec.inpe.br/climatologia/Controller>. Acesso em: 02/10/2009.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS (INPE). **TerraClass – Levantamento de informações de uso e ocupação da terra na Amazônia**. Disponível em: <http://www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/terraclass.php> . Acesso em: 01/06/2012.

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Summary for policymakers. In: SOLOMON, S. *et al.* (Ed.). **Climate change 2007: The physical science basis, contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the International Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

JAPAN INTERNATIONAL COOPERATION AGENCY (JICA). **Agroforestry**. Acesso em: <WWW.jica-net.jica.go.jp/lib2/07PRDM008/en/video.html>. Acesso em: 03/04/2013.

JEPSON, W. *et al.* A disappearing biome? Reconsidering land-cover change in the Brazilian savanna. **Geographical Journal**, v. 171, p. 99-111, Jun 2005.

JØRGENSEN, S.; FATH, B. **A new ecology: systems perspective**. Amsterdam: Elsevier, 2007.

KANT, S.; LEHRER, E. A framework for institutional analysis of agroforestry systems. In: ALAVALAPATI, R.; MERCER, D. (Ed.). **Valuing agroforestry systems: methods and applications**. Boston: Kluwer, 2004. p. 279-302.

KARL, E.C.; FAIR, R.C.; OSTER, S.M. **Principles of Economics**. 10. ed. Boston: Prentice Hall, 2012.

KEMP, D.D. **Exploring environmental issues: an integrated approach**. New York: Routledge, 2004.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, Jun 2005.

KOSCHKE, L. *et al.* A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. **Ecological Indicators**, v. 21, Oct 2012.

KUMAR, M.; KUMAR, P. Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective. **Ecological Economics**, v. 64, n. 4, Feb 2008.

LAMBIN, E. F. *et al.* The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. **Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions**, v. 11, n. 4, Dec 2001.

LATTIMORE, B. *et al.* Environmental factors in woodfuel production: Opportunities, risks, and criteria and indicators for sustainable practices. **Biomass & Bioenergy**, v. 33, n. 10, Oct 2009.

LAURENT, J. M. E.; CAMPOS, J. B.; BITTENCOURT, S. M. de. **Análise técnico-econômica do sistema agroflorestal da bracatinga na Região Metropolitana de Curitiba**. Curitiba: EMATER-PR, 1990.

LEFROY, E.; RYDBERG, T. Emergy evaluation of three cropping systems in southwestern Australia. **Ecological Modelling**, v. 161, n. 3, p. 195-211, Mar 15 2003.

LERNER, K.L.; LERNER, B.W. (Ed.). **Environmental issues: essential primary sources**. Farmington Hills: Thomson Gale, 2006.

LOPES, P.S.N. *et al.* Pequi. In: VIEIRA, R.F. *et al.* (Ed.). **Frutas Nativas da Região Centro-Oeste do Brasil**. Brasília: Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 2006. p. 248-289.

LU, H. *et al.* Emergy synthesis of an agro-forest restoration system in lower subtropical China. **Ecological Engineering**, v. 27, n. 3, p. 175-192, Oct 2006.

LU, H. *et al.* Emergy and economic evaluations of four fruit production systems on reclaimed wetlands surrounding the Pearl River Estuary, China. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 12, p. 1743-1757, Dec 2009.

LU, H. *et al.* Integrated emergy, energy and economic evaluation of rice and vegetable production systems in alluvial paddy fields: Implications for agricultural policy in China. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 12, p. 2727-2735, Dec 2010.

LUSTOSA, M.C.; CÁNEPA, E.M.; YOUNG, C.D. Política ambiental . In: MAY, P.H.; LUSTOSA, M.C.; VINHA, V. **Economia do meio ambiente**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003. p. 135-153.

MAACK, R. **Geografia Física do Paraná**. 2.ed. Rio de Janeiro: J.Olimpio, 1981.

MACE, G. M.; NORRIS, K.; FITTER, A. H. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 27, n. 1, Jan 2012.

MACHADO, S.A. *et al.* **Efeitos da densidade inicial e do sítio sobre o desenvolvimento de bracatingais nativos da Região Metropolitana de Curitiba**. Colombo: Embrapa Florestas, 2001.

MACHADO, S.A. *et al.* Modelagem do volume do povoamento para *Mimosa scabrella* Benth. na Região Metropolitana de Curitiba. **Revista Árvore**, Viçosa, v.32, n.3, p.465-478, 2008.

MACIEL, C.B. *et al.* Caracterização de solos utilizados em estradas não pavimentadas: avaliação de solos melhorados com vista na redução de processos erosivos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 8., 2009, Campo Grande. **Anais...** Campo Grande: ABRH, 2009.

MANKIW, G. **Principles of economics**. 6. ed. Mason: Cengage Learning, 2011.

MARQUES, T. C. L.; YARED, G. A. J.; SIVIERO, A. M. **A evolução do conhecimento sobre o paricá para reflorestamento no estado do Pará**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2006.

MARTIN, J. F. *et al.* Emergy evaluation of the performance and sustainability of three agricultural systems with different scales and management. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 115, n. 1-4, p. 128-140, Jul 2006.

MARTINS, S.G. *et al.* Perdas de solo e água por erosão hídrica em sistemas florestais na região de Aracruz (ES). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.395-403, 2003.

MATOS, P.G. G. Plantio do sombreamento provisório e definitivo. In: SILVA NETO, P.J. *et al.* (Ed.). **Sistema de produção de cacau para a Amazônia brasileira**. Belém: CEPLAC, 2001.

MAZUCHOWSKI, J.Z. **Sistema de produção de bracatinga (*Mimosa scabrella* Benth.) sob técnicas de manejo silvicultural**. 217 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

MCCANN, K. S. The diversity-stability debate. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 228-233, May 2000.

MEADOWS, D.H. *et al.* **The Limits to growth: a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind**. New York: Universe Books, 1972.

MELO, A.C.G.; SILVA NETO, P.J.; MARTINS, A.C.S. Enfoque sobre cacauzeiros em sistemas agroflorestais. In: SILVA NETO, P.J. *et al.* (Ed.). **Sistema de produção de cacau para a Amazônia brasileira**. Belém: CEPLAC, 2001. p. 67-72.

MENDES, F.A.T. **A sustentabilidade sócio-econômica das áreas cacauzeiras na transamazônica**: uma contribuição ao desenvolvimento regional. 105 F. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) - Departamento de Economia e Sociologia Rural, Escola Superior Luiz De Queiroz/Usf, Piracicaba, 1997.

MENDES, F.A.T. Avaliação de modelos de sistemas agroflorestais estabelecidos em pequenas propriedades selecionadas no município de Tomé-Açu, Estado do Pará. In: **Economia do cacau na Amazônia**. Belém: UNAMA, 2005. p. 189-226.

METZGER, M. J. *et al.* The vulnerability of ecosystem services to land use change. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 114, n. 1, p. 69-85, May 2006.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystem and human wellbeing: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO (MAPA). Agricultura sustentável – casos de sucesso: sistemas agroflorestais. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/rio20>>. Acesso em: 16/10/2012.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **Plano de Ação para a prevenção e controle do desmatamento e das queimadas: cerrado**. Brasília, 2011.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). **O Bioma Cerrado**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso: 05/01/2012.

MONFREDA, C.; WACKERNAGEL, M.; DEUMLING, D. Establishing national natural capital accounts based on detailed - Ecological Footprint and biological capacity assessments. **Land Use Policy**, v. 21, n. 3, p. 231-246, Jul 2004.

MORA, A.L.; GARCIA, C.H. **A cultura do eucalipto no Brasil**. São Paulo: SBS, 2000.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000.

MOREIRA, A. G. Effects of fire protection on savanna structure in Central Brazil. **Journal of Biogeography**, v. 27, n. 4, p. 1021-1029, Jul 2000.

MOTTA, R.S. **Economia ambiental**. Rio de Janeiro: FGV, 2006.

MURADIAN, R. *et al.* Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1202-1208, Apr 2010.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, Feb 24 2000.

NAEEM, S. Ecosystem consequences of biodiversity loss: The evolution of a paradigm. **Ecology**, v. 83, n. 6, p. 1537-1552, Jun 2002.

NAVES, R.V. **Espécies frutíferas nativas dos cerrados de Goiás: caracterização e influências do clima e dos solos**. 206 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Escola de Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 1999.

NELSON, E. *et al.* Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 1, p. 4-11, Feb 2009.

NESS, B. *et al.* Categorising tools for sustainability assessment. **Ecological Economics**, v. 60, n. 3, p. 498-508, Jan 15 2007.

ODUM, H.T. **Environmental Accounting, Emergy and Decision Making**. New York: J. Wiley, 1996.

ODUM, H.T.; ODUM, E.C. **Modeling for all scales: an introduction to system simulations**. San Diego: Academic Press, 2000.

ODUM, H. T. *et al.* Emergy evaluation of reforestation alternatives in Puerto Rico. **Forest Science**, v. 46, n. 4, p. 521-530, Nov 2000.

ODUM, E; BARRETT. **Fundamentals of ecology**. 5 ed. Belmont: Brooks Cole, 2004.

ODUM, H. T.; ODUM, E. C. The prosperous way down. **Energy**, v. 31, n. 1, p. 21-32, Jan 2006.

OLIVEIRA, W.L. **Ecologia populacional e extrativismo de frutos de *Caryocar brasiliense* Camb. No Cerrado no Norte de Minas Gerais**. 2009. 87f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

ORESQUES, N. Science and public policy: what's proof got to do with it. **Environmental Science & policy**, vol. 7, p. 369–383, 2004.

ORTEGA, E. Indicadores de sustentabilidade sob a perspectiva da análise emergética. In: Marques, J; Skopura, L.; Ferraz, J (Ed). **Indicadores de sustentabilidade em agroecossistemas**. São Paulo: Embrapa, 2003, p.75-89.

ORTEGA, E. **Contabilidade e diagnóstico de sistemas usando os valores dos recursos expressos em energia**. Disponível em: <<http://www.unicamp.br/fea/ortega/>> . Acesso em: 10/02/2012.

ORTEGA, E. ZANGHETIN, M. TAKAHASHI, F. **Cartilhas do Leia. Modulo #1. Como funciona a natureza? Conceitos básicos sobre a biosfera, os ecossistemas e a economia humana**. Disponível em: <<http://www.unicamp.br/fea/ortega/extensao/modulo1.pdf>>. Acesso em: 15/04/2013.

ORTIZ, R.A. Valoração econômica ambiental. In: MAY, P.H.; LUSTOSA, M.C.; VINHA, V. **Economia do meio ambiente**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2003. p. 81-100.

OSTROM, E. *et al.* Sustainability - Revisiting the commons: Local lessons, global challenges. **Science**, v. 284, n. 5412, p. 278-282, Apr 1999.

OSTROM, E. Coping with tragedies of the commons. **Annual Review of Political Science**, v. 2, p. 493-535, 1999.

PACHÊCO, N.A. *et al.* **Boletim agrometeorológico de 2009 para Tomé-Açu, PARA**. Belém: Embrapa, 2011.

PALUDZYSZN FILHO, E.; SANTOS, P.E.T. **Programa de melhoramento genético de eucalipto da Emprapa Florestas: resultados e perspectivas**. Colombo: Embrapa Florestas, 2011.

PARANÁ. Portaria n. 108, de 13 de junho de 2007. Estabelece os procedimentos administrativos para o Manejo da Bracatinga (*Mimosa Scabrella*) na Região de ocorrência da espécie no Estado do Paraná. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/POR_TARIAS/PORTARIA_2007_108.pdf>. Acesso em: 15/04/2013.

PARANÁ. Resolução Conjunta IBAMA/SEMA/IAP, de 31 de maio de 2007. Dispõe sobre o manejo da Bracatinga (*Mimosa scabrella*) no Paraná. Disponível em: <http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/RESOLUCAO_CONJUNTA_IBAMA_SEMA_IAP_001_2007.pdf>. Acesso em: 15/04/2013.

PATTON, M. **Qualitative evaluation and research methods**. Beverly Hills (CA): Sage, 1990.

PATTERSON, M. Commensuration and theories of value in ecological economics. **Ecological Economics**, v. 25, n. 1, p. 105-125, Apr 1998.

PEARCE, D.; ATKINSON, G.; MOURATO, S. **Cost-benefit analysis and the environment: recent developments**. Paris: OECD, 2006.

PEDROSO, K.B. **Sustainability assessment of two forest production systems in the Brazilian Amazon**. 140 f. Dissertation (Master of Science in European Forestry Erasmus Mundus) – Institute of Forest Growth, University of Freiburg, Freiburg, 2009.

PEREIRA, C. L. F.; ORTEGA, E. Sustainability assessment of large-scale ethanol production from sugarcane. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 1, Jan 2010.

PETERSON, G.; ALLEN, C. R.; HOLLING, C. S. Ecological resilience, biodiversity, and scale. **Ecosystems**, v. 1, n. 1, p. 6-18, Jan-Feb 1998.

PHILLIPS, O. L. *et al.* Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. **Science**, v. 323, n. 5919, p. 1344-1347, Mar 6 2009.

PIMENTEL, D.; KOUNANG, N. Ecology of soil erosion in ecosystems. **Ecosystems**, v. 1, n. 5, p. 416-426, Sep-Oct 1998

PIRES, L.S. *et al.* Erosão hídrica pós-plantio em florestas de eucalipto na região centro-leste de Minas Gerais. **Pesq. agropec. bras.**, v.41, n.4, p.687-695, abr. 2006.

POMIANOSKI, D. J. W.; DEDECEK, R. A.; VILCAHUAMAN, L. J. M. Perdas de solo e água no sistema agroflorestal da bracatinga (*Mimosa scabrella* Bertham) em diferentes declividades e manejos. In: VILCAHUAMAN, L. J.; RIBASKI, J.;

MACHADO, A. M. B. (Ed.). **Sistemas agroflorestais e desenvolvimento com proteção ambiental: práticas e tecnologias desenvolvidas**. Colombo: Embrapa Florestas, 2006. p. 119-133.

RAMBALDI, D.M.; OLIVEIRA, D.A. **Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas**. Brasília: MMA, 2003.

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, n. 3, p. 223-230, Sep 1997.

RAUDSEPP-HEARNE, C.; PETERSON, G. D.; BENNETT, E. M. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, n. 11, Mar 16 2010.

RESENDE, A.V. **Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002.

REZENDE, J. L. P.; OLIVEIRA, A. D. **Análise econômica e social de projetos florestais**. Viçosa, MG: UFV, 2001.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, Jun 2009.

RODRIGUES, A. S. L. *et al.* Boom and Bust Development Patterns Across the Amazon Deforestation Frontier. **Science**, v. 324, n. 5933, p. 1435-1437, Jun 2009.

RODRIGUES, T.E. *et al.* **Caracterização e classificação dos solos do município de Paragominas, Estado do Pará**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2003.

ROMANELLI, T.L. **Sustentabilidade energética de um sistema de produção da cultura de eucalipto**. 122 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo/Escola Superior de Agricultura “Luís de Queiróz”, Piracicaba, 2007.

RONDON, E. V. Produção de biomassa e crescimento de árvores de *Schizolobium amazonicum* (Huber) Ducke sob diferentes espaçamentos na região de mata. **Rev. Árvore**. Viçosa, v. 26, n.5, 2002.

ROSEN, M. A.; DINCER, I.; KANOGLU, M. Role of exergy in increasing efficiency and sustainability and reducing environmental impact. **Energy Policy**, v. 36, n. 1, p. 128-137, Jan 2008.

SANO, E. E. *et al.* **Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado: estratégias e resultados**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008.

SANT'ANNA, A.C. **O uso econômico da reserva legal no Cerrado: uma simulação do extrativismo sustentável do pequi**. 131f. Dissertação (Mestrado em Economia Aplicada) – Piracicaba, Universidade de São Paulo – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2011.

SCHLOTTER, M.; DILLY, O.; MUNCH, J. C. Indicators for evaluating soil quality. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 98, n. 1-3, p. 255-262, Sep 2003.

SCHMITZ, O. J. *et al.* Ecosystem responses to global climate change: Moving beyond color mapping. **Bioscience**, v. 53, n. 12, Dec 2003.

SCHNEIDERS, A. *et al.* Biodiversity and ecosystem services: Complementary approaches for ecosystem management? **Ecological Indicators**, v. 21, Oct 2012.

SECRETARIA DO ESTADO DE MEIO AMBIENTE, DO PLANEJAMENTO, DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA (SEMACE). **Caderno Geoambiental das Regiões de Planejamento do MS**. 2011. Disponível em: <<http://www.semace.ms.gov.br/index.php?inside=1&tp=3&show=5775>>. Acesso em: 11/07/2011.

SEEHUSEN, S.E.; PREM, I. Por que pagamentos por serviços ambientais? In: BECKER, F.; SEEHUSEN, S.E. **Pagamento por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011. p. 15-54.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). (2012a). **As florestas plantadas**. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/snif/recursos-florestais/as-florestas-plantadas>>. Acesso: 10/08/2012.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). (2012b). **Os biomas e as suas florestas**. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/snif/recursos-florestais/os-biomas-e-suas-florestas>>. Acesso: 08/07/2012.

SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO (SFB). **Florestas do Brasil em resumo - 2013: dados de 2007-2012**. Brasília, 2013.

SICHE, J. R. *et al.* Sustainability of nations by indices: Comparative study between environmental sustainability index, ecological footprint and the emergy performance indices. **Ecological Economics**, v. 66, n. 4, Jul 15 2008.

SILVA NETO, P.J. *et al.* **Sistema de produção de cacau para a Amazônia brasileira**. Belém: CEPLAC, 2001.

SINGH, R. K. *et al.* An overview of sustainability assessment methodologies. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 2, Mar 2009.

SMIT, B.; WANDEL, J. Adaptation, adaptive capacity and vulnerability. **Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions**, v. 16, n. 3, p. 282-292, Aug 2006.

SWIFT, M. J.; IZAC, A. M. N.; VAN NOORDWIJK, M. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes - are we asking the right questions? **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 104, n. 1, p. 113-134, Sep 2004.

TABARELLI, M. *et al.* Challenges and opportunities for Biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic forest. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, Jun 2005.

TAKAHASHI, F.; ORTEGA, E. Assessing the sustainability of Brazilian oleaginous crops - possible raw material to produce biodiesel. **Energy Policy**, v. 38, n. 5, May 2010.

TALBOT, L.M. The quests for environmental sustainability: the coevolution of science, public awareness, and policy. In: ROCKWOOD, L.; STEWARD, R.E.; DIETZ, T. (Ed.). **Foundations of environmental sustainability**. New York: Oxford University Press, 2008. p. 3-24.

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY (TEEB). **The economics of valuing ecosystem services and biodiversity**. Earthscan: London, 2010a.

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY (TEEB). **Discounting, ethics, and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity**. Earthscan: London, 2010b.

TILLEY, D. R. Howard T. Odum's contribution to the laws of energy. **Ecological Modelling**, v. 178, n. 12, Oct 2004.

TOLBA, M. Stockholm and Beyond. In: MUNN, T. (Ed.). **Encyclopedia of Global Environmental Change**. London: John Wiley & Sons, 2002. p. 398-403.

TONON, A.E.N. **Efeitos da densidade inicial e do sítio sobre o crescimento e a produção de bracatingais da Região Metropolitana de Curitiba**. 193 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1998.

ULGIATI, S.; BARGIGLI, S.; RAUGEI, M. An emergy evaluation of complexity, information and technology, towards maximum power and zero emissions. **Journal of Cleaner Production**, v. 15, n. 1314, p. 1359-1372, 2007.

ULGIATI, S.; BROWN, M. T. Emergy and ecosystem complexity. **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, v. 14, n. 1, Jan 2009.

ULGIATI, S. *et al.* Emergybased complexity measures in natural and social systems. **Ecological Indicators**, v. 11, n. 5, p. 1185-1190, Sep 2011.

UNITED NATIONS (UN). **Millennium Development Goals**. Disponível em: <<http://www.un.org/millenniumgoals/>>. Acesso em: 21/01/2012.

UNITED NATIONS (UN). **UN Conference on environment and development**. Disponível em: <<http://www.un.org/geninfo/bp/enviro.html>>. Acesso em: 04/04/2013.

UNITED NATIONS DEVELOPMENT PROGRAM (UNDP). **Human Development Index (HDI)**. Disponível em: <<http://hdr.undp.org/en/statistics/hdi/>> Acesso em: 03/02/2013.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAM (UNEP). **Agenda 21**. Disponível em: <<http://www.unep.org/documents.multilingual/default.asp?documentid=52>>. Acesso em: 21/01/2012.

VALE, F.A. do. **Sustentabilidade de sistemas de produção florestal no Estado do Pará**. 137 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais, Universidade Rural da Amazônia, Belém, 2010.

VAN DAM, J. *et al.* Overview of recent developments in sustainable biomass certification. **Biomass & Bioenergy**, v. 32, n. 8, Aug 2008.

VARELA, L.B. **Análise econômica da produção e do risco em sistemas agroflorestais e sistemas de produção tradicionais: Tomé-Açu, Pará -2001 a 2003**. 195 f. Tese (Doutorado em Ciências Agrárias) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2006.

VASQUES, A.G.V. *et al.* Uma síntese da contribuição do gênero *Pinus* para o desenvolvimento sustentável no Sul do Brasil. **Floresta**, v. 37, n.3, p. 455-450, set./dez. 2007.

VENKATACHALAM, L. Environmental economics and ecological economics: Where they can converge? **Ecological Economics**, v. 61, n. 2-3, p. 550-558, Mar 2007.

VERA, R. *et al.* Caracterização física de frutos de pequizeiro (*Caryocar brasiliense* Camb.) no Estado de Goiás. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 35, n. 2, p. 71-79, 2005.

VIDAURRE, G.B. *et al.* **Paricá uma espécie promissora**. Disponível em: <http://www.remade.com.br/br/revistadamadeira_materia.php?num=924&subject=E%20mais&title=Paric%E1%20uma%20esp%E9cie%20promissora>. Acesso em : 15/02/2012.

VITAL, M. H. Impacto ambiental de florestas de eucalipto. **Rev. BNDS**. Rio de Janeiro, v.14, n. 28, Dez. 2007.

WACKERNAGEL M, REES W. **Our ecological footprint: reducing human impact on the Earth**. Philadelphia: New Society Publishers, 1996.

WEBER, K.S. **Manejo da bracatinga (*Mimosa Scabrella* Benth.) baseado no crescimento diamétrico de árvores individuais**. 125 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

WORLD SUMMIT ON SUSTAINABLE DEVELOPMENT (WSSD). **1992: The Rio Earth Summit**. Disponível em: <<http://www.worldsummit2002.org/guide/unced.htm>>. Acesso em: 04/04/2013.

YAMADA, M.; GHOLZ, H. L. An evaluation of agroforestry systems as a rural development option for the Brazilian Amazon. **Agroforestry Systems**, v. 55, n. 2, p. 81-87, 2002.

ZANUNCIO, J.C. *et al.* **Ocorrência de *Quesada gigas* em *Schizolobium amazonicum* em municípios do Maranhão e do Pará**. Pesq. Agropec. Bras. Brasília, v. 39, n. 9, set. 2004.

APÊNDICE 1 – TABELAS EMERGÉTICAS

TABELA 24 - TABELA EMERGÉTICA PARA O SAF CACAU

Ítem	Valor (unidade/ha.ano)	Unidade	Transformidade	Energia (seJ/ha.ano)
Chuva	1,48E+11	J	3,10E+04	4,57E+15
Perda de solo	1,00E+02	kg	1,24E+05	1,12E+13
Calcário	1,43E+02	kg	1,68E+12	2,40E+14
Cloreto de potássio	1,07E+02	kg	2,92E+12	3,13E+14
NPK (10,28,20)	1,38E+02	kg	1,92E+12	2,66E+14
NPK (18,18,18)	1,21E+01	kg	2,10E+12	2,53E+13
Sulfato de amônio	6,70E+00	kg	3,80E+11	2,54E+12
Sulfato de magnésio	1,67E+01	kg	3,80E+11	6,36E+12
Uréia	7,30E+01	kg	6,38E+12	4,66E+14
Herbicida	5,71E-01	kg	2,49E+13	1,42E+13
Fosfato	6,04E+00	US\$	3,30E+12	1,99E+13
Cama de galinha	5,73E+01	US\$	3,30E+12	1,89E+14
Casca de caranguejo	2,12E+00	US\$	3,30E+12	7,01E+12
Compostagem (resíduo industrial)	2,04E+01	US\$	3,30E+12	6,72E+13
Farinha de osso	6,37E+00	US\$	3,30E+12	2,10E+13
Fio de plástico	8,88E-01	US\$	3,30E+12	2,93E+12
Mudas de andiroba	3,67E-01	US\$	3,30E+12	1,21E+12
Mudas de cacau	1,58E+01	US\$	3,30E+12	5,20E+13
Mudas de pimenta-do-reino	4,99E+01	US\$	3,30E+12	1,65E+14
Rizomas de banana	3,50E+00	US\$	3,30E+12	1,16E+13
Sementes de braquiária	2,24E-01	US\$	3,30E+12	7,39E+11
Sementes de milho	1,16E+00	US\$	3,30E+12	3,81E+12
Torta de dendê	1,11E+01	US\$	3,30E+12	3,66E+13
Torta de mamona	2,37E+01	US\$	3,30E+12	7,81E+13
Tutores	8,36E+01	US\$	3,30E+12	2,76E+14
Mão de obra	7,29E+02	US\$	3,30E+12	2,41E+15
Energia e máquinas	1,16E+01	US\$	3,30E+12	3,82E+13
TOTAL				9,29E+15
Energia da biomassa	4,48E+10	J		

1 - **Chuva** = 1,48E+11 J/ha.ano * 3,1E+4 seJ/J = 4,57E+15 seJ/ha.ano

Energia da chuva = 2,95 m³/m² * 5E+10 J/ha = 1,48E+11 J/ha.ano

Chuva = 2,95 m³/m² (PACHÊCO, 2011)

Fator de conversão: 1 m³/m² = 5E+10 J/ha

Transformidade para a chuva: 3,1E+4 seJ/J (ODUM, 1996)

2 - **Perda de solo** = $100 * 0,04 * 5.400 * 4.186 * 1,24E+05 = 1,12E+13$ seJ/ha.ano

Erosão = 100 kg/ha.ano

Matéria orgânica = 0,04 kg/kg (solo)

Energia da matéria orgânica = 5.400 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

Transformidade = $1,24E+05$ seJ/J (ODUM, 1996)

3 - **Calcário**: $142,90$ kg/ha.ano * $1,68E+12$ sej /kg = $2,40E+14$ seJ/ha.ano

Transformidade: $1,68E+12$ sej /kg (AGOSTINHO; ORTEGA, 2012)

4 - **Cloreto de potássio**: $107,10$ kg /ha.ano * $2,92E+12$ sej/kg = $3,13E+14$ seJ/ha.ano

Transformidade: $2,92E+12$ sej /kg (AGOSTINHO; AMBROSIO; ORTEGA, 2010)

5 - **NPK (10,28,20)** = $138,00$ kg/ha.ano * $1,92$ seJ/kg = $2,66E+14$ seJ/ha.ano

Transformidade N = $6,38E+12$ (BROWN; ULGIATI, 2004)

Transformidade P = $6,55E+12$ (BRANDT-WILLIAMS, 2002)

Transformidade K = $2,92E+12$ (AGOSTINHO; AMBROSIO; ORTEGA, 2010)

Relação do peso molecular P/P₂O₅ = 0,437

Relação do peso molecular K/K₂O = 0,83

Cálculo N (10) = $1 * 0,1 * 6,38E+12 = 6,38E+11$

Cálculo P (28) = $0,437 * 0,28 * 6,55E+12 = 8,01E+11$

Cálculo K (20) = $0,83 * 0,20 * 2,92E+12 = 4,85E+11$

NPK (10,28,20) = $6,38E+11 + 8,01E+11 + 4,85E+11 = 1,92E+12$

6 - **NPK (18,18,18)** = $12,10$ kg/ha.ano * $2,10E+12$ seJ/kg = $2,53E+13$ seJ/ha.ano

7 - **Sulfato de amônio** = $6,70$ kg /ha.ano * $3,80E+11$ sej/kg = $2,54E+12$ seJ/ha.ano

Transformidade: $3,80E+11$ sej /kg (CUADRA; RYDBERG, 2000)

8 - **Sulfato de magnésio** = $16,70$ kg /ha.ano * $3,80E+11$ sej /kg = $6,36E+12$ seJ/ha.ano

Transformidade: $3,80E+11$ sej /kg (CUADRA; RYDBERG, 2000)

9 - **Uréia** = $73,00$ kg /ha.ano * $6,38E+12$ sej /kg = $4,66E+14$ seJ/ha.ano

Transformidade: $6,38E+12$ sej /kg (BROWN, ULGIATI, 2004)

10 - **Herbicida** = $0,57$ kg /ha.ano * $2,49E+13$ sej /kg = $1,42E+13$ seJ/ha.ano

Transformidade: $2,49E+13$ sej /kg (BROWN, ULGIATI, 2004)

11 - **Fosfato** = $6,00$ US\$ /ha.ano * $3,30E+12$ sej /US\$ = $1,99E+13$ seJ/ha.ano

12 - **Cama de galinha** = $57,30$ US\$ /ha.ano * $3,30E+12$ sej /US\$ = $1,89E+14$ seJ/ha.ano

13 - **Casca de caranguejo** = $2,10$ US\$ /ha.ano * $3,30E+12$ sej /US\$ = $7,01E+12$ seJ/ha.ano

14 - **Compostagem (resíduo industrial)** = $20,40$ US\$/ha.ano * $3,30E+12$ sej/US\$ = $6,72E+13$ seJ/ha.ano

15 - **Farinha de osso** = $6,37$ US\$/ha.ano * $3,30E+12$ sej/US\$ = $2,10E+13$ seJ/ha.ano

16 - **Fio de plástico** = $0,88$ US\$/ha.ano * $3,30E+12$ sej/US\$ = $2,93E+12$ seJ/ha.ano

17 - **Mudas de andiroba** = $0,37$ US\$ /ha.ano * $3,30E+12$ sej/US\$ = $1,21E+12$ seJ/ha.ano

18 - **Mudas de cacau** = $15,80$ US\$ /ha.ano * $3,30E+12$ sej/US\$ = $5,20E+13$ seJ/ha.ano

19 - **Mudas de pimenta-do-reino** = $49,9$ US\$ /ha.ano * $3,30E+12$ sej/US\$ = $1,65E+14$ seJ/ha.ano

20 - **Rizomas de banana** = $3,50$ US\$ /ha.ano * $3,30E+12$ sej/US\$ = $1,16E+13$ seJ/ha.ano

21 - **Sementes de braquiária** = $0,22$ US\$ /ha.ano * $3,30E+12$ sej/US\$ = $7,39E+11$ seJ/ha.ano

22 - **Sementes de milho** = $1,20$ US\$ /ha.ano * $3,30E+12$ sej/US\$ = $3,81E+12$ seJ/ha.ano

23 - **Torta de dendê** = $11,10$ US\$ /ha.ano * $3,30E+12$ sej/US\$ = $3,66E+13$ seJ/ha.ano

24 - **Torta de mamona** = $23,70$ US\$ /ha.ano * $3,30E+12$ sej/US\$ = $7,81E+13$ seJ/ha.ano

- 25 - **Tutores**= 83,60 US\$ /ha.ano * 3,30E+12 sej /US\$ = 2,76E+14 seJ/ha.ano
 26 - Mão de obra= 729,10 US\$ /ha.ano * 3,30E+12 sej/US\$ = 2,41E+15 seJ/ha.ano
 27 - **Energia e máquinas**= 11,60 US\$ /ha.ano * 3,30E+12 sej/US\$ = 3,82E+13 seJ/ha.ano
 Transformidade: 3,30E+12 seJ/US\$ (COELHO *et al.*, 2003)
 28 - **Energia da biomassa**

Andiroba

$$\text{Energia} = 21,75 * 10.000,00 * 4.186,00 = 9,10+E8 \text{ J/ha.ano}$$

Produtividade: 21,75 kg/ha.ano

Poder calorífico : 10.000,00 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

Cacau

$$\text{Energia} = 718,46 * 7.400,00 * 4.186,00 = 2,23E+10 \text{ J/ha.ano}$$

Produtividade: 718,46 kg/ha.ano

Poder calorífico : 7.400,00 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

Cajá

$$\text{Energia} = 1.545,18 * 700,00 * 4.186,00 = 4,53E+9 \text{ J/ha.ano}$$

Produtividade: 1545,18 kg/ha.ano

Poder calorífico: 700,00 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

Castanha

$$\text{Energia} = 596,70 * 6.430,00 * 4.186,00 = 1,61E+10 \text{ J/ha.ano}$$

Produtividade: 596,70 kg/ha.ano

Poder calorífico: 6.430,00 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

Milho

$$\text{Energia} = 8,93 * 3.610,00 * 4.186,00 = 1,35E+8 \text{ J/ha.ano}$$

Produtividade: 8,93 kg/ha.ano

Poder calorífico: 3.610,00 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

Pimenta-do-reino

Energia = $89,70 * 2.510,00 * 4.186,00 = 9,44E+8$ J/ha.ano

Produtividade: 89,87 kg/ha.ano

Poder calorífico: 2.510,00 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

TABELA 25 - TABELA EMERGÉTICA PARA O EUCALIPTO

Ítem	Valor (unidade/ha.ano)	Unidade	Transformidade	Energia (seJ/ha.ano)
Chuva	5,05E+10	J	3,10E+04	1,57E+15
Perda de solo	1,00E+03	kg	1,24E+05	1,12E+14
Herbicida	1,30E+00	kg	2,49E+13	3,23E+13
Formicida	2,07E+00	kg	2,48E+13	5,14E+13
NPK (6,30,6)	2,86E+01	kg	1,39E+12	3,96E+13
NPK (19,0,19)	1,11E+01	kg	1,67E+12	1,86E+13
NPK (18,0,18)	2,57E+01	kg	1,58E+12	4,07E+13
NPK (13,0,26)	2,57E+01	kg	1,46E+12	3,75E+13
Calcário	1,43E+02	kg	1,68E+12	2,40E+14
Equipamentos e máquinas (aço)	2,28E+00	kg	1,13E+13	2,57E+13
Combustível	5,50E+09	J	1,11E+05	6,11E+14
Mudas	3,61E+01	US\$	3,30E+12	1,19E+14
Hidrogel	4,61E-01	US\$	3,30E+12	1,52E+12
Irrigação	2,10E+01	US\$	3,30E+12	6,92E+13
Mão de obra	4,28E+01	US\$	3,30E+12	1,41E+14
TOTAL				3,09E+15
Energia da biomassa	3,92E+11	J		

1 - **Chuva** = $5,05E+10 \text{ J/ha.ano} * 3,1E+4 \text{ seJ/J} = 1,57E+15 \text{ seJ/ha.ano}$

Energia da chuva = $1,01 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{ano} * 5E+10 \text{ J/ha} = 5,05E+11 \text{ J/ha.ano}$

Chuva = $1,01 \text{ m}^3/\text{m}^2$ (INMET, 2011)

Fator de conversão: $1 \text{ m}^3/\text{m}^2 = 5E+10 \text{ J/ha}$

Transformidade para a chuva: $3,1E+4 \text{ seJ/J}$ (ODUM, 1996)

2 - **Perda de solo** = $1.000,00 * 0,04 * 5.400,00 * 4.186,00 * 1,24E+05 = 1,12E+14 \text{ seJ/ha.ano}$

Erosão = $1.000,00 \text{ kg/ha.ano}$

Matéria orgânica = $0,04 \text{ kg/kg (solo)}$

Energia da matéria orgânica = $5.400,00 \text{ kcal/kg}$

$1 \text{ kcal} = 4.186,00 \text{ J}$

Transformidade = $1,24E+05 \text{ seJ/J}$ (ODUM, 1996)

3 - **Herbicida** = $1,30 \text{ kg /ha.ano} * 2,49E+13 \text{ seJ/kg} = 3,23E+13 \text{ seJ/ha.ano}$

Transformidade: $2,49E+13 \text{ seJ/kg}$ (BROWN, ULGIATI, 2004)

4 - **Formicida** = $2,07 \text{ kg /ha.ano} * 2,49E+13 \text{ seJ/kg} = 5,14E+13 \text{ seJ/ha.ano}$

Transformidade: $2,49E+13 \text{ seJ/kg}$ (BROWN, ULGIATI, 2004)

5 - **NPK (6,30,6)** = $28,6 \text{ kg /ha.ano} * 1,39E+12 \text{ seJ/kg} = 3,96E+13 \text{ seJ/ha.ano}$

Transformidade N= 6,38E+12 (BROWN; ULGIATI, 2004)
 Transformidade P= 6,55E+12 (BRANDT-WILLIAMS, 2002)
 Transformidade K= 2,92E+12 (AGOSTINHO; AMBROSIO; ORTEGA, 2010)
 Relação do peso molecular P/P2O5 = 0,437
 Relação do peso molecular K/K2O = 0,83

Cálculo N (6) = $1 * 0,06 * 6,38E+12 = 3,83E+11$
 Cálculo P (30) = $0,437 * 0,30 * 6,55E+12 = 8,59E+11$
 Cálculo K (6) = $0,83 * 0,06 * 2,92E+12 = 1,45E+11$
 NPK (3,30,6) = $3,83E+11 + 8,59E+11 + 1,45E+11 = 1,39E+12$

- 6 - **NPK (19,0,19)** = 11,10 kg /ha.ano * 1,67E+12 sej /kg = 1,86E+13 seJ/ha.ano
 7 - **NPK (18,0,18)** = 25,70 kg /ha.ano * 1,58E+12 sej /kg = 4,07E+13 seJ/ha.ano
 8 - **NPK (13,0,26)** = 25,70 kg /ha.ano * 1,46E+12 sej /kg = 3,75E+13 seJ/ha.ano
 9 - **Cálcário** = 142,90 kg /ha.ano * 1,68E+12 sej /kg = 2,40E+14 seJ/ha.ano
 Transformidade: (AGOSTINHO; ORTEGA, 2012)
 10 - **Equipamentos e máquinas** = 2,28 kg /ha.ano * 1,13E+13 sej /kg = 2,57E+13 seJ/ha.ano

Exemplo de cálculo: depreciação do *harvester*

Volume de madeira processada pelo *harvester* durante o ano: 1.407.555,1 m³

Vida útil do *harvester*: 5 anos

Volume de madeira processada pelo *harvester* durante a sua vida útil:

$$1.407.555,1 \text{ m}^3 * 5 \text{ anos} = 7.037.775,4 \text{ m}^3$$

Massa do *harvester*: 22.000 kg

Relação massa do *harvester* por volume de madeira colhida: $22.000 \text{ kg} / 7.037.775,4 \text{ m}^3 = 3,13E-03 \text{ kg/m}^3$

Produtividade florestal: 40 m³/ha.ano

Porcentagem do volume de madeira colhida processada pelo *harvester*: 40%

Volume de madeira processada pelo *harvester*: $40 \text{ m}^3/\text{ha.ano} * 0,40 = 16 \text{ m}^3/\text{ha.ano}$

Depreciação (do aço) para o *harvester*: $16 \text{ m}^3/\text{ha.ano} * 3,13E-03 \text{ kg/m}^3 = 0,05 \text{ kg/ha.ano}$

Energia: $0,05 \text{ kg/ha} * 1,13E+13 \text{ seJ/kg} = 5,65E11 \text{ seJha.ano}$

Transformidade para o aço: 1,13E+13 seJ/kg (BROWN; ULGIATI, 2004)

- 11 - **Combustível** = 5,50E+09 J/ha.ano * 1,11E+05 seJ/J = 6,11E+14 seJ/ha.ano

Consumo de combustível em J = $175,28 * 0,75 * 10.000,00 * 4.186,00 = 5,50E+9 \text{ ha.ano}$

1.227,00 litros/ha.ciclo = 175,28 litros/ano

Fator de densidade: 0,75 l/kg

Energia: 1 kg = 10.000,00 kcal

1 kcal = 4.186,00 J

Transformidade: 1,11E05 seJ/J (ODUM, 1996)

- 12 - **Mudas** = 36,10 US\$/ha.ano * 3,30E+12 sej/US\$ = 1,19E+14 seJ/ha.ano

- 13 - **Hidrogel** = $0,46 \text{ US\$/ha.ano} * 3,30\text{E}+12 \text{ sej/US\$} = 1,52\text{E}+12 \text{ seJ/ha.ano}$
- 14 - **Irrigação** = $21,0 \text{ US\$/ha.ano} * 3,30\text{E}+12 \text{ sej/US\$} = 6,92 \text{ E}+13 \text{ seJ/ha.ano}$
 Transformidade: $3,30\text{E}+12 \text{ seJ/US\$}$ (COELHO *et al.*, 2003)
- 15 - Mão de obra = $42,8 \text{ US\$/ha.ano} * 3,30\text{E}+12 \text{ sej/US\$} = 1,41\text{E}+14 \text{ seJ/ha.ano}$

Cálculo do custo da mão de obra:

Custo da mão de obra = 2 homem-dia/ano * 21,39 US\$

14 homem-dia por ciclo (7anos)

2 homem-dia por ano

Valor da diária: 40,0 R\$ = 21,39 US\$

Taxa de câmbio: 1 R\$ = 1,87 US\$

Transformidade: $3,30\text{E}+12 \text{ seJ/US\$}$ (COELHO *et al.*, 2003)

16 - **Energia da biomassa**

Energia = $40,00 * 0,50 * 1.000,00 * 4.684,00 * 4.186,00 = 3,92\text{E}+11 \text{ J/ha.ano}$

Produtividade: $40,00 \text{ m}^3/\text{ha.ano}$

Densidade: $0,50 \text{ g/cm}^3$

$1 \text{ g/cm}^3 = 1.000,00 \text{ kg/m}^3$

Poder calorífico $4.684,00 \text{ kcal/kg}$

$1 \text{ kcal} = 4.186 \text{ J}$

TABELA 26 - TABELA EMERGÉTICA PARA O PARICÁ

Ítem	Valor (unidade/ha.ano)	Unidade	Transformidade	Emergia (seJ/ha.ano)
Chuva	9,00E+10	J	3,10E+04	2,79E+15
Perda de solo	1,00E+03	kg	1,24E+05	1,12E+14
Calcário	2,14E+02	kg	1,68E+12	3,60E+14
Herbicida	5,00E+00	kg	2,49E+13	1,25E+14
Fosfato natural	3,57E+01	kg	3,32E+12	1,19E+14
Formicida	2,14E+00	kg	2,48E+13	5,31E+13
NPK (20, 00, 30)	2,41E+01	kg	2,00E+12	4,83E+13
Superfosfato simples	8,93E+00	kg	3,32E+12	2,96E+13
Combustível	5,17E+06	J	1,11E+05	5,74E+11
Mudas	1,51E+01	US\$	3,30E+12	4,98E+13
Hidrogel	2,56E+00	US\$	3,30E+12	8,46E+12
Mão de obra	2,60E+02	US\$	3,30E+12	8,59E+14
Energia e máquinas	3,22E+02	US\$	3,30E+12	1,06E+15
TOTAL				5,62E+15
Energia da biomassa	1,68E+11	J		

1 - **Chuva** = $9,00E+11 \text{ J/ha.ano} * 3,1E+4 \text{ seJ/J} = 2,79E+15 \text{ seJ/ha.ano}$

Chuva = $1,80 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{ano}$ (PINTO, 2009)

Fator de conversão: $1 \text{ m}^3/\text{m}^2 = 5E+10 \text{ J/ha}$

Transformidade para a chuva: $3,1E+4 \text{ seJ/J}$ (ODUM, 1996)

2 - **Perda de solo** = $1.000,00 * 0,04 * 5.400,00 * 4.186,00 * 1,24E+05 = 1,12E+14 \text{ seJ/ha.ano}$

Erosão = 1.000 kg/ha.ano

Matéria orgânica = $0,04 \text{ kg/kg}$ (solo)

Energia da matéria orgânica = 5.400 kcal/kg

$1 \text{ kcal} = 4.186 \text{ J}$

Transformidade = $1,24E+05 \text{ seJ/J}$ (ODUM, 1996)

3 - **Calcário**: $2,14 \text{ kg/ha.ano} * 1,68E+12 \text{ seJ/kg} = 3,6E+14 \text{ seJ/ha.ano}$

Transformidade: $1,68E+12 \text{ seJ/kg}$ (AGOSTINHO; ORTEGA, 2012)

4 - **Herbicida** = $5,00 \text{ kg/ha.ano} * 2,49E+13 \text{ seJ/kg} = 1,25E+14 \text{ seJ/ha.ano}$

Transformidade: $2,49E+13 \text{ seJ/kg}$ (BROWN, ULGIATI, 2004)

5 - **Formicida** = $2,10 \text{ kg/ha.ano} * 2,49E+13 \text{ seJ/kg} = 5,31E+13 \text{ seJ/ha.ano}$

Transformidade: $2,49E+13 \text{ seJ/kg}$ (BROWN, ULGIATI, 2004)

6 - **Fosfato natural** = $35,70 \text{ kg/ha.ano} * 3,32E+12 \text{ seJ/kg} = 1,19E+14 \text{ seJ/ha.ano}$

Transformidade: $3,32 \text{ E}+12 \text{ seJ/kg}$ (BRANDT-WILLIAMS, 2002)

7 - **NPK (20, 00, 30)** = $24,10 \text{ kg/ha.ano} * 2,00E+12 \text{ seJ/kg} = 4,83E+13 \text{ seJ/ha.ano}$

8 - **Superfosfato simples** = $8,93 \text{ kg/ha.ano} * 3,32E+12 \text{ seJ/kg} = 2,96E+13 \text{ seJ/ha.ano}$

Transformidade: $3,32E+12 \text{ seJ/kg}$ (BROWN, ULGIATI, 2004)

9 - **Combustível** = $5,17E+06 \text{ J/ha.ano} * 1,11E+05 \text{ seJ/J} = 5,74E+11$

Transformidade: $1,11E+05 \text{ seJ/J}$ (ODUM, 1996)

- 10 - **Mudas** = 15,10 US\$/ha.ano*3,30E+12 sej/US\$ = 4,98E+13 seJ/ha.ano
- 11 - **Hidrogel** = 2,56 US\$/ha.ano*3,30E+12 sej/US\$ = 8,46E+12 seJ/ha.ano
- 12 - **Mão de obra** = 260 US\$/ha.ano*3,30E+12 sej/US\$ = 8,59E+14 seJ/ha.ano
- 13 - **Energia e máquinas** = 321,9 US\$/ha.ano*3,30E+12 sej/US\$ = 1,06E+15 seJ/ha.ano
Transformidade: 3,30E+12 seJ/US\$ (COELHO *et al.*, 2003)
- 14 - **Energia da biomassa**

$$\text{Energia} = 28,57 * 0,31 * 1.000,00 * 4.534,00 * 4.186,0 = 1,68\text{E}+11 \text{ J/ha.ano}$$

Produtividade: 28,57m³/ha.ano

Densidade: 0,31g/cm³

1 g/cm³ = 1.000,00 kg/m³

Poder calorífico: 4.534,00 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

TABELA 27 - TABELA EMERGÉTICA PARA A BRACATINGA

Ítem	Valor (unidade/ha.ano)	Unidade	Transformidade	Energia (seJ/ha.ano)
Chuva	7,46E+10	J	3,10E+04	2,31E+15
Perda de solo	1,00E+02	kg	1,24E+05	1,12E+13
Equipamentos e máquinas (aço)	1,03E+00	kg	1,13E+13	1,16E+13
Equipamentos e máquinas (ferro)	8,19E-01	kg	1,80E+12	1,47E+12
Equipamentos e máquinas (madeira)	1,43E+01	kg	1,64E+11	2,34E+12
Combustível	5,59E+06	J	1,11E+05	6,20E+11
Sementes	5,71E+00	US\$	3,30E+12	1,89E+13
Esterco de galinha	2,37E+01	US\$	3,30E+12	7,81E+13
Mão de obra	1,99E+02	US\$	3,30E+12	6,55E+14
TOTAL				3,10E+15
Energia da biomassa	2,22E+11	J		

1 - **Chuva** = 7,46E+10 J/ha.ano * 3,1E+4 seJ/J = 2,31E+15 seJ/ha.ano

Chuva = 1,49 m³/m² (INPE, 2009)

Fator de conversão: 1 m³/m² = 5E+10 J/ha

Transformidade para a chuva: 3,1E+4 seJ/J (ODUM, 1996)

2 - **Perda de solo** = 100,00 * 0,04 * 5.400,00 * 4.186,00 * 1,24E+05 = 1,12E+13 seJ/ha.ano

Erosão = 100,00 kg/ha.ano

Matéria orgânica = 0,04 kg/kg (solo)

Energia da matéria orgânica = 5.400,00 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

Transformidade= 1,24E+0,5 seJ/J (ODUM, 1996)

3 - **Equipamentos e máquinas (aço)** = 1,03 kg /ha.ano * 1,13 E+13 sej /kg = 1,16E+13 seJ/ha.ano

Transformidade: 1,13E+13 seJ/kg (BROWN, ULGIATI, 2004)

4 - **Equipamentos e máquinas (ferro)** = 0,81 kg /ha.ano * 1,80 E+12 sej /kg = 1,47E+12 seJ/ha.ano

Transformidade: 1,80E+12 seJ/kg (BROWN, ULGIATI, 2004)

5 - **Equipamentos e máquinas (madeira)** = 14,30 kg /ha.ano * 1,64E+11 sej /kg = 2,34E+12 seJ/ha.ano

Transformidade: 1,64E+11 seJ/kg (ORTEGA, 2012)

6 - **Combustível** = 5,59E+06 J/ha.ano * 1,11E+05 seJ/J = 6,20E+11

Transformidade: 1,11E+05 seJ/J (ODUM, 1996)

7 - **Sementes** = 5,71 US\$/ha.ano * 3,30E+12 sej/US\$ = 1,89E+13 seJ/ha.ano

8 - **Esterco de galinha** = 23,70 US\$/ha.ano * 3,30E+12 sej/US\$ = 7,81E+13 seJ/ha.ano

9 - **Mão de obra** = 198,50 US\$/ha.ano * 3,30E+12 sej/US\$ = 6,55E+14 seJ/ha.ano

Transformidade: 3,30E+12 seJ/US\$ (COELHO *et al.*, 2003)

10- Energia da biomassa**Bracatinga (madeira)**

$$\text{Energia} = 21,20 * 0,52 * 1.000,00 * 4.699,50 * 4.186,00 = 2,17\text{E}+11 \text{ J/ha.ano}$$

Produtividade: 21,20 m³/ha.ano

Densidade: 0,52 g/cm³

1 g/cm³ = 1.000,00 kg/m³

Poder calorífico : 4.699,50 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

Milho

$$\text{Energia} = 295,00 * 3.610,00 * 4.186,00 = 4,46\text{E}+9 \text{ J/ha.ano}$$

Produtividade: 295,00 kg/ha.ano

Poder calorífico: 3.610,00 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

Abóbora

$$\text{Energia} = 59,00 * 810,00 * 4.186,00 = 2,01\text{E}+8 \text{ J/ha.ano}$$

Produtividade: 59,00 kg/ha.ano

Poder calorífico: 810,00 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

TABELA 28 - TABELA EMERGÉTICA PARA O PINUS

Ítem	Valor (unidade/ha.ano)	Unidade	Transformidade	Energia (seJ/ha.ano)
Chuva	8,25E+10	J	3,10E+04	2,56E+15
Perda de solo	1,00E+03	kg	1,24E+05	1,12E+14
Herbicida	4,71E-01	kg	2,49E+13	1,17E+13
Formicida	2,35E-01	kg	2,49E+13	5,86E+12
Pulverizador costal (plástico)	5,06E-01	kg	5,85E+12	2,96E+12
Equipamentos e máquinas (aço)	4,84E+00	kg	1,13E+13	5,47E+13
Equipamentos e máquinas (ferro)	7,07E-01	kg	1,80E+12	1,27E+12
Combustível	2,60E+09	J	1,11E+05	2,89E+14
Mudas	1,25E+01	US\$	3,30E+12	4,11E+13
Mão de obra	2,66E+01	US\$	3,30E+12	8,77E+13
TOTAL				3,17E+15
Energia da biomassa	3,08E+11			

1 - **Chuva** = 8,25E+10 J/ha.ano * 3,1E+4 seJ/J = 2,56E+15 seJ/ha.ano

Chuva = 1,65 m³/m² (EPAGRI/CIRAM, 2012)

Fator de conversão: 1 m³/m² = 5E+10 J/ha

Transformidade para a chuva: 3,1E+4 seJ/J (ODUM, 1996)

2 - **Perda de solo** = 1.000,00 * 0,04 * 5.400,00 * 4.186,00 * 1,24E+05 = 1,12E+14 seJ/ha.ano

Erosão = 1.000 kg/ha.ano

Matéria orgânica = 0,04 kg/kg (solo)

Energia da matéria orgânica = 5.400 kcal/kg

1 kcal = 4.186 J

Transformidade = 1,24E+05 seJ/J (ODUM, 1996)

3 - **Herbicida** = 0,47 kg /ha.ano * 2,49E+13 sej /kg = 1,17E+13 seJ/ha.ano

Transformidade: 2,49E+13 sej /kg (BROWN, ULGIATI, 2004)

4 - **Formicida** = 0,24 kg /ha.ano * 2,49E+13 sej /kg = 5,86E+12 seJ/ha.ano

Transformidade: 2,49E+13 sej /kg (BROWN, ULGIATI, 2004)

5 - **Pulverizador costal (plástico)** = 0,51 kg /ha.ano * 5,85E+12 sej /kg = 2,96E+12 seJ/ha.ano

Transformidade: 5,85E+12 seJ/kg (BROWN, BURANAKARN, 2003)

6 - **Equipamentos e máquinas (aço)** = 4,84 kg /ha.ano * 1,13 E+13 sej /kg = 5,47E+13 seJ/ha.ano

Transformidade: 1,13E+13 seJ/kg (BROWN, ULGIATI, 2004)

7 - **Equipamentos e máquinas (ferro)** = 0,71 kg /ha.ano * 1,80 E+12 sej /kg = 1,27E+12 seJ/ha.ano

Transformidade: 1,80E+12 seJ/kg (BROWN, ULGIATI, 2004)

8 - **Combustível** = 2,60E+09 J/ha.ano * 1,11E+05 seJ/J = 2,89E+14

Transformidade: 1,11E+05 sej/J (ODUM, 1996)

9 - **Mudas** = 12,50 US\$/ha.ano * 3,30E+12 sej/US\$ = 4,11E+13 seJ/ha.ano

10 - **Mão de obra** = 26,6 US\$/ha.ano * 3,30E+12 sej/US\$ = 8,77E+13 seJ/ha.ano

Transformidade: 3,30E+12 seJ/US\$ (COELHO *et al.*, 2003)

11 - Energia da biomassa

$$\text{Energia} = 29,52 * 0,51 * 1.000,00 * 4.881,00 * 4.186,00 = 3,08\text{E}+11 \text{ J/ha.ano}$$

Produtividade: 29,52 m³/ha.ano

Densidade: 0,51 g/cm³

1 g/cm³ = 1.000,00 kg/m³

Poder calorífico: 4.881,00 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

TABELA 29 - TABELA EMERGÉTICA PARA O MANEJO DE CERRADO

Ítem	Valor (unidade/ha.ano)	Unidade	Transformidade	Energia (seJ/ha.ano)
Chuva	5,05E+10	J	3,10E+4	1,57E+15
Caixa plástica	1,29	kg	5,85E+12	7,55 E+12
Mão de obra	275,5	US\$	3,3E+12	9,09E+14
TOTAL				2,49E+15
Energia da biomassa	1,38E+10	J		

1 - **Chuva** = $5,04E+10 \text{ J/ha.ano} * 3,1E+4 \text{ seJ/J} = 1,57E+15 \text{ seJ/ha.ano}$

Transformidade para a chuva: $3,1E+4 \text{ seJ/J}$ (ODUM, 1996)

2 - **Caixa plástica** = $1,29 \text{ kg /ha.ano} * 5,85E+12 \text{ sej /kg} = 7,55E+12 \text{ seJ/ha.ano}$

Depreciação do plástico: $3 * 10 * (2,15/ 50) = 1, 29 \text{ kg /ha.ano}$

3 caixas plásticas por indivíduo

10 indivíduos por ha

Massa da caixa plástica: 2,15 kg/unidade

Vida útil da caixa plástica: 50 vezes de uso

Trasformidade: $5,85E+12 \text{ seJ/kg}$ (BROWN, BURANAKARN, 2003)

3 - Mão de obra = $275,50 \text{ US$/ha.ano} * 3,30E+12 \text{ sej/US\$} = 9,09E+14 \text{ seJ/ha.ano}$

Transformidade: $3,30E+12 \text{ seJ/US\$}$ (COELHO *et al.*, 2003)

Custo da mão de obra para o sistema de manejo de Reserva Legal no Cerrado:

Custo da mão de obra: $0,32 \text{ R$/kg} * 1.609,75 \text{ kg/ha.ano} =$

$515,10 \text{ R$/ha.ano} = 275,50 \text{ US$/ha.ano}$

Taxa de câmbio: $1 \text{ US\$} = 1,87 \text{ R\$}$

Para este cálculo considerou-se:

Média aritmética entre os custos da mão de obra no extrativismo do pequi para dois municípios no Cerrado (CONAB, 2012):

Japonvar (MG): $0,30 \text{ R\$/1kg}$

Iporá (GO): $0,34 \text{ R\$/1kg}$

Média: $0,32 \text{ R\$/1 kg}$

Produtividade do pequi: $443,46 * 10 * 0,36 = 1.609,75 \text{ kg/ha.ano}$

Produção anual média de pequi por árvore: $443,48 \text{ kg por árvore}$ (GULIAS, 2008)

Densidade: $10 \text{ árvores por ha}$ (NAVES, 1999)

Recomendação para a coleta de apenas 36,3% dos frutos (OLIVEIRA, 2009)

4 - Energia da biomassa

$$\text{Energia} = 1.609,75 * 2.050,00 * 4.186,00 = 1,38+E10 \text{ J/ha.ano}$$

Produtividade: 1.609,75 kg/ha.ano

Poder calorífico: 2.050,00 kcal/kg

1 kcal = 4.186,00 J

APÊNDICE 2 – FLUXO DE CAIXA

TABELA 30 - FLUXO DE CAIXA PARA O SAF CACAU

Ano	Custo (US\$/ha)	Receita (US\$/ha)
1	8.774,69	89,13
2	2.191,36	1.363,64
3	1.804,48	1.570,71
4	2.014,57	1.921,66
5	2.006,03	2.289,16
6	2.112,72	2.711,21
7	754,54	1.919,32
8	780,74	2.407,41
9	800,79	2.856,72
10	806,94	3.103,34
11	812,33	3.417,47
12	812,33	3.588,21
13	812,33	3.697,30
14-28	812,33	3.806,39

TABELA 31 - FLUXO DE CAIXA PARA O PARICÀ

Ano	Custo (US\$/ha)	Receita (US\$/ha)
1	1.253,06	0,00
2	332,56	0,00
3	241,65	0,00
4	241,65	0,00
5	241,65	0,00
6	241,65	0,00
7	2.395,72	8.556,15

TABELA 32 - FLUXO DE CAIXA PARA O PINUS

Ano	Custo (US\$/ha)	Receita (US\$/ha)
1	674,05	0,00
2	63,96	0,00
3	168,63	0,00
4	93,81	0,00
5	93,81	0,00
6	0,00	0,00
7	74,82	0,00
8	0,00	0,00
9	0,00	0,00
10	2.356,77	9.894,70
11	0,00	0,00
12	0,00	0,00
13	0,00	0,00
14	0,00	0,00
15	0,00	0,00
16	0,00	0,00
17	774,34	11.631,52

TABELA 33 - FLUXO DE CAIXA PARA A BRACATINGA

Ano	Custo (US\$/ha)	Receita (US\$/ha)
1	742,31	334,83
2	0,00	0,00
3	0,00	0,00
4	0,00	0,00
5	0,00	0,00
6	67,33	766,91
7	829,88	1.842,84

TABELA 34 - FLUXO DE CAIXA PARA O EUCALIPTO

Ano	Custo (US\$/ha)	Receita (US\$/ha)
1	2.045,27	0,00
2	263,49	0,00
3	69,14	0,00
4	67,55	0,00
5	34,71	0,00
6	34,71	0,00
7	2.106,67	8.085,56