

Claudiano Carneiro da Cruz Neto

Ensaio sobre Valoração Econômica de Áreas Protegidas

Brasília

16 de janeiro, 2019

Claudiano Carneiro da Cruz Neto

Ensaio sobre Valoração Econômica de Áreas Protegidas

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Departamento de Economia da Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título de Doutor em Economia.

Universidade de Brasília – UnB

Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade - FACE

Programa de Pós-graduação em Economia

Orientador: Jorge Madeira Nogueira

Brasília

16 de janeiro, 2019

Claudiano Carneiro da Cruz Neto

Ensaio sobre Valoração Econômica de Áreas Protegidas/ Claudiano Carneiro da Cruz Neto. – Brasília, 16 de janeiro, 2019-

245 p. : il. (algumas color.) ; 30 cm.

Orientador: Jorge Madeira Nogueira

Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília – UnB

Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade - FACE

Programa de Pós-graduação em Economia, 16 de janeiro, 2019.

1. Economia Ambiental. 2. Valoração Econômica. 2. Conservação da Biodiversidade.
I. Jorge Madeira Nogueira. II. Universidade de Brasília. III. Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade. IV. Ensaio sobre Valoração Econômica de Áreas Protegidas

Claudiano Carneiro da Cruz Neto

Ensaio sobre Valoração Econômica de Áreas Protegidas

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação do Departamento de Economia da Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade da Universidade de Brasília, como requisito para obtenção do título de Doutor em Economia.

Jorge Madeira Nogueira
Presidente da Banca

**Dr. Pedro Henrique Zuchi da
Conceicao**
Parecerista

Dra. Denise Imbroisi
Parecerista

Dra. Joana Darc Bardella de Castro
Parecerista Convidado

Dr. Ricardo Coelho de Faria
Parecerista Convidado

Brasília
16 de janeiro, 2019

Eu dedico esta tese aos meus pais, Jario e Ana Maria, que sempre me apoiaram para que eu chegasse o mais longe possível, lembrando sempre de onde eu saí. Amo vocês demais! A minha amada esposa, Vanessa, que me apoiou integralmente, e me amou mesmo em meio a um tempo de muita luta e sacrifício pessoal. Aos meus sogros, Zilmar e Anilda, que generosamente me sustentaram em apoio e consideração.

Agradecimentos

À Universidade de Brasília (UnB), pela valiosa oportunidade de acesso ao curso de Doutorado em Economia, sobretudo pela oportunidade de ser parte da prestigiosa área de Economia Agrícola e do Meio Ambiente.

Aos professores convidados componentes da banca de qualificação e defesa da tese, Prof. Dr. Pedro Henrique Zuchi da Conceição, Prof. Dra. Joana Darc Bardella de Castro, Prof. Dra. Denise Imbroisi, Prof. Dr. Ricardo Coelho de Faria.

Ao amigo, mestre e orientador, Professor Dr. Jorge Madeira Nogueira, por receber-me tão bem nesta universidade. O agradeço profundamente por seus ensinamentos, sua amizade e a rica experiência de estar partilhando da presença daquele a quem considero ser o mais brilhante Economista Ambiental brasileiro. O agradeço também por sua incansável disposição em ajudar, sempre pacientemente guiando-me por essa jornada que foi o Doutorado. Tenho plena convicção de que não fosse vossa ajuda, certamente essa etapa não teria o fim que hora vislumbro. Por tudo isso meu muito obrigado.

Ao querido amigo Professor Pedro Zuchi, por sua constante alegria e bondade em acolher seus alunos. Nos sentimentos afortunados por contar com sua presença e gratos por tão especial oportunidade. À professora Denise Imbroisi, pelo profissionalismo, e por ser um exemplo de magistério e pesquisa para todos nós. Ao Professor Marcelo Torres, pelos preciosos ensinamentos. Ao professor Ricardo Araújo, pelo suporte e sensibilidade ao qual sempre estiveram a minha disposição.

À preciosa Waneska, pessoa tão importante e gentil, por vezes ajudou-me nas mais diversas situações, socorrendo-me das muitas inseguranças durante essa jornada. À querida Carina e Joana Dark, pela constante atenção, sempre atendendo às solicitações dos (apressados) alunos. Ao amigo Rafael, por sua bondade, por seu senso de humor, e por sua lealdade.

Aos amigos Elke, Carlos Eduardo (Cadu), Paula Brandão, Camille Amorim e Michelly Lima, Joana Dark, Débora Santiago e Carolina Bernardo, vos agradeço pela amizade, pelos momentos de luta, fraternidade, e companheirismo. Aos estimados colegas, Lucas, Zenaide, Marcleiton, Ilana, João, Valquiria, Virginia, Maria Luiza, Sâmara, Clarissa, Pedro, vocês são parte importante nos dias de UnB.

Por fim, mas não menos importante, agradeço a Deus, por dar-me a vida, dar-me força, dar-me amparo. A Sua Palavra, me alimentou, me guiou e me ensina por quais caminhos devo andar.

*"Pois o Senhor é quem dá sabedoria; de sua boca procedem o conhecimento e o discernimento"
(Provérbios 2: 6)*

Resumo

Este trabalho avaliou a capacidade das áreas protegidas para a provisão de serviços ecossistêmicos de sequestro de carbono e o seu potencial econômico, bem como um esquema de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) poderia ser uma alternativa de política pública viável (privado e socialmente) para a recuperação do capital natural em assentamentos rurais. São analisados os conceitos de valor econômico e suas formas de mensuração no contexto de bens e serviços ambientais. O ecossistema com melhor resultado por hectare de capacidade de sequestro e estoque de carbono foi a floresta húmida sazonal com (33,9 tCO₂/ha/ano). A valoração econômica apontou para a Floresta Seca como o ecossistema com o maior potencial em termos de contribuição econômica (2013) - US\$ 9,951,322 - US\$ 293,668,378. Quanto aos programas de PSA, entendemos que eles contribuem de maneira positiva na redução da expansão de áreas desmatadas. Os resultados derivados do cenário de restauração florestal envolvendo assentamentos rurais, sugere que os valores necessários para os assentados aderirem a um programa de recuperação ambiental são maiores no cenário onde haveria restrição total a atividades agrícolas. A análise de viabilidade financeira e econômica, apontam que ambos são positivas. A implantação de um programa de PSA para restauração florestal em assentamentos rurais deve considerar o custo de oportunidade inerente a perda de área produtiva para os agricultores.

Palavras-chave: Economia Ambiental; Valoração Econômica; Conservação da Biodiversidade.

Abstract

This paper evaluated the capacity of protected areas for the provision of ecosystem services for carbon sequestration and their economic potential, as well as an Environmental Services Payment scheme (PSA) could be a viable public alternative (private and social) for the recovery of natural capital in rural settlements. The concepts of economic value and their forms of measurement in the context of environmental goods and services are analyzed. The ecosystem with the best result per hectare of sequestration capacity and carbon stock was the seasonal rainforest with (33.9 tCO₂ / ha / year). The economic valuation pointed to the Dry Forest as the ecosystem with the greatest potential in terms of economic contribution (2013) - US\$ 9,951,322 - US\$ 293,668,378. As for PSA programs, we understand that they contribute positively in reducing the expansion of deforested areas. The results derived from the forest restoration scenario involving rural settlements suggest that the values necessary for settlers to join an environmental recovery program are greater in the scenario where there would be a total restriction on agricultural activities. The analysis of financial and economic feasibility, indicate that both are positive. The implementation of a PES program for forest restoration in rural settlements should consider the opportunity cost inherent in loss of productive area for farmers.

Keywords: Environmental Economics; Economic Valuation; Conservation of Biodiversity.

Lista de ilustrações

Figura 1 – Curva de Demanda Inversa e área de Excedente do Consumidor.	35
Figura 2 – Curva de Demanda Inversa e área de Excedente do Consumidor.	37
Figura 3 – Curva de Demanda Inversa e área de Excedente do Consumidor.	37
Figura 4 – Curva de Demanda Direta e área de Excedente do Consumidor.	38
Figura 5 – Maximização de Utilidade.	41
Figura 6 – Efeito Renda e Efeito Substituição de uma redução do preço	42
Figura 7 – (a)A variação compensatória de uma queda de preço; b) Demandas hicksiana e marshaliana	43
Figura 8 – Variação compensatória e Variação Equivalente	44
Figura 9 – Excedente compensatório e Excedente Equivalente	47
Figura 10 – Área de Conservação de Guanacaste - Costa Rica	66
Figura 11 – Distribuição Espacial do Sequestro total de CO_2 para o período 2004 a 2014	69
Figura 12 – Valores de sequestro de CO_2 na Área de Conservação de Guanacaste, anos 2004 – 2014	70
Figura 13 – Sequestro de CO_2 e capacidade de sequestro de CO_2 em cada uma das áreas protegidas do ACG	70
Figura 14 – Mudança na área por tipo floresta para os anos 2005, 2010 e 2013	71
Figura 15 – Sequestro total de CO_2 para cada tipo de floresta (Ecorregião)	72
Figura 16 – Média de sequestro e capacidade anual de sequestro de CO_2 por tipo de floresta.	72
Figura 17 – Localização dos Assentamentos Serra Grande e Divina Graça, na Zona da Mata de Pernambuco	86

Lista de tabelas

Tabela 1 – Estimativas de preço de carbono para o Mercado Europeu, 2009 - 2018	64
Tabela 2 – Estimativas do Custo Social do Carbono por tCO_2 , por autor	67
Tabela 3 – Preços de Carbono nos mercados de carbono da Costa Rica, em US\$/ tCO_2	68
Tabela 4 – Valor econômico do serviço de sequestro de CO_2 por Área Protegida da ACG. Período 2004 – 2014. Em milhões de US\$ 2016.	73
Tabela 5 – Valor econômico do serviço de sequestro de CO_2 , em milhões de dólares, por tipo de floresta del ACG - 2005	74
Tabela 6 – Valor econômico do serviço de sequestro de CO_2 , por tipo de floresta da ACG, em milhões de dólares - Ano 2010.	74
Tabela 7 – Valor econômico do serviço de sequestro de CO_2 , em milhões de dólares, por tipo de floresta da ACG - Ano 2013.	75
Tabela 8 – Valor Econômico para armazenamento de CO_2 por Área Protegida da ACG, em milhões de dólares. 2004 – 2014.	75
Tabela 9 – Valor Econômico (em milhões de dólares) de CO_2 por tipo de floresta. anos selecionados.	75
Tabela 10 – Classes de uso da terra e classificação segundo sua PUC - Pressão de Uso Circundante na microbacia do Médio Rio Natuba.	90
Tabela 11 – Áreas de preservação permanente nos assentamentos Serra Grande e Divina Graça, em hectares.	90
Tabela 12 – Resultados do modelo de regressão para os cenários 1 e 2 de estimação da DAA.	93
Tabela 13 – Fluxo de Caixa do projeto de restauração ecológica dos assentamentos Serra Grande e Divina Graça no cenário 1 - Plantio espécies florestais.	96
Tabela 14 – Rentabilidade do Projeto a diferentes taxas de Desconto - Cenário 1	97
Tabela 15 – Fluxo de Caixa do projeto de restauração ecológica dos assentamentos Serra Grande e Divina Graça no cenário 2 - Plantio Sistema Agroflorestal.	98
Tabela 16 – Rentabilidade do Projeto a diferentes taxas de Desconto - Cenário 2	98
Tabela 17 – Benefício e Custo Social Direto do Cenário 1, para diferentes taxas de desconto e Elasticidades.	99
Tabela 18 – Benefício e Custo Social Direto do Cenário 2, para diferentes taxas de desconto e Elasticidades.	99
Tabela 19 – Sequestro de CO_2 total por Área Protegida da ACG para o período 2004–2014 (tCO_2 /ano)	234
Tabela 20 – Capacidade de armazenamento anual de CO_2 por Área Protegida da ACG. Anos 2004–2014 (tCO_2 /ha/ano).	235
Tabela 21 – Sequestro de CO_2 (tCO_2 /ano/ha) por tipo de floresta (Ecorregião)	236

Tabela 22 – Capacidade de sequestro anual de Carbono por tipo de floresta - tCO ₂ /ano	237
Tabela 23 – Valor Econômico de Sequestro de CO ₂ (US\$ 2016), por Área Protegida da ACG(2004–2014) Preço de referência: SCC Tol (2009)	238
Tabela 24 – Valor Econômico do Sequestro de CO ₂ (US\$ 2016), por Área Protegida da ACG. Ano 2004 – 2014. Preço de referência: SCC Nordhaus (2017)	239
Tabela 25 – Valor Econômico do Sequestro de CO ₂ (US\$ 2016), por Área Protegida da ACG. ANo 2004–2014. Preço de referência: Limite superior, SCC Hope (2011)	240
Tabela 26 – Valor Econômico do Sequestro de CO ₂ (US\$ 2016), por Área Protegida da ACG. Año 2004 – 2014. Preço de referência: Limite inferior, SCC Hope (2011)	241
Tabela 27 – Valor Econômico do Sequestro de CO ₂ (US\$ 2016), por Área Protegida da ACG. Anos 2004–2014. Preço de CO ₂ , Mercado Voluntário Costa Rica	242
Tabela 28 – Valor Econômico do Sequestro de CO ₂ (US\$ 2016), por Área Protegida da ACG. Ano 2004–2014. Preço de CO ₂ : Mecanismo de Desenvolvimento Limpo(MDL).	243
Tabela 29 – Composição dos gastos - Cenário 1	245
Tabela 30 – Distorção entre Preços Privados e Sociais - Cenário 1	245
Tabela 31 – Composição dos gastos - Cenário 2	245
Tabela 32 – Distorção entre Preços Privados e Sociais - Cenário 2	245

Lista de abreviaturas e siglas

ACB	Análise de Custo Benefício
ACG	Área de Conservação Guanacaste
APP	Área de Preservação Permanente
CO_2	Dióxido de carbono
DAA	Disposição a Aceitar
DAP	Disposição a Pagar
DICE	Dynamic Integrated Climate-Economy
EC	Excedente Compensatório
FUND	Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
MMA	Ministério do Meio Ambiente
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index
PAGE	Policy Analysis of the Greenhouse Effect
PPB	Produção Primária Bruta
PPL	Produção Primária Líquida
PSA	Pagamento por Serviços Ambientais

Sumário

	Introdução	25
I	MOLDURA CONCEITUAL BÁSICA	29
1	ECONOMIA DA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: QUANTO VALE AQUILO QUE APARENTA TER MUITO VALOR?	31
1.1	A origem do Valor Econômico	31
1.2	Métodos de mensuração de Valor	33
1.3	Sobre a Medida Marshalliana do Excedente do Consumidor (<i>EC</i>)	34
1.4	Sobre as Medidas Hicksianas	40
1.4.1	Quando da mudança de preços: Variação equivalente (EV) e Variação Compensatória (CV)	40
1.4.2	Quando da mudança de qualidade: Excedente equivalente (ES) e Excedente Compensatório (CS)	46
1.5	Métodos de valoração Econômica da Biodiversidade	48
1.5.1	Método de Valoração Contingente	48
1.5.1.1	Obtenção dos dados	50
1.5.1.2	Modelo de Resposta do Indivíduo.	51
1.5.2	Método de Transferência de Benefícios	53
1.5.3	Método para análise dos Custos e Benefícios Sociais	54
II	ENSAIOS SOBRE VALORAÇÃO ECONÔMICA DA BIODIVERSIDADE CONSERVADA	55
2	AVALIAÇÃO E VALORAÇÃO ECONÔMICA DO SEQUESTRO DE CO_2 EM FLORESTAS E ÁREAS PROTEGIDAS DA ÁREA DE CONSERVAÇÃO GUANACASTE, ACG, COSTA RICA	57
2.1	Considerações a respeito	57
2.2	Introdução	58
2.3	Revisão de Literatura	61
2.3.1	Métodos de Valoração Econômica do Sequestro de CO_2	61
2.3.1.1	Custo Social do Carbono - SCC	62
2.3.1.2	Mercado de Carbono na Europa	63
2.3.1.3	Mercado de Carbono na Costa Rica	64
2.4	Métodos e técnicas	65

2.4.1	Área de estudo	65
2.4.2	Quantificação biofísica de CO_2 sequestrado e Valoração Econômica de CO_2 sequestrado	66
2.5	Resultados	68
2.5.1	Valores do Sequestro e Capacidade de CO_2 em Áreas Protegidas	68
2.5.2	Sequestro e capacidade de sequestro de CO_2 por tipo de floresta na Ecorregião	70
2.5.3	Valores econômicos estimados do sequestro de CO_2	72
2.6	Discussões	76
2.7	Conclusões	78
3	PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS EM ASSENTAMENTOS RURAIS: APLICAÇÕES NA ZONA DA MATA DE PERNAMBUCO, BRASIL	81
3.1	Introdução	81
3.2	Relevância do estudo: Moldura Analítica dos Pagamentos por Serviços Ambientais	83
3.3	Pagamento por Serviços Ambientais: algumas evidências empíricas para o Brasil	84
3.4	Materiais e Métodos	86
3.4.1	Área de Estudo	86
3.5	Procedimentos de estimativas qualitativas e monetárias	86
3.5.1	Característica Ambiental	86
3.5.2	Descrição das Técnicas Econômicas utilizadas	87
3.6	Análise dos Resultados	89
3.6.1	Análise da Característica Ambiental	89
3.7	Métodos de Restauração Florestal	90
3.7.1	Restauração via Plantio de Mudanças Nativas	90
3.7.2	Restauração via Sistema Agroflorestal	91
3.8	Análise Econômica dos Assentamentos	92
3.8.1	Etapa 1 – Valoração econômica dos recursos naturais	92
3.8.2	Etapa 2 – Análise de custos e benefícios da restauração nos assentamentos	95
3.9	Considerações Finais	100
III	VALORAÇÃO ECONÔMICA E EFICIÊNCIA NA CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA	103
4	CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: EFICIÊNCIA INTRA E INTERGERACIONAIS - LIÇÕES APRENDIDAS	105
4.1	Apontamentos iniciais	105

4.2	Aspectos da Soberania do Consumidor e da Equidade Intergeracional no Conservação da Biodiversidade	108
4.2.1	Quais são as lições aprendidas?	112
4.3	Alguns apontamentos finais	114
	Conclusão	117
	REFERÊNCIAS	121
	APÊNDICE A – SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: EVALUACIÓN Y VALORACIÓN ECONÓMICA DEL SECUESTRO DE CO2 EN BOSQUES Y ÁREAS PROTEGIDAS DEL ÁREA DE CONSERVACIÓN GUANACASTE - ACG, COSTA RICA	133
	APÊNDICE B – PAGAMENTOS POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: INSTRUMENTO CUSTO EFETIVO NA APLICAÇÃO DO REQUISÍTO LEGAL AMBIENTAL?	187
	APÊNDICE C – MODELO DE QUESTIONÁRIO DE DAA PARA APLICAR NOS ASSENTAMENTO SERRA GRANDE E DIVINA GRAÇA.	199
	APÊNDICE D – PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS EM ASSENTAMENTOS RURAIS: LIÇÕES DA ZONA DA MATA DE PERNAMBUCO, BRASIL.	205
	ANEXO A – TABELAS ADICIONAIS DA SEÇÃO DE VALORAÇÃO DA ACG	233
	ANEXO B – TABELAS ADICIONAIS DA SEÇÃO DE VALORAÇÃO DOS ASSENTAMENTOS	245
B.1	Informações adicionais - Sessão 3	245

Introdução

Considerações iniciais e justificativa

A gestão dos recursos naturais de forma sustentável e a manutenção do equilíbrio dos processos ecológicos no longo prazo, bem como a sua disponibilidade para as futuras gerações tem sido o grande desafio do mundo contemporâneo. Certamente a sociedade tem refletido sobre a finitude e o progressivo escasseamento dos serviços ambientais e os seus respectivos bens, enquanto que os formuladores de políticas públicas buscam alternativas para conciliar a conservação dos ecossistemas com a geração de receita e/ou renda para a melhoria da qualidade de vida das pessoas.

Nesse debate, uma das estratégias adotadas é a utilização de diversas ferramentas capazes de dar valores monetários aos ativos ambientais. Lançamos mão do marco conceitual da Teoria de Bem-Estar, em seu arcabouço teórico de Hicks com vistas a medir a variação de bem-estar dos indivíduos, além do Método de Transferência de Benefício. Sabemos que a Valoração Econômica dos Recursos Naturais, que não tem por objetivo dar preços, mas sim, estimar o valor econômico assumido pelos bens e serviços ambientais, demonstrando além das preferências dos “consumidores” e “provedores” de recursos naturais, a sua importância na Economia de qualquer nação.

A não inclusão desses benefícios, decorrentes dos bens e serviços ambientais, nas contas e cálculo econômicos, incorre em falhas de mercado comumente associadas a externalidades – o mercado falha em não considerar em seus balanços e apontamentos, os benefícios econômicos advindos dos serviços prestados pela natureza.

Nesse sentido, os estudos de valoração podem traduzir em termos econômicos, os valores associados à sustentação da vida, dos bens e serviços provisionados pelos ecossistemas naturais para fins recreativos, culturais, estéticos, espirituais e simbólicos da sociedade humana, além de seu valor ecológico. Certamente, a conservação deve sempre ser observada em todas as suas dimensões – qualidade, quantidade e diversidade dos ecossistemas, espécies e genes – por razões sociais, éticas ou religiosas, e também pelos benefícios econômicos que fornece às gerações atuais e futuras.

Dentre as estratégias mais efetivas para a conservação, destaca-se a criação e implementação de áreas protegidas, as quais constituem espaços naturais, legalmente estabelecidos, com graus variados de restrição de uso. Por tais restrições, o estabelecimento das áreas protegidas sempre constitui um desafio no âmbito da sociedade e da administração pública.

Neste contexto, a mensuração do seu valor econômico, pode fortalecer o argumento

de que as áreas protegidas, especialmente as Unidades de Conservação, também têm uma contribuição econômica, e não podem ser vistas somente como espaços que demandam gastos orçamentários para a sua implantação e manutenção. Além de que a valoração também pode auxiliar na identificação de quais podem ser as prioridades da sociedade, permitindo ao gestor um melhor controle e gerenciamento de suas demandas, sendo possível ainda, a elaboração de diferentes cenários de tomada de decisão, no qual os atores e instituições podem negociar os processos de execução das políticas ambientais.

Divisão da Tese e perguntas norteadoras da pesquisa

Esta tese foi desenvolvida na forma de Ensaio com o intuito de responder os questionamentos associados a conservação da biodiversidade, valorando-se cenários de política pública a partir de métodos de valoração econômica do meio ambiente. O fio condutor desta Tese é o ferramental da Economia Ambiental como instrumento de análise dos fenômenos encontrados em nossa pesquisa. Para responder as nossas perguntas, dividimos a Tese em 3 partes:

- Parte I - Moldura Conceitual Básica.
- Parte II - Ensaio sobre Valoração Econômica da Biodiversidade Conservada.
- Parte III - Valoração Econômica e Eficiência na Conservação da Biodiversidade Biológica.

Esta primeira Parte nos fornece todo o bojo conceitual necessário às análises empíricas nas seções posteriores. Em seu conteúdo a iniciamos com o capítulo (1.1) "Economia da Conservação da Biodiversidade: quanto vale aquilo que aparenta ter muito valor?", apresentando toda a moldura conceitual relacionada ao nosso objeto de estudo. Explicamos a origem do valor econômico e seus métodos de mensuração, tais como a as Medidas Hicksiana e Marshalliana. Procurou-se explicar os fatores que levam o consumidor a escolher uma cesta de bens, analisando-se o bem-estar por meio das medidas Marshallianas e Hicksiana. Ademais, apresentamos os Métodos de valoração Econômica da Biodiversidade, tais como o Método de Valoração Contingente (demonstrando como as medidas de bem-estar e a valoração do meio ambiente se relacionam) e o Método de Transferência de Benefícios.

A segunda Parte é a nossa etapa empírica, onde começamos com os ensaios a respeito da valoração da biodiversidade conservada e de áreas degradadas em assentamentos rurais. Investigamos e avaliamos a capacidade das florestas para a provisão do serviço ecossistêmico de sequestro de dióxido de carbono. Estimamos as variações anuais no sequestro de carbono de carbono ao nível das áreas protegidas da ACG e seu equivalente em termos monetários.

Na seção (2.1), discorremos sobre a "Avaliação e Valoração Econômica do Sequestro de CO_2 em florestas e áreas protegidas da Área de Conservação Guanacaste, Costa Rica". É o início da parte empírica desta tese, e está voltada para a valoração da biodiversidade conservada. Entendemos que um capítulo como esse contribuiria fortemente para o nosso debate em prol da conservação de espaços verdes, dando-nos a oportunidade de lançar mão de algumas categorias de análise adequadas ao contexto de uma área protegida em um outro país tropical. Foi nosso interesse mensurar a capacidade dessa área na provisão de serviços ecossistêmicos de sequestro de carbono. Também foi nosso interesse identificar quais ecossistemas apresentam o maior potencial em termos de contribuição econômica de carbono evitado. Para isso mensuramos o potencial biofísico da área de estudo, e estimamos os benefícios econômicos derivados do carbono evitado a preços de mercado e ao custo social de carbono.

Finalizamos a nossa Parte Empírica com a seção (3.1), intitulada "Pagamento por Serviços Ambientais em Assentamentos Rurais: aplicações na Zona da Mata de Pernambuco, Brasil" investigamos o potencial de implantação de um programa estadual de pagamento por serviços ambientais em assentamentos rurais no estado de Pernambuco (Brasil). Realizadas as análises de uso e ocupação do solo, mensuramos a Disposição a Aceitar dos assentados para sacrificar o uso (parcial ou total) da terra. Além disso, avaliamos a viabilidade financeira dos projetos de restauração florestal oferecidos aos assentados (ótica privada) e estimamos o benefício líquido social para cada projeto. Esta seção encerra nossa parte empírica, e se fez necessária devido aos seus aportes no campo da Análise de Custo-Benefício, para projetos de melhoria em áreas de proteção ambiental.

A Seção (4.1), intitulada "Conservação da Biodiversidade: Eficiência intra e intergeracionais - Lições Aprendidas", serviu para discutir alguns conceitos relacionados a Soberania do Consumidor e a Equidade Intergeracional, relacionando-os aos resultados encontrados em nossa Parte Empírica. Além disso, esta literatura é útil para entendermos os *trade-offs* inerentes a sustentabilidade e o conceito de eficiência, observando quais os limites para o desenho de políticas públicas voltadas para possibilitar níveis iguais de utilidade para todas as gerações. E por fim, na última seção textual apresentamos as conclusões desta pesquisa.

Principais contribuições da Tese

Esta pesquisa demonstrou que as Áreas de Preservação Permanentes são parte integrante da área produtiva dos assentamentos, ainda que as mesmas hajam sido demarcadas quando de sua criação. Em função disso, a pressão sobre os recursos hídricos nessas áreas é alta e pode contribuir para problemas como assoreamento e redução na vazão de cursos d'água. Os resultados demonstraram, ainda que, do ponto privado, os valores necessários para os assentados aderirem a um programa de recuperação ambiental são maiores no

cenário onde haveria restrição total a atividades agrícolas - corroborando a teoria de que um cenário mais restritivo implica maior custo de oportunidade para os agentes.

Do ponto de vista social, ambos os projetos são viáveis (para as taxas de desconto analisadas) desde que consideremos para os cenários futuro a igualdade entre as elasticidades de preço de oferta e Demanda, ou que a primeira seja maior que a segunda. Tais resultados indicam que a implantação de um programa de PSA para restauração florestal em assentamentos rurais deverá considerar que restauração das APP's significará uma perda de área produtiva para os agricultores. De tal sorte que o PSA serviria nos anos iniciais do projeto como compensação a área sacrificada, até que as mesmas possam dar algum retorno financeiro. Da mesma forma, esses resultados demonstram que a estruturação de uma política estadual pode ser baseada no custo de oportunidade da terra, o que levaria a valores diferentes, de acordo com a região e bioma no estado.

A respeito da disponibilidade de serviços de sequestro de dióxido de carbono fornecidos pela Área de Conservação de Guanacaste na Costa Rica, bem como seus respectivos valores econômicos baseados em diferentes valores de referência, temos que a principal contribuição desta Tese foi calcular sua contribuição econômica da ACG por diferentes tipos de ecossistemas e tipos de floresta. Embora o ACG ofereça uma variedade de serviços ecossistêmicos além da regulação do clima através do armazenamento e armazenamento de carbono, o ponto forte de nossa pesquisa foi oferecer informações do ponto de vista dos benefícios das florestas da ACG, para que os tomadores de decisão possam compreender os benefícios econômicos da sua preservação.

Um ponto importante do presente estudo é que assumimos os preços de carbono (Custo social do Carbono) que são oriundos de curvas de dano marginal. Portanto, os valores calculados são aproximações, e devem ser desafiados para que novos cálculos ajudem a melhorar os métodos e a limitar a incerteza do processo de avaliação. O outro valor utilizado provem das interações mercadológicas típicas de um mercado de carbono.

Parte I

MOLDURA CONCEITUAL BÁSICA

1 ECONOMIA DA CONSERVAÇÃO DA BI-ODIVERSIDADE: Quanto vale aquilo que aparenta ter muito valor?

1.1 A origem do Valor Econômico

O fundamento elementar do conceito econômico de valor advém e firma-se na Economia do Bem-Estar Neoclássica. Suas premissas básicas advogam que a principal finalidade da atividade econômica é o aumento do bem-estar das pessoas de uma sociedade, e que cada pessoa é o melhor juiz do quão bem ele está em qualquer situação. O bem-estar de cada indivíduo vai depender do seu nível de consumo de bens privados produzidos pelas firmas presentes no mercado, das mercadorias e serviços produzidos pelo governo e por último, mas não menos importante, das quantidades e qualidades dos bens não mercantis e fluxos de serviço advindos de recursos do meio ambiente¹([HOLMES et al., 2003](#)).

Toda a concepção de bem-estar, originalmente estabelecida pelos economistas neoclássicos, orienta que o valor só existe, quando o bem ou serviço em questão, apresenta alguma utilidade para o indivíduo. A utilidade por sua vez reflete um certo nível de benefício para esse indivíduo. Logo, o valor não está intrínseco ao bem ou serviço, mas trata-se de algo que é dado a esse bem ou serviço pela percepção do indivíduo que está interessado por ele. Não se deve desconsiderar que esse valor pode variar de acordo com as aspectos relacionados a necessidade e vontade que os indivíduos apresentem. Por isso, a percepção do valor pode ser alterado em função da escassez relativa ou abundância do bem.

Nasce a ideia básica de que ao derivar as medidas econômicas de custos e benefícios das alterações nos recursos naturais ou sistemas ambientais é possível ter seu efeito sobre o bem-estar humano. A teoria econômica se ocupa em medir essas mudanças no bem-estar dos indivíduos, e a partir desse desenvolvimento permite-se avaliar os efeitos no bem-estar através das variações nos preços dos bens adquiridos em mercados ([FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014](#)). A teoria econômica de bem-estar é baseada na suposição de que: i) as pessoas têm preferências bem definidas entre alternativas de cestas de bens, onde as cestas são compostas de diversas quantidades de bens de mercado e bens que não são comercializados em mercados; ii) que as pessoas saibam as suas preferências; e iii) que as preferências contam com a propriedade da substitutibilidade².

¹ Podem ser exemplos desses bens: saúde e recreação ao ar livre

² Caso em que a quantidade de um determinado elemento na cesta de uma pessoa é reduzida, pode-se

Esta última propriedade está no cerne do conceito de valor para os economistas justamente por estabelecer relações de troca entre pares de bens que importam para os indivíduos. Todas as trocas podem ser realizadas em uma unidade comum de medida, e as variações compensatórias (aumentos ou reduções) são geralmente expressas em termos de mudanças na renda exógena. Numa situação em que determinado bem é claramente definido e muito importante para um indivíduo, ao ponto de que não haja compensação capaz de satisfazê-lo integralmente após a perda deste bem, então trata-se de um bem essencial para o indivíduo³ (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014).

Esta valoração econômica não exclui a preocupação com a sobrevivência e bem-estar de outras espécies, uma vez que os indivíduos podem valorar a sobrevivência de outras espécies a partir de seus usos e a partir de suas preocupações éticas. Não parece difícil perceber que essa visão claramente apoia à valoração dos serviços dos ecossistemas⁴, pois na medida em que os ecossistemas melhoram o bem-estar humano, eles têm valor. Nesse ponto não há tanta dificuldade de compreensão por parte dos economistas, mas o problema para os economistas reside em quantificar as ligações existentes entre os ecossistemas e o bem-estar humano – algo que nem sempre é estabelecido tão facilmente.

No quadro conceitual da Economia do bem-estar, os indivíduos têm conhecimento e preferências bem definidas sobre as cestas alternativas de produtos que contribuem para o seu bem-estar. Isso significa que em função da subjetividade do comportamento humano, mesmo as preferências sendo bem definidas elas podem apresentar expressiva variedade nas diferentes formas de satisfazer as necessidades humanas (CASTRO, 2016).

O aporte conceitual prestado pela teoria do valor econômico aplicado a bens ambientais ocorreu quando se assumiu que o domínio das preferências também se estende a bens ambientais não negociados em mercados e que estas preferências também são bem definidas. O ato de dar valor a um bem ou serviço ambiental, é realizado quando o indivíduo faz uma avaliação do bem/serviço, não necessariamente investigando a história da origem do bem/serviço ambiental. Parece ser o caso de uma preocupação exclusiva em saber qual aplicação ou aproveitamento o bem/serviço tem para o indivíduo, e obviamente quais as desvantagens de não realizar a aquisição desse bem/serviço (CASTRO, 2016).

Amartya Sen (1995) faz uma ressalva importante, quando aponta que uma questão básica gerada por essa abordagem (orientada para o mercado) é se este ponto de vista do indivíduo como um operador em um mercado capta melhor os problemas de valoração ambiental. (SEN, 1995) apresenta aquilo que ele chama de “visão alternativa” – ver o indivíduo como um agente que julga as alternativas do ponto de vista social, que inclui

compensar essa perda em termos de aumentos dos outros produtos, sem que essa pessoa indivíduo piore ou melhore por causa da variação.

³ Em situações onde pode ocorrer a perda total de bem-estar não é aconselhável seguir a avaliação em termos de compensação.

⁴ Por exemplo, processos tais como a ciclagem de nutrientes, decomposição e a própria biodiversidade.

seu próprio bem-estar e também muitas outras considerações. Outra importante crítica (SAGOFF, 2008), evoca que essas proposições da teoria econômica (neoclássica), que se baseiam em construções conceituais, tais como a eficiência de Kaldor-Hicks e a “disposição a pagar”, poderia até ter sucesso como uma ciência positiva⁵, mas isso não a garantiria como uma ciência normativa capaz de realizar as avaliações a que ela mesmo se propõe.

1.2 Métodos de mensuração de Valor

Mensurar as variações (ganhos e perdas) de bem-estar em decorrência de alterações nos níveis dos bens ambientais - sobretudo quando esses bens não são comercializados tradicionalmente a preços de mercados - requer uma robusta teoria econômica apresentando seus métodos disponíveis para tal tarefa.

As alterações sobre os níveis de bens ambientais podem ocorrer em decorrência de ações privadas ou por causa de ações públicas, que para cada um dos casos, possivelmente o sistema existente irá sofrer algum tipo de intervenção ou perturbação. Para a situação em que tenhamos regulamentos ambientais, estes poderão impor aumento dos custos² de produção de algumas indústrias reduzindo o seu excedente do produtor, e numa análise mais ampla, é possível que ocorra redução no nível de renda da sociedade (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014).

Começa-se uma expansão das discussões e considerações no campo ambiental, inicialmente o foco residia sobre os problemas de descargas de poluentes na água e no ar, afetando o bem-estar das pessoas através da saúde ou recreação. Contudo, novos problemas surgem e passam a receber atenção, por exemplo a gestão de água de tempestades em áreas urbanizadas. Ações públicas que se ocupam de solucionar esse problema, estão sendo vistas como mais apropriadas para proteger as áreas que são consideradas ambientalmente sensíveis.

Um importante princípio para distinguir entre os métodos para mensurar mudanças em bens ambientais é baseado na fonte obtenção dos dados. Freeman III aponta que esses dados podem vir das observações dos comportamentos das pessoas, no qual essas ações repercutem de alguma forma, e as escolhas realizadas virão acompanhadas de consequências reais. A outra forma seria a partir de respostas para perguntas hipotéticas, formulando um cenário livre das consequências de uma decisão no mundo real.

O primeiro exemplo chama-se Método das Preferências Reveladas, que baseia-se no comportamento real que reflete a maximização de utilidade sujeito a restrições de recursos. Observa-se o escolhas realizadas no formato “pegue-o ou deixe-o”. Em outras palavras, o agente consumidor pode optar por comprar/consumir ou não comprar/consumir determinado bem em questão. Se ele escolhe comprar, esta informação revela que o valor

⁵ No sentido de fazer previsões testáveis.

do consumo do produto excede o custo que o agente se comprometeu a gastar. Em outras palavras, esse comportamento assumido pelo consumidor revela apenas se o valor derivado do bem para o indivíduo foi maior ou menor que o preço oferecido.

Um elemento chave no quadro conceitual desse método é o modelo de otimização do comportamento de um agente econômico que relaciona suas escolhas aos preços e restrições relevantes, incluindo o nível ambiental ou qualidade do recurso. Dessa forma, se um relacionamento comportamental entre as variáveis de escolha observável e a qualidade/quantidade do recurso pode ser especificada e estimada, este relacionamento pode ser usado para calcular a taxa marginal de substituição entre a qualidade ambiental e alguma variável de escolha observada com um preço monetário, revelando o valor marginal de mudanças na qualidade ambiental⁶.

O segundo método surge diante do fato de que alguns serviços ambientais não têm preço direto, mas algumas vezes suas quantidades afetam as escolhas das pessoas diante de outras opções, tais como os bens de mercado. Em contexto como esses, o valor do serviço ou do bem ambiental pode ser inferido através da aplicação de alguns modelos de relacionamento entre bens ambientais e bens de mercado. A hipótese básica presente na maioria desses modelos é de que há algum tipo de relação substitutiva ou complementar entre o serviço ambiental e os bens e serviços comercializados.

Em certa medida os Métodos de Preferência Declarada envolve uma espécie de trabalho de investigação no qual as pistas sobre os valores que os indivíduos depositam nos serviços ambientais são reunidas a partir das evidências que as pessoas deixam para trás à medida que respondem a preços e outros sinais econômicos.

A principal diferença entre a preferência revelada e os métodos de preferência declarada é que os últimos extraem seus dados das respostas das pessoas a questões hipotéticas, e não de observações de escolhas reais. As primeiras técnicas de preferência declarada envolviam perguntar às pessoas diretamente sobre o valor que elas atribuem aos serviços ambientais, criando, com efeito, um mercado hipotético. Como as respostas estão subordinadas às condições específicas estabelecidas no mercado hipotético, essa forma de métodos de preferência declarada é amplamente referida como avaliação contingente.

1.3 Sobre a Medida Marshalliana do Excedente do Consumidor (*EC*)

Conhecida a origem do valor na Economia e como pode-se mensurá-lo, requer-se entender como mudanças na qualidade ou quantidade de um bem ou serviço (por exemplo,

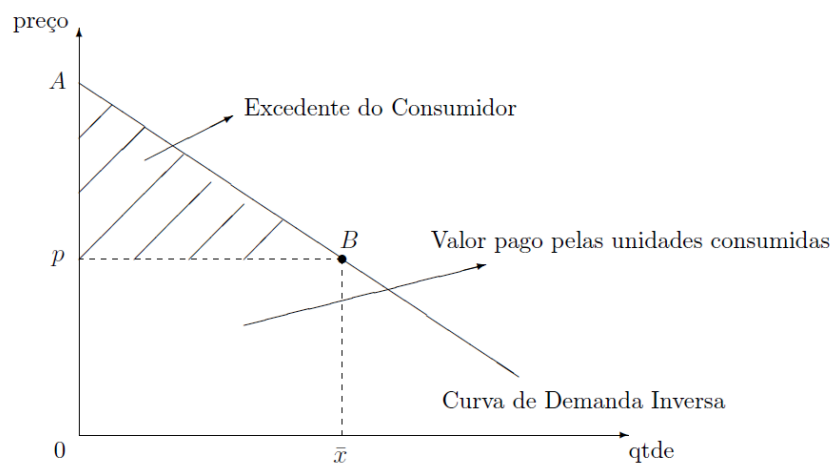
⁶ Existem diversas técnicas que utilizam o método de preferência revelada. Para uma leitura mais detalhada dessas técnicas pode-se consultar (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014)

ambiental) pode afetar o bem-estar individual. Essas mudanças ocorrem a partir do que convém-se chamar canais, tais como mudanças nos preços pagos por bens e serviços comprados no mercado; mudanças nas quantidades/qualidades de bem não transacionados em mercados (tais como bens públicos); mudanças nos preços recebidos pelos fatores de produção⁷.

Mudanças no ambiente econômico podem ser motivadas por diversos vetores, como por exemplo, um aumento de preço, uma nova tributação. O resultado dessa mudança pode colocar o consumidor em uma situação melhor ou pior em comparação a situação antes da mudança. É justamente nesse cenário que o Excedente do Consumidor (EC) se apresenta oportunamente como uma medida clássica da mudança de bem-estar de um indivíduo devido a mudanças no cenário econômico.

De outra forma, podemos dizer que o Excedente do Consumidor é a diferença entre a utilidade total obtida pelo consumo e o valor pago pelas unidades consumidas de um determinado bem. Dessa forma, o EC representa o ganho que o consumidor obtém ao comprar várias unidades do bem pagando sempre o mesmo preço. Dizemos ainda que o EC mensura a diferença entre a disposição a pagar do consumidor e o que ele efetivamente paga (ver Gráfico 1).

Figura 1 – Curva de Demanda Inversa e área de Excedente do Consumidor.



Fonte: Extraída de (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014)

No exemplo acima, a curva de demanda inversa revela o valor que o comprador assinala a cada unidade do bem. O consumidor optou por comprar \bar{x} unidades de um bem ambiental qualquer, por exemplo, qualidade ambiental. Todas as unidades anteriores à última sendo consumida, (infra-marginais) geram utilidade marginal acima do preço pago por aquela unidade. Se somarmos o excedente para todas as unidades demandadas, teremos o excedente do consumidor, que medirá, portanto, os ganhos obtidos pelos compradores por realizarem a troca no mercado (pagando o mesmo preço por todas as unidades compradas).

⁷ Nessa seção não é abordado as mudanças de conteúdo dos riscos enfrentados pelos indivíduos.

Estimar uma demanda marshaliana é relativamente fácil, o problema é que EC não é uma medida exata de bem, isso devido a sua incapacidade de responder perguntas específicas de bem-estar. No entanto, ficou demonstrado por (WILLIG, 1976) que a diferença entre o EC e as medidas de bem-estar hicksianas (VC e VE) podia ser mínima, de maneira que seu uso seria factível como uma boa medida de bem-estar, desde que não ocorra efeito renda ou este seja muito pequeno (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014).

Para calcular o Excedente do Consumidor, vamos supor que tenhamos um consumidor interessado em comprar um bem qualquer, x , enfrente aumento de preços, p_0 para p_1 quando da compra do bem. Também vamos supor que o preço do bem 1 seja p . Logo, o consumidor comprará x unidades do bem. A área do triângulo ApB na figura acima é o excedente do consumidor. A área $0pB\bar{x}$ é o valor pago pelas unidades consumidas. A soma das áreas $ApB + 0pB\bar{x}$ é a utilidade total gerada pelo consumo das \bar{x} unidades do bem. Consequentemente podemos medir o EC como sendo o triângulo na figura acima, ou dito de outra forma, como sendo a área entre a função de demanda inversa do bem e o preço do bem, no ponto onde \bar{x} é a quantidade consumida do bem:

$$EC = \int_0^{\bar{x}} [p(x) - p]dx \quad (1.1)$$

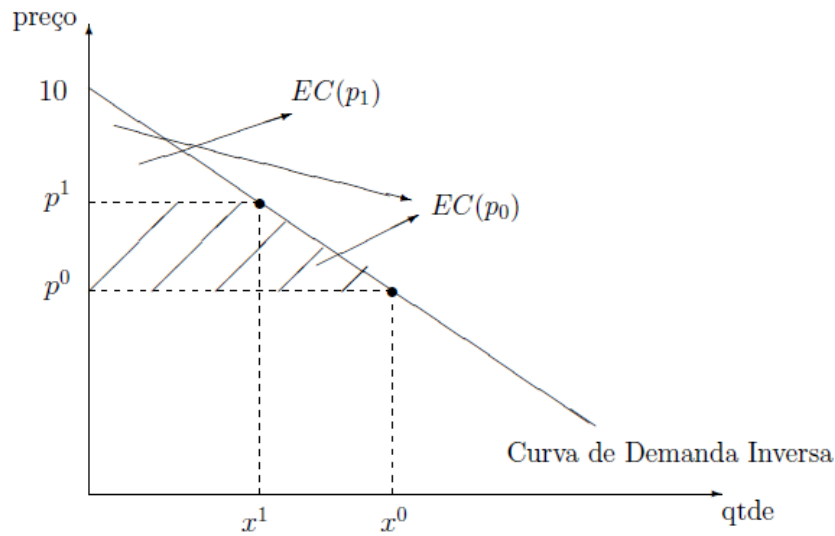
O excedente do consumidor assume a responsabilidade, como ferramenta clássica, de mensurar as mudanças de bem-estar do consumidor causadas por alguma mudança de política pública. Por exemplo: qual a perda para o consumidor se o preço de um bem aumenta devido a um novo imposto sobre o consumo desse bem?

Nesse caso, teremos uma variação no excedente do consumidor ΔEC para uma mudança no preço do bem de p^0 para p^1 , tal que $p^1 > p^0$, e que dado o caráter da curva de demanda ser negativamente inclinada, teremos que a quantidade consumida mudará de x^0 para x^1 , tal que $x^1 < x^0$, além de que seja $p(x)$ a função de demanda inversa do bem 1.

$$\Delta EC = EC(p^1) - EC(p^0) = \int_0^{x^1} [p(x) - p^1]dx - \int_0^{x^0} [p(x) - p^0]dx \quad (1.2)$$

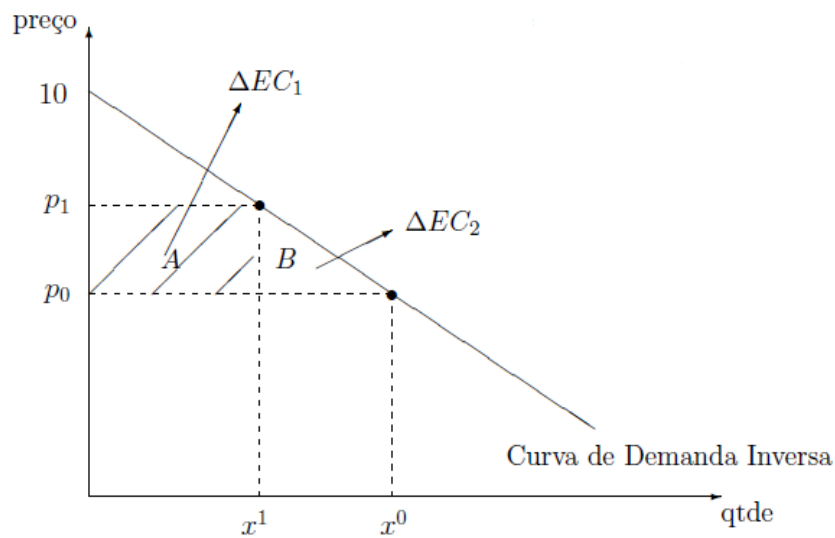
Da figura 2, temos que $\Delta EC = EC(p^1) - EC(p^0) < 0$. Outro fato interessante do EC , é que numa situação de variação do preço, podemos decompô-lo em duas áreas. A primeira delas é a perda decorrente do aumento do preço nas quantidades do bem que ainda são consumidas (área A). A segunda área é a perda gerada pela diminuição do consumo do bem (área B). Temos ainda que, $\Delta EC_{total} = \Delta EC_1 + \Delta EC_2$. Podemos dizer que, dado um aumento de preço, haverá uma queda no bem-estar do consumido, conforme figura 3.

Figura 2 – Curva de Demanda Inversa e área de Excedente do Consumidor.



Fonte: Extraída de (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014)

Figura 3 – Curva de Demanda Inversa e área de Excedente do Consumidor.



Fonte: Extraída de (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014)

É possível simplificar a expressão 1.2 usando a seguinte propriedade de integrais

$$\int_0^{x^0} p(x)dx = \int_0^{x^1} p(x)dx + \int_{x^1}^{x^0} p(x)dx$$

Então a expressão ΔEC torna-se:

$$\Delta EC = \int_0^{x^1} p(x)dx - \left(\int_0^{x^1} p(x)dx + \int_{x^1}^{x^0} p(x)dx \right) - \int_0^{x^1} p^1 dx + \int_0^{x^0} p^0 dx$$

Se simplificamos esta equação, obtemos:

$$\Delta EC = - \left[\int_{x^1}^{x^0} (p(x) - p^0) dx + (p^1 x^1 - p^0 x^1) \right] \quad (1.3)$$

Nessa situação, a integral na expressão 1.3 representa a área *B* da figura anterior e o termo $(p^1 x^1 - p^0 x^1)$ representa a área *A* da figura acima, e o sinal de menos nos indica que houve uma queda no bem-estar do consumidor. Ainda que a interpretação do *EC* via função de **demanda inversa** seja bem intuitiva, para os casos de mudança de preços, é mais interessante calcular o *EC* via **demanda marshalliana direta**. Nesta situação, para um dado nível de preços o *EC* seria:

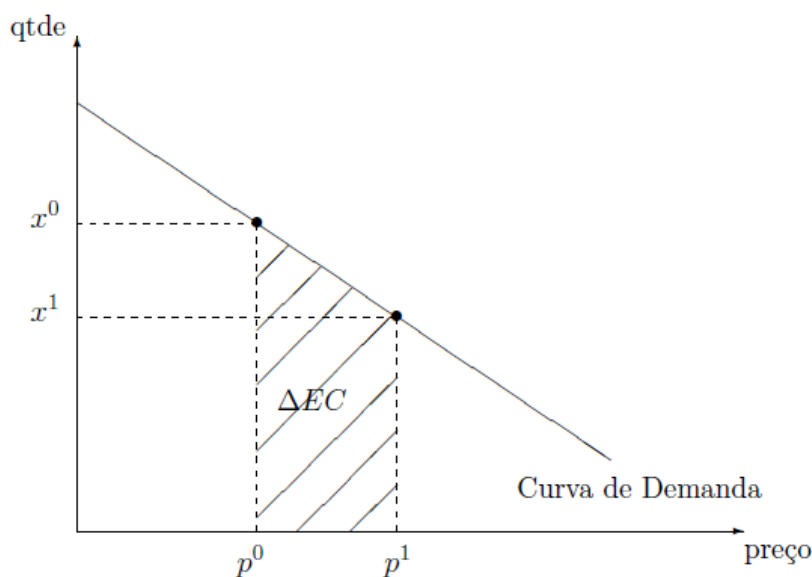
$$EC = \int_p^{\bar{p}} x^M(p) dp \quad (1.4)$$

onde \bar{p} é o menor preço que faz a demanda se igualar a zero, $x(\bar{p}) = 0$. Isto implica que para uma alteração no preço do bem de p^0 para p^1 , a variação no excedente do consumidor é:

$$\Delta EC = \int_{p^1}^{p^0} x^M(p) dp \quad (1.5)$$

Logo, o ΔEC derivado da demanda direta é apenas a área abaixo da curva de demanda do bem, ver Figura 4.

Figura 4 – Curva de Demanda Direta e área de Excedente do Consumidor.



Fonte: Extraída de (PERMAN, 2003)

Utilizaremos um exemplo para demonstrar como os dois caminhos (via função demanda direta e função demanda inversa) podemos chegar a mesma medida de variação

de bem-estar, quando da mudança de algum vetor econômico. Em nosso exemplo vamos supor que o preço de um determinado bem sofreu uma variação de 50%, no qual seu preço inicial, p^0 , que era R\$2,00 passou a ser R\$3,00, ou seja, p^1 . A variação no excedente do consumidor para esse aumento de preço é:

- **Calculando EC via demanda Direta**

Para esse caso assumimos que a função demanda de um bem para certo consumidor é $x(p) = 20 - 2p$. A variação do excedente do consumidor será:

$$\Delta EC = \int_2^3 [20 - 2p] dp = - \int_3^2 [20 - 2p] dp = -[20(3 - 2) - (32 - 22)] = -15 \quad (1.6)$$

Como resultado do aumento de preço, necessitamos inverter os limites da integral. Por isso, obtivemos o resultado da ΔEC como negativo, o que nos indica uma perda de bem-estar.

- **Calculando EC via demanda Inversa**

Nesse exemplo, invertemos a função demanda, assim teremos o preço em função da quantidade, $p = 10 - x/2$. Dado que estamos calculando o excedente do mesmo consumidor, seu valor deverá ser igual ao primeiro exemplo, -15. Vejamos:

$$\Delta EC = - \left[\int_{x^1}^{x^0} (p(x) - p^0) dx + (p^1 x^1 - p^0 x^1) \right] = - \left[\int_{x^1}^{x^0} p(x) dx + (p^1 x^1 - p^0 x^1) \right] \quad (1.7)$$

Deve-se achar as quantidades x^0 e x^1 . Elas são encontradas usando a função de demanda:

$$p^0 = 2 \longrightarrow x^0 = x(p^0) = 20 - 2p^0 = 16, \quad p^1 = 3 \longrightarrow x^1 = x(p^1) = 20 - 2p^1 = 14$$

Usando esses valores na fórmula para ΔEC acima, temos que:

$$\Delta EC = - \left[\int_{x^{14}}^{x^{16}} \left(10 - \frac{x}{2}\right) dx + (p^1 x^1 - p^0 x^0) \right] \quad (1.8)$$

$$\Delta EC = - \left[10(16 - 14) - \frac{1}{4}(16^2 - 14^2) + ((3x14) - (2x16)) \right] = -15 \quad (1.9)$$

Logo, a ΔEC , calculada usando a demanda inversa é igual à variação calculada usando a demanda marshalliana, demonstrando uma perda de bem-estar do consumidor de 15 unidades do seu excedente original.

1.4 Sobre as Medidas Hicksianas

1.4.1 Quando da mudança de preços: Variação equivalente (EV) e Variação Compensatória (CV)

Dado a hipótese de que danos ambientais relevantes afetam somente consumidores, o que requeremos é uma medida monetária de mudança de utilidade experimentada devido a um dano ambiental feito por um projeto “qualquer”. Na seção anterior, dado uma função de demanda do indivíduo, mostramos como definir o excedente do consumidor.

Assim, percebemos que para um indivíduo, a mudança no excedente do consumidor pode ser tratada como uma medida monetária da mudança de utilidade quando, por exemplo, houver uma queda no preço de uma mercadoria. No entanto, esta é uma medida válida da mudança de utilidade somente sob algumas premissas restritivas. Seria necessário, por exemplo, que a utilidade marginal da renda fosse constante.

Em 1941, John Richard Hicks desenvolveu um conjunto de medidas monetárias de mudança na utilidade que não requerem tais premissas restritivas, e estas são as que idealmente são utilizadas para as estimativas de custo ambiental. Usa-se o excedente do consumidor para realizar essa estimativa, sendo que uma das grandes preocupações na literatura é justamente quão próximas as medidas marshallianas, poderiam ser das medidas Hicksianas, esta última sendo considerada mais adequada que a primeira (WILLIG, 1976; FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014).

Vamos deixar de lado a preocupação ambiental em nossa formulação inicial. Nosso objetivo é obter uma medida monetária de uma mudança (melhora) no bem-estar do indivíduo decorrente de uma redução no preço de algum bem, C_1 , de p_1' para p_1'' . Vamos definir um segundo bem, C_2 – que se refere a todos os bens que não o bem C_1 , e aceitemos que o preço do bem C_2 seja unitário (ou seja, igual a 1), além de supor que o indivíduo tem uma renda monetária fixa, Y_0 . A restrição orçamentária do consumidor, antes da queda do preço, pode ser escrita como:

$$U = U(C_1, C_2) \quad (1.10)$$

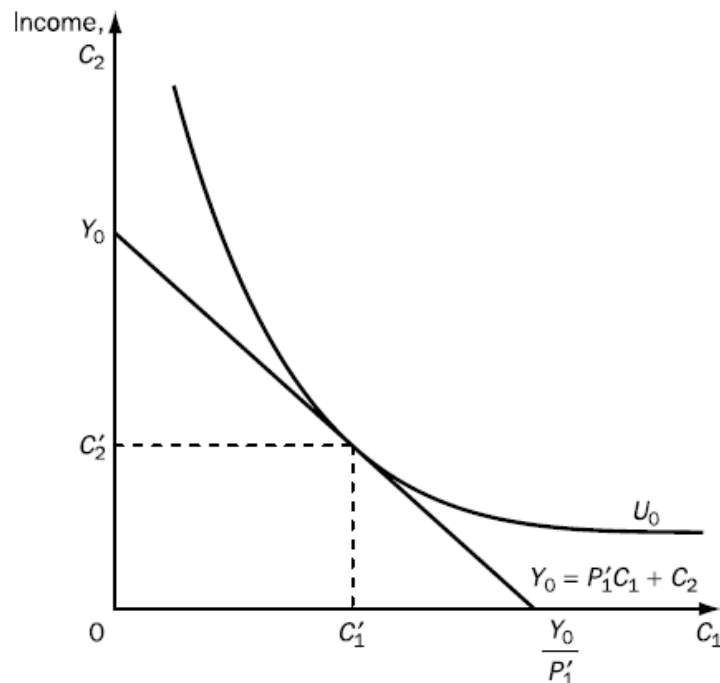
$$p_1' C_1 + C_2 = Y_0 \quad (1.11)$$

O consumidor maximizador de utilidade deverá escolher C_1 e C_2 de modo a maximizar sua satisfação via função de utilidade.

A solução é dada pelas quantidades de consumo, C_1' para C_1'' e o nível de utilidade maximizada U_0 , ambos descritos na Figura 5. Podemos interpretar o eixo vertical como sendo em unidades de renda monetária. Para ver isso, observe a partir da restrição

orçamentária que, se não houve despesa no bem 1 ($C_1 = 0$), então C_2 é igual ao nível de renda monetária Y_0 .

Figura 5 – Maximização de Utilidade.



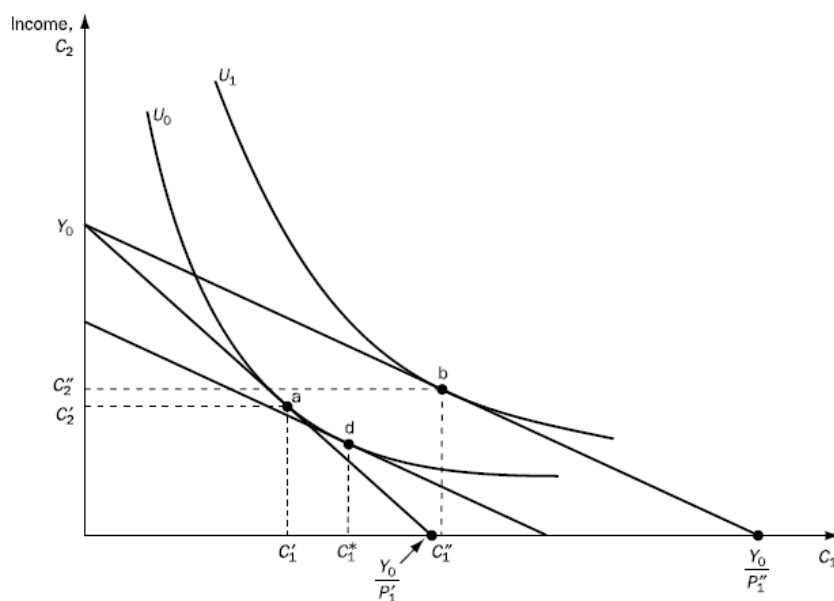
Fonte: Extraída de (PERMAN, 2003)

Consideremos a consequência da queda do preço do bem C_1 de p_1' para p_1'' . A restrição orçamentária gira no sentido anti-horário sobre o ponto Y_0'' no eixo vertical para a nova restrição $p_1''C_1 + C_2 = Y_0''$ como mostrado na figura 6. O problema de maximização da utilidade implica em níveis de consumo C_1'' e C_2'' e um nível de utilidade maior, U_1 . O aumento no nível de consumo de C_1' para C_1'' pode ser decomposto em duas partes, efeito de substituição (de C_1' até C_1^*), e em efeito renda (de C_1^* até C_1'').

Para situações onde ocorrem mudanças de preços, existem duas medidas monetárias advindas do trabalho de Hicks: Variação Compensatória (CV) e Variação Equivalente (EV). A primeira é uma mudança na renda que “compensaria” o indivíduo devido a mudança de preço. A segunda é a mudança na renda que seria “equivalente” à mudança de preço proposta. Examinemos CV e EV para uma situação de queda de preço do bem C_1 .

Neste caso, a variação compensatória expressa a quantia de renda monetária que, quando tirada do indivíduo juntamente com a queda do preço, deixa-o em seu nível inicial de utilidade. Em outras palavras, expressa a quantia máxima que o indivíduo pagaria para que a queda do preço ocorra. Para a variação equivalente, o raciocínio é um tanto distinto, pois ela expressa a quantia de renda monetária que, se dada ao indivíduo que não experimentou a queda do preço, daria a ele o mesmo nível de utilidade caso o preço de fato tivesse caído de fato. Do mesmo modo, dizemos que a Variação equivalente é a

Figura 6 – Efeito Renda e Efeito Substituição de uma redução do preço



Fonte: Extraída de (PERMAN, 2003)

compensação mínima que o indivíduo estaria disposto a aceitar ao invés da queda de preço.

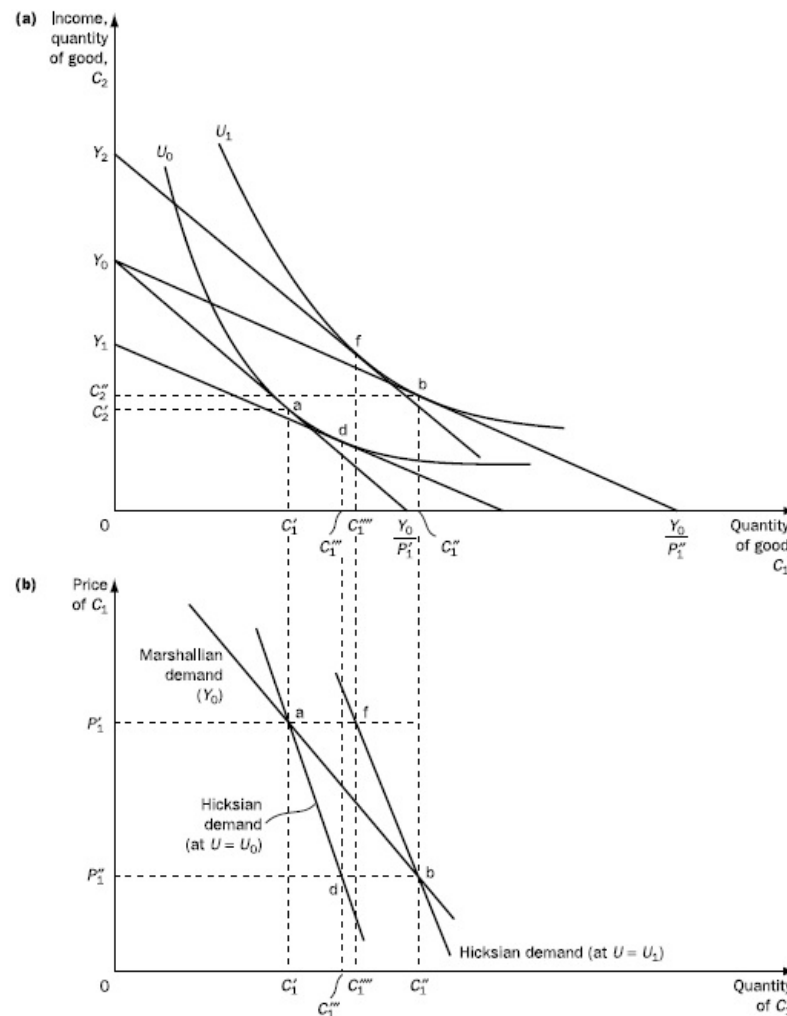
Na figura 7, os pontos “a” e “b” representam a escolha de consumo que máximo utiliza antes e depois da queda do preço. Olhando para o ponto “b”, no qual a inclinação da restrição orçamentária é dada pelo preço final, após a queda do preço. Mantendo os preços relativos constantes, reduz-se a renda monetária até que o indivíduo esteja limitado apenas ao nível original de utilidade, U_0 , no ponto “d”. A redução requerida da renda é a quantia $Y_0 - Y_1$, que é a variação compensatória da queda do preço.

A variação compensatória mede, em unidades de renda monetária, a mudança na utilidade de U_0 até U_1 , uma vez que os preços são fixos nos seus níveis finais. A variação equivalente é dado pela quantia $Y_2 - Y_0$ na figura (7a), deixando o indivíduo no ponto “f”, e mede em unidades de renda monetária, a mudança da utilidade de U_0 até U_1 , dado que preços estão fixados nos seus níveis iniciais. Portanto, as duas variações medem (em termos renda monetária) a mudança da utilidade de U_0 até U_1 . Elas diferem uma da outra porque estas mudanças são valoradas em diferentes conjuntos de preços e usam diferentes pontos de referência (WILLIG, 1976; FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014).

Também podemos interpretar a variação compensatória e variação equivalente via alternativa geométrica. Se olharmos a figura (7b), pode-se observar dois exemplos de função demanda. Em caso de uma mudança no preço, geralmente, teremos o efeito substituição e renda. A função demanda Marshalliana e Hicksiana diferem na maneira em que tratam os efeitos substituição e renda, pois a função de demanda Marshalliana mostra como a quantidade de C_1 demandado varia com de P_1 - enquanto a renda do consumidor e todos os outros preços são mantidos constantes.

Por outro lado, a função de demanda Hicksiana é o relacionamento entre a quantidade demandada de um bem específico e o seu preço, mantendo todos os outros preços e utilidade constantes. Isto é realizado de tal forma que a compensação elimina o efeito renda de uma mudança de preço⁸. Assim, os movimentos ao longo da curva de demanda hicksiana representam o efeito puro de substituição de uma mudança de preço.

Figura 7 – (a) A variação compensatória de uma queda de preço; b) Demandas hicksiana e marshalliana



Fonte: Extraída de (PERMAN, 2003)

Para derivar a função de demanda compensada para o exemplo acima, deve-se olhar novamente para o exercício identifica a variação compensatória de uma queda de preço, que mostramos ser $Y_0 \sim Y_1$. Consideremos os dois pontos “a” e “d” na figura 7(a). O movimento de “a” até “d” é a consequência de uma queda no preço do bem, mantendo-se todos os outros preços constantes (neste caso específico, apenas o preço de C_2) e mantendo

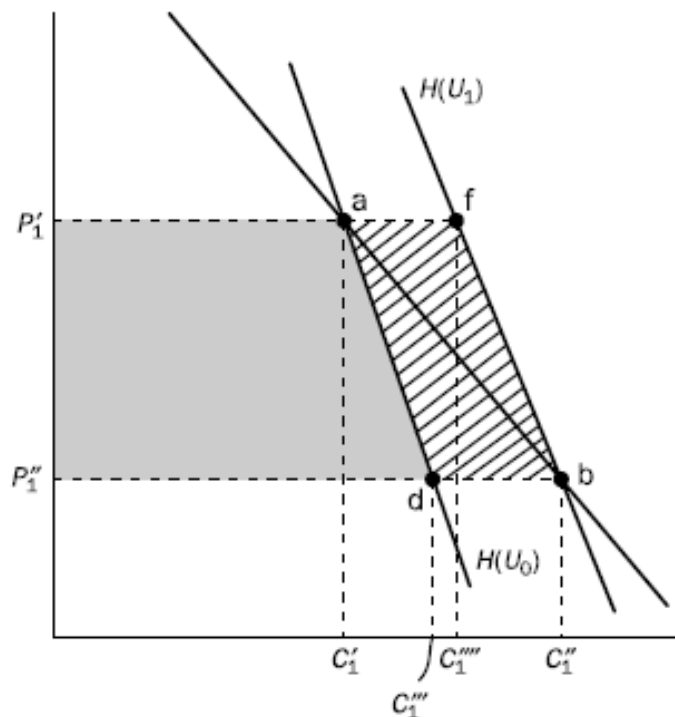
⁸ As funções de demanda Hicksiana comumente é nomeada como “função de demanda compensada”, enquanto que a função de demanda Marshalliana ficou conhecida como “função de demanda não compensada”.

a utilidade constante (em U_0), portanto, representa o efeito substituição da queda no preço de C_1 .

Os pontos “a” e “d” constituem dois pontos na curva de demanda Hicksiana para $U = U_0$, como mostrado na figura 7b. Note que uma segunda curva de demanda hicksiana pode ser obtida para o nível de utilidade $U = U_1$. As duas combinações “b” e “f” constituem pontos sobre esta função de demanda Hicksiana.

Há ainda uma segunda alternativa a interpretação geométrica do CV e EV para uma queda de preço. Para ver isso note a figura ??, no qual temos a curva de demanda não compensada (marshalliana) e as duas demandas compensadas (hicksiana). Neste exemplo podemos interpretar a área no gráfico que representaria o nível da mudança. Assim, a variação compensatória é a área a esquerda de $H(U_0)$ e entre os preços P_0 e P_1 . A variação equivalente é representada pela área à esquerda de $H(U_1)$ e entre os preços P_0 e P_1 . Observe que a área a esquerda da Demanda Marshalliana - o excedente do consumidor Marshalliano (MCS) em caso de mudança de preço - não é exatamente igual a qualquer uma das duas medidas hicksianas de mudança de utilidade.

Figura 8 – Variação compensatória e Variação Equivalente



Fonte: Extraída de (PERMAN, 2003)

Assim, para uma queda no preço de C_1 , temos que:

$$CV = \int_{P_1''}^{P_1'} H_{U_0} dP \tag{1.12}$$

Assim temos que (CV) é a área cinza, enquanto que o (EV) é a área do (CV) mais a área listrada.

$$EV = \int_{P_1''}^{P_1'} H_{U_1} dP \quad (1.13)$$

Repetindo os argumentos utilizados no caso de uma queda de preço, mas agora usando-os para um aumento de preço, isso nos leva a uma variação compensatória (CV) como compensação mínima que deixaria inalterada a utilidade de um indivíduo. Por outro lado, nos leva a uma variação equivalente (EV) como a máxima compensação que o indivíduo estaria disposto a pagar para que o aumento de preço não ocorra.

A partir da figura podemos inferir que, para queda de preço temos $VC < MCS^9 < VE$ e $DAP < MCS < DAA$. Enquanto, que para um aumento de preço $VC > MCS > VE$ e $DAA > MCS > DAP$. Isto significa que para os tipos de bens normais, temos que a disposição a aceitar é maior que o excedente do consumidor e também do que a disposição a pagar.

Então, em princípio podemos obter a medida monetária adequada do efeito na utilidade sobre mudanças de preços se pudermos verificar sua DAP ou DAA . Se não for possível fazer isso, mas se a função de demanda normal não compensada do indivíduo for conhecida, é possível medir o excedente do consumidor Marshalliano, ainda que esta não seja uma medida correta para aumentos ou reduções de preço, embora saiba-se que ela está entre as duas medidas corretas (WILLIG, 1976; FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014). Duas questões surgem:

- Qual medida (VC ou VE) deveria ser usada em qualquer caso particular?
- Se somente o excedente marshalliano for factível, quão diferente ele será em relação a medida correta?

A resposta para a segunda pergunta é que a essa diferença não será muito grande. Considerando os argumentos expostos anteriormente, o tamanho do “erro” dependerá do tamanho do efeito renda associado com uma mudança de preço para o produto mencionado, uma vez que a função de demanda hicksiana é correta para o efeito renda, enquanto que a função de demanda de marshalliana não é. Quando a elasticidade de renda da demanda pelo bem em questão é zero, então as demandas hicksianas se tornam idênticas à função de demanda marshalliana e, portanto, $EV = CV = MCS$. A razão para isso é que o efeito de renda da mudança de preço é zero (WILLIG, 1976; FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014).

⁹ Abreviação para excedente do consumidor marshalliano

Para a primeira pergunta temos que a escolha da métrica depende das circunstâncias e propósitos da análise. Se pensarmos sobre isso em termos de usar *DAP* ou *DAA*, é realmente uma questão de saber se queremos tratar o *status quo* como um ponto de referência para qual o indivíduo tem algum tipo de direito, ou não.

1.4.2 Quando da mudança de qualidade: Excedente equivalente (ES) e Excedente Compensatório (CS)

Consideremos agora as medidas monetárias para as implicações da mudança de utilidade decorrentes de mudanças na qualidade ou quantidade de serviços ambientais. Seguindo da análise anterior, optemos por considerar C_1 como a mercadoria ambiental e mudar a notação de C_1 para “ E ”. Passaremos a assumir que o indivíduo tem uma função de utilidade bem-comportada tal que:

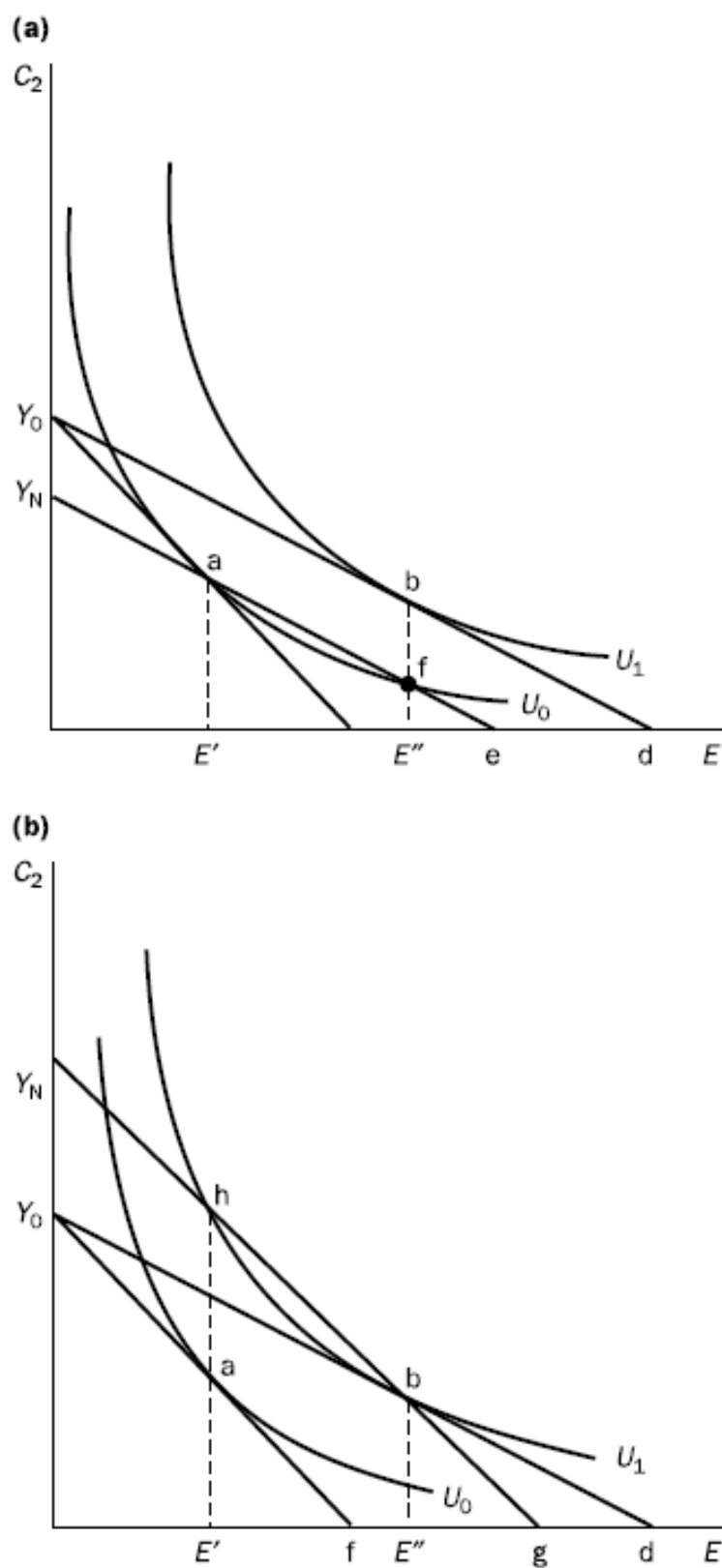
$$U = U(E, C_2) \quad (1.14)$$

As mudanças no nível de “ E ” podem se referir a mudanças de quantidade ou de qualidade, dependendo do serviço ambiental envolvido. Podemos encontrar ambos os usos na literatura, sendo que analiticamente os dois usos se referem à mesma coisa - mudanças no nível de “ E ”. Onde há referência a “qualidade ambiental”, geralmente há alguma medida quantitativa envolvida, como, por exemplo, com a qualidade da água. A medida pode ser ordinal e não cardinal, podendo inclusive basear-se em avaliações subjetivas.

Tipicamente, como qualidade ou quantidade, “ E ” seria não-exclusivo e não divisível, de modo que o indivíduo não pode ajustar seu nível de consumo. Para os propósitos atuais, vamos supor que “ E ” é um bem público, por exemplo, a qualidade da água em um lago. Existem duas medidas monetárias da mudança de utilidade associadas a uma mudança no nível de “ E ”, Excedente Compensatório (*CS*) e Excedente Equivalente (*ES*). Eles são mostrados, para o caso de uma melhoria, ou aumento, de E' para E'' na Figura 9(a) e 9(b), respectivamente.

Na figura 9a, o indivíduo está inicialmente na curva de utilidade U_0 . Como resultado de alguma mudança de política, E aumenta de E' para E'' , o que faz aumentar a utilidade do indivíduo. Aumentar E sem mudar mais nada é equivalente a uma redução no preço de E . A inclinação da reta orçamentária Y_0d dá a razão de preço implícita no aumento da quantidade, tangencial a uma curva de indiferença para um nível mais alto de utilidade, U_1 , em b . Agora, se desenharmos uma reta Y_{Ne} paralelo a Y_0d e cortar a curva de indiferença para U_0 em f , teremos que o nível de E será E'' . Este não é um ponto de tangência, refletindo o fato de que o indivíduo é obrigado a experimentar E'' .

Figura 9 – Excedente compensatório e Excedente Equivalente



Fonte: Extraída de (PERMAN, 2003)

Assim, teremos que o Excedente Compensatório (CS) é $bf = Y_0 - Y_N$. Trata-se, portanto, da quantia de dinheiro que, se perdida pelo indivíduo com a mudança de política, resultaria em seu nível de utilidade antes da mudança. Logo, é a disposição máxima a pagar pela melhoria ambiental - se o indivíduo experimentou E indo de E' para E'' e pagou uma quantia $Y_0 - Y_N$, ele ou ela permaneceria em um nível constante de utilidade U_0 .

Por outro lado, na figura 9b, o aumento de E significa um movimento em direção a b com a nova razão de preço implícita dada pela inclinação de Y_0d . Se desenharmos uma nova reta orçamentaria Y_Ng paralela à linha de orçamento original Y_0f ela cortará a U_1 em b . Ela também cortará a curva de indiferença U_1 em h . Teremos então o Excedente Equivalente (ES) sendo $Y_N - Y_0 = ha$. Logo, o ES será a quantia de dinheiro que, a preços originais, deveria, se paga ao indivíduo, movê-lo para o mesmo nível de utilidade caso houvesse uma melhoria ambiental. Dito de outra forma, ha é a disposição mínima do indivíduo em aceitar uma compensação pela melhoria ambiental que não está acontecendo.

Também é possível mudar a situação ambiental por exemplo, mudando o caso presente, para um contexto de deterioração do ambiente, ou seja, uma redução em E . Ao examinarmos o Excedente Equivalente e Excedente Compensatório, iremos verificar que o CS é a disposição a aceitar uma compensação pela qualidade ambiental piorada, E menor, enquanto que o ES é a disposição a pagar para evitá-lo.

Em situações de mudanças de qualidade, as inferências a respeito da cardinalidade de CV , EV e MCS , não podem ser transferidos para SE , CS e MCS ¹⁰. Isso significa que nesse contexto (mudança na qualidade ambiental), não é possível usar o MCS como uma aproximação para a medida monetária adequada da mudança de utilidade (BOCKSTAEEL; MCCONNELL, 1993).

Por fim, deve-se perceber que no caso de mudança de preço, o indivíduo pode ajustar seu nível de consumo para o bem ambiental cujo preço muda, enquanto no caso de mudança qualidade/quantidade, o nível de consumo para o serviço ambiental está além do controle do indivíduo. Neste último caso, a mudança no nível de E é exógenamente imposta ao indivíduo.

1.5 Métodos de valoração Econômica da Biodiversidade

1.5.1 Método de Valoração Contingente

A Valoração Contingente é possivelmente a mais popular das técnicas de preferência declaradas empregadas na valoração ambiental, com aplicações que remetem ao anos 60. Em seu âmago, a Valoração Contingente busca as medidas Hicksianas de impacto no

¹⁰ Esse entendimento mudou desde a publicação do artigo de Bockstael e McConnell (1993).

bem-estar derivadas de mudanças nas condições ambientais, ou ao menos, limites sobre tais medidas (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014).

Como qualquer um dos métodos função demanda de valoração econômica do meio ambiente, O método de Valoração Contingente - MVC, objetiva capturar dos indivíduos a sua Disposição a Pagar (DAP) uma mudança positiva na quantidade ou qualidade de um bem ambiental ou a sua Disposição a Aceitar (DAA) decorrente de uma perda de qualidade ou quantidade, de forma direta e indireta, ante a hipótese de mudança no bem, serviço ou ativo ambiental. Não havendo por parte do bem ambiental valor expresso para consumo, exige-se a utilização de um cenário hipotético com características similares ao que se quer valorar, para que dessa forma, os indivíduos pesquisados possam expressar seu conjunto de preferências¹¹ por meio de relações intrínsecas já existentes entre produtos comercializados no mercado (mercado real) bem como com os bens que ainda não tem valor comercial - aqueles que seram objeto do mercado hipotético (CASTRO, 2016).

O MVC se apoia nas escolhas dos indivíduos e sua base teórica a teoria das preferências do consumidor, estimado a partir de uma função utilidade marginal. Estimar portanto, uma DAP/DAA significa derivar medidas Hicksianas para o tradeoffs das escolhas dos indivíduos entre os bens ambientais e o consumo de outros bens. tal processo, ocorre a partir de entrevistas que adiante servem para "revelar" as preferências dos indivíduos por bens ou serviços ambientais não comerciais.

Para realizar um adequado estudo de valoração contingente, deve-se cumprir alguns procedimentos indispensáveis. De forma resumida, os componentes essenciais (HOLMES et al., 2003), atentam para:

- Identificar a mudança na quantidade ou qualidade a ser valorada.
- Identificar quais valores serão estimados.
- Selecionar o modo de obtenção dos dados.
- Escolher o tamanho da amostra.
- Explicitar toda a informação necessária no questionário para o entendimento do entrevistado.
- Escolher o design da questão de valoração contingente.
- Realizar o preteste e implementar o questionário.
- Desenvolver os procedimentos de análises dos dados e análise estatística.

¹¹ A premissa básica apontada pela teoria do bem-estar econômico, aponta o indivíduo como o melhor juiz de seu bem-estar. O bem-estar de cada indivíduo não depende apenas do consumo individual de bens e serviços privados, mas da quantidade e da qualidade de outros bens e serviços fora do mercado, como os bens públicos, recursos naturais, saúde, recreação, contemplação, entre muitas outras opções.

- Reportar os valores estimados da disposição a pagar da amostra.

Através da aplicação do questionário que simula um mercado hipotético, objetiva-se instigar o imaginário dos indivíduos, a fim de que pensem sobre o cenário que lhes é apresentado e o problema existente, estimulando seu pensamento em dar valor a aquilo que achavam não ter, e, ao se defrontar com tal responsabilidade, o consumidor passa a contribuir com um olhar diferenciado para o alvo que se quer atingir. O Método tornou-se uma ferramenta empregada para que pessoas possam expressar suas preferências e a disposição a pagar por elas. O desafio do MVC está em ajustar o que todas as pessoas pensam e produzir um valor que as represente (CASTRO, 2016).

1.5.1.1 Obtenção dos dados

A obtenção dos dados em uma valoração contingente depende do formato de elicitação. No capítulo 3 desta tese utilizamos "Perguntas sobre escolha discreta binária". Talvez esse seja o formato de elicitação mais comumente utilizado na avaliação contingente. Trata-se da questão da escolha discreta binária, também conhecida como o formato de escolha dicotômica. Neste formato, as perguntas são formuladas sob a forma de referendo, no qual apresenta-se ao participante da pesquisa as mudanças ambientais propostas e o custo (também chamado de "valor da proposta") que eles suportariam se as mudanças fossem implementadas, o indivíduo é perguntado se votaria a favor do referendo.

No caso da resposta ser sim, essa pessoa está indicando uma disposição a pagar um valor maior ou igual ao custo especificado. Se a resposta for não, então essa soma de dinheiro pode ser tomada como um limite superior da verdadeira disposição a pagar. Os entrevistados são atribuídos aleatoriamente a diferentes subamostras, com cada subamostra sendo solicitada a responder a um valor de lance diferente. É então possível testar a hipótese de que a proporção de respostas sim diminui com um aumento no preço do bem ambiental. Esses dados podem então ser analisados com um modelo de escolha discreta para obter estimativas de funções de utilidade indireta ou funções de oferta (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014; HOLMES et al., 2003).

O formato de escolha binária de lance único tem pelo menos três vantagens em relação aos formatos abertos. Primeiro, coloca as pessoas em um contexto social relativamente familiar. Muitas transações no mercado privado envolvem bens oferecidos numa base "pegar ou largar" em que o indivíduo decide se compra ou não o bem ao preço oferecido. Se o veículo de pagamento é um imposto, a questão da escolha discreta simula um verdadeiro referendo do tipo encontrado em todos os lugares. A segunda vantagem é que, uma vez que apenas uma resposta sim ou não é necessária, o formato de pergunta de escolha discreta apresenta um problema de decisão relativamente simples para os indivíduos. Isso pode resultar em níveis mais baixos de falta de resposta do item e menos recusas

para participar da pesquisa. Em terceiro lugar, pelo menos em algumas circunstâncias, é compatível com incentivos; ou seja, a melhor estratégia dos entrevistados é ser sincero ao responder a pergunta. Este ponto é retornado abaixo citar (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014; HOLMES et al., 2003).

Há desvantagem do formato de escolha binária, sendo a principal delas, que este formato fornece pouca informação de cada respondente da pesquisa. Especificamente, só se aprende se a DAP do indivíduo para o programa proposto está acima ou abaixo do valor do lance ao qual ele é apresentado. Por isso, tamanhos de amostra relativamente grandes são necessários para caracterizar com precisão as tendências centrais e as características de distribuição da DAP na população. Além disso, para converter dados de respostas sim ou não a uma questão de escolha discreta em uma medida monetária, requer o emprego de algum modelo teórico de utilidade explícita de escolha. Veremos como um modelo de escolha discreta é adequado para esta tarefa. Será possível ver como através da variação nos preços da amostra torna possível explicar as escolhas dos indivíduos em termos de uma função de disposição a pagar e não em termos de diferenças na utilidade indireta (FREEMAN; HERRIGES; KLING, 2014).

1.5.1.2 Modelo de Resposta do Indivíduo.

Nesta etapa, utilizamos uma estrutura que mostra como as medidas de bem-estar podem ser derivadas, que logo é seguido pelo desenvolvimento paralelo que se baseia na abordagem da função de disposição a pagar. Logo, consideremos um indivíduo que deve decidir se vai responder sim ou não à seguinte pergunta: “Você votaria em um programa para aumentar permanentemente a qualidade ambiental de q^0 para q^1 se o custo total para você fosse $\$ \tau$?”.

Assumamos que a função de utilidade indireta deve ser $u(q, M, \mathbf{S})$, onde \mathbf{S} é um vetor de características individuais e o vetor de preços de mercado, \mathbf{P} , é omitido, uma vez que esses preços são considerados constantes. O indivíduo responde sim se:

$$u(q^1, M - \tau, \mathbf{S}) > u(q^0, M, \mathbf{S}) \quad (1.15)$$

Sendo que $\vartheta(\cdot)$ é uma representação das preferências do consumidor do indivíduo observado¹²; O vetor de preços P ; uma renda M ; as características socioeconômicas é \mathbf{S} ; assim, a probabilidade de uma resposta ser sim, é então dada por:

$$Pr(v) = Pr[\vartheta(q^1, M - \tau, \mathbf{S}) + \epsilon^1 > \vartheta(q^0, M, \mathbf{S}) + \epsilon^0], \quad (1.16)$$

¹² Também referida como o componente “observável” da utilidade

Onde o $\epsilon^j \equiv u(q^j, M, \mathbf{S}) - v(q^j, M, \mathbf{S})$, tal que $j = 0, 1$ são os componentes aleatórios e não observados da utility. Se os termos aleatórios forem distribuídos de forma independente e idêntica com uma distribuição de Valor Tipo I Extrema, essa probabilidade pode ser expressa como:

$$Pr(v) = \frac{\exp(\Delta\vartheta)}{1 + \exp(\Delta\vartheta)} \quad (1.17)$$

No qual $\Delta v \equiv v^1 - v^0$, e, se invertermos o sinal na diferença da probabilidade, encontraremos a expressão que nos dá a probabilidade de o entrevistado rejeitar a oferta:

$$Pr(\aleph) = \frac{1}{1 + \exp(\Delta\vartheta)} \quad (1.18)$$

A Disposição a Pagar por q^1 (CS) é definido implicitamente por

$$u(q^1, M - CS, \mathbf{S}) = u(q^0, M, \mathbf{S}) \quad (1.19)$$

Ou equivalentemente como,

$$v(q^1, M - CS, \mathbf{S}) + \epsilon^1 - \epsilon^0 = v(q^0, M, \mathbf{S}) \quad (1.20)$$

Em termos da função de utilidade observável, CS que é o excedente compensatório e é uma variável aleatória, por causa do termo $\epsilon^1 - \epsilon^0$. A probabilidade de aceitar a oferta é também a probabilidade de que $CS \geq \tau$ e a probabilidade de rejeitar a oferta é a probabilidade de $CS < \tau$. Esta é uma função de densidade acumulada (fda), denotada aqui como $F(\tau)$, mostra a probabilidade de uma “sem resposta”, $Pr(\aleph)$, como uma função de τ .

Logo, o valor esperado da variável aleatória CS pode ser encontrado a partir do cdf do seguinte modo:

$$E[CS] = \int_{x^0}^{x^\infty} [1 - F(\tau)] d\tau. \quad (1.21)$$

Para qualquer τ , um indivíduo com menor disposição a pagar pela mudança em q teria maior probabilidade de rejeitar a oferta e o valor de CS seria menor. Por outro lado, a oferta de $q^2 > q^1$ em qualquer τ diminuiria a probabilidade de um indivíduo rejeitar a

oferta. Logo, $F(\tau)$ reduz e $E[CS]$ seria maior. Daqui em diante deve-se especificar uma forma funcional para que seja possível o componente observável da utilidade, e permite estimar os parâmetros da diferença de utilidade nas equações (1.17) e (1.18).

$$\Delta v = (a^1 - a^0) + \left[b \cdot \ln \left(1 - \frac{\tau}{M} \right) \right] + \left[c \cdot \ln \left(\frac{q^1}{q^0} \right) \right] \quad (1.22)$$

Deve-se utilizar os parâmetros das equações (1.22), (1.17) ou (1.18) para calcular $E[CS]$.

1.5.2 Método de Transferência de Benefícios

A transferência de benefícios é um termo coloquial adotado pela economia e significa o uso de dados ou informações existentes em configurações diferentes daquelas para as quais foram coletadas originalmente. Embora a maioria das transferências de benefícios se concentre na estimativa de valores, seu uso pode ser muito mais amplo do que isso. Às vezes, pode-se estar interessado na capacidade de resposta da demanda por certos bens ou serviços (HOLMES et al., 2003).

Este método pode ser usado para informar políticas e processos de tomada de decisão em vários estágios. Ele pode ser usado para enquadrar o contexto de políticas, avaliar políticas, definir a extensão de um mercado afetado, pré-teste de avaliação de danos aos recursos naturais e até mesmo determinar se a pesquisa original é justificada. Portanto, mesmo que nos concentremos no seu uso para atender às necessidades de avaliação de bens e serviços que não são de mercado, não percamos de vista seu potencial mais amplo.

Sabe-se que é possível aprender sobre algo através das experiências diretas e através das experiências dos outros. Transferência de benefícios se encaixa nesta última. Ela é a adaptação de informações derivadas da pesquisa original em um contexto diferente. O contexto da pesquisa original é frequentemente referido como o local do estudo. Vamos definir medidas para o local do estudo como V_S . Também temos o uso de políticas ou um contexto para o qual precisamos de informações (V_P), mas não temos nada disso. Em última análise, derivamos estimativas de V_{P_j} para o site de políticas j a partir dos resultados ou pesquisa original no local de estudo i (V_{S_i}). Os valores do site de estudo (V_{S_i}) tornam-se valores de transferência (V_{T_i}) quando aplicados ao site de diretas j :

$$V_{S_i} \Rightarrow V_{T_i} \quad (1.23)$$

Pesquisa original fornece informações específicas do contexto em relação ao site da política. Isso ocorre porque o alvo da pesquisa original é abordar uma necessidade específica em um contexto específico. No caso de transferência de benefício, $i \neq j$, ou

informação para o site de política é derivada de pesquisa original conduzida em um site diferente. A transferência de benefícios fornece informações relevantes ao conteúdo e ao contexto. As informações transferidas devem ser relevantes para o site da política. Somente em raras circunstâncias as informações transferidas seriam específicas e idênticas. Este capítulo discute como as estimativas do V_{S_i} podem ser usadas para estimar o V_{P_j} ou método de transferência de benefícios.

Para essa etapa do trabalho utilizaremos as medidas de transferência de valor de tendência central. Esta abordagem considera os valores decorrentes da mediana, média, ou qualquer outro valor que seja decorrente de uma tendência central baseada em todos ou algum subconjunto de resultados da pesquisa original (HOLMES et al., 2003).

Mas **Quão boas são as transferências de valores?** Essa resposta é em certa medida desconhecida. Isso ocorre basicamente porque o valor real de um site de política é desconhecido; caso contrário, não haveria necessidade de transferência de benefícios. Se a melhor aproximação do valor real para um site de política é através de pesquisa original, mas não podemos conduzir pesquisas originais, então, quão próximo do valor real é a transferência de benefícios? Como podemos saber o quão perto estamos do alvo, quando não existe alvo?

1.5.3 Método para análise dos Custos e Benefícios Sociais

A grande vantagem do método de mensuração dos benefícios através da curva da demanda é exatamente sua fundamentação teórica. Sabe-se que para uma dada distribuição de renda e padrão estável de consumo, o bem-estar de uma economia é representado por uma função de utilidade U dependente das quantidades consumidas dos bens e serviços disponíveis. Para medirmos os benefícios e custos sociais diretos do **ponto de vista social**, consideramos a implantação dos projetos de restauração.

Optamos por utilizar os benefícios e custos diretos pois eles são menos sensíveis a mudanças no valores das elasticidades, ao contrario das medidas do Excedente do Consumidor e do Produtor, que são mais sensíveis.

Benefício Social Direto

$$\Delta W_b = V_0 \frac{\Delta Q}{Q_0} \left(1 - \frac{1}{2|\eta|} \frac{\Delta Q}{Q_0} \right) \quad (1.24)$$

Custo Social Direto

$$\Delta W_c = (1 + \phi) V_0 \frac{\Delta Q}{Q_0} \left(1 - \frac{1}{2|\epsilon|} \frac{\Delta Q}{Q} \right) \quad (1.25)$$

Onde, W_b é o benefício Social Direto, W_c é o custo social direto, V_0 a receita monetária da atividade, ΔQ é a variação na quantidade consumida, Q_0 é a quantidade consumida, η é a elasticidade preço da oferta, ϵ é a elasticidade preço da demanda.

A **Distorção entre o custo privado e o custo marginal social** é dado por¹³:

$$\phi = - \left(\frac{C_p - Cmg_s}{C_p} \right) \quad (1.26)$$

Onde, ϕ é a distorção entre o custo privado e social, C_p é o custo privado e Cmg_s é o custo marginal.

¹³ Os parâmetros utilizados para calcular a distorção entre custo privado e custo marginal social estão disponibilizados na seção [B.1](#)

Parte II

ENSAIOS SOBRE VALORAÇÃO
ECONÔMICA DA BIODIVERSIDADE
CONSERVADA

2 Avaliação e Valoração Econômica do Sequestro de CO_2 em Florestas e Áreas Protegidas da Área de Conservação Guanacaste, ACG, Costa Rica

2.1 Considerações a respeito

O presente capítulo é inspirado no trabalho conjunto¹ realizado pelos pesquisadores Marissa Castro (Universidade de Alberta - Canadá), Paula Palma (Universidad Católica del Norte - Chile), Vivian Ochoa (Instituto Humboldt - Colômbia) e Claudiano Carneiro da Cruz Neto (Universidade de Brasília - Brasil). Estes foram selecionados para participar do "*Professional Development Seminar on Managing Ecosystems Services from Tropical Forests*"².

O Seminário de Desenvolvimento Profissional foi patrocinado e organizado em duas sessões pelo Inter-American Institute for Global Change Research (IAI), a Universidade de Alberta, no Canadá, o Ministério do Meio Ambiente e Energia da Costa Rica (MINAE), o Fundo Nacional de Financiamento Florestal (FONAFIFO) e a Comissão Econômica das Nações Unidas para a América Latina e o Caribe (CEPAL). A primeira sessão foi realizada em julho de 2016 na Libéria, Costa Rica; a segunda sessão ocorreu em Maio de 2017 em Santiago, Chile.

O objetivo desse seminário foi fortalecer o argumento de o funcionamento do ecossistema é fundamental para preservar os bens e serviços necessários para as populações humanas. E isso é particularmente crítico na América Latina, onde as altas densidades populacionais estão concentradas em áreas urbanas, a incidência de pobreza é alta nas áreas rurais e o gerenciamento de ecossistemas é muito complexo. As florestas tropicais estão entre os fornecedores mais importantes de bens e serviços e são a base para a subsistência de milhões de pessoas em todo o mundo.

¹ O trabalho na íntegra (em espanhol) se encontra nos Apêndices.

² O evento contou com mais 25 participantes dos países membros do IAI (Argentina, Bolívia, Brasil, Canadá, Chile, Colômbia, Costa Rica, Cuba, República Dominicana, Equador, Guatemala, Jamaica, México, Panamá, Paraguai, Peru, Estados Unidos, Uruguai e Venezuela) cobrindo uma diversidade de papéis em comunidades de tomada de decisão e de pesquisa, incluindo: (1) tomadores de decisão de diferentes níveis de governo (por exemplo, agricultura, finanças, ciência e tecnologia, meio ambiente e recursos naturais); (2) estudantes de pós-graduação e cientistas em início de carreira das ciências agrárias, biológicas, da terra e sociais; e (3) partes interessadas - ONGs, organizações comunitárias, empresas, gerentes e praticantes.

O IAI e seus parceiros entendem que há uma grande necessidade de capacitar gerentes, formuladores de políticas e cientistas para ajudar a quantificar e gerenciar os serviços ecossistêmicos, bem como para aprender com as comunidades locais e tomadores de decisão que adquiriram experiência significativa na elaboração e execução de programas de conservação nas Américas. Isso é particularmente relevante dentro do contexto de novos paradigmas de desenvolvimento, como a bioeconomia, que exige uma economia descarbonizada baseada no uso sustentável de recursos biológicos para a provisão de bens e serviços, e sua relevância para a implementação do programa em 2030. Agenda de Desenvolvimento aprovada em setembro de 2015 pela Assembleia Geral da ONU.

Ainda na primeira sessão (Liberia - Costa Rica) do seminário, os participantes foram orientados a organizarem grupos de trabalhos, compostos por membros de diferentes países. A etapa seguinte foi elaborar uma proposta de pesquisa que pudesse ser realizada com a colaboração individual dos membros do grupo, e importa mencionar que todos os demais grupos também foram incentivados a terem uma composição multidisciplinar³. O grupo decidiu estudar a Área de Conservação Guanacaste, na Costa Rica devido as vantagens já existentes com essa opção, pois a participante Marissa Castro já integrava um dos principais grupos de pesquisa em Florestas seca no mundo - Tropi Dry⁴.

Essa opção nos permitiu contar com a disponibilidade de expertise e recursos de imagens de satélites oferecidas pelo Tropi Dry. O projeto recebeu o nome de "*Servicios ecosistémicos: evaluación y valoración económica del secuestro de CO₂ en bosques y áreas protegidas del Área de Conservación Guanacaste - ACG, Costa Rica*". O autor desta tese, ficou com a responsabilidade de executar a parte da valoração econômica da ACG, em parceria com a pesquisadora Paula Palma (Universidad Católica del Norte - Chile). As reuniões de trabalho da equipe foram realizadas via chamadas de vídeo (Skype), e durante a segunda sessão do seminário (Santiago - Chile). O produto final está disponível no Apêndice A desta tese.

2.2 Introdução

Nos últimos anos mudanças significativas no nível de carbono liberado na atmosfera e, os consequentes efeitos no clima global tem motivado a comunidade científica enfatizar os esforços na quantificação e monitoramento dos diferentes componentes do fluxo de carbono entre os ecossistemas e a atmosfera (IPCC, 2013). Dado que o dióxido de carbono (CO₂) e junto outros gases de efeito estufa são movimentados constantemente entre ecossistemas terrestres e marinhos com a atmosfera (BONAN, 2015), o aumento exponencial das perturbações antropogênicas nas últimas décadas tem contribuído anualmente com um

³ O grupo mencionado acima era composto de uma geógrafa, uma bióloga, uma veterinária e um economista

⁴ <http://www.tropi-dry.org/research/>

incremento desses gases de aproximadamente 40% desde o ano 1750 (LAMARQUE et al., 2011).

Segundo o quinto informe do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2013), existem evidências consistentes de que incrementos nas concentrações de CO_2 poderiam induzir maiores alterações na configuração climática do planeta e incrementar a frequência de eventos extremos como secas e inundações, assim a manutenção dos sumidouros de carbono terrestre e oceânico é fundamental para a sua mitigação. De acordo (ASSESSMENT, 2005), a biosfera absorve aproximadamente 1 a 2 gigatoneladas de carbono por ano, o equivalente a 20% das emissões de combustíveis fósseis. Por isso, o armazenamento e sequestro de carbono é considerado como um dos principais serviços ecossistêmicos para a regulação do clima no planeta.

É mundialmente aceito que as áreas protegidas conservam biodiversidade e ecossistemas de grande valor, provendo um amplo espectro de benefícios sociais e econômicos através dos serviços ecossistêmicos (KETTUNEN; BRINK, 2013). Dentro dos ecossistemas terrestres, as florestas desempenham um papel importante no sequestro de CO_2 através dos processos de fotossíntese, respiração, decomposição e combustão de biomassa (BEER et al., 2010).

A capacidade fotossintética das plantas para fixar o carbono como compostos orgânicos e armazená-los em biomassa, e também no solo (DERWISCH et al., 2009; SUKHDEV et al., 2010a) geralmente é conhecida como Produção Primária e se apoia exclusivamente na energia solar (WOODWELL; WHITTAKER, 1968). O indicador amplamente utilizado para analisar a acumulação fotossintética de carbono na vegetação é a Produção Primária Líquida (PPL) que geralmente é calculada com base na relação de absorção total de carbono atmosférico ou Produção Primária Bruta (PPB) menos a energia utilizada para manter a planta, também conhecida como respiração (RUIMY; SAUGIER; DEDIEU, 1994).

Esta relação se mantém contínua através do tempo, o que significa armazenamento e sequestro adicionais a cada ano (TALLIS et al., 2011). Dado que a energia solar exerce um papel importante na quantificação da produtividade, um número considerável de produtos de sensores remotos, sob condições controladas (JENSEN; LULLA, 1987) são frequentemente utilizados para aproximar propriedades biofísicas fundamentais das florestas. Estes ademais de serem coletados sistematicamente em grandes distâncias e para áreas geográficas extensas (JONES; VAUGHAN, 2010), podem ser utilizados para derivar dados de sequestro e armazenamento de carbono nos ecossistemas (RUNNING; ZHAO, 2015).

Ainda que o conceito de serviços ecossistêmicos ainda esteja em discussão (BRAAT; GROOT, 2012), é inegável sua importância na reestruturação da relação entre o ser humano e a natureza (BRAAT; GROOT, 2012; SEPPELT et al., 2011). Iniciativas mundiais, como os relatórios da Economia dos Ecossistemas e Biodiversidade (SUKHDEV et al., 2010b), o

Sistema de Contabilidade Econômica do Meio Ambiente das Nações Unidas ([System of Environmental Economic Accounting, 2012](#)) e o programa de Contabilidade de Riqueza e Valoração dos Serviços dos Ecossistemas do Banco Mundial (WAVES), promovem o estabelecimento de marcos normativos e metodologias de valoração que apoiem a formulação de políticas e os processos de tomada de decisão em diferentes escalas.

No contexto florestal, apesar de que existe um amplo conhecimento por parte de os tomadores de decisão sobre a importância das políticas de conservação das florestas e programas de restauração, estas envolvem um grande investimento, o que torna indispensável conhecer ainda mais seus benefícios em termos monetários, por que do contrário, as florestas permaneceriam sendo subvalorados ([DERWISCH et al., 2009](#)).

Além disso, uma grande variedade de métodos de valoração e quantificação foi desenvolvida, tanto a nível biofísico ([KALACSKA et al., 2008](#); [CUI et al., 2016](#); [GIBBS et al., 2007](#); [KUSHIDA et al., 2007](#); [TURNER et al., 2005](#); [BROWN, 2002](#)) como a respeito do valor monetário do sequestro e/ou armazenamento de carbono de diferentes ecossistemas presentes em áreas protegidas – AP's ([SIWAR; CHINADE; MOHAMAD, 2016](#); [SONWA; NLOM; NEBA, 2016](#); [ALAM M., 2016](#); [ZARATE-BARRERA; MALDONADO, 2015](#); [Aevermann, 2015](#); [ESTRADA et al., 2015](#); [PALETTO et al., 2015](#); [VALERA; CARVAJAL, 2014](#); [ZÁRATE; MALDONA et al., 2014](#); [VÁSQUEZ et al., 2014](#); [JERATH, 2012](#); [BREUGEL et al., 2011](#); [WISE; CACHO, 2005](#); [BAUTISTA-HERNÁNDEZ; TORRES-PÉREZ, 2003](#); [DIETER; ELSASSER, 2002](#); [NOWAK; CRANE, 2002](#); [KULSHRESHTHA et al., 2000](#); [VILLALOBOS; PRATT, 1999](#)). No entanto, observa-se que as taxas de sequestro e armazenamento total de carbono nas florestas, particularmente ecossistemas tropicais, variam geograficamente e não podem ser transferidos de uma área a outra, ainda que dentro do mesmo país ([DERWISCH et al., 2009](#)), sendo necessário uma quantificação em nível local.

De acordo com o Marco Central do Sistema de Contabilidade Ambiental e Econômica o processo de valoração de qualquer serviço ecossistêmico se estrutura em duas etapas: a quantificação biofísica e a valoração econômica ([System of Environmental Economic Accounting, 2012](#)). A primeira permite expressar o fluxo de bens naturais através da compilação de dados em unidades físicas que posteriormente são ligados, em uma segunda etapa, a unidades monetárias que servem para demonstrar o valor dos bens naturais em termos econômicos. Estas estimativas são empregadas para demonstrar a importância dos sistemas ecológicos para benefício dos seres humanos ([SUKHDEV et al., 2010a](#)), como também para as análises de políticas públicas, sistemas de monitoramento e implementação de incentivos que promovam o desenvolvimento sustentável ([BRAAT; GROOT, 2012](#)).

A Costa Rica possui uma ampla experiência na implementação de políticas de gestão ambiental e de reconhecimento dos bens naturais. A “Ley Forestal No. 7575”, promulgada no ano de 1996, proíbe qualquer tipo de mudança na cobertura florestal do

país e reconhece como serviços ambientais aqueles que são brindados pela floresta e que contribuem para a mitigação dos gases de efeito estufa, a proteção da água para consumo urbano, a conservação da biodiversidade para distintos fins e a provisão de beleza cênica e para a recreação e ecoturismo (FONAFIFO, 2017). Nessa lei nasceu o programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), uma iniciativa que consolidou a eliminação das altas taxas de desmatamento do país através da implementação de incentivos sociais entre outros (PAGIOLA, 2008).

A Área de Conservação Guanacaste (ACG) é umas das 11 áreas dedicadas a conservação do meio ambiente na Costa Rica e possui um histórico de restauração ecológica e pôr em prática políticas de conservação de florestas (ALLEN, 2001). Esta região biogeográfica se estende desde a costa do Pacífico marinho integrando três ecossistemas florestais tropicais principais: floresta seca, floresta úmida e floresta nublada. Ainda que a maioria dos estudos na ACG se orientam a compreender as complexas dinâmicas dos ecossistemas (SÁNCHEZ-AZOFEIFA; PORTILLO-QUINTERO, 2011; KALACSKA et al., 2004), funções ecológicas (SÁNCHEZ-AZOFEIFA et al., 2009; QUESADA et al., 2004), e seus procesos (LEIVA et al., 2009; CALVO-ALVARADO et al., 2009) poucos tem explorado sua potencialidade no contexto de valoração do serviço de sequestro e armazenamento de carbono.

Neste contexto, o objetivo desta investigação foi avaliar a capacidade das florestas da Área de Conservación Guanacaste (ACG) na Costa Rica para a provisão do serviço ecossistêmico de sequestro de dióxido de carbono em seus dos componentes: biofísico e econômico. Além disso, considerando que as áreas protegidas armazenam aproximadamente 15% do carbono global (CAMPBELL et al., 2008), estimamos variações anuais no sequestro de carbono de carbono ao nível das áreas protegidas da ACG e seu equivalente em termos monetários.

O componentes adicional deste estudo foi a análise em nível desagregado por ecossistemas, por tipo de florestas, entre os quais a floresta seca tropical é identificada como o maior ecossistema e, portanto, como o maior potencial para a prestação dos serviços ecossistêmicos de sequestro e estoque de CO_2 .

2.3 Revisão de Literatura

2.3.1 Métodos de Valoração Econômica do Sequestro de CO_2

As florestas têm um valor econômico que vai além da provisão de madeira e outros tipos de matérias-primas, como é o caso dos serviços de regulamentação com valores implícitos, como sequestro de dióxido de carbono. Uma vez que muitos deles estão em áreas protegidas, eles têm um valor econômico importante porque ajudam a conservar

ecossistemas que fornecem múltiplos bens e serviços que contribuem para o bem-estar das pessoas, no entanto, como eles são bens públicos, eles não fazem parte de dos mercados formais, por isso não há preços para eles, sem uma explicação explícita do seu valor econômico (FIGUEROA, 2010). Diante dessa ausência, existem diferentes técnicas que permitem estimar o valor que os indivíduos e a sociedade atribuem, como custos de viagem, preços hedônicos, despesas de prevenção e mitigação, avaliação contingente, entre outros (VILLALOBOS; PRATT, 1999).

Para valorar economicamente o serviço de sequestro de CO_2 , é necessário atribuir um valor monetário à tonelada de CO_2 . Atualmente, existe uma grande variedade de estimativas diferentes do valor da tonelada de carbono (BASSI; BRINK, 2013), entre os quais o cálculo do custo da emissão de uma unidade adicional de carbono para a atmosfera ou "Custo marginal do dano das emissões de dióxido de carbono" (ALAM M., 2016; SIWAR; CHINADE; MOHAMAD, 2016; JERATH, 2012; DIETER; ELSASSER, 2002). É uma estimativa monetária dos impactos econômicos causados na sociedade pela variação climática produzida pela emissão de uma tonelada métrica adicional de dióxido de carbono (CO_2) na atmosfera terrestre (DIAZ, 2014; NORDHAUS, 2011; MACEDO, 2004). Em geral, esse tipo de estimativa é aquele que fornece a abordagem metodológica mais apropriada para a análise do serviço de sequestro de carbono (PEARCE, 2003), refletindo o dano marginal evitado das mudanças climáticas para a sociedade (BASSI; BRINK, 2013).

Se considerarmos apenas a realidade de um país, seria possível realizar a avaliação através da estimativa do "custo marginal da redução das emissões", sem considerar o custo para a sociedade. No entanto, o custo marginal de reduzir as emissões pode ser muito específico, refletindo apenas o custo da tecnologia e outras medidas disponíveis para mitigar as emissões (KOTCHEN, 2016; PINDYCK, 2016; BASSI; BRINK, 2013; NORDHAUS, 2011). Além disso, esse custo geralmente é inferior ao custo marginal do dano, o que se traduz em uma subvalorização de serviços de sequestro de CO_2 (BASSI; BRINK, 2013). No entanto, pode ser uma estimativa útil para estabelecer o preço mínimo da transação nos mercados locais de carbono.

Outras alternativas utilizadas são o custo de oportunidade da terra (BAUTISTA-HERNÁNDEZ; TORRES-PÉREZ, 2003), e o método de transferência de benefícios (Aevermann, 2015; SIWAR; CHINADE; MOHAMAD, 2016; KULSHRESHTHA et al., 2000). Além do uso de preços de mercado de crédito de carbono, em países onde existe um mercado de carbono ou imposto sobre carbono, em países onde, por cada tonelada de carbono emitida, é aplicada uma taxa de imposto que pode ser usada como *proxy* para valorá-lo monetariamente (BASSI; BRINK, 2013). Mais informações sobre o valor do carbono e os detalhes para seu cálculo podem ser encontradas na pesquisa realizada por (ALAM M., 2016; Aevermann, 2015; TOL, 2005).

2.3.1.1 Custo Social do Carbono - SCC

O SCC corresponde à estimativa monetária dos danos globais causados pela emissão de uma tonelada métrica adicional de dióxido de carbono (CO_2) para a atmosfera (PEARCE, 2003; NORDHAUS, 2011; MACEDO, 2004; DIAZ, 2014; SMITH; BRAATHEN, 2015). É formalmente definido como o valor presente do impacto global acumulado de emitir uma tonelada de carbono adicional hoje, durante todo o tempo que permanece na atmosfera (WATKISS; DOWNING, 2008a; PEARCE, 2003) e procura capturar o quanto a sociedade está disposta a pagar hoje para evitar os danos das mudanças climáticas no futuro (SHAW et al., 2011). O SCC inclui os efeitos globais ao longo do tempo das emissões de CO_2 , independentemente de onde elas ocorrem, por isso não está limitado a um único país ou região, uma vez que as mudanças climáticas que produzem emissões têm impacto econômico e social em todo o mundo (Van Den Bergh; BOTZEN, 2014)⁵.

Embora o valor do CO_2 deve refletir o custo social marginal da emissão de uma unidade adicional de CO_2 , o problema com o cálculo é a maneira de colocá-lo em prática, uma vez que uma estimativa completa do SCC deve incluir o impacto incremental de uma tonelada emissões adicionais em todos os efeitos variados das mudanças climáticas.

Isso inclui os danos à infraestrutura, propriedades e habitats naturais causados pelo aumento do nível do mar, efeitos sobre a produtividade agrícola (considerando os efeitos positivos e negativos sobre o rendimento de culturas em diferentes lugares, resposta dos agricultores às mudanças no rendimento), efeitos sobre a saúde pública, danos materiais devido ao aumento da frequência de desastres naturais causados pela mudança climática (inundações, incêndios, etc.), as consequências adversas da mudança no valor dos serviços ecossistêmicos, entre outros (NORDHAUS, 2011; SMITH; BRAATHEN, 2015). Esta dificuldade gera grande variabilidade e incerteza nas estimativas (TOL, 2005; NORDHAUS, 2011). Além disso, as estimativas são muito dependentes do modelo a ser usado (PEARCE, 2003).

A abordagem metodológica mais comumente utilizada para estimar o SCC corresponde aos "Modelos de Avaliação Integrada" (IAMs) que simulam as trajetórias do tempo da concentração atmosférica de CO_2 (com base em um caminho feito de emissões de CO_2), o impacto do aumento da concentração de CO_2 na temperatura média global (e outras medidas da mudança climática), as reduções no PIB e o consumo esperado como resultado do aumento da temperatura (DIAZ, 2014; GREENSTONE; KOPITS; WOLVERTON, 2013; ROSE et al., 2014).

Os três principais modelos citados na literatura mundial correspondem a: DICE (*Dynamic Integrated Climate Economy*) desenvolvido por Richard Nordhaus, PAGE (*Policy*

⁵ Assumimos como premissa que a alta concentração de CO_2 na atmosfera, contribui negativamente para a qualidade ambiental do planeta, bem como repercute nos processos ecológicos e ambientais importantes para o equilíbrio da natureza

Analysis for the Greenhouse Effect) desenvolvido por Chris Hope, e FUND (*Climate Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution*) desenvolvido por Richard Tol (SMITH; BRAATHEN, 2015).

Tol foi o principal pesquisador na coleta e análise de diferentes estimativas do SCC (NORDHAUS, 2011). Através de uma meta-análise, ele calculou a média das estimativas de custo marginal do dano das emissões de CO₂ em US\$ 43/tC, com desvio padrão de US\$ 83/tC (TOL, 2005). Em outra de suas publicações, ele calcula a média das estimativas de SCC em US\$ 23/tC (TOL, 2009), enquanto que em sua publicação mais recente, ele estabelece o valor médio de SCC em US\$ 50/tC (TOL, 2009).

O SCC foi estimado por (NORDHAUS, 2011) resultando em um SCC de US\$ 44/tC (ou US\$ 12/tonelada de CO₂) e, na última atualização, valorou US\$ 31/tonelada de CO₂ (NORDHAUS, 2017). Por seu lado, (HOPE, 2006) calcula o custo marginal médio do impacto de uma tonelada de CO₂ em US\$ 19/tC, mas na versão mais atualizada do modelo, o valor da média SCC ficou entre US\$ 50 e US\$100 por tonelada de CO₂ (HOPE, 2011).

Apesar da incerteza das estimativas de custo marginal do dano ou custo social do carbono, elas são úteis para fornecer um valor de referência para avaliação dos custos e benefícios das políticas de redução de emissão (PEARCE, 2003; TOL, 2005). Atualmente, alguns países da OCDE usam estimativas de SCC para calcular os benefícios sociais de reduzir as emissões de dióxido de carbono na avaliação de projetos de energia, transportes e políticas ambientais (WATKISS; DOWNING, 2008b; SMITH; BRAATHEN, 2015).

2.3.1.2 Mercado de Carbono na Europa

Também serve como valor de referência o preço de carbono praticado no Mercado Europeu. Os preços refletem as operações de compra e venda do período de 2009 a 2018, conforme sumário estatístico (Tabela 1). Devido ao baixo desvio e erro padrão, a média dos preços praticados no período analisado servirá como o valor de referência para o cálculo da valoração econômica via Método de Transferência de Benefícios.

Tabela 1 – Estimativas de preço de carbono para o Mercado Europeu, 2009 - 2018

Nº Obs	Média	Mediana	Desv. Padrão	Er. Padrão	Intervalo
1897	11,33	7,53	4,519	0,00476	R\$ 11,32 a R\$11,34

Fonte: Elaborado pelo autor com base dados extraídos do Markets Business Insider
<<https://markets.businessinsider.com/commodities/historical-prices/co2-emissionsrechte/euro>>

2.3.1.3 Mercado de Carbono na Costa Rica

Uma das principais políticas aplicadas para mitigar os efeitos das mudanças climáticas no mundo é a venda de créditos de carbono através dos mercados de carbono. A primeira abordagem da Costa Rica para o Mercado do Carbono é em 2007, onde, através da Estratégia Nacional de Mudanças Climáticas e do Plano Nacional de Desenvolvimento 2012-2014, planeja seu compromisso de ser neutro em carbono até o ano 2021.

Essa intenção é formalizada através do padrão nacional de neutralidade de carbono ou padrão INTE 12-01-06: 2011, que define os requisitos segundo os quais uma empresa ou instituição pode ser certificada como "carbono neutro". Dentro das especificações, afirma que os participantes podem complementar as atividades internas de redução de emissões com unidades de compensação provenientes de três fontes: o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), o uso de créditos de carbono do Verified Carbon Standard (VCS) e as "Unidades de Compensação de Costarricense - UCC" (SALGADO et al., 2013).

O UCC corresponde a créditos de carbono, com os quais as empresas podem compensar as emissões que, após um esforço sustentado que não conseguiram reduzir, são expressas em unidades de dióxido de carbono (CO_2) equivalente a emissões evitadas, reduzidas, removidas e / ou armazenados (FONAFIFO, 2017). Para a formulação, comercialização e transferência da UCC, o Ministério do Meio Ambiente, Energia e Telecomunicações (MINAE) criou o Mercado Nacional de Carbono Voluntário da Costa Rica (MDVCCR), que foi oficializado em 2013 pelo Decreto número 37926 - MINAE "Regulação e Operação do Mercado Nacional de Carbono".

Trata-se de um mercado local voluntário, onde todas as pessoas naturais ou legais interessadas em emitir, comprar ou vender a UCC podem se inscrever e cumprem as disposições dos regulamentos e protocolos técnicos do Conselho de Carbono.

A *Direction Climate Change (DCC)* do MINAE é responsável pela operação administrativa e financeira do mercado nacional de carbono. No entanto, enquanto o mercado interno é operacionalizado, o Fundo Nacional de Financiamento Florestal é a entidade autorizada para desenvolver projetos e vender unidades de compensação para aqueles que se candidatam à marca CNeutral (FONAFIFO, 2017). Atualmente, a FONAFIFO comercializa anualmente UCC de três projetos de compensação de emissões de GEE. Estes correspondem a plantações florestais de diferentes fazendas com contrato válido no Programa de Pagamento de Serviços Ambientais (PSA), que foram selecionados para a quantificação de carbono armazenado.

A seleção ocorreu dentro de uma área geográfica específica, onde há uma adicionalidade e contempla um cenário de linha de base, emissões e vazamentos, para calcular o benefício líquido do projeto. Os três projetos têm uma área plantada total de 5.930,29 hectares, incluindo 1.475,5 hectares de 48 contratos de reflorestação PSA na área de

Guanacaste. De acordo com informações publicadas no site FONAFIFO, as UCCs são vendidas a um preço de US\$ 7,5 por tonelada de CO_2 (FONAFIFO, 2017).

Juntamente com o Mercado de Carbono Voluntário, em setembro de 2013, a Costa Rica registrou antes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas, o primeiro projeto no âmbito do Mecanismo de Floresta Limpa (MDL) chamado "Projeto de Captura de Carbono em Fazendas de Pequenos (como) e Médias (como) Produtores (as) da Região de Brunca, Costa Rica", e corresponde ao primeiro projeto de país para gerar Reduções Certificadas de Emissões (ou RCEs por suas siglas em inglês), de atividades florestais. Especificamente, foram geradas 23.080 toneladas de RCEs, que foram negociadas a um preço de US\$ 4.15 por tonelada de CO_2 certificado, com o Fundo Bio-Carbono do Banco Mundial (NAVARRETE, 2013).

2.4 Métodos e técnicas

2.4.1 Área de estudo

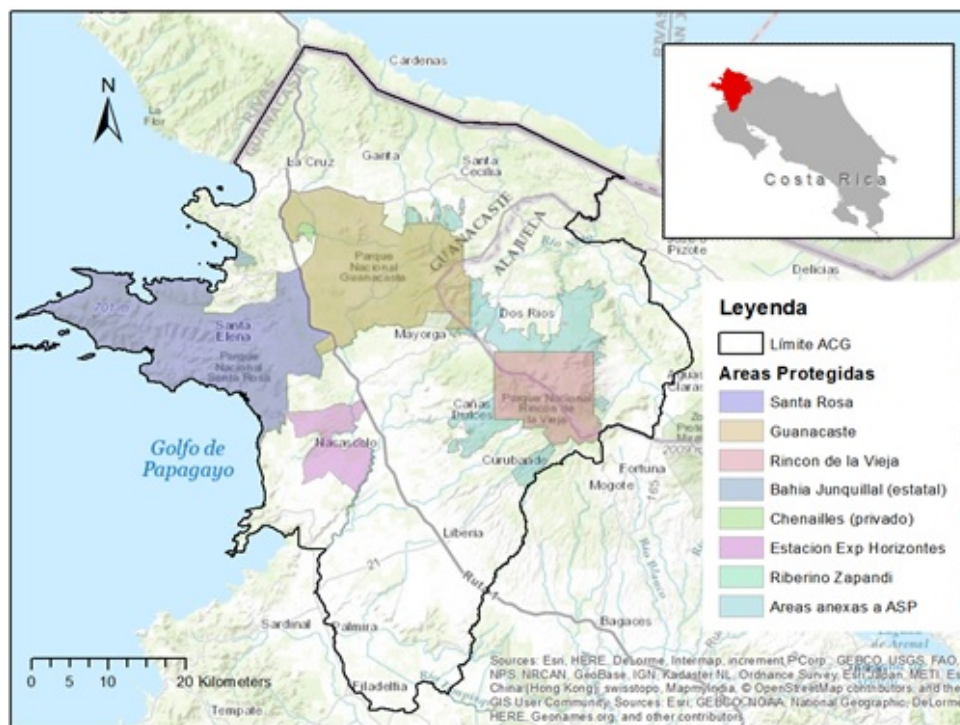
A Área de Conservação de Guanacaste (ACG) localiza-se entre as áreas administrativas (cantões) de La Cruz e Libéria na Província de Guanacaste e Upala na província de Alanjuela, nordeste da Costa Rica, um território geográfico contínuo de aproximadamente 3.452 km^2 (Figura 10). Trata-se de uma das 11 áreas nacionais de conservação, delimitadas pelo Sistema Nacional de Áreas de Conservação (SINAC) é regida pela mesma estratégia de desenvolvimento em coordenação com outros atores nacionais.

Dado que as florestas tropicais são um dos ecossistemas mais importantes da região, são estabelecidas várias áreas protegidas: Parque Nacional de Santa Rosa, Parque Nacional de Guanacaste, Parque Nacional Rincon de la Vieja, Baía Junquillal, Chenailles, Estação Experimental Horizontes, Riberino Zapandi, que representam aproximadamente 2,4% da biodiversidade terrestre mundial ou 60% na Costa Rica (JENSEN; LULLA, 1987), isso contribuiu para apoiar uma série de políticas fundamentais de conservação. Embora os Pagamentos para Serviços Ambientais (PSA) e o ecoturismo representem uma das atividades mais lucrativas relacionadas à conservação, pecuária e atividades agrícolas também são desenvolvidos (INEC, 2015).

2.4.2 Quantificação biofísica de CO_2 sequestrado e Valoração Econômica de CO_2 sequestrado

Realizamos quantificação de CO_2 sequestrado por tipo de floresta, tomando em conta os dados líquidos da produção primária (*PPL*) obtido com base em produtos de satélite MODIS (*Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer*) para o número de anos de 2004 a 2014, adquirido livremente através *Earth System Observing* e seu serviço de dados

Figura 10 – Área de Conservação de Guanacaste - Costa Rica



Fonte: Elaborados pelos autores.

para download online (<https://reverb.echo.nasa.gov/reverb/>). Um maior detalhamento desta seção pode ser encontrado no Apêndice A.

Tomando a quantificação do dióxido de carbono anual sequestrado (do ano base de 2000 até o ano de 2014), estimamos o valor monetário da tonelada de dióxido de carbono através do método de transferência de benefícios, considerando o "Custo Social do Carbono - SCC" da literatura (NORDHAUS, 2017; HOPE, 2011; TOL, 2009).

O método de transferência de benefícios usa as valorações existentes derivadas de qualquer metodologia de valoração e as transfere para novos contextos de paisagens e recursos. Este método tem a vantagem de evitar os custos e o tempo de desenvolvimento da pesquisa de avaliação original, porém deve-se ter em mente que a transferência de valoração de um contexto ecológico e social para outro é complicada, porque a avaliação dos ecossistemas é muito dependente da localização (BOYD, 2011).

Como os benefícios do sequestro de CO_2 estimado pelo SCC não se limitam a uma região específica, mas são sentidos globalmente, e não apresentam variação espacial (Melaku Canu et al., 2015), é válido usar as estimativas de SCC apresentadas na literatura para o cálculo do valor econômico do sequestro de dióxido de carbono das florestas e áreas protegidas da ACG.

Além disso, considerando a grande incerteza nos danos causados pelos diferentes graus de mudança climática e modelagem do SCC (Van Den Bergh; BOTZEN, 2014),

utilizamos o preço da tonelada de dióxido de carbono do mercado local de carbono da Costa Rica e Mecanismo de Desenvolvimento Limpo.

Tabela 2 – Estimativas do Custo Social do Carbono por tCO₂, por autor

SCC (US\$)	SCC (US\$)****	Autor	Modelo
13,62*	21,88	Tol (2009)	Mod. FUND
31,0***	34,54	Nordhaus (2017)	Mod. RICE
50-100**	63,3–126,6	Hope (2011)	Mod. PAGE09

Fonte: Adaptado de Tol (2009), Nordhaus (2017), Hope (2011)

Nota: * Ano 1995; ** Ano de 2005; *** Ano de 2010; ****Ano de 2016

O valor da tonelada de dióxido de carbono varia no tempo, de modo que para avaliar o serviço de sequestro de CO₂, recomenda-se a utilização de uma gama de valores SCC (BASSI; BRINK, 2013). Como um limite inferior, utilizamos a última atualização do valor médio do SCC estimado por Tol (2009) e Nordhaus (2017), enquanto no limite superior usamos as estimativas atualizadas de Hope (2011).

As estimativas do SCC são dadas em US\$ do ano em que foram calculadas, portanto, para realizar os cálculos, os valores foram atualizados considerando as taxas de inflação anuais no período de avaliação, ou seja, o ano em que a estimativa do SCC trazidas para 2016, Tabela 2. Além disso, as estimativas expressas em US\$/tC foram convertidas para US\$/tCO₂, dividindo o valor por 3,67⁶. Por exemplo, o valor de SCC US\$ 50/tC estimado por Tol (2009) equivale a US\$ 13,62/tCO₂.

Conforme mencionado acima, a FONAFIFO atualmente comercializa créditos de carbono (UCC) a um preço de US\$ 7,5 por tonelada de CO₂ (FONAFIFO, 2017). Além disso, comercializou seu primeiro projeto de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo a um preço de US\$ 4,15 por tonelada de CO₂ certificado, com o Fundo Bio-Carbono do Banco Mundial (NAVARRETE, 2013). Os "preços do mercado de carbono", que também usamos para calcular o valor econômico do serviço de sequestro de dióxido de carbono da floresta nas áreas protegidas da ACG podem ser vistos na Tabela 3.

Tabela 3 – Preços de Carbono nos mercados de carbono da Costa Rica, em US\$/tCO₂

Referência	Atualizado*	Tipo de Mercado
7,5*	7,5	Mercado Volunt. de Carbono
4,15**	4,29	Mec. de Desenv. Limpo

Fonte: Adaptado de Fonafifo (2017)

Nota: Valores referentes a: * Ano 2016; ** Ano de 2015

⁶ Isso, porque 1 tonelada de C é equivalente a 3,67 toneladas de CO₂, então um SCC de 50 US\$/tC equivale a 50/3,67 = 13,62 US\$/tCO₂

Depois de estabelecidos os preços de referência, e seguindo recomendação de (BASSI; BRINK, 2013), o valor do CO_2 capturado pelas florestas e áreas protegidas do ACG deve ser calculado seguindo as seguintes etapas:

1. Identificar o tamanho da área do tipo de floresta ou área protegida a ser avaliada (em hectares).
2. Calcular a capacidade de dióxido de carbono sequestrado anualmente.
3. Escolher um intervalo do valor monetário do dióxido de carbono.
4. Calcular a quantidade total de dióxido de carbono sequestrado (capacidade de sequestro x área total).
5. Expresse a quantidade de carbono sequestrada em termos monetários (quantidade total de dióxido de carbono sequestrada x valor de referência).

De acordo a equação 2.1, o modelo de avaliação do dióxido de carbono sequestrado nas florestas ACG é expresso como:

$$CS_i \times S_i \times V_c = SE_{CS_i} \quad (2.1)$$

No qual CS_i é a quantidade de carbono sequestrado anualmente ($tCO_2/ha/ano$) no tipo de floresta i , S_i é a área total da superfície (em hectares) do tipo de floresta i , e V_c é o valor monetário (US\$ 2016) de uma tonelada de CO_2 .

2.5 Resultados

2.5.1 Valores do Sequestro e Capacidade de CO_2 em Áreas Protegidas

As estimativas da produtividade primária líquida (PPL) como um indicador do serviço de sequestro de carbono para cada ano do período de 2004 a 2014 (Figura 11), elas são expressas em toneladas de CO_2 por ano (tCO_2/ano). As áreas de mapas com maior produtividade para o sequestro de CO_2 vêm em cores mais escuras, áreas que por sua vez estão mais perto das partes mais altas e mais umidade, nas áreas de contraste tem registros mais baixos de sequestro de CO_2 eles são mostrados em cores brilhantes e são geralmente localizados no sul da ACG, áreas de acordo com o tipo de floresta mapa correspondem a secar florestas e zonas agrícolas e / ou pastoreio.

Além disso, os valores calculados sequestro total de CO_2 por ano (2004-2014) para áreas de proteção Conservação área de Guanacaste, variou de 3.128.970 tCO_2 em seu registro menor para 2005 e 3.892.864 tCO_2 no seu mais elevado para 2009. Embora existam

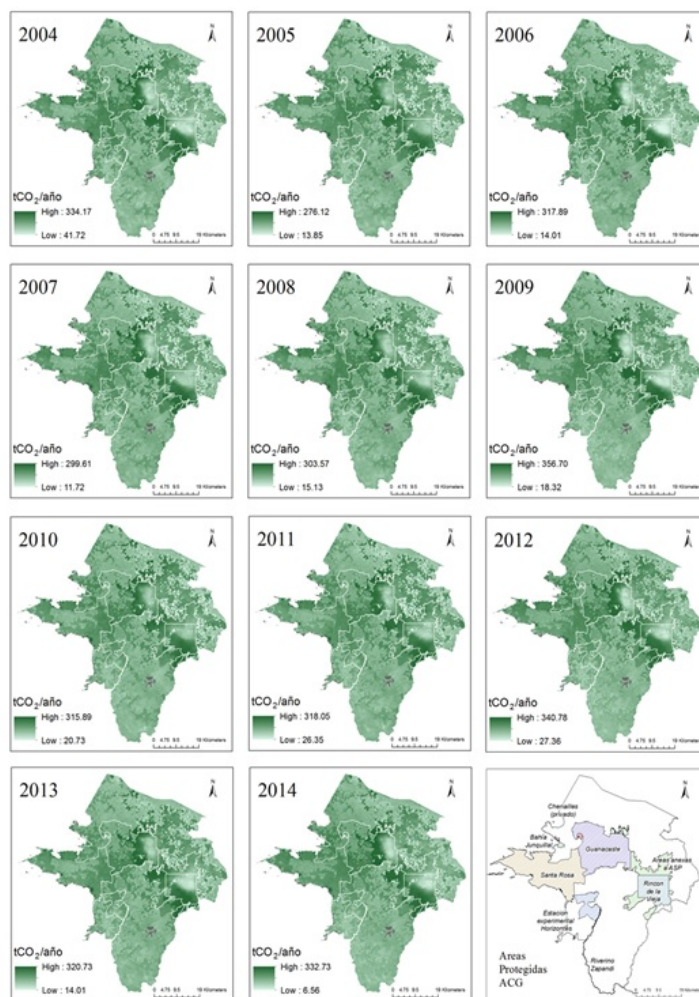


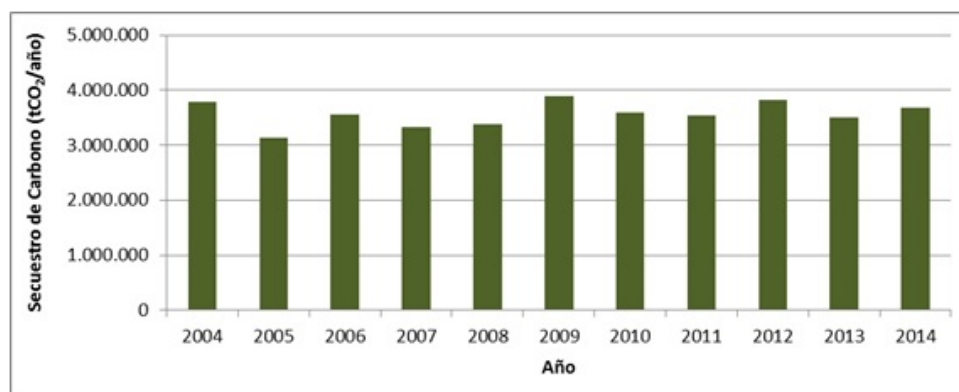
Figura 11 – Distribuição Espacial do Sequestro total de CO₂ para o período 2004 a 2014
Fonte:Elaborado pelo autor

variações anuais, valores de pico permanecem estáveis e as diferenças não são significativas (Figura 12). As variações anuais por área protegida são apresentadas mais detalhadamente no anexo 1, que está expresso em toneladas de CO₂ por ano (CO₂/ano).

De acordo com o cálculo do sequestro total de CO₂, as áreas protegidas da Área de Conservação Guanacaste sequestram uma média de 3.563.350,83 toneladas de CO₂ por ano. Da mesma forma, encontramos (Figura 13) que o sequestro médio de CO₂ por ano em cada área protegida, ficando evidente que Santa Rosa e Guanacaste são as que contribuem com as maiores taxas de sequestro, atingindo em média 1.267.470,52. 1,119,479.16 tCO₂ / ano, respectivamente. As outras áreas têm contribuições menores e algumas, como Bahía Junquillal, Chenailes, Riberino Zapandi, são muito baixas (Anexo 2).

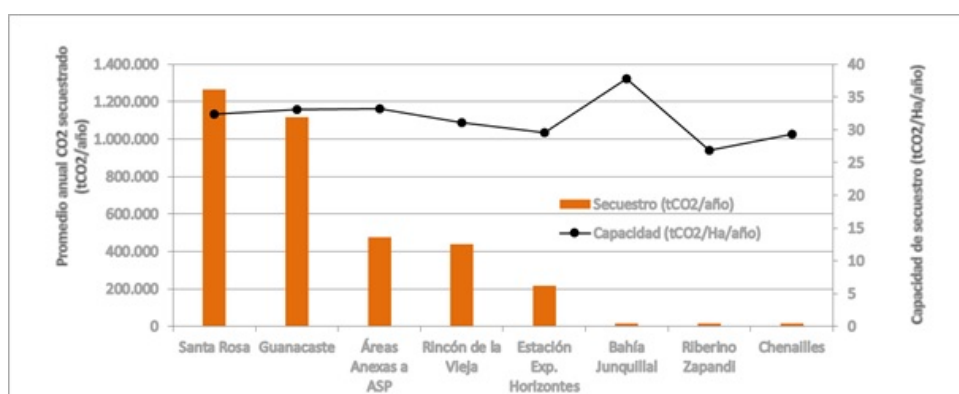
Em termos de densidade de sequestro de CO₂ por hectare/ano, áreas protegidas de menor extensão como a Bahía Junquillal (0,4% da área total) apresentam altas taxas de sequestro por hectare em comparação com outros maiores, como Guanacaste, uma situação que pode ser explicada pelas características biofísicas dos ecossistemas que compõem

Figura 12 – Valores de sequestro de CO_2 na Área de Conservação de Guanacaste, anos 2004 – 2014



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 13 – Sequestro de CO_2 e capacidade de sequestro de CO_2 em cada uma das áreas protegidas do ACG



Fonte: Elaborado pelo autor

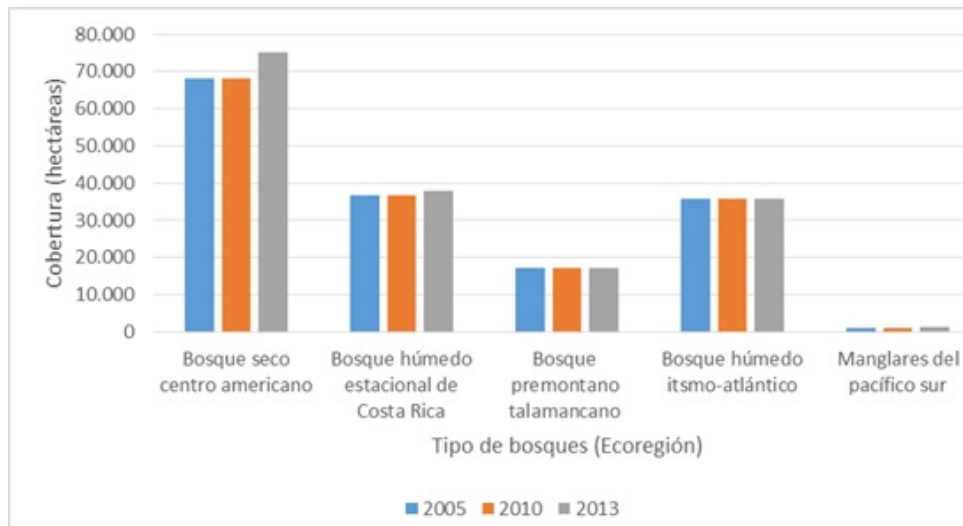
as áreas. Uma comparação detalhada da capacidade de sequestro por área protegida no período 2004 - 2014.

2.5.2 Sequestro e capacidade de sequestro de CO_2 por tipo de floresta na Ecorregião

Na area da ACG, um total de cinco tipos de florestas foram identificados por ecorregiões (floresta seca da América Central, floresta úmida sazonal da Costa Rica, floresta de istmo do Atlântico úmido, manguezais do pacífico sul e floresta montana de Talamanca). Com base na cobertura florestal para os anos de 2005, 2010 e 2013, a floresta seca foi identificada como o ecossistema que mais se estendeu na ACG, em contraste com os manguezais, que ocupam áreas com menor extensão que, no entanto, apresentam uma produtividade singular. Da mesma forma, observa-se que a cobertura da floresta seca é a mais difundida, registrando um aumento de 6.895 hectares desde 2005, com relação a outros tipos de floresta, o manguezal do Pacífico também registrou um aumento em sua

cobertura, mantendo outros tipos de floresta extensões semelhantes (Figura 14).

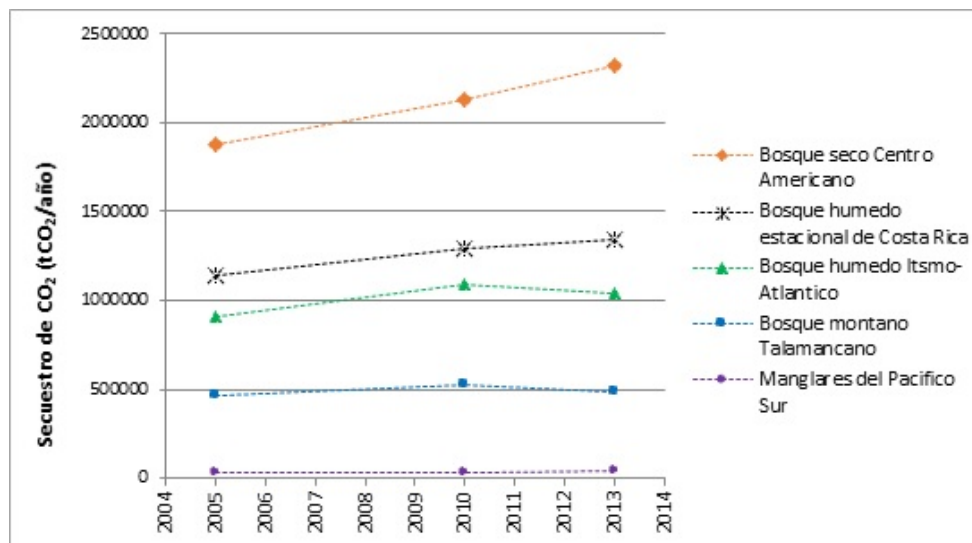
Figura 14 – Mudança na área por tipo floresta para os anos 2005, 2010 e 2013



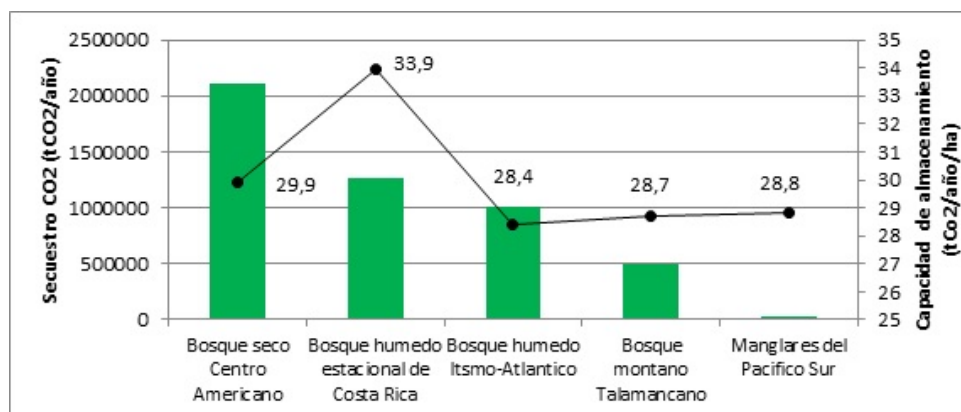
As estimativas de sequestro de tCO_2 por tipo de floresta são apresentadas na Figura 15, e os dados detalhados no Anexo 1, mostram que a floresta tropical seca sequestrou uma média de 2.109.026,26 tCO_2 entre os anos de 2005 e 2013, com as maiores quantidades de sequestro total de CO_2 comparado a outros ecossistemas florestais em todos os anos avaliados, quantidade que aumenta em correspondência com sua extensão (área). A floresta sazonal úmida e a floresta úmida atlântica registraram médias de 1.258.838,17 tCO_2 e 1.015.855,52 tCO_2 , respectivamente, com a floresta montanhosa e os manguezais contribuindo menos para o sequestro de CO_2 . Além disso, a mesma figura também mostra aumentos nas taxas de sequestro de CO_2 entre 2005, 2010 e 2013, das florestas secas, zonas úmidas sazonais e manguezais do Pacífico Sul, em contraste com as florestas úmidas e montanhosas que registraram quedas desde o ano de 2010.

Realizamos a comparação entre as médias de sequestro e capacidade de sequestro por hectare de cada tipo de floresta. Se destaca a floresta tropical sazonal da Costa Rica que tem as maiores taxas de capacidade de sequestro de tCO_2 . Outros tipos de florestas mostram valores semelhantes entre 28 e 29 tCO_2 . O que por sua vez, evidencia a alta capacidade de sequestro de manguezais e floresta montana apesar de sua forma limitada.

Por outro lado, em termos de capacidade de sequestro de CO_2 por hectare, encontramos que as florestas têm valores entre 26,85 e 35,49 $tCO_2/ano/ha$. A figura 16 mostra uma comparação entre a capacidade média de sequestro e sequestro por hectare de cada tipo de floresta. A floresta úmida sazonal da Costa Rica, apresenta as maiores taxas de capacidade de sequestro de tCO_2 . Outros tipos floresta apresentam valores similares, entre 28 e 29 $tCO_2/ano/ha$.

Figura 15 – Sequestro total de CO_2 para cada tipo de floresta (Ecorregião)

Fonte: Elaborado pelo autor.

Figura 16 – Média de sequestro e capacidade anual de sequestro de CO_2 por tipo de floresta.

Fonte: Elaborado pelo autor

2.5.3 Valores econômicos estimados do sequestro de CO_2

Como mostrado na Tabela 2, utilizando-se da equação 2.1 e o valor de referência como o SCC, entre 2004 e 2014 as unidades de conservação ACG sequestraram o equivalente a US\$ 857.627.278 e US\$ 4.962.322.368 em dióxido de carbono valorado. Ao usar o preço do mercado local de carbono como referência, o CO_2 sequestrado pelas áreas protegidas da ACG entre 2004 e 2014 foi avaliado em US\$ 293.976.444. Por outro lado, ao se considerar o preço do mercado mundial do carbono (como experiência da Costa Rica no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo), o CO_2 sequestrado pelas áreas protegidas do ACG entre 2004 e 2014 foi avaliado em US\$ 168.154.526.

Deve-se olhar imediatamente a diferença nos resultados relativos aos dados referentes aos preços de mercado e ao preço fixo estabelecido pelo governo da Costa Rica. Essa diferença,

em certa medida, reflete a diferença de responsabilidade nos resultados de sequestro e estoque de carbono. Os valores de preços oriundos do mercado são resultado dos movimentos de demanda e oferta, diferentemente dos valores estabelecidos pela autoridade ambiental da Costa Rica. Essa diferença deve ser sempre observada a fim de que possamos entender melhor a dinâmica envolvida entre essas duas referências de valor.

Ao observar a Tabela 4, podemos observar que durante o período de 2004 a 2014, as áreas protegidas “Santa Rosa” e “Guanacaste” foram aqueles que tiveram maior valor monetário de CO₂ sequestrado, o equivalente a um montante total entre US\$ 59.811.934 - US\$ 1.765.079.457; e US\$ 52.828.222 - US\$ 1.558.986.678, respectivamente. Embora também corresponda às áreas de maior superfície.

Tabela 4 – Valor econômico do serviço de sequestro de CO₂ por Área Protegida da ACG. Período 2004 – 2014. Em milhões de US\$ 2016.

Área	Valor de Referência					
	Hope (2011)		Nordhaus (2017)	Tol (2009)	MVCR	MDL
	Max.	Min.				
S.Rosa	1765,08	882,54	481,56	305,05	104,57	59,81
Guanacaste	1558,99	779,49	425,33	269,44	92,36	52,83
Rincón V.	612,16	306,08	167,01	105,80	36,27	20,74
Bahía J.	23,10	11,55	6,30	3,99	1,37	0,78
Chenailles	18,90	9,45	5,16	3,27	1,12	0,64
Áreas A. ASP	661,66	330,83	180,52	114,35	39,20	22,42
Estación H.	300,35	150,17	81,94	51,91	17,79	10,18
Riberino Z.	22,08	11,04	6,02	3,82	1,31	0,75
Total APs ACG	4962,32	2481,16	1353,86	857,63	293,98	168,15

Fonte: Elaborado pelo autor.

Ao calcular o valor econômico do dióxido de carbono sequestrado pelos tipos de florestas da Área de Conservação de Guanacaste, podemos observar que em 2005 a Floresta seca da América Central sequestrou CO₂ avaliado entre US\$ 8.047.803,00 (preço do CO₂ no MDL) e US\$ 237.494.598,00 (de acordo com o SCC estimado por Hope, 2011). O CO₂ sequestrado pela Floresta úmida sazonal é avaliado entre US\$ 4.903.570,00 e US\$ 144.706.739,00; o CO₂ sequestrado pela floresta úmida istmo-atlântica é avaliado entre US\$ 3.920.718,00 e US\$ 115.702.314,00; o CO₂ sequestrado pelos mangais do Pacífico Sul está avaliado entre US\$ 124.521,00 e US\$ 3.674.677,00; o CO₂ sequestrado pela Floresta Montana de Talamancano é avaliado entre US\$ 1.978.015,00 e US\$ 58.372.199,00 (Tabela 5). Se considerarmos a área total da floresta, descobrimos que durante o ano de 2005 as florestas do ACG sequestraram o dióxido de carbono avaliado entre US\$ 18.974.627,00 e US\$ 559.950.527,00.

Durante 2010 a floresta seca da América Central sequestrou o CO₂ avaliado entre

Tabela 5 – Valor econômico do serviço de sequestro de CO₂, em milhões de dólares, por tipo de floresta del ACG - 2005

Área	Valor de Referencia			Preço	Preço			
	Hope(2011)		Nordhaus(2017)			Tol(2009)	MVCR	MDL
	Max	Min						
Floresta S. C. A.	237	118	64	41	14	8		
Floresta U. E.	144	72	39	25	8	4		
Floresta U. I. A.	115	57	31	19	6	3		
Manglares P. S.	3	1	1	0,635	0,217	0,124		
Floresta M. T.	58	29	15	10	3	1		
Total ACG	559	279	152	96	33	18		

Fonte: Elaborado pelo autor.

US\$ 9.144.043 (preço de CO₂ do MDL) e US\$ 269.845.198,00 (de acordo com o SCC estimado por Hope, 2011). O CO₂ sequestrado pela floresta úmida sazonal foi valorado entre US\$ 5.533.641,00 e US\$ 163.300.462,00, enquanto que para a floresta úmida istmo-atlântica os valores estavam entre US\$ 4.672.156,00 e US\$ 137.877.619,00. Os manguezais do Pacífico Sul foram valorados entre US\$ 140.201,00 e US\$ 4.137.394,00, enquanto que para a floresta montana Talamancano encontramos entre US\$ 2.261.609,00 e US\$ 66.741.188,00 (Tabela 6). Se considerarmos a área florestal total do ACG, descobrimos que durante o ano de 2010 as florestas do ACG sequestraram o CO₂ avaliado entre US\$ 21.751.651,00 e US\$ 641.901.861,00.

Tabela 6 – Valor econômico do serviço de sequestro de CO₂, por tipo de floresta da ACG, em milhões de dólares - Ano 2010.

Área	Valor de Referência			Preço	Preço		
	Hope(2011)		Nordhaus(2017)			Tol(2009)	CO ₂
	Max	Min					MDL
Floresta S.C.A.	269	134	73	46	15	9	
Floresta H. E.	163	81	44	28	9.674.198	5.533.641	
Floresta H. I. A.	137	68	37	23	8	4	
Manglares P. S	4	2	1	0,715	0,245	0,140	
floresta M. T.	66	33	18	11	3	2	
Total ACG	641	320	175	110	38	21	

Fonte: Elaborado pelo autor.

Finalmente, para 2013 a floresta seca da América Central sequestrou CO₂ estimado entre US\$ 9.951.322 (preço de CO₂ do MDL) e US\$ 293.668.378,00 (de acordo com o SCC estimado por Hope, 2011). O CO₂ sequestrado pela floresta úmida sazonal foi avaliado entre US\$ 5.764.036,00 e US\$ 170.099.536,00, enquanto que a floresta úmida istmo-atlântica alcançou entre US\$ 4.481.186 e US\$ 132.241.996,00. Os manguezais do Pacífico Sul sequestraram entre US\$ 160.021,00 e US\$ 4.722.294,00 e a floresta montana de Talamancano ficou entre US\$ 2.086.719,00 e US\$ 61.580.089,00 (Tabela 7). Se considerarmos a área florestal total do ACG, notamos que durante 2013 essas florestas sequestraram o CO₂ avaliado entre US\$ 22.443.284,00 e US\$ 662.312.293,00.

As estimativas de valor econômico a partir do preço de carbono negociados no

Tabela 7 – Valor econômico do serviço de sequestro de CO₂, em milhões de dólares, por tipo de floresta da ACG - Ano 2013.

Área	Valor de Referencia					
	Hope(2011)		Nordhaus(2017)	Tol(2009)	Preço	Preço
	Max	Min			MVCR	MDL
Floresta S. C. A	293	146	80	50	17	9
Floresta H. E.	170	85	46	29	10	5
Floresta H. I. A.	132	66	36	22	7	4
Manglares P. S	4	2	1	0,816	0,279	0,160
Floresta M. T	61	30.790.044	16	10	3	2
Total	662	331	180	114	39	22

Fonte: Elaborado pelo autor.

Tabela 8 – Valor Econômico para armazenamento de CO₂ por Área Protegida da ACG, em milhões de dólares. 2004 – 2014.

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
S. Rosa	15,4	12,3	14,7	13,4	13,6	15,8	14,1	13,8	15,5	13,9	15,0
Guanacaste	13,5	11,1	12,5	11,6	11,9	13,9	12,5	12,5	13,6	12,6	13,2
Rincon V.	5,1	4,5	4,7	4,7	4,7	5,2	5,2	5,02	5,4	4,8	5,04
Bahia J,	0,20	0,15	0,19	0,16	0,18	0,20	0,18	0,18	0,20	0,17	0,203
Chenailles	0,16	0,13	0,155	0,13	0,14	0,17	0,14	0,15	0,16	0,14	0,16
Áreas A ASP	5,5	4,7	5,1	5,0	5,0	5,8	5,6	5,6	5,7	5,4	5,3
Estacion E. H	2,7	2,1	2,5	2,3	2,3	2,5	2,4	2,4	2,4	2,3	2,3
Riberino Z.	0,19	0,15	0,19	0,174	0,174	0,184	0,181	0,18	0,17	0,17	0,17
Valor Médio	42,3	34,5	39,9	36,6	37,8	42,8	39,6	39,4	42,2	38,7	40,6

Fonte: Elaborado pelo autor.

Mercado Europeu estão disponibilizados na Tabela 8 e Tabela 9.

Tabela 9 – Valor Econômico (em milhões de dólares) de CO₂ por tipo de floresta. anos selecionados.

	2005	2010	2014
Floresta S. C.. A.	14488	16462	19727
Floresta H. E. C. R.	4752	5362	5763
Floresta H. I. A.	3695944	4404	429
Manglares P. S.	0,355	0,400	0,53
Floresta M. T.	894	1022	943
TOTAL	38973300	2725641	3067949

Fonte: Elaborado pelo autor.

2.6 Discussões

As florestas tropicais são um dos ecossistemas que mais contribuem para a regulação do clima em nosso planeta (Beer et al., 2010). De acordo com os resultados desta pesquisa, 48,4% da área total da Área de Conservação de Guanacaste é coberta por florestas, que

cumprem a função ecossistêmica do sequestro de CO_2 , sendo o restante transformado em áreas com funções agrícolas e pecuárias que limitam a capacidade máxima para capturar carbono (Wheeler et al., 2016). Nosso estudo identifica um aumento progressivo da cobertura florestal para o ano 2013 em relação ao ano de 2005, de acordo com Calvo-Alvarado et al. (2009) que estudaram a dinâmica de desmatamento e restauração de florestas em Guanacaste, identificando taxas de recuperação significativa da floresta seca tropical, eliminadas entre 1950 e 1980 sob a pressão de uma indústria pecuária em crescimento e certas políticas de colonização.

No entanto, eles estavam se regenerando em relação ao ano de 2005, identificando uma cobertura florestal secundária entre 23% e 47%, um aumento que não é apenas explicado pelas políticas de conservação e dinâmica estrutural nas florestas, mas também pela dinâmica econômica e demográfica e fatores culturais que afetam a mudança de cobertura e uso da terra. Sanchez-Azofeifa et al. (2017) explicam que este processo de regeneração secundária tornou-se, por sua vez, a cobertura dominante da terra na região, caracterizada por um mosaico de florestas secundárias em vários estágios de regeneração, como início, intermediário e tardio. Esses processos tornam a GCA uma área com potencial significativo de sequestro de CO_2 , no entanto, as precisões na estimativa de áreas de cobertura florestal estarão diretamente ligadas ao tipo de estimativa utilizada (Kalácska et al., 2004).

Um componente inédito presente neste estudo foi a análise dos ecossistemas de forma desagregada, por tipo de floresta e / ou ecorregião, o que permitiu identificar cinco tipos de florestas, entre os quais a floresta seca tropical é identificada como o maior ecossistema e, portanto, com o maior potencial, para a prestação do serviço. Em termos de sequestro de carbono, a floresta seca apresenta taxas de sequestro direto de 29,9 $tCO_2/ha/ano$ que só é superada pela floresta húmida sazonal com 33,9 $tCO_2/ha/ano$, o que pode ser explicado pelas suas características biofísicas em termos de estratificação, um grande número de árvores em pequenas áreas que podem capturar quantidades de carbono e também um mosaico de manchas florestais em diferentes fases de crescimento (Hernández, 2014). No entanto, embora o estoque de biomassa em florestas secas tropicais seja geralmente menor do que em florestas mais húmidas, a extensão da cobertura no nível ACG permite armazenar mais carbono (Glenday, 2008).

Comparando os valores obtidos com estudos similares na área, Cao et al. (2016) calcularam a produtividade primária líquida em três estádios sucessionais da floresta seca tropical em Santa Rosa, seus resultados identificaram valores de 11,82 $mgCO_2/ha/ano$ para um estágio inicial, 69,37 $mgCO_2/ha/ano$ para estágio intermediário e 27,86 $mgCO_2/ha/ano$ para o estágio tardio. Em outras regiões da Costa Rica, por exemplo, em um estudo de quantificação em florestas privadas na Área de Conservação da Montanha Volcânica Central (Segura, 1999), as capacidades de armazenamento foram identificadas na área

vulcânica entre 573,07 e 407,18 tCO_2/ha .

Ao nível dos biomas na América Latina, em 1999, Houghton e DeFries, em 2002, calcularam uma aproximação de 201,85 tCO_2/ha em florestas tropicais secas, valores baixos foram estimados por Brown (1997) e Achard et al. (2004) com 172,49 tCO_2/ha , finalmente os valores mais elevados foram estimados pelo IPCC em 2006, distinguindo uma média de 462,42 tCO_2/ha . Expandindo a nossa comparação com estudos localizados em outros países com florestas tropicais, no México, Bautista-Hernández e Torres-Pérez (2003) propuseram valores variando entre 155 e 160 tCO_2/ha . Embora os resultados do MODIS sugerem superestimacões e/ou subestimacões em comparação com alguns dos estudos mencionados, deve-se enfatizar que os métodos e modelos de quantificação utilizados foram diferentes, além dos estudos limitados que têm como finalidade a avaliação econômica do serviço.

O uso da produtividade como indicador de sequestro de carbono com base em produtos MODIS tem sido utilizado e avaliado para múltiplos biomas em estudos como Turner et al. (2006), que fez comparações de dados de sensores com sites de medição direta em 9 tipos de ecossistemas que incluem florestas tropicais, seus resultados explicam sobreestimacões específicas em regiões de menor produtividade e subestimacões em áreas de alta produtividade que originam na parametrização de algumas variáveis de algoritmo (Yang et al., 2007).

No entanto, estudos como Zhao et al. (2011) especificam que o uso de produtos MODIS integrando métodos de validação com dados de campo, outros tipos de sensores, como Landsat e melhorias na parametrização de dados, são amplamente aceitos. Para os propósitos de nosso estudo, MODIS permitiu-nos realizar a análise nas escalas regionais e temporais desejadas, uma vez que o produto utilizado é gerado com base em uma coleção dos melhores dados espectrais obtidos a cada 8 dias adicionados anualmente, o que nos permitiu ter os dados necessário para a avaliação econômica por um período de dez anos (2004 a 2014), permitindo-nos uma avaliação completa. No entanto, entendendo as limitações do uso da detecção remota, os resultados do nosso estudo também demonstram a aplicabilidade dos produtos MODIS como um método viável para a avaliação do serviço de sequestro de carbono em escalas regionais e por longos períodos de tempo.

Em correspondência com a quantificação biofísica, a avaliação econômica deste estudo aponta para a Floresta Seca como o ecossistema com o maior potencial em termos de contribuição econômica para a ACG. Tendo em conta o preço do CO_2 comercializado pela Costa Rica através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo como o limite inferior e o SCC estabelecido por Hope (2011) como limite superior, em 2013 a floresta seca contribuiu com um valor total de US\$ 9,951.322 - US\$ 293.668.378. Ao avaliar o sequestro de CO_2 das áreas protegidas, observamos que o Parque Nacional Santa Rosa é aquele que proporciona o maior benefício econômico em termos de sequestro de CO_2 dentro

da ACG, com um valor total entre US\$ 59.811.934 - US\$ 1.765.079.457. No entanto, o potencial econômico da área está diretamente associado ao preço do dióxido de carbono a ser ocupado.

De acordo com os valores de sequestro obtidos, apresentamos uma ampla gama de estimativas de benefícios econômicos e não selecionamos um valor específico, principalmente porque existem diferentes critérios para selecionar o valor do carbono que geralmente são devidos a decisões políticas. Apesar das limitações e considerando as restrições, o cálculo do benefício econômico deste serviço ecossistêmico pode ser usado como contribuição para a tomada de decisões em diferentes níveis da tomada de decisão.

2.7 Conclusões

Este artigo buscou apresentar metodologia e resultados associados à disponibilidade de serviços de sequestro de dióxido de carbono fornecidos pela Área de Conservação de Guanacaste na Costa Rica, bem como seus respectivos valores econômicos baseados em diferentes valores de referência. Com base na metodologia proposta, calculamos a Produtividade Primária Líquida como um indicador de sequestro de CO_2 para ACG por tipo de floresta em uma área protegida. Valoramos os dois serviços ecossistêmicos levando em conta alguns aspectos. O mais importante dele é que assumimos os preços de carbono (Custo social do Carbono) que são oriundos de curvas de dano marginal. Portanto, os valores calculados são aproximações, e devem ser desafiados para que novos cálculos ajudem a melhorar os métodos e a limitar a incerteza do processo de avaliação. O outro valor utilizado provem das interações mercadológicas típicas de um mercado de carbono.

Assumimos que o cálculo de tais valores gera várias questões éticas e morais sobre a "mercantilização" de partes da natureza em bens de mercado. Mas aceitamos que a aplicação de princípios de mercado a bens ambientais pode ajudar a protegê-los. Além disso, o estabelecimento de ferramentas econômicas pode levar a mudanças nas motivações para proteger o meio ambiente. O custo evitado para a manutenção de áreas protegidas, como o ACG, é uma medida importante, embora incompleta, dos benefícios econômicos gerados pelos ativos naturais. Uma política de proteção de floresta pública, quando bem sucedida, não só mantém o carbono armazenado fixo, mas também aumenta suas taxas de sequestro anual como vimos em nosso estudo.

Embora o ACG ofereça uma variedade de serviços ecossistêmicos além da regulação do clima através do armazenamento e armazenamento de carbono, o ponto forte de nossa pesquisa foi oferecer informações do ponto de vista dos benefícios das florestas da ACG, para que os tomadores de decisão possam compreender os benefícios econômicos da sua preservação.

Para trabalhos futuro, proponho melhorar os métodos de quantificação de CO_2

com a incorporação de técnicas paralelas, o que permitirá a obtenção de dados com melhor resolução e melhores escalas que, consecutivamente, proporcionem melhores estimativas econômicas do seu valor no mercado, que consecutivamente permitem envolver um terceiro etapa no processo de avaliação de qualquer serviço ecossistêmico que seja a tomada de decisão de políticas de conservação (através da proteção florestal e aproveite seus serviços de sequestro de dióxido de carbono), um processo que deve ter os agentes econômicos necessários para cobrir os custos mínimo que garanta a viabilidade financeira das políticas de conservação e, assim, torna explícita a importância das florestas tropicais para a sociedade.

3 Pagamento por Serviços Ambientais em Assentamentos Rurais: aplicações na Zona da Mata de Pernambuco, Brasil

3.1 Introdução

Seres humanos têm transformado os ecossistemas mais rápida e extensamente nos últimos 50 anos do que em qualquer outro período de tempo comparável da história humana. Essa transformação tem sido explicada, em grande parte, pela necessidade de atendimento a demandas crescentes de alimento, água doce, madeira, fibra e combustíveis (MEA, 2005). Para a Organização para Agricultura e Alimentação das Nações Unidas – FAO, os agricultores são os gestores essenciais de recursos naturais deste planeta. Eles dependem de um amplo conjunto de serviços ecossistêmicos ao mesmo tempo em que suas ações podem beneficiar e degradar os ecossistemas provedores desses serviços (FAO, 2008).

Não obstante, a agricultura é a maior causadora de alterações em habitats (SODHI; EHRLICH, 2010). No caso específico dos produtores rurais brasileiros, esses são pouco incentivados a investir em manejos e práticas conservacionistas, quer pelas incertezas inerentes às atividades agropecuárias quer por limites em seus níveis de renda ou pela inexistência de políticas públicas visando à compensação de externalidades positivas geradas por suas ações (MORAES, 2012).

Em uma economia de mercado, se alguém presta um serviço a outrem, ele ou ela espera que esse serviço seja remunerado. Quem paga deverá ter como contrapartida daquele que recebe a continuidade da oferta daquilo que lhe interessa por aumentar seu ganho ou nível de bem-estar. Para retribuição de quem conserva o capital natural desenvolveu-se o Pagamento por Serviço Ambiental (PSA). Entendido como uma transação voluntária - na qual um serviço ambiental bem definido (ou uma forma de uso da terra que possa assegurar este serviço) - é comprado por pelo menos um comprador e ofertado por pelo menos um provedor, sob a condição de que o provedor garanta a provisão deste serviço (WUNDER, 2006).

PSA é (ou deveria ser) uma transação de mercado, garantido por regras legais claramente definidas. No entanto, nem todos interpretam desta forma e nem todas as experiências concretas de PSA seguem esse modelo (NOGUEIRA, 2013). Apesar disso, o esquema de PSA poderia ser o reconhecimento da função dos agricultores como gestores dos recursos naturais e um incentivo ao desenvolvimento de atividades produtivas com menos impactos ambientais negativos. Uma vez que os produtores rurais são, em última

análise, os agentes econômicos que provêm os serviços ambientais, suas decisões e suas ações sobre usos do solo em seus estabelecimentos são condições fundamentais para que serviços ecossistêmicos possam continuar sendo usufruídos por eles e por outros.

Ao aceitarmos que um PSA pode tornar vantajosas, para os produtores rurais, opções de uso do solo que mantenham ou incrementem a disponibilidade de serviços ecossistêmicos (NOGUEIRA, 2013), surgem outras preocupações: quais devem ser as características essenciais de um esquema de PSA? Em particular, PSA deve ser uma solução coaseana onde ofertantes e demandantes negociam emolduradas por uma regulamentação de direitos e deveres? Ou uma solução governamental, no qual PSA seria uma transferência de recursos entre atores sociais, intermediada pelo governo, que visa a criar incentivos para alinhar decisões individuais e/ou coletivas de uso da terra com o interesse social na gestão dos recursos naturais¹.

Obter resposta para a primeira dessas perguntas é um dos objetivos deste artigo. No entanto, a realidade brasileira com esquemas de PSA sugere que a escolha foi por uma solução governamental e não de mercado. Como enfatiza Nogueira (2015), os experimentos brasileiros seguem a ideia de PSA como subsídio governamental. Assim, em nossos esquemas de pagamentos por serviços ambientais, a autoridade pública paga os produtores rurais que aceitam prestar a provisão do serviço ambiental. Essa tradição de nossas ações de PSA aumenta a relevância da resposta à pergunta sobre as demais características desejáveis desses esquemas. E isso ressalta a relevância dos resultados deste artigo.

Como esquemas de subsídios públicos, os PSAs brasileiros têm seus resultados sensíveis a falhas ou a limitações da ação e do orçamento governamentais. A eficácia de esquemas como esses é dependente de elementos ambientais e econômicos. Considerando as características usuais dos PSAs desenvolvidos no país e levando em conta que atualmente existem 976.517 famílias de agricultores vivendo em 9.348 assentamentos rurais que ocupam um território de 88.462.104,97 ha (INCRA, 2016), analisar PSA relacionado com assentamentos rurais pode revelar os limites e as potencialidades desses esquemas no Brasil.

Este artigo apresenta os resultados de uma investigação sobre pagamento por serviços ambientais hidrológicos em dois assentamentos rurais na Zona da Mata do estado de Pernambuco. Por meio de nosso estudo obtivemos resposta para a sua pergunta motivadora: Um esquema de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) é uma alternativa de política pública eficaz para a recuperação e conservação do capital natural em assentamentos rurais?.

Três seções centrais compõem o artigo, complementadas por esta Introdução e as suas Considerações Finais. A primeira seção é dedicada a uma breve revisão da literatura

¹ Para maior detalhamento ver (MURADIAN et al., 2010)

sobre aspectos conceituais relacionados com PSA destacando os aspectos conceituais com base em Monteiro et al, (2014)., Nogueira (2013) e Rosenberg (2012). A segunda seção apresenta métodos e procedimentos da análise ambiental e econômica empregadas, com especial atenção ao Método de Valoração Contingente. Já a terceira seção apresenta nossos resultados de uma análise dos custos e benefícios de um projeto de restauração ecológica e a implicação deles para implantação de um programa estadual de PSA para restauração ecológica em assentamentos rurais.

3.2 Relevância do estudo: Moldura Analítica dos Pagamentos por Serviços Ambientais

Serviços ecossistêmicos (SE) podem ser definidos como “as condições e processos, por meio dos quais, ecossistemas naturais, e as espécies que os formam, sustentam a vida humana” (DAILY, 1997), ou, simplesmente, como “os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas” (MEA, 2005). Nesse sentido, os SE são fundamentais para o bem-estar e para a sobrevivência dos seres humanos (FAO, 2008). Por isso, possuem valor econômico. No entanto, a Avaliação Ecossistêmica do Milênio apontou que 60% dos serviços ecossistêmicos avaliados estão sendo consumidos a um ritmo mais rápido do que a sua capacidade de recuperação, ou seja, estão sendo explorados de maneira insustentável (MEA, 2005).

Embora os serviços ecossistêmicos sejam fornecidos diretamente pela natureza, o tipo, a qualidade e a quantidade dos serviços são afetados pelas decisões tomadas pelos usuários de recursos naturais. Por isso, os proprietários rurais são, em última análise, os agentes econômicos que garantem o provimento dos serviços ecossistêmicos. Suas decisões e suas ações sobre usos do solo em suas propriedades são condições fundamentais para que eles possam ofertar serviços ambientais (SA). Nesse contexto, o objetivo de um PSA é tornar vantajoso para esses proprietários a manutenção ou aumento da oferta de tais serviços e/ou bens naturais. Em termos genéricos, PSA é uma ação compensatória para indivíduos ou comunidades por realizarem ações que aumentem a provisão de serviços ecossistêmicos. Sobre o instrumento PSA, este seria baseado em uma “barganha coaseana”, ou uma aplicação do Teorema de Coase, na qual, definidos os direitos de propriedade, demandantes e ofertantes chegam à solução desejável (eficiente) por ambos os lados.

Ao Estado caberia essencialmente definir os direitos (de propriedade) e os deveres das partes envolvidas na negociação (ROSENBERG, 2012). No entanto, Wunder (2005, p. 3) afirma que, ao estudar os casos de PSA em alguns países da Ásia e da América Latina, não encontrou sequer um programa de PSA que atendesse a todos os critérios da sua definição. Mesmo casos clássicos de PSA, como os desenvolvidos pela empresa de abastecimento de água da cidade de Nova Iorque e pela empresa francesa de água mineral Perrier-Vittel, não atendem plenamente a todos os critérios estabelecidos na definição de

PSA (voluntariedade, definição clara do serviço ambiental e condicionalidade). Na maior parte dos casos, o Estado acaba tendo papéis com um grau de intervenção maior do que o recomendado para um “instrumento coaseano”.

A maioria dos esquemas de PSA foi iniciada por meio de políticas públicas. Até aí nada de extraordinário. Esse estímulo público inicial materializa-se, em geral, na compra direta dos serviços ambientais. O Estado também atua, muitas vezes, como vendedor em transações internacionais, intermediário entre demandantes e ofertantes, regulador do mercado e provedor do serviço. Essa multiplicidade de possíveis papéis do setor público em esquemas de PSA tem obscurecido o quanto de governo e o quanto de mercado são desejáveis nesses esquemas.

Há, porém, outra característica que deve ser analisada. Serviços ecossistêmicos (SE) são inúmeros. Assim, pelo menos em teoria, um mecanismo de PSA pode abranger uma infinidade de serviços a serem transacionados. Não obstante, atualmente há quatro categorias de serviços ambientais que são considerados nos programas de PSA ao redor do mundo: sequestro e armazenamento de carbono, proteção da biodiversidade, proteção de bacias hidrográficas e belezas cênicas. Essas quatro categorias evidenciam a complexidade técnica envolvida nesses esquemas, cujas características do que é ofertado variam marcadamente, com escalas e arranjos institucionais que variam do local ao internacional.

Há ainda dificuldades econômicas, que se originam da complexidade dos ecossistemas, que impõe desafios à medição dos benefícios de sua conservação fornecidos à sociedade, dificultando, assim, a estimativa de seus valores monetários. Nesse contexto, a informação científica é crucial. Quanto menos confiável for a base científica de um regime de PSA, mais exposta a sua racionalidade fica ao questionamento por parte de seus compradores, que podem se sentir desmotivados a continuar seus pagamentos (WUNDER, 2006).

Destacam-se também, as dificuldades sociais², relacionadas com os problemas enfrentados pela existência de regras que podem favorecer ou prejudicar a categorias específicas de produtores e compradores de serviços ambientais. Regras relacionadas desde a propriedade formal, passando pelos tipos de uso da terra permitidos, até restrições ao tamanho das propriedades.

² Para uma análise recente dessas características para a Amazônia brasileira recomendamos Pinto (2016). Para uma visão geral das lições aprendidas a nível global em PSA ver (BRACER; WAAGE; INBAR, 2007)

3.3 Pagamento por Serviços Ambientais: algumas evidências empíricas para o Brasil

Diversas referências existem sobre experiências com PSA no Brasil³. Não obstante, em sua grande maioria, elas são referências descritivas dos esquemas existentes, com limitado aprofundamento analítico ou avaliativo. Algumas tentativas de desenvolvimento de avaliações mais rigorosas de esquemas de PSA, relacionadas com assentamentos rurais, são aqui mencionadas para fornecer ao leitor uma métrica para julgamento da parte empírica deste artigo.

O projeto Produtor de Água no Pipiripau no Distrito Federal⁴ é um PSA baseado em contratos que estipulam o uso do solo ou dos recursos para um número pré-definido de unidades de área. O Estado é o financiador e o gestor do projeto, que é baseado tanto na restrição de uso quanto na recuperação de áreas degradadas. A avaliação do esquema apresenta potencial chance de êxito, eficácia e possivelmente eficiência econômica e social. Com a adequação ambiental das propriedades, a situação hídrica da bacia provavelmente sofrerá melhora além de impulsionar a produtividade agrícola (MONTEIRO, 2014).

Uma crítica ao desenho do esquema é o fato de ele considerar como pagamentos por serviços todos os pagamentos a atividades que beneficiem o meio ambiente local. PSA no sentido originário do termo é o pagamento à manutenção de serviços ofertados por áreas de conservação e não a ações de recuperação. Não deveria ser considerado PSA o pagamento daquelas ações que possibilitarão que o ecossistema preste serviços ambientais no futuro, pois isso é, de fato, um subsídio para a recuperação ambiental de áreas degradadas. Assim, o alto custo inicial do projeto não se deve exclusivamente ao fato do projeto ser do tipo PSA, pois, de acordo com (WUNDER, 2008), apenas parte desse custo de fato é decorrente do PSA. O restante seria um ônus de qualquer outro instrumento de conservação concebível. Isso quer dizer que a conservação em si é onerosa, não é o PSA o causador desses custos.

No Projeto de PSA em “Assentamentos Sustentáveis da Amazônia” (PAS), comparando a situação socioeconômica, produtiva e ambiental das famílias que acessam PSA e daquelas que não acessam não foi possível observar, a partir da análise da variação média da cobertura florestal dos lotes, nenhuma diferença expressiva entre o grupo PSA e o grupo controle no período analisado. O mesmo ocorreu quando comparado os valores médios dos custos da produção, valor comercializado e renda bruta anuais referentes a safra do período de 2014 a 2015. Enquanto alguns resultados sinalizam um melhor desempenho econômico das famílias que acessam PSA ao longo do tempo, outras variáveis parecem indicar que o incentivo ainda não foi capaz de produzir nenhum efeito (PINTO, 2016).

³ Ver (PAGIOLA; BISHOP; RITTER, 2004)

⁴ O projeto Produtor de Água na Bacia do Pipiripau pode ser avaliado quanto aos cinco critérios estabelecidos para a definição do que é um PSA puro como anteriormente definido.

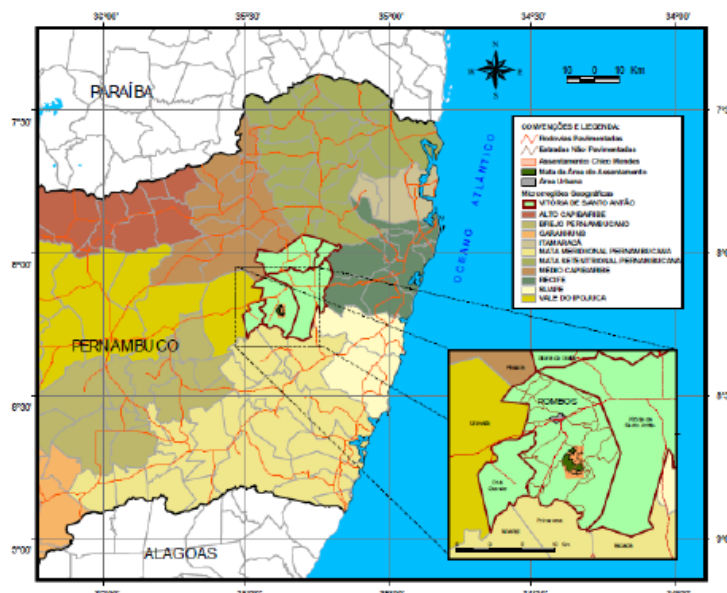
Há evidentes controvérsias sobre a possibilidade de um esquema de PSA ser uma alternativa de política pública eficaz para a recuperação e conservação do capital natural em assentamentos rurais. Este artigo pretende contribuir com a avaliação deste potencial, com base nos resultados do estudo empírico apresentado a seguir.

3.4 Materiais e Métodos

3.4.1 Área de Estudo

Os assentamentos Divina Graça e Serra Grande localizam-se na região média da sub-bacia do Natuba, afluente da margem direita do Tapacurá. As nascentes desta microbacia, bem como aquelas presente nas subbacias que formam a bacia do Tapacurá, são responsáveis pelo abastecimento de cerca de 25% da população da Região Metropolitana do Recife – RMR (BRAGA et al., 2001). Essa região encontra-se dividida entre os municípios de Pombos e Vitória⁵ de Santo Antão na mesorregião da Mata Pernambucana (ver Figura 17).

Figura 17 – Localização dos Assentamentos Serra Grande e Divina Graça, na Zona da Mata de Pernambuco



Fonte: Elaborado pelo próprio autor.

⁵ A população dos dois municípios é 24.046 em Pombos e 129.974 em Vitória de Santo Antão, dos quais 33,4% e 12,7% respectivamente na área rural ((CONDEPE-FIDEM, 2016b; CONDEPE-FIDEM, 2016a)

3.5 Procedimentos de estimativas qualitativas e monetárias

3.5.1 Característica Ambiental

Para determinação do nível de pressão em relação à conservação ambiental das microbacias, realizamos uma adaptação a metodologia utilizada em (Garcia Coll et al., 2004), para delimitação de zonas prioritárias para pagamentos por serviços hidrológicos. Nela, indicadores qualitativos são utilizados para demonstrar a intensidade de apropriação territorial, medindo os impactos que uma paisagem sofre devido ao grau de artificialização do uso e a quantidade de usos distintos. O grau de artificialização atua como um fator de ponderação, que reflete a profundidade com a qual o uso transforma a paisagem. Para isso, faz-se uso de um modelo geográfico que considera principalmente os tipos de uso da terra, com relação ao tipo de vegetação existente.

A escolha de estratégias para a restauração de uma dada área depende da interação de fatores econômicos, sociais e ecológicos. No entanto, é a resiliência da área a ser restaurada - entendida como seu potencial de auto recuperação, estimada pela possibilidade, ou não, de aproveitamento da regeneração - que determina a tomada de decisão para as ações de restauração e, por sua vez, define em grande parte as chances de sucesso e os custos associados ao processo (BRANCALION; GANDOLFI; RODRIGUES, 2015).

Desta forma, para este trabalho as atividades de restauração ecológica propostas para as áreas de APP foram baseadas na plataforma “Quanto é? Floresta”⁶ por meio da qual são calculados oito modelos florestais, que variam desde o restauro natural até o plantio no total da área. Esses cálculos consideram as variáveis ecológicas que influenciam o processo de restauração nos diferentes ecossistemas existentes no país. Por isso a plataforma inclui nos seus cálculos as diferentes regiões geomórficas e climáticas, responsáveis pela formação dos solos, relevo, regimes pluviométricos e demais características climatológicas, e as variações na formação da vegetação natural para diferentes regiões do país (ESCOLHAS, 2016).

Para o levantamento de dados ambientais dos assentamentos foram tomados como base os mapas de hidrografia e de altimetria da bacia do rio Tapacurá, nas escalas de 1: 25.000, 1: 50.000 e 1: 100.000, elaborados no Projeto Gestão Ambiental da Bacia do Tapacurá (BRAGA et al., 2001). A classificação dos diversos usos e ocupação da terra foi realizada com o processamento de uma imagem do satélite Landsat e as informações foram validadas em campo com uso de GPS. Para determinação do nível de pressão em relação à conservação ambiental foram utilizados parâmetros de cobertura vegetal que caracterizam o nível de pressão em relação à conservação ambiental (Garcia Coll et al., 2004).

⁶ ver <http://quantoefloresta.escolhas.org/>

3.5.2 Descrição das Técnicas Econômicas utilizadas

Como em qualquer desenho de experimento empírico rigoroso, considera-se que um dos princípios fundamentais da análise da política é separar os efeitos que são devidos especificamente à ação desta política daqueles que irão ocorrer sem esta ação (LOOMIS; HELFAND, 2006). Em essência, queremos saber o incremento do nível de qualidade ambiental que resultará da execução de um regulamento especial para além dos níveis que ocorrerão se não fizermos nada. Buscamos, portanto, estimar os impactos da implementação de um programa de PSA em restabelecer a qualidade ambiental nos assentamentos rurais que ficam na bacia do Natuba.

Neste caso específico surge o desafio de estimar monetariamente os impactos ambientais originados por atividades antrópicas sobre os recursos naturais para incorporar a análise econômica na dimensão ambiental. Emerge, então, a necessidade de uso de um conjunto de métodos que objetivam estimar os valores monetários de variações nos ativos ambientais, mais precisamente seus bens e serviços por eles gerados. Em valoração econômica existem diversas abordagens para a estimativa dos benefícios econômicos (HAAB; WHITEHEAD, 2014; HAAB; KENNETH, 2002).

Optamos por um dos métodos de preferências declaradas: Método de Valoração Contingente – MVC, que capta as preferências reveladas dos consumidores quando estes estão realizando a escolha por um determinado bem em um ponto do tempo. Com a aplicação do método o pesquisador consegue capturar as preferências dos indivíduos por bens ou serviços não comerciais, incluindo aqui, por exemplo, os bens e serviços ambientais (CASTRO, 2016). As possíveis mudanças de cenários, mudança nos usos do meio ambiente e a conseqüente alteração no nível de bem-estar da sociedade, depende das oportunidades e dos custos que empresas e indivíduos tenham para mitigar e evitar essas alterações.

Esta medida expressa monetariamente quanto deve ser tirado (ou dado) a um indivíduo para fazê-lo tão bem após a mudança da qualidade ambiental quanto ele era antes da mudança. Ou seja, para que seu nível de bem-estar permaneça inalterado. Esse procedimento resulta numa expressão que é a Variação Compensatória - VC, ou dito de outra forma, a quantidade monetária máxima que o indivíduo está disposto a pagar (DAP) por uma alteração no ambiente que lhe seja favorável ou a quantidade monetária mínima que o indivíduo está disposto a aceitar (DAA) como compensação por uma alteração no ambiente que lhe seja desfavorável.

Uma vez definido desta forma, a medida de variação compensatória terá o mesmo sinal da mudança no nível de bem-estar. Por exemplo, se ocorrer apenas uma mudança em Q , de modo que mudança seja uma melhoria da qualidade ambiental ($Q_1 > Q_0$) enquanto que a renda e os preços permaneçam inalterados, $M_1 = M_0$ e $P_1 = P_0$, então o $VC > 0$. Se por outro lado ($Q_1 < Q_0$) enquanto que $M_1 = M_0$ e $P_1 = P_0$ então o $VC < 0$.

Nesse contexto, a análise econômica deste trabalho foi dividida em duas etapas distintas: 1 - Diagnóstico socioeconômico e estimativa da disposição a aceitar compensação (DAA) dos agricultores; e 2 - comparação entre os valores obtidos utilizando o MVC e o custos de restauração ecológica das áreas de preservação permanentes – APP's.

Na primeira etapa, para estimativa do DAA dos assentados, foi utilizado questionário baseado no modelo elaborado por (MARTINEZ; DIMAS, 2007). O questionário objetivou a coleta de dados socioeconômicos da comunidade e de sua relação com os recursos naturais. A pergunta sobre a disposição a aceitar - DAA, foi elaborada no formato de questão aberta (*open-ended question*), onde o entrevistado é solicitado a dizer o valor monetário que está disposto a aceitar. Dois cenários foram elaborados, no primeiro a questão do DAA era relativa a converter toda a APP em plantio florestal.

No segundo os assentados eram perguntados sobre a possibilidade da área ser convertida em um uso misto como uma agrofloresta. Foram aplicados questionários com representantes de 25% das famílias residentes nos assentamentos de reforma agrária Serra Grande e Divina Graça localizados na área da microbacia. O tratamento dos dados foi feito através do software R Studio 3.3, usando o modelo de acordo com Haab & McConnell (2002).

Na segunda etapa foram estimados os custos e benefícios de implantação de um programa de restauração ecológica das APP's de acordo com a metodologia apresentada pelo Instituto Escolhas (2016, ver <http://escolhas.org/>)⁷.

3.6 Análise dos Resultados

3.6.1 Análise da Característica Ambiental

Nos assentamentos rurais estudados vivem cerca de 120 famílias, divididas em 30 parcelas no assentamento Divina Graça e em 90 parcelas no Serra Grande, em uma área total de pouco mais de 1000 hectares, incluindo as áreas de Reserva Legal. O tamanho médio das parcelas nos assentamentos é de 5,92ha, sendo de 5,49ha em Divina Graça e 6,39ha em Serra Grande. A partir da análise dos dados cartográficos e de imagem de satélite obteve-se a classificação dos tipos de uso da terra existentes. Os diferentes usos do solo foram aglutinados em quatro classes, de acordo com as características em comum.

Com base nessas classes de uso da terra foi calculada a Pressão de Uso Circundante – PUC⁸ (Tabela 1). Além da PUC, foram encontrados outros fatores de pressão como

⁷ No fluxo de caixa da plataforma são considerados: 1. Custos com mão de obra: tratoristas, auxiliares e assistência técnica; 2. Custos com máquinas e implementos: aluguel de equipamentos, manutenção e combustível; 3. Custos com insumos: mudas e sementes, arame e mourões para cerca, cal e fertilizante, inseticida e herbicida; 4. Receita calculada a partir do preço da madeira em pé; 5. Seguro florestal; 6. Impostos: PIS/Cofins (3,65%) sobre a receita e IRPJ e CSLL sobre o lucro (34%)

⁸ PUC = Grau de Intensidade do Uso x % da Classe de Uso da Terra na Área da Bacia

queimadas e utilização de agrotóxicos. Essas ocorrências foram identificadas principalmente no entorno das nascentes, e nas margens dos cursos d'água e reservatórios, consideradas Áreas de Preservação Permanentes - APP pelo Código Florestal Lei 12.651/12, e pelas Resoluções CONAMA nos. 302 e 303.

Tabela 10 – Classes de uso da terra e classificação segundo sua PUC - Pressão de Uso Circundante na microbacia do Médio Rio Natuba.

Uso da Terra	Intensidade de Uso	% Area	PUC
Cultivo ciclo curto	20	74,383	1.487,66
Pasto	15	5,178	77,67
Cultivo ciclo longo	10	13,964	136,94
Vegetação nativa	2	6,745	13,49

Fonte: Elaborado pelos autores com base em Coll et al. (2004)

Os resultados demonstraram que 93% da área dos assentamentos estão cobertas por atividades agropastoris. Destacam-se aquelas atividades que apresentam maior grau de intensidade de uso, gerando assim uma elevada PUC sobre os recursos hídricos da região. Esse resultado tem sua relevância aumentada uma vez que os assentamentos ocupam a microbacia do Médio Rio Natuba, com uma vasta rede hidrográfica, e uma barragem, cujo uso para abastecimento público foi interrompido por encontrar-se extremamente assoreada e eutrofizada, em consequência do uso do solo a montante.

Observando-se a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, para o aumento ou a manutenção dos serviços ambientais, por meio da implantação de um esquema de PSA-Água, é necessária a priorização de áreas para garantir a viabilidade econômica. Por consequência, será alcançada a aplicação eficiente dos recursos financeiros e humanos, potencializando os ganhos socioambientais (ROSA; TONELLO; LOURENÇO, 2016). Nos dois assentamentos identificou-se um total de 97 hectares de Áreas de Preservação Permanentes - APP's, de nascentes e de cursos d'água, o equivalente a quase 10% da área total dos assentamentos (ver Tabela 11).

Essas áreas, embora demarcadas quando da criação dos assentamentos, apresentam-se na maioria das vezes incorporadas às áreas de plantio das parcelas. Além das APP's nas margens, foram identificadas mais de 40 nascentes, das quais cerca de 90% encontram-se degradadas, demonstrando sinais de eutrofização e elevada carga de sedimentos em suspensão. As exceções foram as nascentes encontradas dentro dos fragmentos florestais.

Tabela 11 – Áreas de preservação permanente nos assentamentos Serra Grande e Divina Graça, em hectares.

Local	Área	Margens	Nascentes	Total	n. lotes
Serra Grande	757,04	59,92	12	71,92	90
Divina graça	249,12	21,52	3,9	25,42	30
Totais	1006,16	81,44	15,9	97,34	120

Fonte: Elaborado pelos autores.

3.7 Métodos de Restauração Florestal

3.7.1 Restauração via Plantio de Mudanças Nativas

Esse modelo permite o arranjo espacial adequado para cada grupo de espécies e o melhor ordenamento da exploração florestal nos diferentes ciclos de corte devido ao plantio em linhas. Tem maior garantia nos prognósticos de estoques dos produtos florestais e ainda apresenta maior facilidade para a mecanização das operações de implantação e de manutenção. Para esse modelo adotou-se 10% de restauração passiva e mais 90% de restauração via mudas nativas.

Neste processo são plantadas mudas de forma aleatória ou sistemática (em linhas), com espaçamentos diversos que podem variar em função do relevo, do tipo de vegetação a ser restaurado e da velocidade com que se quer recobrir o solo. Os espaçamentos mais usuais são 2m x 2m (2.500 plantas/ha) e 3m x 2m (1.667 plantas/ha) (EMBRAPA, 2018).

Os plantios podem ser feitos em várias formas de arranjo de espécies em função da ecologia e da disponibilidade de mudas, tais como: apenas espécies de rápido crescimento, alternando linhas de cobertura intensa (por exemplo: espécies fixadoras de nitrogênio) e linhas com espécies de maior diversidade, incluindo diferentes grupos sucessionais e outras formas possíveis de composição de grupos funcionais de espécies. É realizado o controle de gramíneas e espécies indesejáveis, no mínimo por dois anos, ou até que o capim seja sombreado (EMBRAPA, 2018).

3.7.2 Restauração via Sistema Agroflorestal

É uma forma de uso da terra onde árvores ou arbustos são utilizados em conjunto com o cultivo agrícola numa mesma área e cujo plantio das espécies é escalonado no tempo de acordo com suas exigências e funcionalidade no sistema. No presente modelo adotado nesta tese, considerou-se 100% de restauração via Sistema Agroflorestal.

Na fase inicial de recuperação, deve ser feito o plantio de árvores de rápido crescimento, para acelerar a disponibilidade de biomassa, o que irá promover a ciclagem de nutrientes e permitir o plantio de espécies mais exigentes. Há melhoria na estrutura e

na atividade da fauna do solo e maior disponibilidade de nutrientes. É alcançado um equilíbrio biológico que promove o controle de pragas e doenças. Na mesma área, é possível estabelecer consórcios entre espécies de importância econômica, frutíferas e hortaliças (EMBRAPA, 2018).

Além disso, podem ser introduzidas espécies de leguminosas para uso como adubo verde, as quais são roçadas, e espécies de leguminosas arbóreas, que, com a mesma finalidade, são podadas, visando à deposição de material orgânico sobre o solo. Além de contribuir para a conservação do meio ambiente, os benefícios dos sistemas agroflorestais despertam o interesse dos agricultores, pois, como estão aliados à produção de alimentos, permitem oferecer produtos agrícolas e florestais, incrementando a geração de renda das comunidades agrícolas (EMBRAPA, 2018).

3.8 Análise Econômica dos Assentamentos

3.8.1 Etapa 1 – Valoração econômica dos recursos naturais

Realizar a Valoração Contingente para estimar o valor da Disposição a Aceitar dos assentados (aos diferentes projetos de restauração florestal) tornou-se um exercício com muitas limitações. Primeiro, era objetivo desta pesquisa calcular a DAA dos assentados a partir do produto do modelo econométrico proposto por Haab & McConnell (2002) - utilizando o modelo de análise de regressão (Probit) usando variáveis de resposta binomial, transformando a curva de resposta em uma linha reta que poderia ser analisada por regressão através de mínimos quadrados ou máxima verossimilhança. Nesse modelo utilizaria-se a resposta "aceito" ou "não aceito" como variável dependente, sendo explicada pelas variáveis "Valor da DAA", "Renda", "Gasto com plantio", "Área Plantada". No entanto, como não houve variação nas respostas - Aceita projeto 1 ($\sigma = 0$); Aceita projeto 2 ($\sigma = 0,033$) - não foi possível estimar o modelo via Probit.

Diante dessa limitação, desprezou-se as variáveis "aceito" ou "não aceito" e passou-se a utilizar o Método dos Mínimos Quadrados, tendo o "Valor da DAA" como a nova variável dependente dos modelos. Assim, temos que:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_i + \beta_2 X_i + \beta_3 X_i \epsilon_i \quad (3.1)$$

onde,

Y_i é o Valor da disposição a Aceitar do assentado i β_0 é a constante do modelo. $\beta_1 X_i$ é a Renda do assentado i $\beta_2 X_i$ gasto com plantio para o assentado i $\beta_3 X_i$ Área plantada para o assentado i . ϵ_i é o termo do erro.

O valor da Disposição a Aceitar de cada indivíduo i é dada por:

$$DAA_i = i = f(Z_i, \epsilon_i) \quad (3.2)$$

No qual Z_i é o vetor de covariáveis individuais e elementos randômicos (ϵ_i) como o erro. T é o tamanho da amostra. Dado que o modelo de MQO não utiliza a variável "aceita" ou "não aceita", ele é incapaz de fornecer os parâmetros necessários para calcular a DAA (conforme proposto Haab & McConnell (2002)) calculou-se o valor médio (via média aritmética) dos valores declarados pelos assentados, assim temos que a DAA média⁹ é:

$$DAA_{med} = i = \sum_{i=1}^T \frac{f(Z_i, \epsilon_i)}{T} \quad (3.3)$$

Para o cenário 1, em que foi apresentada uma proposta de restauração florestal das áreas de APP inteiramente destinada ao plantio de espécies florestais, visando à prestação de serviços de regulação da vazão e controle de sedimentos, os agricultores desistiriam de usar totalmente as APP's que seriam recuperadas de acordo com o modelo citado. O valor aceito pelos agricultores para desistir de utilizar a área em prol da geração dos serviços ambientais citados foi R\$ 910,10/ha/mês. No cenário 2, a DAA foi referente a um formato de restauração florestal, na qual os agricultores poderiam usar em parte as APP's que seriam recuperadas em modelo de Sistema Agroflorestal, com plantio misto - formado por espécies florestais e de interesse econômico. O valor estimado da DAA dos agricultores pela transformação das APP's em um sistema agroflorestal foi de R\$ 490.70/ha/mês.

É importante ressaltar que de acordo com Haab & McConnell, (2002) os problemas econométricos em questionários de MVC que usam perguntas abertas são limitados à aprendizagem sobre se as respostas são funções sistemáticas de co-variáveis, ou da divisão de amostragem ou outros aspectos do questionário ou individual. Assim sendo o modelo econométrico aqui aplicado não tem intenção de ser um modelo capaz de ser generalizado como mostra a (ver Tabela 12). Adiciona-se que a própria definição do valor da DAA não depende dos valores estimados na regressão.

Ao olhar os resultados demonstrados no modelo, se faz necessário ressaltar suas limitações, já que como primeira regra prática um modelo de regressão deve apresentar dados suficientes¹⁰. Dessa forma, devido a essa limitação, o melhor ajuste possível para o modelo foi restringindo a análise às variáveis escolhidas.

⁹ Este procedimento não é o mais adequado para calcular a DAA, mas diante das limitações da base de dados, foi a alternativa encontrada para o problema da ausência de variância.

¹⁰ As duas regras mais comuns orientam que deve haver 10 ou 15 casos de dados para cada regressor (FIELD; MILES; FIELD, 2012), e apesar de o estudo cobrir 25% do universo amostral, o número de amostras, 30, reduz a capacidade de ajuste do modelo, que pode ser observado no baixo valor da estatística F.

Tabela 12 – Resultados do modelo de regressão para os cenários 1 e 2 de estimação da DAA.

Variáveis	DAA 1	DAA 2
Renda	.2930804 (.1755267)	.1335256 (.0922775)
Gasto com plantio	-1.163044 (0.6570069)	-0.1630111 (0.3454002)
Área Plantada	790.9742* (234.4526)	354.7112* (123.2559)
Constante	-1075.99 (775.9965)	-308.8585 (407.9552)
Observações	30	30
R^2	0.381	0.314
R^2 ajustado	0.3096	0.2353
Estatística F (df = 3; 26)	5.33 *	3.97

Note: * $p < 0.1$; ** $p < 0.05$; *** $p < 0.01$

No modelo 1, da correlação entre a DAA e as variáveis predictoras estabelecidas no modelo, destaca-se que a única variável significativa foi "Área Plantada- o sinal positivo atesta que quanto maior a área plantada maior o custo de oportunidade, e portanto, maior deve ser o valor da DAA. As demais variáveis (renda e gasto com o plantio) não são estatisticamente significativa a 10%. A despeito disso, renda apresentou sinal positivo (demonstra que quanto maior a renda obtida pelo agricultor, mais alta será a sua percepção sobre o custo de oportunidade da terra). Com relação ao gasto com plantio, a sua relação negativa com a DAA condiz com a teoria (CLAASSEN; CATTANEO; JOHANSSON, 2008; WOSSINK; SWINTON, 2007), a percepção de menor rentabilidade da terra implica na redução do custo de oportunidade, por conseguinte, o agricultor aceitaria uma quantia menor que cubra os benefícios advindo da produção.

O modelo 2, de forma análoga ao modelo 1, apresentou como única variável significativa a "Área Plantada- com sinal positivo. Renda e a DAA permanecem com relação positiva, mas apresentando um coeficiente menor. Neste cenário os indivíduos percebem um menor custo de oportunidade da terra, uma vez que nem toda área será "sacrificada", o que implica a possibilidade de uso produtivo em parte da APP. De forma análoga ao cenário 1, a relação do gasto com plantio e a DAA pode estar associada a uma percepção de menor rendimento da terra por parte dos agricultores.

Os aspectos mais importantes a serem destacados nesta etapa do trabalho são relativos aos valores e a variação da DAA dos agricultores. Observa-se que os agricultores internalizam o custo de oportunidade da terra em sua tomada de decisão, pois o valor da DAA diminuiu na comparação do cenário 1 com o cenário 2, em cerca de 50%. O outro ponto relevante diz respeito ao valor do DAA ter sido claramente, e em alguns casos

declaradamente, baseado no valor do salário mínimo (na época R\$ 880,00). Ao que parece trata-se de uma demonstração do caráter de subsistência da agricultura praticada nos assentamentos rurais.

Sobre esse ponto há uma anomalia empírica bem conhecida que tem persistido, ao longo de pouco mais de duas décadas, na aplicação do MVC. É comum achar que, para os mesmos produtos na mesma configuração, a DAA excede a DAP por uma quantia que parece intuitivamente ser maior até mesmo para produtos e serviços com valores nominais muito pequenos. Duas explicações são comumente dadas para isto: a primeira explora um modelo psicológico como a perspectiva sobre a mudança líquida em relação ao status quo, não sobre o seu bem-estar antes e depois de uma mudança; a explicação alternativa interpreta a diferença entre DAA e DAP como a incapacidade de substituição entre bens públicos e privados (HAAB; KENNETH, 2002).

Um terceiro argumento contra o uso da DAA faz referência ao fato de que a DAA, de maneira contrária a DAP, não está sujeita a restrição orçamentária do entrevistado, o que pode levar ao mesmo a solicitar valores exorbitantes, enquanto que na resposta sobre a DAP, o mesmo refletiria sobre a sua restrição orçamentária. Os resultados apresentados aqui vão de encontro a estas observações, pois demonstram que o valor da DAA assumida pelos assentados foi influenciado primordialmente pelo caráter de subsistência da atividade produtiva e pela percepção dos assentados sobre o custo de oportunidade da terra.

3.8.2 Etapa 2 – Análise de custos e benefícios da restauração nos assentamentos

Sabe-se que a análise da viabilidade de um projeto pode ocorrer sob diferentes pontos de vista. Neste trabalho realizou-se a escolha do ponto de vista privado (investidor) e do ponto de vista social (o conjunto da sociedade). Há conflitos entre a avaliação privada e social por conta das diferenças dos preços ou custos dos fatores de produção, e os seus usos alternativos, no mercado. Temos que cabe aos proprietários rurais a maior parcela da responsabilidade de conservar as áreas ripárias, essenciais para a preservação dos corpos hídricos. Por consequência, o produtor rural se torna, naturalmente, o principal alvo de um esquema de PSA que visa à conservação dos recursos hídricos (JARDIM; BURSZTYN, 2015).

É relevante, então, a avaliação dos custos e benefícios de um programa de restauração florestal nos assentamentos, sob a ótica privada. Para tanto selecionou-se a região correspondente a Mata Atlântica do Interior Estacional, que corresponde a fitofisionomia da região onde se encontram os assentamentos rurais estudados. A área total a ser restaurada (Restauração via Plantio de Mudanças Nativas) é de 97ha, conforme o total obtido na Figura, com diferentes taxas de desconto a ser aplicada no projeto e o período de análise foi de 35

anos.

De acordo com a análise ambiental realizada anteriormente, observou-se que cerca de 90% das áreas de APP apresentam sinais de degradação ou estão regime de uso intensivo. Uma das explicações possíveis é o fato de que se tratam de parcelas pequenas (pouco mais de 5h), e que por isso, os assentados necessitam aumentar sua atividade agrícola sobre a área para aumentar sua produtividade. Nesse primeiro cenário optou-se por duas técnicas básicas de restauração para a área: 10% da área com restauração passiva¹¹ e 90% de plantio de mudas nativas¹². Os benefícios privados estão expressos na variável "Receita", seu cálculo considera as estimativas de valores pagos pelo metro cúbico de madeira no mercado florestal. Segundo o Instituto Escolhas (2016), esses valores decorrem de ponderações entre as diversas fontes consultadas no mercado florestal brasileiro. Sua "Receita" monetária decorre do ciclo de corte das árvores, ou seja, a periodicidade não é exatamente anualizada. A "Despesa", reflete os custos operacionais da atividade, com especial enfoque para os custos de mão-de-obra e insumos¹³.

Ao analisar do **ponto de vista privado**, usando o Valor Presente Líquido (VPL), o projeto de restauração é viável para as taxas de desconto (*i*) entre de 2% - 6% (ver Tabela 14). No entanto, dado as características financeiras dos assentados, e a necessidade pela remuneração do custo de oportunidade das atividades sacrificadas, o valor da DAA (R\$ 910,10 ano/hectare) não é suficiente para cobrir os resultados negativos de cinco dos seis anos iniciais do projeto. Por outro lado, o fluxo de caixa demonstra que o esquema de PSA poderia ser desenhado para um período mínimo de 7 anos, significando que os benefícios obtidos com a restauração são suficientes para cobrir o custo da atividade de restauração florestal (ver 13).

De forma análoga ao cenário anterior, no Cenário 2, em que a restauração das APP's fosse executada tendo como método um sistema agroflorestal, pelo Valor Presente Líquido (VPL), o projeto de restauração é somente viável para as taxas de desconto (*i*) entre de 2% - 4% (ver Tabela 16). Novamente, dado as características financeiras dos assentados, e a necessidade pela remuneração do custo de oportunidade das atividades sacrificadas, o valor da DAA (R\$ 490,70 ano/hectare) não é suficiente para cobrir os resultados negativos de cinco dos seis anos iniciais do projeto (ver Tabela 15). O fluxo de caixa também apresenta que o esquema de PSA poderia ser desenhado para um período mínimo de 7 anos, significando que os benefícios obtidos com a restauração são suficientes para cobrir o custo da atividade de restauração florestal).

Essas duas situações demonstram o grande intervalo de tempo e quantidade de investimentos iniciais necessários para um projeto de restauração (da Costa Junqueira et al.,

¹¹ A restauração passiva consiste na cessação das atividades antropogênicas que causem degradação ou evitem a recuperação de uma área (KAUFFMAN et al., 1995).

¹² O plantio de mudas nativas é realizado com as espécies naturais de um determinada área.

¹³ Maiores esclarecimentos a respeito estão detalhados na seção B.1

Tabela 13 – Fluxo de Caixa do projeto de restauração ecológica dos assentamentos Serra Grande e Divina Graça no cenário 1 - Plantio espécies florestais.

Ano	Receita	Despesa	Total	Total/ha
1,00	0,00	-807.863,00	-807.863,00	-8.328,48
2,00	0,00	-333.060,00	-333.057,00	-3.433,58
3,00	0,00	-249.793,00	-249.793,00	-2.575,19
4,00	0,00	-29.442,00	-29.442,00	-303,53
5,00	0,00	-117.766,00	-117.766,00	-1.214,08
6,00	0,00	-117.766,00	-117.766,00	-1.214,08
7,00	119.327,00	-294.420,00	89.885,00	926,65
8,00	0,00	0,00	0,00	0,00
9,00	0,00	0,00	0,00	0,00
10,00	0,00	0,00	0,00	0,00
11,00	0,00	0,00	0,00	0,00
12,00	0,00	0,00	0,00	0,00
13,00	0,00	0,00	0,00	0,00
14,00	734.610,00	0,00	734.610,00	7.573,30
15,00	0,00	0,00	0,00	0,00
16,00	0,00	0,00	0,00	0,00
17,00	0,00	0,00	0,00	0,00
18,00	0,00	0,00	0,00	0,00
19,00	0,00	0,00	0,00	0,00
20,00	0,00	0,00	0,00	0,00
21,00	2.321.162,00	0,00	2.321.162,00	23.929,51
22,00	0,00	0,00	0,00	0,00
23,00	0,00	0,00	0,00	0,00
24,00	0,00	0,00	0,00	0,00
25,00	0,00	0,00	0,00	0,00
26,00	0,00	0,00	0,00	0,00
27,00	0,00	0,00	0,00	0,00
28,00	0,00	0,00	0,00	0,00
29,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30,00	0,00	0,00	0,00	0,00
31,00	0,00	0,00	0,00	0,00
32,00	0,00	0,00	0,00	0,00
33,00	0,00	0,00	0,00	0,00
34,00	0,00	0,00	0,00	0,00
35,00	3.886.823,00	0,00	3.886.823,00	40.070,34

Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 14 – Rentabilidade do Projeto a diferentes taxas de Desconto - Cenário 1

	i= 2%	i= 3%	i= 4%	i = 5%	i = 6%	i = 8%
Investimento	-R\$1.611.600,00	-R\$1.577.178,00	-R\$1.544.194,00	-R\$1.512.564,00	-R\$1.482.209,00	-R\$1.425.040,00
Receita	R\$4.135.589,00	R\$3.211.739,00	R\$2.518.483,00	R\$1.993.638,00	R\$1.592.756,00	R\$1.043.728,00
VPL	R\$2.523.989,00	R\$1.634.561,00	R\$974.289,00	R\$481.074,00	R\$110.547,00	-R\$381.312,00
VPL/ha	R\$26.020,51	R\$16.851,14	R\$10.044,22	R\$4.959,53	R\$1.139,66	-R\$3.931,05

Fonte: Elaborado pelos autores com base em Coll et al. (2004)

Tabela 15 – Fluxo de Caixa do projeto de restauração ecológica dos assentamentos Serra Grande e Divina Graça no cenário 2 - Plantio Sistema Agroflorestal.

Ano	Receita	Despesa	Total	Total/ha
1	0,00	-859.753,00	-859.753,00	-8.863,43
2	0,00	-168.289,00	-168.289,00	-1.734,94
3	0,00	-126.216,00	-126.216,00	-1.301,20
4	0,00	-30.403,00	-30.403,00	-313,43
5	0,00	-121.612,00	-121.612,00	-1.253,73
6	0,00	-121.612,00	-121.612,00	-1.253,73
7	71.069,00	-30.403,00	40.666,00	419,24
8	0,00	0,00	0,00	0,00
9	0,00	0,00	0,00	0,00
10	0,00	0,00	0,00	0,00
11	0,00	0,00	0,00	0,00
12	0,00	0,00	0,00	0,00
13	0,00	0,00	0,00	0,00
14	377.886,00	0,00	377.886,00	3.895,73
15	0,00	0,00	0,00	0,00
16	0,00	0,00	0,00	0,00
17	0,00	0,00	0,00	0,00
18	0,00	0,00	0,00	0,00
19	0,00	0,00	0,00	0,00
20	0,00	0,00	0,00	0,00
21	1.289.535,00	0,00	1.289.535,00	13.294,18
22	0,00	0,00	0,00	0,00
23	0,00	0,00	0,00	0,00
24	0,00	0,00	0,00	0,00
25	0,00	0,00	0,00	0,00
26	0,00	0,00	0,00	0,00
27	0,00	0,00	0,00	0,00
28	0,00	0,00	0,00	0,00
29	0,00	0,00	0,00	0,00
30	0,00	0,00	0,00	0,00
31	0,00	0,00	0,00	0,00
32	0,00	0,00	0,00	0,00
33	0,00	0,00	0,00	0,00
34	0,00	0,00	0,00	0,00
35	2.159.346,00	0,00	2.159.346,00	22.261,30

Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 16 – Rentabilidade do Projeto a diferentes taxas de Desconto - Cenário 2

	i= 2%	i= 3%	i= 4%	i = 5%	i = 6%	i = 8%
Investimento	-R\$1.396.276,00	-R\$1.367.330,00	-R\$1.339.644,00	-R\$1.313.140,00	-R\$1.287.746,00	-R\$1.240.033,00
Receita	R\$2.278.796,00	R\$1.768.196,00	R\$1.385.329,00	R\$1.095.702,00	R\$874.670,00	R\$572.343,00
VPL	R\$882.520,00	R\$400.866,00	R\$45.685,00	-R\$217.438,00	-R\$413.076,00	-R\$667.690,00
VPL/h	R\$9.098,14	R\$4.132,64	R\$470,98	-R\$2.241,63	-R\$4.258,52	-R\$6.883,40

Fonte: Elaborado pelos autores.

2013; RODIGHERI, 2004). Ou seja, mesmo se tratando de um bem com preço de mercado, como é o caso da madeira, haveria a necessidade de alguma renda durante esse período para cobrir as perdas privadas dos agricultores. Esta situação se torna mais complicada quando a receita esperada para esse tipo de projeto for proveniente do pagamento por serviços ambientais. Isto porque, seus benefícios só serão percebidos no longo prazo, restando de imediato os custos decorrentes da sua execução.

Além disso, do ponto de vista das funções ecológicas desempenhadas, esses benefícios tendem a se estabilizar ou até decrescer em longo prazo. Essas condições, do ponto de vista econômico, caracterizam uma não-convexidade. Logo convém identificá-la como uma falha de mercado, carecendo, portanto, de ações governamentais via política pública, com vistas a corrigir tais falhas e a ampliar os benefícios gerados dessa atividade. E nesses casos, um esquema de PSA poderia corrigir tais falhas através da incorporação de suas externalidades positivas (PAGIOLA; BISHOP; RITTER, 2004).

Tabela 17 – Benefício e Custo Social Direto do Cenário 1, para diferentes taxas de desconto e Elasticidades.

ϵ	$\Delta W_b(i = 2\%)$	$\Delta W_b(i = 3\%)$	$\Delta W_b(i = 4\%)$	$\Delta W_b(i = 5\%)$	$\Delta W_b(i = 6\%)$	$\Delta W_b(i = 8\%)$
0,1	3.928.809,55	3.051.152,05	2.392.558,85	1.893.956,10	1.513.118,20	991.541,60
0,5	3.101.691,75	2.408.804,25	1.888.862,25	1.495.228,50	1.194.567,00	782.796,00
0,8	2.481.353,40	1.927.043,40	1.511.089,80	1.196.182,80	955.653,60	626.236,80
1	2.067.794,50	1.605.869,50	1.259.241,50	996.819,00	796.378,00	521.864,00
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	-2.067.794,50	-1.605.869,50	-1.259.241,50	-996.819,00	-796.378,00	-521.864,00
4	-4.135.589,00	-3.211.739,00	-2.518.483,00	-1.993.638,00	-1.592.756,00	-1.043.728,00
η	$\Delta W_c(i = 2\%)$	$\Delta W_c(i = 3\%)$	$\Delta W_c(i = 4\%)$	$\Delta W_c(i = 5\%)$	$\Delta W_c(i = 6\%)$	$\Delta W_c(i = 8\%)$
0,1	3.580.600,34	2.780.729,36	2.180.507,08	1.726.095,34	1.379.010,99	903.661,57
0,5	2.826.789,74	2.195.312,65	1.721.452,96	1.362.706,85	1.088.692,89	713.417,03
0,8	2.261.431,79	1.756.250,12	1.377.162,36	1.090.165,48	870.954,31	570.733,62
1	1.884.526,49	1.463.541,77	1.147.635,30	908.471,23	725.795,26	475.611,35
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	-1.884.526,49	-1.463.541,77	-1.147.635,30	-908.471,23	-725.795,26	-475.611,35
4	-3.769.052,99	-2.927.083,54	-2.295.270,61	-1.816.942,46	-1.451.590,51	-951.222,70

Fonte: Elaborado pelo autor com base em (CONTADOR, 2000).

Nota: Elasticidade Preço da Demanda - ϵ

Nota: Elasticidade Preço da Oferta - η

Do **ponto de vista social**, utilizamos a medida do Benefício Social e Custo Social diretos com a implantação dos projetos de restauração, apresentadas no capítulo 1 desta tese. Os resultados do Benefício e Custo Social Direto podem ser observados nas Tabelas 17 e 18. Os resultados são interessantes para ambos os cenários, pois apontam alguns fatos relevantes na implementação ou não dessa política pública.

Configuramos três cenários de análise em que a Elasticidade Preço da Demanda η e a Elasticidade Preço da Oferta ϵ são flexibilizadas. Os resultados sugerem que quanto maior for ϵ e η piores serão os resultados do benefício social. Portanto, os melhores resultados em termos de benefício social líquido estão na trecho inelástico de ϵ e η . Além disso, temos

Tabela 18 – Benefício e Custo Social Direto do Cenário 2, para diferentes taxas de desconto e Elasticidades.

η	$\Delta W_b(i = 2\%)$	$\Delta W_b(i = 3\%)$	$\Delta W_b(i = 4\%)$	$\Delta W_b(i = 5\%)$	$\Delta W_b(i = 6\%)$	$\Delta W_b(i = 8\%)$
0,1	2.164.856,20	1.679.786,20	1.316.062,55	1.040.916,90	830.936,50	543.725,85
0,5	1.709.097,00	1.326.147,00	1.038.996,75	821.776,50	656.002,50	429.257,25
0,8	1.367.277,60	1.060.917,60	831.197,40	657.421,20	524.802,00	343.405,80
1	1.139.398,00	884.098,00	692.664,50	547.851,00	437.335,00	286.171,50
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	-1.139.398,00	-884.098,00	-692.664,50	-547.851,00	-437.335,00	-286.171,50
4	-2.278.796,00	-1.768.196,00	-1.385.329,00	-1.095.702,00	-874.670,00	-572.343,00
ϵ	$\Delta W_c(i = 2\%)$	$\Delta W_c(i = 3\%)$	$\Delta W_c(i = 4\%)$	$\Delta W_c(i = 5\%)$	$\Delta W_c(i = 6\%)$	$\Delta W_c(i = 8\%)$
0,1	1.972.985,64	1.530.907,25	1.199.420,32	948.660,75	757.290,85	495.535,59
0,5	1.557.620,25	1.208.610,99	946.910,78	748.942,70	597.861,20	391.212,31
0,8	1.246.096,20	966.888,79	757.528,62	599.154,16	478.288,96	312.969,85
1	1.038.413,50	805.740,66	631.273,85	499.295,13	398.574,13	260.808,21
2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
3	-1.038.413,50	-805.740,66	-631.273,85	-499.295,13	-398.574,13	-260.808,21
4	-2.076.826,99	-1.611.481,32	-1.262.547,71	-998.590,26	-797.148,26	-521.616,41

Fonte: Elaborado pelo autor com base em (CONTADOR, 2000)

Nota: Elasticidade Preço da Demanda - ϵ

Nota: Elasticidade Preço da Oferta - η

que em casos de $\epsilon > \eta$ há Benefício Líquido¹⁴. No caso de $\epsilon = \eta$ também temos Benefício Líquido. No entanto, não há benefício líquido para os casos onde $\epsilon < \eta$.

3.9 Considerações Finais

A análise dos assentamentos demonstrou que as Áreas de Preservação Permanentes são parte integrante da área produtiva dos assentamentos, ainda que as mesmas hajam sido demarcadas quando de sua criação. Em função disso, a pressão sobre os recursos hídricos nessas áreas é alta e pode contribuir para problemas como assoreamento e redução na vazão de cursos d'água. Os resultados demonstraram, ainda que, do ponto privado, os valores necessários para os assentados aderirem a um programa de recuperação ambiental são maiores no cenário onde haveria restrição total a atividades agrícolas - corroborando a teoria de que um cenário mais restritivo implica maior custo de oportunidade para os agentes. Do ponto de vista social, ambos os projetos são viáveis (para as taxas de desconto analisadas) desde que consideremos para os cenários futuro a igualdade entre as elasticidades de preço de oferta e Demanda, ou que a primeira seja maior que a segunda.

Tais resultados indicam que a implantação de um programa de PSA para restauração florestal em assentamentos rurais deverá considerar que restauração das APP's significará uma perda de área produtiva para os agricultores. De tal sorte que o PSA serviria nos anos

¹⁴ Durante a defesa desta Tese, a banca examinadora sugeriu que fosse adicionado o valor agregado da DAA no campo "Receitas DAA". Essa alteração geraria um acréscimo que poderia ser sensível ao resultado da VPL dos dois cenários estudados. Não realizei a mudança sugerida, mas o farei em uma atualização futura desse trabalho

iniciais do projeto como compensação a área sacrificada, até que as mesmas possam dar algum retorno financeiro. Da mesma forma, esses resultados demonstram que a estruturação de uma política estadual pode ser baseada no custo de oportunidade da terra, o que levaria a valores diferentes, de acordo com a região e bioma no estado.

Outro aspecto importante é que a aceitação e colaboração dos assentados com uma política de PSA tenderia ser maior se houvesse a possibilidade de adoção de sistemas agroflorestais. Esse modelo poderia levar também a uma redução de custos ao estado e a possibilidade de atendimento a um maior número de assentamentos. Dada a não-convexidade das alternativas em questão, e a situação atual da cobertura vegetal no estado de Pernambuco, consideramos que uma política pública se faz necessária para apoiar a restauração ecológica nos assentamentos rurais do estado. Desta forma os benefícios econômicos trazidos seriam significativos considerando a situação ambiental do estado.

Apesar das primeiras experiências de políticas nacionais de PSA terem sido impulsionadas pela vontade das instituições internacionais (principalmente o Banco Mundial) de promover instrumentos de mercado independentes do Estado (ELOY L.; COUDEL, 2013), no Brasil, os PSA estão concebidos como um complemento aos instrumentos de regulação ambiental. Neste contexto, um PSA para o caso dos assentamentos rurais em Pernambuco, possivelmente, poderia ser complementar aos instrumentos de comando e controle das políticas florestais e de recursos hídricos, em especial um programa de restauração florestal.

Parte III

VALORAÇÃO ECONÔMICA E EFICIÊNCIA NA CONSERVAÇÃO DA DIVERSIDADE BIOLÓGICA

4 CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: Eficiência intra e intergeracionais - Lições Aprendidas

4.1 Apontamentos iniciais

Com vistas a conservação dos recursos naturais, a utilização de instrumentos econômicos é recente na área ambiental, tradicionalmente no Brasil, os instrumentos mais utilizados para esse fim, foram os instrumentos de cunho mais normativo, a saber os instrumentos de comando e controle. Quando utilizados sozinhos, não têm sido capazes de garantir a proteção da vegetação nativa, e por isso se cogita a combinação entre os instrumentos de comando e controle e os instrumentos econômicos para verificar se assim, os resultados dos programas de proteção ao meio ambiente no Brasil são mais eficientes (GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

Baseando-se numa hipótese norteadora de que o uso combinado dos instrumentos da Política ambiental seja a melhor alternativa para a redução da degradação ambiental e a conseqüente perda dos estoques de recursos naturais, surgem questionamentos se o uso combinado de instrumentos de comando e os instrumentos econômicos tem sido capaz de gerar incentivo necessário para garantir o cumprimento da legislação ambiental? E em que medida os instrumentos econômicos, nomeadamente, por exemplo, os Programas de PSA's¹, tem contribuído de maneira efetiva na redução da expansão de áreas desmatadas?

No entanto, para responder perguntas deste tipo é necessário lançar mão de algumas técnicas capazes de medir os impactos a longo prazo da eficiência das medidas políticas, sobretudo quando enfrentamos diferenças básicas dos instrumentos, por exemplo, o caráter voluntário² do Pagamento por Serviço Ambiental, diferentemente dos instrumentos de comando e controle (mais impositivos). Diante do fato de que estes últimos por vezes

¹ Após a inserção dos serviços ecossistêmicos na literatura, tornou-se relevante demonstrar sua estruturação e caracterização (De Groot; WILSON; BOUMANS, 2002), para posteriormente lançar as bases para o desenvolvimento de um mercado para serviços ecossistêmicos (BAYON, 2004). Esse processo colaborou para o desenvolvimento do instrumento econômico chamado Pagamento por Serviços Ambientais - PSA (LANDELL-MILLS; PORRAS et al., 2002; WUNDER et al., 2005; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; PAGIOLA, 2008). O PSA tem como objetivos, a i) maximização do bem-estar social; ii) financiar uma atividade social; iii) induzir um comportamento social (MOTTA, 2005).

² Um sistema de PSA passa pela definição do serviço ambiental de interesse, no qual havendo compradores e vendedores de serviços ambientais não se tem a garantia da existência de um mercado de serviços ambientais. A existência do mercado não se configura apenas pela existência de um único comprador e um único vendedor (COSTA, 2008). O critério da condicionalidade tem a finalidade de garantir a prestação do serviço e a continuidade do pagamento.

provam-se resultar em políticas dispendiosas e pouco eficientes (PAGIOLA; ARCENAS; PLATAIS, 2005), os avaliadores de política pública durante muito estiveram focados – e não aparenta mudanças no curto prazo - na utilização das análises de custo-benefício, como instrumento indispensável para esse finalidade. No entanto, o ponto sensível nesse debate é como tornar os custos e benefícios (que ocorrem em diferentes pontos no tempo) comparáveis.

Geralmente os economistas determinam seus valores presentes através da aplicação de uma taxa de desconto. A dimensão dessa taxa pode determinar se um projeto é classificado como atrativo ou não atrativo aos interesses do tomador de decisão. Isto é particularmente verdadeiro para projetos com longos horizontes de tempo, como por exemplo, projetos voltados para a redução de emissões de gases de efeito estufa (ZADDACH, 2015). Essa lógica também deveria ser aplicada aos projetos de pagamento por serviços ambientais, mas não parece ser o caso. De forma geral para se caracterizar um programa de PSA, não tem sido necessário estimar os benefícios do local de interesse em termos de valores de presente, usando portanto uma taxa de desconto. Em termos práticos, somos levados a crer que qualquer pagamento que busque promover o fornecimento de serviços ambientais pode ser considerado como um PSA (WUNDER, 2007). No entanto, Muradian et. al., (2010) essa abordagem Coseana e de Mercado Puro - que domina a conceituação de PSA na literatura – e diz que ela não pode ser facilmente generalizada e implementada na prática, uma vez que não leva em conta claramente as complexidades relacionadas com a incerteza, custos de informação, questões distributivas, integração social e relações de poder que ajudam a reconhecer uma gama de contextos e ambientes institucionais que opera o PSA.

Mais comumente, a teoria econômica deriva essa taxa de desconto no quadro de modelos de crescimento ótimos na tradição de Frank Ramsey. A conhecida fórmula de Ramsey, afirma que a taxa de desconto (r) de consumo deve ser igual à soma da 1) taxa pura da preferência temporal (ρ) e, o produto da 2) elasticidade da utilidade marginal do consumo (η) e 3) da taxa de crescimento do consumo (g). No contexto das alterações climáticas, a correta parametrização da fórmula de Ramsey é muito importante, uma vez que as taxas ligeiramente diferentes implicam resultados de política climática inteiramente diferentes (ZADDACH, 2015; DASGUPTA; MÄLER; BARRETT, 1999).

$$r = \rho + \eta.g \quad (4.1)$$

No que diz respeito à taxa pura de preferência temporal, essa correta parametrização se torna especialmente difícil porque valores diferentes podem ser motivados por diferentes conceitos que normativos (ZADDACH, 2015). A questão de sua correta parametrização deu origem a uma longa e intensa discussão na economia climática. Este debate, por vezes referido como o Debate Stern-Nordhaus, por ter ocorrido mais proeminentemente entre

os dois economistas William Nordhaus e Nicholas Stern, pode ser caracterizado por duas linhas distintas de argumentos .

Nordhaus (2007) defende a chamada abordagem da **Soberania do consumidor**, que exige que os projetos públicos sejam avaliados com uma taxa de desconto compatível com as preferências temporais observadas. Estes são reivindicados como sendo dados pela taxa de juros real, pois representam os custos de oportunidade dos investimentos privados. Como o investimento público e privado deve ser avaliado com os mesmos padrões, qualquer taxa de desconto abaixo ou acima da taxa de juros real induziria decisões de investimento ineficientes. Esta posição é realizada, por exemplo, por (SAMUELSON; NORDHAUS, 1976; MANNE; MENDELSON; RICHEL, 1995; NORDHAUS, 2006).

Stern (2007), diferentemente argumenta que, em problemas de tomada de decisão a longo prazo, as ações tomadas no presente não afetarão apenas o bem-estar dos indivíduos que vivem hoje, mas também daqueles que ainda não existem³. Existe portanto, um problema de distribuição entre os indivíduos, não um problema de alocação intertemporal de um único indivíduo. Stern portanto, advoga que seria eticamente inadequado discriminar entre os indivíduos puramente nas bases de sua época de nascimento. A consequência lógica é definir $\rho = 0$. Tal argumento é chamado de abordagem de **Equidade Intergeracional** e está na tradição de (RAMSEY, 1928; SOLOW, 1974; PIGOU, 1920) ou, no contexto do recente debate sobre mudanças climáticas (CLINE et al., 1992).

Soma a essas dificuldades, o fato de que, nas experiências de PSA no Brasil, em sua maioria, centra-se na figura do Estado como agente pagador⁴, ou seja, ele tem assumido a responsabilidade de remunerar os produtores rurais que aceitam prestar a provisão do serviço ambiental para a presente e futuras gerações. Esse arranjo é sensível a falhas ou limitações, na medida em que não sejam incorporados elementos normativos complementares que auxiliem o instrumento econômico na efetiva realização do objetivo do programa – conservação do ecossistemas. Assim, as restrições presente na função de Maximização do bem-estar não são aquelas do consumidor representativo, mas sim as do Estado.

³ Aplicando ao caso PSA's, intenta-se justamente maximizar o Bem-Estar Social, corrigindo as falhas de mercado através da incorporação das externalidades. Quando bem dimensionados, fazem com que os responsáveis pelos danos ambientais internalizem essas externalidades negativas, criando incentivos positivos aos agentes que colaboram com a conservação através de pagamentos ou outras formas de remuneração pelas externalidades positivas criadas através da troca voluntária (FARLEY; COSTANZA, 2010).

⁴ Dois exemplos disso são os Pagos por Serviços Ambientais da Costa Rica e o Projeto Conservador das Águas desenvolvido em Extrema no estado de Minas Gerais. O primeiro está diretamente relacionado com as florestas e os sistemas agroflorestais, e tem como suposição tácita que a conservação e o uso sustentável das florestas resultarão na proteção da biodiversidade, das nascentes de água, na beleza da paisagem e a redução dos gases de efeitos estufa – este programa é financiado por um fundo nacional voltado para programas florestais. O segundo, é o “Projeto Conservador das Águas” desenvolvido em Extrema no estado de Minas Gerais. O projeto paga para que os produtores rurais possam aderir ao programa de PSA, isto permite que as Áreas de Preservação Permanente (APP) de suas propriedades sejam restauradas, áreas essas que o desmatamento é proibido por lei (GUEDES; SEEHUSEN, 2011).

Por fim, ambos os argumentos têm seus méritos, portanto, seria desejável ter um esquema de descontos que incorpore a ambos. Quem mostrou que isso pode ser alcançado foi (KRYSIK, 2010), especificamente em modelos de gerações sobrepostas (OLG), que tem sido discutido por um número de autores que examinam a relação entre modelos de agentes representativos (AR) e modelos de gerações sobrepostas. A diferença da abordagem de Krysiak ocorre na medida em que ele deriva o esquema de desconto de um conjunto de pressupostos normativos. Na próxima sessão é realizado melhor detalhamento acerca dos argumentos presentes nos dois frameworks de Soberania do Consumidor e Equidade Intergeracional.

4.2 Aspectos da Soberania do Consumidor e da Equidade Intergeracional no Conservação da Biodiversidade

À primeira vista, a fórmula Ramsey oferece uma estrutura simples para a questão do desconto. No entanto, no contexto de projetos com horizontes de tempo longos, tais como políticas públicas focadas na redução de emissões de GEE (por exemplo, programa de restauração florestal), a correta parametrização é realmente desafiadora. As diferenças supostamente pequenas nos valores das fórmulas têm impactos importantes nos resultados das políticas. Em particular, a atribuição de valor para a taxa pura de preferência temporal é muito controversa, pois valores diferentes podem ser motivados por diferentes conceitos normativos.

A maioria dos argumentos sobre o valor correto de ρ pode ser reduzida às posições éticas da Soberania do Consumidor e da Equidade Intergeracional. A primeira posição afirma que as preferências sociais são refletidas pelos resultados do mercado, enquanto a última posição argumenta que a parametrização da taxa de desconto deve ser baseada em decisões normativas. A seguir, são apresentadas as duas posições em mais detalhes.

De acordo com a posição de Soberania do Consumidor, as taxas de desconto devem corresponder às preferências reais e observáveis do indivíduo. Os proponentes dessa abordagem afirmam que, sob a suposição de mercados de capital perfeitos, eles podem ser recuperados da taxa real de retorno de projetos de investimento de longo prazo. Como as empresas privadas baseiam a avaliação de seus investimentos na taxa de juros real, essa taxa deve refletir os custos de oportunidade do indivíduo real de um investimento. Isso vale para projetos privados e públicos e, portanto, qualquer desvio dessa taxa acarretará perdas de eficiência (KRYSIK, 2010).

Nesse sentido, uma atribuição de valor “correta” para a Taxa Social de Preferência Temporal não é tão importante quanto encontrar uma combinação de parâmetros ($\rho + \eta.g$) que é compatível com a taxa de juros real⁵. A posição da soberania do consumidor tem uma

⁵ Nordhaus (2007), por exemplo, defende uma taxa pura de preferência temporal de ($\rho = 1,5$), já que

longa tradição em economia e é, por exemplo, mantida por (MANNE; MENDELSON; RICHEL, 1995; NORDHAUS, 2007)⁶.

Os oponentes da abordagem da Soberania do Consumidor apresentam vários argumentos contra essa posição. Para começar, eles geralmente rejeitam a suposição de mercados de capital perfeitos. Esta suposição é vista como muito irrealista⁷. Como a proteção do clima sofre de um clássico *common-pool problem* - não há possibilidade de exclusão nem rivalidade em longo prazo. Os danos climáticos de longo prazo são sistematicamente subestimados. Isso significa que o retorno social das medidas de proteção do clima provavelmente está acima do retorno privado dos investimentos convencionais e uma aplicação da taxa de juros real deve subestimar o benefício da proteção do clima (DASGUPTA, 2008; ZADDACH, 2015).

Mesmo que os mercados de capitais fossem perfeitos, não é certo que os resultados do mercado coincidam com os resultados socialmente preferidos. Dependendo da renda inicial dos participantes do mercado, os processos de mercado podem gerar resultados eficientes. Estes, no entanto, não devem necessariamente coincidir com o que é considerado socialmente ótimo, pois os processos de mercado produzem resultados eficientes, mas não justos do ponto de vista da equidade. Como a quantidade de renda inicial determina a influência de grupos específicos no resultado do processo de mercado, podemos supor que os interesses dos países e nações pobres de hoje, que provavelmente sofrerão mais com a mudança climática, terão um pequeno impacto sobre a distribuição intertemporal do bem climático (BUCHHOLZ; SCHUMACHER, 2010)

O último e mais importante argumento é que em problemas de tomada de decisão a longo prazo, a lógica da abordagem do agente representativo não se sustenta, uma vez que as ações de hoje não afetam apenas as gerações presentes, mas também futuras. A política climática ideal não é um problema de alocação intertemporal de um único indivíduo (intrageneracional, como postulado sob a abordagem da soberania do consumidor), mas de muitos indivíduos. Esta posição é chamada de abordagem de Equidade Intergeracional e é realizada por Stern (2007). De sua perspectiva, é eticamente inadequado discriminar entre os indivíduos apenas no momento de seu nascimento. Como qualquer taxa de preferência de tempo acima de zero implica que as gerações futuras recebem menos peso do que as gerações atuais, Stern defende uma preferência de tempo social de quase zero ($\rho = 0,01$). Para Stern, somente a possibilidade de a humanidade ser erradicada devido a um perigo

isso nos deixa com uma taxa de desconto muito próxima da taxa de juros real de 6%

⁶ Não é totalmente claro qual taxa de juros deve servir como uma taxa de referência, pois há várias taxas que poderiam ser adicionadas. Por exemplo, a taxa de juros real de títulos do tesouro ou a taxa média de investimentos fixos pode ser considerada, o que fornece uma ampla gama de valores de referência entre 1,5% e 6-7%. Teoricamente, mesmo valores de 26% poderiam ser aceitáveis, ver (BUCHHOLZ; SCHUMACHER, 2010) e (BUCHHOLZ; SCHUMACHER, 2010)

⁷ Nas palavras de Stern, o aquecimento global é a maior falha de mercado que o mundo já viu (STERN, 2006).

exógeno, legitima um valor de ($\rho > 0$) (ZADDACH, 2015).

A abordagem de equidade intergeracional está na tradição de Pigou (1920), Ramsey (1928), (1948) e Solow (1974) e baseia-se no argumento filosófico de que cada estado tem o dever ético de dar pesos iguais aos interesses de gerações de hoje e futuras. Motivos como impaciência ou egoísmo, os únicos motivos que poderiam produzir qualquer valor de $\rho > 0$, não deveriam entrar em problemas de decisão pública. Este argumento recebe apoio filosófico do conceito de “véu da ignorância”, como enunciado por (RAWLS, 1999) em “A Theory of Justice”.

De acordo com Rawls, as decisões coletivas devem ser tomadas por trás de um “véu de ignorância”, por trás do qual as pessoas afetadas não têm nenhum conhecimento sobre sua posição social e econômica⁸. A única solução justa desse experimento mental é atribuir à taxa de preferência temporal um valor que dê a todos o mesmo peso, ou seja, $\rho = 0$.

No entanto, da perspectiva dos oponentes de Stern, a lógica da abordagem de Equidade Intergeracional não é tão conclusiva quanto se afirma. Primeiro porque a postura normativa de Stern de que todos os indivíduos deveriam ser tratados igualmente, não é necessariamente a única posição ética. Por exemplo, ninguém poderia garantir que cada geração deverá, pelo menos, deixar para trás o capital social (material, natural, humano e tecnológico) com o qual foi dotado em primeiro lugar (ZADDACH, 2015).

Alternativamente, os estados sociais poderiam ser classificados por uma função de bem-estar Rawlsiana que maximiza o bem-estar da geração mais pobre. Ambas as abordagens exigiriam valores completamente diferentes para a taxa pura de preferência temporal: considerando que a primeira posição ainda permite uma ampla faixa de ρ , a última posição exigiria valores consideravelmente mais altos para ρ , pois o consumo atual deveria ser aumentado para compensar a crescente produtividade das gerações futuras.

Os críticos de Stern também se referem à dimensão temporal da abordagem de equidade intergeracional que pode ser contrária a um equilíbrio de interesses razoável e justo. Sob o conceito de equidade intergeracional, o bem-estar de indivíduos não nascidos recebe um peso desproporcionalmente grande sob as decisões políticas atuais, já que haverá muito mais pessoas por vir do que aqueles que vivem hoje.

Para demonstrar as consequências absurdas que tal cenário normativo poderia ter, (NORDHAUS, 2007) propõe o seguinte experimento mental: No chamado “wrinkle experiment”, supõe-se que os pesquisadores descubrem uma “wrinkle” no sistema climático. Essa “wrinkle” causa um pequeno (0,1%), mas sempre duradouro corte no consumo anual global a partir do ano 2200, que pode ser remediado se a sociedade atual estiver disposta a investir uma quantia suficientemente grande de renda.

Mas quanto a sociedade deveria querer investir? Para ρ próximo de 0, pode-se

⁸ Tanto intertemporal como intratemporal

justificar reduzir o consumo atual em cerca de 56%. Como tais resultados não podem ser do interesse da sociedade, deve-se também rejeitar qualquer conceito normativo que implique isso. A parte disso, temos que a parametrização das taxas de desconto não pode ser baseada exclusivamente em premissas teóricas, mas em primeiro lugar, precisa levar em conta as suas consequências.

Críticos como (WEITZMAN, 2007) e (DASGUPTA, 2008) referem-se às consequências éticas de taxas de poupança muito elevadas. Essas taxas resultam de uma combinação de valores baixos da taxa pura de preferência temporal e da elasticidade da utilidade marginal do consumo. Desde o trabalho de (RAMSEY, 1928), é um resultado padrão da teoria do crescimento econômico que a taxa ótima de poupança s^* para um tempo discreto é dada por:

$$s^* = \frac{1 + r \frac{\eta-1}{\eta}}{1 + \rho \frac{1}{\eta}} \quad (4.2)$$

Isso mostra que valores muito pequenos da taxa pura de taxa de preferência temporal podem implicar taxas de poupança extremamente altas. Por exemplo, se definirmos $\rho = 0$, a taxa de poupança ótima é dada por:

$$s^* = \frac{1}{\eta} \quad (4.3)$$

Em combinação com um valor de $\eta = 1$, como é proposto pela Revisão Stern, a taxa de poupança é muito próxima de 100%. Assim, pode-se concluir que as gerações de hoje devem economizar quase toda a sua renda para aumentar as possibilidades de consumo das gerações futuras. Como esse resultado parece não ser justo nem politicamente viável, os críticos de Stern recusam a escolha geral dos parâmetros.

No entanto, isso não significa necessariamente que a abordagem de equidade intergeracional deve contradizer o comportamento de poupança razoável. (DASGUPTA, 2008), por exemplo, segue o argumento de Stern para $\rho = 0$ e sugere resolver o problema usando valores mais altos para a elasticidade da utilidade marginal do consumo. Referindo-se a um estudo empírico de (HALL, 1988), ele argumenta que η deve estar em algum lugar na faixa de 2% e 4%, pois isso implica em taxas de poupança mais razoáveis entre 49% e 24% (DASGUPTA, 2007).

Por fim, para uma política climática ideal, faz uma grande diferença as posições éticas que se incorporam. Stern (2007) recomenda ações imediatas e drásticas, de acordo com (NORDHAUS, 2007), deve-se buscar apenas esforços moderados de proteção climática. No âmbito da política climática, os investimentos em capital climático são adiados em favor do investimento no capital social convencional. Isso aumenta a produção e provoca um aumento de produtividade que permite investir maciçamente na proteção climática, uma

vez que um nível consideravelmente mais alto de produtividade é atingido. As políticas climáticas preocupadas com as taxas ótimas de carbono diferem substancialmente entre Nordhaus (2017) e Stern (2016), uma vez que a diferença entre elas é dada por uma ordem de magnitude (SCHNEIDER; TRAEGER; WINKLER, 2012). O mais importante é que essa diferença é quase totalmente explicada pelas diferentes hipóteses sobre a parametrização da taxa de desconto social (NORDHAUS, 2007).

Aparentemente, a questão da parametrização correta da taxa pura de tempo a preferência é fundamental na economia climática. Como tanto a equidade intergeracional quanto a soberania do consumidor têm seus méritos, mas sofrem com deficiências graves, precisamos de uma taxa de desconto que incorpore ambos os conceitos e supere suas respectivas desvantagens. Mas antes que possamos indicar uma estrutura potencial para resolver este dilema, torna-se necessário esculpir as diferenças conceituais das duas posturas éticas: Como descrito acima, a abordagem da soberania do consumidor é baseada na suposição de que a sociedade pode ser representada infinitamente indivíduo vivo. Esse indivíduo maximiza seu caminho de consumo vitalício sob as restrições padrão da teoria do crescimento neoclássico.

Preferências de tempo individuais entram com seus pesos completos e o bem-estar das gerações futuras é descontado simplesmente por causa de seu tempo de nascimento. Sob a abordagem da equidade intergeracional, em contraste, todas as gerações recebem o mesmo peso; não há desconto devido ao momento do nascimento. Embora conceitualmente permaneçamos dentro da estrutura do modelo de agente representativo, isso faz uma grande diferença. Como neste caso a existência de preferências de tempo é desconsiderada, pode-se pensar em uma sociedade que pode ser representada por uma sucessão de indivíduos com um período de tempo de um único período.

Ambas as abordagens modelam a sociedade de forma imprecisa, pois não há apenas uma geração individual, mas muitas e as vidas dos indivíduos duram além de um período. Um esquema de desconto ideal deve tratar todos os indivíduos igualmente, mas permite a cada indivíduo o direito de descontar seu bem-estar futuro de acordo com suas preferências, independentemente de seu momento de nascimento. Tal taxa de desconto pode ser derivada da estrutura dos modelos de gerações sobrepostos.

4.2.1 Quais são as lições aprendidas?

A escolha da taxa de desconto para análises de projetos ambientais é objeto de muita controvérsia, isto é um fato. Não obstante, há ainda a opinião de que sequer deveríamos recorrer a esse instrumental teórico. Reconhecendo essas limitações – discutidas previamente, optamos por selecionar as taxas de desconto com a intenção de contemplar diferentes taxas de preferência. Adotamos isso porque percebemos que as estimativas de custos marginais variam dependendo da maneira como a incerteza é tratada (quando é

reconhecida).

Entendemos que uma questão fundamental neste trabalho foi não olhar apenas para a distribuição dos valores de medianas ou moda presentes nos estudos utilizados como referência para o cálculo da valoração econômica do carbono. Olhar apenas para a distribuição dos valores seria inadequado porque não daria noção razoável da incerteza em torno dessas estimativas. Como existem muitas estimativas do custo social do carbono, poderíamos ter optado por uma função de densidade de probabilidade pode ser construída de uma maneira razoavelmente objetiva.

É possível acreditar que a deterioração dos estoques de recursos naturais poderia ter sido pior se os governos não tivessem empregado regras e incentivos mais adequados para enfrentar os problemas ambientais. Vários países têm utilizados diferentes tipos de instrumentos para pautar suas decisões relativas à questão ambiental, e que tem apresentado diferentes graus de sucesso.

Também entendemos que embora os valores encontrados na valoração econômica revelem uma grande incerteza – já que utilizamos o custo social do carbono estimado como nosso “preço” de referência - entendemos que a incerteza real pode ser ainda maior. Possivelmente, dado que o custo social do carbono deriva das estimativas de impacto econômico total – há o argumento de que sua incerteza também está subestimada. Em segundo lugar, porque as estimativas contêm apenas aqueles impactos que foram quantificados e valorizados – ou seja, há alguns impactos ausentes e que ainda precisariam ser avaliados, ou porque foram deixados de lado, ou porque são muito difíceis de lidar e, portanto, muito incertos.

Além disso, verificamos o esquema de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como uma alternativa de política pública para a recuperação e conservação do capital natural em assentamentos rurais. Aqui nos amparamos na Soberania do Consumidor uma vez que trabalhamos com o instrumental dos métodos de preferências declaradas - via Método de valoração Contingente. Acreditamos que, a despeito do caráter ineficiente como muitos PSA são desenvolvidos, a deterioração dos estoques de recursos naturais poderia ter sido pior se os governos não tivessem empregado regras e incentivos para enfrentar os problemas ambientais. A experiência internacional aponta que alguns países têm utilizado diferentes tipos de instrumentos para pautar suas decisões relativas à questão ambiental, e que tem apresentado diferentes graus de sucesso.

Nossa análise do comportamento dos agricultores dos assentamentos rurais face a proposição dos cenários de política pública, nos indica diferentes resultados a partir da adoção de diferentes taxas de desconto, bem como a partir das DAA apresentadas pelos assentados. Em certa medida, a despeito de utilizarmos alguns elementos do arcabouço da Soberania do Consumidor nesta seção, nossa discussão alinhou-se há elementos presentes no quadro conceitual da equidade geracional. Isso ocorreu por exemplo, quando utilizamos

diferentes taxas de desconto para a atualização dos valores de custos e benefícios sociais.

Por outro lado, os projetos ambientais, e o nosso exercício não fugiu a essa regra, têm prazo máximo que não excede a uma geração da sociedade. Nosso estudo por exemplo utilizou um período de 35 anos, ou seja, os agricultores não realizaram uma decisão que implicaria em supressão da base de consumo de duas gerações diferentes. Trata-se, portanto, de um mercado hipotético (imperfeito), com forte não-convexidade, uma vez que exige longo intervalo de tempo e grande volume de investimentos iniciais necessários para os benefícios serem significativos para o projeto de restauração. Os resultados encontrados corroboram com a teoria econômica, pois no cenário mais restritivo – que implica maior custo de oportunidade para os assentados, os valores necessários para financiar essa mudança de uso da terra são maiores.

4.3 Alguns apontamentos finais

Se espera dos formuladores de políticas públicas (com efeitos intergeracionais) que eles se atentem profundamente para as consequências desses efeitos. De fato, essas políticas públicas enfrentam trade-off entre eficiência e a equidade intergeracional, e parece que, conforme Hoberg e Baumgätner (2017), as políticas até aqui tem ficado aquém de captar a máxima utilidade potencial para todas as gerações ou de distribuir a utilidade igualmente entre gerações.

Este resultado é relevante no cenário das atuais políticas públicas ambientais do Brasil, por exemplo. As políticas públicas que querem alcançar a sustentabilidade após danos inicialmente desconhecidos (incerteza) devem respeitar que as ações passadas não podem ser desfeitas (irreversibilidade), e que a redistribuição dos recursos, enfrenta o trade-off entre eficiência ex-post - que ainda é viável - e a sustentabilidade (no sentido de níveis iguais de utilidade para todas as gerações). Precisamos estar cientes do fato de que buscar a sustentabilidade como a prioridade primordial, ao que parece, sacrifica a eficiência, e que uma formulação de políticas prudente requer um debate prévio sobre como equilibrar esses dois objetivos conflitantes.

Já destacada a questão dos trade-offs, importa também agir diante da irreversibilidade e da incerteza da intervenção via políticas ambientais. Ou seja, políticas que visam explicitamente os dois objetivos normativos de equidade e eficiência intergeracional não podem alcançá-los simultaneamente. Mas, pensando sob isso em condições de um segundo melhor (second best), podemos destacar algumas conclusões importantes.

Primeiro, que as políticas ambientais precisam deve considerar a irreversibilidade, dado que esta reduz as possibilidades de reação a desenvolvimentos imprevistos - negativos e positivos. A irreversibilidade pode ser evidente ex-ante. Em segundo lugar, se algum tomador de decisão desejar ter uma orientação inequívoca em relação à eficiência e

sustentabilidade de Pareto (no sentido de utilidade igual), mesmo sob irreversibilidade e incerteza, ele precisa de critérios normativos adicionais. Isso significa que se existem preferências sociais intergeracionais que podem ser representadas por uma função de bem-estar social ou curvas de indiferença social sobre níveis de utilidade individuais, então existe uma “solução única” ao problema de como melhor alocar recursos e consumo sob todos os tipos de restrições e em todo os diferentes tempos.

Em terceiro, a incerteza dificulta seriamente a avaliação das consequências das ações de políticas pública. Temos visto a crescente defesa de que políticas públicas sejam avaliadas quando a seus resultado, por exemplo, em medidas de benefício gerado, ou redução dos malefícios.

Entendemos que analisar a eficiência dos instrumentos na política intergeracional ainda é indispensável. Há muitas lacunas na literatura quanto a descrever e quantificar os trade-offs entre sustentabilidade e eficiência, o que ajudaria a delinear os limites para o desenho de políticas concretas, com resultados mais adequados aos diferentes contextos para os quais as políticas são desenhadas. Me parece que a ideia final é que, em geral as pessoas não querem pagar mais pela sustentabilidade do que o necessário, mesmo diante da irreversibilidade e da incerteza.

Conclusão

A respeito da capacidade das áreas protegidas para a provisão de serviços ecossistêmico de sequestro de carbono, foi importante considerar o aumento progressivo da cobertura florestal para o ano 2013 em relação ao ano de 2005 (Calvo-Alvarado et al., 2009), essa taxa de recuperação da floresta seca tropical, veio corrigir o passivo de desmatamento ocorrido entre os 1950 e 1980 sob a pressão de uma indústria pecuária em crescimento e certas políticas de colonização. O aumento não é apenas explicado pelas políticas de conservação e dinâmica estrutural nas florestas, mas também pela dinâmica econômica e demográfica e fatores culturais que afetam a mudança de cobertura e uso da terra.

Pareceu-nos correta a decisão de desagregar os ecossistemas por tipo de floresta e ecorregião, o que terminou por facilitar a identificação de cinco tipos de florestas, entre os quais a floresta seca tropical é identificada como o maior ecossistema e, portanto, com o maior potencial para a prestação do serviço de sequestro de carbono. Em termos de sequestro de carbono, a floresta seca apresentou taxas de sequestro direto de 29,9 tCO₂/ha/ano que só é superada pela floresta húmida sazonal com 33,9 tCO₂/ha/ano. Entendemos que essa diferença é explicada pelas características biofísicas em termos de estratificação. No entanto a explicação mais coerente é extensão da cobertura no nível ACG que permite armazenar maior quantidade de carbono.

A avaliação econômica da ACG apontou para a Floresta Seca como o ecossistema com o maior potencial em termos de contribuição econômica. Tendo em conta o preço do CO₂ comercializado pela Costa Rica através do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo como o limite inferior e o SCC estabelecido por Hope (2011) como limite superior, em 2013 a floresta seca contribuiu com um valor total de US\$ 9,951.322 - US\$ 293,668.378. O fato interessante dessa análise foi constatar que o sequestro de CO₂ apresentou melhor resultado na área protegida - Parque Nacional Santa Rosa, por esse motivo proporciona o maior benefício econômico em termos de sequestro de CO₂ dentro da ACG, com um valor total entre US\$ 59.811.934 - US\$ 1.765.079.457. Obviamente a dimensão do potencial econômico da área está diretamente relacionado ao preço de referência utilizado para o dióxido de carbono.

De acordo com os valores de sequestro obtidos, apresentamos uma ampla gama de estimativas de benefícios econômicos e não selecionamos um valor específico, principalmente porque existem diferentes critérios para selecionar o valor do carbono que geralmente são devidos a decisões políticas. Apesar das limitações e considerando as restrições, o cálculo do benefício econômico deste serviço ecossistêmico pode ser usado como contribuição para a tomada de decisões em diferentes níveis da tomada de decisão.

Também percebemos que a deterioração dos estoques de recursos naturais poderia ter sido pior se os governos não tivessem empregado regras e incentivos mais adequados para enfrentar os problemas ambientais, como por exemplo a criação e manutenção de áreas protegidas. E que foi justamente através da regulamentação do tipo Comando e Controle - a mais aplicada nos sistemas de gestão do meio ambiente – que provocou (com certo grau de sucesso) nos agentes econômicos um comportamento adequado a certas metas ambientais.

Não se trata de algo novo, tão pouco de uma descoberta de nossa autoria ao longo dessa pesquisa, mas parece consenso de que as ações de comando e controle quando usadas isoladamente são dispendiosas para a sociedade, com resultados pouco estimulantes. Para que a política de controle do desmatamento seja mais eficiente, é necessário, dentre outros fatores, que sejam desenvolvidos instrumentos de remuneração por serviços ambientais prestados pela floresta em pé.

Nos parece interessante pensar na factibilidade de uma Política Ambiental de conservação da biodiversidade que considere em seu conteúdo o uso combinado dos instrumentos econômicos e de comando e controle. As práticas bem sucedida mostram quão positivo pode ser a iniciativa conservacionista que se amoldure de um arranjo que combine o instrumento normativo aliçercado com o instrumento econômico.

Por fim, advogamos que combinar instrumentos da política ambiental seja a melhor alternativa para a redução da degradação ambiental e a conseqüente perda dos estoques de recursos naturais. Trata-se, portanto, de bons exemplos em como se gerar o incentivo necessário para garantir o cumprimento da legislação ambiental. Os Programas de pagamento por serviços ambientais são bons exemplos de como contribuir de maneira efetiva na redução da expansão de áreas desmatadas. Esse instrumento tem condições de ajudar os proprietários rurais a se adaptarem as mudanças requeridas pela legislação ambiental, ao que ajuda na redução de seu custo de oportunidade.

Por exemplo, a adoção de um programa de PSA para restauração florestal envolvendo assentamentos rurais no estado pernambucano, poderia atingir um total de 138 mil hectares. Total equivalente a 86% da área perdida no período analisado e das quais 16,9% estariam disponíveis nos assentamentos rurais. Trata-se de uma alternativa de política pública potencialmente eficaz para a recuperação e conservação do capital natural em assentamentos rurais, exercendo um papel complementar aos instrumentos de regulação ambiental - instrumentos de comando e controle das políticas florestais e de recursos hídricos, em especial um programa de restauração ecológica.

A análise dos assentamentos demonstrou que os valores necessários para os assentados aderirem a um programa de recuperação ambiental são maiores no cenário onde haveria restrição total a atividades agrícolas – implicando, portanto, em maior custo de oportunidade para os assentados. Esses resultados indicam que a implantação de um

programa de PSA para restauração ecológica em assentamentos rurais deve considerar que restauração de APP's implica em perda de área produtiva para os agricultores.

Nesse contexto de perda de área produtiva o PSA pode exercer (nas fases iniciais do projeto) compensação financeira, com vistas a permitir que essas atividades possam começar a tornar-se rentáveis. A estruturação da política estadual pode ser baseada no custo de oportunidade da terra, mas isso de fato não garante resultados eficientes, ao contrário, leva a valores diferentes, podendo variar de acordo com a região, bioma e atividade produtiva predominante no estado.

Destacamos ainda que a aceitação e colaboração dos assentados com uma política de PSA tenderia ser maior se houvesse a possibilidade de adoção de sistemas agroflorestais. Esse modelo pode reduzir custos ao estado e a possibilidade de atendimento a um maior número de assentados. Como se trata de um contexto com características claras de não-convexidade, parece sensato adotar uma política pública para restauração ecológica nos assentamentos rurais do estado.

Referências

- Aevermann, S. T. J. Quantification and monetary valuation of urban ecosystem services in Munich, Germany. *Zeitschrift für Wirtschaftsgeographie*, v. 59, n. 2, p. 188–200, 2015. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 62.
- ALAM M., A. O. A. P. Measurements and economics of carbon sequestration in temperate tree-based intercropping systems. *Agricultural Resources, Governance and Ecology*, v. 12, n. 2, p. 125–136, 2016. Citado 3 vezes nas páginas 60, 61 e 62.
- ALLEN, W. *Green phoenix*. [S.l.]: Oxford University Press, 2001. v. 1. Citado na página 60.
- ASSESSMENT, M. E. Ecosystems and human wellbeing: the assessment series (four volumes and summary). *Washington Island*, 2005. Citado na página 59.
- BASSI, S.; BRINK, P. ten. Step-by-step guidance: climate change mitigation (carbon storage and sequestration). *Social and Economic Benefits of Protected Areas: An Assessment Guide*, Routledge, p. 156, 2013. Citado 4 vezes nas páginas 61, 62, 67 e 68.
- BAUTISTA-HERNÁNDEZ, J.; TORRES-PÉREZ, J. Valoración económica del almacenamiento de carbono del bosque tropical del ejido Noh Bec, Quintana Roo, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, v. 9, n. 1, p. 69–75, 2003. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 62.
- BAYON, R. Making environmental markets work: lessons from early experience with sulfur, carbon, wetlands, and other related markets. Washington, DC: Forest Trends, 2004. Citado na página 105.
- BEER, C. et al. Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. *Science*, American Association for the Advancement of Science, v. 329, n. 5993, p. 834–838, 2010. Citado na página 59.
- BOCKSTAEL, N. E.; MCCONNELL, K. E. Public goods as characteristics of non-market commodities. *The Economic Journal*, JSTOR, v. 103, n. 420, p. 1244–1257, 1993. Citado na página 48.
- BONAN, G. *Ecological climatology: concepts and applications*. [S.l.]: Cambridge University Press, 2015. Citado na página 58.
- BOYD, J. *Economic Valuation, Ecosystem Services, and Conservation Strategy*. [S.l.: s.n.], 2011. Citado na página 67.
- BRAAT, L. C.; GROOT, R. de. The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, Elsevier, v. 1, n. 1, p. 4–15, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 59 e 60.
- BRACER, C.; WAAGE, S.; INBAR, M. Getting started: an introductory primer to assessing & developing payments for ecosystem service deals. *Washington, DC: Katoomba Group*, 2007. Citado na página 84.

- BRAGA, R. A. P.; OTHERS. Gestão ambiental da Bacia do Rio Tapacurá–Plano de ação. *Ed. Universitária da UFPE, Recife, PE*, 2001. Citado 2 vezes nas páginas 86 e 87.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. *Restauração florestal*. [S.l.]: Oficina de textos, 2015. Citado na página 87.
- BREUGEL, M. van et al. Estimating carbon stock in secondary forests: decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest ecology and management*, Elsevier, v. 262, n. 8, p. 1648–1657, 2011. Citado na página 60.
- BROWN, S. Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, The Royal Society, v. 360, n. 1797, p. 1669–1683, 2002. Citado na página 60.
- BUCHHOLZ, W.; SCHUMACHER, J. Discounting and welfare analysis over time: Choosing the ? *European Journal of Political Economy*, v. 26, n. 3, p. 372–385, 2010. ISSN 0176-2680. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0176268009001001>>. Citado na página 109.
- CALVO-ALVARADO, J. et al. Deforestation and forest restoration in guanacaste, costa rica: Putting conservation policies in context. *Forest Ecology and Management*, Elsevier, v. 258, n. 6, p. 931–940, 2009. Citado na página 61.
- CAMPBELL, A. et al. Carbon storage in protected areas: Technical report. *The United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre, Cambridge, UK*, 2008. Citado na página 61.
- CASTRO, J. Usos e abusos da valoração econômica do meio ambiente: ensaios sobre aplicações de métodos de função demanda no Brasil. 2016. Citado 4 vezes nas páginas 32, 49, 50 e 88.
- CLAASSEN, R.; CATTANEO, A.; JOHANSSON, R. Cost-effective design of agri-environmental payment programs: US experience in theory and practice. *Ecological economics*, Elsevier, v. 65, n. 4, p. 737–752, 2008. Citado na página 94.
- CLINE, W. R.; OTHERS. *The economics of global warming*. [S.l.]: Institute for International Economics, 1992. Citado na página 107.
- CONDEPE-FIDEM. *Perfil municipal Pombos*. [S.l.: s.n.], 2016. Citado na página 86.
- CONDEPE-FIDEM. *Perfil municipal Vitória de Santo Antão*. [S.l.: s.n.], 2016. Citado na página 86.
- CONTADOR, C. R. *Projetos sociais: avaliação e prática*. [S.l.]: Atlas São Paulo, 2000. Citado na página 99.
- COSTA, R. C. da. *Pagamento por serviços ambientais: limites e oportunidades para o desenvolvimento sustentável da agricultura familiar na Amazônia Brasileira*. Tese (Doutorado) — Universidade de São Paulo, 2008. Citado na página 105.
- CUI, T. et al. Estimating vegetation primary production in the Heihe River Basin of China with multi-source and multi-scale data. *PloS one*, Public Library of Science, v. 11, n. 4, p. e0153971, 2016. Citado na página 60.

da Costa Junqueira, A. et al. Sistemas agroflorestais e mudanças na qualidade do solo em assentamento de reforma agrária. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 8, n. 1, 2013. Citado na página 97.

DAILY, G. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. [S.l.]: Island Press, 1997. Citado na página 83.

DASGUPTA, P. The Stern Review's economics of climate change. *National institute economic review*, Sage Publications London, v. 199, n. 1, p. 4–7, 2007. Citado na página 111.

DASGUPTA, P. Discounting climate change. *Journal of risk and uncertainty*, Springer, v. 37, n. 2-3, p. 141–169, 2008. Citado 2 vezes nas páginas 109 e 111.

DASGUPTA, P.; MÄLER, K.-G.; BARRETT, S. Intergenerational equity, social discount rates, and global warming. *Discounting and intergenerational equity*, v. 51, p. 53, 1999. Citado na página 106.

De Groot, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics*, Elsevier, v. 41, n. 3, p. 393–408, 2002. Citado na página 105.

DERWISCH, S. et al. Estimation and economic evaluation of aboveground carbon storage of *Tectona grandis* plantations in Western Panama. *New Forests*, Springer, v. 37, n. 3, p. 227–240, 2009. Citado 2 vezes nas páginas 59 e 60.

DIAZ, D. B. Evaluating the Key Drivers of the US Government's Social Cost of Carbon: A Model Diagnostic and Inter-Comparison Study of Climate Impacts in DICE, FUND, and PAGE. *Browser Download This Paper*, 2014. Citado 3 vezes nas páginas 61, 62 e 63.

DIETER, M.; ELSASSER, P. Quantification and monetary valuation of carbon storage in the forests of Germany in the framework of national accounting. *Institute for Economics Working Paper*, v. 8, 2002. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 61.

ELOY L.; COUDEL, E. T. F. Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil : caminhos para uma reflexão críticas. *Sustentabilidade em Debate*, n. 1, 2013. Citado na página 101.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological economics*, Elsevier, v. 65, n. 4, p. 663–674, 2008. Citado na página 105.

ESCOLHAS, I. *Plataforme Quanto é*. [S.l.: s.n.], 2016. Citado na página 87.

ESTRADA, G. C. D. et al. The economic evaluation of carbon storage and sequestration as ecosystem services of mangroves: a case study from southeastern Brazil. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, Taylor & Francis, v. 11, n. 1, p. 29–35, 2015. Citado na página 60.

FAO. *El estado mundial de la agricultura y la alimentación: pago a los agricultores por servicios ambientales*. [S.l.]: Colección FAO Agricultura, n. 28, 2008. Citado 2 vezes nas páginas 81 e 83.

- FARLEY, J.; COSTANZA, R. Payments for ecosystem services: from local to global. *Ecological economics*, Elsevier, v. 69, n. 11, p. 2060–2068, 2010. Citado na página 107.
- FIELD, A.; MILES, J.; FIELD, Z. *Discovering statistics using R*. [S.l.]: Sage publications, 2012. Citado na página 93.
- FIGUEROA, E. Valoración Económica Detallada de las Áreas Protegidas de Chile. Creación de un Sistema Nacional Integral de Áreas Protegidas para Chile: Estructura financiera y operacional. *Santiago: Conama-GEF-PNUD*, 2010. Citado na página 61.
- FONAFIFO. Unidades de Compensación de Emisiones de GEI. 2017. Citado 4 veces nas páginas 60, 64, 65 e 67.
- FREEMAN, A. M. I.; HERRIGES, J. A.; KLING, C. L. *The measurement of environmental and resource values: theory and methods*. [S.l.]: Routledge, 2014. Citado 13 vezes nas páginas 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 40, 42, 45, 48, 50 e 51.
- Garcia Coll, I. et al. Relación agua-bosque: delimitación de zonas prioritarias para pago de servicios ambientales hidrológicos en la cuenca del río gavilanes, coatepec, veracruz. In: *Manejo integral de cuencas en México: estudios y reflexiones para orientar la política ambiental*. [S.l.]: INE/SEMARNAT, 2004. p. 99–115. Citado 2 veces nas páginas 86 e 87.
- GIBBS, H. K. et al. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, IOP Publishing, v. 2, n. 4, p. 45023, 2007. Citado na página 60.
- GREENSTONE, M.; KOPITS, E.; WOLVERTON, A. Developing a social cost of carbon for US regulatory analysis: A methodology and interpretation. *Review of Environmental Economics and Policy*, Oxford University Press, v. 7, n. 1, p. 23–46, 2013. Citado na página 63.
- GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. *Brasília: MMA*, v. 272, 2011. Citado 2 vezes nas páginas 105 e 107.
- HAAB, T. C.; WHITEHEAD, J. C. *Environmental and Natural Resource Economics*. [S.l.: s.n.], 2014. ISSN 0717-6163. ISBN 9780874216561. Citado na página 88.
- HAAB, T. C. I.; KENNETH, E. *Valuing environmental and natural resources: the econometrics of non-market valuation/Timothy C. Haab, Kenneth E. McConnell*. [S.l.], 2002. Citado 2 vezes nas páginas 88 e 94.
- HALL, R. E. Intertemporal substitution in consumption. *Journal of political economy*, The University of Chicago Press, v. 96, n. 2, p. 339–357, 1988. Citado na página 111.
- HOLMES, T. P. et al. A primer on nonmarket valuation. Kluwer Academic Publishers, 2003. Citado 4 vezes nas páginas 31, 49, 50 e 53.
- HOPE, C. The marginal impact of CO2 from PAGE2002: An integrated assessment model incorporating the IPCC's five reasons for concern. *Integrated assessment*, v. 6, n. 1, 2006. Citado na página 63.
- HOPE, C. The social cost of CO2 from the PAGE09 model. 2011. Citado 2 vezes nas páginas 63 e 66.

- INCRA. *Números da Reforma Agraria*. [S.l.: s.n.], 2016. Citado na página 82.
- INEC, I. N. d. E. e. C. VI censo nacional agropecuario, atlas estadístico agropecuario. 2015. Citado na página 66.
- IPCC, I. P. o. C. C. The physical science basis. contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. 2013. Citado 2 vezes nas páginas 58 e 59.
- JARDIM, M. H.; BURSZTYN, M. A. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, Directory of Open Access Journals, v. 20, n. 3, p. 353–360, 2015. Citado na página 95.
- JENSEN, J. R.; LULLA, K. *Introductory digital image processing: a remote sensing perspective*. Taylor & Francis, 1987. Citado 2 vezes nas páginas 59 e 65.
- JERATH, M. An economic analysis of carbon sequestration and storage service by mangrove forests in Everglades National Park, Florida. Florida International University, 2012. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 61.
- JONES, H. G.; VAUGHAN, R. A. *Remote sensing of vegetation: principles, techniques, and applications*. [S.l.]: Oxford university press, 2010. Citado na página 59.
- KALACSKA, M. et al. Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest ecology and management*, Elsevier, v. 200, n. 1-3, p. 227–247, 2004. Citado na página 60.
- KALACSKA, M. et al. Baseline assessment for environmental services payments from satellite imagery: A case study from Costa Rica and Mexico. *Journal of environmental management*, Elsevier, v. 88, n. 2, p. 348–359, 2008. Citado na página 60.
- KAUFFMAN, J. B. et al. Ecological approaches to riparian restoration in northeast Oregon. *Restoration & Management Notes*, JSTOR, v. 13, n. 1, p. 12–15, 1995. Citado na página 95.
- KETTUNEN, M.; BRINK, P. ten. *Social and economic benefits of protected areas: an assessment guide*. [S.l.]: Routledge, 2013. Citado na página 59.
- KOTCHEN, M. J. *Which social cost of carbon? A theoretical perspective*. [S.l.], 2016. Citado na página 62.
- KRYSIK, F. C. *Discounting, intergenerational equity, and demographic change*. [S.l.]: Department of Business and Economics, Working Paper, Basel, 2010. Citado 2 vezes nas páginas 107 e 108.
- KULSHRESHTHA, S. N. et al. Carbon sequestration in protected areas of Canada: an economic valuation. *Department of Agricultural Economics, University of Saskatchewan*, 2000. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 62.
- KUSHIDA, K. et al. Remote sensing of upper canopy leaf area index and forest floor vegetation cover as indicators of net primary productivity in a Siberian larch forest. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, Wiley Online Library, v. 112, n. G2, 2007. Citado na página 60.

LAMARQUE, J.-F. et al. Global and regional evolution of short-lived radiatively-active gases and aerosols in the Representative Concentration Pathways. *Climatic change*, Springer, v. 109, n. 1-2, p. 191, 2011. Citado na página 59.

LANDELL-MILLS, N.; PORRAS, I. T.; OTHERS. Silver bullet or fools' gold?: a global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor. International Institute for Environment and Development London, 2002. Citado na página 105.

LEIVA, J. A. et al. Chronology of tropical dry forest regeneration in Santa Rosa, Guanacaste, Costa Rica. I. Edaphic characteristics. *Revista de biologia tropical*, v. 57, n. 3, p. 801–815, 2009. Citado na página 61.

LOOMIS, J.; HELFAND, G. *Environmental policy analysis for decision making*. [S.l.]: Springer Science & Business Media, 2006. v. 1. Citado na página 87.

MACEDO, I. C. Quantificação da redução de danos climáticos decorrente de processos para mitigação das emissões de GEE, como subsídio pra avaliação de Políticas Públicas. 2004. Citado 2 vezes nas páginas 61 e 62.

MANNE, A.; MENDELSON, R.; RICHELIS, R. MERGE: A model for evaluating regional and global effects of GHG reduction policies. *Energy policy*, Elsevier, v. 23, n. 1, p. 17–34, 1995. Citado 2 vezes nas páginas 107 e 108.

MARTINEZ, M.; DIMAS, L. Valoración económica de los servicios hidrológicos: subcuena del río Teculutlán. *Guatemala, GT*, 2007. Citado na página 88.

MEA, M. E. A. *Ecosystems and human well-being. Synthesis. A report of the Millenium Ecosystem Assesment*. [S.l.]: Island Press whashington, 2005. Citado 2 vezes nas páginas 81 e 83.

Melaku Canu, D. et al. Estimating the value of carbon sequestration ecosystem services in the mediterranean sea: An ecological economics approach. *Global Environmental Change*, Elsevier Ltd, v. 32, p. 87–95, 2015. ISSN 09593780. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.02.008>>. Citado na página 67.

MONTEIRO, R. A. A. A. Pagamentos por serviços ambientais: análise do Produtor de Água no Pipiripau. 2014. Citado na página 85.

MORAES, J. L. A. de. Pagamento por serviços ambientais (PSA) como instrumento de política de desenvolvimento sustentável dos territórios rurais: o projeto protetor das águas de Vera Cruz, RS. *Sustentabilidade em Debate*, v. 3, n. 1, p. 43–56, 2012. Citado na página 81.

MOTTA, R. S. *Instrumentos econômicos e política ambiental*. [S.l.]: MMA, 2005. Citado na página 105.

MURADIAN, R. et al. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological economics*, Elsevier, v. 69, n. 6, p. 1202–1208, 2010. Citado na página 82.

- NAVARRETE, G. Proyecto de Captura de Carbono en Fincas de Pequeños (as) y Medianos (as) Productores (as) de la Región Brunca, Costa Rica. *Revista de Ciencias Ambientales*, Universidad Nacional de Costa Rica, v. 46, n. 2, p. 51–59, 2013. Citado 2 vezes nas páginas 65 e 67.
- NOGUEIRA, J. M. Mercado ou Governo? O dilema dos esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil. Confederação Nacional da Agricultura, 2013. Citado 2 vezes nas páginas 81 e 82.
- NORDHAUS, W. D. *The "Stern review" on the economics of climate change*. [S.l.], 2006. Citado na página 107.
- NORDHAUS, W. D. A review of the Stern review on the economics of climate change. *Journal of economic literature*, v. 45, n. 3, p. 686–702, 2007. Citado 3 vezes nas páginas 108, 110 e 111.
- NORDHAUS, W. D. *Estimates of the social cost of carbon: background and results from the RICE-2011 model*. [S.l.], 2011. Citado 3 vezes nas páginas 61, 62 e 63.
- NORDHAUS, W. D. Revisiting the social cost of carbon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, National Acad Sciences, p. 201609244, 2017. Citado 2 vezes nas páginas 63 e 66.
- NOWAK, D. J.; CRANE, D. E. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental pollution*, Elsevier, v. 116, n. 3, p. 381–389, 2002. Citado na página 60.
- PAGIOLA, S. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological economics*, Elsevier, v. 65, n. 4, p. 712–724, 2008. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 105.
- PAGIOLA, S.; ARCENAS, A.; PLATAIS, G. Can payments for environmental services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World development*, Elsevier, v. 33, n. 2, p. 237–253, 2005. Citado na página 105.
- PAGIOLA, S.; BISHOP, J.; RITTER, K. V. Assessing the economic value of ecosystem conservation. World Bank, 2004. Citado 2 vezes nas páginas 84 e 99.
- PALETTO, A. et al. Mapping the value of ecosystem services: A case study from the Austrian Alps. *Annals of Forest Research*, Forest Research and Management Institute (ICAS)-editor of Annals of Forest Research, owner of Silvica Publishing House, v. 58, n. 1, p. 157, 2015. Citado na página 60.
- PEARCE, D. The social cost of carbon and its policy implications. *Oxford review of economic policy*, Oxford University Press, v. 19, n. 3, p. 362–384, 2003. Citado 3 vezes nas páginas 61, 62 e 63.
- PERMAN, R. *Natural resource and environmental economics*. [S.l.]: Pearson Education, 2003. Citado 6 vezes nas páginas 38, 41, 42, 43, 44 e 47.
- PIGOU, A. C. The economics of welfare, 4th. *London: Macnillam*, 1920. Citado na página 107.
- PINDYCK, R. S. *The social cost of carbon revisited*. [S.l.], 2016. Citado na página 62.

- PINTO, E. P. P. *O papel do pagamento por serviços ambientais conforme a realidade de diferentes perfis de agricultores familiares da Amazônia*. [S.l.]: Dissertação de Mestrado, CDS - UNB, 2016. Citado na página 85.
- QUESADA, M. et al. Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in bat-pollinated bombacaceous trees. *Biotropica*, BioOne, v. 36, n. 2, p. 131–138, 2004. Citado na página 61.
- RAMSEY, F. P. A mathematical theory of saving. *The economic journal*, JSTOR, v. 38, n. 152, p. 543–559, 1928. Citado 2 vezes nas páginas 107 e 111.
- RAWLS, J. A Theory of Justice, rev. edn. *Belnap*, Cambridge, MA, 1999. Citado na página 110.
- RODIGHERI, H. R. Plantios florestais e sistemas agroflorestais: alternativas para o aumento de emprego e renda na propriedade rural. *Embrapa Florestas-Artigo em anais de congresso (ALICE)*, 2004. Citado na página 97.
- ROSA, F. S.; TONELLO, K. C.; LOURENÇO, R. W. Selection of priority areas for payment of environmental services: an analysis at the watershed level. *Revista Ambiente & Água*, Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas, v. 11, n. 2, p. 448, 2016. Citado na página 90.
- ROSE, S. et al. Understanding the social cost of carbon: A technical assessment. *EPRI Report 3002004657*, 2014. Citado na página 63.
- ROSENBERG, R. Mecanismos voluntários de pagamento por serviços ambientais: por que não ocorrem no Brasil? um estudo focado em empresas de geração hidrelétrica e de abastecimento público de água. 2012. Citado na página 83.
- RUIMY, A.; SAUGIER, B.; DEDIEU, G. Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, Wiley Online Library, v. 99, n. D3, p. 5263–5283, 1994. Citado na página 59.
- RUNNING, S. W.; ZHAO, M. Daily GPP and annual NPP (MOD17A2/A3) products NASA Earth Observing System MODIS land algorithm. *MOD17 User's Guide*, 2015. Citado na página 59.
- SAGOFF, M. The economy of the earth. *Cambridge Books*, Cambridge University Press, 2008. Citado na página 33.
- SALGADO, L. et al. Mercado Domestico Voluntario de Carbono de Costa Rica MDVCCR: un instrumento hacia la C-Neutralidad. *Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD)*, Costa Rica, 2013. Citado na página 64.
- SAMUELSON, P. A.; NORDHAUS, W. Economics (10th edn). *New York and London: McGraw-Hill*, 1976. Citado na página 107.
- SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. et al. Monitoring carbon stocks in the tropics and the remote sensing operational limitations: from local to regional projects. *Ecological Applications*, Wiley Online Library, v. 19, n. 2, p. 480–494, 2009. Citado na página 61.

- SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; PORTILLO-QUINTERO, C. Extent and drivers of change of Neotropical seasonally dry tropical forests. In: *Seasonally Dry Tropical Forests*. [S.l.]: Springer, 2011. p. 45–57. Citado na página 60.
- SCHNEIDER, M. T.; TRAEGER, C. P.; WINKLER, R. Trading off generations: Equity, discounting, and climate change. *European Economic Review*, v. 56, n. 8, p. 1621–1644, nov 2012. ISSN 0014-2921. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0014292112001146>>. Citado na página 111.
- SEN, A. Environmental evaluation and social choice: contingent valuation and the market analogy. *The Japanese economic review*, Wiley Online Library, v. 46, n. 1, p. 23–37, 1995. Citado na página 32.
- SEPPELT, R. et al. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of applied Ecology*, Wiley Online Library, v. 48, n. 3, p. 630–636, 2011. Citado na página 59.
- SHAW, M. R. et al. The impact of climate change on Californians ecosystem services. *Climatic Change*, Springer, v. 109, n. 1, p. 465–484, 2011. Citado na página 62.
- SIWAR, C.; CHINADE, A. A.; MOHAMAD, S. ECONOMIC VALUATION OF SOIL CARBON SEQUESTRATION SERVICES IN MALAYSIA'S FOREST SECTOR: A REVIEW OF POSSIBLE APPROACHES. *Journal of Sustainability Science and Management*, Universiti Malaysia Terengganu, v. 11, n. 1, p. 14–28, 2016. Citado 3 vezes nas páginas 60, 61 e 62.
- SMITH, S.; BRAATHEN, N. A. Monetary carbon values in policy appraisal: An overview of current practice and key issues. *OECD Environment Working Papers*, Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD), n. 92, p. 0_1, 2015. Citado 2 vezes nas páginas 62 e 63.
- SODHI, N. S.; EHRLICH, P. R. *Conservation biology for all*. [S.l.]: Oxford University Press, 2010. Citado na página 81.
- SOLOW, R. M. The economics of resources or the resources of economics. In: *Classic papers in natural resource economics*. [S.l.]: Springer, 1974. p. 257–276. Citado na página 107.
- SONWA, D. J.; NLOM, J. H.; NEBA, S. G. Valuation of forest carbon stocks to estimate the potential for result-based payment under REDD+ in Cameroon. *International Forestry Review*, BioOne, v. 18, n. S1, p. 119–129, 2016. Citado na página 60.
- STERN, N. Stern review report on the economics of climate change. 2006. Citado na página 109.
- SUKHDEV, P. et al. *The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. [S.l.]: UNEP, Ginebra (Suíça), 2010. Citado 2 vezes nas páginas 59 e 60.
- SUKHDEV, P. et al. *The economics of ecosystems and biodiversity: mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*. [S.l.]: UNEP, Ginebra (Suíça), 2010. Citado na página 59.

System of Environmental Economic Accounting, S. Central Framework. 2012. Citado 2 vezes nas páginas 59 e 60.

TALLIS, H. T. et al. InVEST 2.1 beta users guide. The natural capital project. Stanford, 2011. Citado na página 59.

TOL, R. S. J. The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties. *Energy policy*, Elsevier, v. 33, n. 16, p. 2064–2074, 2005. Citado 2 vezes nas páginas 62 e 63.

TOL, R. S. J. The economic effects of climate change. *Journal of economic perspectives*, v. 23, n. 2, p. 29–51, 2009. Citado 2 vezes nas páginas 63 e 66.

TURNER, D. P. et al. Site-level evaluation of satellite-based global terrestrial gross primary production and net primary production monitoring. *Global Change Biology*, Wiley Online Library, v. 11, n. 4, p. 666–684, 2005. Citado na página 60.

VALERA, V.; CARVAJAL, N. *Valoración económica del secuestro de carbono en un sector del Parque Nacional Waraira Repano (Caracas, Venezuela)/Economic evaluation of carbon sequestration in an area located at national park Waraira repano (Caracas, Venezuela)*. [S.l.: s.n.], 2014. v. 14. 241 p. Citado na página 60.

Van Den Bergh, J. C. J. M.; BOTZEN, W. J. W. A lower bound to the social cost of CO₂ emissions. *Nature climate change*, Nature Publishing Group, v. 4, n. 4, p. 253, 2014. Citado 2 vezes nas páginas 62 e 67.

VÁSQUEZ, J. A. et al. Economic valuation of kelp forests in northern Chile: values of goods and services of the ecosystem. *Journal of applied phycology*, Springer, v. 26, n. 2, p. 1081–1088, 2014. Citado na página 60.

VILLALOBOS, F. S.; PRATT, L. Estimación del costo marginal de los servicios de fijación de carbono en Costa Rica. *Centro Latinoamericano para la Competitividad y el Desarrollo Sostenible (CLACDS), Instituto Centroamericano de Administración de Empresas (INCAE). Alajuela Costa Rica*, 1999. Citado 2 vezes nas páginas 60 e 61.

WATKISS, P.; DOWNING, T. The social cost of carbon: Valuation estimates and their use in UK policy. *Integrated Assessment*, v. 8, n. 1, 2008. Citado na página 62.

WATKISS, P.; DOWNING, T. E. The social cost of carbon: Valuation estimates and their use in UK policy. *The Integrated Assessment Journal Bridging Sciences & Policy*, v. 8, p. 20, 2008. ISSN 13895176. Citado na página 63.

WEITZMAN, M. L. A review of the Stern Review on the economics of climate change. *Journal of economic literature*, v. 45, n. 3, p. 703–724, 2007. Citado na página 111.

WILLIG, R. D. Consumer's surplus without apology. *The American Economic Review*, JSTOR, v. 66, n. 4, p. 589–597, 1976. Citado 4 vezes nas páginas 36, 40, 42 e 45.

WISE, R.; CACHO, O. A bioeconomic analysis of carbon sequestration in farm forestry: a simulation study of *Gliricidia sepium*. *Agroforestry Systems*, Springer, v. 64, n. 3, p. 237–250, 2005. Citado na página 60.

WOODWELL, G. M.; WHITTAKER, R. H. Primary production in terrestrial ecosystems. *American Zoologist*, Oxford University Press UK, v. 8, n. 1, p. 19–30, 1968. Citado na página 59.

WOSSINK, A.; SWINTON, S. M. Jointness in production and farmers' willingness to supply non-marketed ecosystem services. *Ecological Economics*, Elsevier, v. 64, n. 2, p. 297–304, 2007. Citado na página 94.

WUNDER, S. *Pagos por servicios ambientales: Principios básicos esenciales*. [S.l.]: Cifor, 2006. Citado 2 vezes nas páginas 81 e 84.

WUNDER, S. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation biology*, Wiley Online Library, v. 21, n. 1, p. 48–58, 2007. Citado na página 106.

WUNDER, S. *Necessary Conditions for Ecosystem Service Payments. Economics and Conservation in the Tropics: a strategic dialogue*. [S.l.]: Cifor, 2008. Citado na página 85.

WUNDER, S.; OTHERS. Payments for environmental services: some nuts and bolts. Bogor, Indonesia: CIFOR, 2005. Citado na página 105.

ZADDACH, J. O. *Climate Policy Under Intergenerational Discounting: An Application of the Dynamic Integrated Climate-Economy Model*. [S.l.]: Springer, 2015. Citado 3 vezes nas páginas 106, 109 e 110.

ZARATE-BARRERA, T. G.; MALDONADO, J. H. Valuing blue carbon: carbon sequestration benefits provided by the marine protected areas in Colombia. *PloS one*, Public Library of Science, v. 10, n. 5, p. e0126627, 2015. Citado na página 60.

ZÁRATE, T.; MALDONA, J. H.; OTHERS. *El valor económico del Blue Carbon en Colombia: Beneficios de la captura y almacenamiento de carbono provistos por las Áreas Marinas Protegidas*. [S.l.], 2014. Citado na página 60.

APÊNDICE A – Servicios ecosistémicos:
evaluación y valoración económica del
secuestro de CO₂ en bosques y áreas
protegidas del Área de Conservación
Guanacaste - ACG, Costa Rica

Servicios ecosistémicos: evaluación y valoración económica del secuestro de CO₂ en bosques y áreas protegidas del Área de Conservación Guanacaste -ACG, Costa Rica

Marissa Castro, Paula Palma, Vivian Ochoa y Claudeano Neto

Resumen

1. Introducción

En los últimos años cambios significativos en el ciclo del carbono y sus consecuentes efectos en el clima global han llevado a la comunidad científica a poner énfasis en la medición y monitoreo de los distintos componentes del flujo de carbono entre ecosistemas y la atmósfera (IPCC, 2013). Si bien el dióxido de carbono (CO₂) junto con otros gases de efecto invernadero son intercambiados constantemente entre ecosistemas terrestres y marinos con la atmósfera (Bonan, 2016), el aumento exponencial de las perturbaciones antropogénicas de las últimas décadas ha contribuido a un incremento de aproximadamente el 40% desde el año 1750 (Lamarque, 2011). Según el quinto informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2013) existe gran evidencia de que incrementos en las concentraciones de CO₂ podrían inducir mayores alteraciones en la configuración climática del planeta e incrementar la frecuencia de eventos extremos como sequías e inundaciones, por lo que el mantenimiento de los sumideros de carbono terrestre y oceánico es fundamental para su mitigación. De acuerdo a la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005), la biósfera absorbe aproximadamente 1 a 2 gigatoneladas de carbono al año o un equivalente al 20% de las emisiones de combustibles fósiles, por ello el almacenamiento y secuestro de carbono es considerado como uno de los principales servicios ecosistémicos para la regulación del clima en el planeta.

Es mundialmente aceptado que las áreas protegidas conservan biodiversidad y ecosistemas de gran valor, proveyendo de un amplio rango de beneficios sociales y

económicos a través de los servicios ecosistémicos (Kettunen et al., 2013). Dentro de los ecosistemas terrestres, los bosques desempeñan un papel importante en el secuestro de CO₂ a través de los procesos de fotosíntesis, respiración, descomposición y combustión de biomasa (Beer et al., 2010). La capacidad fotosintética de las plantas para fijar el carbono como compuestos orgánicos y almacenarlos en biomasa y en el suelo (Derwish et al. 2009; Bassi y ten Brink, 2013) es conocida generalmente como producción primaria y se apoya casi exclusivamente en la energía solar (Woodwell y Whittaker, 1968). Un indicador ampliamente utilizado para analizar la acumulación fotosintética de carbono en la vegetación es la Producción Primaria Neta (NPP) que generalmente es calculada en base a la relación de absorción total de carbono atmosférico o Producción Primaria Bruta (GPP) menos la energía utilizada para mantener la planta, también conocida como respiración (Ruimy et al., 1994). Esta relación se mantiene continua a través del tiempo, lo que significa un almacenamiento y secuestro adicional cada año (Tallis et al., 2011). Dado que la energía solar juega un rol importante en la estimación de la productividad, un número considerable de productos de sensores remotos, bajo condiciones controladas (Jensen, 1996), son usualmente utilizados para aproximar propiedades biofísicas fundamentales de los bosques. Los cuales, además de ser recolectados sistemáticamente a grandes distancias y para áreas geográficas extensas (Jones y Vaughan, 2010), pueden emplearse para deducir datos de secuestro y almacenamiento de carbono en los ecosistemas (Running, 2004).

Si bien el concepto de servicios ecosistémicos todavía se encuentra en discusión (Braat y de Groot, 2012), es innegable su importancia en la reestructuración de la relación entre el ser humano y la naturaleza (Seppelt et al., 2011; Braat y de Groot, 2012). Iniciativas mundiales, como los informes de la Economía del Medio Ambiente y la Biodiversidad (TEEB, 2010), el Sistema de Contabilidad Económica del Medio Ambiente de las Naciones Unidas (SEEA, 2012) y el programa de Contabilidad de Riqueza y Valoración de los Servicios de los Ecosistemas del Banco Mundial (WAVES), promueven el establecimiento de marcos normativos y metodologías de valoración que apoyen la formulación de políticas y los procesos de toma de decisiones a diferentes escalas. En el contexto forestal,

a pesar de que existe un amplio conocimiento por parte de los tomadores de decisión sobre la importancia de las políticas de conservación de bosques y programas de restauración, estas involucran una gran inversión, por lo que se vuelve indispensable conocer además sus beneficios en términos monetarios, de lo contrario, los bosques permanecerían siendo subvalorados (Derwish et al., 2009).

En los últimos años, se han desarrollado una variedad de métodos de valoración y cuantificación, tanto a nivel biofísico (Brown S., 2002; Balvanera et al., 2005; Turner et al., 2005, Gibbs et al., 2007; Kushida et al., 2007; Kalacska et al., 2008; Cui et al., 2016) como del valor monetario del secuestro y/o almacenamiento de carbono de distintos ecosistemas presentes en Áreas Protegidas – AP's (Aevermann y Schmude, 2015; Alam et al., 2016; Barrera y Maldonado, 2014; Bautista-Hernández y Torres-Pérez, 2003; Dieter y Elsasser, 2002; Estrada et al., 2014; Jerath, 2012; Kulshreshtha et al., 2000; Nowak y Crane, 2002; Paletto et al., 2015; Siwar et al., 2016; Sonwa et al., 2016; Valera, 2014; Van Breugel et al., 2011; Vásquez et al., 2013; Villalobos y Pratt, 1999; Wise y Cacho, 2005; Zarate-Barrera y Maldonado, 2015). Sin embargo, se ha observado que las tasas de secuestro y almacenamiento total de carbono en bosques, en especial de ecosistemas tropicales, son altamente variables geográficamente y no pueden ser transferidos de un área a otra, aún dentro del mismo país (Derwish et al., 2009), por lo que es necesario una estimación a nivel local.

De acuerdo al Marco Central del Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica el proceso de valoración de cualquier servicio ecosistémico se estructura en dos etapas: la cuantificación biofísica y la valoración económica (SEEA, 2012). La primera permite expresar el flujo de bienes naturales a través de la compilación de datos en unidades físicas que posteriormente son ligados en una segunda etapa a unidades monetarias que sirven para demostrar el valor de los bienes naturales en términos económicos. Estas estimaciones no solo son empleadas para demostrar la importancia de los sistemas ecológicos para beneficio de los seres humanos (TEEB, 2010) sino también para el análisis de políticas públicas, sistemas de monitoreo e implementación de incentivos que promuevan el desarrollo sostenible (Braat y de Groot, 2012).

Costa Rica posee una amplia experiencia en la implementación de políticas de gestión ambiental y de reconocimiento a los bienes de la naturaleza. La Ley Forestal No. 7575, promulgada en el año 1996, prohíbe cualquier tipo de cambio en la cobertura boscosa del país y reconoce como servicios ambientales aquellos que son brindados por el bosque y que contribuyen a la mitigación de gases de efecto invernadero, la protección del agua para consumo urbano, la conservación de la biodiversidad para distintos fines y la provision de belleza escénica para la recreación y ecoturismo (FONAFIFO, 2000). En el marco de dicha ley nace el programa de Pago por Servicios Ambientales (PSA), una iniciativa que consolidó la eliminación de las altas tasas de deforestación del país a través de la implementación de incentivos sociales entre otros (Pagiola, 2008).

El Área de Conservación Guanacaste (ACG) es una de once áreas dedicadas a la conservación del medio ambiente en Costa Rica y posee una amplia historia de restauración ecológica y puesta en práctica de políticas de conservación de bosques (Allen, 2001). Esta región biogeográfica se extiende desde la costa del Pacífico marino integrando tres ecosistemas forestales tropicales principales: bosque seco, bosque húmedo y bosque nuboso. Si bien la mayoría de los estudios en la ACG se orientan a comprender las complejas dinámicas de los ecosistemas (Kalacska et al., 2004; Sánchez-Azofeifa y Portillo, 2011), funciones ecológicas (Quesada et al., 2004; Sánchez-Azofeifa et al. Al., 2009) y sus procesos (Janzy, 2000, Leiva et al., 2009; Calvo-Alvarado et al., 2009) muy pocos han explorado su potencialidad en el contexto de la valoración del servicio de secuestro y almacenamiento de carbono.

En este contexto, el objetivo de esta investigación es evaluar la capacidad de los bosques del Área de Conservación Guanacaste (ACG) en Costa Rica para la provisión del servicio ecosistémico de secuestro de dióxido de carbono en sus dos componentes: biofísico y económico. Además, considerando que las áreas protegidas almacenan aproximadamente el 15% del carbono global (Campbell et al., 2008), estimamos variaciones anuales en el secuestro de carbono a nivel de las áreas protegidas del ACG y su equivalente en términos monetarios.

2. Revisión bibliográfica

2.1 Métodos de cuantificación de secuestro de CO₂

Existen diferentes métodos y fuentes de datos empleados para estimar el flujo de carbono y el almacenamiento en ecosistemas terrestres. De acuerdo a Chen et al. (2005) existen cinco métodos convencionales:

- Las estimaciones biométricas proporcionan información confiable de la biomasa terrestre a partir mediciones de sumideros de carbono en sitios de muestreo estructuralmente definidos en inventarios forestales. Sin embargo, estos carecen de continuidad y los resultados son demasiado puntuales en el contexto de un ecosistema.
- El enfoque eco-fisiológico estudia la respuesta directa de plantas individuales a los procesos de intercambio de dióxido de carbono y vapor de agua utilizando instrumentos de alta medición. A pesar de que este método proporciona datos a detalle, es limitado cuando se quieren expresar cantidades a nivel de ecosistema, además de requerir instrumental específico.
- Las estimaciones micrometeorológicas en torres situadas por encima de superficies vegetadas como el dosel de un bosque, proporcionan mediciones directas y continuas del intercambio directo de gases y carbono entre las plantas y la atmósfera, relación también conocida como Intercambio Neto del Ecosistema (NEE). Este se estima utilizando datos de covarianza de Foucault, medidas climáticas y otros datos biofísicos, que si bien cuentan con menos potencial para errores humanos, son muy costosos de implementar y mantener, razón por la cual el número de lugares de muestreo es limitado.
- Los enfoques de modelamiento de procesos ecosistémicos como la asimilación de carbono por las plantas se valen de un conjunto de herramientas informáticas para proveer un número útil de simulaciones de procesos biofísicos y pruebas de escenarios de captura de carbono a múltiples escalas. Si bien son de bajo costo, la disponibilidad de datos para la parametrización es una limitación ya que se necesitan de correcciones meticulosas que validen sus resultados.
- El uso de sensores remotos constituye una medida prometedora para estudios de carbono a grandes escalas. Dado que los productos de teledetección son fáciles de recopilar y con frecuencias confiables de disposición, estos son generalmente utilizados para aproximar variables biofísicas que permitan inferir cantidades de carbono secuestrado en distintos ecosistemas. Sin embargo, estos necesitan de

correcciones meticulosas y se pueden ver limitadas por la disponibilidad de resoluciones espaciales y espectrales.

Si bien ninguno de los métodos anteriormente descritos es considerado como el más eficaz (Chen et al., 2005), dependerá en muchos casos de los objetivos y recursos del estudio a realizarse. En muchos casos, una combinación de métodos, sean registros de campo y/o de modelado con aplicaciones de teledetección u otros, pueden llegar a proporcionar buenos resultados (Matsushita y Tamura, 2002).

Dado que tanto el almacenamiento como el secuestro de carbono son el resultado de procesos dinámicos que se distribuyen de forma heterogénea en el espacio geográfico, su espacialización en un contexto geográfico constituye un paso importante en la valoración del servicio (Fisher, 2008). Los desafíos en el mapeo sistemático de servicios ecosistémicos a nivel general fueron establecidos por Maes y otros (2012), sin embargo también destacan su importancia para identificar regiones con altos valores para la prestación de un determinado servicio y por ende promover la conservación de los mismos.

2.1.1 Productividad primaria como indicador de secuestro de carbono

La productividad de los ecosistemas suele utilizarse para evaluar la cantidad de bienes como los alimentos, la madera, entre otros, que los ecosistemas proporcionan a la sociedad, y se constituye en una de las métricas más importantes utilizadas para evaluar el secuestro de carbono en los ecosistemas terrestres. La producción primaria neta (NPP) representa la cantidad neta de carbono que se añade a la biomasa de las plantas como ramas y hojas, y generalmente se expresa por unidad de espacio y tiempo (Running, 2004). Según Bonan (2016) también se refiere al proceso biofísico mediante el cual la vegetación produce energía química útil neta de la fotosíntesis, es decir, las plantas absorben la energía luminosa y producen carbohidratos a partir del CO₂ atmosférico. Esta se calcula usualmente restando la respiración autotrófica (RA) de la planta del total de energía absorbida también conocida como Productividad Primaria Bruta (GPP). El balance principal entre la absorción total de carbono durante la fotosíntesis (GPP) y la pérdida total de carbono durante la respiración (RA) se explica por las siguientes fórmulas:

$$NPP = GPP - RA$$

$$RA = R_m + R_c$$

La respiración autotrófica (RA) está compuesta por la suma de las energías requeridas para el mantenimiento (R_m) y el crecimiento (R_c) de las plantas (Bonan, 2016). La vegetación es un productor primario terrestre de biomasa e involucra procesos aún más

complejos con organismos vivos o heterótrofos que llegan a incidir en el balance de productividad y usualmente se conoce como respiración heterotrófica (RH), el desequilibrio entre NPP y RH también se conoce como Productividad Neta del Ecosistema (NEP) (Luyssaert et al., 2007). Sin embargo, su estimación requiere del uso de variables y mediciones más complejas, que en consecuencia limitan su uso como indicador final.

2.1.2 Uso de sensores remotos en la estimación del secuestro de carbono

Dado que las tasas fotosintéticas pueden derivarse de estimaciones de absorción de la radiación solar en la superficie terrestre (Jones y Vaughan, 2010), el uso de sensores remotos en conjunción con modelos de productividad emergen como una buena alternativa para el análisis de los flujos de carbono. Dos métricas de la producción primaria terrestre: producción primaria bruta (GPP) y producción primaria neta (NPP) han sido el centro de una gran cantidad de estudios y modelos publicados en recientes décadas, en 1997 Cramer y otros compararon diecisiete modelos globales que calculaban los flujos estacionales de NPP, de los cuales cinco eran modelos basados en información satelital (CASA, GLO-PEM, SDBM, SIB2 y TURC), la mayoría de los cuales utilizaban relaciones de índices de vegetación espectral con aproximaciones de la Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa absorbida por las plantas (FAPAR) y la eficiencia de uso ligero (LUE) entre los más importantes (Jones y Vaughan, 2010).

Los procedimientos de percepción remota actuales miden las señales de la vegetación fotosintéticamente activa (Baret y Guyot, 1991), también definidas como verdor para Chuvieco y Huete (2010) cuyas propiedades radiativas se registran particularmente en dos regiones del espectro electromagnético, la región espectral roja que absorbe la clorofila (0,6 a 0,7 μm) y la región no absorbente del infrarrojo cercano (0,7 a 1,1 μm) donde existe una significativa dispersión foliar (Chuvieco y Huete, 2010). Esta relación se utiliza a menudo para estimar índices de vegetación espectral y transformaciones como el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), que a pesar de algunas limitaciones para obtener mediciones directas son utilizadas especialmente para desarrollar relaciones predictivas de variables biofísicas de productividad generalmente basadas en modelos empíricos y semiempíricos (Grace et al., 2007). Si bien el NDVI es quizás uno de los índices más utilizados para estimar la productividad (Matsushita y Tamura, 2002), variaciones como el Índice de Vegetación Ajustado para el Suelo (SAVI) (Huete, 1988), su transformación o TSAVI (Baret et al., 1989), el Índice de Vegetación Perpendicular (PVI) (Richardson and Wiegand, 1977) o el Índice de Vegetación Mejorado (EVI) (Huete, 2002)

son empleados con el fin de mejorar las estimaciones y reducir el ruido del sensor en la imagen (Jones and Vaughan,2010).

En general, el estudio de Cramer (1997) también estableció que el uso del concepto de eficiencia de uso de la luz (LUE) para la conversión de la Radiación Fotosintéticamente Activa (APAR) a biomasa es adecuado para el uso con observaciones de percepción remota, ya que proporciona tanto el momento del periodo activo y los valores cuantitativos de FPAR. Con el fin de reflejar la dinámica del carbono anual relacionada con la productividad (NPP) se suele multiplicar la eficiencia, que es la integral anual de la radiación absorbida por la vegetación, por la sumatoria de APAR (Monteith, 1972). Un modelo mundialmente conocido que proporciona estimaciones de GPP y NPP es MODIS Global (Running, 2004) el cual utiliza un algoritmo basado en un cálculo estándar de NDVI y LAI / FPAR entre otros flujos de datos.

Para Turner et al. (2005) la relación entre GPP y el NPP varía entre ecosistemas y puede verse afectada por la resolución espacial del sensor empleado, sin embargo, la incorporación de datos de mediciones directas como el Índice de Área Foliar (LAI), registros meteorológicos, y calibración en base a mediciones directas de NPP y GPP apoyaría la mejora de estos algoritmos en escalas más finas.

2.2 Metodologías de valoración económica del secuestro de CO₂

Los bosques poseen un valor económico que va más allá de la provisión de madera y otro tipo de materias primas, tal es el caso de los servicios regulatorios con valores implícitos como el secuestro de dióxido de carbono. Dado que muchos de estos se encuentran en áreas protegidas, estas poseen un valor económico importante ya que ayudan a conservar ecosistemas proveedores de múltiples bienes y servicios que contribuyen al bienestar de las personas¹, sin embargo, al ser bienes públicos en su mayoría no forman parte de mercados formales, por lo que no existen precios para ellos, careciendo de una expresión explícita de su valor económico (Figueroa, 2010). Ante esta ausencia, existen diferentes técnicas que permiten estimar el valor que los individuos y la sociedad les asignan, como costo de viaje, precios hedónicos, gastos en prevención y mitigación, valoración contingente, entre otros (Sancho Villalobos y Pratt, 1999).

Para valorar económicamente el servicio de secuestro de CO₂, es necesario atribuirle un valor monetario a la tonelada CO₂. En la actualidad, existe una gran variedad de

¹ Más información sobre el valor económico de las áreas protegidas, se puede encontrar en “Task Force on Economic Benefits of Protected Areas of the World Commission on Protected Areas (WCPA) of IUCN, in collaboration with the Economics Service Unit of IUCN (1998)”

estimaciones diferentes del valor de la tonelada de carbono (Bassi y ten Brink, 2013), dentro de las cuales se encuentra el cálculo del costo de la emisión de una unidad adicional de carbono a la atmósfera o “costo marginal del daño de las emisiones de dióxido de carbono” (Alam et al., 2016, Dieter y Elsasser, 2002; Jerath, 2012; Siwar et al., 2016). Se trata de una estimación monetaria de los impactos económicos causados en la sociedad por la variación climática que produce la emisión de una tonelada métrica adicional de dióxido de carbono (CO₂) a la atmósfera terrestre (Nordhaus, 2011; Macedo, 2014; Diaz, 2014). En general, este tipo de estimación es la que entrega el enfoque metodológico más adecuado para el análisis del servicio de secuestro de carbono (Pearce, 2003), reflejando el daño marginal evitado del cambio climático a la sociedad (Bassi y ten Brink, 2013).

Si consideramos sólo la realidad de un país sería posible llevar a cabo la valoración a través de la estimación del “costo marginal de reducir las emisiones”, sin considerar el costo para la sociedad. Sin embargo, el costo marginal de la reducción de las emisiones puede ser muy específico, y a menudo refleja sólo el costo de la tecnología y otras medidas disponibles para mitigar las emisiones (Kotchen, 2016; Nordhaus, 2011; Pindyck, 2016; Bassi y ten Brink, 2013). Además, generalmente este costo es menor que el costo marginal del daño, lo que se traduce en una subvaloración del servicios de secuestro de CO₂ (Bassi y ten Brink, 2013). Sin embargo, puede ser una estimación útil para establecer el precio mínimo de transacción en los mercados de carbono locales.

Otras alternativas utilizadas son el costo de oportunidad de la tierra (Bautista-Hernández, Torres-Pérez, 2003; Gutiérrez y Lopera, 2001) y el método de transferencia de beneficios (Aevermann y Schmude, 2015; Kulshreshtha et al., 2000; Siwar et al, 2016). Además del uso de los precios de créditos de carbono, en países donde existe mercado de carbono, o el impuesto sobre el carbono, en países en el que por cada tonelada de carbono emitido se aplica una tasa de impuesto que puede ser utilizada como proxy para valorarlo monetariamente (Bassi y ten Brink, 2013). Más información sobre el valor del carbono y detalles para su cálculo se pueden encontrar en los investigaciones realizadas por Aevermann y Schmude, (2015); Alam, Olivier y Paquette, (2016); y, Tol (2005).

2.2.1 Costo Social del Carbono (SCC)

El SCC corresponde a la estimación monetaria de los daños globales causados por la emisión de una tonelada métrica adicional de dióxido de carbono (CO₂) a la atmósfera (Pearce, 2003; Nordhaus, 2011; Macedo, 2014; Dias, 2014; Smith y Braathen, 2015). Formalmente se define como el valor presente del impacto global acumulado al emitir una tonelada de carbono adicional hoy, durante todo el tiempo que permanezca en la

atmósfera (Watkins et al., 2005; Pearce, 2003) y busca capturar cuanto está dispuesta a pagar hoy la sociedad por evitar los daños del cambio climático a futuro (Shaw, et al, 2011). Este SCC incluye los efectos globales en el tiempo de las emisiones de CO₂ independiente de donde ocurren, por lo que no está limitado a un solo país o región, ya que los cambios climáticos que producen las emisiones tienen impacto económico y social a nivel mundial (Van den Bergh y Botzen, 2014).

Si bien el valor del CO₂ debe reflejar el costo marginal social de la emisión de una unidad adicional de CO₂, el problema con el cálculo es la forma de ponerlo en práctica, ya que una estimación completa del SCC debiera incluir el impacto incremental de una tonelada adicional de emisiones en todos los variados efectos del cambio climático, incluyendo: daños a la infraestructura, propiedad y hábitats naturales producto del alza en el nivel del mar, efectos sobre la productividad de la agricultura (considerando los efectos positivos y negativos en el rendimiento de cultivos en diferentes lugares, y la respuesta de los agricultores a los cambios en el rendimiento), efectos en la salud pública, daños a la propiedad por el aumento en la frecuencia de catástrofes naturales causadas por el cambio climático (inundaciones, incendios, etc), las consecuencias adversas del cambio en el valor de servicios ecosistémicos, entre otras (Nordhaus, 2011; Smith y Braathen, 2015). Esta dificultad genera gran variabilidad e incertidumbre en las estimaciones (Tol, 2005; Nordhaus, 2011). Además, estas estimaciones son muy dependientes del modelo a utilizar (Pearce, 2003).

El enfoque metodológico más comúnmente utilizado para estimar el SCC corresponde a los “Modelos de Evaluación Integrados” (IAMs por su sigla en inglés) que simulan las trayectorias temporales de la concentración atmosférica de CO₂ (basado en un camino hecho de las emisiones de CO₂), el impacto del aumento de la concentración de CO₂ en la temperatura media global (y otras medidas de cambio climático), las reducciones en el PIB y el consumo previsto como resultado del aumento de la temperatura (Díaz, 2014; Greenstone, Kopits, Wolverton, 2013; Rose et al, 2014). Los tres modelos principales y mayormente citados en la literatura mundial corresponden a: DICE (Dynamic Integrated Climate Economy) desarrollada por Richard Nordhaus, PAGE (Policy Analysis for the Greenhouse Effect) desarrollada por Chris Hope, y FUND (Climate Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution) desarrollada por Richard Tol (Smith y Braathen, 2015).

Tol ha sido el principal investigador en reunir y analizar distintas estimaciones del SCC (Nordhaus, 2011). A través de un meta-análisis, calculó la media de las estimaciones del costo marginal del daño de las emisiones de CO₂ en US\$43/tC, con una desviación

estándar de US\$ 83/tC (Tol, 2005). En otra de sus publicaciones, calcula la media de las estimaciones del SCC en US\$ 23/ tC (Tol, 2008), mientras que en su publicación más reciente, establece la media del valor del SCC en 50 US\$ /tC (Tol, 2009). Nordhaus (2011) estimó el SCC en US\$44/ tC (o US\$ 12/ tonelada de CO₂), y en la última actualización lo valora en 31 US\$ / tonelada de CO₂ (Nordhaus, 2017). Por su parte, Hope (2006) calcula la media del costo marginal del impacto de una tonelada de CO₂ en US\$ 19 /tC, pero en la versión más actualizada del modelo, calcula el valor de la media del SCC entre US\$50 y 100 / ton CO₂ (Hope, 2011).

A pesar de la incertidumbre de las estimaciones del costo marginal del daño o costo social del carbono, son útiles en proporcionar un valor de referencia para evaluar los costos y beneficios de las políticas de reducción de emisiones (Pearce, 2003; Tol, 2005). Actualmente, gran variedad de países de la OECD utilizan estimaciones del SCC para calcular los beneficios sociales de la reducción de emisiones de dióxido de carbono dentro de la evaluación de proyectos energéticos, de transporte y políticas ambientales (Watkiss y Downing, 2008; Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, 2013; Smith y Braathen, 2015).

2.2.2 Mercado de Carbono en Costa Rica

Una de las principales políticas aplicadas para mitigar los efectos del cambio climático en el mundo es la venta de créditos de carbono a través de los Mercados de carbono. La primera aproximación de Costa Rica al Mercado de Carbono se da en el año 2007 donde, a través de la Estrategia Nacional de Cambio Climático y el Plan Nacional de Desarrollo 2012 – 2014, planea su compromiso de ser carbono neutral para el año 2021. Esta intención se formaliza mediante la norma nacional de carbono neutralidad o Norma INTE 12-01-06:2011, que define los requisitos bajo los cuales una empresa o institución puede ser certificada como “carbono neutral” (Salgado et al, 2013). Dentro de las especificaciones señala que los participantes pueden complementar las actividades internas de reducción de emisiones con unidades de compensación provenientes de tres fuentes: el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL), uso de bonos de carbono provenientes del Verified Carbon Standard (VCS) y las “Unidades de Compensación Costarricense” (UCC) (Salgado et al, 2013). Las UCC corresponden a créditos de carbono, con los cuales las empresas pueden compensar aquellas emisiones que luego de un esfuerzo sostenido no han podido reducir, y están expresados en unidades de dióxido de carbono (CO₂) equivalentes de emisiones evitadas, reducidas, removidas y/o almacenadas (FONAFIFO, 2017). Para la formulación, comercialización y transferencias de las UCC, el Ministerio de Ambiente, Energía y

Telecomunicaciones (MINAE) creó el Mercado Doméstico Voluntario de Carbono de Costa Rica (MDVCCR), que fue oficializado el año 2013 a través del Decreto N° 37926 – MINAE “Reglamento y Operación del Mercado Doméstico de Carbono”. Al ser un mercado local voluntario, pueden aplicar todas aquellas personas físicas o jurídicas que tengan interés en expedir, comprar o comercializar UCC y que cumplan con lo establecido en el reglamento y protocolos técnicos de la Junta de Carbono. La Dirección de Cambio Climático (DCC) del MINAE es la encargada de la operatividad administrativa y financiera del mercado doméstico de carbono. Sin embargo, mientras el mercado doméstico se operativiza, el Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO) es la entidad autorizada para desarrollar proyectos y vender unidades de compensación a quienes apliquen por la marca C-Neutral (FONAFIFO, 2017).

En la actualidad, FONAFIFO comercializa anualmente UCC provenientes de tres Proyectos de Compensación de Emisiones de GEI, que corresponden a plantaciones forestales de diferentes haciendas con contrato vigente dentro del Programa Pago por Servicios Ambientales (PSA), que fueron seleccionadas para la cuantificación de carbono almacenado dentro de un área geográfica específica, en donde existe una adicionalidad y contempla un escenario de línea base, emisiones y fugas, para el cálculo del beneficio neto del proyecto (FONAFIFO, 2016). Los tres proyectos tienen un área efectiva total plantada de 5.930,29 hectáreas, dentro de las cuales se encuentran 1.475,5 hectáreas provenientes de 48 contratos de PSA modalidad reforestación en el área de Guanacaste (FONAFIFO, 2016). Según información publicada en la página web de FONAFIFO, las UCC se comercializan a un precio de US\$ 7,5 por tonelada de CO₂ (FONAFIFO, 2017).

Junto con el Mercado Voluntario de Carbono, en septiembre del año 2013, Costa Rica registró ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático, el primer proyecto bajo Mecanismo de desarrollo limpio (MDL) forestal denominado “Proyecto de Captura de Carbono en Fincas de Pequeños(as) y Medianos(as) Productores(as) de la Región Brunca, Costa Rica”, y corresponde al primer proyecto país en generar Reducciones de Emisiones Certificadas (o CERs por su sigla en inglés), de las actividades forestales (Navarrete, 2013). Específicamente se generaron 23.080 toneladas de CERs, que fueron transadas a un precio de US\$ 4,15 por tonelada de CO₂ certificada, con el Fondo de Bio-Carbono del Banco Mundial (Navarrete, 2013).

3. Métodos

3.1 Área de estudio

El Área de Conservación de Guanacaste (ACG), se ubica entre las áreas administrativas (cantones) de La Cruz y Liberia en la Provincia de Guanacaste y Upala en la Provincia de Alanjuela al noreste de Costa Rica, localizada aproximadamente entre las coordenadas 10°51'14.22" N y 85°29'26.37" W comprende un territorio geográfico continuo de aproximadamente 3452 km² (Figura 1). El ACG es una de once áreas de conservación a nivel nacional, delimitada por el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) se rige por la misma estrategia de desarrollo en coordinación con otros actores nacionales. Dado que los bosques tropicales son uno de los ecosistemas más importantes de la zona, se establecen varias áreas protegidas: Parque Nacional Santa Rosa, Parque Nacional Guanacaste, Parque Nacional Rincón de la Vieja, Bahía Junquillal, Chenailles, Estación Experimental Horizontes, Riberino Zapandi, que representan aproximadamente el 2,4% de la biodiversidad terrestre mundial o el 60% en Costa Rica (Janzen, 2000), esto ha contribuido a apoyar una serie de políticas fundamentales de conservación. A pesar de que los Pagos por Servicios Ambientales (PSA) y el ecoturismo representan una de las actividades más rentables relacionadas con la conservación, también se desarrollan actividades ganaderas y agrícolas (INEC, 2015).

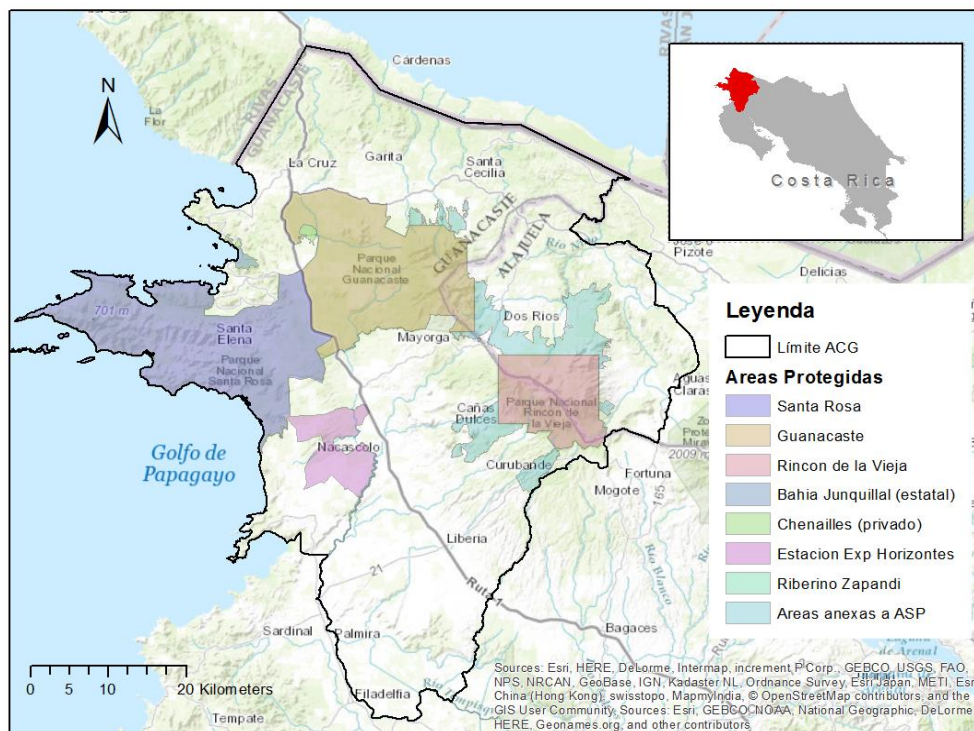


Figura 1. Área de estudio Área de Conservación de Guanacaste - ACG (Costa Rica).

3.2 Cuantificación biofísica de CO₂ secuestrado

La cuantificación de CO₂ secuestrado se realizó por tipo de bosque, para esto se integraron datos de Producción Primaria Neta (NPP) obtenidas en base a productos de satélite MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) para la serie de años 2004 a 2014, mismos que fueron adquiridos de forma libre a través de la plataforma EOS (Earth Observing System) y su servicio de datos para descarga en línea (<https://reverb.echo.nasa.gov/reverb/>). El algoritmo empleado, MODIS 17A proporciona estimaciones de NPP espacial y temporalmente continuas sobre una base anual (Running y Zhao, 2015), para este estudio utilizamos la versión 17A3H que recientemente se redujo a una resolución de 500 metros, en base a los productos de fotosíntesis neta (PSN) de 45 y 8 días (MOD17A2H) dado para cada año. El valor de PSN se expresa también como la diferencia entre GPP y la Respiración de mantenimiento (MRP) (GPP-MR).

De acuerdo con la guía del usuario de MOD17 (Running y Zhao, 2015), para un píxel dado de 500 m de resolución, se calculan una serie de variables, algunas diarias y otras anuales. Primero se multiplican estimaciones de FPAR e IPAR para producir APAR diario que se combina con parámetros de eficiencia (extraídos de la Tabla de búsqueda de propiedades del bioma - BPLUT) para estimar el GPP diario. La segunda parte del algoritmo calcula la respiración de mantenimiento (MR) diario y la fotosíntesis de la red, los parámetros también están relacionados con tablas que contienen propiedades físicas por tipo de bioma (BPLUT) además de datos meteorológicos diarios de la Oficina Mundial de Modelización y Asimilación (GMAO). Finalmente, estos componentes se restan para producir una estimación de NPP anual, la serie de pasos descritos previamente se resumen en la Figura 2, posteriores validaciones del producto se realizan usando datos de torres de flujo de carbono, FPAR medido en el suelo y algunos modelos de ecosistemas (Running, 2004).

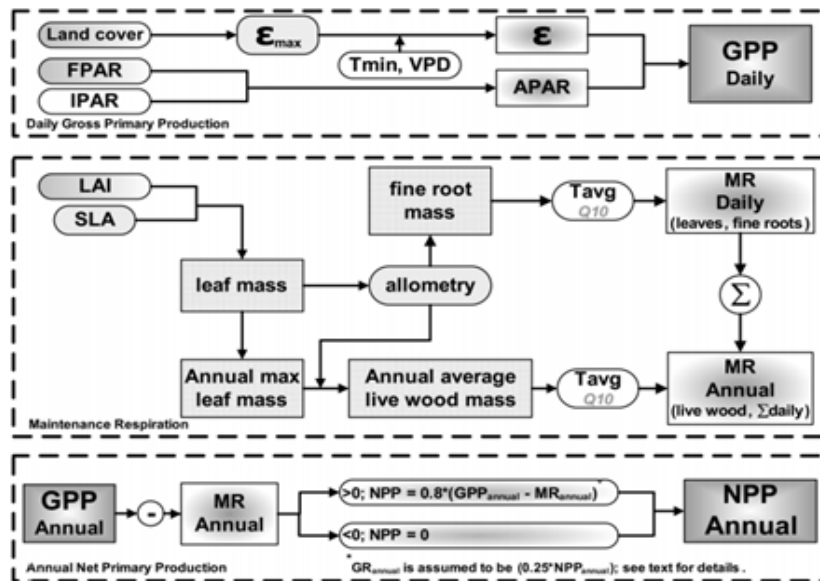


Figura 2. Esquema del algoritmo MOD17 para el cálculo anual de NPP (Fuente: Running y Zhao, 2015).

Los productos de satélite MOD17A3H se encuentran disponibles en proyección sinusoidal (SIN), para propósitos de esta investigación las mismas fueron re proyectadas a UTM WGS 84 Zona 16N y extraídas en base al área de estudio utilizando el software ENVI versión 5.3.

Adicionalmente cada escena fue remuestreada a un tamaño de pixel de 250 metros, en el que cada pixel expresaba la capacidad de secuestro de carbono en unidades de kilogramos de carbono por metro cuadrado (KgC/m^2) que consecutivamente fueron convertidas a kilogramos de carbono neto (KgC) multiplicando el valor y área de cada pixel expresados finalmente en toneladas de carbono tomando en cuenta que 1000 kg de carbono equivalen a una tonelada de carbono. Dado que la huella de carbono se mide en toneladas de dióxido de carbono al año y las cuentas ambientales de Costa Rica utilizan similar relación (BCCR, 2016), se convirtieron las unidades de toneladas de carbono (tC) a toneladas de dióxido de carbono (tCO_2) empleando la relación entre la masa molecular del carbono existente en un mol de dióxido de carbono, que define la existencia de 1 tonelada de carbono (tC) por cada 3.67 toneladas de dióxido de carbono (tCO_2) (Clark, 1982). Finalmente, el cálculo de cantidades por área total de tipos de bosque y área protegida se realizó empleando herramientas de procesamiento y modelamiento espacial en ArcMap (ESRI ArcGis 10.2).

Para la cuantificación por tipo de bosque se tomaron como base los mapas de cobertura forestal para los años 2005, 2010 y 2013 generados por el Centre for Earth Observation Sciences (CEOS) de la Universidad de Alberta, los cuales identificaban dos categorías: bosque y no bosque. Para incorporar la clasificación por tipo de bosque, se empleó el mapa de Ecoregiones Terrestres del mundo (Olson et al. 2001) que constituye una regionalización biogeográfica de la biodiversidad terrestre, en la que cada unidad contiene un conjunto distinto de comunidades naturales que comparten una gran mayoría de especies, dinámicas y condiciones ambientales. Ambas capas de información fueron procesadas con herramientas de modelamiento espacial en ArcMap (ESRI ArcGis 10.2) para la obtención de los mapas por tipo de bosque para los años citados (Tabla 1).

Tabla 1. Información utilizada y fuentes de datos.

Conjunto de datos	Tipo de datos	Fuente
MODIS: Producción Primaria Neta	Raster (500 m)	NASA LP DAAC
Cobertura Forestal Año 2005	Raster (30 m)	CEOS, University of Alberta
Cobertura Forestal Año 2010	Raster (30 m)	CEOS, University of Alberta
Cobertura Forestal Año 2013	Raster (30 m)	CEOS, University of Alberta
Ecoregiones terrestres del mundo	Vector (polígono)	Olson et al. 2001
Áreas Protegidas de Costa Rica	Vector (polígono)	CENIGA, 2015
Límite Área de Conservación Guanacaste	Vector (polígono)	CENIGA, 2015

La variabilidad espacial y temporal del secuestro de dióxido de carbono en áreas protegidas fue igualmente calculada para el periodo 2004 a 2014, siguiendo similar procedimiento al desarrollado para la cuantificación por tipo de bosque pero en este caso tomando como referencia la cobertura de áreas protegidas localizadas en el ACG, misma que fue obtenida a través del servicio web del Centro Nacional de Información Geoambiental (CENIGA) del Ministerio de Ambiente y Energía (MINAET). Todos los datos fueron expresados en toneladas de dióxido de carbono (TCO₂) y toneladas de dióxido de carbono por hectárea (TCO₂/Ha) para la presentación y análisis de resultados.

3.3 Valoración económica del CO₂ secuestrado

Teniendo la cuantificación de dióxido de carbono anual secuestrado (desde el año base 2000 al año 2014), se procedió a estimar el valor monetario de la tonelada de dióxido de carbono mediante el método de transferencia de beneficios del “Costo Social del Carbono” (SCC) de la literatura (Tol, 2009; Nordhaus, 2017; Hope, 2011). El método de transferencia de beneficios utiliza valoraciones existentes derivadas de cualquier metodología de valorización y las transfiere a nuevos contextos de paisajes y recursos (Boyd, 2011). Este método tiene la ventaja que evita los costos y el tiempo de desarrollar investigaciones de valorización originales, sin embargo, hay que tener presente que la transferencia de la valorización de un contexto ecológico y social a otro es complicado, debido a que la valorización de ecosistemas es muy dependiente de la localización (Boyd, 2011). Como los beneficios del secuestro de CO₂ estimados por el SCC no están limitados a una región específica sino que se sienten globalmente, y no presentan variación espacial (Canu et al., 2015), es válido utilizar las estimaciones de SCC presentes en la literatura para el cálculo del valor económico del secuestro de dióxido de carbono de los bosques y áreas protegidas del ACG. Además, considerando la gran incertidumbre en los daños causados por los diferentes grados de cambio climático y modelación del SCC (Van den Bergh y Botzen, 2014), utilizamos el precio de la tonelada de dióxido de carbono del mercado de carbono local de Costa Rica y Mecanismo de Desarrollo Limpio.

El valor de la tonelada de dióxido de carbono varía en el tiempo, por lo que para valorar el servicio de secuestro de CO₂, se recomienda utilizar un rango de valores del SCC (Bassi y ten Brink, 2013). Como límite inferior utilizamos la última actualización de la media del valor del SCC estimada por Tol (2009) y Nordhaus (2017), mientras que en el límite superior utilizamos las estimaciones actualizadas de Hope (2011).

Las estimaciones del SCC se entregan en US\$ del año en que fueron calculadas, por lo que para poder realizar los cálculos se actualizaron los valores considerando las tasas de inflación anuales dentro del periodo de evaluación, es decir, del año en que se realizó la estimación del SCC al año 2016. En la Tabla 1 se presentan las estimaciones de mayor a menor. Además, las estimaciones que están expresadas en US\$/ tonelada de C, se convirtieron a US\$/ ton de CO₂ dividiendo el valor por 3.67². Por ejemplo, el valor del SCC US\$ 50 / tC estimado por Tol (2009), equivale a US\$ 13,62 / ton CO₂.

² Esto, porque 1 ton de C equivale a 3,67 ton CO₂, por lo que un SCC de 50 US\$/ ton C equivale a $50/3,67 = 13,62$ US\$/ ton CO₂

Tabla 2. Estimaciones del Costo Social de Carbono (SCC), por autor.

Costo Social de Carbono Valor US\$	Costo Social de Carbono Actualizado (Dic 2016)	Autor	Modelo Utilizado
13,62 US\$ (1995)/ tC	21.88 US\$ / ton CO ₂	Tol (2009)	Meta – Análisis Modelo FUND
31 US\$ (2010)/ tCO ₂	34,54 US\$ / ton CO ₂	Nordhaus (2017)	Modelo RICE – 2016R
50 - 100 US\$ (2005)/ tCO ₂	63,3 – 126,6 US\$ / ton CO ₂	Hope (2011)	Modelo PAGE09

Como se mencionó anteriormente, FONAFIFO comercializa actualmente los créditos de carbono (UCC) a un precio de US\$7,5 por tonelada de CO₂ (FONAFIFO, 2017). Además, comercializó su primer proyecto de Mecanismo de Desarrollo Limpio a un precio de US\$ 4,15 por tonelada de CO₂ certificada, con el Fondo de Bio-Carbono del Banco Mundial (Navarrete, 2013). En la Tabla 3 se presentan los “precios de mercado de carbono”, que ocupamos también para calcular el valor económico del servicio de secuestro de dióxido de carbono del bosque y las áreas protegidas del ACG.

Tabla 3. Precio de Carbono en mercados de carbono de Costa Rica.

Precio de Carbono Valor US\$ / tCO ₂	Precio de Carbono Actualizado (Dic 2016)	Tipo de Mercado
7,5 US\$ (2016)	7,5 US\$ (2016) / tCO ₂	Mercado Voluntario de Carbono
4,15 US\$ (2015)	4,29 US\$ (2016) / tCO ₂	Mecanismo de Desarrollo Limpio

3.4.1 Método de cálculo del valor de carbono secuestrado en los bosques del ACG

Como se recomienda en Bassi y ten Brink (2013), el valor del CO₂ secuestrado por los bosques y áreas protegidas del ACG, se calculó siguiendo los siguientes pasos:

- i. Identificar el tamaño del área del tipo de bosque o área protegida a evaluar (en hectáreas)
- ii. Calcular la capacidad de dióxido de carbono secuestrado anualmente (ton CO₂/ha/año)
- iii. Escoger un rango del valor monetario del dióxido de carbono (US\$/ton CO₂).
- iv. Calcular la cantidad total de dióxido de carbono secuestrado (capacidad de secuestro x área total)
- v. Expresar la cantidad de carbono secuestrado en términos monetarios (cantidad

total de dióxido de carbono secuestrado x valor del CO₂)

De acuerdo a esto, el modelo de valoración del dióxido de carbono secuestrado en los bosques del ACG, se expresa como:

$$CS_i \times S_i \times V_C = SE_{CSi} \quad \text{Ec. 1}$$

Donde CS_i es la cantidad de carbono secuestrado anualmente (en ton CO₂/hectárea/año) en el tipo de bosque i , S_i es el área total de superficie (en hectáreas) del tipo de bosque i , y V_C es el valor monetario (US\$ 2016) de una tonelada de CO₂.

4. Resultados

4.1 Cuantificación biofísica del secuestro de CO₂

4.1.1 Secuestro y capacidad de secuestro de CO₂ en áreas protegidas

Las estimaciones de Productividad Primaria Neta (NPP) como indicador del servicio de secuestro de carbono se muestran en la Figura 3 para cada año del periodo 2004 a 2014, las mismas están expresadas en toneladas de CO₂ por año (tCO₂/año). En los mapas las áreas con mayor productividad para el secuestro de CO₂ se presentan en colores más oscuros, zonas que a su vez constituyen mayor cercanía a las partes más elevadas y con mayor humedad, en contraste las áreas que presentan menores registros de secuestro de CO₂ se muestran en colores claros y se localizan generalmente hacia el sur del ACG, áreas que de acuerdo al mapa de tipo de bosque corresponden a bosques secos y áreas de uso agrícola y/o pastoril.

Por otra parte, los valores calculados totales de secuestro de CO₂ por año (2004-2014) para las áreas de protección del Área de Conservación de Guanacaste, oscilaron entre 3.128.970 tCO₂ en su registro más bajo para el año 2005 y 3.892.864 tCO₂ en su pico más alto para el año 2009. Si bien existen variaciones anuales, los valores se mantienen estables entre los años evaluados y las diferencias no son sustanciales Figura 4. Las variaciones anuales por área protegida se presentan con mayor detalle en el Anexo 1 expresadas en toneladas de CO₂ por año (tCO₂ /año).

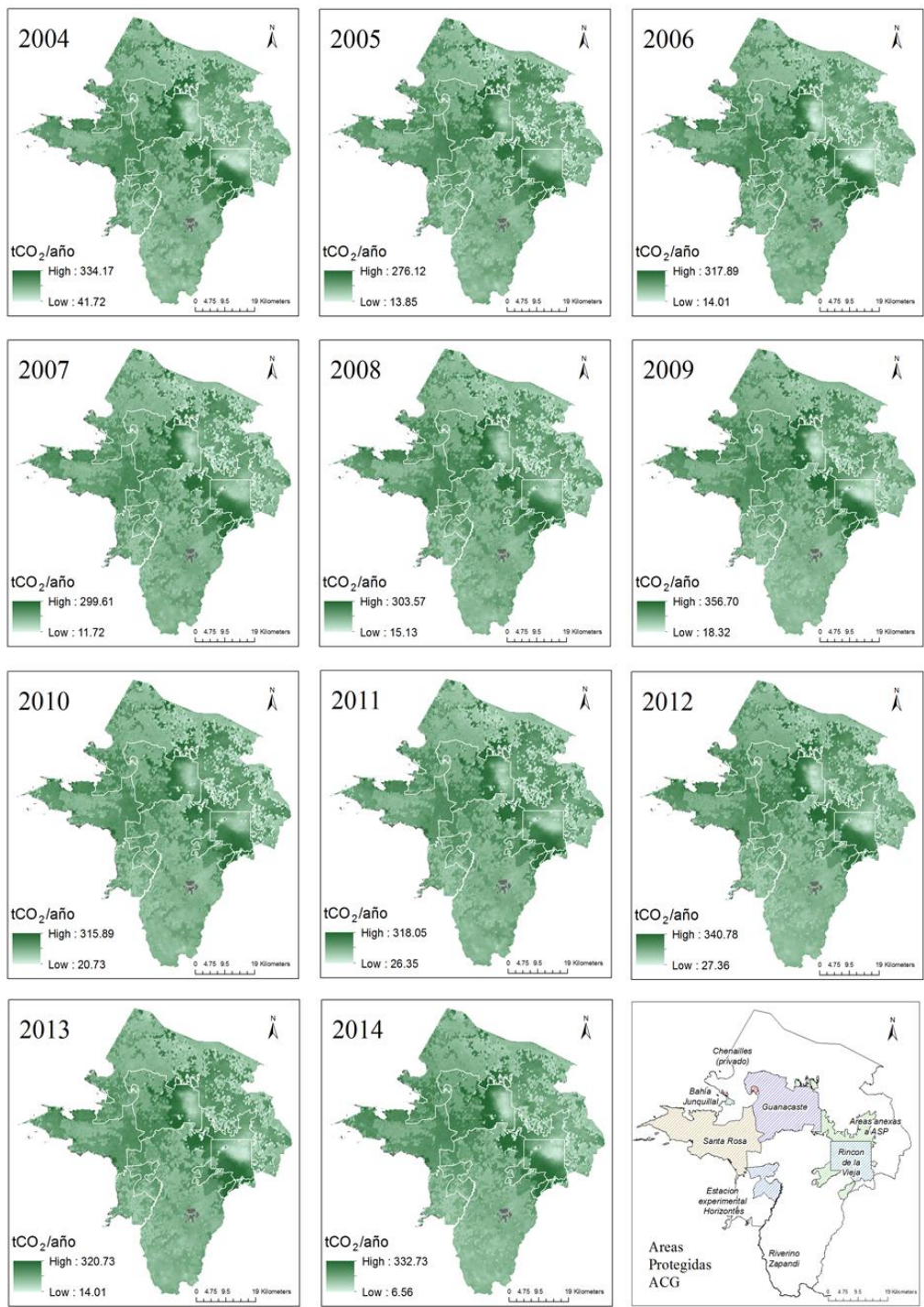


Figura 3. Distribución espacial del secuestro total de CO₂ para el periodo 2004 – 2014 (tCO₂/año).

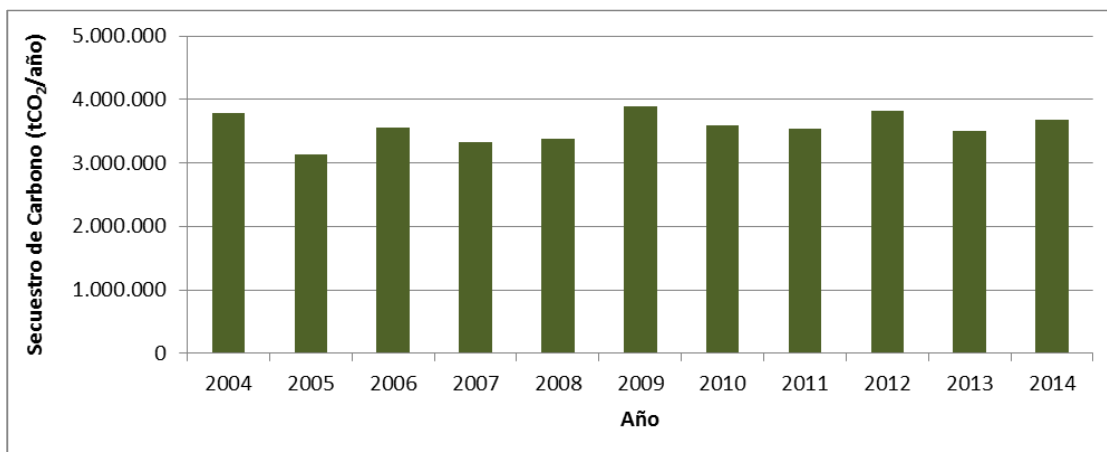


Figura 4. Valores de secuestro de CO₂ (tCO₂/año) en el Área de Conservación de Guanacaste.

De acuerdo con el cálculo de secuestro total de CO₂ las áreas protegidas del Área de Conservación Guanacaste secuestran un promedio de 3.563.350,83 toneladas de CO₂ anualmente. De la misma manera en la Figura 5 se muestra el promedio de secuestro de CO₂ por año en cada área protegida y se evidencia que Santa Rosa y Guanacaste son las que aportan mayores tasas de secuestro, alcanzando en promedio valores de 1.267.470,52 y 1.119.479,16 tCO₂/año respectivamente. Las demás áreas tienen contribuciones menores y algunas como Bahía Junquillal, Chenailes, Riberino Zapandi son muy bajas (Anexo 2).

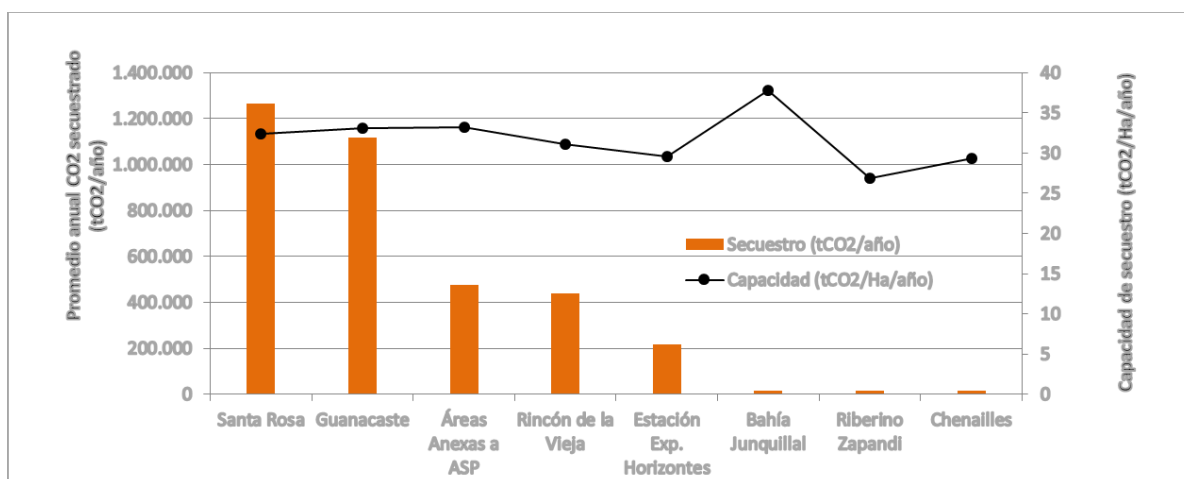


Figura 5. Secuestro de CO₂ (tCO₂/año) y capacidad de secuestro de CO₂ (tCO₂/año/ha) en cada una de las áreas protegidas del ACG.

En la misma Figura 5 se puede observar que en términos de densidad de secuestro de CO₂ por hectárea (tCO₂/año/ha), áreas protegidas de menor extensión como Bahía Junquillal (0,4% del área total) presentan altas tasas de secuestro por hectárea en comparación con otras de mayor extensión como Guanacaste (el porcentaje de la extensión de cada área protegida se muestra en la Figura 6), situación que puede deberse a las características

biofísicas de los ecosistemas que componen dichas áreas protegidas, una comparación detallada de la capacidad de secuestro por área protegida en el periodo 2004 – 2014 se presenta en la Figura 7.

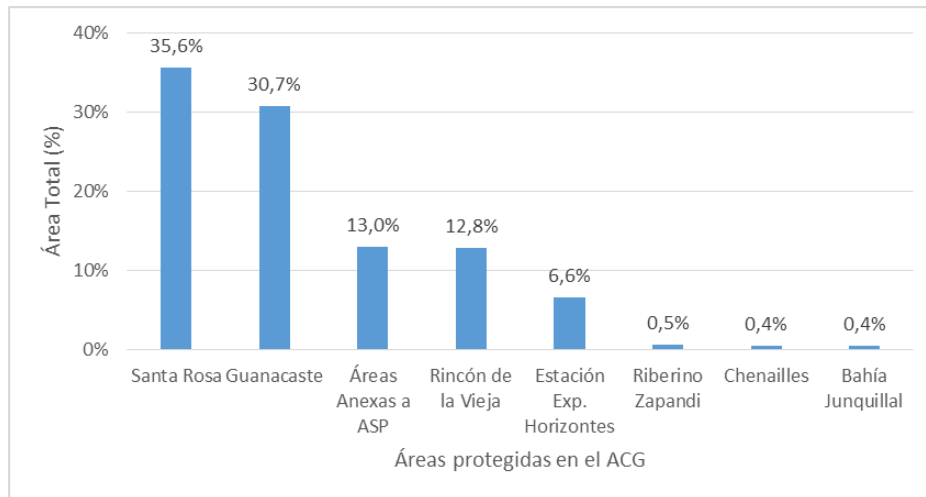


Figura 6. Extensión (%) de cada una de las áreas protegidas del ACG.

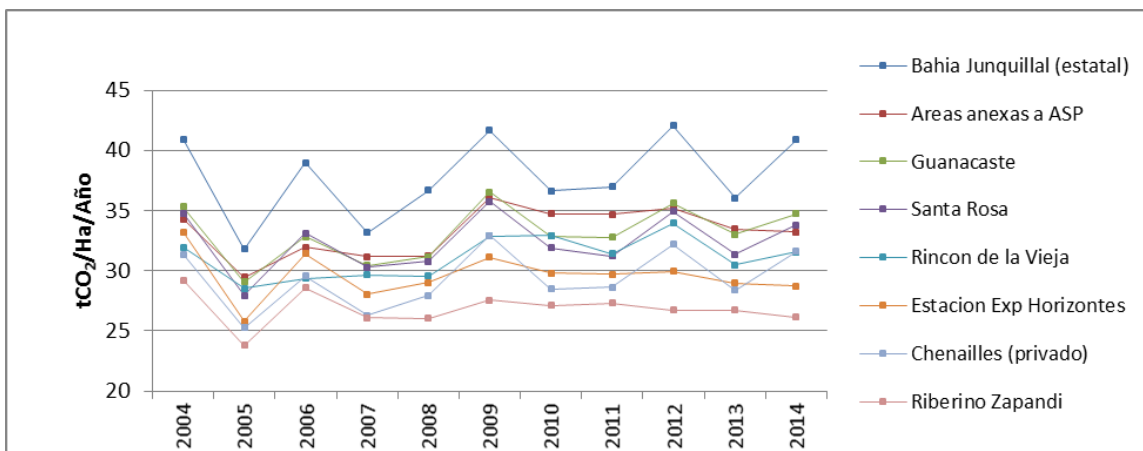


Figura 7. Capacidad de las áreas protegidas para el secuestro de Carbono en el periodo 2004– 2014 en (tC/Ha/año).

4.1.2 Secuestro y capacidad de secuestro de CO₂ por tipo de bosque en ecoregión

En el ACG se identificaron un total de cinco tipos de bosques por ecoregiones (bosque seco centro americano, bosque húmedo estacional de Costa Rica, bosque húmedo itsmo-atlántico, manglares del pacífico sur y bosque montano talamancano) y en base a la cobertura boscosa para los años 2005, 2010 y 2013 (Figura 8), se identificó al bosque seco como el ecosistema con mayor extensión en el ACG en contraste con los manglares, que ocupan áreas con menor extensión que sin embargo presentan una singular

productividad. De igual forma, se observa que la cobertura del bosque seco es la que más se ha extendido, registrando un incremento de 6.895 hectáreas desde el año 2005, con respecto a los otros tipos de bosque, el manglar del pacífico también registró un aumento en su cobertura, manteniendo los demás tipos de bosque extensiones similares (Figura 9).

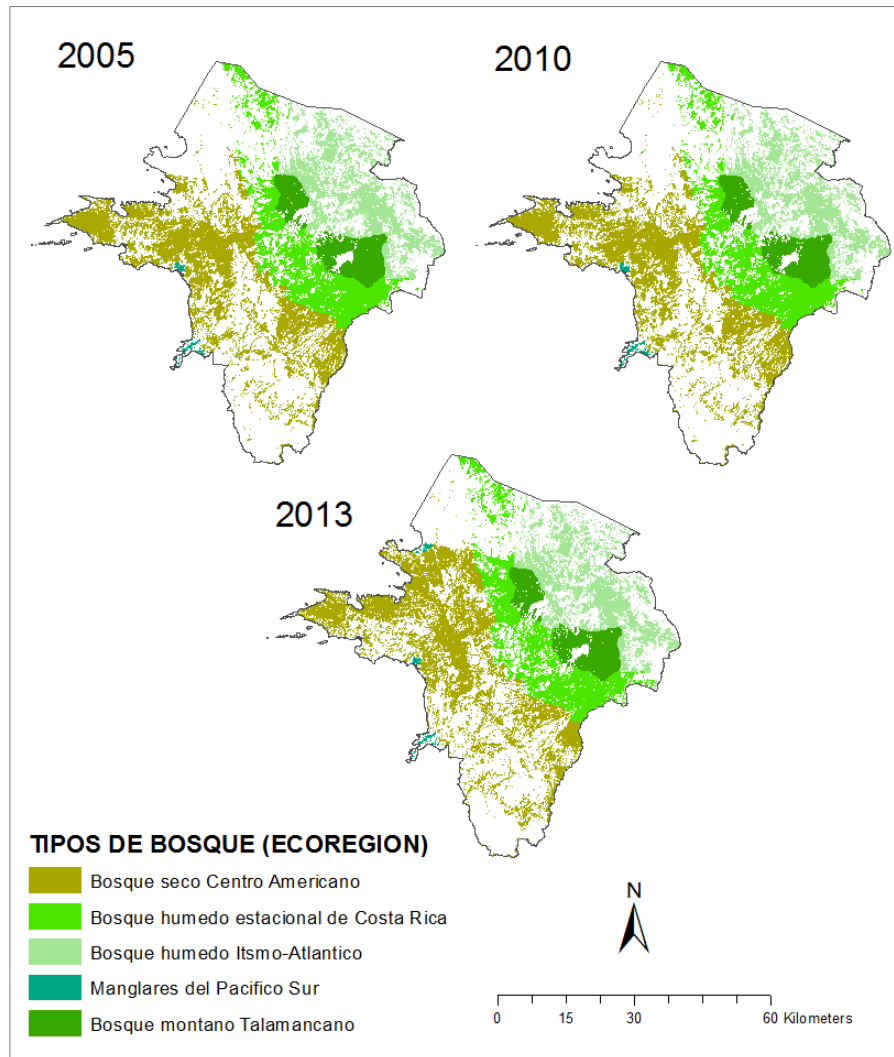


Figura 8. Cambios en el área por tipo de bosque para los años 2005, 2010 y 2013.

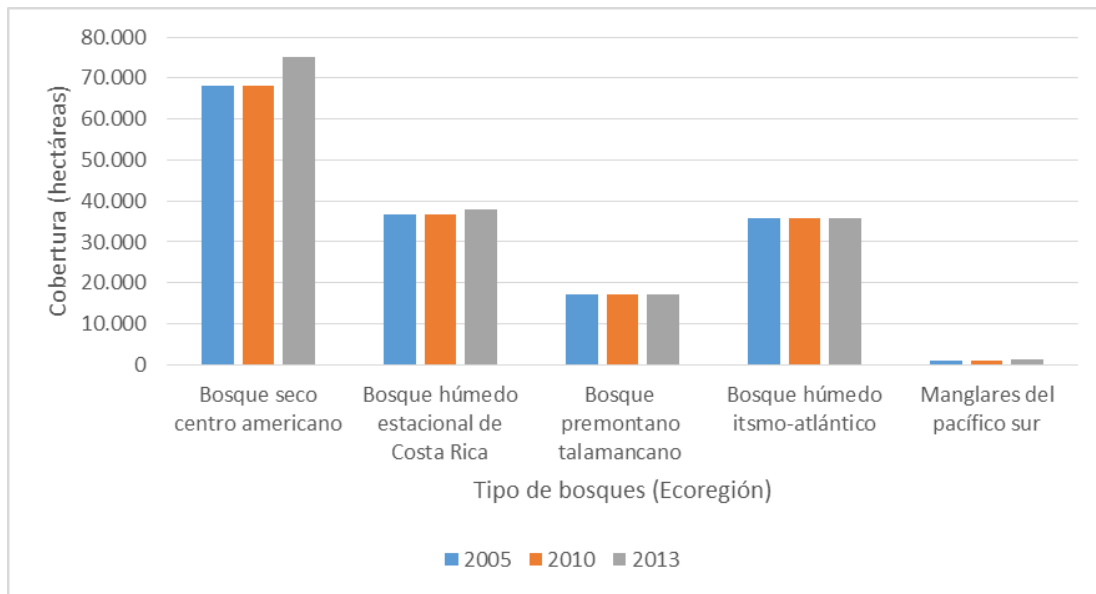


Figura 9. Cambios en el área por tipo de bosque para los años 2005, 2010 y 2013.

Las estimaciones de secuestro de CO₂ por tipo de bosque se presentan en la Figura 10, y los datos detallados en el Anexo 1, en el mismo se muestra que el bosque seco tropical secuestró un promedio de 2.109.026,26 tCO₂ entre los años 2005 y 2013, siendo las cantidades más altas de secuestro total de CO₂ en comparación con otros ecosistemas de bosque en todos los años evaluados, cantidad que aumenta en correspondencia con su extensión (área). El bosque húmedo estacional y bosque húmedo itsmo-atlántico registran promedios de 1.258.838,17 tCO₂ y 1.015.855,52 tCO₂ respectivamente, siendo el bosque montano y los manglares los que aportan en menor medida valores de secuestro de CO₂. Adicionalmente, también en misma figura se distinguen incrementos en las tasas de secuestro de CO₂ entre los años 2005, 2010 y 2013, de los bosques seco, humedo estacional y manglares del Pacifico Sur en contraste con el bosque humedo y montano que registran disminuciones desde el año 2010.

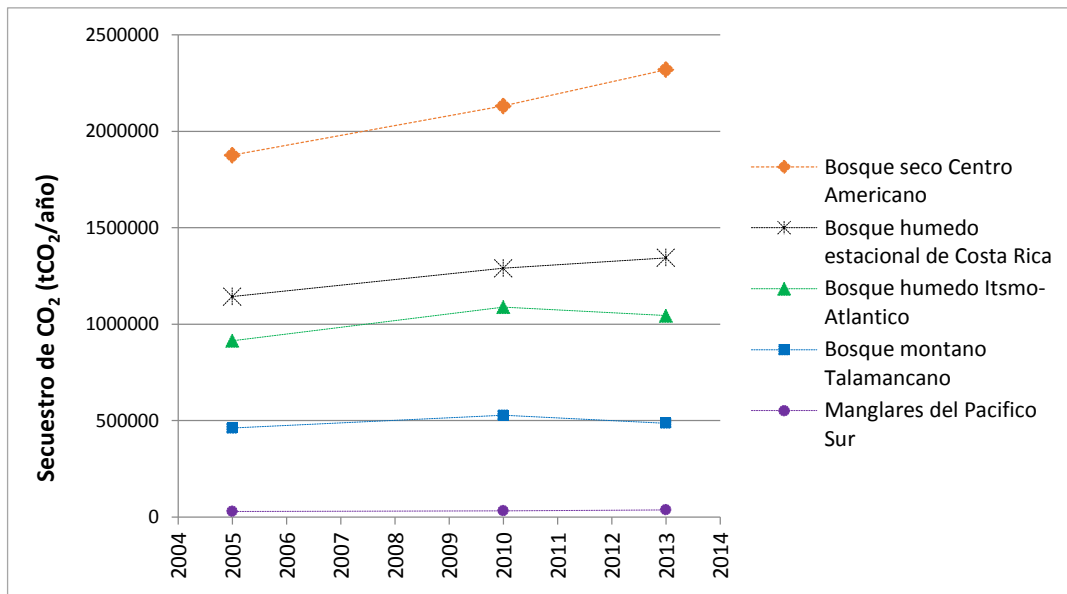


Figura 10. Secuestro total de CO₂ para cada tipo de bosque (Ecorregión).

Por otra parte, en términos de capacidad de secuestro de CO₂ por hectárea, los bosques presentan valores entre 26,85 y 35,49 tCO₂/año/ha, la Figura 11 muestra una comparación entre los promedios de secuestro y capacidad de secuestro por hectárea de cada tipo de bosque, entre los cuales se destaca el bosque húmedo estacional de Costa Rica ya que presenta las tasas más altas de capacidad de secuestro CO₂. Los demás tipos de bosques muestran valores similares entre 28 y 29 tCO₂/Ha, la figura a su vez muestra la elevada capacidad de secuestro de los manglares y bosque montano a pesar de su limitada extensión.

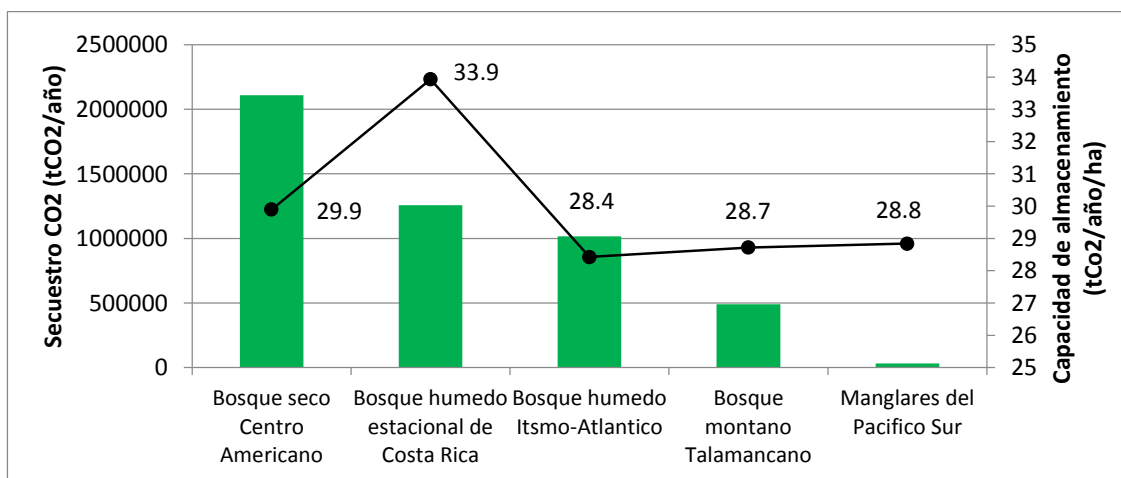


Figura 11. Promedio de secuestro y capacidad anual de secuestro de CO₂ por tipo de bosque.

4.2 Valoración económica del secuestro de dióxido de carbono

Como se puede apreciar en la Tabla 2, utilizando como valor de referencia el SCC, entre el año 2004 y 2014 las áreas protegidas del Área de Conservación Guanacaste secuestraron dióxido de carbono valorado entre US\$ 857.627.278 y US\$ 4.962.322.368. Al utilizar como referencia el precio del mercado de carbono local, el CO₂ secuestrado por las áreas protegidas del ACG entre el año 2004 y 2014 se valora en US\$ 293.976.444, mientras que al considerar el precio del mercado mundial de carbono (según la experiencia de Costa Rica en el Mecanismo de Desarrollo Limpio), el CO₂ secuestrado por las áreas protegidas del ACG entre el año 2004 y 2014 se valora en US\$168.154.526. En los Anexos 3 al 10 se presenta el detalle de los cálculos del valor económico del servicio de secuestro de CO₂ por área protegida del ACG, por cada año del periodo de estudio.

En la Tabla 4 también podemos observar que durante el periodo de 2004 al 2014, las áreas protegidas “Santa Rosa” y “Guanacaste”, fueron las que entregaron el mayor valor de CO₂ secuestrado, equivalente a un monto total entre US\$ 59.811.934 – US\$ 1.765.079.457; y US\$ 52.828.222 – US\$ 1.558.986.678, respectivamente. Aunque corresponde también a aquellas áreas de mayor superficie.

Tabla 4. Valor económico del servicio de secuestro de CO₂ por Área Protegida del ACG. Periodo 2004 – 2014. US\$ 2016.

Área Protegida	Valor de Referencia					
	SCC Hope (2011)		SCC Nordhaus (2017)	SCC Tol (2009)	Precio CO ₂ MV Costa Rica	Precio CO ₂ MDL
	Lím. Superior	Lím. Inferior				
Santa Rosa	1,765,079,457	882,539,728	481,562,752	305,054,807	104,566,319	59,811,934
Guanacaste	1,558,986,678	779,493,339	425,334,912	269,436,244	92,357,031	52,828,222
Rincón de la Vieja	612,158,606	306,079,303	167,013,888	105,798,028	36,265,320	20,743,763
Bahía Junquillal	23,098,912	11,549,456	6,302,025	3,992,134	1,368,419	782,736
Chenailles	18,902,182	9,451,091	5,157,041	3,266,823	1,119,797	640,524
Áreas Anexas a ASP	661,664,067	330,832,033	180,520,354	114,353,948	39,198,108	22,421,318
Estación Exp. Horizontes	300,349,987	150,174,993	81,943,827	51,908,829	17,793,246	10,177,737
Riberino Zapandi	22,082,480	11,041,240	6,024,714	3,816,466	1,308,204	748,293
Total APs ACG	4.962.322.368	2.481.161.184	1.353.859.515	857.627.278	293.976.444	168.154.526

Fuente: Elaboración propia

Al calcular el valor económico del dióxido de carbono secuestrado por los tipos de bosque del Área de conservación Guanacaste, podemos observar que en el año 2005 el bosque seco centroamericano secuestró CO₂ valorado entre US\$ 8.047.803 (precio de CO₂ en MDL) y US\$ 237.494.598 (según SCC estimado por Hope, 2011), el CO₂ secuestrado por el bosque húmedo estacional se valora entre US\$ 4.903.570 y US\$ 144.706.739, el CO₂ secuestrado por el bosque húmedo istmo-atlántico se valora entre US\$ 3.920.718 y US\$ 115.702.314, el CO₂ secuestrado por los manglares del pacífico sur se valora entre US\$ 124.521 y US\$ 3.674.677; y el CO₂ secuestrado por el bosque montano talamancano se valora entre US\$ 1.978.015 y US\$ 58.372.199 (Tabla 5). Si consideramos la totalidad del área boscosa, encontramos que durante el año 2005 los bosques del ACG secuestraron dióxido de carbono valorado entre US\$ 18.974.627 y US\$ 559.950.527.

Tabla 5. Valor económico del servicio de secuestro de CO₂, por tipo de bosque del ACG Año 2005. US\$ 2016.

Tipo de Bosque	Valor de Referencia					
	SCC Hope (2011)		SCC Nordhaus (2017)	SCC Tol (2009)	Precio CO ₂ MV Costa Rica	Precio CO ₂ MDL
	Lím. Sup	Lím. Inf				
Bosque Seco Centro Americano	237,494,598	118,747,299	64,795,130	41,045,670	14,069,585	8,047,803
Bosque Húmedo Estacional	144,706,739	72,353,370	39,480,022	25,009,348	8,572,674	4,903,570
Bosque Húmedo Istmo Atlántico	115,702,314	57,851,157	31,566,808	19,996,577	6,854,402	3,920,718
Manglares del Pacífico Sur	3,674,677	1,837,338	1,002,554	635,086	217,694	124,521
Bosque Montano Talamancano	58,372,199	29,186,099	15,925,559	10,088,339	3,458,069	1,978,015
Total Bosques ACG	559.950.527	279.975.263	152.770.073	96.775.020	33.172.425	18.974.627

Fuente: Elaboración propia

Como se observa en la Tabla 6, durante el año 2010 el bosque seco centroamericano secuestró CO₂ valorado entre US\$ 9.144.043 (precio de CO₂ del MDL) y US\$ 269.845.198 (según SCC estimado por Hope, 2011), el CO₂ secuestrado por el bosque húmedo estacional se valora entre US\$ 5.533.641 y US\$ 163.300.462, el CO₂ secuestrado por el bosque húmedo istmo-atlántico se valora entre US\$ 4.672.156 y US\$ 137.877.619, el CO₂ secuestrado por los manglares del pacífico sur se valora entre US\$ 140.201 y US\$ 4.137.394; y el CO₂ secuestrado por el bosque montano talamancano se valora entre US\$

2.261.609 y US\$ 66.741.188 (Tabla 6). Si consideramos la totalidad del área boscosa del ACG, encontramos que durante el año 2010 los bosques del ACG secuestraron CO₂ valorado entre US\$ 21.751.651 y US\$ 641.901.861.

Tabla 6. Valor económico del servicio de secuestro de CO₂, por tipo de bosque del ACG. Año 2010. US\$ 2016.

Tipo de Bosque	Valor de Referencia					
	SCC Hope (2011)		SCC Nordhaus (2017)	SCC Tol (2009)	Precio CO ₂ MV Costa Rica	Precio CO ₂ MDL
	Lím. Sup	Lím. Inf				
Bosque Seco Centro Americano	269,845,198	134,922,599	73,621,273	46,636,753	15,986,090	9,144,043
Bosque Húmedo Estacional	163,300,462	81,650,231	44,552,906	28,222,860	9,674,198	5,533,641
Bosque Húmedo Istmo Atlántico	137,877,619	68,938,809	37,616,848	23,829,086	8,168,105	4,672,156
Manglares del Pacífico Sur	4,137,394	2,068,697	1,128,796	715,057	245,106	140,201
Bosque Montano Talamancano	66,741,188	33,370,594	18,208,852	11,534,733	3,953,862	2,261,609
Total Bosques ACG	641,901,861	320,950,930	175,128,675	110,938,489	38,027,361	21,751,651

Fuente: Elaboración propia

Por último, como se muestra en la Tabla 7, durante el año 2013 el bosque seco centroamericano secuestró CO₂ valorado entre US\$ 9.951.322 (precio de CO₂ del MDL) y US\$ 293.668.378 (según SCC estimado por Hope, 2011), el CO₂ secuestrado por el bosque húmedo estacional se valora entre US\$ 5.764.036 y US\$ 170.099.536, el CO₂ secuestrado por el bosque húmedo istmo-atlántico se valora entre US\$ 4.481.186 y US\$ 132.241.996, el CO₂ secuestrado por los manglares del pacífico sur se valora entre US\$ 160.021 y US\$ 4.722.294; y el CO₂ secuestrado por el bosque montano talamancano se valora entre US\$ 2.086.719 y US\$ 61.580.089 (Tabla 7). Si consideramos la totalidad del área boscosa del ACG, encontramos que durante el año 2013 los bosques del ACG secuestraron CO₂ valorado entre US\$ 22.443.284 y US\$ 662.312.293.

Tabla 7. Valor económico del servicio de secuestro de CO₂, por tipo de bosque del ACG. Año 2013. US\$ 2016.

Tipo de Bosque	Valor de Referencia					
	SCC Hope (2011)		SCC Nordhaus (2017)	SCC Tol (2009)	Precio CO ₂ MV Costa Rica	Precio CO ₂ MDL
	Lím. Sup	Lím. Inf				
Bosque Seco Centro Americano	293,668,378	146,834,189	80,120,899	50,754,061	17,397,416	9,951,322
Bosque Húmedo Estacional	170,099,536	85,049,768	46,407,883	29,397,929	10,076,987	5,764,036
Bosque Húmedo Istmo Atlántico	132,241,996	66,120,998	36,079,293	22,855,094	7,834,241	4,481,186
Manglares del Pacífico Sur	4,722,294	2,361,147	1,288,373	816,144	279,757	160,021
Bosque Montano Talamancano	61,580,089	30,790,044	16,800,760	10,642,752	3,648,110	2,086,719
Total Bosques ACG	662.312.293	331.156.147	180.697.209	114.465.979	39.236.510	22.443.284

Fuente: Elaboración propia

5. Discusión

Los bosques tropicales son uno de los ecosistemas que más contribuyen a la regulación del clima en nuestro planeta (Beer et al. 2010). De acuerdo a los resultados de esta investigación el 48.4% del área total del Área de Conservación Guanacaste se encuentra cubierto por bosques, los cuales cumplen con la función ecosistémica de secuestro de CO₂, constituyéndose el remanente en áreas transformadas con funciones agrícolas y ganaderas que limitan la capacidad máxima de capturar carbono (Wheeler et al. 2016). Nuestro estudio identifica un incremento progresivo en la cobertura boscosa para el año 2013 respecto al año 2005, esto en concordancia con Calvo-Alvarado et al. (2009) quienes estudiaron las dinámicas de deforestación y restauración de bosques en Guanacaste identificando tasas de recuperación significativa del bosque seco tropical, eliminado entre los años 1950 y 1980 bajo la presión de una creciente industria ganadera y de ciertas políticas de colonización. Pero que sin embargo se fueron regenerando hacia el año 2005, identificándose una cobertura de bosque secundario de entre el 23% y 47%, incremento que no solo se explica por políticas de conservación y dinámicas estructurales en los bosques sino también por dinámicas económicas, demográficas y culturales que inciden en el cambio de la cobertura y uso de la tierra. Sanchez-Azofeifa et al. (2017) explican que este proceso de regeneración secundaria se ha convertido a su vez en la cobertura dominante del suelo en la región, caracterizada por un mosaico de bosques secundarios en varias etapas de regeneración como son temprana, intermedia y tardía. Estos procesos hacen del ACG un área con importante potencial para el secuestro de CO₂, sin embargo precisiones en la estimación de áreas de cobertura boscosa se encontraran directamente ligadas al tipo de estimación empleada (Kalácska et al., 2004).

Un componente adicional de este estudio fue la disgregación de ecosistemas por tipo de bosque y/o ecorregión, lo que permitió identificar cinco tipos de bosque, entre los cuales el bosque seco tropical se identifica como el ecosistema de mayor extensión y por ende con mayor potencial para la prestación del servicio. En términos de secuestro de carbono, el bosque seco presenta tasas de secuestro promedio de 29.9 tCO₂/ha/año que solo se ve superada por el bosque húmedo estacional con 33.9 tCO₂/ha/año, esto puede explicarse por sus características biofísicas en cuanto a estratificación, un elevado número de árboles en áreas pequeñas que pueden capturar cantidades de carbono y además un mosaico de parches boscosos en diferentes fases de crecimiento (Hernández, 2014). Sin embargo, si bien la acumulación de biomasa en bosques secos tropicales suele ser menor que en bosques más húmedos, la extensión de su cobertura a nivel del ACG le permite almacenar más carbono (Glenday, 2008). Comparando los valores obtenidos con estudios similares en el área, Cao et al. (2016) calcularon la productividad primaria neta para tres etapas

sucesionales de bosque seco tropical en Santa Rosa, sus resultados identificaron valores de 11.82 mgCO₂/ha/año para una etapa temprana, 69.37 mgCO₂/ha/año para etapa intermedia y 27.86 mgCO₂/ha/año para la etapa tardía. En otras regiones de Costa Rica, por ejemplo, en un estudio de cuantificación en bosques privados en el Área de Conservación Cordillera Volcánica Central (Segura, 1999), se identificaron en el área volcánica capacidades de almacenamiento entre 573.07 y 407.18 tCO₂/ha. A nivel de biomas en Latinoamérica, en el año 1999 Houghton y DeFries en el año 2002 calcularon un aproximado de 201.85 tCO₂/ha en bosques secos tropicales, valores más bajos fueron estimados por Brown (1997) y Achard et al. (2004) con 172.49 tCO₂/ha, finalmente los valores más altos fueron estimados por el IPCC en el año 2006 distinguiendo un promedio de 462.42 tCO₂/ha. Expandiendo nuestra comparación a estudios localizados en otros países con bosques tropicales, en México, Bautista-Hernández y Torres-Pérez (2003) propusieron valores que oscilan entre 155 y 160 tCO₂/ha. Si bien los resultados de MODIS sugieren sobrestimaciones y/o subestimaciones en comparación con algunos de los estudios mencionados, cabe recalcar que los métodos de cuantificación y modelos empleados fueron diferentes, además de que son limitados los estudios que tienen como propósito la valoración económica del servicio.

El empleo de la productividad como indicador del secuestro de carbono en base a productos MODIS ha sido empleado y evaluado para múltiples biomas en estudios como el de Turner et al. (2006), quienes realizaron comparaciones de datos del sensor con sitios de medición directa en 9 tipos de ecosistemas en los que se incluyen los bosques tropicales, sus resultados explican ciertas sobreestimaciones en regiones de menor productividad y subestimaciones en áreas de alta productividad que se originan en la parametrización de algunas variables del algoritmo (Yang et al., 2007). Sin embargo, estudios como el de Zhao et al. (2011) especifican que el uso de productos MODIS integrando métodos de validación con datos de campo, otro tipo de sensores como Landsat y mejoras en la parametrización de los datos son ampliamente aceptados. Para propósitos de nuestro estudio MODIS nos permitió realizar el análisis en las escalas regional y temporal deseadas, ya el producto empleado se genera en base a una colección de los mejores datos espectrales obtenidos cada 8 días agregados anualmente, lo que nos permitió contar con los datos requeridos para la valoración económica para un periodo de diez años (2004 a 2014), permitiéndonos una evaluación completa. Sin embargo, entendiendo las limitaciones del uso de sensores remotos, los resultados de nuestro estudio también demuestran la aplicabilidad de los productos MODIS como un método viable para la evaluación del servicio de secuestro de carbono a escalas regionales y para largos periodos de tiempo.

En correspondencia con la cuantificación biofísica, la valoración económica de este estudio señala al Bosque Seco como el ecosistema de mayor potencial en términos de contribución económica al ACG. Teniendo en cuenta el precio de CO₂ comercializado por Costa Rica a través del Mecanismo de Desarrollo Limpio como límite inferior, y el SCC establecido por Hope (2011) como límite superior, en el 2013 el bosque seco aportó con un valor total de US\$ 9.951.322 – US\$ 293.668.378. Al valorar el secuestro de CO₂ de las áreas protegidas, observamos que el Parque Nacional Santa Rosa es quien aporta el mayor beneficio económico en términos de secuestro de CO₂ dentro del ACG, con un valor total entre US\$ 59.811.934 – US\$ 1.765.079.457. Sin embargo el potencial económico del área está directamente asociado con el precio de dióxido de carbono a ocuparse.

De acuerdo con los valores de secuestro obtenidos, presentamos un amplio rango de estimaciones de los beneficios económicos y no seleccionamos un valor en específico, principalmente porque existen distintos criterios de selección del valor del carbono que generalmente obedecen a decisiones políticas. A pesar de las limitaciones y considerando las restricciones, el cálculo del beneficio económico de este servicio ecosistémico puede emplearse como insumo para la toma de decisiones en distintos niveles.

6. Conclusiones

Este artículo buscó presentar la metodología y los resultados asociados de la valoración del servicio de secuestro de dióxido de carbono provisto por el Área de Conservación de Guanacaste en Costa Rica. A partir de la metodología propuesta calculamos la Productividad Primaria Neta como indicador del secuestro de CO₂ en el ACG por tipo de bosque y área protegida.

Para la interpretación de los servicios de los ecosistemas monetizados en este estudio, consideramos varios aspectos. Primero, nuestro sistema está basado en el costo social del carbono y el mercado de carbono que son cifras y parámetros cuantificados y monetizados. Lo que resulta que los valores calculados sean sólo aproximaciones. Nuestro reto es que los cálculos contribuyan a mejorar los métodos y limitar la incertidumbre del proceso de valoración.

Asumimos que calcular tales valores genera varias preguntas éticas y morales sobre la "mercantilización" de partes de la naturaleza en bienes de mercado. Pero aceptamos que la aplicación de los principios de mercado a los bienes ambientales puede ayudar la

protección de ellos. Además, el establecimiento de herramientas económicas puede conducir a cambios en las motivaciones para proteger el medio ambiente. El costo evitado para el mantenimiento de las áreas protegidas, tales como el ACG, es una medida importante, aunque incompleta de los beneficios económicos generados por activos naturales. Una política pública de protección de los bosques, cuando tiene éxito, no sólo mantiene el carbono almacenado fijado sino que también aumenta sus tasas de secuestro anualmente como vimos en nuestro estudio.

Si bien el ACG provee de una variedad de servicios ecosistémicos además del de regulación climática a través del almacenamiento y secuestro de carbono, el punto fuerte de nuestra investigación fue ofrecer información desde el punto de vista de los beneficios de los bosques de la ACG, para que los tomadores de decisión puedan comprender la importancia de su conservación.

Para trabajos futuros, proponemos mejorar los métodos de cuantificación de CO₂ con la incorporación de técnicas paralelas, esto permitirá la obtención de datos con mejor resolución y a mejores escalas que consecutivamente proporcionaran mejores estimaciones económicas de su valor en el mercado, que consecutivamente permitan involucrar una tercera etapa en el proceso de evaluación de cualquier servicio ecosistémico que es la toma de decisiones y de políticas de conservación (vía protección de bosques y aprovechar sus servicios de secuestro de dióxido de carbono), proceso que deberá contar con los agentes económicos necesarios para cubrir costos mínimos que garanticen la viabilidad financiera de la políticas de conservación y de esta forma hacer explícita la importancia de los bosques tropicales para la sociedad.

7. Referencias

Aevermann, T., J. Schmude. 2015. Quantification and monetary valuation of urban ecosystem services in Munich, Germany. *Zeitschrift für Wirtschaftsgeographie*. Vol 59 (3): 188 – 200.

Alam, M., A. Olivier., A. Paquette. 2016. Measurements and economics of carbon sequestration in temperate tree-based intercropping systems. *Agricultural Resources, Governance and Ecology*. vol 12 (2): 125–136.

Allen, W. (2001). *Green phoenix*. Oxford: Oxford University Press. Retrieved from <http://site.ebrary.com/lib/concordiaab/Doc?id=10269016>;
<http://site.ebrary.com/lib/gprc/Doc?id=10269016>;
<http://site.ebrary.com/lib/macewan/Doc?id=10269016>;
<http://site.ebrary.com/lib/rdcollege/Doc?id=10269016>

Balvanera, P., Kremen, C., & Martínez-Ramos, M. (2005). Applying community structure analysis to ecosystem function: Examples from pollination and carbon storage. *Ecological Applications*, 15(1), 360-375. Retrieved from <http://www.jstor.org/login.ezproxy.library.ualberta.ca/stable/4543359>

Baret, F., Guyot, G., & Major, D. (1989). TSAVI: A vegetation index which minimises soil brightness effects on LAI and APAR estimation. *12th Canadian Conference on Remote Sensing and IGARSS '90*,

Barrera, T. G. Z., J.H, Maldonado. 2014. El valor económico del Blue Carbon en Colombia: Beneficios de la captura y almacenamiento de carbono provistos por las Áreas Marinas Protegidas. Serie Documentos Cede, 2012-34, v. 2014–6, p. 76.

Bassi, S. y ten Brink, P. 2013. Step-by-step guidance: climate change mitigation (carbon storage and sequestration). Annex 4, Social and economic benefits of protected areas: an assessment guide. First published by Routledge, 2013.

Bautista-Hernández, J.; Torres-Pérez, J. 2003. Valoración económica del almacenamiento de carbono del bosque tropical del ejido Noh Bec, Quintana Roo, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, vol 9 (1): 69–75.

Baret, F., & Guyot, G. (1991). Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment*, 35(2), 161-173. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90009-U](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(91)90009-U)

Beer, C., Reichstein, M., Tomelleri, E., Ciais, P., Jung, M., Carvalhais, N., Papale, D. (2010). Terrestrial gross carbon dioxide uptake: Global distribution and covariation with climate. *Science*, 329(5993), 834. Retrieved from <http://science.sciencemag.org/content/329/5993/834.abstract>

Bonan, G. (2016). *Ecological climatology: Concepts and applications* (Third edition ed.). New York, NY: Cambridge University Press.

Boyd, J. 2011. Economic Valuation, Ecosystem Services, and Conservation Strategy. In measuring Nature's Balance Sheet of 2011 Ecosystem Services Seminar Series. Edited by Coastal Quest and

Gordon and Betty Moore Foundation, 177 – 189. Palo Alto: Gordon and Betty Moore Foundation, 2012. PDF e-book.

Boyland, Mark. 2006. The economics of using forests to increase carbon storage. *Canadian Journal of Forest Research* Vol. 36, n°9: 2223- 2234.

Braat, L. C., & de Groot, R. (2012). The ecosystem services agenda: Bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, 1(1), 4-15. doi:<http://dx.doi.org/login.ezproxy.library.ualberta.ca/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>

Brown, S. (2002). Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. *Philosophical Transactions. Series A, Mathematical, Physical, and Engineering Sciences*, 360(1797), 1669-1683. doi:10.1098/rsta.2002.1026 [doi]

Calvo-Alvarado, J., McLennan, B., Sánchez-Azofeifa, A., & Garvin, T. (2009). Deforestation and forest restoration in guanacaste, costa rica: Putting conservation policies in context. *Forest Ecology and Management*, 258(6), 931-940. doi:<http://dx.doi.org/login.ezproxy.library.ualberta.ca/10.1016/j.foreco.2008.10.035>

Campbell, A. et al. 2008. Carbon Storage in Protected Areas – Technical Report. [s.l: s.n.]. Disponible en: http://old.unep-wcmc.org/medialibrary/2010/09/24/d8a43698/Carbon_storage_PAs.pdf

Canu, D.M., A, Ghermandi., P.A.L.D, Nunes., P, Lazzari., G, Cossarini., Solidoro, C. 2015. Estimating the value of carbon sequestration ecosystem services in the Mediterranean Sea: An ecological economics approach. *Global Environmental Change* 32: 87–95.

Chen, J., Brosfokske, K. D., Noormets, A., Crow, T. R., Bresee, M. K., Le Moine, J. M., . . . Zheng, D. (2004). A working framework for quantifying carbon sequestration in disturbed land mosaics. *Environmental Management*, 33, S210-S221. doi:10.1007/s00267-003-9131-4

Chuvieco, E., & Huete, A. (2010). *Fundamentals of satellite remote sensing* [Fundamentos de teledetección espacial. English]. Boca Raton: CRC Press.

Clark, W. C. (1982). *Carbon dioxide review, 1982*. Oxford: Clarendon Press ;New York.

Cramer, W., Kicklighter, D. W., Bondeau, A., Iii, B. M., Churkina, G., Nemry, B., . . . Intercomparison, T. P. O. F. T. P. N. M. (1999). *Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): Overview and key results* Wiley Online Library. doi:10.1046/j.1365-2486.1999.00009.x

Cui, T., Wang, Y., Sun, R., Qiao, C., Fan, W., Jiang, G., . . . Zhang, L. (2016). Estimating vegetation primary production in the heihe river basin of china with multi-source and multi-scale data. *Plos One*, 11(4), e0153971. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0153971>

Derwisch, S., Schwendenmann, L., Olschewski, R., Hoffschler, D. 2009. Estimation and economic evaluation of aboveground carbon storage of *Tectona grandis* plantations in Western Panama. *New Forests* (2009) 37:227–240.

Diaz, D. B. 2015. Evaluating the Key Drivers of the US Government's Social Cost of Carbon: A Model Diagnostic and Inter-Comparison Study of Climate Impacts in DICE, FUND, and PAGE. Working Paper. [s.l: s.n.].

Dieter, M., Elsasser, P. 2002. Quantification and Monetary Valuation of Carbon Storage in the Forests of Germany in the Framework of National Accounting. Hamburg: [s.n.].

Glenday, J. 2008. Carbon storage and emissions offset potential in an African dry forest, the Arabuko-Sokoke Forest, Kenya. *Environmental Monitoring and Assessment*, 142(1): 85-95.

Estrada, G. C. D. et al. 2014. The economic evaluation of carbon storage and sequestration as ecosystem services of mangroves: a case study from southeastern Brazil. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, vol. 11(1): 29–35.

Figuroa, E. (2010). Valoración económica detallada de las áreas protegidas de Chile. Proyecto GEF- MMA – PNUD “Creación de un Sistema Nacional Integral de Áreas Protegidas para Chile: Estructura Financiera y Operacional”. Disponible en: <http://www.proyectogefareasprotegidas.cl/wpcontent/uploads/2011/09/valoracion%20economica.ok.24-05-2011.pdf>

Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643-653. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>

Fondo Nacional de Financiamiento Forestal, FONAFIFO. 2016. Descripción General de Proyectos de Compensación de Emisiones de Gases Efecto Invernadero que utilizan contratos de PSA-modalidad reforestación. Dirección de Desarrollo y Comercialización de Servicios Ambientales. Departamento de Proyectos. Junio, 2016, San José, Costa Rica.

Fondo Nacional de Financiamiento Forestal, FONAFIFO. 2017. Unidades de Compensación de Emisiones de GEI. Disponible en: <http://www.fonafifo.go.cr/inversiones/ucc.html>

Gibbs, H. K., Brown, S., O'Niles, J., & Foley, J. A. (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, 2(4), 045023. Retrieved from <http://stacks.iop.org/1748-9326/2/i=4/a=045023>

Greestone, M., Kopits, E., Wolverton, A. 2013. Developing a social cost of carbon for us regulatory analysis: A methodology and interpretation. *Review of Environmental Economics and Policy*, vol. 7(1):23–46.

GRACE, J., NICHOL, C., DISNEY, M., LEWIS, P., QUAIFFE, T., & BOWYER, P. (2007). *Can we measure terrestrial photosynthesis from space directly, using spectral reflectance and fluorescence?* Wiley Online Library. doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01352.x

Hope, C. 2006. The Marginal Impact of CO2 from PAGE2002: An Integrated Assessment Model Incorporating the IPCC's Five Reasons for Concern. *The Integrated Assessment Journal*. Vol. 6 (1): 19–56.

Hope, C. 2011. The Social Cost of CO2 from the PAGE09 Model. Economics. Discussion paper No. 2011-39 September 15, 2011. Disponible en:

<http://www.economics-ejournal.org/economics/discussionpapers/2011-39>

Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295-309. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)

Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, United States Government. 2013. Technical Support Document: Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis – Under Executive Order 12866.

INEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos (Ed.). (2015). *VI censo nacional agropecuario, atlas estadístico agropecuario*. San José, Costa Rica:

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2013). The physical science basis. contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. doi:10.1017/CBO9781107415324.

Janzen D.H. (2000). Guanacaste national park: Tropical ecological and biocultural restoration. rehabilitating damaged ecosystems., pp 143-192.

Jensen, J. R. (1996). *Introductory digital image processing; a remote sensing perspective prentice hall series in geographic information*. United States: Printice Hall : Upper Saddle River, NJ, United States. Retrieved from <http://login.ezproxy.library.ualberta.ca/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=geh&AN=2004-034624&site=eds-live&scope=site>

Jerath, M. 2012. An Economic Analysis of Carbon Sequestration and Storage Service by Mangrove Forests in Everglades National Park, Florida. [s.l.] Florida International University.

Jones, H. G., & Vaughan, R. A. (2010). *Remote sensing of vegetation : Principles, techniques, and applications*. Oxford: Oxford University Press.

Kalacska, M., Sanchez-Azofeifa, G. A., Calvo-Alvarado, J. C., Quesada, M., Rivard, B., & Janzen, D. H. (2004). Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 200(1–3), 227-247. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.001>

Kalacska, M., Sanchez-Azofeifa, G. A., Rivard, B., Calvo-Alvarado, J. C., & Quesada, M. (2008). Baseline assessment for environmental services payments from satellite imagery: A case study from costa rica and mexico. *Journal of Environmental Management*, 88(2), 348-359. doi:<http://dx.doi.org/login.ezproxy.library.ualberta.ca/10.1016/j.jenvman.2007.03.015>

Kettunen, M., P, ten Brink. 2013. Social and economic benefits of protected areas: an assessment guide. First published by Routledge, 201.

Kotchen, M. J. 2016. Which Social Cost of Carbon? A Theoretical Perspective. NBER Working Paper, vol. 22246.

Kulshreshtha, S. N. et al. 2000. Carbon Sequestration In Protected Areas Of Canada: An Economic Valuation Economic Framework Project. [s.l: s.n.].

Kushida, K., Isaev, A. P., Maximov, T. C., Takao, G., & Fukuda, M. (2007). *Remote sensing of upper canopy leaf area index and forest floor vegetation cover as indicators of net primary productivity in a siberian larch forest* Wiley Online Library. doi:10.1029/2006JG000269

Lamarque, J. F., et al., Mayorga, E., et al., & Seitzinger, S. P., et al. (2011; 2010; 2010). Global and regional evolution of short-lived radiatively-active gases and aerosols in the representative concentration pathways; global nutrient export from WaterSheds 2 (NEWS 2): Model development and implementation; global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles*, 109; 25; 24, 191; 837; GBOA08-212; 853.

Leiva, J. A., Mata, R., Rocha, O. J., & Gutiérrez Soto, M., V. (2009). [Chronology of tropical dry forest regeneration in santa rosa, guanacaste, costa rica. I. edaphic characteristics]. *Revista De Biología Tropical*, 57(3), 801-815. Retrieved from <http://login.ezproxy.library.ualberta.ca/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cmedm&AN=19928473&site=eds-live&scope=site>

Macedo, I. C. 2004. Quantificação da redução de danos climáticos decorrente de processos para mitigação das emissões de GEE, como subsídio pra avaliação de Políticas Públicas. Campinas: [s.n.].

Maes, J., Egoh, B., Willemsen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., Bidoglio, G. (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the european union. *Ecosystem Services*, 1(1), 31-39. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004>

Matsushita, B., & Tamura, M. (2002). Integrating remotely sensed data with an ecosystem model to estimate net primary productivity in east asia. *Remote Sensing of Environment*, 81(1), 58-66. doi:[http://dx.doi.org/login.ezproxy.library.ualberta.ca/10.1016/S0034-4257\(01\)00331-5](http://dx.doi.org/login.ezproxy.library.ualberta.ca/10.1016/S0034-4257(01)00331-5)

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: The assessment series (four volumes and summary)*. . Washington, DC: Island Press.

Monteith, J. L. (1972). Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 9(3), 747. Retrieved from <http://login.ezproxy.library.ualberta.ca/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=eih&AN=8906080&site=eds-live&scope=site>

Navarrete, G. 2013. Proyecto de Captura de Carbono en Fincas de Pequeños(as) y Medianos(as) Productores(as) de la Región Brunca, Costa Rica. Ciencias Ambientales. Diciembre 2013, 46: 51-59, ISSN: 1409 – 2158/2013.

Nordhaus, W. 2011. Estimates Of The Social Cost Of Carbon: background and results from the RICE-2011 Model: Cowles Foundation Discussion Paper. New Haven: [s.n.].

- Nordhaus, W. 2017. Revisiting the social cost of carbon. *PNAS*. Vol. 114 (7): 1518–1523.
- Nowak, D., D.E. Crane. 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution* 116: 381–389.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C. Kassem, K. R. (2001). *Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity* doi:10.1641/0006-3568(2001)051[0933:teotwa]2.0.co;2
- Pagiola, S. (2008). Payments for environmental services in costa rica. *Ecological Economics*, 65(4), 712-724. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.033>
- Paletto, A. et al. 2015. Mapping the value of ecosystem services: A case study from the Austrian Alps. *Annals of Forest Research*, vol. 58 (1): 157–175.
- Paruelo, J. M. et al. 2010. Carbon Stocks and Fluxes in Rangelands of the Río de la Plata Basin. *Rangeland Ecology & Management*, vol. 63, n. April 2009:94–108.
- Pearce, D. 2003. The social cost of Carbon and its policy implications. *Oxford Review of Economic Policy* Vol. 19 (3): 362–384.
- Pindyck, R. S. 2016. *The Social Cost of Carbon Revisited*: November. Cambridge: [s.n.].
- Quesada, M., Stoner, K. E., Lobo, J. A., Herrerias-Diego, Y., Palacios-Guevara, C., Munguía-Rosas, M. A., Rosas-Guerrero, V. (2004). *Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in Bat-pollinated bombacaceous Trees*1 Wiley Online Library. doi:10.1111/j.1744-7429.2004.tb00305.x
- Richardson, A. J., & Wiegand, C. L. (1977). Distinguishing vegetation from soil background. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 43, 1541-1552.
- Rose, S. K. et al. 2014. *Understanding the Social Cost of Carbon: A Technical Assessment*. [s.l: s.n.].
- Ruimy, A., Saugier, B., & Dedieu, G. (1994). *Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data* Wiley Online Library. doi:10.1029/93JD03221
- Running, S. W., & Zhao, M. S. User's guide daily GPP and annual NPP (MOD17A2/A3) products NASA earth observing system MODIS land algorithm. 2015, (Version 3 for Collection 6)
- Running, S. W. (2004). *Global land data sets for next-generation biospheric monitoring* Wiley Online Library. doi:10.1029/2004EO500006
- Salgado, L., M, Dumas., M, Feoli,M, Cedeño. 2013. Mercado Doméstico Voluntario de Carbono de Costa Rica MDVCCR: un instrumento hacia la C-Neutralidad. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), Costa Rica.

Sánchez-Azofeifa, G. A., Castro-Esau, K., Kurz, W. A., & Joyce, A. (2009). *Monitoring carbon stocks in the tropics and the remote sensing operational limitations: From local to regional projects* Wiley Online Library. doi:10.1890/08-1149.1

Sánchez-Azofeifa, G. A., & Portillo-Quintero, C. (2011). Extent and drivers of change of neotropical seasonally dry tropical forests. In R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney & G. Ceballos (Eds.), *Seasonally dry tropical forests: Ecology and conservation* (pp. 45-57). Washington, DC: Island Press/Center for Resource Economics. doi:10.5822/978-1-61091-021-7_3

Sánchez-azofeifa, G. A., Guzmán-quesada, J. A., Vega-araya, M., Campos-vargas, C., Durán, S. M., Souza, N. D., ... Rica, D. C. (2017). Can terrestrial laser scanners (TLSs) and hemispherical photographs predict tropical dry forest succession with liana abundance ?, 977–988. <http://doi.org/10.5194/bg-14-977-2017>

Segura Madrigal, M. A. 1999. Valoración del servicio de fijación y almacenamiento de carbono en bosques privados en el Área de Conservación Cordillera Volcánica Central, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 119 p.

Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., & Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 630-636. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x

Shaw, R., Pendleton, L., Cameron, D., Morris, B., Bachelet, D., Klausmeyer, K., MacKenzie, J., Conklin, D., Bratman, G., Lenihan, J., Haunreiter, E., Daly, C., Roehrdanz, P. 2011. The impact of climate change on California's ecosystem services. *Climatic Change* (2011) 109 (Suppl 1):S465–S484.

Siwar, C. et al. 2016. Economic Valuation of Soil Carbon Sequestration Services in Malaysia's Forest Sector: a Review of Possible Approaches. vol. 11(1): 14–28.

Smith, S., N.A, Braathen. 2015. Monetary Carbon Values in Policy Appraisal: An Overview of Current Practice and Key Issues. OECD Environment Working Papers, No. 92, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/5jrs8st3ngvh-en>

Sonwa, D. J., Nlom, J. H., Neba, S. G. 2016. Valuation of forest carbon stocks to estimate the potential for result-based payment under REDD+ in Cameroon. *International Forestry Review*, vol. 18(1): 119–129.

System of Environmental Economic Accounting (SEEA). (2012). Central framework.

Tallis, H.T. et al. 2011. *InVEST 2.1 beta User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford, <http://stanford.edu/~woodsp/natcap/invest/docs/21/index.html>.

Task Force on Economic Benefits of Protected Areas of the World Commission on Protected Areas (WCPA) of IUCN, in collaboration with the Economics Service Unit of IUCN (1998). *Economic Values of Protected Areas: Guidelines for Protected Area Managers*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity: Mainstreaming the economics of nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*.

Tol, Richard. S. J. 2005. The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: An assessment of the uncertainties. *Energy Policy*, vol. 33(16): 2064–2074.

Tol, Richard. S. J. 2008. The Social Cost of Carbon: Trends, Outliers and Catastrophes. *Economics*. Vol. 2, 2008 – 25.

Tol, Richard. S.J. 2009. The Economic Effects of Climate Change. *Journal of Economic Perspectives*. Vol. 23 (2): 29–51.

Turner, D. P., Ritts, W. D., Cohen, W. B., Maeirsperger, T. K., Gower, S. T., Kirschbaum, A. A., . Gamon, J. A. (2005). *Site-level evaluation of satellite-based global terrestrial gross primary production and net primary production monitoring* Wiley Online Library. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.00936.x

Valera, V. 2014. Economic Valuation of Carbon Sequestration in an area located at National Park Waraira repano (Caracas, Venezuela). *Anales de La Universidad Metropolitana*, vol. 14(2): 241–264.

Van Bruegel, M. et al. 2011. Estimating carbon stock in secondary forests: Decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest Ecology and Management*, vol. 262(8): 1648–1657.

Van den Bergh, J.C.J.M., Botzen, W.J.W. 2014. A lower bound of to the social cost of CO₂ emissions. *Nature Climate Change*. Vol. 4: 253 – 258.

Van den Bergh, J.C.J.M., Botzen, W.J.W. 2015. Monetary valuation of the social cost of CO₂ emissions: A critical survey. *Ecological Economics* 114 (2015) 33–46.

Vásquez, J. et al. 2013. Economic valuation of kelp forests in northern Chile: values of goods and services of the ecosystem. *Journal of Applied Phycology*, vol. 26: 1–8.

Villalobos, F. S., Pratt, L. 1999. Estimación del Costo Marginal de los Servicios de Fijación de Carbono en Costa Rica. [s.l: s.n.].

Watkiss, P., Downing, T.E. 2008. The social cost of carbon: Valuation estimates and their use in UK policy. *The Integrated Assessment Journal*. Vol. 8 (1): 85 – 105.

WAVES. Wealth accounting and the valuation of ecosystem services. Retrieved from <https://www.wavespartnership.org/>

Woodwell, G. M., & Whittaker, R. H. (1968). Primary production in terrestrial ecosystems. *American Zoologist*, 8(1), 19-30. Retrie

Wheeler et al. 2016. Carbon sequestration and biodiversity following 18 years of active tropical forest restoration.

Wise, R.; Cacho, O. A. 2005. Bioeconomic analysis of carbon sequestration in farm forestry: A simulation study of *Gliricidia sepium*. *Agroforestry Systems*, vol. 64(3): 237–250.

Zarate-Barrera, T. G., Maldonado, J. H. 2015. Valuing blue carbon: Carbon sequestration benefits provided by the marine protected areas in Colombia. *PLoS ONE*, vol. 10(5): 1–22.

Anexos

Anexo 1. Secuestro de CO2 total por Área Protegida del ACG para el periodo 2004 – 2014 (tCO2 /año)

Área Protegida	SECUESTRO DE CARBONO										
	2004 tCO ₂ /año	2005 tCO ₂ /año	2006 tCO ₂ /año	2007 tCO ₂ /año	2008 tCO ₂ /año	2009 tCO ₂ /año	2010 tCO ₂ /año	2011 tCO ₂ /año	2012 tCO ₂ /año	2013 tCO ₂ /año	2014 tCO ₂ /año
Santa Rosa	1,363,362.14	1,094,007.58	1,297,433.10	1,186,153.86	1,206,254.57	1,401,327.11	1,248,894.92	1,222,632.11	1,369,294.14	1,228,500.31	1,324,315.97
Guanacaste	1,193,515.12	983,134.56	1,108,912.86	1,029,324.35	1,053,620.42	1,234,586.61	1,110,360.83	1,107,945.04	1,203,812.98	1,115,353.88	1,173,704.12
Rincón de la Vieja	451,438.65	403,301.12	415,103.44	418,788.76	417,275.44	464,701.38	464,901.52	443,840.39	479,597.90	430,755.35	445,672.09
Bahía Junquillal	17,962.55	13,959.84	17,113.34	14,559.37	16,095.95	18,291.73	16,071.32	16,215.74	18,442.41	15,808.56	17,935.04
Chenailles	14,515.63	11,685.67	13,684.42	12,163.07	12,933.37	15,229.34	13,189.21	13,244.81	14,907.21	13,125.99	14,627.62
Áreas Anexas a ASP	490,442.44	421,105.83	457,104.95	445,690.55	446,163.06	515,657.28	496,970.26	495,845.20	503,902.60	478,736.98	474,795.29
Estación Exp. Horizontes	241,888.22	187,712.52	228,895.40	204,370.14	211,270.02	226,801.05	217,024.77	216,458.92	217,966.56	211,000.29	209,044.87
Riberino Zapandi	17,250.90	14,063.42	16,879.69	15,414.26	15,397.45	16,269.52	16,016.26	16,123.79	15,790.37	15,793.62	15,427.89
Total APs ACG	3,790,375.65	3,128,970.53	3,555,127.20	3,326,464.36	3,379,010.26	3,892,864.02	3,583,429.09	3,532,305.99	3,823,714.18	3,509,074.99	3,675,522.89

Anexo 2. Capacidad de almacenamiento anual de CO2 por Área Protegida del ACG para el periodo 2004 – 2014 (tCO2/ha/año).

Área Protegida	Area Ha	DENSIDAD DE SECUESTRO DE CARBONO										
		2004 tCO ₂ /Ha	2005 tCO ₂ /Ha	2006 tCO ₂ /Ha	2007 tCO ₂ /Ha	2008 tCO ₂ /Ha	2009 tCO ₂ /Ha	2010 tCO ₂ /Ha	2011 tCO ₂ /Ha	2012 tCO ₂ /Ha	2013 tCO ₂ /Ha	2014 tCO ₂ /Ha
Santa Rosa	39176.02	34.80	27.93	33.12	30.28	30.79	35.77	31.88	31.21	34.95	31.36	33.80
Guanacaste	33796.44	35.31	29.09	32.81	30.46	31.18	36.53	32.85	32.78	35.62	33.00	34.73
Rincón de la Vieja	14127.19	31.96	28.55	29.38	29.64	29.54	32.89	32.91	31.42	33.95	30.49	31.55
Bahía Junquillal	438.74	40.94	31.82	39.01	33.18	36.69	41.69	36.63	36.96	42.03	36.03	40.88

Chenailles	462.81	31.36	25.25	29.57	26.28	27.95	32.91	28.50	28.62	32.21	28.36	31.61
Áreas Anexas a ASP	14298.59	34.30	29.45	31.97	31.17	31.20	36.06	34.76	34.68	35.24	33.48	33.21
Estación Exp. Horizontes	7283.08	33.21	25.77	31.43	28.06	29.01	31.14	29.80	29.72	29.93	28.97	28.70
Riberino Zapandi	590.76	29.20	23.81	28.57	26.09	26.06	27.54	27.11	27.29	26.73	26.73	26.12
Promedio APs ACG	110,173.63	33.89	27.71	31.98	29.40	30.30	34.32	31.80	31.58	33.83	31.05	32.57

Anexo 3. Secuestro de CO2 (tCO2/año/ha) por tipo de bosque (Ecorregión)

Tipo de bosque	2005		2010		2013	
	Area	Secuestro	Area	Secuestro	Area	Secuestro
	Ha	tCO ₂ /año	Ha	tCO ₂ /año	Ha	tCO ₂ /año
Bosque seco Centro Americano	68,166.96	1,875,944.69	68,169.90	2,131,478.66	75,062.66	2,319,655.44
Bosque humedo estacional de Costa Rica	36,695.93	1,143,023.22	36,695.62	1,289,893.06	37,861.24	1,343,598.23
Bosque humedo Itsmo-Atlantico	35,693.34	913,920.33	35,693.69	1,089,080.72	35,822.89	1,044,565.53
Manglares del Pacifico Sur	1,080.95	29,025.88	1,081.91	32,680.84	1,265.86	37,300.90
Bosque montano Talamancano	17,117.23	461,075.82	17,116.91	527,181.58	17,114.40	486,414.60
Total	158,754.41	1,205,174.37	158,758.03	1,381,557.18	167,127.05	1,425,486.29

Anexo 4. Capacidad de secuestro anual de Carbono por tipo de bosque.

Tipo de bosque	2005	2010	2013
	tCO ₂ /año	tCO ₂ /año	tCO ₂ /año
Bosque seco Centro Americano	27.52	31.27	30.90
Bosque húmedo estacional de Costa Rica	31.15	35.15	35.49
Bosque húmedo Itsmo-Atlántico	25.60	30.51	29.16
Manglares del Pacífico Sur	26.85	30.21	29.47
Bosque montano Talamancano	26.94	30.80	28.42
Promedio Total	27.61	31.59	30.69

Anexo 5. Valor Económico del Secuestro de CO₂ (US\$ 2016), por Área Protegida del Área de Conservación Guanacaste. Año 2004 – 2014
 Precio de referencia: SCC Tol (2009)

Nombre AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	29,830,364	23,936,886	28,387,836	25,953,047	26,392,850	30,661,037	27,325,821	26,751,191	29,960,156	26,879,587	28,976,033
Guanacaste	26,114,111	21,510,984	24,263,013	22,521,617	23,053,215	27,012,755	24,294,695	24,241,837	26,339,428	24,403,943	25,680,646
Rincón de la Vieja	9,877,478	8,824,229	9,082,463	9,163,098	9,129,987	10,167,666	10,172,045	9,711,228	10,493,602	9,424,927	9,751,305
Bahía Junquillal	393,021	305,441	374,440	318,559	352,179	400,223	351,641	354,800	403,520	345,891	392,419
Chenailles	317,602	255,682	299,415	266,128	282,982	333,218	288,580	289,796	326,170	287,197	320,052
Áreas Anexas ASP	10,730,881	9,213,795	10,001,456	9,751,709	9,762,048	11,282,581	10,873,709	10,849,093	11,025,389	10,474,765	10,388,521
Estación Exp. Horizontes	5,292,514	4,107,150	5,008,231	4,471,619	4,622,588	4,962,407	4,748,502	4,736,121	4,769,108	4,616,686	4,573,902
Riberino Zapandi	377,450	307,708	369,328	337,264	336,896	355,977	350,436	352,788	345,493	345,564	337,562
Total APs	82,933,419	68,461,875	77,786,183	72,783,040	73,932,745	85,175,865	78,405,429	77,286,855	83,662,866	76,778,561	80,420,441

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 6. Valor Económico del Secuestro de CO₂ (US\$ 2016), por Área Protegida del Área de Conservación Guanacaste. Año 2004 – 2014.

Precio de referencia: SCC Nordhaus (2017)

Nombre AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	47,090,528	37,787,022	44,813,339	40,969,754	41,664,033	48,401,838	43,136,830	42,229,713	47,295,420	42,432,401	45,741,874
Guanacaste	41,224,012	33,957,468	38,301,850	35,552,863	36,392,049	42,642,621	38,351,863	38,268,422	41,579,700	38,524,323	40,539,740
Rincón de la Vieja	15,592,691	13,930,021	14,337,673	14,464,964	14,412,694	16,050,786	16,057,698	15,330,247	16,565,312	14,878,290	15,393,514
Bahía Junquillal	620,426	482,173	591,095	502,881	555,954	631,796	555,103	560,092	637,001	546,028	619,476
Chenailles	501,370	403,623	472,660	420,112	446,719	526,021	455,555	457,476	514,895	453,372	505,238
Áreas Anexas ASP	16,939,882	14,544,995	15,788,405	15,394,151	15,410,472	17,810,802	17,165,353	17,126,493	17,404,796	16,535,575	16,399,429
Estación Exp. Horizontes	8,354,819	6,483,590	7,906,047	7,058,945	7,297,266	7,833,708	7,496,036	7,476,491	7,528,565	7,287,950	7,220,410
Riberino Zapandi	595,846	485,751	583,024	532,409	531,828	561,949	553,202	556,916	545,399	545,512	532,879
Total APs	130,919,575	108,074,642	122,794,094	114,896,079	116,711,014	134,459,523	123,771,641	122,005,849	132,071,088	121,203,450	126,952,561

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 7. Valor Económico del Secuestro de CO₂ (US\$ 2016), por Área Protegida del Área de Conservación Guanacaste. Año 2004 – 2014.

Precio de referencia: Límite superior, SCC Hope (2011)

Nombre AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	172,601,646	138,501,359	164,255,030	150,167,079	152,711,829	177,408,012	158,110,097	154,785,225	173,352,638	155,528,140	167,658,402
Guanacaste	151,099,014	124,464,835	140,388,369	130,312,462	133,388,345	156,298,665	140,571,681	140,265,842	152,402,724	141,203,801	148,590,941
Rincón de la Vieja	57,152,133	51,057,922	52,552,096	53,018,657	52,827,070	58,831,195	58,856,532	56,190,193	60,717,095	54,533,627	56,422,087
Bahía Junquillal	2,274,059	1,767,315	2,166,549	1,843,216	2,037,747	2,315,733	2,034,629	2,052,913	2,334,809	2,001,364	2,270,576
Chenailles	1,837,679	1,479,406	1,732,448	1,539,845	1,637,365	1,928,034	1,669,754	1,676,793	1,887,253	1,661,750	1,851,856
Áreas Anexas ASP	62,090,013	53,311,998	57,869,487	56,424,423	56,484,243	65,282,212	62,916,435	62,774,002	63,794,069	60,608,102	60,109,084
Estación Exp. Horizontes	30,623,049	23,764,405	28,978,157	25,873,260	26,746,784	28,713,013	27,475,336	27,403,699	27,594,566	26,712,637	26,465,081
Riberino Zapandi	2,183,964	1,780,430	2,136,969	1,951,446	1,949,317	2,059,721	2,027,659	2,041,271	1,999,061	1,999,472	1,953,171
Total APs	479,861,557	396,127,669	450,079,104	421,130,388	427,782,699	492,836,584	453,662,123	447,189,938	484,082,215	444,248,893	465,321,198

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 8. Valor Económico del Secuestro de CO₂ (US\$ 2016), por Área Protegida del Área de Conservación Guanacaste. Año 2004 – 2014.

Precio de referencia: Límite inferior, SCC Hope (2011)

Nombre AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	86,300,823	69,250,680	82,127,515	75,083,539	76,355,914	88,704,006	79,055,048	77,392,613	86,676,319	77,764,070	83,829,201
Guanacaste	75,549,507	62,232,417	70,194,184	65,156,231	66,694,172	78,149,332	70,285,840	70,132,921	76,201,362	70,601,900	74,295,471
Rincón de la Vieja	28,576,066	25,528,961	26,276,048	26,509,328	26,413,535	29,415,598	29,428,266	28,095,096	30,358,547	27,266,814	28,211,043
Bahía Junquillal	1,137,029	883,658	1,083,275	921,608	1,018,874	1,157,867	1,017,315	1,026,456	1,167,405	1,000,682	1,135,288
Chenailles	918,839	739,703	866,224	769,922	818,682	964,017	834,877	838,397	943,626	830,875	925,928
Áreas Anexas ASP	31,045,006	26,655,999	28,934,743	28,212,212	28,242,121	32,641,106	31,458,218	31,387,001	31,897,035	30,304,051	30,054,542
Estación Exp. Horizontes	15,311,524	11,882,202	14,489,079	12,936,630	13,373,392	14,356,506	13,737,668	13,701,849	13,797,283	13,356,318	13,232,541
Riberino Zapandi	1,091,982	890,215	1,068,484	975,723	974,658	1,029,860	1,013,829	1,020,636	999,530	999,736	976,585
Total APs	239,930,778	198,063,835	225,039,552	210,565,194	213,891,350	246,418,292	226,831,061	223,594,969	242,041,107	222,124,447	232,660,599

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 9. Valor Económico del Secuestro de CO₂ (US\$ 2016), por Área Protegida del Área de Conservación Guanacaste. Año 2004 – 2014.

Precio de CO₂, Mercado Voluntario Costa Rica

Nombre AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	10,225,216	8,205,057	9,730,748	8,896,154	9,046,909	10,509,953	9,366,712	9,169,741	10,269,706	9,213,752	9,932,370
Guanacaste	8,951,363	7,373,509	8,316,846	7,719,933	7,902,153	9,259,400	8,327,706	8,309,588	9,028,597	8,365,154	8,802,781
Rincón de la Vieja	3,385,790	3,024,758	3,113,276	3,140,916	3,129,566	3,485,260	3,486,761	3,328,803	3,596,984	3,230,665	3,342,541
Bahía Junquillal	134,719	104,699	128,350	109,195	120,720	137,188	120,535	121,618	138,318	118,564	134,513
Chenailles	108,867	87,643	102,633	91,223	97,000	114,220	98,919	99,336	111,804	98,445	109,707
Áreas Anexas ASP	3,678,318	3,158,294	3,428,287	3,342,679	3,346,223	3,867,430	3,727,277	3,718,839	3,779,270	3,590,527	3,560,965
Estación Exp. Horizontes	1,814,162	1,407,844	1,716,715	1,532,776	1,584,525	1,701,008	1,627,686	1,623,442	1,634,749	1,582,502	1,567,837
Riberino Zapandi	129,382	105,476	126,598	115,607	115,481	122,021	120,122	120,928	118,428	118,452	115,709
Total APs	28,427,817	23,467,279	26,663,454	24,948,483	25,342,577	29,196,480	26,875,718	26,492,295	28,677,856	26,318,062	27,566,422

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 10. Valor Económico del Secuestro de CO₂ (US\$ 2016), por Área Protegida del Área de Conservación Guanacaste. Año 2004 – 2014.

Precio de CO₂, Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL).

Nombre AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	5,848,824	4,693,293	5,565,988	5,088,600	5,174,832	6,011,693	5,357,759	5,245,092	5,874,272	5,270,266	5,681,316
Guanacaste	5,120,180	4,217,647	4,757,236	4,415,801	4,520,032	5,296,377	4,763,448	4,753,084	5,164,358	4,784,868	5,035,191
Rincón de la Vieja	1,936,672	1,730,162	1,780,794	1,796,604	1,790,112	1,993,569	1,994,428	1,904,075	2,057,475	1,847,940	1,911,933
Bahía Junquillal	77,059	59,888	73,416	62,460	69,052	78,472	68,946	69,566	79,118	67,819	76,941
Chenailles	62,272	50,132	58,706	52,180	55,484	65,334	56,582	56,820	63,952	56,310	62,752
Áreas Anexas ASP	2,103,998	1,806,544	1,960,980	1,912,012	1,914,040	2,212,170	2,132,002	2,127,176	2,161,742	2,053,782	2,036,872
Estación Exp. Horizontes	1,037,700	805,287	981,961	876,748	906,348	972,977	931,036	928,609	935,077	905,191	896,803
Riberino Zapandi	74,006	60,332	72,414	66,127	66,055	69,796	68,710	69,171	67,741	67,755	66,186
Total APs	16,260,712	13,423,284	15,251,496	14,270,532	14,495,954	16,700,387	15,372,911	15,153,593	16,403,734	15,053,932	15,767,993

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 11. Tasas de inflación histórica anual en EEUU, % (2000 – 2015)

Año	CPI (promedio anual)
2000	3.4
2001	2.8
2002	1.6
2003	2.3
2004	2.7
2005	3.4
2006	3.2
2007	2.8
2008	3.8
2009	-0.4
2010	1.6
2011	3.2
2012	2.1
2013	1.5
2014	1.6
2015	0.1

Fuente: Bureau of Labor Statistics (BLS). Disponible en <http://www.bls.gov/cpi/>

APÊNDICE B – Pagamentos por serviços ambientais: instrumento custo efetivo na aplicação do requisito legal ambiental?



Pagamentos por serviços ambientais: instrumento custo efetivo na aplicação do requisito legal ambiental?

Thales Oliveira Rosa

Departamento de Economia da Universidade de Brasília, Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura. CEEMA/ECO/FACE. (UnB/Brasil). Campus Universitário Darcy Ribeiro, Asa Norte, Brasília\Distrito Federal. CEP: 70910-900

thalesoliveirarosa@yahoo.com.br

Claudio Carneiro da Cruz Neto

Departamento de Economia da Universidade de Brasília, Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura. CEEMA/ECO/FACE. (UnB/Brasil). Campus Universitário Darcy Ribeiro, Asa Norte, Brasília\Distrito Federal. CEP: 70910-900

claudio.neto@yahoo.com.br

Resumo

Este trabalho teve objetivo principal apresentar uma reflexão com vistas a discutir se o pagamento por serviços ambientais (PSA), quando combinado com instrumentos de comando e controle, é capaz de gerar o incentivo necessário para garantir o cumprimento da legislação ambiental. O uso combinado de instrumentos de comando e controle e os instrumentos econômicos são bons exemplos como se gerar o incentivo necessário para garantir o cumprimento da legislação ambiental – p. e., os programas de PSA's podem contribuir de maneira efetiva nos objetivos de conservação ambiental, pois têm condições de ajudar os proprietários rurais a se adaptarem as mudanças requeridas pela legislação ambiental, ao que ajuda na redução de seu custo de oportunidade.

Palavras-chave: Instrumentos econômicos; Comando e controle; Serviços ambientais; Política Ambiental; Custo efetividade.

Abstract

This paper was the main goal to present a reflection in order to discuss whether the payment for environmental services (PES), when combined with command and control instruments, is able to generate the necessary incentive to ensure compliance with environmental legislation. The combined use of command and control instruments and economic instruments are good examples of how to generate the necessary incentive to ensure compliance with environmental legislation - p. e., PES's programs can contribute effectively in environmental conservation goals as they have conditions to help farmers adapt to the changes required by environmental legislation, it helps in reducing its opportunity cost.

Keywords: Economic instruments; Command and control; Environmental services; Environmental Policy; Cost effectiveness.

JEL Codes: Q57, Q58, Q50

1. Introdução

Com vistas a conservação dos recursos naturais, a utilização de instrumentos econômicos é recente na área ambiental, tradicionalmente no Brasil, os instrumentos mais utilizados para esse fim, foram os instrumentos de cunho mais normativo, a saber os instrumentos de comando e

controle. Esses, quando utilizados sozinhos, não têm sido capazes de garantir a proteção da vegetação nativa, e por isso se cogita a combinação entre os instrumentos de comando e controle e os instrumentos econômicos para verificar se assim, os resultados dos programas de proteção ao meio ambiente no Brasil são mais eficientes (Guedes & Seehusen, p.37, 2011). Frente a



isso, temos por objetivo principal do trabalho apresentar uma reflexão com vistas a discutir se o pagamento por serviços ambientais (PSA), quando combinado com instrumentos de comando e controle, é capaz de gerar o incentivo necessário para garantir o cumprimento da legislação ambiental.

Uma vez que consideremos como hipótese norteadora que o uso combinado dos instrumentos da Política ambiental seja a melhor alternativa para a redução da degradação ambiental e a consequente perda dos estoques de recursos naturais, surgem questões como: i) o uso combinado de instrumentos de comando e os instrumentos econômicos tem sido capaz de gerar incentivo necessário para garantir o cumprimento da legislação ambiental?, ii) Em que medida os instrumentos econômicos, nomeadamente, Programas de PSA's, tem contribuído de maneira efetiva na redução da expansão de áreas desmatadas?

A divisão do paper atende a seguinte ordem: Na primeira sessão é feita a apresentação do paper. Na segunda tem-se a exposição acerca dos conceitos de Serviços Ecosistêmicos e sua evolução direcionada a economia. Na terceira sessão são apresentadas "as regras do jogo" relacionadas aos programas de pagamento por serviços ambientais e o caminho para o melhoramento da legislação relacionada. Na quarta sessão é apresentado a proposição do uso combinado dos instrumentos de Comando e Controle e os instrumentos Econômicos como gerador de benefícios para a conservação do meio ambiente e consequente indução a criação de oferta e demanda por serviços ambientais no Brasil. Na última sessão é apresentado o modelo analítico necessário para a execução deste paper.

2. Serviços Ecosistêmicos: da provisão a sua remuneração via PSA.

O entendimento de que os serviços ecosistêmicos são benefícios diretos e indiretos obtidos pelo homem a partir dos ecossistemas (Constanza et. al., 1997) é amparada por trabalhos como o de De Groot

et. al. (2002), no qual se ressalta a capacidade dos processos naturais e de seus componentes para fornecer bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas, direta ou indiretamente. Outra definição é estabelecida por Daly (1997), e diz que os serviços ecosistêmicos podem ser definidos como os serviços prestados pelos ecossistemas naturais e as espécies que os compõem, na sustentação e preenchimento das condições para a permanência da vida humana na Terra.

Importa distinguir que o conceito de Serviços Ecosistêmicos se difere do conceito de Serviços ambientais, pois o segundo se trata daqueles serviços prestados pelos diversos agentes econômicos para conservação e/ou recuperação dos recursos naturais, entre eles destacamos a recuperação e manutenção da mata ciliar, a construção de terraços e a recuperação de áreas degradadas, dentre outros. O que nos parece que é que a principal diferença está associada ao fato de que os serviços ambientais tem seus benefícios gerados via ações de manejo dos homens nos sistemas naturais, enquanto que os benefícios dos serviços ecosistêmicos se originam apenas dos benefícios diretos e indiretos providos pelo funcionamento dos ecossistemas, sem a interferência humana (HUETING et. al., 1998).

Tanto Constanza (1997) como De Groot et. al. (2002) tratam os serviços ecosistêmicos como bens e serviços fornecidos pela natureza para satisfazer as necessidades humanas, Daily (1997) trata os serviços ecosistêmicos como um pré-requisito para a vida na Terra. As distintas abordagens estão relacionadas as duas linhas da economia ambiental, a neoclássica que é utilitarista e mecanicista e a visão da economia ecológica onde a economia e o ecossistema fazem parte do mesmo meio-ambiente.

Ao olharmos para a origem do conceito de serviços ecosistêmicos vemos que ela está atrelada a definição utilitarista, em que Westman (1977) sugere que o valor social dos benefícios gerados pelos ecossistemas poderia ser enumerado para que a sociedade possa fazer políticas de gestão dos recursos com mais informações. Ainda levou mais



algum tempo até que o termo serviços ecossistêmicos fosse utilizado pela primeira vez, em 1981 por Ehrlich and Ehrlich (Fisher et al., 2009).

A inclusão do conceito de serviços ecossistêmicos na literatura se deu na década de 1990 (Constanza, 1992; Daily, 1997), nesse mesmo período surgiram publicações sobre valoração econômica dos serviços ecossistêmicos, e alguns trabalhos polêmicos a exemplo da publicação de Constanza et. al., (1997). Estimativas de valoração destes serviços chegaram US\$ 30 trilhões por ano, uma estimativa conservadora (Powell & White, 2001). A publicação do estudo *Millenium Ecosystem Assessment* (MA, 2005) consolidou o conceito e a estrutura já utilizada por alguns autores para organizar os serviços ecossistêmicos em quatro grandes grupos: serviços de provisão, serviços de regulação, serviços culturais e serviços de apoio (Daily, 1997; Constanza et. al., 1997; De Groot et. al., 2002).

Após a inserção dos serviços ecossistêmicos na literatura, tornou-se relevante demonstrar sua estruturação e caracterização (De Groot et. al, 2002), para posteriormente lançar as bases para o desenvolvimento de um mercado para serviços ecossistêmicos (Bayon, 2004). Esse processo colaborou para o desenvolvimento do instrumento econômico chamado Pagamento por Serviços Ambientais - PSA (Landell-Mills and Porras, 2002; Wunder, 2005; Engel et. al., 2008; Pagiola, 2008). O PSA tem como objetivos, a i) maximização do bem-estar social; ii) financiar uma atividade social; iii) induzir um comportamento social (Motta, 2005).

Até os anos 2000, os instrumentos econômicos não foram muito utilizados para assegurar o cumprimento de Políticas Ambientais (Pagliola et. al., 2004). Seu caráter não é unicamente restritivos ou obrigatórios, ele pode e intenciona modificar as atitudes dos agentes que, interessados pela maximização dos seus ganhos ou da sua utilidade, tendem a alterar seu conjunto de práticas convencionais (Motta, 2005). A utilização de instrumentos econômicos é recente na área ambiental, sobretudo àqueles

voltados à conservação dos recursos naturais. O fomento desses instrumentos, via de regra, é exercido pelos formuladores de políticas públicas. Estes impulsionam o PSA a fim de assegurar o estado qualitativo e os estoques disponíveis dos serviços ecossistêmicos (Costa, 2008).

O instrumento econômico de PSA é comumente definido por cinco critérios: i) ser uma transação voluntária; ii) ter um serviço ambiental bem definido ou um uso da terra que possa assegurar o fornecimento do serviço ambiental; iii) existência da figura do comprador do serviço ambiental (usuário-pagador); iv) existência do fornecedor de serviços ambientais; v) condicionalidade: o fornecedor do serviço ambiental assegurar seu fornecimento (Wunder, 2005).

Alguns pontos são necessários para ressaltar os critérios de existência de um Programa de PSA. O primeiro deles menciona que o PSA é uma transação voluntária - norteadas pela discricionariedade. Enquanto que os instrumentos de comando e controle são notadamente impositivos. Estes já provaram ser instrumentos que atuam em políticas dispendiosas e pouco eficientes (Pagliola et. al., 2004).

Um sistema de PSA efetivo também passa pela definição do serviço ambiental de interesse. O fato de haverem compradores e vendedores de serviços ambientais não garante a existência de um mercado de serviços ambientais. A existência do mercado não se configura apenas pela existência de um único comprador e um único vendedor (Costa, 2008). O critério da condicionalidade tem a finalidade de garantir a prestação do serviço e a continuidade do pagamento.

De forma geral para se caracterizar um programa de PSA, não é necessário o cumprimento de todos os critérios mencionados. Para Wunder (2007) qualquer pagamento que busque promover o fornecimento de serviços ambientais pode ser considerado como um PSA. No entanto, Muradian et. al. (2010) contexta essa abordagem Coseana e de Mercado Puro - que domina a conceituação de PES na literatura - e diz que ela não pode ser



facilmente generalizada e implementada na prática, uma vez que não leva em conta claramente as complexidades relacionadas com a incerteza, custos de informação, questões distributivas, integração social e relações de poder que ajudam a reconhecer uma gama de contextos e ambientes institucionais que opera o PES.

Talvez a maioria dos esquemas de PSA são arranjos de nível local, enquanto que os grandes esquemas de PSA tendem a ser impulsionados pelos governos. Esses esquemas também podem envolver mercados regulamentados, como os mercados de carbono criado pelo Protocolo de Kyoto sobre Mudanças Climáticas (Landell & Porras, 2002). Alguns estudos revelam que o PSA tem um impacto positivo sobre a conservação do meio ambiente e no bem-estar da população pobre da zona rural (Pagiola, Arcenas, & Platais, 2005; Cacho, Graham, e Milne, 2003; Rosa & Dimas, 2003).

De modo geral, o objetivo dos Sistemas PSA's é corrigir as falhas de mercado através da incorporação das externalidades. Quando bem dimensionados, fazem com que os responsáveis pelos danos ambientais internalizem essas externalidades negativas, criando incentivos positivos aos agentes que colaboram com a conservação através de pagamentos ou outras formas de remuneração pelas externalidades positivas criadas. Há uma combinação dos princípios do "usuário-poluidor pagador" e "provedor-recebedor", onde o usuário paga e o conservacionista recebe (Pagiola et al. 2005). Seu objetivo central é a integração dos serviços ecossistêmicos ao mercado, o serviço ecossistêmico também deve ser transacionado como qualquer outra transação de mercado. É possível ver que o PSA arrisca-se a colocar em prática o Teorema de Coase (Farley et. al., 2010).

Coase (1960) apregoa que os direitos de propriedade privada são claramente definidos por contratos executáveis, então o gerador e o receptor de uma externalidade pode, através da troca voluntária, chegar a um acordo que maximiza o Bem-Estar Social. A aplicação dos direitos de propriedade

extingue a necessidade de intervenção do governo mas, este resultado só irá ocorrer na ausência de efeitos de riqueza e custos de transação. Na prática poucos projetos de PSA não se configuram com a definição clara dos direitos de propriedade, e somado a isso, os altos custos de transação para os problemas ambientais são grandes obstáculos na implantação de PSA (Muradian et. al, 2010). Ao que parece, as experiências de PSA's no Brasil – em sua maioria, centram na figura do Estado como agente pagador, ou seja, ele tem assumido a responsabilidade de remunerar os produtores rurais que aceitam prestar a provisão do serviço ambiental. Esse arranjo é sensível a falhas ou limitações, na medida em que não sejam incorporados elementos normativos complementares (p.e. instrumento de comando e controle) que auxiliem o instrumento econômico na efetiva realização do objetivo do programa – conservação do ecossistemas.

O funcionamento de um sistema de PSA depende, ainda, que o serviço ambiental seja demandando (Wunder et. al., 2008), mas estas características de bens públicos, e portanto a disposição a pagar por eles tende a ser baixa (Constanza et. al., 1997) e a definição de direitos de propriedade volta em questão. A formação de demanda está ligada ao grau de não exclusividade e não rivalidade quanto ao uso do serviço ambiental (Varian, 1992). Baseado em interesses voluntários, a modalidade de PSA, emerge em casos em que há determinado grau de exclusividade e rivalidade no uso do serviço ambiental.

Dois exemplos práticos de projetos de PSA que não cumprem todos os critérios de Wunder – ou seja, estes não são voluntários e sua função é apoiar a adequação a uma lei – são os Pagos por Serviços Ambientales da Costa Rica e o Projeto Conservador das Águas” desenvolvido em Extrema no estado de Minas Gerais. O primeiro está diretamente relacionado com as florestas e os sistemas agroflorestais, e tem como suposição tácita que a conservação e o uso sustentável das florestas resultarão na proteção da biodiversidade, das nascentes de água, na beleza da paisagem e a redução dos gases de efeitos estufa – este programa



é financiado por um fundo nacional voltado para programas florestais. O segundo, é o “Projeto Conservador das Águas” desenvolvido em Extrema no estado de Minas Gerais. O projeto paga para que os produtores rurais possam aderir ao programa de PSA, isto permite que as Áreas de Preservação Permanente (APP) de suas propriedades sejam restauradas, áreas essas que o desmatamento é proibido por lei (Guedes & Seehusen, 2011).

3. Property Rights – As regras do jogo acerca do PSA no Brasil.

O Brasil já possui regulamentação federal para o uso do PSA. Interessantemente esse fato não impediu a implementação de projetos da PSA baseados em políticas públicas. Alguns exemplos interessantes, existem como o Programa Bolsa Verde e Produtores de Água em Minas Gerais; Produtores de Água no Espírito Santo e o projeto Mina D’água, em São Paulo. São todos programas de grande abrangência e com sucesso já reconhecido.

Tabela 1. Projetos que envolvem estratégias ligadas ao Pagamento de Serviços Ambientais (PSA) no Brasil, 2012.

Categorias identificadas	Nº de casos levantados
Projetos Carbono Mata Atlântica	38
Projetos Carbono Amazônia e Cerrado	32
Projetos Carbono Caatinga	13
Projetos PSA Água	33
Projetos PSA e Tipo - PSA em desenvolvimento	21
Cerâmicas (Carbono)	43
Certificação	61

Fonte: Adaptado do estudo “Sistematização e Atualização de Experiências Brasileiras sobre Pagamentos por Serviços Ambientais Relacionados à Conservação e ao Desenvolvimento Sustentável em Diferentes Biomas, MMA (2012).

Entretanto, para Guedes & Seehusen (2011) o Brasil é pioneiro no mundo quanto ao estabelecimento de uma legislação federal, o Código Florestal, que determina o mínimo do “ambientalmente bom”, criando demanda por conservação de ecossistemas nativos e reconhecendo o papel deles para a manutenção dos serviços ambientais para o bem-estar da sociedade e das próximas gerações.

Quanto ao Marco legal, foi aprovado Brasil o Projeto de Lei do Senado (PLS) 276/2013, autoria do senador Blairo Maggi (PR-MT), que estabelece a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA). A proposta trata de regulamentar o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) instituído no Novo Código Florestal (Lei 12.651/2012), disciplinando a classificação, o inventário, o cadastramento, a avaliação e a valoração de bens e serviços ambientais e seus provedores. No Congresso Nacional tramita o projeto de lei 5487/2009, apensado ao PL 792/2007, Política Nacional dos

Serviços Ambientais, que define os serviços ambientais o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais, estabelece formas de controle e financiamento desse Programa (Brasil (a), 2013). Outros instrumentos legais federais também mencionam o tema PSA, apesar de não criar um regime nacional a respeito (Santos et. al., 2012). Na esfera estadual tem-se um panorama mais amadurecido, já que alguns estados já publicaram leis sobre o tema.

O estudo mais recente sobre os requerimentos legais ambientais de que trata do PSA no Brasil foi publicado em 2012, *Marco Regulatório Sobre Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil*. São listados 28 instrumentos legais (leis, decretos e PLs)¹. Dessas, 8 se encontram no âmbito federal e 20 no âmbito estadual. O estudo ressalta que não se tratam de instrumentos legais sobre o PSA, entretanto utilizam o instrumento

¹ Para maior detalhamento ver Anexo.



econômico como parte de sua estratégia para auxiliar o cumprimento de seu objetivo. A diversidade de leis sobre o tema reforçava a necessidade da criação da Política Nacional de PSA. O requerimento legal federal poderia abarcar e estabelecer itens mínimos que devem ser cumpridos por todas as legislações estaduais e municipais acerca do tema.

A Lei Nº 12.651 de 25 de maio de 2012, regulamenta o Novo Código Florestal brasileiro que, por si só, é capaz garantir a demanda pela conservação de ecossistemas e garantir a geração de serviços ambientais (Guedes & Seehusen, 2011). Utilizando para isso as áreas de Reserva Legal (estabelecida pelo Art.12), que garantem a manutenção de 80% da cobertura nativa nas propriedades localizadas na Amazônia Legal e 20% no restante do país. Do ponto de vista de geração de serviço ecossistêmico, as APPs (estabelecida pelo Art.4) previstas no novo código florestal podem garantir a geração e a qualidade da água através da preservação das faixas marginais de cursos d'água e demais variantes.

O NCF brasileiro é um instrumento de Comando e Controle que, por si só, não nos parece capaz de garantir o cumprimento integral de sua proposta, a proteção da vegetação nativa. Se tomarmos por exemplo a experiência vivida no combate ao desmatamento na Amazônia Legal, vemos que o Estado conseguiu alguns resultados positivos, quando aumentou a efetividade das ações de fiscalização o que gerou uma maior demanda por ações que garantissem a produção sustentável e a gestão territorial (CEPAL-GIZ-IPEA, 2011). Outro exemplo advindo do PPCDam, foi a Operação Arco Verde que pode ser considerando um significativo passo inicial na promoção da agenda positiva do PPCDam, e que pode contribuir para fortalecer a integração nos três níveis governamentais.

Por fim, podemos depreender da experiência do PPCDam que, o Estado pode ser forte e executar seus objetivos de forma impositiva, mas acreditamos que seria mais assertivo haver complementação advinda dos instrumentos econômicos (p.e. PSA) para que

os programas de proteção ao meio ambiente sejam mais eficazes na sua implementação (Guedes & Seehusen, p.37, 2011).

4. Uso combinado dos Instrumentos na Política Ambiental: uma equação possível?

É possível acreditar que a deterioração dos estoques de recursos naturais poderia ter sido pior se os governos não tivessem empregado regras e incentivos mais adequados para enfrentar os problemas ambientais. Vários países têm utilizados diferentes tipos de instrumentos para pautar suas decisões relativas à questão ambiental, e que tem apresentado diferentes graus de sucesso.

A regulamentação do tipo Comando e Controle ainda tem sido a mais aplicada nos sistemas de gestão do meio ambiente. Basicamente esse conjunto de normas, regras, procedimentos e padrões visam provocar no nos agentes econômicos um comportamento adequado a certas metas ambientais. O descumprimento por parte do agente implica numa serie de penalidades já de antemão estabelecidas.

Para que esses instrumentos funcionem com eficácia é necessário que haja uma combinação de papeis dos governos. A combinação dos papeis de regulador e policial precisa funcionar em perfeita associação. O sucesso do sistema depende fortemente da capacidade que o órgão de controle ambiental tem para assegurar a obediência à lei. Em outros termos, fazer os poluidores se conformarem com os padrões estabelecidos e efetuar a punição dos infratores (IPEA, 1996).

Segundo OECD (1989), para os economistas do *mainstream* as principais desvantagens associadas ao uso dos Instrumentos de Comando e Controle são: a) não consideram as diferentes estruturas de custo dos agentes privados para a redução de poluição; b) Seus custos administrativos são muito altos, pois envolvem o estabelecimento de normas /especificações tecnológicas por agências oficiais, além de um forte esquema de fiscalização; c) Criam barreiras à entrada; a



concessão de licenças não comercializáveis tende a perpetuar a estrutura de mercado existente; d) Uma vez atingido o padrão ou que a licença seja concedida, o poluidor não é encorajado a introduzir novos aprimoramentos tecnológicos (antipoluição); e) Podem sofrer influência de determinados grupos de interesse.

Enquanto instrumento econômico, o objetivo do Sistema de PSA's é corrigir falhas de mercado através da incorporação das externalidades. Ele faz com que os responsáveis pelos danos ambientais internalizem essas externalidades negativas, criando incentivos positivos aos agentes que colaboram com a conservação através de pagamentos ou outras formas de remuneração pelas externalidades positivas criadas.

Pagiola et. al. (2005) percebe que há a combinação dos princípios do "usuário-poluidor pagador" e "provedor-recebedor", no qual o usuário remunera o conservacionista que proveu o recurso. Parece então que essa proposta pode induzir a ações de conservação que extrapolam os padrões legais, e garantem um fluxo contínuo de recursos para a conservação.

O entendimento de que as ações de comando e controle quando usadas isoladamente são dispendiosas para a sociedade também é defendida por Young et. al. (2008). Além do mais, o que se apresenta são resultados pouco estimulantes. Para que a política de controle do desmatamento seja mais eficiente, é necessário, dentre outros fatores, que sejam desenvolvidos instrumentos de remuneração por serviços ambientais prestados pela floresta em pé.

Por fim, não nos parece interessante pensar na factibilidade de uma Política Ambiental que não considere em seu conteúdo o uso combinado dos instrumentos econômicos e de comando e controle. A prática bem sucedida dos dois projetos relatados na Seção 4 deste artigo, mostra quão positivo pode a iniciativa conservacionista que se amoldure de um arranjo que combine o instrumento normativo aliçercado com o instrumento econômico.

5. Considerações Finais

Considerando existirem poucos trabalhos publicados sobre eficiência e eficácia dos instrumentos econômicos adotados na Política Ambiental, a OECD (1997) publicou trabalho com alguns resultados que merecem atenção. Ocorre que de modo geral, não é habitual realizar uma avaliação sistemática das políticas ambientais. Este diagnóstico, aliás, tem sido frisado pela própria OCDE e pelo Banco Mundial como sendo "comum a qualquer área de política pública, qual seja, a ausência de uma cultura gerencial voltada para um acompanhamento sistemático dos resultados da política implementada" (OECD, 1997).

Consideramos que o uso combinado dos instrumentos da Política ambiental seja a melhor alternativa para a redução da degradação ambiental e a consequente perda dos estoques de recursos naturais. O uso combinado de instrumentos de comando e os instrumentos econômicos são bons exemplos como se gerar o incentivo necessário para garantir o cumprimento da legislação ambiental.

Os Programas de PSA's são bons exemplos de como contribuir de maneira efetiva na redução da expansão de áreas desmatadas. Esse instrumento tem condições de ajudar os proprietários rurais a se adaptarem as mudanças requeridas pela legislação ambiental, ao que ajuda na redução de seu custo de oportunidade.

Nesse ponto ainda caberia uma tentativa de mensurar o efeito da aplicação conjunta do instrumento econômico de Pagamento por Serviços Ambientais sobre potenciais sítios ambientais escolhidos. A análise não poderia deixar de estimar dois cenários no qual ocorre a aplicação do PSA associado a outro instrumento de Comando e Controle. Por fim, mostra-se oportuno verificar o benefício conjunto desse "pacote" de instrumentos. Ou seja, verificar a alteração no estado de conservação dos sítios ambientais selecionados, de modo que o primeiro cenário retrataria uma situação "com execução das políticas ambientais" e o



segundo “sem a execução de políticas ambientais”.

REFERENCIAS

- BAYON., 2004. Making Environmental Markets Work; Lessons from Early Experience in Sulfur, Carbon Dioxide, and other related markets. *Forest Trends*.
- BRASIL. Lei nº12.651 de 25 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em Mar. de 2013.
- BRASIL(a). Projeto de Lei nº5.487 de 01 de julho de 2009. Disponível em: <http://www.camara.gov.br/sileg/Prop_Detalhe.asp?id=439941>. Acesso em Mar. de 2013.
- CACHO, O., GRAHAM, R., & MILNE, M., 2003. Smallholder Agroforestry Projects: Potential for Carbon Sequestration and Poverty Alleviation. Rome, Italy: The Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- CEPAL-GIZ-IPEA, 2011. Avaliação do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal: 2007 - 2010.
- COASE, R.H., 1960 The problem of social cost. *The Journal of Law and Economics* 3, 1–44.
- COSTA, R. C. Da., 2008. Pagamentos por serviços ambientais: limites e oportunidades para o desenvolvimento sustentável da agricultura familiar na Amazônia Brasileira. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- CONSTANZA, R., DALY, H.E. 1992. Natural Capital and Sustainable Development. *Conservation Biology* 6, 37-46.
- CONSTANZA, R., D'ARGE, R., GROOT, R., FARBERK, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P. & VAN DEN BELT, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387: 253-260.
- DAILY, G. C. 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Washington, DC, Island Press.
- DE GROOT, R.S., WILSON, M.A. BOUMANS, R.M.J. 2002. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393-408.
- ENGEL, S., PAGIOLA, S. AND WUNDER, S., 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics* (65), 663–674.
- FARLEY, J., COSTANZA, R. 2010. Payments for ecosystem services: From local to global. *Ecological Economics* (69) 2060–2068.
- FISHER, B., CONSTANZA, R., TURNER, R.K., MORLING, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68 (3), 643–653.
- GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E., 2011. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA..
- HUETING, R., REIJNDERS, L., de BOER, B., LAMBOOY, J., JANSEN, H., 1998. The concept of environmental function and its valuation. *Ecological Economics* 25, 31-35.
- LANDELL-MILLS, N., AND I. PORRAS. 2002. Silver Bullet or Fools' Gold? A Global Review of Markets for Forest Environmental Services and Their Impact on the Poor. London: IIED.
- MA. Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington DC, Island Press.
- MARGULIS, Sérgio. 1996. A Regulamentação Ambiental: instrumentos e implementação. Rio de Janeiro: IPEA, (Texto para discussão n. 437)
- MOTTA, RONALDO SERÔA DA., 2005. Instrumentos econômicos e política ambiental. In: MAY, Peter H.; AMARAL, Carlos; MILLIKAN, Brent; ASCHER, Petra. (org.). *Instrumentos econômicos para o desenvolvimento sustentável na Amazônia brasileira*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.
- MURADIAN, R., CORBERA, E., PASCUAL, U., KOSOY, N., MAY, P.H., 2010. Reconciling Theory and Practice: An Alternative Conceptual Framework for Understanding Payments for Environmental Services. *Ecological Economics* 69 (6), 1202–1208.
- OECD. 1997. *Organization for Economic Co-operation and Development. Evaluating the Efficiency and Effectiveness of Economic Instruments in Environmental Policy*, Paris.
- OECD. 1989. *Organization for Economic Co-operation and Development. Economics Instruments for Environmental Protection*, Paris.



PAGIOLA, S., ARCENAS, A., & PLATAIS, G., 2004. Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America. *World Development*, 33 (2), 237-253.

PAGIOLA, S., AGOSTINI, P., GOBBI, J., DE HAAN, C., IBRAHIM, M., MURGUEITIO, E., RAMÍREZ, E., ROSALES, M., RUÍZ, J.P., 2004. Paying for biodiversity conservation services in agricultural landscapes. Environment Department Paper, vol. 96. World Bank, Washington.

PAGIOLA, S., 2008. Payments for environmental services in Costa Rica. *Ecological Economics*, 65(4), pp.712-724.

POWELL, I.; WHITE, A., 2001. Conceptual Framework – Developing Markets and Market-Based Instruments for Environment Services of Forests. Washington, D.C.: Forest Trends.

Rosa, S., & Dimas, L., 2003. Compensation for Environmental Services and Rural Communities. San Salvador: PRISMA.

STAVINS, Robert., 2001. Experience with Market-Based Environmental Policy Instruments. *The Handbook of Environmental Economics*.

VARIAN, H. R., 1992. *Microeconomic Analysis*, third edition, W. W. Norton & Company, Nova York.

WESTMAN, W.E., 1977. How much are nature's services worth? *Science* 197, 960–64.

WUNDER, S., 2005. Payments for environmental services: some nuts and bolts. Occasional Paper, No. 42, Bogor, Indonesia (CIFOR).

WUNDER, Sven; THE, Bui Dung; IBARRA, Enrique., 2006. Payment is good, control is better: why payments for environmental services in Vietnam have so far remained incipient. Bogor (Indonesia): CIFOR.

WUNDER, Sven., 2007. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology*, 21 (1): 48-58.

WUNDER, S., ALBAN, M., 2008 Decentralized payments for environmental services: the cases of Pimampiro and PROFAFOR in Ecuador. *Ecological Economics* (65) 685–698.

ANEXO 1

Quadro 1: Lista de algumas leis, decretos e projetos de lei sobre PSA na esfera federal.

Iniciativa	Instrumento Normativo
Política Nacional de PSA	PL 5487/2009
Programa de Recuperação e Conservação da Cobertura Vegetal	Projeto de Lei 3.134/2008
Fundo Clima	Lei 12.114/2009
	Decreto 7.343/2010
Programa de Apoio à Conservação Ambiental - Programa Bolsa Verde	Lei 12.512/2011
	Decreto 7.572/2011
Sistema Nacional de REDD+	PL do Senado 212/2011
	PL da Câmara 195/2011
Política nacional de Pagamento por serviços ambientais	PL do Senado 276/2013

Fonte: próprio autor, adaptado de Santos, et. al., 2012.



ANEXO 2

Quadro 2: Lista de algumas leis, decretos sobre PSA na esfera estadual.

Estado	Instr. Normativo	Iniciativa
Acre	Lei 2.025/2008	Programa Estadual de Certificação de Unidades Produtivas Familiares do Estado do Acre.
	Lei 2.308/2010	Sisa - Sistema de Incentivo a Serviços Ambientais do Acre.
Amazonas	Lei Complementar 53/2007	Sistema Estadual de Unidades de Conservação do Amazonas.
	Lei 3.135/2007	(Bolsa Floresta) Política Estadual sobre Mudanças Climáticas, Conservação Ambiental e Desenvolvimento Sustentável do Amazonas.
	Lei 3.184/2007	Altera a Lei estadual 3.135/2007 e dá outras providências.
	Decreto 26.958/2007	Bolsa Floresta do Governo do Estado do Amazonas.
Espírito Santo	Lei 8.995/2008	Programa de Pagamento por Serviços Ambientais.
	Decreto 2168-R/ 2008	Programa de Pagamento por Serviços Ambientais (Regulamento).
	Lei 9.607/2010	Altera e acrescenta dispositivos na Lei 8.995/2008.
Minas Gerais	Lei 14.309/2002	Política Florestal e de Proteção à Biodiversidade no Estado
	Lei 17.727/2008	Concessão de incentivo financeiro a proprietários e posseiros rurais (Bolsa Verde) e altera as Leis 13.199/1999 (Política Estadual de Recursos Hídricos) e 14.309/2002.
	Decreto 45.113/2009	Normas para a concessão da Bolsa Verde.
Paraná	Decreto 4.381/2012	Programa Bioclima Paraná de conservação e recuperação da biodiversidade, mitigação e adaptação às mudanças climáticas no Estado do Paraná e dá outras providências.
	Lei 17.134/2012	PSA (em especial os prestados pela Conservação da Biodiversidade) integrantes do Programa Bioclima Paraná, bem como dispõe sobre o Biocrédito
	Lei 4.113/2015	Autoria o poder executivo a efetuar pagamentos por serviços ambientais
Rio de Janeiro	Lei 3.239/1999	Política Estadual de Recursos Hídricos.
	Decreto 42.029/2011	Programa Estadual de Conservação e



		Revitalização de Recursos Hídricos (Prohidro), que estabelece o Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais (PRO-PSA), com previsões para florestas.
Santa Catarina	Lei 13.798/2009	Código Estadual do Meio Ambiente e outras providências. Política Estadual de Serviços Ambientais e Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais (Pepsa) (Regulamento).
São Paulo	Decreto 55.947/2010	Política Estadual de Mudanças Climáticas. Política Estadual de Mudanças Climáticas (Regulamento) e Programa de Remanescentes Florestais, que inclui o Pagamento por Serviços Ambientais.

Fonte: próprio autor, adaptado de Santos, et. al., 2012.

APÊNDICE C – Modelo de Questionário de
DAA para aplicar nos Assentamento Serra
Grande e Divina Graça.

Modelo de Questionário de DAA para aplicar nos Assentamento Serra Grande e Divina Graça.

Introdução

Bom dia/Boa tarde,

Meu nome é _____ da

Nome do entrevistador: _____

Número do Questionário: _____

Nome do entrevistado: _____

Data: _____

localidade: _____

Seção 1.

Perguntas para determinar a situação atual na qual é desenvolvida a atividade, e a importância e a relação floresta/água.

1 – Qual o tamanho da área plantada?

2 – Quantas horas por dia trabalha na sua propriedade ?

3 – A quantidade de área para plantar é?

Pouca_ Suficiente_ Muita_

4 – Quais os principais culturas que planta?

5 – Quanto do que planta vende?

Tudo__ Metade__ Um terço__ outro

6 – Quanto gasta mensalmente para plantar (incluindo sementes, adubo, agrotóxicos, ajudante, energia)?

7 – De onde vem a água que utiliza ?

Nascente Própria_ do Rio_ Poço_ Compesa_

8 – A quantidade dessa água é:

Pouca__ Suficiente__ Muita__

9 – Como é a qualidade dessa água?

Muito boa__ Boa__ Regular__ Ruim

10 – Compra água mineral para beber?

11 – Qual é a importância que a água tem na sua vida?

Muito importante_ Importante_ Pouco Importante_ No é importante__

12 – Quais os usos principais?

Para beber e cozinhar__

Tomar banho__

Lavar roupa__

Irrigar a plantação__

Cozinhar__

Outros usos_____

Usa Muito	5
Usa Regularmente	4
Usa Poucas Vezes	3
Usa Ocasionalmente	2
Nunca Usa	1

13 – Você acha que é importante a existência das matas junto aos rios e nascentes para a existência da água? (mencionar escala)

Muito importante_ Importante_ Pouco importante_ No é importante__

15 – Quem deveria cuidar das matas no assentamento?

A prefeitura_ O INCRA_ O IBAMA_ A CPRH_ Os assentados_ Todos os anteriores__

Seção 2

Apresentação de esquema sobre a importância das matas, as leis sobre APP e demonstração de croqui da parcela, com o tamanho total das APP.

16 – Pensando nisso, se lhe fosse pedido que nas áreas de APP (ao redor das nascentes e margem de rio) que existem em sua parcela fossem plantadas apenas árvores nativas (pé-de-pau), quanto o senhor(a) estaria disposto(a) a **aceitar mensalmente por isso?** Considerando que estaria contribuindo para melhoria do meio ambiente e também que estaria deixando de plantar.

17 – Agora se ao invés de plantar apenas árvores nativas, fosse realizado um plantio misto, com espécies frutíferas e madeiras que o senhor (a) pudesse usar de forma racional. **Quanto estaria disposto a aceitar?**

18 – Como preferiria receber esse dinheiro?

A – Através da prefeitura

B – Através da Associação de moradores

C – Através do INCRA

D – Criando um fundo específico

E – Direto no banco

F – Através da CPRH

G – Outros _____

(pular para seção 3).

19 – Por que não estaria disposto a aceitar para fazer funcionar esse projeto?

A – não concordo com a idéia

B – Não preciso desse dinheiro

C – Não acho que esse tipo de medida funciona

D – A corrupção vai desviar o dinheiro

E – Não tenho informação suficiente

F – Não é necessário este tipo de projeto

G – Outras razões (especifique) _____

Seção 3 – Aspectos Sócio-econômicos

1 – Sexo do (a) entrevistado (a)?

Masculino_ Feminino_

2 – Faixa Etária

_ Menor de 18/ _ 19 a 29/ _ 29 a 39/ _ 39 a 49/ _ 49 a 59/ _ 59 a 69/ _ 69 a 70/ _
maior de 70

3 – Grau de Instrução:

Não estudou_ Primário Incompleto_ Primário Completo_ Fundamental I_

Fundamental_ Técnico_ Magistério Completo_ Superior Incompleto_ Superior

Completa_ Pós-Graduação_

4 – Quantas pessoas vivem na parcela? _____

5 – Qual seria uma média do que ganha mensalmente a família com a venda do que produz?

A – menos de um salário mínimo (465)

B – entre 1 salário mínimo e 1,5 (465 e 697)

C – entre 1,5 e 2 salários mínimos (697 e 930)

D – entre 2 e 3 salários mínimos (930 e 1.395)

E – entre 4 e 5 salários mínimos (1.395 e 2.325)

F – entre 5 e 6 salários mínimos (2.325 e 2.736)

G – entre 6 e 7 salários mínimos (2.736 e 3.192)

H – mais de 10 salários mínimos (4.650)

6 – Tem alguma outra fonte de renda?

- A - Aposentadoria
- B – Comércio
- C – Presta Serviço
- D – Pedreira
- E – Outras

Qual seria um valor aproximado mensal?

APÊNDICE D – Pagamento por Serviços Ambientais em Assentamentos Rurais: lições da Zona da Mata de Pernambuco, Brasil.

Pagamento por Serviços Ambientais em Assentamentos Rurais: lições da Zona da Mata de Pernambuco, Brasil.

Carlos Eduardo Menezes da Silva¹

Claudio Carneiro da Cruz Neto²

Jorge Madeira Nogueira³

Ricardo Augusto Pessoa Braga⁴

RESUMO

Este artigo investiga o potencial de implantação de um programa estadual de pagamento por serviços ambientais em assentamentos rurais no estado de Pernambuco. Baseados nas informações de dois assentamentos rurais, foram realizadas análise de uso e ocupação do solo e valoração de serviços ambientais hídricos. A partir das estimativas de benefícios econômicos por meio do método de valoração contingente (MVC), foi desenvolvida uma análise custo benefício (ACB) da restauração das áreas degradadas. Os resultados indicam que devido ao alto nível de degradação ambiental das Áreas de Preservação Permanentes (APP) e a condição socioeconômica dos assentados, seria necessário um programa de pagamento por serviços ambientais (PSA) para compensar as perdas de áreas produtivas por parte dos assentados para restauração. Nos dois cenários analisados a disposição a aceitar dos agricultores foi baseada no nível de subsistência, sendo o cenário com plantio agroflorestal mais bem aceito. Por fim conclui-se que a extrapolação de um programa de PSA para todos os assentamentos do estado poderia gerar um impacto ambiental extremamente positivo com um potencial de restauração de mais de 27 mil hectares. Este programa contribuiria de maneira considerável no estado para atingir as metas brasileiras no acordo de Paris.

Palavras-chave: Pagamento por Serviços Ambientais; Restauração Ecológica; Assentamentos Rurais; Método de Valoração Contingente; Políticas Públicas.

ABSTRACT

This article investigates the implementation of a state-level program of payment for environmental services in rural settlements in the State of Pernambuco, Brazil. Based upon information from two settlements, analysis of land use and occupation and valuation of water environmental service were developed. From estimative of economic benefits through the contingent valuation method (MVC), we developed a cost-benefit analysis (CBA) of restoration of degraded areas. Our results indicate that given the high level of environmental degradation of Areas of Permanent Preservation (APP) and the socioeconomic condition in the settlements would require a program of payment for environmental services (PSA) to compensate for loss of productive areas for restoration on the part of the settlers. In both scenarios analyzed the willingness to accept (WTA) farmers was based on the subsistence level and the scenario with agroforestry planting was more well accepted. Finally, it is concluded that the extrapolation of this proposal to all the settlements of the State could generate an extremely positive impact on the environment with a potential recovery of

1 Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco -IFPE, Biólogo e Tecnólogo em Gestão Ambiental, Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo PRODEMA/UFPE, Doutorando em Economia pela Universidade de Brasília -UnB

2 Economista (2006) e, Mestre em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente pela Universidade Estadual de Santa Cruz (2009). Atualmente é doutorando em Economia pela Universidade de Brasília

3 Formado em Economia pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (1975), Mestre em Engenharia de Produção pela Coordenação dos Programas de Pós-graduação em Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (1978) , doutor em Desenvolvimento Agrário -University of London (1982)

4 Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Pernambuco (1974), mestrado em Biologia (Ecologia) pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (1978) e doutorado em Engenharia Civil -Hidráulica pela Universidade de São Paulo (2006)

over 27,000 hectares. This program would help considerably in the state to meet Brazilian goals in the Paris agreement.

Key-words: Payment for Ecosystem Services; Ecological Restoration; Rural Settlements; Contingent Valuation Method; Public Policy.

INTRODUÇÃO

Seres humanos têm transformado os ecossistemas mais rápida e extensamente nos últimos 50 anos do que em qualquer outro período de tempo comparável da história humana. Essa transformação tem sido explicada, em grande parte, pela necessidade de atendimento a demandas crescentes de alimento, água doce, madeira, fibra e combustíveis (MEA, 2005). Para a Organização para Agricultura e Alimentação das Nações Unidas – FAO, os agricultores são os gestores essenciais de recursos naturais deste planeta. Eles dependem de um amplo conjunto de serviços ecossistêmicos ao mesmo tempo em que suas ações podem beneficiar e degradar os ecossistemas provedores desses serviços (FAO, 2008).

Não obstante, a agricultura é a maior causadora de alterações em *habitats* (SODHI & EHRLICH, 2010). No caso específico dos produtores rurais brasileiros, esses são pouco incentivados a investir em manejos e práticas conservacionistas, quer pelas incertezas inerentes às atividades agropecuárias quer por limites em seus níveis de renda ou pela inexistência de políticas públicas visando à compensação de externalidades positivas geradas por suas ações (MORAES, 2012).

Em uma economia de mercado, se alguém presta um serviço a outrem, ele ou ela espera que esse serviço seja remunerado. Quem paga deverá ter como contrapartida daquele que recebe a continuidade da oferta daquilo que lhe interessa por aumentar seu ganho ou nível de bem-estar. Para retribuição de quem conserva o capital natural desenvolveu-se o Pagamento por Serviço Ambiental (PSA). Entendido como uma transação voluntária - na qual um serviço ambiental bem definido (ou uma forma de uso da terra que possa assegurar este serviço) - é comprado por pelo menos um comprador e ofertado por pelo menos um provedor, sob a condição de que o provedor garanta a provisão deste serviço (WUNDER, 2005).

PSA é (ou deveria ser) uma transação de mercado, garantido por regras legais claramente definidas. No entanto, nem todos interpretam desta forma e nem todas as

experiências concretas de PSA seguem esse modelo, como assinala Nogueira (2013). Apesar desses senões, esquema de PSA poderia ser o reconhecimento da função dos agricultores como gestores dos recursos naturais e um incentivo ao desenvolvimento de atividades produtivas com menos impactos ambientais negativos. Uma vez que os produtores rurais são, em última análise, os agentes econômicos que provêm os serviços ambientais, suas decisões e suas ações sobre usos do solo em seus estabelecimentos são condições fundamentais para que serviços ecossistêmicos possam continuar sendo usufruídos por eles e por outros.

Ao aceitarmos que um PSA pode tornar vantajosas, para os produtores rurais, opções de uso do solo que mantenham ou incrementem a disponibilidade de serviços ecossistêmicos (NOGUEIRA, 2013), surgem outras preocupações: quais devem ser as características essenciais de um esquema de PSA? Em particular, PSA deve ser uma solução coaseana onde ofertantes e demandantes negociam emolduradas por uma regulamentação de direitos e deveres (ver ROSENBERG, 2012)? Ou uma solução governamental, no qual PSA seria uma transferência de recursos entre atores sociais, intermediada pelo governo, que visa a criar incentivos para alinhar decisões individuais e/ou coletivas de uso da terra com o interesse social na gestão dos recursos naturais (ver MURADIAN *et al*, 2010)?

Obter resposta para a primeira dessas perguntas é um dos objetivos deste artigo. No entanto, a realidade brasileira com esquemas de PSA sugere que a escolha foi por uma solução governamental e não de mercado. Como enfatiza Nogueira (2015), os experimentos brasileiros seguem a ideia de PSA como subsídio governamental. Assim, em nossos esquemas de pagamentos por serviços ambientais, a autoridade pública paga os produtores rurais que aceitam prestar a provisão do serviço ambiental. Essa tradição de nossas ações de PSA aumenta a relevância da resposta à pergunta sobre as demais características desejáveis desses esquemas. E isso ressalta a relevância dos resultados deste artigo.

Como esquemas de subsídios públicos, os PSAs brasileiros têm seus resultados sensíveis a falhas ou a limitações da ação e do orçamento governamentais. A eficácia de esquemas como esses é dependente de elementos ambientais e econômicos. Considerando as características usuais dos PSAs desenvolvidos no país e levando em conta que atualmente existem 976.517 famílias de agricultores vivendo em 9.348 assentamentos rurais que ocupam um território de 88.462.104,97 ha (INCRA, 2016), analisar PSA

relacionado com assentamentos rurais pode revelar os limites e as potencialidades desses esquemas no Brasil.

Este artigo apresenta os resultados de uma investigação sobre pagamento por serviços ambientais hidrológicos em dois assentamentos rurais na Zona da Mata do estado de Pernambuco. Por meio de nosso estudo obtivemos resposta para a sua pergunta motivadora: um esquema de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) é uma alternativa de política pública eficaz para a recuperação e conservação do capital natural em assentamentos rurais?

Três seções centrais compõem o artigo, complementadas por esta Introdução e as suas Considerações Finais. A primeira seção é dedicada a uma breve revisão da literatura sobre aspectos conceituais relacionados com PSA destacando os aspectos conceituais com base em Monteiro *et al*, (2014)., Nogueira (2013) e Rosenberg (2012). A segunda seção apresenta métodos e procedimentos da análise ambiental e econômica empregadas, com especial atenção ao Método de Valoração Contingente. Já a terceira seção apresenta nossos resultados de uma análise dos custos e benefícios de um projeto de restauração ecológica e a implicação deles para implantação de um programa estadual de PSA para restauração ecológica em assentamentos rurais.

Relevância do estudo: moldura analítica e carência empírica

Moldura Analítica dos Pagamentos por Serviços Ambientais

Serviços ecossistêmicos (SE) podem ser definidos como “as condições e processos, por meio dos quais, ecossistemas naturais, e as espécies que os formam, sustentam a vida humana” (DAILY, 1997, p. 3), ou, simplesmente, como “os benefícios que as pessoas obtêm dos ecossistemas” (MEA, 2005, p. 5). Nesse sentido, os SE são fundamentais para o bem-estar e para a sobrevivência dos seres humanos (FAO, 2008, p. 3). Por isso, possuem valor econômico. No entanto, a Avaliação Ecossistêmica do Milênio apontou que 60% dos serviços ecossistêmicos avaliados estão sendo consumidos a um ritmo mais rápido do que a sua capacidade de recuperação, ou seja, estão sendo explorados de maneira insustentável (MEA, 2005, p. 6).

Embora os serviços ecossistêmicos sejam fornecidos diretamente pela natureza, o tipo, a qualidade e a quantidade dos serviços são afetados pelas decisões tomadas pelos usuários de recursos naturais. Por isso, os proprietários rurais são, em última análise, os

agentes econômicos que garantem o provimento dos serviços ecossistêmicos. Suas decisões e suas ações sobre usos do solo em suas propriedades são condições fundamentais para que eles possam ofertar serviços ambientais (SA). Nesse contexto, **o objetivo de um PSA é tornar vantajoso para esses proprietários a manutenção ou aumento da oferta de SA. Em termos genéricos, PSA é uma ação compensatória para indivíduos ou comunidades por realizarem ações que aumentem a provisão de serviços ecossistêmicos.**

Sobre o instrumento PSA, este seria baseado em uma “barganha coaseana”, ou uma aplicação do Teorema de Coase, na qual, definidos os direitos de propriedade, demandantes e ofertantes chegam à solução desejável (eficiente) por ambos os lados. Ao Estado caberia essencialmente definir os direitos (de propriedade) e os deveres das partes envolvidas na negociação (ROSENBERG, 2012). No entanto, Wunder (2005, p. 3) afirma que, ao estudar os casos de PSA em alguns países da Ásia e da América Latina, não encontrou sequer um programa de PSA que atendesse a todos os critérios da sua definição. Mesmo casos clássicos de PSA, como os desenvolvidos pela empresa de abastecimento de água da cidade de Nova Iorque e pela empresa francesa de água mineral Perrier-Vittel, não atendem plenamente a todos os critérios estabelecidos na definição de PSA (voluntariedade, definição clara do serviço ambiental e condicionalidade). Na maior parte dos casos, o Estado acaba tendo papéis com um grau de intervenção maior do que o recomendado para um “instrumento coaseano”.

A maioria dos esquemas de PSA foi iniciada por meio de políticas públicas. Até aí nada de extraordinário. Esse estímulo público inicial materializa-se, em geral, na compra direta dos serviços ambientais. O Estado também atua, muitas vezes, como vendedor em transações internacionais, intermediário entre demandantes e ofertantes, regulador do mercado e provedor do serviço. Essa multiplicidade de possíveis papéis do setor público em esquemas de PSA tem obscurecido o quanto de governo e o quanto de mercado são desejáveis nesses esquemas.

Há, porém, outra característica que deve ser analisada. Serviços ecossistêmicos (SE) são inúmeros. Assim, pelo menos em teoria, um mecanismo de PSA pode abranger uma infinidade de serviços a serem transacionados. Não obstante, atualmente há quatro categorias de serviços ambientais que são considerados nos programas de PSA ao redor do mundo: sequestro e armazenamento de carbono, proteção da biodiversidade, proteção de bacias hidrográficas e belezas cênicas. Essas quatro categorias evidenciam a

complexidade técnica envolvida nesses esquemas, cujas características do que é ofertado variam marcadamente, com escalas e arranjos institucionais que variam do local ao internacional.

Há ainda dificuldades econômicas, que se originam da complexidade dos ecossistemas, que impõe desafios à medição dos benefícios de sua conservação fornecidos à sociedade, dificultando, assim, a estimativa de seus valores monetários. Nesse contexto, a informação científica é crucial. Quanto menos confiável for a base científica de um regime de PSA, mais exposta a sua racionalidade fica ao questionamento por parte de seus compradores, que podem se sentir desmotivados a continuar seus pagamentos (WUNDER, 2005).

Destacam-se também, as dificuldades sociais⁵, relacionadas com os problemas enfrentados pela existência de regras que podem favorecer ou prejudicar a categorias específicas de produtores e compradores de SA. Regras relacionadas desde a propriedade formal, passando pelos tipos de uso da terra permitidos, até restrições ao tamanho das propriedades.

Pagamento por Serviços Ambientais: algumas evidências empíricas para o Brasil

Diversas referências existem sobre experiências com PSA no Brasil⁶. Não obstante, em sua grande maioria, elas são referências descritivas dos esquemas existentes, com limitado aprofundamento analítico ou avaliativo. Algumas tentativas de desenvolvimento de avaliações mais rigorosas de esquemas de PSA, relacionadas com assentamentos rurais, são aqui mencionadas para fornecer ao leitor uma métrica para julgamento da parte empírica deste artigo.

O projeto Produtor de Água no Pípiripau no Distrito Federal⁷ é um PSA baseado em contratos que estipulam o uso do solo ou dos recursos para um número pré-definido de unidades de área. O Estado é o financiador e o gestor do projeto, que é baseado tanto

5 Para uma análise recente dessas características para a Amazônia brasileira recomendamos Pinto (2016). Para uma visão geral das lições aprendidas a nível global em PSA ver Bracer et al. (2007)

6 Ver PAGIOLA et al. (2005)

7 O projeto Produtor de Água na Bacia do Pípiripau pode ser avaliado quanto aos cinco critérios estabelecidos para a definição do que é um PSA puro como anteriormente definido.

na restrição de uso quanto na recuperação de áreas degradadas. A avaliação do esquema apresenta potencial chance de êxito, eficácia e possivelmente eficiência econômica e social. Com a adequação ambiental das propriedades, a situação hídrica da bacia provavelmente sofrerá melhora além de impulsionar a produtividade agrícola (MONTEIRO *et al*, 2014).

Uma crítica ao desenho do esquema é o fato de ele considerar como pagamentos por serviços todos os pagamentos a atividades que beneficiem o meio ambiente local. PSA no sentido originário do termo é o pagamento à manutenção de serviços ofertados por áreas de conservação e não a ações de recuperação. Não deveria ser considerado PSA o pagamento daquelas ações que possibilitarão que o ecossistema preste serviços ambientais no futuro, pois isso é, de fato, um subsídio para a recuperação ambiental de áreas degradadas. Assim, o alto custo inicial do projeto não se deve exclusivamente ao fato do projeto ser do tipo PSA, pois, de acordo com Wunder *et al*. (2008), apenas parte desse custo de fato é decorrente do PSA. O restante seria um ônus de qualquer outro instrumento de conservação concebível. Isso quer dizer que a conservação em si é onerosa, não é o PSA o causador desses custos.

No Projeto de PSA em “Assentamentos Sustentáveis da Amazônia” (PAS), comparando a situação socioeconômica, produtiva e ambiental das famílias que acessam PSA e daquelas que não acessam não foi possível observar, a partir da análise da variação média da cobertura florestal dos lotes, nenhuma diferença expressiva entre o grupo PSA e o grupo controle no período analisado. O mesmo ocorreu quando comparado os valores médios dos custos da produção, valor comercializado e renda bruta anuais referentes a safra do período de 2014 a 2015. Enquanto alguns resultados sinalizam um melhor desempenho econômico das famílias que acessam PSA ao longo do tempo, outras variáveis parecem indicar que o incentivo ainda não foi capaz de produzir nenhum efeito (PINTO, 2016).

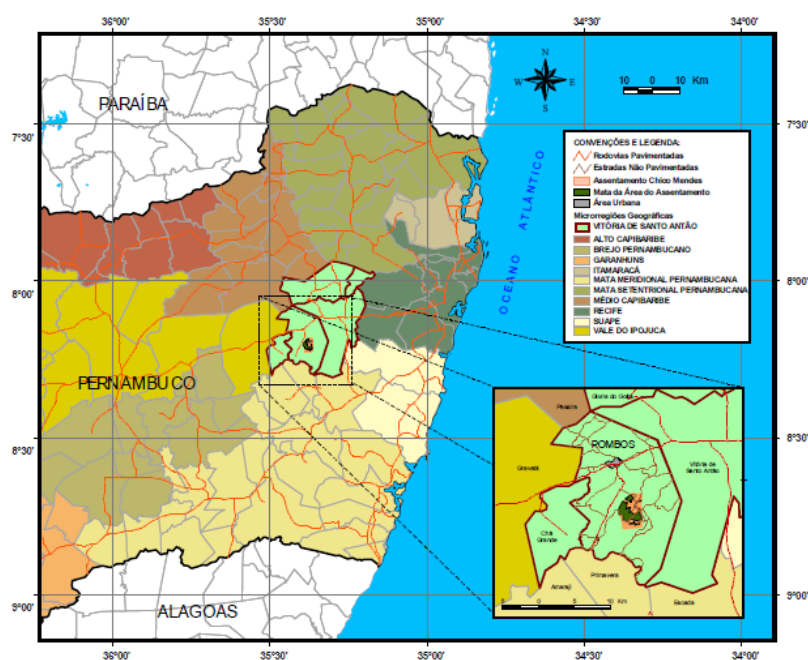
Há evidentes controvérsias sobre a possibilidade de um esquema de PSA ser uma alternativa de política pública eficaz para a recuperação e conservação do capital natural em assentamentos rurais. Este artigo pretende contribuir com a avaliação deste potencial, com base nos resultados do estudo empírico apresentado a seguir.

Materiais e Métodos

Área de Estudo

Os assentamentos Divina Graça e Serra Grande localizam-se na região média da sub-bacia do Natuba, afluente da margem direita do Tapacurá. As nascentes desta microbacia, bem como aquelas presente nas subbacias que formam a bacia do Tapacurá, são responsáveis pelo abastecimento de cerca de 25% da população da Região Metropolitana do Recife – RMR (BRAGA,2001). Essa região encontra-se dividida entre os municípios de Pombos e Vitória⁸ de Santo Antão na mesorregião da Mata Pernambucana (Figura 1).

Figura 1 – Localização dos Assentamentos Serra Grande e Divina Graça, na Zona da Mata de Pernambuco.



Fonte: Brasileiro (2006).

⁸ A população dos dois municípios é 24.046 em Pombos e 129.974 em Vitória de Santo Antão, dos quais 33,4% e 12,7% respectivamente na área rural (CONDEPE-FIDEM,2016a; CONDEPE-FIDEM, 2016b).

Procedimentos de estimativas qualitativas e monetárias

Característica Ambiental

Para determinação do nível de pressão em relação à conservação ambiental das microbacias, realizamos uma adaptação a metodologia utilizada em Coll et al. (2004), para delimitação de zonas prioritárias para pagamentos por serviços hidrológicos. Nela, indicadores qualitativos são utilizados para demonstrar a intensidade de apropriação territorial, medindo os impactos que uma paisagem sofre devido ao grau de artificialização do uso e a quantidade de usos distintos. O grau de artificialização atua como um fator de ponderação, que reflete a profundidade com a qual o uso transforma a paisagem. Para isso, faz-se uso de um modelo geográfico que considera principalmente os tipos de uso da terra, com relação ao tipo de vegetação existente.

A escolha de estratégias para a restauração de uma dada área depende da interação de fatores econômicos, sociais e ecológicos. No entanto, é a resiliência da área a ser restaurada - entendida como seu potencial de auto recuperação, estimada pela possibilidade, ou não, de aproveitamento da regeneração - que determina a tomada de decisão para as ações de restauração e, por sua vez, define em grande parte as chances de sucesso e os custos associados ao processo (BRANCALION et al. 2015).

Desta forma, para este trabalho as atividades de restauração ecológica propostas para as áreas de APP foram baseadas na plataforma “Quanto é? Floresta” (ver <http://quantoefloresta.escolhas.org/>) por meio da qual são calculados oito modelos florestais, que variam desde o restauro natural até o plantio no total da área. Esses cálculos consideram as variáveis ecológicas que influenciam o processo de restauração nos diferentes ecossistemas existentes no país. Por isso a plataforma inclui nos seus cálculos as diferentes regiões geomórficas e climáticas, responsáveis pela formação dos solos, relevo, regimes pluviométricos e demais características climatológicas, e as variações na formação da vegetação natural para diferentes regiões do país (INSTITUTO ESCOLHAS, 2016).

Para o levantamento de dados ambientais dos assentamentos foram tomados como base os mapas de hidrografia e de altimetria da bacia do rio Tapacurá, nas escalas de 1: 25.000, 1: 50.000 e 1: 100.000, elaborados no Projeto Gestão Ambiental da Bacia do Tapacurá (BRAGA, 2001). A classificação dos diversos usos e ocupação da terra foi realizada com o processamento de uma imagem do satélite Landsat e as informações

foram validadas em campo com uso de GPS. Para determinação do nível de pressão em relação à conservação ambiental foram utilizados parâmetros de cobertura vegetal que caracterizam o nível de pressão em relação à conservação ambiental, de acordo com Coll et al. (2004).

Característica Econômica

Como em qualquer desenho de experimento empírico rigoroso, considera-se que um dos princípios fundamentais da análise da política é *separar os efeitos que são devidos especificamente à ação desta política daqueles que irão ocorrer sem esta ação* (LOOMIS & HELFAND, 2003). Em essência, queremos saber o incremento do nível de qualidade ambiental que resultará da execução de um regulamento especial para além dos níveis que ocorrerão se não fizermos nada. **Buscamos, portanto, estimar os impactos da implementação de um programa de PSA em restabelecer a qualidade ambiental nos assentamentos rurais que ficam na bacia do Natuba.**

Neste caso específico surge o desafio de estimar monetariamente os impactos ambientais originados por atividades antrópicas sobre os recursos naturais para incorporar a análise econômica na dimensão ambiental. Emerge, então, a necessidade de uso de um conjunto de métodos que objetivam estimar os valores monetários de variações nos ativos ambientais, mais precisamente seus bens e serviços por eles gerados. Em valoração econômica existem diversas abordagens para a estimativa dos benefícios econômicos (HAAB & MCCONNELL, 2002). Optamos por um dos métodos de preferências declaradas: Método de Valoração Contingente – MVC

O MVC capta as preferências reveladas dos consumidores quando estes estão realizando a escolha por um determinado bem em um ponto do tempo. Com a aplicação do método o pesquisador consegue capturar as preferências dos indivíduos por bens ou serviços não comerciais, incluindo aqui, por exemplo, os bens e serviços ambientais (BARDELLA CASTRO, 2015). As possíveis mudanças de cenários, mudança nos usos do meio ambiente e a conseqüente alteração no nível de bem-estar da sociedade, depende das oportunidades e dos custos que empresas e indivíduos tenham para mitigar e evitar essas alterações.

Esta medida expressa monetariamente quanto deve ser tirado (ou dado) a um indivíduo para fazê-lo tão bem após a mudança da qualidade ambiental quanto ele era

antes da mudança. Ou seja, para que seu nível de bem-estar permaneça inalterado. Esse procedimento resulta numa expressão que é a Variação Compensatória - VC, ou dito de outra forma, a quantidade monetária máxima que o indivíduo está disposto a pagar (DAP) por uma alteração no ambiente que lhe seja favorável ou a quantidade monetária mínima que o indivíduo está disposto a aceitar (DAA) como compensação por uma alteração no ambiente que lhe seja desfavorável.

Uma vez definido desta forma, a medida de variação compensatória terá o mesmo sinal da mudança no nível de bem-estar. Por exemplo, se ocorrer apenas uma mudança em Q, de modo que mudança seja uma melhoria da qualidade ambiental ($Q1 > Q0$) enquanto que a renda e os preços permaneçam inalterados, $M1 = M0$ e $P1 = P0$, então o $VC > 0$. Se por outro lado ($Q1 < Q0$) enquanto que $M1 = M0$ e $P1 = P0$ então o $VC < 0$.

Nesse contexto, a análise econômica deste trabalho foi dividida em duas etapas distintas: 1 - Diagnóstico socioeconômico e estimativa da disposição a aceitar compensação (DAA) dos agricultores; e 2 - comparação entre os valores obtidos utilizando o MVC e o custos de restauração ecológica das áreas de preservação permanentes – APP's.

Na primeira etapa, para estimativa do DAA dos assentados, foi utilizado um questionário baseado no modelo elaborado por Martinez & Dimas (2007). O questionário objetivou a coleta de dados socioeconômicos da comunidade e de sua relação com os recursos naturais. A pergunta sobre a disposição a aceitar - DAA, foi elaborada no formato de questão aberta (*open-ended question*), onde o entrevistado é solicitado a dizer o valor monetário que está disposto a aceitar. Dois cenários foram elaborados, no primeiro a questão do DAA era relativa a converter toda a APP em plantio florestal. No segundo os assentados eram perguntados sobre a possibilidade da área ser convertida em um uso misto como uma agrofloresta. Foram aplicados questionários com representantes de 25% das famílias residentes nos assentamentos de reforma agrária Serra Grande e Divina Graça localizados na área da microbacia. O tratamento dos dados foi feito através do software R Studio 3.3, usando o modelo de acordo com Haab & McConnell (2002).

Na segunda etapa foram estimados os custos e benefícios de implantação de um programa de restauração ecológica das APP's de acordo com a metodologia apresentada pelo Instituto Escolhas (2016, ver⁹ <http://escolhas.org/>)¹⁰.

Análise dos Resultados

Análise da Característica Ambiental

Nos assentamentos rurais estudados vivem cerca de 120 famílias, divididas em 30 parcelas no assentamento Divina Graça e em 90 parcelas no Serra Grande, em uma área total de pouco mais de 1000 hectares, incluindo as áreas de Reserva Legal. O tamanho médio das parcelas nos assentamentos é de 5,92ha, sendo de 5,49ha em Divina Graça e 6,39ha em Serra Grande. A partir da análise dos dados cartográficos e de imagem de satélite obteve-se a classificação dos tipos de uso da terra existentes. Os diferentes usos do solo foram aglutinados em quatro classes, de acordo com as características em comum.

Com base nessas classes de uso da terra foi calculada a Pressão de Uso Circundante – PUC¹¹ (Tabela 1). Além da PUC, foram encontrados outros fatores de pressão como queimadas e utilização de agrotóxicos. Essas ocorrências foram identificadas principalmente no entorno das nascentes, e nas margens dos cursos d'água e reservatórios, consideradas Áreas de Preservação Permanentes - APP pelo Código Florestal Lei 12.651/12, e pelas Resoluções CONAMA nos. 302 e 303.

9 No fluxo de caixa da plataforma são considerados: 1. Custos com mão de obra: tratoristas, auxiliares e assistência técnica; 2. Custos com máquinas e implementos: aluguel de equipamentos, manutenção e combustível; 3. Custos com insumos: mudas e sementes, arame e mourões para cerca, cal e fertilizante, inseticida e herbicida; 4.Receita calculada a partir do preço da madeira em pé; 5. Seguro florestal; 6. Impostos: PIS/Cofins (3,65%) sobre a receita e IRPJ e CSLL sobre o lucro (34%).

10 No fluxo de caixa da plataforma são considerados: 1. Custos com mão de obra: tratoristas, auxiliares e assistência técnica; 2. Custos com máquinas e implementos: aluguel de equipamentos, manutenção e combustível; 3. Custos com insumos: mudas e sementes, arame e mourões para cerca, cal e fertilizante, inseticida e herbicida; 4.Receita calculada a partir do preço da madeira em pé; 5. Seguro florestal; 6. Impostos: PIS/Cofins (3,65%) sobre a receita e IRPJ e CSLL sobre o lucro (34%).

11 PUC = Grau de Intensidade do Uso x % da Classe de Uso da Terra na Área da Bacia

Tabela 1 – Classes de uso da terra e classificação segundo sua PUC - Pressão de Uso Circundante na microbacia do Médio Rio Natuba.

Classes de Uso da Terra	Grau de Intensidade de Uso	% de área na bacia	PUC
Cultivo ciclo curto (hortaliças, milho, macaxeira)	20	74,383	1.487,66
Pasto (gado bovino)	15	5,178	77,67
Cultivo ciclo longo (cana de açúcar)	10	13,694	136,94
Vegetação nativa	2	6,745	13,49
Total		100	1.715,76

Fonte: Elaborado pelos autores com base em Coll et al. (2004)

Os resultados demonstraram que 93% da área dos assentamentos estão cobertas por atividades agropastoris. Destacam-se aquelas atividades que apresentam maior grau de intensidade de uso, gerando assim uma elevada PUC sobre os recursos hídricos da região. Esse resultado tem sua relevância aumentada uma vez que os assentamentos ocupam a microbacia do Médio Rio Natuba, com uma vasta rede hidrográfica, e uma barragem, cujo uso para abastecimento público foi interrompido por encontrar-se extremamente assoreada e eutrofizada, em consequência do uso do solo a montante.

Observando-se a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, para o aumento ou a manutenção dos serviços ambientais, por meio da implantação de um esquema de PSA-Água, é necessária a priorização de áreas para garantir a viabilidade econômica. Por consequência, será alcançada a aplicação eficiente dos recursos financeiros e humanos, potencializando os ganhos socioambientais (ROSA *et al.*, 2016). Nos dois assentamentos identificou-se um total de 97 hectares de Áreas de Preservação Permanentes - APP's, de nascentes e de cursos d'água, o equivalente a quase 10% da área total dos assentamentos (Tabela 2).

Essas áreas, embora demarcadas quando da criação dos assentamentos, apresentam-se na maioria das vezes incorporadas às áreas de plantio das parcelas. Além das APP's nas margens, foram identificadas mais de 40 nascentes, das quais cerca de 90% encontram-se degradadas, demonstrando sinais de eutrofização e elevada carga de sedimentos em suspensão. As exceções foram as nascentes encontradas dentro dos fragmentos florestais.

Tabela 2 – Áreas de preservação permanente nos assentamentos Serra Grande e Divina Graça.

Assentamento	Área Total (ha)	APP Margem (ha)	APP Nascente (ha)	APP total (ha)	Lotes Total
Serra Grande	757,04	59,92	12	71,92	90
Divina Graça	249,12	21,52	3,9	25,42	30
Total	1006,16	81,44	15,9	97,34	120

Fonte: Elaborado pelos autores

Análise da Característica Econômica

Etapa 1 – Valoração econômica dos recursos naturais

A disposição a aceitar compensação dos agricultores dos assentamentos foi calculada a partir do produto do modelo das Equações (1) e (2) conforme descrito por Haab & Mcconnell (2002).

$$DAA_i = f(Z_i, \epsilon_i) \quad \text{Equação (1)}$$

$$DAA_{med} = \frac{1}{T} f(Z_i, \epsilon_i) \quad \text{Equação (2)}$$

Onde Z_i é um vetor de covariáveis individuais, incluindo renda e elementos randômicos (ϵ_i) como o erro, e T é o número de observações realizadas.

No cenário 1 foi apresentada uma proposta de restauração ecológica das áreas de APP inteiramente destinada ao plantio de espécies florestais, visando à prestação de serviços de regulação da vazão e controle de sedimentos com. Neste cenário os agricultores desistiriam de usar totalmente as APP's que seriam recuperadas de acordo com o modelo citado. O valor aceito pelos agricultores para abrir mão da área em prol da geração dos serviços ambientais citados foi R\$ 910,10/ha/mês. Já no cenário 2, a DAA foi referente a um formato de restauração ecológica, na qual os agricultores poderiam usar em parte as APP's que seriam recuperadas em modelo de Sistema Agroflorestal, com plantio misto - formado por espécies florestais e de interesse econômico. O valor estimado da DAA dos agricultores pela transformação das APP's em um sistema agroflorestal foi de R\$ 490.70/ha/mês.

É importante ressaltar que de acordo com Haab & Mcconnell, (2002) os problemas econométricos em questionários de MVC que usam perguntas abertas são limitados à aprendizagem sobre se as respostas são funções sistemáticas de co-variáveis,

ou da divisão de amostragem ou outros aspectos do questionário ou individual. Assim sendo o modelo econométrico aqui aplicado não tem intenção de ser um modelo capaz de ser generalizado como mostra a Tabela 3. Adiciona-se que a própria definição do valor da DAA não depende dos valores estimados na regressão.

Tabela 3. Resultados do modelo de regressão para os cenários 1 e 2 de estimação da DAA.

	Variável Dependente	
	daa1	daa2
área para plantio	609.734* (306.835)	327.144* (167.632)
escolaridade	-23.683 (72.956)	-3.919 (39.858)
Gasto com plantio	-1.003 (0.891)	-0.706 (0.487)
horas trabalhadas/dia	205.338 (156.491)	75.282 (85.495)
Idade	-57.221* (29.760)	-26.187 (16.259)
No. de pessoas na família	125.537 (170.525)	57.040 (93.162)
Renda total	0.404 (0.253)	0.193 (0.138)
Constante	-320.591 (2,684.175)	224.116 (1,466.434)
Observações	30	30
R2	0.560	0.474
R2 ajustado	0.291	0.152
Erro padrão residual (df = 18)	1,287.07	703.157
Estatística F (df = 11; 18)	2.084*	1.474

Note: *p<0.1; ** p< 0.05; *** p <0.01

Para iniciar análise dos resultados demonstrados no modelo, se faz necessário ressaltar suas limitações, já que como primeira regra prática um modelo de regressão deve apresentar dados suficientes¹². Desta forma restringimos a análise dos sinais da correlação entre a DAA e as variáveis predictoras estabelecidas no modelo. Destaca-se a relação da disposição a aceitar com as variáveis: *renda total* e *gasto com o plantio*. A relação positiva entre a renda e DAA, demonstra que quanto maior a renda obtida pelo agricultor, mais alta será a sua percepção sobre o custo de oportunidade da terra. Com relação ao gasto com plantio, a sua relação negativa com a DAA condiz com a teoria (CLAASSEN, CATTANEO & JOHANSSON, 2005; WOSSINK & SWINTON, 2005), a percepção de menor rentabilidade da terra implica na redução do custo de oportunidade, por conseguinte, o agricultor aceitaria uma quantia menor que cubra os benefícios advindo da produção.

A análise dos sinais de correlação no modelo para o cenário 2 entre a DAA e as variáveis predictoras estabelecidas no modelo, mais uma vez destacam a relação da disposição a aceitar com as variáveis de renda total e gasto com o plantio. A renda e a DAA permanecem com relação positiva, mas apresentando um coeficiente menor. Neste cenário os indivíduos percebem um menor custo de oportunidade da terra, uma vez que nem toda área será “sacrificada”, o que implica a possibilidade de uso produtivo em parte da APP. De forma análoga ao cenário 1, a relação do gasto com plantio e a DAA pode estar associada a uma percepção de menor rendimento da terra por parte dos agricultores.

Os aspectos mais importantes a serem destacados nesta etapa do trabalho são relativos aos valores e a variação da DAA dos agricultores. Observa-se que os agricultores internalizam o custo de oportunidade da terra em sua tomada de decisão, pois o valor da DAA diminuiu na comparação do cenário 1 com o cenário 2, em cerca de 50%. O outro aspecto relevante diz respeito ao valor do DAA ter sido claramente, e em alguns casos declaradamente, baseado no valor do salário mínimo (na época R\$ 880,00). Ao que parece trata-se de uma demonstração do caráter de subsistência da agricultura praticada nos assentamentos rurais.

Sobre esse ponto há uma anomalia empírica bem conhecida que tem persistido, ao longo de pouco mais de duas décadas, na aplicação do MVC. É comum achar que,

12 As duas regras mais comuns é que devem haver 10 ou 15 casos de dados para cada regressor (FIELD *et al*, 2012), e apesar de o estudo haver coberto 25% do universo amostral, o número de amostras, 30, reduz a capacidade de ajuste do modelo, que pode ser observado no baixo valor da estatística F.

para os mesmos produtos na mesma configuração, a DAA excede a DAP por uma quantia que parece intuitivamente ser maior até mesmo para produtos e serviços com valores nominais muito pequenos. Duas explicações são comumente dadas para isto: a primeira explora um modelo psicológico como a perspectiva sobre a mudança líquida em relação ao status quo, não sobre o seu bem-estar antes e depois de uma mudança; a explicação alternativa interpreta a diferença entre DAA e DAP como a incapacidade de substituição entre bens públicos e privados (HAAB & MCCONNELL, 2002).

Um terceiro argumento contra o uso da DAA faz referência ao fato de que a DAA, de maneira contrária a DAP, não está sujeita a restrição orçamentária do entrevistado, o que pode levar ao mesmo a solicitar valores exorbitantes, enquanto que na resposta sobre a DAP, o mesmo refletiria sobre a sua restrição orçamentária. Os resultados apresentados aqui vão de encontro a estas observações, pois demonstram que o valor da DAA assumida pelos assentados foi influenciado primordialmente pelo caráter de subsistência da atividade produtiva e pela percepção dos assentados sobre o custo de oportunidade da terra.

Etapa 2 – Análise de custos e benefícios da restauração nos assentamentos

Cabe aos proprietários rurais a maior parcela da responsabilidade de conservar as áreas ripárias, essenciais para a preservação dos corpos hídricos. Por consequência, o produtor rural se torna, naturalmente, o principal alvo de um esquema de PSA que visa à conservação dos recursos hídricos (JARDIM & BURSZTYN, 2015). É relevante, então, a avaliação dos custos e benefícios de um programa de restauração ecológica nos assentamentos. Para tanto selecionou-se a região correspondente a Mata Atlântica do Interior Estacional, que corresponde a fitofisionomia da região onde se encontram os assentamentos rurais estudados. A área total a ser restaurada é de 97ha, conforme o total obtido na Tabela 2, a taxa de desconto a ser aplicada no projeto, 2%, e o período de análise, 21 anos.

De acordo com a análise ambiental realizada anteriormente, observou-se que cerca de 90% das áreas de APP estavam degradadas ou em regime de uso intensivo. Assim, para o primeiro cenário proposto optou-se por duas técnicas básicas de restauração para

a área: 10% da área com restauração passiva¹³ e 90% de plantio de mudas nativas¹⁴ (Tabela 4). Os benefícios econômicos estão expressos na variável “Receita”, seu cálculo considera as estimativas de valores pagos pelo metro cúbico de madeira no mercado florestal. Segundo o Instituto Escolhas (2016), esses valores decorrem de ponderações entre as diversas fontes consultadas no mercado florestal brasileiro. Quanto a “Despesa”, reflete os custos operacionais da atividade, com especial enfoque para os custos de mão-de-obra e insumos.

Tabela 4 - Fluxo de Caixa do projeto de restauração ecológica dos assentamentos Serra Grande e Divina Graça no cenário 1 - Plantio espécies florestais.

ANO	RECEITA	DESPESA	TOTAL	TOTAL/hectare
1	--	-R\$ 617.438.00	-R\$ 617.438.00	-R\$ 6.365.34
2	--	-R\$ 333.057.00	-R\$ 333.057.00	-R\$ 3.433.58
3	--	-R\$ 249.793.00	-R\$ 249.793.00	-R\$ 2.575.19
4	--	-R\$ 25.307.00	-R\$ 25.307.00	-R\$ 260.90
5	--	-R\$ 101.226.00	-R\$ 101.226.00	-R\$ 1.043.57
6	--	-R\$ 101.226.00	-R\$ 101.226.00	-R\$ 1.043.57
7	R\$ 117.921.00	-R\$ 25.307.00	R\$ 92.615.00	R\$ 954.79
14	R\$ 734.610.00	--	R\$ 734.610.00	R\$ 7.573.30
21	R\$ 2.321.162.00	--	R\$ 2.321.162.00	R\$ 23.929.51

Fonte: Elaborado pelos autores com base Instituto Escolhas (2016)

Se comparados aos valores obtidos com a DAA, o fluxo de caixa demonstra que o esquema de PSA poderia ser desenhado em um período de cerca de 7 (no mínimo) a 21 anos até que os benefícios obtidos com a restauração fossem suficientes para cobrir o custo de oportunidade dos agricultores. De forma análoga ao cenário anterior, também na situação em que a restauração das APP's fosse executada tendo como método um sistema agroflorestal, seriam necessários 21 anos para que o benefício proveniente da restauração fosse capaz de cobrir o custo de oportunidade dos agricultores.

13 A restauração passiva consiste na cessação das atividades antropogênicas que causem degradação ou evitem a recuperação de uma área (Kauffman et. al., 1995).

14 O plantio de mudas nativas é realizado com as espécies naturais de um determinado.

Essas duas situações demonstram o grande intervalo de tempo e quantidade de investimentos iniciais necessários para um projeto de restauração (JUNQUEIRA *et al.*, 2013; RODRIGHERI, 2004). Ou seja, mesmo se tratando de um bem com preço de mercado, como é o caso da madeira, haveria a necessidade de alguma renda durante esse período para cobrir as perdas privadas dos agricultores. Esta situação se torna mais complicada quando a receita esperada para esse tipo de projeto for proveniente do pagamento por serviços ambientais. Isto porque, seus benefícios só serão percebidos no longo prazo, restando de imediato os custos decorrentes da sua execução.

Tabela 5 - Fluxo de Caixa do projeto de restauração ecológica dos assentamentos Serra Grande e Divina Graça no cenário 2 - Plantio Sistema Agroflorestal.

ANO	RECEITA	DESPESA	TOTAL	TOTAL/hectare
1	--	-R\$ 669.327.00	-R\$ 669.327.00	-R\$ 6.900.28
2	--	-R\$ 168.289.00	-R\$ 168.289.00	-R\$ 1.734.94
3	--	-R\$ 126.216.00	-R\$ 126.216.00	-R\$ 1.301.20
4	--	-R\$ 26.268.00	-R\$ 26.268.00	-R\$ 270.80
5	--	-R\$ 105.072.00	-R\$ 105.072.00	-R\$ 1.083.22
6	--	-R\$ 105.072.00	-R\$ 105.072.00	-R\$ 1.083.22
7	R\$ 69.663.00	-R\$ 26.268.00	R\$ 43.395.00	R\$ 447.37
14	R\$ 377.886.00	--	R\$ 377.886.00	R\$ 3.895.73
21	R\$ 1.289.535.00	--	R\$ 1.289.535.00	R\$ 13.294.18

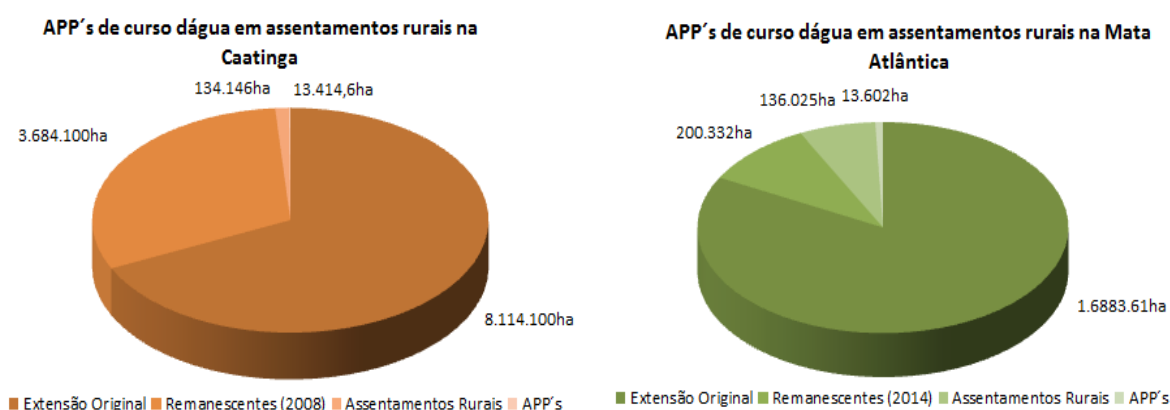
Fonte: Elaborado pelos autores com base Instituto Escolhas (2016)

Além disso, do ponto de vista das funções ecológicas desempenhadas, esses benefícios tendem a se estabilizar ou até decrescer em longo prazo. Essas condições, do ponto de vista econômico, caracterizam uma não-convexidade. Logo convém identificá-la como uma falha de mercado, carecendo, portanto, de ações governamentais via política pública, com vistas a corrigir tais falhas e a ampliar os benefícios gerados dessa atividade. E nesses casos, um esquema de PSA poderia corrigir tais falhas através da incorporação de suas externalidades positivas (PAGIOLA, VON RITTER & BISHOP, 2005).

Etapa 3 – PSA para restauração ecológica como política estadual

O estado de Pernambuco possui uma área total de 9.814.204 ha, dos quais 83% (8.114.100 ha) estão inseridos no bioma Caatinga e 17% (1.688.361 ha) estão incluídos no domínio do bioma Mata Atlântica. Considerando-se, a partir do caso estudado, uma média de 10% das áreas totais de assentamentos rurais sendo ocupadas por Áreas de Preservação Permanentes - APP's de curso d'água (margens e nascentes), haveria dentro dos 338 assentamentos rurais de Pernambuco (INCRA, 2016) cerca de 27 mil hectares aptos a participar de um programa de restauração ecológica através de esquema de pagamento por serviços ambientais (Figura 2).

Figura 2 – Área total de APP's de curso d'água em assentamentos rurais no estado de Pernambuco em relação aos bioma Caatinga e Mata Atlântica.



Fonte: Elaborados pelos autores com dados extraídos do INCRA (2016) e SOSMATAATLÂNTICA (2015).

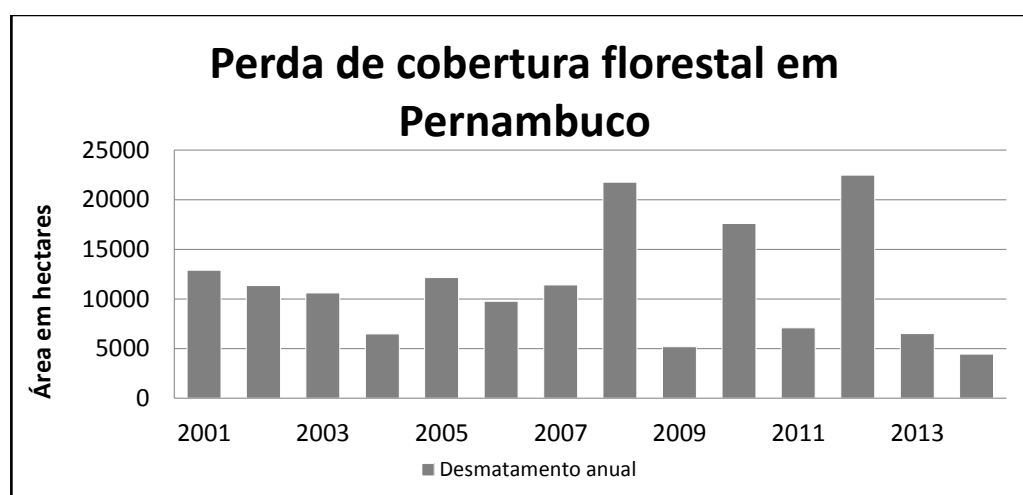
O processo de restauração ecológica, por si só, não é um serviço ambiental. Antes, trata-se de uma intervenção humana com vistas a recuperar a saúde ambiental de uma área e conseqüentemente garantir a provisão dos serviços ambientais. Em função disso não se enquadraria inicialmente como um esquema de PSA. No entanto, considerando-se que o estado de Pernambuco detêm a menor disponibilidade hídrica *per capita* do Brasil (TUNDISI, 2005) e apresenta cerca de 16% de sua cobertura florestal original (GLOBAL FOREST WATCH, 2016), assim como a intrínseca relação entre as florestas ripárias e serviços ambientais de regulação do fluxo hídrico, um programa visando um aumento da

cobertura florestal do estado se faz necessário para o estabelecimento de uma condição mínima para fornecimento de serviços ambientais dessa natureza¹⁵.

Em função disso, justifica-se o fato de que a Política Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais de Pernambuco, Lei nº 15.809/2016¹⁶, traga entre seus objetivos: II - incentivar a recuperação, a manutenção e a melhoria das condições de equilíbrio ecológico das áreas especialmente protegidas (...). Além disso, estabelece seus instrumentos, cria o Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais, com cinco sub-programas previstos: I - Subprograma PSA Restauração; II - Subprograma PSA Biodiversidade; III - Subprograma PSA Água; IV - Subprograma PSA Carbono; V - Subprograma PSA Beleza Cênica.

O destaque dado a restauração no estado de Pernambuco torna-se ainda mais relevante quando considerado os dados de perda de cobertura florestal, que no período de 2001 a 2014 totalizaram cerca de 159.685 ha (Figura 3).

Figura 3 – Desmatamento anual em Pernambuco no período de 2001 a 2014



Fonte: Elaborado pelos autores com base em dados do Global Forest Watch (2016).

15 Tal iniciativa encontra suporte nas práticas já realizadas no estado do Espírito Santo, que em sua legislação sobre PSA (Lei 8.995/2008, Lei 5.818/98, Decreto 2168-R/2008, Portaria 06-S/2011) já autoriza as práticas de restauração com os agricultores. Tais práticas são realizadas nas bacias hidrográficas de Rio Benevente, Rio Guandu e Rio São José. Entre os anos de 2009-2011, foram efetivados 217 contratos, totalizando incremento de aproximadamente 2,2 mil hectares de área protegidos (IEMA/ES, 2016). Além disso (GJORUP *et al.*, 2015) analisando cerca 278 documentos (entre livros, artigos, relatórios etc) relativos a seleção de áreas prioritárias para implementação de PSA, encontraram que predomina a proposta de reflorestamento como principal meio de intervenção no ambiente e fortalecer populações rurais dentre os objetivos socioeconômicos.

16 Estabelece conceitos, objetivos e diretrizes da Política Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais, além de criar o Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais e o Fundo Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais.

Outro argumento que contribui para adoção de um programa de PSA para restauração no estado, é que a adoção desse programa seria um importante passo para contribuir com a meta assumida pelo Brasil de 12 milhões de hectares a serem restaurados em função do acordo de Paris. Considerando em termos relativos a área, ao estado caberia um total de 138 mil hectares a serem restaurados. Total equivalente a 86% da área perdida no período analisado e das quais 16,9% estariam disponíveis nos assentamentos rurais.

Dessa forma, apesar de as primeiras experiências de políticas nacionais de PSA terem sido impulsionadas pela vontade das instituições internacionais (principalmente o Banco Mundial) de promover instrumentos de mercado independentes do Estado (ELOY *et al.*, 2013), no Brasil, os PSA estão concebidos como um complemento aos instrumentos de regulação ambiental. Assim, o PSA no caso dos assentamentos rurais em Pernambuco poderia ser complementar aos instrumentos de comando e controle das políticas florestais e de recursos hídricos, em especial um programa de restauração ecológica.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise dos assentamentos demonstrou que as Áreas de Preservação Permanentes são parte integrante da área produtiva dos assentamentos, ainda que as mesmas hajam sido demarcadas quando de sua criação. Em função disso, a pressão sobre os recursos hídricos nessas áreas é alta e pode contribuir para problemas como assoreamento e redução na vazão de cursos d'água. Os resultados demonstraram, ainda, que os valores necessários para os assentados aderirem a um programa de recuperação ambiental são maiores no cenário onde haveria restrição total a atividades agrícolas. Isto corrobora a teoria econômica, uma vez que o cenário mais restritivo implicaria um maior custo de oportunidade para os assentados.

Tais resultados indicam que a implantação de um programa de PSA para restauração ecológica em assentamentos rurais deverá considerar que restauração das APP's significará uma perda de área produtiva para os agricultores. De tal sorte que o PSA serviria nos anos iniciais do projeto como compensação a área sacrificada, até que as mesmas possam dar algum retorno financeiro. Da mesma forma, esses resultados demonstram que a estruturação de uma política estadual pode ser baseada no custo de oportunidade da terra, o que levaria a valores diferentes, de acordo com a região e bioma no estado.

Outro aspecto importante é que a aceitação e colaboração dos assentados com uma política de PSA tenderia ser maior se houvesse a possibilidade de adoção de sistemas agroflorestais. Esse modelo poderia levar também a uma redução de custos ao estado e a possibilidade de atendimento a um maior número de assentamentos. Dada a não-convexidade das alternativas em questão, e a situação atual da cobertura vegetal no estado de Pernambuco, consideramos que uma política pública se faz necessária para apoiar a restauração ecológica nos assentamentos rurais do estado. Desta forma os benefícios econômicos trazidos seriam significativos considerando a situação ambiental do estado.

REFERÊNCIAS

BRACER, C.; WAAGE, S.; INBAR, M. Getting Started: An Introductory Primer to Assessing & Developing Payments for Ecosystem Service Deals. Washington, DC: KatoombaGroup, 2007

BRAGA, R. A. P. Gestão Ambiental da Bacia do Rio Tapacurá – Plano de Ação. Universidade Federal de Pernambuco/ CTG/ DECIVIL / GRH; Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2001.

BRANCALION, P.H.S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. Restauração Florestal. São Paulo. Oficina de Textos. 2015

BRASILEIRO, R.S. Agricultura orgânica e conservação ambiental: uma alternativa de fortalecimento da produção familiar no assentamento Chico Mendes em Pombos/PE. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CFCH. Geografia. O Autor 2006.

BARDELLA CASTRO, J. D. Usos e abusos da valoração econômica do meio ambiente: ensaios sobre aplicações de métodos de função demanda no Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de Brasília, 2015.

CLAASSEN, R.; CATTANEO, A.; JOHANSSON, R. Cost-effective Design of Agri-Environmental Payment Programs: U.S. Experience in Theory and Practice. Washington, 2005.

COLL, I. G.; OTERO, A.M.; SOTO, A.R.; CRUZ, A.N.; RIVAS, A.J.; BARRADA, L.D. La relación agua-bosque: Delimitación de zonas prioritarias para pago de servicios ambientales hidrológicos em la cuenca del río Gavilanes, Coatepec, Veracruz. México, D. F, INE / SEMARNAT, dic. 2004.

CONDEPE-FIDEM - Agência Estadual de Planejamento e Pesquisas de Pernambuco. Perfil municipal Pombos. CONDEPE/FIDEM. Recife. 2016a.

_____. Perfil municipal Vitória de Santo Antão. CONDEPE/FIDEM. Recife. 2016b CONTADOR, C. Projetos Sociais. Editora Atlas. 5a. Edição. São Paulo. 2014.

DAILY, G.C. (Ed.) Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems. Washington, DC: Island Press, 1997. 392 p.

ELOY, L.; COUDEL, E.; TONI, F. Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil : caminhos para uma reflexão críticas. Sustentabilidade em Debate, v. 4, n. 1, p. 21–42, 2013.

FAO – Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação. El estado mundial de la agricultura y la alimentación: Pago a los agricultores por servicios ambientales. Colección FAO Agricultura No. 38, 2008.

FIELD, A.; MILES, J; FIELD, Z. Discovering Statistics Using R. SAGE Publications. London. 2012.

FREEMAN III, A.M; HERRIGES, J.A; KLING, C.L. The measurement of environmental and resource values: theory and methods. 3.ed. London: RFF Press, 2014.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica Período 2013-2014 Relatório Técnico. São Paulo, 2015.

GLOBAL FOREST WATCH. Country Profiles: Tree cover loss. 2016.

HAAB, T. C.; MCCONNELL, K. E. Valuing environmental and natural resources: the econometrics of non-market valuation. 1. ed. Northampton: Edward Elgar, 2002.

INSTITUTO ESCOLHAS. Plataforma Quanto é? Floresta. O método, 2016.

INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA – INCRA. Números da Reforma Agrária, 2016.

JARDIM, M. H.; BURSZTYN, M. A. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos : o caso de Extrema (MG). Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 20, n. 3, p. 353–360, 2015

JUNQUEIRA, Alexandre da C.; SCHLINDWEIN, Marcelo N.; CANUTO, João C.; NOBRE, Henderson G.; SOUZA, Tatiane de J. M. Sistemas agroflorestais e mudanças na qualidade do solo em assentamento de reforma agrária. Revista Brasileira de Agroecologia, Número 8, Ano 1: pg. 102-115, 2013.

KAPHENGST, T., BASSI, S, DAVIS, M., GARDNER, S., HERBERT, S., HERBERT, S., MAZZA, L., PIETERSE, M. & RAYMENT, M. Taking into a account opportunity costs when assessing costs of biodiversity and ecosystem action, a final report for the European Commision, 2011.

KAUFFMAN, J.B., CASE, R.L., LYTJEN, D., OTTING, N., CUMMINGS, D.L. Ecological approaches to riparian restoration in northeast Oregon. *Restoration Manage. Notes* 13 (1), 12-15, 1995.

LOOMIS, J.; HELFAND, G. Environmental policy analysis for decision making. NEW YORK: Kluwer Academic, 2003.

MARTINEZ, Miguel; DIMAS, Leopoldo. Valoración económica de los servicios hidrológicos: Subcuenca del río Teculután. Guatemala. WWF Centroamérica. 2007

MEA MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystem and human well-being: synthesis. Washington D.C. Island Press, 2005.

MISHAN, E.J. Elementos de Análise de Custos-Benefícios. Editora Zahar. Rio de Janeiro. 1975.

MONTEIRO, Raphaella A. A. A.; IMBROISI, Denise e NOGUEIRA, Jorge M. Pagamentos por Serviços Ambientais: Análise do Produtor de Água no Pípiripau. Anais do XVI Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente (ENGEMA). São Paulo, Universidade de São Paulo, 2014.

MORAES, J. L. A. de. Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) como Instrumento de Política de Desenvolvimento Sustentável dos Territórios Rurais : O Projeto Protetor Das Águas de Vera Cruz , RS. *Sustentabilidade em Debate*, v. v.3, no 1, p. 43–56, 2012.

MURADIAN, Roldan; CORBERA, Esteve; PASCUAL, Unai; KOSOY, Nicolás; MAY, Peter H. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. *Ecological Economics*. Vol. 69, Iss. 6, pgs.1202-1208. 2010.

NOGUEIRA, Jorge M. Mercado ou Governo? O dilema dos esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil. Relatório de Inteligência. Confederação Nacional da Agricultura – CNA. 2013.

NOGUEIRA, Jorge M. Instrumentos Econômicos de Políticas Ambientais: Subsídios. Notas de aula Mestrado em Gestão Econômica do Meio Ambiente – CEEMA/UnB. 2015.

PAGIOLA, Stephano; VON RITTER, Konrad; BISHOP, John. 2005. Assessing the Economic Value of Ecosystem Conservation. The World Bank Environment Department.

PINTO, Erika P.P. O Papel do Pagamento por Serviços Ambientais conforme a realidade de diferentes perfis de agricultores familiares na Amazônia. Brasília, Universidade de Brasília, Dissertação de Mestrado, Centro de Desenvolvimento Sustentável (CDS), 2016.

RODIGHERI, H. R.. Plantios florestais e sistemas agroflorestais: alternativas para o aumento de emprego e renda na propriedade rural. Embrapa Florestas, 2004.

ROSA, F. S.; TONELLO, K. C.; LOURENÇO, R. W. Eleição de áreas prioritárias para pagamento por serviços ambientais : uma análise em nível de microbacia. *Ambiente & Água*, v. 11, n. 2, p. 14, 2016.

ROSENBERG, Renato. Mecanismos Voluntários de Pagamento por Diversos Ambientais: por que não ocorrem no Brasil? Um estudo focado em empresas de geração hidrelétrica e de abastecimento público de água. Brasília, Universidade de Brasília, Dissertação de Mestrado, Departamento de Economia, 2012.

SODHI, Navjot S.; EHRLICH, Paul R. *Conservation Biology for All*. Oxford University Press. New York, 2010.

STERNER, T.: CORIA, J. *Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management*. Resources for the Future - RFF Press. 2nd edition. New York 2012.

TUNDISI, J.G. *Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez*. São Carlos – SP. Ed.Rima, IIE, 2003.

WILSON, J. J., LANTZ, V. A. & MACLEAN, D. A. A benefits-cost analysis of establishing protected natural areas in New Brunswick, Canada. *Policy and Economics*, n. 12: p. 94-103, 2010.

WOSSINK, A.; SWINTON, S. M. Jointness in production and farmers' willingness to supply non-marketed ecosystem services. *Ecological Economics*, v. 64, n. 2, p. 297–304, 2007.

WUNDER, Sven. *Pagos por servicios ambientales: Principios básicos esenciales*. Centro Internacional de Investigación Forestal – CIFOR. Jakarta. Indonésia. 2005.

_____. *Necessary Conditions for Ecosystem Service Payments*. *Economics and Conservation in the Tropics: a strategic dialogue*, 2008.

ANEXO A – Tabelas adicionais da seção de valoração da ACG

Tabela 19 – Sequestro de CO2 total por Área Protegida da ACG para o período 2004–2014 (tCO2/ano)

Nome	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	29.830,364	23.936,886	28.387,836	25.953,047	26.392,850	30.661,037	27.325,821	26.751,191	29.960,156	26.879,587	28.976,033
Guamacaste	26.114,111	21.510,984	24.263,013	22.521,617	23.053,215	27.012,755	24.294,695	24.241,837	26.339,428	24.403,943	25.080,646
Rincón L.V.	9.877,478	8.824,229	9.082,463	9.163,098	9.129,987	10.167,666	10.172,045	9.711,228	10.493,602	9.424,927	9.751,305
Bahía J.	393,021	305,441	374,440	318,559	352,179	400,223	351,641	354,800	403,520	345,891	392,419
Chenailles	317,602	255,682	299,415	266,128	282,982	333,218	288,580	289,796	326,170	287,197	320,052
Áreas AASP	10.730,881	9.213,795	10.001,456	9.751,709	9.762,048	11.282,581	10.873,709	10.849,093	11.025,389	10.474,765	10.388,521
Estación H.	5.292,514	4.107,150	5.008,231	4.471,619	4.622,588	4.962,407	4.748,502	4.736,121	4.769,108	4.616,686	4.573,902
Ribermio Z.	377,450	307,708	369,328	337,264	336,896	355,977	350,436	352,788	345,493	345,564	337,562
Total APs	82.933,419	68.461,875	77.786,183	72.783,040	73.332,745	85.175,865	78.405,429	77.286,855	83.662,866	76.778,561	80.420,441

Tabela 20 – Capacidade de armazenamento anual de CO2 por Área Protegida da ACG. Anos 2004–2014 (tCO2/ha/ano).

Área Protegida	Area (ha)	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	39176.02	34.8	27.93	33.12	30.28	30.79	35.77	31.88	31.21	34.95	31.36	33.8
Guanacaste	33796.44	35.31	29.09	32.81	30.46	31.18	36.53	32.85	32.78	35.62	33	34.73
Rincón L. V.	14127.19	31.96	28.55	29.38	29.64	29.54	32.89	32.91	31.42	33.95	30.49	31.55
Bahía J.	438.74	40.94	31.82	39.01	33.18	36.69	41.69	36.63	36.96	42.03	36.03	40.88
Chenañiles	462.81	31.36	25.25	29.57	26.28	27.95	32.91	28.5	28.62	32.21	28.36	31.61
Áreas AASP	14298.59	34.3	29.45	31.97	31.17	31.2	36.06	34.76	34.68	35.24	33.48	33.21
Estación H.	7283.08	33.21	25.77	31.43	28.06	29.01	31.14	29.8	29.72	29.93	28.97	28.7
Riberino Z.	590.76	29.2	23.81	28.57	26.09	26.06	27.54	27.11	27.29	26.73	26.73	26.12
Valor Médio	110,173.63	33.89	27.71	31.98	29.4	30.3	34.32	31.8	31.58	33.83	31.05	32.57

Tabela 21 – Sequestro de CO2 (tCO2/ano/ha) por tipo de floresta (Ecorregião)

Tipo de bosque	2005		2010		2013	
	Area (ha)	Sequestro (tCO2/año)	Area (ha)	Sequestro (tCO2/año)	Area (ha)	Sequestro (tCO2/año)
BSCA	68,166.96	1,875,944.69	68,169.90	2,131,478.66	75,062.66	2,319,655.44
BHECR	36,695.93	1,143,023.22	36,695.62	1,289,893.06	37,861.24	1,343,598.23
BHIA	35,693.34	913,920.33	35,693.69	1,089,080.72	35,822.89	1,044,565.53
MPS	1,080.95	29,025.88	1,081.91	32,680.84	1,265.86	37,300.90
BMT	17,117.23	461,075.82	17,116.91	527,181.58	17,114.40	486,414.60
Total	158,754.41	1,205,174.37	158,758.03	1,381,557.18	167,127.05	1,425,486.29

Tabela 22 – Capacidade de sequestro anual de Carbono por tipo de floresta - tCO₂/ano

Tipo de Floresta	2005	2010	2013
BSCA	27.52	31.27	30.9
BHECR	31.15	35.15	35.49
BHIA	25.6	30.51	29.16
MPS	26.85	30.21	29.47
BMT	26.94	30.8	28.42
Total Médio	27.61	31.59	30.69

Tabela 23 – Valor Econômico de Sequestro de CO₂ (US\$ 2016), por Área Protegida da ACG(2004–2014) Preço de referência: SCC Tol (2009)

Nome	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	29,830,364	23,936,886	28,387,836	25,953,047	26,392,850	30,661,037	27,325,821	26,751,191	29,960,156	26,879,587	28,976,033
Guamacaste	26,114,111	21,510,984	24,263,013	22,521,617	23,053,215	27,012,755	24,294,695	24,241,837	26,339,428	24,403,943	25,680,646
Rincón L. V.	9,877,478	8,824,229	9,082,463	9,163,098	9,129,987	10,167,666	10,172,045	9,711,228	10,493,602	9,424,927	9,751,305
Bahía J.	393,021	305,441	374,440	318,559	352,179	400,223	351,641	354,800	403,520	345,891	392,419
Chenailles	317,602	255,682	299,415	266,128	282,982	333,218	288,580	289,796	326,170	287,197	320,052
Áreas AASP	10,730,881	9,213,795	10,001,456	9,751,709	9,762,048	11,282,581	10,873,709	10,849,093	11,025,389	10,474,765	10,388,521
Estación H.	5,292,514	4,107,150	5,008,231	4,471,619	4,622,588	4,962,407	4,748,502	4,736,121	4,769,108	4,616,686	4,573,902
Riberino Z.	377,450	307,708	369,328	337,264	336,896	355,977	350,436	352,788	345,493	345,564	337,562
Total APs	82,933,419	68,461,875	77,786,183	72,783,040	73,932,745	85,175,865	78,405,429	77,286,855	83,662,866	76,778,561	80,420,441

Tabla 24 – Valor Económico do Sequestro de CO₂ (US\$ 2016), por Área Protegida da ACG. Ano 2004 – 2014. Preço de referência: SCC Nordhans (2017)

Nome	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	47.090,528	37.787,022	44.813,339	40.969,754	41.664,033	48.401,838	43.136,830	42.229,713	47.295,420	42.432,401	45.741,874
Guanacaste	41.224,012	33.957,468	38.301,850	35.552,863	36.392,049	42.642,621	38.351,863	38.268,422	41.579,700	38.524,323	40.539,740
Rincón L.V.	15.592,691	13.930,021	14.337,673	14.464,964	14.412,694	16.050,786	16.057,698	15.330,247	16.565,312	14.878,290	15.393,514
Bahía J.	620,426	482,173	591,005	502,881	555,954	631,796	555,103	560,092	637,001	546,028	619,476
Chenailles	501,370	403,623	472,660	420,112	446,719	526,021	455,555	457,476	514,895	453,372	505,238
Áreas AASP	16.939,882	14.544,995	15.788,405	15.394,151	15.410,472	17.810,802	17.165,353	17.126,493	17.404,796	16.535,575	16.399,429
Estación H.	8.354,819	6.483,590	7.906,047	7.058,945	7.297,266	7.833,708	7.496,036	7.476,491	7.528,565	7.287,950	7.220,410
Riberino Z.	505,846	485,751	583,024	532,409	531,828	561,949	553,202	556,916	545,399	545,512	532,879
Total APs	130,919,575	108,074,642	122,794,094	114,896,079	116,711,014	134,459,523	123,771,641	122,005,849	132,071,088	121,203,450	126,952,561

Tabela 25 – Valor Econômico do Sequestro de CO₂ (US\$ 2016), por Área Protegida da ACG, ANo 2004–2014. Preço de referência: Limite superior, SCC Hope (2011)

Nome AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	172,601,646	138,501,359	164,255,030	150,167,079	152,711,829	177,408,012	158,110,097	154,785,225	173,352,638	155,528,140	167,658,402
Guanacaste	151,099,014	124,464,835	140,388,369	130,312,462	133,388,345	156,298,665	140,371,681	140,265,842	152,402,724	141,203,801	148,590,941
Rincón L.V.	57,152,133	51,057,922	52,552,096	53,018,657	52,827,070	58,831,195	58,856,532	56,190,193	60,717,095	54,533,627	56,422,087
Bahía J.	2,274,059	1,767,315	2,166,549	1,843,216	2,037,747	2,315,733	2,034,629	2,052,913	2,334,809	2,001,364	2,270,576
Chenailles	1,837,679	1,479,406	1,732,448	1,539,845	1,637,365	1,928,034	1,669,754	1,676,793	1,887,253	1,661,750	1,851,856
Áreas AASP	62,090,013	53,311,998	57,869,487	56,424,423	56,484,243	65,282,212	62,916,435	62,774,002	63,794,069	60,608,102	60,109,084
Estación H.	30,623,049	23,764,405	28,978,157	25,873,260	26,746,784	28,713,013	27,475,336	27,403,699	27,594,566	26,712,637	26,465,081
Riberino Z.	2,183,964	1,780,430	2,136,969	1,951,446	1,949,317	2,039,721	2,027,659	2,041,271	1,999,061	1,999,472	1,953,171
Total AP's	479,861,557	396,127,669	450,079,104	421,130,388	427,782,699	492,836,584	453,662,123	447,189,938	484,082,215	444,248,893	465,321,198

Tabela 26 – Valor Econômico do Sequestro de CO₂ (US\$ 2016), por Área Protegida da ACG. Ano 2004 – 2014. Preço de referência: Limite inferior, SCC Hope (2011)

Nome AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	86.300,823	69.250,680	82.127,515	75.083,539	76.355,914	88.704,006	79.055,048	77.392,613	86.076,319	77.764,070	83.829,201
Guanacaste	75.549,507	62.292,417	70.194,184	65.156,231	66.694,172	78.149,332	70.285,840	70.132,921	76.201,362	70.601,900	74.295,471
Rincón L.V.	28.576,066	25.528,961	26.276,048	26.509,328	26.413,535	29.415,598	29.428,266	28.095,096	30.358,547	27.266,814	28.211,043
Bahía J.	1.137,029	883,658	1.083,275	924,608	1.018,874	1.157,867	1.017,315	1.026,456	1.167,405	1.000,682	1.135,288
Chenailles	918,839	739,703	866,224	769,922	818,682	964,017	834,877	838,397	943,626	830,875	925,928
Áreas AASP	31.045,006	26.655,999	28.994,743	28.212,212	28.242,121	32.641,106	31.458,218	31.387,001	31.897,035	30.304,051	30.054,542
Estación H.	15.311,524	11.882,202	14.489,079	12.936,630	13.373,392	14.356,506	13.737,668	13.701,849	13.797,283	13.356,318	13.232,541
Riberino Z.	1.091,982	800,215	1.068,484	975,723	974,658	1.029,860	1.013,829	1.020,636	999,530	999,736	976,585
Total APs	239,930,778	198,063,835	225,039,552	210,565,194	213,891,350	246,418,292	226,831,061	223,594,969	242,041,107	222,124,447	232,660,599

Tabela 27 – Valor Econômico do Sequestro de CO₂ (US\$ 2016), por Área Protegida da ACG, Anos 2004-2014, Preço de CO₂, Mercado Voluntário Costa Rica

Nome	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	10,225,216	8,205,057	9,730,748	8,896,154	9,046,909	10,509,953	9,366,712	9,169,741	10,269,706	9,213,752	9,932,370
Guamacaste	8,951,363	7,373,509	8,316,846	7,719,933	7,902,153	9,259,400	8,327,706	8,309,588	9,028,597	8,365,154	8,802,781
Rincón L.V.	3,385,790	3,024,758	3,113,276	3,140,916	3,129,566	3,485,260	3,486,761	3,328,803	3,596,984	3,230,665	3,342,541
Bahia J.	134,719	104,699	128,350	109,195	120,720	137,188	120,535	121,618	138,318	118,564	134,513
Chenaílles	108,867	87,643	102,633	91,223	97,000	114,220	98,919	99,336	111,804	98,445	109,707
Áreas AASP	3,678,318	3,158,294	3,428,287	3,342,679	3,346,223	3,867,430	3,727,277	3,718,839	3,779,270	3,590,527	3,560,965
Estación H.	1,814,162	1,407,844	1,716,715	1,532,776	1,584,525	1,701,008	1,627,686	1,623,442	1,634,749	1,582,502	1,567,837
Riberino Z.	129,382	105,476	126,598	115,607	115,481	122,021	120,122	120,928	118,428	118,452	115,709
Total APs	28,427,817	23,467,279	26,063,454	24,948,483	25,342,577	29,196,480	26,875,718	26,492,295	28,677,856	26,318,062	27,566,422

Tabela 28 – Valor Econômico do Sequestro de CO₂ (US\$ 2016), por Área Protegida da ACG. Ano 2004-2014. Preço de CO₂: Mecanismo de Desenvolvimento Limpo(MDL).

Nome AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Santa Rosa	5,848,824	4,603,293	5,565,988	5,088,600	5,174,832	6,011,693	5,357,759	5,245,092	5,874,272	5,270,266	5,681,316
Guamacaste	5,120,180	4,217,647	4,757,236	4,415,801	4,520,032	5,296,377	4,763,448	4,753,084	5,164,358	4,784,868	5,035,191
Rincón L.V.	1,936,672	1,730,162	1,780,794	1,796,604	1,790,112	1,993,569	1,994,428	1,904,075	2,057,475	1,847,940	1,911,933
Bahia J.	77,959	59,888	73,416	62,460	69,052	78,472	68,946	69,566	79,118	67,819	76,941
Chenaílles	62,272	50,132	58,706	52,180	55,484	65,334	56,582	56,820	63,952	56,310	62,752
Áreas AASP	2,103,998	1,806,544	1,960,980	1,912,012	1,914,040	2,212,170	2,132,002	2,127,176	2,161,742	2,053,782	2,036,872
Estación H.	1,037,700	805,287	981,961	876,748	906,348	972,977	931,036	928,609	935,077	905,191	896,803
Riberino Z.	74,006	60,332	72,414	66,127	66,055	69,796	68,710	69,171	67,741	67,755	66,186
Total APs	16,260,712	13,423,284	15,251,496	14,270,532	14,495,954	16,700,387	15,372,911	15,153,593	16,403,734	15,053,932	15,767,993

ANEXO B – Tabelas adicionais da seção de valoração dos assentamentos

B.1 Informações adicionais - Sessão 3

Tabela 29 – Composição dos gastos - Cenário 1

Parâmetros	%	\$
remuneracao adm	0,01	201,04
insumos nacionais	0,433	8.705,13
insumos importados	0,283	5.689,50
mao de obra (nQ)	0,274	5.508,56
Taxa de Social de Cambio	7,41%	-
Salário Social da Mão de obra não qualificada	60%	-

Tabela 30 – Distorção entre Preços Privados e Sociais - Cenário 1

Custo Privado (a)	20.104,23
Custo Mg Social (b)	18.322,40
(a) - (b)	1.781,83
Proporção Distorção - ϕ	-0,0886

Tabela 31 – Composição dos gastos - Cenário 2

Parâmetros	%	\$
remuneracao adm	0,01	150,33
insumos nacionais	0,433	6.509,29
insumos importados	0,283	4.254,34
mao de obra (não-qualificada)	0,274	4.119,04
Taxa de Social de Cambio	7,41%	-
Salário Social da Mão de obra não qualificada	60%	-

Tabela 32 – Distorção entre Preços Privados e Sociais - Cenário 2

Custo Privado (a)	15.033,00
Custo Mg Social (b)	13.700,63
(a) - (b)	1.332,37
Proporção Distorção - ϕ	-0,0886