

# Sistemas Agroflorestais, Tendência da Agricultura Ecológica nos Trópicos:

SUSTENTO DA VIDA E SUSTENTO DE VIDA

**Manfred Willy Müller**

Ceplac/Cepec

**Antonio Carlos da Gama-Rodrigues**

Uenf/Laboratório de Solos

**Isabel Cristina Fontes Lima Brandão**

Ceplac/Cepec

**Maria Helena C. Fernandes Serôdio**

Ceplac/Cepec



*manfred willy müller*  
*Antonio Carlos da Gama-Rodrigues*

# Sistemas Agroflorestais, Tendência da Agricultura Ecológica nos Trópicos

SUSTENTO DA VIDA E SUSTENTO DE VIDA

EDITORES

MANFRED WILLY MÜLLER - CEPLAC/CEPEC

ANTONIO CARLOS da GAMA-RODRIGUES - UENF/Laboratório de Solos

ISABEL CRISTINA SILVA FONTES LIMA BRANDÃO - CEPLAC/CEPEC

MARIA HELENA de CARVALHO FERNANDES SERÔDIO - CEPLAC/CEPEC

SOCIEDADE BRASILEIRA DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS  
COMISSÃO EXECUTIVA DO PLANO DA LAVOURA CACAUEIRA  
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE

ILHÉUS - BA

*manfred willy müller*  
*Manfred W. Müller*

# Sistemas Agroflorestais, Tendência da Agricultura Ecológica nos Trópicos

SUSTENTO DA VIDA E SUSTENTO DE VIDA

## EDITORES

MANFRED WILLY MÜLLER - CEPLAC/CEPEC

ANTONIO CARLOS da GAMA-RODRIGUES - UENF/Laboratório de Solos

ISABEL CRISTINA SILVA FONTES LIMA BRANDÃO - CEPLAC/CEPEC

MARIA HELENA de CARVALHO FERNANDES SERÔDIO - CEPLAC/CEPEC

SOCIEDADE BRASILEIRA DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS  
COMISSÃO EXECUTIVA DO PLANO DA LAVOURA CACAUEIRA  
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE

ILHÉUS - BA

#### EDITORES RESPONSÁVEIS

Manfred Willy Müller - CEPLAC/CEPEC  
Antonio Carlos da Gama-Rodrigues - UENF/Laboratório de Solos  
Isabel Cristina Silva Fontes Lima Brandão - CEPLAC/CEPEC  
Maria Helena de Carvalho Fernandes Seródio - CEPLAC/CEPEC

#### PROJETO GRÁFICO E DIAGRAMAÇÃO

COMULT - Comunicação e Multimeios/UENF

#### IMPRESSÃO

CEPLAC, Ilhéus, Ba

#### FICHA CATALOGráfICA

Preparada pela Biblioteca do **CCTA / UENF** 001/2004

Sistemas agroflorestais, tendência da agricultura ecológica nos trópicos: sustento da vida e sustento de vida / Manfred Willy Muller, Antonio Carlos da Gama-Rodrigues, Isabel Cristina Silva Fontes Lima Brandão...[et al.]. - Ilhéus, Ba : Sociedade Brasileira de Sistemas Agroflorestais : Comissão Executiva do Plano da lavoura Cacaueira; Campos dos Goytacazes, RJ : Universidade Estadual do Norte Fluminense, 2004.  
292 p.; il.

Inclui bibliografia.

1. Agrossilvicultura 2. Agricultura alternativa 3. Sustentabilidade  
I. Müller, Manfred Willy II. Gama-Rodrigues, Antonio Carlos da  
III. Brandão, Isabel Cristina Silva Fontes Lima

CDD - 634.99

Vol 01  
Nov 2004

## PREFÁCIO

A Sociedade Brasileira de Sistemas Agroflorestais realizou o IV Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais (IV CBSAF), no período de 21 a 26 de outubro de 2002, na cidade de Ilhéus, Bahia, sob a responsabilidade da CEPLAC e da UESC.

O tema central do evento foi **“SAF’s, Tendência da Agricultura Ecológica nos Trópicos: Sustento da vida e Sustento de vida”**, que foi amplamente debatido sob aos aspectos de seqüestro de carbono, leis ambientais, fruticultura, floricultura, agricultura familiar, espécies de múltiplo uso, zona tampão e corredores ecológicos, produção de biomassa e energia, socioeconomia, financiamento, ensino técnico e superior relacionados a Sistemas Agroflorestais.

O tema central do evento foi abordado envolvendo 36 palestrantes convidados com a participação em cinco Conferências, nove Mesas Redondas, duas Comunicações Especiais, duas Reuniões Técnicas, 217 Trabalhos Voluntários apresentados e duas Excursões Técnicas. Contou com a participação de 467 congressistas, sendo 305 profissionais e estudantes de pós-graduação (65,3%), 155 estudantes de graduação (33,2%) e 7 empresários (1,5%).

O IV CBSAF, que foi o primeiro após a criação da Sociedade Brasileira de Sistemas Agroflorestais e, também, o primeiro no novo milênio, representou um grande marco para os cidadãos brasileiros pela discussão de modelos integrados das ciências sociais, econômicas, biológicas, agrárias e ambientais. Assim, o conhecimento das diversas áreas e fatores que envolvem os Sistemas Agroflorestais constitui-se de primordial importância para a produção de alimentos e matérias-primas, consumo racional de energia, proteção ambiental, fixação do homem no campo e, principalmente, para a melhoria da qualidade de vida das comunidades.

Com o objetivo de padronizar os trabalhos que fazem parte da presente publicação, os editores procederam à formatação e à correção ortográfica de algumas palestras sem, no entanto, alterar os conteúdos e a estrutura dos trabalhos. Procurou-se, aperfeiçoar a apresentação das tabelas, figuras, gráficos e desenhos. Ainda assim, alguns capítulos não alcançaram a qualidade desejada em função de deficiência nos originais apresentados. Existiram dificuldades na padronização da bibliografia de alguns trabalhos. Deste modo, os conceitos, os dados apresentados, as idéias, as opiniões e conclusões enunciadas em cada trabalho são de inteira responsabilidade dos autores.

Os editores, em nome da Coordenação do Congresso, agradecem a todos os palestrantes, congressistas e participantes da equipe de apoio que tornaram possível a realização do evento.

Os editores  
Ilhéus, Ba, setembro de 2004

# CONTEÚDO

	Página
<b>Parte I</b>	
<b>Serviços ambientais e balanço de carbono em Sistemas Agroflorestais</b>	<b>09</b>
Carbon sequestration in agroforestry systems and emerging carbon markets <i>Erick C. Martins Fernandes</i>	11
Secuestro de carbono con sistemas alternativos en el Perú <i>Julio Alegre, Luis Arévalo, Auberto Ricse, Daniel Callo-Concha, Cheryl Palm</i>	27
Aplicaciones metodológicas de valoración económica de bienes de servicios ambientales derivados de bosques naturales y sistemas agroflorestales <i>Ruben Guevara, Manuel Luna</i>	33
Balanço de carbono em SAF's – Argumentos para a redução do efeito estufa <i>Alcides Lopes Leão, Vera Lex Engel</i>	63
<b>Parte II</b>	
<b>Sistemas Agroflorestais na recuperação de áreas degradadas</b>	<b>65</b>
Ciclagem de nutrientes em sistemas agroflorestais na região tropical: funcionalidade e sustentabilidade <i>Antonio Carlos da Gama-Rodrigues</i>	67
Recuperação de áreas antropizadas da mesoregião nordeste paraense por meio de sistemas agroflorestais <i>Ítalo Cláudio Falesi, Ruy Rangel Galeão</i>	89
Importância dos SAF's na recuperação de áreas degradadas <i>Ernst Götsch</i>	101
<b>Parte III</b>	
<b>Sistemas Agrossilvipastoris: situação atual e perspectivas</b>	<b>105</b>
Potencial e adoção de sistemas silvipastoris na Amazônia Oriental <i>Jonas Bastos Veiga, Jean François Tourrand</i>	107

Experiências com sistemas silvipastoris e agrossilvipastoris nas regiões sul e sudeste do Brasil 125  
*Margarida Mesquita de Carvalho, Elizabeth Nogueira Fernandes, Maurílio J. Alvi, Deise F. Xavier*

Sistemas agroflorestais pecuários no semi-árido do Brasil 141  
*Gherman Garcia Leal de Araújo, Clóvis Guimarães Filho, Orlando Monteiro de Carvalho Filho*

#### Parte IV

**Exploração de produtos não madeireiros em Sistemas Agroflorestais 153**

Especiarias como alternativas em sistemas agroflorestais 155  
*Célio Kersul do Sacramento*

Plantas medicinais e aromáticas em sistemas agroflorestais na Amazônia 161  
*Irenice Maria dos Santos Vieira, Milton Guilherme da Costa Mota*

#### Parte V

**Sistemas Agroflorestais na conservação de biomas tropicais 167**

Sistemas agroflorestais com cacau como exploração sustentável dos biomas tropicais 169  
*Manfred Willy Müller, Caio Márcio Vasconcelos Cordeiro de Almeida, Augusto Roberto Sena Gomes*

Cacao, biodiversidad y pueblos indígenas: producción sostenible y conservación de biodiversidad en fincas cacaoteras de Talamanca, Costa Rica 181  
*Eduardo Somarriba, Célia Harvey*

#### Parte VI

**Comunidades indígenas e agricultura familiar em Sistemas Agroflorestais 189**

Os agentes agroflorestais indígenas do Acre 191  
*Renato Antônio Gavazzi*

Sistemas agroflorestais indígenas na Amazônia: uma visão histórica 197  
*Robert Pritchard Miller*

A experiência com agrofloresta no Projeto de Assentamento Dirigido Humaitá/Porto Acre/AC 201  
*Fabiana Mongeli Peneireiro*

#### Parte VII

**Informática e estatística em Sistemas Agroflorestais 209**

Protótipo do sistema de informações agroflorestais – Banco de Dados 211  
*Gladys Ferreira de Sousa, Elisa Vieira Wandelli, Wenceslau Geraldes Teixeira*

Delineamento e análise de experimentos agroflorestais 217  
*Hilton Thadeu Zarate do Couto*

#### Parte VIII

**Aspectos políticos e socioeconômicos, ensino e difusão de tecnologia em sistemas agroflorestais 225**

Delivering on the promise of agroforestry 227  
*Pedro A. Sanchez*

Maestria agroflorestal con sub-especialidad 235  
*Eduardo Somarriba*

Situação atual e perspectivas do ensino, capacitação e pesquisa agroflorestal no Brasil - Uma abordagem com ênfase na região amazônica 243  
*Izildinha S. Miranda, Tatiana Deane de Abreu Sá, Marlon Menezes*

Extensão rural em sistemas agroflorestais 257  
*Jorge Luiz Vivan*

Aspectos de P&D, socioeconômicos e de transferência de tecnologia de sistemas agroflorestais 265  
*Luciano Montoya*

Implantação de sistemas agroflorestais na região amazônica através da criação de distritos Agroflorestais 277  
*Frederico Monteiro Álvares-Afonso, Marília Loçatelli*

O CNPq como fonte de financiamento à pesquisa e ao desenvolvimento Agroflorestal 287  
*Ângela Meneses de Souza Silva*

## Carbon Sequestration in Agroforestry Energizing Carbon

### INTRODUCTION

Carbon sequestration in agroforestry systems is a promising strategy to mitigate climate change. This paper discusses the potential of agroforestry to store carbon in biomass and soil, and the challenges associated with measuring and verifying carbon sequestration. The paper also highlights the importance of agroforestry in providing ecosystem services, such as soil conservation, water regulation, and biodiversity conservation. The authors argue that agroforestry can be a key component of a sustainable and resilient agricultural system that can contribute to climate change mitigation and adaptation.

## Parte I

Serviços ambientais e  
balanço de carbono em  
Sistemas Agroflorestais

## Carbon Sequestration in Agroforestry Systems and Emerging Carbon Markets

Erick C. M. Fernandes<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Department of Crop and Soil Sciences, Cornell University, USA

### INTRODUCTION

Carbon in the atmosphere is accumulating in part from utilizing fossil fuels to produce energy, fertilizer, and pesticides central to our food supply and standard of living. The global increase in atmospheric CO<sub>2</sub>, the main greenhouse gas, comes mainly from fossil fuels (6.5 Gt C yr<sup>-1</sup>), together with about 1.6 Gt C yr<sup>-1</sup> from deforestation. The atmospheric increase is only 3.4 Gt C yr<sup>-1</sup>, however, due to a net sink in terrestrial ecosystems of about 2 Gt C yr<sup>-1</sup>, and another in the oceans.

A budget of global C fluxes and stocks is presented in Table 1. There is a strong consensus among atmospheric scientists that continued increase in the concentration of atmospheric CO<sub>2</sub> and other greenhouse gases such as methane (CH<sub>4</sub>) and nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) will enhance the earth's natural greenhouse effect and lead to global warming (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC, 1996). There is consequently a growing demand to reduce atmospheric CO<sub>2</sub> levels by (i) reducing anthropogenic emissions to the atmosphere and (ii) removing carbon from the atmosphere by sequestration in the biosphere.

Over 170 countries have ratified the UN Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) that aims at 'the stabilization of greenhouse gases in the atmosphere at a level that will prevent dangerous anthropogenic interference with the climate system'. The Kyoto Protocol, signed in 1997, commits the developed ('Annex 1') countries to a reduction in gaseous emissions. Increasing net carbon sequestration by afforestation of previously non-forested land is one way of reducing net national emissions of CO<sub>2</sub> that is permitted under the Kyoto Protocol.

Enhanced terrestrial uptake of CO<sub>2</sub> over the next 50 to 100 years has been suggested as a way to reclaim the 150 or more Pg carbon (C) lost to the atmosphere from vegetation and soil since 1850 as a consequence of land use change (Batjes, 1999; Lal et al., 1998a; Houghton, 1995), thus effectively 'buying time' for the development and implementation of new longer term technical solutions, such as C-free fuels. It is hypothesized that the re-growth of vegetation following cropping or the use of no till systems and deep rooted, fast-growing tree and grass species can result in a recovery of SOC to levels approaching that of the forest soil: Estimates of the capacity for C sequestration in agricultural soils globally, are in the order of 40-80 Pg C over the next 50 – 100 years (IPCC, 1996).



**Table 1** - Budget of Global C Stocks and Fluxes (Stocks are in Pg carbon; Fluxes are in Pg carbon per year. 1 Pg =  $10^{15}$  g or  $10^9$  metric tons). Adapted from Field (2001).

Carbon fluxes and stocks	Pg C
<b>CO<sub>2</sub> sources averaged over the 1990s</b>	
Fossil fuel and cement prod. emissions	6.4 ± 0.5
Net emissions from tropical land use	1.6 ± 1.0
Total anthropogenic emissions	8.0 ± 1.1
<b>C sinks over the 1990s</b>	
Atmospheric increase	3.2 ± 0.2
Ocean uptake	2.0 ± 0.8
Temperate forest regrowth	0.5 ± 0.5
Tropical & sub tropical sinks	2.3 ± 2.0
<b>Fluxes in the C cycle of the 1980s</b>	
Land gross primary production	120
Land net primary production	56.4
Ocean net primary production	48.6
<b>Stocks in C cycle of the 1980s</b>	
Atmospheric C in CO <sub>2</sub>	760
Terrestrial vegetation C	610
Soil carbon	1,580
C in ocean biosphere	3
Inorganic and organic C in ocean water	39,800
Potential sinks in croplands alone (50- 100 y <sup>a</sup> )	40- 80

<sup>a</sup> IPCC, 1996.

## HOW CERTAIN ARE WE THAT SEQUESTERING CARBON WILL BE BENEFICIAL?

The underlying basis of the need for C sequestration is the strong correlation between increasing concentrations of atmospheric CO<sub>2</sub> and measured global warming. It is hypothesized that as global temperatures rise, global climate may change significantly and the frequency and severity of extreme climatic events may increase. Secondary negative effects could also include the rapid global expansion of crop pests and human disease vectors.

Because of the complex interacting systems that determine climate, however, the empirical database to estimate the economic impacts or damages from climate change is sparse at this stage. The difficulty in predicting the direction and magnitude

of climate change as a result of increasing CO<sub>2</sub> and other greenhouse gasses is complicated by the fact that the major greenhouse gases have an atmospheric residence time of over a century. Also, because of the great thermal inertia of the oceans, the climate has a lag of several decades behind the change in greenhouse gases.

Others have argued that increasing levels of atmospheric CO<sub>2</sub> will result in natural C sequestration via increased levels of photosynthesis and an "increased greening of the earth" resulting in a larger terrestrial C sink – a "CO<sub>2</sub> fertilization" effect. Although pot experiments have shown a mean plant growth increases of between 30 and 50% for a doubling of atmospheric CO<sub>2</sub> (Poorter et al., 1996), the data to estimate the potential of for this extra growth to drive carbon sequestration at an ecosystem scale is non-existent. There are also likely to be medium term negative feedbacks on C sequestration of ecosystem-scale nutrient limitations (McMurtrie and Comins, 1996).

Important among the societal benefits of enhancing soil and ecosystem C, for which farmers must be compensated, include:

- (i) reduction in erosion and downstream sedimentation,
- (ii) decrease in non-point source pollution, (iii) biodegradation of pollutants,
- (iv) purification of natural waters,
- (v) enhancement of biodiversity (soil and vegetation), and
- (vi) reduction in risks of accelerated greenhouse effect.

## CARBON SEQUESTRATION VIA AGROFORESTRY SYSTEMS

On most agricultural lands, net carbon sequestration is likely to occur only if cropland is converted to forests or agroforests. Second, the ultimate fate of the wood products must be considered. Carbon is sequestered for long periods of time if the trees are not harvested. Even if the trees are harvested, however, sequestration can be long lived if slow-growing older trees are processed to timber that is used in construction of furniture or houses that last for decades. Alternatively, sequestration is short lived if trees are burned for firewood, or processed into paper.

## NET PRIMARY PRODUCTION AND AGROECOSYSTEMS

The potential for C sequestration with or without agroforestry systems will vary significantly based on geographic location, climate, soils, and management. As a baseline for judging C sequestration potential, an understanding of inherent ecosystem productivity is important. The ratio of net plant growth (gross production minus respiration) to the amount of absorbed photosynthetically active radiation (PAR) is known as the light (or radiation) use efficiency ( $\bar{a}$ ). In an analysis of the literature, Ruimy et al. (1994) derived values for the light use efficiency for a number of ecosystem types (Table 2). The values range widely, being especially high for C-4 crops and low for some forest types.

Although it is difficult to establish values for a (estimates in Table I are only approximations), it is interesting to note the differences among ecosystem types. These differences highlight the importance of photosynthesis and plant respiration in the C balance of the terrestrial biosphere and for understanding C sequestration potential. In particular, the light use efficiency of managed ecosystems generally exceeds that of unmanaged native ecosystems. Whereas light use efficiency is not necessarily strongly related to long-term C sequestration, it does represent the input side of the C balance equation for a given light environment and canopy structure. Tropical agroforestry systems commonly contain many long rotation woody perennials and diverse mixtures of C<sub>3</sub> and C<sub>4</sub> species. Differences in photosynthetic capacities among these species and systems suggest a significant potential for managed agroforestry systems for C sequestration.

**Table 2 -** Light use efficiencies among ecosystem types (Ruimy et al., 1994).

Ecosystem type	Mean $\epsilon$ (g/MJ) <sup>a</sup>
Equatorial moist forest	0.62
Equatorial evergreen tree plantation	1.74
Mediterranean evergreen forest	0.37
Temperate deciduous forest	1.01
Temperate deciduous tree plantation	2.72
Temperate and sub polar coniferous forest	1.57
Temperate and sub polar coniferous tree plantations	1.69
Temperate grassland	1.26
C <sub>3</sub> -3 crops	2.71
C <sub>3</sub> -4 crops	3.51
All cultivated/managed vegetation	2.07

<sup>a</sup> With respect to total (i.e., above- plus below-ground) plant growth.

Estimates of the potential for sustained terrestrial (soil + vegetation) C sequestration in native and managed ecosystems (DOE, 1999), suggest that the relative potential for C gain in native ecosystems in the next few decades is probably greatest in tropical savannah, followed by tropical forests, wetlands, and unmanaged temperate grasslands and forests. With hypothesized global warming and associated accelerated soil organic matter (SOM) decomposition, the potential for significant loss of soil C is thought to be greatest in high latitude ecoregions, including peat lands and arctic and boreal tundra and taiga (Amthor and Huston, 1998).

## TROPICAL AGROFORESTRY SYSTEMS AND C SEQUESTRATION

Reliable data on C stocks and fluxes from replicated, long-term agroforestry research plots is very scarce. Measurements of total system carbon in a variety of

forest, fallow, agroforest, and grassland systems were conducted by researchers in the Alternatives to Slash and Burn (ASB) program (Brady, 1996) at 116 sites in the humid tropics of Brazil, Cameroon, Indonesia and Peru. The data from non-replicated plots from a carefully selected range of land uses in a chronosequence showed that natural fallow succession accumulated a mean total system carbon of 7.9 t.ha. yr<sup>-1</sup>, complex agroforests accumulated 3-6 t.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> and pastures lost 0.6 t.ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> (Woomer et al. 1998).

In a study of paired 13-year-old open-grown and shaded coffee systems in Togo, Dossa et al. (2002) reported that shaded coffee (with *Albizia adianthifolia* trees) accumulated a mean total system C of 4.76 Mg C ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> as compared to 2.1 – 3.4 Mg C ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> estimated for shaded coffee plantations in Mexico (De Jong et al., 1997).

In the Togo coffee systems on Oxisols, the total plant C stock in the shade-coffee system was 82 Mg ha<sup>-1</sup>, of which 67 Mg (82%) was found in aboveground fractions. Aboveground C stock in the shade-coffee system was dominated by the *Albizia* trees, which contributed 82% of the total aboveground C. Total C in the open-grown coffee system was only 23 Mg ha<sup>-1</sup>, 60% of that amount was allocated to aboveground biomass. The major contributor to aboveground C in the open-grown coffee system was coffee stem, which made up 53% of total aboveground C in that system. Although the belowground C stock in the shade-coffee system was higher than that in the open grown coffee system, the magnitude of that difference was small compared to the aboveground C difference between the two systems.

In the only replicated, long-term agroforestry experiment on degraded pasture land in the Amazon, McCaffery et al (2002), reported mean annual above-ground C sequestration rates of 3.9-9.1 Mg ha<sup>-1</sup> for three, 9-year-old agroforestry systems near Manaus, Brazil. The 9-year-old secondary vegetation on adjacent control plots accumulated a mean of 12.7 Mg ha<sup>-1</sup>. Table 3 presents the aboveground biomass and carbon stocks of the species and systems, nine years after establishment on a degraded Oxisol. Unlike the biomass estimates from Woomer et al. (1997), which were based on non species specific biomass equations developed for mature forest, the Manaus aboveground C data is based on 13 species specific equations developed for the systems at the site. In another study near Manaus of 10 regenerating woody fallows in a carefully selected chronosequence ranging in age from 2-14 years following pasture, Feldpausch et al. (2002) reported rapid aboveground biomass accrual of 128 Mg ha<sup>-1</sup> within 14 years. Total C accrual (plant and soil) was 7.04 Mg C ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>. This is significantly lower than the values reported by McCaffery et al (2002) but is probably due to the more intensive use and higher levels of soil degradation in the chronosequence studied by Feldpausch et al (2002).

In both the fallow vegetation and agroforestry systems, a significant proportion of the aboveground (and probably total) system biomass (60-80%) was contributed by 3 to 5 species in any given system. Provided these 3-5 species form the minimum core of local agroforestry systems and are planted at a pre-determined density, I suggest that farmers can include a range of additional species to suit local preferences, soils, and markets and still sequester C at readily verifiable rates.

**Table 3 -** Estimated above ground biomass (AGBM) and carbon stocks in three 9-year-old agroforestry systems established on abandoned pastures near Manaus, Brazil. (McCaffery, Fernandes, Rondon, and Wandelli, 2002).

AGROFORESTRY SYSTEM & SPECIES	Mean plant DW ( $\pm 1$ SE)	AGBM Mg ha <sup>-1</sup> (No.) ††	†C % DM	C Stocks Mg ha <sup>-1</sup>	‡% Total C
<b>FRUIT - TREE SYSTEM</b>					
<i>Bertholletia excelsa</i> (Brasil Nut)	372.4 $\pm$ 22.0	29.42 (79)	0.543	15.97	46.6
<i>Eugenia stipitata</i> (Araça-boi)	14.9 $\pm$ 0.78	18 (79)	0.491	0.578	1.7
<i>Genipa americana</i> (Genipapo)	25.3 $\pm$ 1.26	3.64 (144)	0.531	1.93	5.6
<i>Gliricidia sepium</i>	12.0 $\pm$ 1.06	10.48 (373)	0.485	5.08	14.7
<i>Inga edulis</i>	32.9 $\pm$ 0.76	6.93 (119)	0.485	3.36	9.8
<i>Malpighia glabra</i> (Acerola)	3.6 $\pm$ 0.30	0.70 (194)	0.423	0.297	0.9
<i>Musa paradisiaca</i> (Banana)	6.1 $\pm$ 0.45	* 1.81 (300)	0.513	0.931	2.7
<i>Swietenia macrophylla</i> (Mahogany)	79.2 $\pm$ 3.27	3.17 (40)	0.506	1.59	1.59
<i>Tectona grandis</i> (Teak)	62.4 $\pm$ 11.10	5.68 (91)	0.497	2.82	8.2
<i>Theobroma grandiflorum</i> (Cupuaçu)	35.3 $\pm$ 0.65	3.56 (83)	0.497	1.77	5.2
<b>TOTALS</b>	-----	66.7 (1502)	-----	34.3	100%
<b>PALM-BASED SYSTEM</b>					
<i>Bactris gasipaes</i> (Peach palm)	47.6 $\pm$ 2.45	30.95 (650)	0.536	16.59	39.8
<i>Columbrina glandulosa</i>	142.8 $\pm$ 3.81	17.56 (123)	0.497	8.73	20.9
<i>Euterpe oleracea</i> (Açaí)	15.2 $\pm$ 0.26	9.06 (596)	0.498	4.42	10.6
<i>Theobroma grandiflorum</i> (Cupuaçu)	42.9 $\pm$ 0.65	13.91 (324)	0.497	6.91	16.6
<i>Gliricidia sepium</i>	12.0 $\pm$ 1.06	10.48 (373)	0.485	5.08	12.1
<b>TOTALS</b>	-----	82.0 (2066)	-----	41.7	100%
<b>SILVOPASTORAL SYSTEM</b>					
<i>Schizolobium amazonicum</i> (Paricá)	68.7 $\pm$ 3.67	5.86 (85)	0.521	3.05	19.0
<i>Swietenia macrophylla</i> (Mahogany)	79.5 $\pm$ 3.27	5.23 (66)	0.506	2.62	16.3
<i>Bracharia humidicola</i> <sup>^</sup>	0.419 kg m <sup>-2</sup>	4.19	0.493	2.06	12.8
<i>Desmodium ovalifolium</i>	0.449 kg m <sup>-2</sup>	4.49	0.483	2.17	13.5
Invasives	0.225 kg m <sup>-2</sup>	2.25	0.473	1.06	6.6
<i>Gliricidia sepium</i>	12.0 $\pm$ 1.06	10.48 (373)	0.485	5.08	31.7
<b>TOTALS</b>	-----	32.5 (524)	-----	16.0	100%

‡Based on actual values calculated as weighted average of C content of trunk, branch and leaf multiplied by average DW of trunk, branch, leaf from 3 composite samples each consisting of 3 plants ( $n = 9$ ) per plant part. †Contribution of individual species to total above ground carbon stocks.

\*Calculated as volume of cylinder for stem + leaf DW ( $n = 9$ ). ^Dominated by *Rolandra fruticosa* and *Borreria verticillata*. ††Plants per hectare.

## UNCERTAINTY ANALYSIS OF CURRENT C SEQUESTRATION ESTIMATES

In long-term field studies, the number of samples required to detect a specified change in a given property (e.g. soil C, biomass C) is often determined by using the

standard error of a soil property from a pilot study. When a given property is highly variable, estimates of its standard error will also be highly variable. Therefore, it is useful to have confidence limits for the standard error in sample size calculations. In a comparison of commonly used computational methods and bootstrapping techniques, Johnson et al (1990) found that with modest non-normality in the data, using the 95% confidence limit for standard error resulted in as much as a twofold increase in the sample size requirement compared with the commonly used average standard error. Since the bootstrap procedure is free of parametric assumptions, its use in above and belowground C sequestration estimates will yield more reliable results.

For example, estimates of SOC losses or accumulation rarely take into account the contribution of charcoal. In a study conducted at Manaus, Brazil, Rondon et al. (2001) reported C contributions from charcoal ranging from 5-15 % of total SOC to a depth of 1 m but with the highest levels of charcoal occurring in the top 15 cm. As the distribution of charcoal is highly clumped and based on stump, root and log position, the resulting estimates of SOC dynamics could be significantly over or underestimated if charcoal is not accounted for in the soil samples.

## MANAGEMENT INFLUENCE ON ABOVEGROUND C AND SOC DYNAMICS

There are several management strategies to optimise total system C accumulation in agroforestry and other land use systems. Using the analogy of "yield gap," which differentiates three levels of crop production: *Potential*, *Attainable* and *Actual* (Rabbinge & van Ittersum, 1994; van Ittersum and Rabbinge, 1997), Ingram and Fernandes (2001) suggested a conceptual framework (Figure 1) to facilitate management considerations for soil and system C sequestration.

The conversion of native vegetation to crops or pasture results in a depletion of native soil carbon stocks. Estimates of the average loss of SOC in the top 1 m within 2-8 years following the conversion of native tropical vegetation to agriculture, vary from 15% to 40% (Sanchez et al., 1982; Detwiler, 1986; Davidson and Ackerman, 1993). For example, in the early 1980's, land use changes were estimated to have resulted in the transfer of between 1 and 2 Pg C yr<sup>-1</sup> from terrestrial ecosystems to the atmosphere. Between 15% and 17% of this C came from the decomposition of SOM (Houghton, et al., 1991; Houghton and Hackler, 1994).

On upland soils in Sumatra, van Noordwijk et al (1997) reported that the difference in (top) soil C content between natural forest and agricultural land was in the range 0.5-1.0% C, equivalent to a change in total soil C stock of 10-20 t ha<sup>-1</sup>. Organic C of forest soils is related to soil pH, and was lowest in the pH range 5.0-6.0. Wetland conditions, lower pH, higher altitude lower temperature and higher clay and silt content all contributed to higher soil C contents. In a study comparing different land use systems in the Colombian savannas, Trujillo et al. (1998) found that Total SOC decreased with soil depth regardless of grass species, crop, soil texture, pasture and burning treatments. Reductions in total SOC with increasing depth were correlated with the reduction of root biomass with increasing depth.

Total SOC decreased with cultivation. The highest SOC was associated with aggregate size fraction <1 mm regardless of soil texture and depth, pasture, and crop systems. Juo and Lal (1989) reported nearly doubled SOC contents in the top 10 cm in no-till versus ploughed treatments in maize. They attributed much of the difference to lower erosion under no-till. The main C sequestration strategy should therefore be directed towards minimising losses (i.e. promoting SOC protecting measures; Figure 1).

On Alfisols and Ultisols in the humid tropics of Nigeria, Lal (1998) found that tillage and intensive cropping following deforestation usually decreased SOC by 25-60% for the top 0.5 cm depth. Cropping systems that maintained a favorable SOC level in the soil were characterized by high total and below ground or root biomass and relatively narrow ratios of carbon to nitrogen, phosphorus and sulfur. In Costa Rica, van Dam et al (1997) reported that SOC decomposition rates decreased strongly with depth. The slow C fraction contributed most to total organic C in surface soils, whereas the passive C fraction contributed most below 40 cm depth. After 18-25 years of pasture, net loss of C was 2180 g C m<sup>-2</sup> for the Hapludand and 150 g m<sup>-2</sup> for the Humitropept soil. Clearly soil properties and initial SOC stocks greatly influenced the subsequent impact of management on SOC dynamics.

Most agricultural management practices are aimed at increasing crop or pasture productivity and thus, directly increase organic input levels and raise the attainable level. Because most agricultural crops and pasture grasses can also be components of productive and longer-lived agroforestry systems, I draw upon published data from agricultural systems to illustrate the potential for C sequestration in agroforestry. Management to increase NPP has been mentioned above, and in systems that are nutrient-limited; this is a practical option (Lathwell and Grove, 1986; Binkley et al., 1997). It is important to mention that although soil depth is fixed and not easily changed by management, in many soils of the sub-humid and humid tropics, the effective rooting depth is constrained by lack of nutrients or increasing acidity. For example, where native grasses have low productivity, management can help improve carbon inputs by selecting adapted, deep-rooted grass species (Cerri et al., 1991; Fisher et al., 1994). Removal of forest vegetation to plant deep-rooted pasture grasses, however, results in massive losses of C from the forest biomass (Davidson et al, 1995). Agroforestry-based management options involving fast-growing, N-fixing tree species for rehabilitating degraded land (i.e. where SOC levels have seriously declined) are aimed at this, and are diagrammatically shown in Figure 2 (curve M) whereas curve N indicates the "natural" build-up of SOC. Lal et al. (1979) reported that planted fallows of different species of grasses or legumes increase SOC by between 18-30% after two years on an eroded Alfisol in Nigeria. Koto Same et al. (1997) have shown how this can be realised in a West African system, and Woomer et al. (1998) provide further evidence from a multi-location experiment throughout the tropics. It is helpful, when considering management options, to appreciate whether they are aimed at SOM-increasing or SOM protecting measures, or both.

## TIME-SCALE

In most discussions on C sequestration, there is considerable ambiguity about the time-scale over which sequestration is being considered. Literature often indicates an increase in SOC levels for a given management or experimental treatment, and, within the period of measurement, determines which management leads to greater sequestration. Figure 3 shows how the time interval is critical in determining which management option is "better", and has great bearing on the rapidly developing "carbon commodity" markets. Management A, for example, results in more carbon sequestered in the short-term, whereas Management B is "better" in the longer-term. Note both curves are shown to approach (but not to reach) Attainablemax, which is the preferred term for carbon sequestration; it is more relevant to management than "potential" and thereby of greater practical value (Ingram and Fernandes, 2001).

## COSTS OF C SEQUESTRATION VIA TREES IN AGROFORESTRY SYSTEMS

One of the first estimates of the costs of planting trees investigated how much land would be needed to sequester all carbon emissions (Sedjo, 1989). With temperate forest plantations sequestering 6.24 tons C per hectare per year, Sedjo estimated that some 465 million hectares of temperate zone forest plantations can sequester an additional 2.9 Pg of carbon emissions per year for 30-50 years. Assuming land rental costs are zero, Sedjo estimated that it would cost \$3.50 per ton of carbon stored. Sohngen et al. (1998) took a global perspective to note that forest expansion and increasing trees on farms (agroforestry) would lower global timber prices, thus discouraging economic timber plantations. Fewer trees planted elsewhere would offset some of the intended benefits of sequestration. On the other hand, lower timber prices diminish incentives to harvest tropical rainforests and the boreal forest, thus protecting wildlife and biological diversity while sequestering substantial carbon. Although empirical data on these tradeoffs is sparse, recent data from the Alternatives to Slash and Burn (ASB) program provides convincing evidence for "win-win" scenarios of C sequestration and ecosystem services via agroforestry systems on existing farmlands and degraded lands in tropical landscapes.

## TRAGEDY OF THE "ATMOSPHERIC COMMONS" AND EMERGING CARBON MARKETS

Because the air and our atmosphere is common property, any one individual, firm, or nation bears only a small share of the cost of the carbon each adds to the atmosphere. Because private costs that motivate political and economic decisions are far less than the social costs, too much carbon dioxide accumulates in the atmosphere – "tragedy of the commons."

In the 1990s there was growing political recognition of the threats that greenhouse gas emissions to the stability of the global climate. In response to this threat,

the United Nations adopted a Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) in Rio De Janeiro in 1992 (United Nations, 1992). The convention aims at the 'stabilization of greenhouse gas concentrations in the atmosphere at a level that would prevent dangerous anthropogenic interference with the climate system'. In December of 1997, the Parties to the UNFCCC met in Kyoto, Japan, and drafted a protocol to place binding limits on greenhouse gas emissions and to begin the process of stabilizing their atmospheric concentrations (United Nations, 1997).

The Protocol recognizes that its objectives can be met by *decreasing the rate at which greenhouse gases are emitted to the atmosphere and/or by increasing the rate at which they are removed from it*. The Kyoto Protocol:

1. Established the concept of credits for C sinks (Article 3.3)
2. Allows credits for only a limited list of activities including afforestation and reforestation (Article 3.4).
3. Does not currently allow credits for sequestration of C in soils (except for C accumulating in the soils of afforested and reforested land?) Agricultural soil C sequestration option is mentioned in Article 3.4 for possible inclusion at a later time.

Since the concept of a market for trading in carbon emissions reductions was introduced at the 1992 Rio Earth Summit, and found a structure with the 1997 Kyoto Protocol, an emerging Carbon market has started gathering momentum. While Kyoto has yet to be formally sanctioned by the requisite number of countries to make it legally binding and despite the inability of political leaders' to come to agreement on the rules governing emissions trading, the Kyoto Protocol's "flexible mechanisms" have taken on a life of their own. Since the 1992 Rio Earth Summit, there have been numerous trades involving from 100 to 180 million tons of CO<sub>2</sub> equivalent (tCO<sub>2</sub>e) according to industry broker CO<sub>2</sub>e.com.

Several studies have assessed the level of demand and supply which the carbon market may witness in a Kyoto driven regulatory environment. Although economic models predict C prices upwards of \$300 per ton, current prices are hovering around \$1.50 to \$5 per ton as negotiations to put meat on Kyoto's bones are progressing but uncertainty still limits demand to a great extent. Following the most productive negotiations to date last year in Marrakech, in which many of the details of how 'flexible mechanisms' under the UNFCCC (emissions trading, joint implementation and the Clean Development Mechanism (CDM)) will work were agreed upon, the market for carbon transactions may finally stabilize.

Indications are that over the next five years, demand for C credits will become more predictable, the properties of carbon credits will be standardized and transaction costs will decrease. It is expected that prices will go up for the Protocol's first commitment period (2008-2012). In the medium to long run, prices are expected to reach \$6 to \$7 per ton. However the eventual outcome of Kyoto will have a major impact on this scenario. The development of a robust market for C will, however,

depend on the active participation of the United States in the Kyoto Protocol.

Although US policy makers are currently debating about how and when the US will participate in GHG reduction programs, markets for carbon credits are already available globally. If society is to benefit from sustainable ecosystem services at a regional or global scale, the private sector needs to be able to generate revenues on the basis of the value of the natural resources and ecological assets of farmlands and natural ecosystems. There is some evidence that the synergistic alignment of public goods and private interests generates the (political) leverage to achieve environmental objectives. Past successes in creating a market in SO<sub>2</sub> emissions from power plants in the US for cost-effective environmental protection might also be applied to a carbon market extended to farms and forests.

Despite the above uncertainties, many carbon-trading systems are being developed nationally, commercially and internationally. National systems are being established in Denmark, Norway, the United Kingdom, Australia, the Netherlands and France. Organization-wide trading systems are being implemented at BP, Shell and others. The European Commission is considering a European trading system. Canada and Australia are likely to follow suit in the next two to three years, and are already experimenting with regional exchanges that allow for trading internationally. Funding mechanisms such as the Oregon's Climate Trust and the World Bank's Prototype Carbon Fund are helping to stimulate the market by supporting projects and holding the rights to the credits in trust for their sponsors. The Dutch government has also made a public commitment of \$1 billion to purchase emissions credits. The current market activity suggests that when the rules of the Kyoto Protocol are formalized, a market for carbon emission reductions could mature and stabilize very quickly.

#### WHAT SHOULD FARMERS DO AT THIS TIME?

Farmers and other land users who wish to participate in carbon markets will face the following difficulties and/or inequities:

1. Farmers who practiced conservation soil conservation and have built up soil organic carbon on their farms over the years would have little scope to collect receipts for carbon credits.
2. The current system of carbon credits makes it very difficult for most farmers to sell carbon permits in sufficient volume to offset administrative, verification, and monitoring costs.
3. For farmers who want to sequester C as a commodity, the sale of a carbon credit would constitute a lien on property to sequester that carbon in perpetuity. A farm buyer would be committed to maintain the contract level of sequestered carbon or return to the carbon market to buy back credits to sequester carbon.

Farmers desiring to sell carbon sequestration credits could form cooperatives and pools their C to reduce high administrative, verification and other transaction

costs. Also to reduce administrative costs, only those farmers who wish to enter the sequestration market would need to have their C baselines established. Officials could spot check farmer compliance periodically. Compliance might most efficiently be measured by use of best practices rather than soil carbon.

Farmers and agroforesters should view carbon sequestration as only one component of a package of environmental benefits that economists classify as *externalities*-benefits or costs that accrue to society but not to the parties engaged in market transactions. Potential externalities complementary to carbon sequestration include conservation of soil nutrients, reduced use of fossil fuels, improved water quality, wildlife habitat, and the conservation of native biodiversity (Ecological assets). The magnitudes of these externalities remain controversial.

## CONCLUSIONS

Increasing carbon storage on agricultural and degraded lands is a clear sequestration possibility (Lal et al., 1998), and changes in soil carbon associated with land-use changes and managed agroecosystems should logically be included in National Greenhouse Gas Inventories under the terms of the UN Framework Convention of Climate Change (IGBP, 1998). It is evident that C sequestration is not economical in all ecoregions. It is important to identify hot spots (i.e., economically feasible, socially acceptable and politically permissible) for C sequestration.

The data on C sequestration in agroforestry systems is very sparse and considerable additional research is needed to facilitate the effective and reliable estimation and verification of C accumulation and/or GHG sinks in agroforestry mosaics at the landscape scale. It is important to note that agriculture and agroforestry are both a sink for C as well as a major emitter of CO<sub>2</sub> and two other potent GHG, nitrous oxide and methane (McCarl and Schneider, 2000; Robertson et al., 2000). Both methane and nitrous oxide are also likely to be influenced by land use and other management practices. Thus an area for future research would be to account for the total mixture of emission and sequestration fluxes of GHG caused by a farmer's altered land use and management practices. This extension poses formidable measurement problems because methods and models to quantify nitrous oxide and methane emissions are, to date, not as well developed as those for C.

The ultimate potential for terrestrial C sequestration is not known, however, because we lack adequate understanding of (1) the biogeochemical mechanisms responsible for C fluxes and storage potential at the molecular, landscape, regional, and global scales, and (2) the complex genetic and physiological processes controlling key biological and ecological phenomena such as retranslocation among plant tissues, nutrient foraging efficiency of roots, nutrient losses, controls on nitrogen fixation, and the effects of limiting nutrients other than nitrogen (Field, 2001), and (3) the structure and dynamics of the belowground component of terrestrial carbon pools, which account for two-thirds of global terrestrial organic C stocks.

The published rates of soil C sequestration are almost always gross rates, and the hidden costs of C sequestration are not computed. The intensification of management in agroforestry and other cropping systems may involve the use of carbon-based inputs (fertilizer and herbicide, irrigation, liming, and plowing). In addition, the use of nitrogenous fertilizer can lead to emission of non-CO<sub>2</sub> greenhouse gases (e.g., N<sub>2</sub>O, NO). It is hence important to consider the net global warming potential (GWP) as shown in Equations (1) and (2). (Lal et al., 1998b).

Net GWP of a practice = {(soil C gain - (input of C - (GHG emissions))/time (1)

Net GWP of a practice = {(SOC + SIC - (carbon used in fertilizer + lime + herbicides + fuel + irrigation - (C equivalents of N<sub>2</sub>O + CH<sub>4</sub>))/time (2).

In these equations, changes in SOC and SIC pools need to be monitored to 2 m depth over a time period of 5 to 10 years.

## BIBLIOGRAPHY

- AMTHOR, J. S. AND HUSTON, M. A. (eds.): 1998, *Terrestrial Ecosystem Responses to Global Change. A Research Strategy*, Oak Ridge National Laboratory, ORNL/TM-1998/27, Oak Ridge, TN.
- BALESDENT, J. AND BALABANE, M.: 1996, 'Major Contribution of Roots to Soil Carbon Storage Inferred from Maize Cultivated Soils', *Soil Biol. Biochem.* 28, 1261-1263.
- BATJES, N. H.: 1999, *Management Options for Reducing CO<sub>2</sub> Concentrations in the Atmosphere by Increasing Sequestration in the Soil*, Technical Paper No. 410 200 031, Dutch National Research Program on Global Air Pollution and Climate Change, Wageningen.
- BINKLEY, D., O'CONNELL, A.M., AND SANKARAN, K.V. 1997. Management of soil, nutrients and water in tropical plantation forests. In: Nambiar, E.K.S. and Brown, A.G. (eds) Stand development and productivity. Pp. 419-442. Australian Centre for International Agricultural Research (ACIAR).
- BRADY, N.C. 1996. Alternatives to slash-and-burn: a global perspective. *Agriculture, Ecosystems and the Environment*. 58: 3-11.
- CERRI, C.C., VOLKOV, B., AND ANDREAUX, F. 1991. Nature and behaviour of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. *Forest Ecology and Management*. 38: 247-257.
- DAM, D VAN, VELDKAMP, E., BREEMEN, N VAN 1997. Soil organic carbon dynamics: variability with depth in forested and deforested soils under pasture in Costa Rica. *Biogeochemistry*. 39 (3) 343-375.
- DAVIDSON, E.A. AND ACKERMAN, I.L., 1993. Changes in soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry*, 20: 161-193.
- DE JONG, H.J., SOTO-PINTO, L., MONTOYA-GOMEZ, G., NELSON, K., TAYLOR, J., AND TIPPER, R., 1997. Forestry and agroforestry land-use systems for carbon mitigation: an analysis in Chiapas, Mexico. In: Adger, Pattenella, Whitby (Eds), *Climate-change mitigation and European land-use policies*. Cab International. Wallingford.
- DETWILER, R.P., 1986. Land use change and the global carbon cycle: the role of tropical soils. *Biogeochemistry*, 2: 67-93.
- DEPARTMENT OF ENERGY: 1999, *Carbon Sequestration Research and Development*, Report by the Office of Science and Office of Fossil Energy, www.ornl.gov/carbon\_sequestration.
- DOSSA, E.L., FERNANDES, E.C.M. AND REID, S.W. (2002) Above-and belowground biomass, nutrients and carbon stocks in open-grown and shaded coffee plantations in Southwestern Togo. *Agriculture, Ecosystems and the Environment* (in press).
- FELDPAUSCH, T.R., RONDON, M.A., FERNANDES, E.C.M., RIHA, S. AND WANDELLI, E. (2002). Carbon and nutrient accumulation in secondary forests regenerating from degraded pastures in central Amazônia. *Applied Ecology* (in press).

- FIELD, C.B. 2001. Plant physiology of the "missing" carbon sink. *Plant Physiology*. 125: 25-28.
- FISHER, M.J., RAO, M.I., AYARZA, M.A., LASCANO, C.E., SANZ, J.I., THOMAS, R.J. AND VERA, R.R. 1994. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. *Nature*. 371: 236-238.
- HOUGHTON, R. A.: 1995, 'Changes in the Storage of Terrestrial Carbon Since 1850', in Lal, R., Kimble, J., Levine, E., and Stewart, B.A. (eds.), *Soils and Global Change*, CRC Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 45-65.
- HOUGHTON, R.A., SKOLE, D.L. AND LEFKOWITZ, D.S., 1991. Changes in the landscape of Latin America between 1850 and 1985 II. Net release of CO<sub>2</sub> to the atmosphere. *Forest Ecology and Management*, 38: 173-199.
- HOUGHTON, R.A. AND HACKLER, J.L., 1994. The Net Flux of Carbon from Deforestation and Degradation in South and Southeast Asia. In: V. Dale (Editor), *Effects of Land-Use Change on Atmospheric CO<sub>2</sub> Concentrations: South and Southeast Asia as a Case Study*. Springer Verlag, NY, pp. 301-327.
- IGBP Terrestrial Carbon Working Group. 1998. The Terrestrial Carbon Cycle: Implications for the Kyoto Protocol. *Science*. 280. 1393-1399
- INGRAM, J.S.I. AND FERNANDES, E.C.M. (2001) Managing Carbon Sequestration in Soils: A Note on Concepts and Terminology. *Agriculture Ecosystems & the Environment*. 87:111-117.
- IPCC: 1996, *Climate Change 1995: The Science of Climate Change*, Report of Working Group I, Cambridge University Press, New York, NY, p. 4.
- JOHNSON, C.E., JOHNSON, A.H. AND HUNTINGTON, T.G. 1990. Sample size requirements for the determination of changes in soil nutrient pools. *Soil Science*. 150 (3). 637-644.
- JUO, A.S.R. AND LAL, R. 1979. Nutrient profile in a tropical Alfisol under conventional and no-till systems. *Soil Science*. 127: 168-713.
- KOTTO-SAME, J., WOOMER, P. L., APPOLINAIRE, M., AND LOUIS, Z. 1997. Carbon dynamics in slash-andburn agriculture and land use alternatives of the humid forest zone in Cameroon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 65 (3). 245-256.
- LAL-R. (1998) Land use and soil management effects on soil organic matter dynamics on Alfisols in western Nigeria. *Soil processes and the carbon cycle*. 109-126.
- LAL, R., KIMBLE, J., AND FOLLETT, R.: 1998a, 'Land Use and Soil C Pools in Terrestrial Ecosystems', in Lal, R., Kimble, J., Follett, R. F., and Stewart, B. A. (eds.), *Management of Carbon Sequestration in Soil*, CRC Lewis Publishers, Boca Raton.
- LAL, R., KIMBLE, J. M., FOLLETT, R. F., AND STEWART, B. A. (Eds) 1998b. *Soil processes and the carbon cycle*. CRC Press Inc. Boca Raton. 609 pp.
- LATHWELL, D.J. AND GROVE, T.L. 1986. Soil-plant relationships in the tropics. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17: 1-16.
- MCCAFFERY, K.A., FERNANDES, E.C.M., RONDÓN, M.A. AND WANDELLI, E. (2002) Above-Ground Biomass, Carbon and Nutrient Stocks in Three Agroforestry Systems and Secondary Forest in the Central Amazon. *Agriculture, Ecosystems and the Environment* (in prep).
- MCCARL, B.A., SCHNEIDER, U. 2000. "Agriculture's role in a greenhouse gas emission mitigation world: an economic perspective." *Review of Agricultural Economics* 22, 134-159.
- MCMURTRIE, R.E. AND COMINS, H.N. (1996) *Global Change Biology*. 2: 49-59.
- NOORDWIJK, M. VAN., CERRI, C., WOOMER, P.L., NUGROHO, K. AND BERNOUX, M. 1997. Soil carbon dynamics in the humid tropical forest zone. *Geoderma*. 79 (1/4). 187-225.
- POORTER, H.A., ROUMET, C., AND CAMPBELL, B.D. (1996) In: Korner, C. and Bazzaz, F.A. (Eds.) *Carbon dioxide, Populations and Communities*. Academic Press, San Diego, pp. 375-412.
- RABBINGE, R. & VAN ITTERSUM, M. K. 1994. Tension between aggregation levels. In *The future of the land: Mobilising and integrating knowledge from land use options*, ed. L. O. Fresco, L. Stroosnijder, J. Bouma & H. van Keulen. John Wiley and Sons Ltd, Chichester.
- ROBERTSON, G.P., PAUL, E.A., HARWOOD, R.R. 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere." *Science* 289 (September), 1922-1924.
- RONDON, M. A., FERNANDES, E.C.M., SILVA, R.L. AND WANDELLI, E. (2001) Carbon storage in soils from degraded pastures and agroforestry systems: The role of charcoal. Poster presented at the American Society of Agronomy (ASA) meetings, Charlotte, NC. 2001.
- RUIMY, A., SAUGIER, B., AND DEDIEU, G.: 1994, 'Methodology for the Estimation of Terrestrial Net Primary Production from Remotely Sensed Data', *J. Geophys. Res.* 99, 5263-5283.

- SANCHEZ, P.A., PALM, C.A., SZOTT, L.T., CUEVAS, E. AND LAL, R.; 1989. Organic Input Management in Tropical Agroecosystems. In: D.C. Coleman, J.M. Oades, and G. Uehara (Editors), *Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems*. University of Hawaii Press, Honolulu, Hawaii, pp.125-152.
- SEDJO, R. 1989. Forests, a tool to moderate global warming? *Environment*, 13(1), 14.
- SOHNGEN, B., MENDELSON, R. AND SEDJO, R. 1998. The Effectiveness of Forest Carbon Sequestration Strategies with System-Wide Adjustments, Paper presented at 1998 Annual Meeting of American Agricultural Economics Association, Salt Lake City, Utah, July 21, 1998, Department of Agricultural, Environmental, and Development Economics, Ohio State University, Columbus, 1998.
- TRUJILLO, W., AMEZQUITA, E., FISHER, M.J. AND LAL, R. 1998. Soil organic carbon dynamics and land use in the Colombian savannas. I. Aggregate size distribution. *Soil processes and the carbon cycle*. 267-280.
- VAN ITTERSUM, M. K. AND RABBINGE, R. 1997. Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations. *Field Crops Research*. 52 (3). 197-208.
- WOOMER, P.L., PALM, C.A. ALEGRE, J., CASTILLA, C., CORDEIRO, D.G., HARIRAH, K., KOTTO-SAME, J., MOUKAM, A., RICSE, A., RODRIGUEZ, V. AND VAN NOORDWIJK, M. 1998. Carbon dynamics in slash-and burn systems and land use alternatives: Findings of the alternatives to slash and burn program. Paper presented at a meeting on Soil Organic Matter Dynamics held at Belem, Brazil. 1997.

## FIGURAS

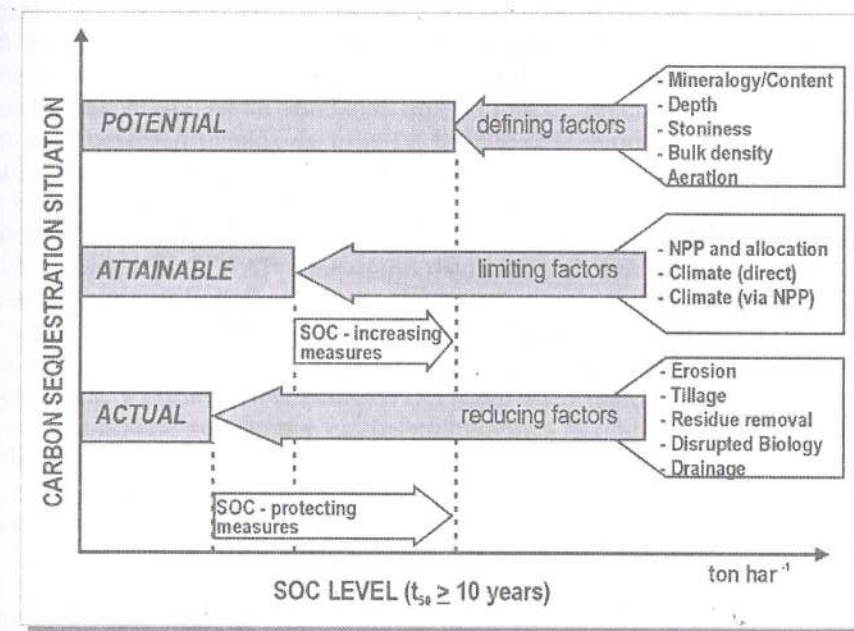
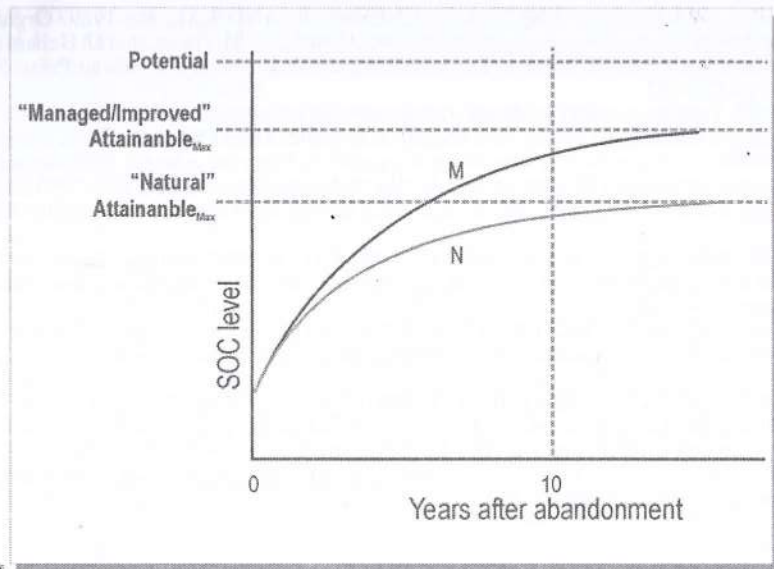
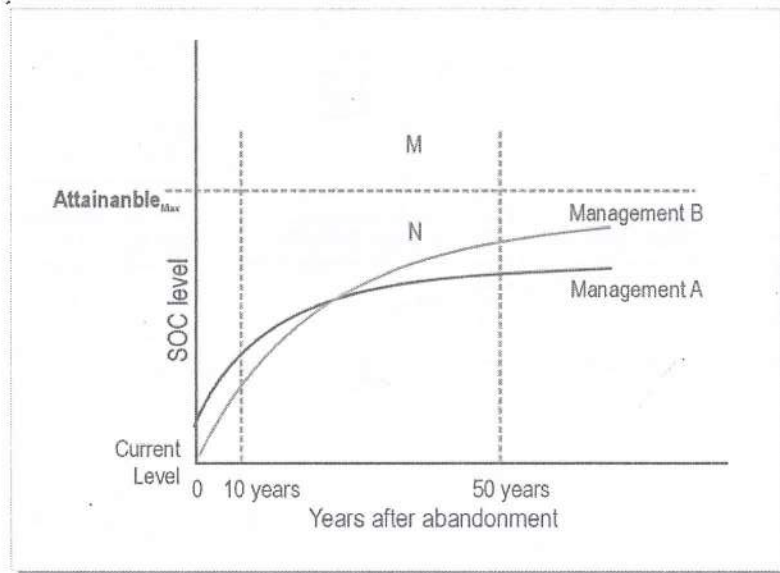


Figure 1 - Carbon sequestration situation against soil organic carbon level (after Rabbinge & van Ittersum, 1994). See text for explanation.



**Figure 2** - The influence of management on soil organic carbon level over time. Curves N and M refer to soil C accumulation under natural vegetation succession and managed or improved succession. Note both are asymptotic with the maximum attainable levels for respective systems, but neither approaches the potential level.



**Figure 3** - Influence of timeframe on management considerations for sequestering carbon in soil. Management A results in higher gains relative to Management B in the short-term, but lower in the long-term.

## Secuestro de Carbono con Sistemas Alternativos en el Perú

Julio Alegre<sup>1</sup>, Luis Arevalo<sup>2</sup>, Auberto Ricse<sup>3</sup>,  
Daniel Callo-Concha, Cheryl Palm  
<sup>1</sup>ICRAF, Perú, j.alegre@cgiar.org; <sup>2</sup>ICRAF, Perú  
<sup>3</sup>INIA, Perú, UAM, México, TSBF, Kenya

### INTRODUCCION

El sistema de corte y quema o agricultura migratoria es el sistema predominante en los trópicos húmedos del Perú (precipitaciones anuales de 2200 mm) y otros países de la Amazonía. Este sistema consiste en la tumba de un bosque ya sea primario o secundario para la siembra de cultivos y posterior abandono en barbecho por un tiempo variable para volver nuevamente con cultivos. Este sistema de uso tradicional de la tierra pierde muy rápido su productividad debido al deterioro de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Además es el sistema que causa mayor deforestación (Nye and Greenland, 1960; Barrow 1991; Alegre and Cassel 1996; Heughton et al., 1993). En la Sierra del Perú ya no existe foresta natural y predominan pastos naturales y un manejo intensivo de la tierra por la presión poblacional y con limitaciones de agua en las épocas secas ya que no se tiene mas de 800 mm de precipitación por año y están sujetos a fuertes procesos de erosión debido a la topografía muy accidentada (Romero and Baigorria 2002).

Una de las formas más prácticas de mitigar la deforestación en la Selva de Perú es proporcionar alternativas viables a los agricultores que practican el sistema de tumba y quema. El ICRAF tiene como mandato global dentro del sistema CGIAR ayudar a disminuir la deforestación, el agotamiento de las tierras y la pobreza rural mediante el uso de mejores sistemas agroforestales (ICRAF 1996, 1998). En el caso de la sierra la biodiversidad es muy baja y las limitantes de clima hacen que la reforestación y otros usos adecuados del suelo sean más limitantes además existe una presión grande por tierra y fuertes migraciones hacia la selva. Gran parte de los problemas de la Selva son como consecuencia de las migraciones de gente de la Sierra que desconoce el uso del bosque y trabajan la tierra intensamente tanto para cultivos como para pastos.

La agroforestería representa probablemente el reto científico más complejo del sistema de investigación agrícola: como integrar cultivos anuales con árboles, pastos y animales en sistemas de producción, de modo que la inevitable competencia por la luz, el agua, los nutrientes y daño físico, tenga como resultado una producción sostenible, sin degradación del medio ambiente. (ICRAF, 1996, 1998).



Para esto la meta general del ICRAF es establecer y mantener en colaboración con los programas nacionales en Latinoamérica con diferentes ecosistemas una base estratégica de investigación que además de desarrollar sistemas agroforestales sostenibles para el trópico húmedo y semi-árido latinoamericano en el que se incluya la zona andina con ecosistemas de montañas se tenga la capacidad de evaluar los aspectos medio ambientales como el secuestro de carbono y la emisión de gases. Con la evaluación de estos aspectos y los resultados obtenidos de investigación nos está permitiendo desarrollar tecnologías agroforestales ecológicamente sostenibles para los agricultores de bajos recursos y el aumento del bienestar de la población que vive dentro y alrededor de la foresta y otros ecosistemas. Esto demanda una diversificación en la producción y aumento de la biodiversidad en los sistemas de uso de la tierra y agricultura de tumba y quema en la selva y manejo intensivo en la sierra.

El objetivo de esta presentación es mostrar algunos resultados de las evaluaciones de las reservas de carbono en un rango de diferentes sistemas de uso de la tierra que van desde foresta natural hasta sistemas intensivos de cultivos y sistemas agroforestales principalmente en suelos ácidos de los trópicos húmedos y suelos alcalinos fértiles de la sierra del Perú.

## RESERVAS DE CARBONO

La foresta de los trópicos húmedos contiene las concentraciones mas grandes de biomasa y biodiversidad en la tierra y su destrucción tiene consecuencias medio ambientales directas en todo el mundo. Esta foresta es actualmente la mas extensa en la cuenca Amazónica de Sudamérica. Cuando estos bosques son destruidos con las quemaduras y convertidos para otros usos gran parte del carbón que esta almacenado en la vegetación es perdido hacia la atmósfera principalmente como  $CO_2$ .

Este proceso de pérdidas de carbono es la mayor causa de la acumulación de  $CO_2$  en la atmósfera seguido después de los causados por la combustión de los carburantes fósiles.

Además la foresta tropical es un importante recurso para la población creciente de los trópicos húmedos bajos. En contraste la región montañosa de la Sierra del Perú no presentan bosques naturales y lo poco que queda de vegetación nativa arbórea esta totalmente en proceso de extinción. Solo existen plantaciones forestales y sistemas de cultivos intensivos durante los periodos de lluvias en la zonas latas o irrigadas en los valles interandinos muy fértiles. Entonces en este ecosistema de montañas nos planteamos la hipótesis de que el carbono no esta acumulado en la biomasa sino en el suelo que seria lo contrario de lo que ocurre en la región tropical húmeda.

La cosecha de madera nativa genera empleo y beneficios económicos para la gente pobre así como a las grandes empresas. La conversión de la foresta a pastos y agricultura provee de alimentos y oportunidades de inversión. Los minerales valiosos y carburantes fósiles degradan la foresta y hay demanda en todo el mundo. La

## Secuestro de Carbono con Sistemas Alternativos en el Perú

Julio Alegre<sup>1</sup>, Luis Arevalo<sup>2</sup>, Auberto Ricse<sup>3</sup>,  
Daniel Callo-Concha, Cheryl Palm  
<sup>1</sup>ICRAF, Perú, j.alegre@cgiar.org; <sup>2</sup>ICRAF, Perú  
<sup>3</sup>INIA, Peru, UAM, México, TSBF, Kenya

### INTRODUCCION

El sistema de corte y quema o agricultura migratoria es el sistema predominante en los trópicos húmedos del Perú (precipitaciones anuales de 2200 mm) y otros países de la Amazonía. Este sistema consiste en la tumba de un bosque ya sea primario o secundario para la siembra de cultivos y posterior abandono en barbecho por un tiempo variable para volver nuevamente con cultivos. Este sistema de uso tradicional de la tierra pierde muy rápido su productividad debido al deterioro de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. Además es el sistema que causa mayor deforestación (Nye and Greenland, 1960; Barrow 1991; Alegre and Cassel 1996; Houghton et al., 1993). En la Sierra del Perú ya no existe foresta natural y predominan pastos naturales y un manejo intensivo de la tierra por la presión poblacional y con limitaciones de agua en las épocas secas ya que no se tiene mas de 800 mm de precipitación por año y están sujetos a fuertes procesos de erosión debido a la topografía muy accidentada (Romero and Baigorria 2002).

Una de las formas mas prácticas de mitigar la deforestación en la Selva de Perú es proporcionar alternativas viables a los agricultores que practican el sistema de tumba y quema. El ICRAF tiene como mandato global dentro del sistema CGIAR ayudar a disminuir la deforestación, el agotamiento de las tierras y la pobreza rural mediante el uso de mejores sistemas agroforestales (ICRAF 1996, 1998). En el caso de la sierra la biodiversidad es muy baja y las limitantes de clima hacen que la reforestación y otros usos adecuados del suelo sean mas limitantes además existe una presión grande por tierra y fuertes migraciones hacia la selva. Gran parte de los problemas de la Selva son como consecuencia de las migraciones de gente de la Sierra que desconoce el uso del bosque y trabajan la tierra intensamente tanto para cultivos como para pastos.

La agroforestería representa probablemente el reto científico mas complejo del sistema de investigación agrícola: como integrar cultivos anuales con árboles, pastos y animales en sistemas de producción, de modo que la inevitable competencia por la luz, el agua, los nutrientes y daño físico, tenga como resultado una producción sostenible, sin degradación del medio ambiente. (ICRAF, 1996, 1998).

Para esto la meta general del ICRAF es establecer y mantener en colaboración con los programas nacionales en Latinoamérica con diferentes ecosistemas una base estratégica de investigación que además de desarrollar sistemas agroforestales sostenibles para el trópico húmedo y semi-árido latinoamericano en el que se incluya la zona andina con ecosistemas de montañas se tenga la capacidad de evaluar los aspectos medio ambientales como el secuestro de carbono y la emisión de gases. Con la evaluación de estos aspectos y los resultados obtenidos de investigación nos está permitiendo desarrollar tecnologías agroforestales ecológicamente sostenibles para los agricultores de bajos recursos y el aumento del bienestar de la población que vive dentro y alrededor de la foresta y otros ecosistemas. Esto demanda una diversificación en la producción y aumento de la biodiversidad en los sistemas de uso de la tierra y agricultura de tumba y quema en la selva y manejo intensivo en la sierra.

El objetivo de esta presentación es mostrar algunos resultados de las evaluaciones de las reservas de carbono en un rango de diferentes sistemas de uso de la tierra que van desde foresta natural hasta sistemas intensivos de cultivos y sistemas agroforestales principalmente en suelos ácidos de los trópicos húmedos y suelos alcalinos fértiles de la sierra del Perú.

## RESERVAS DE CARBONO

La foresta de los trópicos húmedos contiene las concentraciones más grandes de biomasa y biodiversidad en la tierra y su destrucción tiene consecuencias medio ambientales directas en todo el mundo. Esta foresta es actualmente la más extensa en la cuenca Amazónica de Sudamérica. Cuando estos bosques son destruidos con las quemaduras y convertidos para otros usos gran parte del carbono que está almacenado en la vegetación es perdido hacia la atmósfera principalmente como  $\text{CO}_2$ .

Este proceso de pérdidas de carbono es la mayor causa de la acumulación de  $\text{CO}_2$  en la atmósfera seguido después de los causados por la combustión de los combustibles fósiles.

Además la foresta tropical es un importante recurso para la población creciente de los trópicos húmedos bajos. En contraste la región montañosa de la Sierra del Perú no presentan bosques naturales y lo poco que queda de vegetación nativa arbórea está totalmente en proceso de extinción. Solo existen plantaciones forestales y sistemas de cultivos intensivos durante los periodos de lluvias en las zonas altas o irrigadas en los valles interandinos muy fértiles. Entonces en este ecosistema de montañas nos planteamos la hipótesis de que el carbono no está acumulado en la biomasa sino en el suelo que sería lo contrario de lo que ocurre en la región tropical húmeda.

La cosecha de madera nativa genera empleo y beneficios económicos para la gente pobre así como a las grandes empresas. La conversión de la foresta a pastos y agricultura provee de alimentos y oportunidades de inversión. Los minerales valiosos y combustibles fósiles degradan la foresta y hay demanda en todo el mundo. La

preocupación global sobre el medio ambiente sobre la destrucción de la foresta debe ser balanceada contra las necesidades económicas y las aspiraciones de los países en desarrollo hacia un nivel estándar más alto de vida.

## MATERIALES Y MÉTODOS

En este estudio se evalúan las reservas de carbono con diferentes sistemas de uso de la tierra en dos sitios de los trópicos húmedos del Perú y un sitio de trópico semi-seco dentro de un ecosistema de montañas.

Una de las áreas de estudio está ubicada en la región amazónica en la provincia de Alto Amazonas, distrito de Yurimaguas a una altura de 180 m.s.n.m. y con precipitaciones anuales de 2,200 mm y una temperatura promedio de  $26^\circ\text{C}$ . El suelo es un Ultisol típico, silicio Iso-hipertérmico. La textura de los suelos son franco arenosos con porcentajes de arcilla no mayor de 20% en los primeros 15 cm de profundidad. El nitrógeno y la materia orgánica es baja con alta acidez y con bajos niveles de cationes y fósforo y alta saturación de aluminio. La otra área de estudio está ubicada en la Región de Ucayali, Pucallpa, Perú también en la región amazónica a una altura de 250 m.s.n.m. y con precipitaciones anuales que van desde los 1,800 mm hasta los 3,500 mm por año y una temperatura promedio de  $25^\circ\text{C}$ . El tercer lugar está ubicado en Cajamarca a 3,000 m.s.n.m. con precipitaciones anuales de 500-1000 mm. Y suelos poco profundos fértiles con alto contenido de Ca y Mg y niveles adecuados de materia orgánica. Las temperaturas fluctúan de 0 hasta 15 grados centígrados.

Los sistemas de uso de la tierra estudiados en la zona de Yurimaguas fueron los de barbechos mejorados de ciclo corto. En Pucallpa se estudiaron sistemas de barbechos de ciclo corto así como un bosque de más de 40 años ligeramente extraída la madera valiosa y bosques secundarios de 3, 5 y 25 años. Otros sistemas evaluados fueron los pastos naturales degradados de más de 30 años.

En la región de Cajamarca se evaluaron sistemas de uso de la tierra que van desde pastura naturales sobrepastoreados y pastos mejorados irrigados así como con cultivos de papas y cereales sobre terrazas manejadas con materia orgánica y sin ella. Dentro de los sistemas con árboles se usaron plantaciones de pinos y eucaliptos de diferentes edades así como sistemas silvopastoriles de pinos con pastos.

La evaluación fue hecha usando las guías desarrolladas por Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF) programme (Swift, 1999). Consiste en evaluar la biomasa total existente en un área de 25 x 4 m mediante la toma del diámetro de los árboles mayores de 2.5 cm a la altura del pecho y el sotobosque o biomasa rastrera en cuadrantes de 1 x 1m. También se miden los árboles caídos y muertos que están dentro del transecto respectivo. Estos diámetros son usados con ecuaciones de curvas alométricas para calcular la biomasa total de los árboles. La otra biomasa menor es calculada en base a la toma de sub-muestras y después secadas a la estufa a  $75^\circ\text{C}$  y calculado su biomasa en base a su porcentaje de materia seca. El factor usado para convertir la biomasa seca en C es de 0.45.

## RESULTADOS

### Reservas Totales de Carbono en Biomasa y Suelo

En las reservas de carbono (C) total en la biomasa y en el suelo en diferentes sistemas de uso de la tierra en Yurimaguas y Pucallpa, mientras los niveles de C en el suelo permanecen relativamente estables cuando la tierra es convertida de foresta para otros usos, las reservas de C en la biomasa aérea es considerablemente reducida.

La foresta y los barbechos antiguos tuvieron los contenidos mas altos de C en ambos sitios. El barbecho natural comparado con los barbechos de ciclo corto aumentaron ligeramente el contenido de C con el tiempo. El nivel de C de la biomasa en todos los sistemas manejados es mas bajo que el de los bosques naturales. Sin embargo entre los sistemas manejados el contenido de C en los sistemas perennes con árboles fue más alto y fluctuó desde 63 t.ha<sup>-1</sup> para la plantación de amburana hasta 99 t.ha<sup>-1</sup> para la plantación de marupa. Los huertos familiares tuvieron 85 t.ha<sup>-1</sup> vs 53 t.ha<sup>-1</sup> plantaciones de cacao.(Pucallpa). En el sistema agroforestal de Yurimaguas estos valores fueron bajos para los barbechos cortos y aumentan ligeramente cuando se combinan con especies arbóreas de rápido crecimiento como Inga con las coberturas con centrosema que almacenaron 33 t.ha<sup>-1</sup> en 3 años y solo 9 t.ha<sup>-1</sup> con un bosque secundario natural de la misma edad. Los sistemas con una cobertura permanente de centrosema (*Centrosema macrocarpum*) abastecen permanentemente de hojarasca y rápida disponibilidad de nutrientes y fuerte defensa contra la erosión pero como biomasa total comparados con los árboles son mucho menores pues no pasan de 6 t.ha<sup>-1</sup>.

Los pastos contuvieron cantidades muy bajas de C. Finalmente las reservas de C en los sistemas de uso de la tierra en Yurimaguas con barbechos cortos fueron mayores que en Pucallpa debido a que en Yurimaguas la intensificación de uso de la tierra es menor y el grado de degradación de los suelos es menor que en Pucallpa.

Estos resultados resaltan que los cultivos de árboles perennes basados en sistemas de multiestratos como el cacao o huertos semilleros o plantaciones a campo abierto alcanzan del 17 al 27% del C secuestrado del bosque primario de 200 años comparado con solo 1% con los sistemas de coberturas o pastos. Los cultivos perennes y los sistemas de multiestratos como cacao o huertos son mas económicos y atractivos para los agricultores que los cultivos anuales (Alegre et al., 1999) tal vez aun pastos. Claramente el impacto de la agricultura de corte-quema sobre el calentamiento global y la degradación de los recursos naturales puede ser reducido y las entradas para los agricultores pueden aumentar poniéndose las áreas forestales recientemente desmontadas y las tierras abandonadas bajo sistemas de cultivos perennes.

El C en la vegetación de los sistemas de uso de la tierra de Cajamarca fluctuaron desde 0.7 t.ha<sup>-1</sup> para los pastos nativos hasta 8 t.ha<sup>-1</sup> para cultivos, 10 t.ha<sup>-1</sup> para pinos jóvenes y hasta 148 y 198 t.ha<sup>-1</sup> para plantaciones de pinos de 16 y 27 años respectivamente. El C almacenado con especies de eucaliptos fluctuaron de 102 hasta 120 t.ha<sup>-1</sup> para 12 y 20 años de edad respectivamente. El rebrote de eucaliptos de 8 años acumulo en corto tiempo una buena reserva de C de hasta 84 t.ha<sup>-1</sup>.

El C en el suelo hasta 1 metro de profundidad ajustado a los cambios texturales

y de pH fluctuó desde 71 hasta 113 t.ha<sup>-1</sup> para todos los sistemas de uso de la tierra estudiados en Yurimaguas y Pucallpa pero no fueron significativamente diferentes entre ellos mientras que en los suelos alcalinos de textura mas limosa y orgánica de Cajamarca, fluctuaron de 128 hasta 404 t.ha<sup>-1</sup> siendo significativamente diferentes entre ellos y superiores a los encontrados en la Selva. Partiendo de pasto nativo hasta plantaciones perennes hay una recuperación del C de suelo de mas del 100%.

### Flujo De Carbono En La Biomasa

En base a la historia de cada sistema de uso de la tierra principalmente el tiempo aproximado de los bosques secundarios y tiempo exacto de las plantaciones perennes, barbechos mejorados de ciclo corto y los sistemas agroforestales se determinaron los flujos de C. Estos de acuerdo al tiempo de establecido y al acumulo de C fluctuaron desde menos de 1 t.ha<sup>-1</sup> para los pastos nativos en las montañas hasta un promedio de 3 hasta 11 t.ha<sup>-1</sup> para los barbechos de ciclo corto y 8 t.ha<sup>-1</sup> para los bosques secundarios de mas de 5 años en los trópicos húmedos y un promedio de 10 t.ha<sup>-1</sup> para las plantaciones perennes de árboles maderables tanto en los trópicos húmedos como trópicos semi-secos. Para los sistemas agroforestales de cacao y huertos familiares así como los sistemas silvopastoriles entre 15 a 30 años no fueron mas de 2.5 t.ha<sup>-1</sup>.

### SERVICIOS ECONÓMICOS DEL C SECUESTRADO

En base a los flujos de C generados para cada uno de los sistemas de uso de la tierra que van desde 1 hasta 11 t.ha<sup>-1</sup> para los dos ecosistemas de trópicos húmedos como de montañas se pueden generar servicios medio ambientales hacia la comunidad internacional. En base a la experiencia de Costa Rica (Dore and Guevara 2001) por cada t.ha<sup>-1</sup> se puede pagar entre 10 a 20 USA dólares. Poniendo como ejemplo la comunidad de Porcon en las Montañas de Perú que tienen actualmente 10,000 has de reforestación con pinos y presentan flujos de C promedios de 10 t.ha<sup>-1</sup> entonces pueden generar entre 100,000 a 200,000 dólares por año. Esto es mas rentable que vender la madera a unos precios muy bajos. Pero existe la posibilidad que se maneje en forma sostenible para ambos propósitos. Los mecanismos para gestionar estos servicios medio ambientales tiene que estar ligados a las políticas del gobierno y a los compromisos generados con los convenios internacionales. También es muy importante que cada país tenga el inventario de estas reservas y puedan ofrecer una gama de alternativas para un desarrollo sostenible y esta relaciones de intercambio sean balanceadas.

### CONCLUSIONES

- 1) La foresta y los barbechos antiguos tuvieron los contenidos mas altos de C en Pucallpa.
- 2) El nivel de C en todos los sistemas manejados es mas bajo que el de los bosques naturales en Yurimaguas y Pucallpa mientras que en Cajamarca estos son mayores que el sistemas natural predominante de pastura nativa.

- 3) Entre los sistemas manejados el contenido de C en los sistemas perennes con árboles fue más alto y fluctuó 99 hasta 120 t ha<sup>-1</sup> para las plantaciones de amburana y tornillo y el más bajo fue para los barbechos de ciclo corto. Para sistemas de cacao y huertos semilleros estos valores fueron intermedios.
- 4) Las reservas del C del suelo hasta 1 metro de profundidad fue bajo para Yurimaguas y Pucallpa por sus condiciones de suelos y clima mientras que en Cajamarca estos fueron hasta 2.8 veces más.
- 5) Los flujos de C variaron entre 1 hasta 11 t ha<sup>-1</sup> siendo las plantaciones perennes así como los barbechos cortos con inga los que presentaron los mayores flujos.
- 6) Las comunidades organizadas pueden generar con un manejo adecuado de los sistemas de uso de la tierra con plantaciones agroforestales o perennes de ciclo corto o largo niveles económicos altos dependiendo de la extensión manejada.

### BIBLIOGRAFIA CITADA

- ALEGRE J.C. AND D.K. CASSEL. 1996. Dynamics of soil physical properties under alternatives systems to slash-and-burn. *Agriculture, Ecosystems Environment* 58:39-48.
- ALEGRE, J.C., J. SMYTH, J.C., WEBER AND D.E. BANDY 1999. Long-term evaluation of a prototype multistrata system in the humid tropics of Peru. *Memories of International Symposium on Multi-strata Agroforestry Systems with Perennial Crops*. Turrialba, Costa Rica, February 22-27. pp 90-93.
- ASB 1999. Climate change working group final report, Phase I. Carbon sequestration and trace gas emissions in slash-and-burn and alternative land uses in the humid tropics. Nairobi, Kenya 35 p.
- BARROW, C. J. 1991. Land degradation. Cambridge/London/New York. Cambridge University Press.
- DORE M.H.I. AND R. GUEVARA. 2000. Sustainable Forest Management and Global Climate Change. Selected case studies from the Americas. Edwar Elgar Cheltenham, UKL Northampton, MA, USA. 281 pp.
- FIRESTONE, M. K. AND E.A. DAVIDSON. 1989. Methodological basis of NO and N<sub>2</sub>O Production and consumption in soil. Pp. 7-21 in M.O. Andrea and D. S. Schimel (eds). *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystem and the Atmosphere*. John Wiley, New York, USA.
- HOUGHTON, R.A. UNRUH, J.D. AND LEFEBVRE, P.A. 1993. Current land use in the tropics and its potential for sequestering carbon. *Global Biogeochemical Cycles* 7: 305-320
- ICRAF. 1996. Investigación Agroforestal para Desarrollar Sistemas Ecológicamente sostenibles en la Amazonía Occidental. Reporte Final Enero 1994 a Diciembre 1995: Banco Interamericano de Desarrollo-International Centre for Research in Agroforestry IDB/ICRAF ATN/SF 4375-R6 ICRAF, Lima, Perú
- ICRAF. 1998. Respuesta a nuevas demandas tecnológicas, fortalecimiento de la investigación en agroindustria y en el manejo de recursos naturales. Reporte final Enero 1996 a Junio 1998. Banco Interamericano de Desarrollo- International Centre for Research in Agroforestry.
- KELLER, M. J. MELLILO, W.A. DE ELLO. 1997. Trace gas emissions from ecosystems of the Amazon Basin. *Ciencia e Cultura* 49: 87-97
- LUISAO, F.P.P. MATSON, G. LIVINGSTON, R. LUIZAO, P. VITOUSEK. 1989. Nitrous oxide flux following tropical land clearing. *Global Biogeochemical Cycles* 3: 281-285
- NYE, P.H. AND D.J. GREENLAND, 1960. The soils under shifting cultivation. Commonwealth Bureau Soils, Tech. Comm. N° 51. Harpenden, England.
- STEUDLER, P.A., J.M. MELILLO, B. J. FEIGL, C. NEILL, M. C. PICCOLO, AND C.C. CERRI. 1996. Consequences of forest-to-pasture conversion on CH<sub>4</sub> fluxes in the Brazilian Amazon Basin. *Journal of Geophysical Research* 101 D 13: 18,547-18,554.
- VERCHOT LV, DAVIDSON EA, CATTÂNIO JH, ACKERMAN IL. 2000. Land-use change and biogeochemical controls of methane fluxes in soils of eastern Amazonia. *Ecosystems* 3:41-56.

## Aplicaciones Metodológicas de Valoración Económica de Bienes y Servicios Ambientales Derivados de Bosques Naturales y Sistemas Agroforestales

Ruben Guevara y Manuel Luna<sup>1</sup>  
ICRAF, Lima, Perú

### INTRODUCCION

El descubrimiento de metodologías de valoración económica de bienes derivados de los bosques es relativamente antigua. Sin embargo, algunas metodologías de valoración de servicios ambientales derivados de los bosques y sistemas agroforestales son más recientes. Igual ha ocurrido con la búsqueda de mecanismos de mercado para la compra - venta, o negociación de tales servicios: la mayoría datan de los últimos años.

Los **servicios ambientales** son el resultado beneficioso de las funciones de los ecosistemas - incluidos los bosques naturales - que benefician al ser humano y a la biosfera. Con el impulso generado con la realización de la Cumbre de la Tierra en 1992, en donde se aprobaron importantes acuerdos sobre medio ambiente y desarrollo, se incrementó la conciencia y la comprensión de la importancia de la protección ambiental y se iniciaron estudios más profundos sobre las implicaciones que tienen los cambios ambientales derivados de la actividad humana y sobre su impacto en la humanidad y en la biosfera en general. Entre tales cambios se destacan el cambio climático, el deterioro de la capa de ozono, la degradación de las cuencas hidrográficas y de los suelos, la destrucción y fragmentación de los ecosistemas forestales, la creciente amenaza de extinción de especies y reducción de la biodiversidad, la reducción de la variabilidad genética de ciertas especies debido a su sobre explotación, etc.

Consecuentemente y de manera creciente, se observa un interés por el desarrollo sostenible, el cual en materia forestal y agroforestal incluye tendencias tales como las siguientes:

- a. Promover actividades económicas sustentables que contribuyan a reducir, amortiguar o - si fuera posible - eliminar los impactos negativos de la producción y la actividad humana y del crecimiento económico en el ambiente.
- b. Promover instrumentos legales, de política y acuerdos internacionales que incentiven el manejo sostenible de los bosques, la restauración de tierras degradadas y el establecimiento de reforestaciones, aforestaciones y sistemas agroforestales, mediante la valoración completa del recurso maderable, y el uso de tecnologías de punta que minimicen los desperdicios y la emisión de gases.

- c. Establecer mecanismos de mercado – nacionales e internacionales - que permitan *internalizar* el valor de ciertos servicios ambientales dentro de las actividades económicas y que incentiven su transacción entre compradores y vendedores, con mínima intervención directa del Estado.
- d. Establecer criterios e indicadores verificables y estándares de sostenibilidad en diversas actividades económicas, con el fin de garantizar a los consumidores que los procesos de producción están cumpliendo con requisitos mínimos requeridos en el contexto del desarrollo sostenible.

## DEFINICIONES

### a) Funciones de los ecosistemas

Las **funciones de los ecosistemas** están ligadas a los procesos químicos, físicos y biológicos y a los atributos que contribuyen a la auto-perpetuación del ecosistema, es decir a las fuerzas que mantiene el ritmo normal de la naturaleza. Ejemplos incluyen el hábitat para la flora y fauna, el reciclaje del carbono (C) y de la materia orgánica, la regulación hídrica y el reciclaje del agua, el reciclaje de nutrientes, etc.

### b) Los servicios ambientales de los ecosistemas

Los **servicios ambientales** son el resultado beneficioso de las funciones de los ecosistemas – incluidos los bosques naturales – que benefician al ser humano y a la biosfera. Ejemplos típicos de servicios ambientales derivados del bosque y de sistemas agroforestales incluyen: flujos de agua más constantes y agua de mejor calidad; apoyo y mantenimiento de la cadena alimentaria; abundante vida silvestre – para caza y deporte – y peces – para pesca y deporte; mejor y más agradables paisajes y más abundantes opciones de recreación y esparcimiento; mantenimiento del C almacenado en la biomasa y fijación de mayores cantidades de C por el manejo integral de los ecosistemas; mantener o mejorar la productividad natural de los suelos; reducida o neutralizada vulnerabilidad de las áreas protegidas, tales como los parques nacionales; mantenimiento de la biodiversidad como repositorio de genes, químicos de interés farmacéutico e industrial, etc.

### c) Bosques naturales

Para los efectos de esta publicación, un bosque natural es el conjunto de componentes y funciones, entre los que se incluyen la vegetación - incluyendo los árboles maderables - la vida silvestre que habita en él, el paisaje y la riqueza florística y animal, las funciones ecológicas asociadas con el suelo, el clima y el agua y los valores intrínsecos que le dan al bosque la sociedad y quienes lo habitan.

El bosque natural tropical es un conjunto de ecosistemas complejos y frágiles cuyo valor total todavía no está establecido y sobre todo no bien determinado – es decir, en la mayoría de los casos solamente se considera el valor de la madera o el valor – como en el caso actual del Brasil, simplemente se define como el valor económico de un pequeño conjunto de árboles de interés comercial.

### d) Sistemas Agroforestales

Los sistemas agroforestales son el conjunto de prácticas agrícolas, forestales y otras prácticas conexas que dan como resultado el establecimiento de mosaicos relativamente variables de combinaciones de cultivos arbóreos, no arbóreos y correlacionados, cuya estructura se asemeja en la medida de lo posible a la de un bosque natural intervenido.

Los sistemas agroforestales se basan en la práctica inter-disciplinaria del manejo integrado de los recursos naturales, para beneficio del ser humano y su entorno, incluyendo impactos positivos de carácter ambiente al nivel local, regional y global.

## BIENES Y SERVICIOS AMBIENTALES COMUNES

Aunque los bienes y servicios derivados de los bosques naturales y de los sistemas agroforestales son muy variados, algunos tales como la madera, la lena, las frutas y otros alimentos, la vida silvestre incluyendo los peces, las gomas y el látex, las nueces, la recreación y su contribución a la cadena alimentaria de muchas especies, incluyendo la nuestra, son muy evidentes. Otros bienes y servicios tales como la regulación climática e hídrica, los repositorios de genes y químicos de gran potencial industrial y para la salud, su función en el ciclo del carbono, en la purificación del aire, son menos obvios. Por ejemplo, está comprobado científicamente que:

1. Los servicios que proveen los ecosistemas cubiertos de bosques son esenciales para la supervivencia de la humanidad
2. Los servicios ambientales son proveídos a una escala tan grande y en una forma tan inter-relacionada y entrelazada que la mayoría no podrían ser proveídos efectivamente o reemplazados por la tecnología
3. Las actividades humanas están afectando negativamente y en forma acelerada el flujo de servicios ambientales provenientes de los bosques tropicales
4. Si las tendencias actuales continúan, los seres humanos alteraremos los bosques tropicales de tal forma que algunos de estos servicios ambientales se varan severamente afectados.
5. Algunas funciones ecológicas afectadas negativamente por la acción del ser humano, derivadas de los bosques, pueden ser parcialmente restauradas con sistemas agroforestales y con medidas socioeconómicas y ambientales, si se toman acciones pertinentes oportunas respaldadas con mecanismos legales, de política y de mercado apropiadas.

6. El hecho de que algún servicio ambiental sea de vital importancia, aun para la supervivencia del ser humano, no genera automáticamente un precio de mercado, como se puede apreciar en el caso del agua limpia derivada de las cuencas hidrográficas o del C almacenado en los bosques que se libera con la deforestación, exacerbando el efecto invernadero (cambio climático) ya evidente en nuestro planeta.
7. Las herramientas económicas tradicionales pueden solamente valorar los servicios ambientales relacionados con los sistemas de apoyo a la vida (life support systems), tales como agua, alimentos, etc., mediante la evaluación de un cambio marginal en su disponibilidad.
8. Para conservar los ecosistemas, incluidos los bosques, es necesario brindarle incentivos a los propietarios de bosques y a las comunidades que viven en ellos o que dependen de ellos para su supervivencia, a fin de que los protejan

La conciencia de la existencia de una inter-dependencia entre los bosques naturales y la humanidad esta aumentando aceleradamente, a tal grado que desde hacen mas de 10 años se ha iniciado una tendencia para establecer mecanismos de valoración económica de bosques comerciales en pie y para la compra y venta de servicios ambientales derivados de bosques tropicales y de sistemas agroforestales, con el fin de protegerlos.

## PRINCIPIOS PARA LA VALORACION ECONOMICA

Las metodológicas de valoración económica directa existen desde hace un buen tiempo. En el caso de la valoración de la madera en pie y de otros productos no-maderables del bosque o de la valoración de árboles, estas son relativamente antiguas. Sin embargo, las metodologías de valoración económica aplicables a los servicios ambientales antes expuestos, por sus características intrínsecas, son mas recientes.

La tendencia creciente por establecer mercados de largo plazo de servicios ambientales, en condiciones de transparencia y equidad entre compradores y vendedores, ha conducido a que se reavive la investigación en torno a metodologías de valoración económica indirecta. Esta publicación procurara hacer una revisión somera de las metodologías mas aceptadas y de algunas mas nuevas todavía en periodo de prueba, de tal manera que los participantes en la reunión la puedan utilizar *como un punto de partida* para sus discusiones y recomendaciones.

### a) Valoración económica total del bosque

El bosque es un generador de bienes y servicios, cuyos valores están determinados por un mercado nacional e internacional. Los economistas han

respondido a la pregunta de valoración proponiendo el concepto de valor económico total (VET) y en este sentido se han realizado avances considerables hacia una clasificación de los valores económicos en función de su relación con el tipo de uso por el ser humano.

Surge así una estructura del valor que se resume en el Cuadro 1 que define términos generales el valor económico total como la suma de los valores de uso y de no uso.

**Cuadro 1-** Categorías Del Valor Economico Atribuible A Recursos Ambientales.

RECURSOS AMBIENTALES				
VALOR DE USO		VALORES DE NO USO		
uso directo	uso indirecto	valor de opción	valor de legado	valor de existencia
Productos Directamente Consumibles	Beneficios derivados de funciones Ecosistémicas	Valores futuros directos e indirectos	Valores de uso y no uso del legado ambiental (inter generacional)	valor de conocer que todavía existe un componente del medio ambiente
Consuntivos biomasa, medicina tradicional, forraje, alimentos, etc.	Control de clima de suelos, shows en TV, reciclaje de nutrientes, protección de las Cuencas, etc.	Bioprospección Conservación de hábitats, etc.	Prevención de decambios irreversibles, etc.	Hábitat, especies, genes, ecosistemas,
No Consuntivos Recreación, Educación, ciencia, etc.				

Fuente: Pearce y Moran (1994). The Economic Value of Biodiversity. UICN and Earthscan, Londres.

De acuerdo a Pearce y Moran (1994), el **valor de uso** de los recursos naturales y considerando la variedad de usos, se subdividen en **valor de uso directo**, **valor de uso indirecto** y **valor de opción**. La principal característica de este valor es que dada la relación directa que tiene implícita con los recursos naturales, cualquier cambio que ocurra con respecto a la calidad o cantidad del recurso podría afectar directamente el bienestar de los individuos.

El valor de uso directo se refiere al uso de un recurso en un lugar específico. Este uso puede ser **consuntivo** o **no consuntivo**. En el primero, el recurso es consumido por la actividad que se desarrolla en él, como por ejemplo la extracción de leña y frutos, la extracción de madera comercial, la caza y la pesca, mientras en el segundo el recurso se usa de forma no consuntiva, tal es el caso de la recreación, el esparcimiento relacionado con la observación del paisaje o una cascada, etc.

El **valor de uso indirecto** surge cuando las personas no entran en contacto directo con el recurso en su estado natural, pero aún así el individuo se beneficia de

él. Este es el caso de las funciones ecológicas o de los ecosistemas tales como la regulación del clima, el reciclaje de nutrientes y de residuos, la formación y conservación de suelos, entre otros.

El **valor de opción** hace referencia al valor de uso potencial de un recurso, es decir corresponde a lo que los individuos están dispuestos a pagar hoy por usar el recurso en el futuro. Algunos economistas han desarrollado el concepto de **valor de cuasi – opción**, el cual refleja el beneficio neto obtenido al posponer una decisión de usar o no un recurso, en espera de despejar total o parcialmente la incertidumbre existente mediante la obtención de una mayor información.

El **valor de no uso o valor intrínseco** sugiere valores que están en la naturaleza real de las cosas, pero a la vez están disociados del uso o incluso de la opción de usarlos. Viene dado por la sola existencia de los ambientes naturales y de sus atributos –incluida la diversidad biológica como un todo. Si bien el valor de no uso es aquel que reside en algo y que no está relacionado en absoluto con los seres humanos, es un valor que las personas captan y expresan a través de sus preferencias. Tal es el caso del valor de la biodiversidad al nivel de especies o de las reservas de capital genético, los cuales existen independientemente de la apreciación de las personas hacia éstos, pero su valor puede ser captado a través de la revelación de las preferencias de estas mismas personas.

El **valor de no uso** se puede dividir en **valor de legado y valor de existencia**. El **valor de legado** mide el beneficio proveniente de cualquier individuo al saber que otras generaciones u otras personas o seres vivos puedan beneficiarse del recurso natural en el futuro, mientras que el **valor de existencia** es un concepto que surge al asignar un determinado valor a un recurso simplemente porque este existe, aún cuando los individuos nunca han tomado contacto con él, ni lo harán en el futuro. Este es el caso, por ejemplo, de la satisfacción que produce saber que una especie existe en su hábitat natural y que su existencia esta segura.

Muchos científicos ubican la biodiversidad como el valor intrínseco o de no uso de un ecosistema determinado, pero la biodiversidad, tal como se mencionó anteriormente, no solamente ofrece ese tipo de valor, sino que por el contrario, ofrece una gama de servicios directos consuntivos, no consuntivos, indirectos, de opción y de existencia. Con estas diferencias entre los distintos usos que puede tener un bien o servicio ambiental, la metodología de valoración económica a utilizar no es uniforme, queda para cada uno de nosotros hacer un esfuerzo académico y formarse una opinión al respecto.

#### b) Valoración económica marginal del bosque

En la discusión anterior nos hemos concentrado en la valoración económica total del bosque. Sin embargo, en la práctica el debate político se da en torno al cambio en valor, es decir al valor marginal perdido o ganado que resulta de la degradación, alteración o destrucción del bosque o de la restauración de áreas degradadas, por ejemplo, por sistemas agroflorestales. Es por ello que en el análisis de costo – beneficio, cuando un área boscosa es amenazada con su destrucción o degradación, resulta

mas importante conocer el cambio o pérdida de valor derivado de tal cambio, que el valor económico total. Así sabemos, para el caso, si la pérdida de una área pequeña de un ecosistema genera una pérdida pequeña, mediana o grande en su valor total de ese ecosistema.

#### VALORES MARGINALES DE MERCADO

En la década de los 80s y mas aceleradamente en la década de los 90s se consolido una tendencia apoyada por gobiernos pero implementada principalmente mediante esquemas de carácter privado: el pago marginal por diferentes servicios ambientales. Como se menciono atrás, los servicios mas comunes incluyen pago por protección de diversidad biológica, pago por fijación o almacenamiento de C, pago por agua de calidad y pago por la belleza escénica.

En la economía de la diversidad biológica global presentan muchos ejemplos interesantes de pueblos y naciones que manifiestan su disposición a pagar por la conservación de la biodiversidad, pero no estimaciones reales del valor de la biodiversidad. Esto es comprensible, pues muchos de los beneficios de la conservación de la biodiversidad se sitúan en el lado derecho del espectro de Valor Económico Total, especialmente en el caso de ítems tales como valores de opción y existencia. Algunos usos de la biodiversidad pueden ser comercializados y medidos: el ecoturismo y el turismo natural constituyen un nicho rápidamente creciente de la industria internacional del turismo (y pueden ser medidos mediante la utilización del costo de viaje y diversos experimentos de valoración contingente). El turismo basado en la naturaleza en todo el mundo inyecta miles de millones de dólares por año a las economías de Europa, Norteamérica, Africa y Latinoamérica; se espera que la demanda crezca rápidamente a medida que se incrementen los ingresos de la población y en la medida que algunos hábitats únicos sean cada día mas escasos.

Además de los valores establecidos para la preservación de especies individuales, se dispone de algunas mediciones directas de la disponibilidad al pago de personas o naciones para la protección de la diversidad biológica del ecosistema (o los bienes y servicios en el contenidos). Los acuerdos por crédito recíproco (**pago de deuda externa por acciones de conservación de la naturaleza**, conocidos en ingles como “debt for nature swaps”) expresan la disponibilidad de los países desarrollados para ayudar a pagar por la protección de recursos únicos o amenazados en los países en desarrollo. Mediante esos acuerdos de crédito recíproco, un grupo externo adquiere una cantidad de la deuda nacional descontada de un país (habitualmente en manos de un banco privado), con el compromiso de que el país coloque un monto igual a la deuda contraída en una cuenta o fondo especial (habitualmente en moneda local), que puede ser utilizada para manejar áreas protegidas o proveer beneficios director orientados a proteger la biodiversidad. Hasta la fecha, alrededor de 15 países se han involucrado en esta clase de acuerdos de crédito recíproco, pero las cantidades involucradas han sido pequeñas y la disponibilidad de pago implícita ha sido aun menor: a menudo tan bajo como US\$1 a US\$5 por hectárea protegida.

Las compensaciones por almacenamiento o fijación de C en los bosques tropicales o en sistemas agroforestales o en plantaciones forestales son otra expresión de algunos de los valores asignados a los beneficios derivados de los ecosistemas naturales intactos o intervenidos. Los análisis indican que el 'valor' de la tonelada métrica de C almacenado (en términos de daños evitados) puede estar entre US\$5 y US\$ 10 o más. Con bosques primarios y secundarios que contienen entre 200 y 300 toneladas de C por hectárea, los valores alcanzados son considerables (Pearce, 1993).

Sin embargo, estos pagos no son medidas reales del valor intrínseco de la biodiversidad o de los ecosistemas que la protegen; solamente son reflejos de partes del valor total. Puede haber material genético valioso contenido en un bosque lluvioso tropical amenazado, pero dado que no podemos identificar el material, o su potencial utilización, no podemos asignar una estimación de algún valor razonable. Por lo tanto, nos limitamos a lo que podemos identificar y medir. El problema es, naturalmente, que no conocemos con precisión si esos valores representan una parte considerable, o solo una pequeña fracción del verdadero valor económico total de esos ecosistemas únicos en peligro.

Ante tal incertidumbre, por lo tanto, se debe recurrir una vez más al 'principio de precaución': evitar pérdidas irreversibles y la extinción de especies. Y debe considerarse siempre celosamente el costo de oportunidad de la posible conversión o pérdida de un recurso natural único.

## COMPRIENDIENDO LA VALORACION ECONOMICA

La Economía Ambiental tiene un crecimiento acelerado y una literatura extensa en los procedimientos metodológicos rigurosos para poner valores económicos a los bienes y servicios ambientales derivados de los bosques y de los sistemas agroforestales. La mayoría de estas metodologías, incluyendo la valuación contingente, el costo del viaje o recorrido, y la valoración hedónica, se han desarrollado y se han refinado en el contexto de países desarrollados, en donde los altos niveles de los ingresos disponibles permiten una alta demanda y una buena disposición a pagar por los valores de no uso de los bienes y servicios aludidos.

La valoración económica de los bienes y servicios ambientales depende de una cuidadosa identificación y medición de los cambios biofísicos producidos por el diseño de un uso alternativo de la tierra y de su impacto social, ambiental y cultural.

Por otro lado, se pueden distinguir dos diferentes series de enfoques de valoración. La primera serie corresponde a **los enfoques de valoración cuantitativa (EVC)**, basados en relaciones físicas que describen formalmente las relaciones de causa y efecto y proveen medidas objetivas del valor económico de los daños resultantes de la intervención humana. En esta serie de técnicas están incluidos los **enfoques basados en cambios en productividad, costos de enfermedades, costos de oportunidad y los costos de reemplazo.**

Los EVC utilizan 'funciones de daño' que relacionan el nivel de la actividad ofensiva (por ejemplo, el nivel y tipo de contaminantes del agua, del aire, del suelo,

etc.) con el grado de daño físico a un activo natural o hecho por el hombre (por ejemplo, el basamento de los diques), o con el grado del impacto sobre la salud (p.ej., la incidencia en enfermedades parasitarias, respiratorias). Los datos para el desarrollo de funciones de daño provienen de dos fuentes: estudios de campo no controlados, llamados estudios epidemiológicos en el caso de impactos de salud, y experimentos controlados.

Adicionalmente, los EVC en la categoría general proveen medidas de los beneficios brutos – en el sentido de pérdidas evitadas – de acciones preventivas o curativas. Implícitamente se supone, cuando se utilizan estos métodos, que el valor neto de evitar el daño es al menos igual al costo en que se incurriría si el daño realmente ocurriera. Con los EVC se supone que los individuos racionales, con el propósito de prevenir algún daño e impedir que ocurra, podrían estar dispuestos a pagar una cantidad menor o igual que los costos que surgieran por los efectos ambientales del nivel previsto. Sin embargo, debido a que las preferencias por más o menos daños son supuestas más que reales, las estimaciones de los EVC no están directamente relacionadas con las funciones de utilidad de los individuos y, en consecuencia, en algunas instancias pueden ser sesgadas.

En contraste con los EVC, la segunda serie trata **de enfoques de valoración cualitativa o subjetiva (EVS)**, los cuales se basan en evaluaciones más subjetivas de posibles daños expresados o revelados en una conducta de mercado real o hipotética. Utilizar la conducta revelada involucra el examen de mercados reales de bienes o servicios que son afectados por impactos ambientales, tales como la contaminación del aire o del agua, en los cuales la gente establece compromisos o realiza transacciones ante el impacto ambiental (contaminación) y en otros bienes o ingresos. Por ejemplo, algunas veces la gente realiza acciones para prevenir daños por contaminación, tales como hervir el agua antes de consumirla, con el propósito de prevenir la contaminación de enfermedades causadas por el agua. Asimismo, en los mercados de vivienda se ha revelado en muchos casos que los valores de la propiedad son mayores en lugares donde existen áreas verdes y la calidad del aire es buena comparada con otras áreas donde la calidad es mala. La diferencia en valores de la propiedad entre esas dos áreas es una medida aproximada de la disponibilidad a pagar por tales áreas verdes y por el aire de buena calidad. Esas transacciones de mercado se utilizan como mercados sustitutos para bienes y servicios ambientales. **Entre los EVS incluimos el método de gastos preventivos, el enfoque de costos de viaje y los enfoques hedónicos.**

Los EVS se basan en preferencias expresadas o reveladas; están directamente referidas a las funciones individuales de utilidad. Sin embargo, en el caso de estos enfoques las restricciones en la información pueden introducir sesgos. Mientras que los EVC se basan en el conocimiento más objetivo sobre las relaciones de causa y efecto referidas al nivel de actividades ofensivas que pueden causar daño, los de valoración subjetiva dependen fuertemente de la extensión del conocimiento o la cantidad de información que las personas tienen con respecto a los posibles daños impuestos por diversas actividades. Si las personas tienen información inadecuada



sobre la cual basan sus percepciones de daño potencial o si ellas, por otras razones, perciben incorrectamente los riesgos de daño, su disponibilidad a pagar para evitar el daño puede realmente subestimar o sobreestimar los costos reales por daños. Cada uno de los métodos tienen un nivel de aplicación y está en función a los escenarios y situaciones para los que se los requiere.

Habitualmente se utilizan varios métodos para comparar beneficios y costos: la **tasa interna de retorno (TIR) o la tasa interna de retorno económica (TIRE), la relación beneficio - costo (B/C) y el valor actual neto (VAN)** y métodos basados en **valoración social de proyectos**.

*En la valoración económica las técnicas que se presentan utilizan precios de mercado para determinar valores económicos. Por consiguiente, el supuesto implícito es que esos precios reflejan escasez económica y, en consecuencia, son precios de eficiencia económica. Si hay distorsiones en los precios de mercado, entonces se requerirán los ajustes apropiados. Las distorsiones a menudo surgen como un resultado de las tasas impositivas, los subsidios, las tasas de cambio fijas, o salarios o tasas de interés fijados por mandato.*

También las técnicas ponen énfasis en la valoración económica de los cambios en la calidad ambiental o en la sostenibilidad de recursos renovables donde con frecuencia se reflejan cambios en la productividad del sistema involucrado. Muchas de las técnicas de valoración dependen de precios de mercado como base para la estimación de valores económicos. En la mayoría de literatura e investigaciones revisadas, la sostenibilidad del uso de recursos y la calidad del ambiente son tratados como factores de producción. Los cambios en esos factores a menudo conducen a cambios en la productividad y/o la producción de costos que pueden, a su vez, llevar a cambios en precios y niveles de productos observables y mensurables. Esas técnicas son atractivas porque los cambios físicos en la producción son fácilmente observables y mensurables, y el uso de precios de mercado soluciona algunas de las difíciles cuestiones de valoración que surgen de los efectos ambientales que están fuera del mercado. Antes de que los precios en el mercado puedan ser utilizados para evaluar cambios en la productividad, deben hacerse algunas suposiciones sobre la oferta relevante y las curvas de demanda. Pueden distinguirse dos situaciones:

- Si el incremento (o decrecimiento) en el producto de un bien es pequeño en relación con el mercado total del mismo, y el cambio de insumos es pequeño en referencia con el mercado de factores variables, entonces puede suponerse que el producto y los precios de los factores variables permanecerán constantes después del cambio en la producción. Esta suposición de "proyectos pequeños" elimina la necesidad de otras suposiciones sobre la dirección y la magnitud de los cambios de precios. Para muchos proyectos esta perspectiva de equilibrio parcial es una suposición realista, utilizada implícitamente en muchas de las técnicas aquí presentadas.

- Algunas veces, sin embargo, el cambio en la producción de un bien podrá ser lo suficientemente grande para afectar tanto los precios del producto, los precios de los factores de producción o ambos. En tales casos, se necesita información tanto sobre el monto de las curvas de demanda como las de oferta y, en consecuencia, deben realizarse ajustes apropiados.

#### a) Cambios en la productividad

Las técnicas de valoración económica que utilizan cambios en la productividad como base para la medición del valor son extensiones directas de los análisis tradicionales de beneficio - costo. Los cambios físicos en la producción son valorados utilizando precios de mercado para insumos y productos o, cuando existen distorsiones, los precios de mercado son ajustados apropiadamente. Este enfoque se basa directamente en la economía neoclásica del bienestar y la determinación del bienestar social. Los límites del análisis son implicados de tal manera que se incluyan todos los beneficios y el costo de una acción, sin tener en cuenta si ocurren dentro de los límites normales del aprovechamiento de los bienes y servicios ambientales. Para utilizar esta técnica deben ser seguidos diferentes pasos:

- Los cambios en la productividad causados por el aprovechamiento de bienes y servicios ambientales deben ser identificados tanto en el sitio como fuera del sitio. Cambios en el sitio son típicamente los productos para los cuales un proyecto ha sido designado y se incluyen en cualquier análisis de proyecto. Los análisis fuera del sitio (tanto positivos como negativos) incluyen todas las externalidades ambientales o económicas que frecuentemente eran ignoradas en el pasado. Estos efectos fuera del sitio deben ser incluidos para dar una visión verdadera de los insumos a ser valorados.
- Los efectos sobre la productividad ya sea implementado o no un proyecto deben ser evaluados. Incluso si proyectos alternativos son analizados, la opción "sin proyecto" debe tomarse en cuenta. La razón para esto es simple: debemos estar en condiciones de especificar los cambios que se harían con proyecto en comparación con lo que sucedería si no hubiera proyecto. Por ejemplo, un proyecto agrícola de desarrollo en un área alta puede causar erosión del suelo e incrementar daños a campos de arroz anegados aguas abajo. El costo ambiental del proyecto no es el daño total a las plantaciones de arroz, sino solamente el causado por la carga adicional de sedimentos producida por el proyecto. Un análisis que utiliza ambos escenarios ("con" y "sin") debe ayudar a clarificar el grado de daño ocasionado o el daño evitado como resultado del proyecto. En la valoración de la alternativa sin proyecto, debe contabilizarse lo que se esperaría que ocurriera sin el proyecto. En muchos casos, esto no será una simple continuación de los niveles habituales de producción. Si se pudiera esperar que el recurso se degrade a lo largo del tiempo, si no se toma