

**PROGRAMA DE EDUCACIÓN PARA EL DESARROLLO Y LA  
CONSERVACIÓN  
ESCUELA DE POSGRADO**

Efecto de los pagos por servicios ambientales en la estructura,  
composición, conectividad y el *stock* de carbono presente en el paisaje  
ganadero de Esparza, Costa Rica

Tesis sometida a la consideración de la Escuela de Postgraduados, Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza como requisito parcial para optar por el grado de:

**Magíster Scientiae en Agroforestería Tropical**

**Por**

**Sheila Edith Zamora-López**

**sheila@catie.ac.cr**

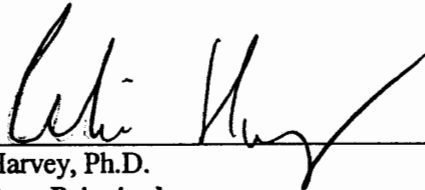
**Turrialba, Costa Rica**

**2006**

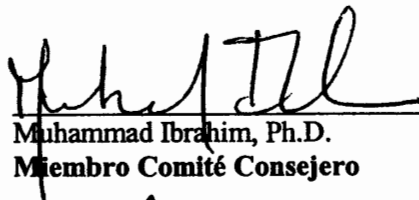
Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

**MAGISTER SCIENTIAE**

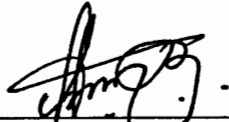
**FIRMANTES:**



Celia Harvey, Ph.D.  
Consejero Principal



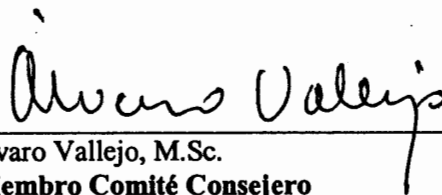
Muhammad Ibrahim, Ph.D.  
Miembro Comité Consejero



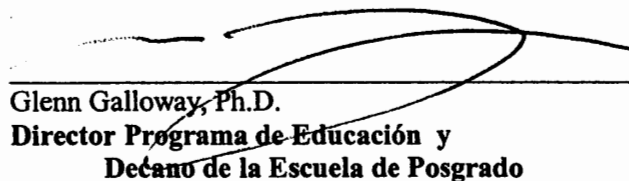
Sergio Velásquez, M.Sc.  
Miembro Comité Consejero



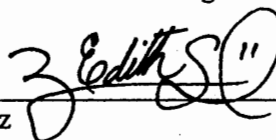
Mario Chacón, M.Sc.  
Miembro Comité Consejero



Alvaro Vallejo, M.Sc.  
Miembro Comité Consejero



Glenn Galloway, Ph.D.  
Director Programa de Educación y  
Decano de la Escuela de Posgrado



Sheila Zamora López  
Candidata

*“Hay un libro abierto siempre para todos los ojos: la naturaleza”*

*Rousseau*

**DEDICATORIA**

*A mi hijo, Ricardo José Z. L.  
A mi madre, Edith López*

## AGRADECIMIENTOS

A Dios por darme la fuerza para salir adelante ayer, hoy y siempre.

A toda mi enorme familia que siempre me ha apoyado en todas las etapas de mi vida, y en estos dos últimos años, especialmente gracias a mi madre, tía Gina y tío Ramiro por su apoyo incondicional!

Al Servicio Alemán de Intercambio Estudiantil (DAAD, por sus siglas en alemán) por haberme financiado la Maestría en CATIE al brindarme una beca de estudios.

Al proyecto “Enfoques silvopastoriles para el manejo integrado de ecosistemas”, por permitirme realizar este trabajo en Esparza y brindarme facilidades logísticas y las bases de datos para realizar este estudio.

A los amigos(as) que desde cerca o lejos me han apoyado desde mi estancia en CATIE.

A mi consejera principal Celia A. Harvey, por apoyarme desde el inicio y siempre en este trabajo, por su enorme paciencia en este proceso, por darme la oportunidad de aprender de su experiencia y enseñarme muchas cosas, por su excelente dirección en este ambicioso tema y finalmente por todos sus consejos, muchas gracias Celia!

A los miembros de mi comité asesor: al *dream team* de carbono Álvaro Vallejo y Mario Chacón. A Muhammad Ibrahim y Sergio Velásquez. Les agradezco a todos que compartieran conmigo sus conocimientos, su atención a mis innumerables consultas, todo su apoyo y comentarios objetivos hicieron posible que culminara este trabajo.

A Gustavo López del Departamento de Biometría por todos sus aportes y revisiones de la parte “dura” de todo estudio científico, la estadística.

Al personal del proyecto GEF que trabaja en Esparza a Francisco Casasola, Cristóbal Villanueva, Alex González y Rodrigo (Don Rigo) que amablemente me colaboraron en este trabajo, esta tesis no habría sido posible sin su apoyo.

Al personal del departamento de Agroforestería, a Patricia Hernández y Alexis Pérez que me apoyaron en aspectos claves de la logística de la maestría y de la tesis.

A los productores de Esparza que amablemente me brindaron su conocimiento, que me dieron su valioso tiempo para enseñarme sus fincas, y me enseñaron un poco de la vida y realidad de los ganaderos costarricenses.

A Christian Brenes por su apoyo clave en el universo de los Sistemas de Información Geográfica. A Hugo Brenes por su colaboración en la ordenación de bases de datos.

Al personal de CATIE que siempre colabora y aporta significativamente a nuestro bienestar, principalmente al personal de la escuela de posgrado, de la biblioteca, de la cafetería y de mantenimiento.

**Turrialba, 2006**

## **BIOGRAFÍA DE LA AUTORA**

Nació el 19 de abril de 1979, originaria de Managua, capital de Nicaragua. Realizó estudios primarios y secundarios en el Colegio Centro América de Managua. En 1995 se bachilleró e ingresó en 1996 en la Universidad Nacional Agraria de Managua para cursar la carrera de Ingeniería Forestal. En 2001 obtuvo el grado de Ingeniero Forestal. Realizó dos publicaciones de su tesis de pregrado en la Revista Agroforestería en la Américas. Ha trabajado en el sector no gubernamental como técnica forestal en Forestadores de Nicaragua (2001) y en el Centro Humboldt (2002). Fue Coordinadora de la Junta Directiva (2002-2003) en la Asociación MIRIAM “Proyecto para la promoción intelectual de la mujer”. En 2004 ingresó a la Maestría de Agroforestería Tropical en CATIE, en diciembre 2005 sustentó y aprobó su examen de grado, y en 2006 obtuvo el título en esta alma mater.

## TABLA DE CONTENIDOS

<i>Magíster Scientiae en Agroforestería Tropical</i> .....	<i>i</i>
<b>DEDICATORIA</b> .....	<i>iv</i>
<b>AGRADECIMIENTOS</b> .....	<i>v</i>
<b>BIOGRAFÍA DE LA AUTORA</b> .....	<i>vi</i>
<b>TABLA DE CONTENIDOS</b> .....	<i>vii</i>
<b>LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS</b> .....	<i>xii</i>
<b>RESUMEN GENERAL</b> .....	<i>xiii</i>
<b>SUMMARY</b> .....	<i>xvi</i>
<b>1. INTRODUCCIÓN GENERAL</b> .....	<i>1</i>
<b>1. 1. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN</b> .....	<i>5</i>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<i>5</i>
<b>2.1. Objetivo general</b> .....	<i>5</i>
<b>2.2. Objetivos específicos</b> .....	<i>5</i>
<b>3. REVISIÓN DE LITERATURA</b> .....	<i>6</i>
<b>3.1 El cambio climático y la pérdida de biodiversidad</b> .....	<i>6</i>
<b>3.2. Los pagos por servicios ambientales: funciones e importancia para la conservación de biodiversidad y mitigación de gases efecto invernadero</b> .....	<i>8</i>
<b>3.2.1. Los pagos por servicios ambientales: origen y objetivos</b> .....	<i>8</i>
<b>3.2.2. Los pagos por servicios ambientales y la conservación de biodiversidad</b> .....	<i>10</i>
<b>3.2.3. Los pagos por servicios ambientales y el stock de carbono</b> .....	<i>11</i>
<b>3.3. El proceso de pagos por servicios ambientales en Costa Rica</b> .....	<i>11</i>
<b>3.4. Caracterización de paisajes: estructura, composición y conectividad</b> .....	<i>13</i>
<b>3.4.1. Qué son agropaisajes y cómo se caracterizan?</b> .....	<i>13</i>
<b>3.4.1.1. Caracterización de paisajes</b> .....	<i>14</i>
<b>1) Estructura</b> .....	<i>14</i>
<b>2) Composición</b> .....	<i>15</i>
a) Parches.....	<i>15</i>
b) Corredores.....	<i>16</i>
c) Matriz.....	<i>16</i>
<b>3) Conectividad</b> .....	<i>16</i>
<b>3.5. Importancia de los estudios aplicados en Ecología de paisajes</b> .....	<i>18</i>
<b>3.5.1. Consideraciones de escala en estudios de paisajes</b> .....	<i>19</i>

3.6. La fragmentación de paisajes y su relación con las especies.....	21
3.6.1. Efectos bióticos .....	22
3.6.2. Efectos abióticos.....	23
3.6.3. El papel de la cobertura arbórea en los paisajes ganaderos .....	25
3.6.4 El proyecto de servicios ambientales en sistemas silvopastoriles de Costa Rica .....	26
3.7. Dinámica del carbono en paisajes y factores que influyen en los cambios del stock de carbono presente.....	27
3.7.1. El ciclo del carbono y factores que influyen en el nivel de CO <sub>2</sub> atmosférico .....	28
3.7.2. El stock de carbono en diversos usos del suelo .....	30
3.8. Tecnologías aplicadas a ecología de paisajes y al stock de carbono presente.....	32
3.8.1. Sistemas de Información Geográfica .....	32
3.8.2. Programa para el análisis de patrones del paisaje: Fragstats .....	33
3.8.3. Programas computacionales para el análisis del stock de C en sistemas forestales, agroforestales y a nivel del paisaje .....	34
3.8.3.1. Modelo CO2FIX .....	35
3.8.3.2. Modelo CO2LAND .....	36
3.8.4. Modelos de los patrones de paisajes.....	37
<b>4. LITERATURA CITADA.....</b>	<b>38</b>
<b>TABLA DE CONTENIDO.....</b>	<b>i</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS .....</b>	<b>iii</b>
<b>ÍNDICE DE CUADROS .....</b>	<b>iv</b>
<b>ARTÍCULO 1. ....</b>	<b>v</b>
<b>RESUMEN .....</b>	<b>v</b>
<b>ABSTRACT .....</b>	<b>vii</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN.....</b>	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>4</b>
<b>2.1 Objetivo general.....</b>	<b>4</b>
<b>2.2 Objetivos específicos.....</b>	<b>4</b>
<b>2.3 HIPÓTESIS.....</b>	<b>4</b>
<b>3. MATERIALES Y MÉTODOS .....</b>	<b>5</b>
<b>3.1. Área de Estudio .....</b>	<b>5</b>
<b>3.2. Diseño del pago por servicios ambientales en Esparza.....</b>	<b>8</b>
<b>3.3. Esquema general del estudio en Esparza .....</b>	<b>10</b>
<b>3.4. Fuentes de datos para el estudio.....</b>	<b>11</b>



3.5. Selección de la muestra.....	12
3.5.1. Caracterización de los productores seleccionados .....	13
3.6. Método para la selección de variables socioeconómicas .....	14
3.7. Método para caracterizar la estructura, composición y conectividad en las fincas ganaderas .....	17
3.8. Método para la simulación de escenarios de cambios de usos de la tierra en las fincas ganaderas....	21
3.9. Análisis estadístico de los cambios de usos de la tierra y de las métricas del paisaje .....	24
4. RESULTADOS.....	29
4.1. Caracterización de las fincas ganaderas antes y después de la aplicación del pago por servicios ambientales .....	29
4.2. Relación entre los cambios de usos de la tierra, variables socioeconómicas y los grupos definidos a priori .....	33
4.2.1. Análisis en las fincas de tamaño grande (> 50 ha).....	34
4.2.3. Análisis en las fincas medianas (de 20 a 49.9 ha) .....	36
4.2.3. Análisis en las fincas pequeñas (de 1 a 19.9 ha).....	38
4.2.4. Relación entre los esquemas de PSA y los tamaños de fincas.....	39
4.3. Caracterización de la estructura, composición y nivel de conectividad de las fincas ganaderas en 2003 y 2004.....	45
4.3.1. Diferencias entre los escenarios de acuerdo a los índices de paisaje.....	47
4.3.1.1. Escenario Línea Base (año 2003).....	48
4.3.1.3. Escenario después de la primera aplicación de PSA (año 2004) .....	50
4.4. Escenarios de simulación con diferentes niveles de cambios de usos de la tierra.....	51
4.4.1 Escenario de simulación 1 .....	52
4.4.2. Escenarios de simulación 2.....	53
4.4.3. Escenario de simulación 3 .....	53
4.4.4. Comparación entre los escenarios del paisaje ganadero .....	54
5. DISCUSIÓN.....	57
5.1. Efectos de la aplicación de pagos por servicios ambientales en el paisaje ganadero .....	57
5.2. Factores que influyeron en los cambios de usos de la tierra.....	59
5.2.1. Influencia del tamaño de las fincas en los cambios de usos de la tierra.....	60
5.2.2. Influencia de los esquemas bajo PSA en los cambios de usos de la tierra.....	61
5.2.3. Influencia de las características socioeconómicas en los cambios de usos de la tierra .....	61
5.3 Efecto de los PSA y de los cambios de usos de la tierra en las características del paisaje .....	63
5.3.1. Cambios en la composición y estructura del paisaje.....	63
5.3.2 Cambios en el contraste de borde .....	64
5.3.3. Cambios en la heterogeneidad del paisaje.....	65

<b>6. CONCLUSIONES</b> .....	<b>69</b>
<b>7. RECOMENDACIONES</b> .....	<b>72</b>
<b>8. LITERATURA CITADA</b> .....	<b>73</b>
<i>Anexo 1. Autovalores y autovectores de las variables socioeconómicas y cambios de usos de la tierra evaluados en Esparza mediante un análisis de componentes principales particionada por el tamaño de finca.</i> .....	<b>78</b>
<b>ARTICULO 2</b> .....	<b>i</b>
<b>ÍNDICE DE CUADROS</b> .....	<b>iv</b>
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b> .....	<b>iii</b>
<b>ÍNDICE DE ANEXOS</b> .....	<b>v</b>
<b>RESUMEN</b> .....	<b>vi</b>
<b>ABSTRACTS</b> .....	<b>viii</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>4</b>
<b>2.1 Objetivo general</b> .....	<b>4</b>
<b>2.2 Objetivos específicos</b> .....	<b>4</b>
<b>2.3 Hipótesis</b> .....	<b>4</b>
<b>3. MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	<b>5</b>
<b>3.1. Área de estudio</b> .....	<b>5</b>
<b>3.2. Esquema general del estudio en Esparza</b> .....	<b>8</b>
<b>3.3. Fuentes de datos para el estudio</b> .....	<b>9</b>
<b>3.4. Modelos en CO2Fix para trece usos de la tierra en Esparza</b> .....	<b>11</b>
<b>3.4.1. Parametrización</b> .....	<b>11</b>
<b>3.4.1.1. Supuestos generales de los modelos de carbono</b> .....	<b>12</b>
<b>3.4.1.2. Parámetros climáticos</b> .....	<b>12</b>
<b>3.4.1.3. Parámetros de biomasa arriba del suelo</b> .....	<b>13</b>
<b>3.4.1.3.1. Ecuaciones alométricas en la biomasa</b> .....	<b>14</b>
<b>3.4.1.3.2. Estructura de la vegetación de los usos de la tierra</b> .....	<b>16</b>
<b>3.4.1.4. Parámetros del Suelo</b> .....	<b>19</b>
<b>3.4.2. Revisión de resultados</b> .....	<b>22</b>
<b>3.4.3. Validación de los modelos</b> .....	<b>23</b>
<b>3.5. Simulación de escenarios de cambios de usos de la tierra y su efecto en el stock de carbono a nivel de paisaje</b> .....	<b>24</b>
<b>3.6. Estadísticas descriptivas para comparar el stock de carbono entre los 13 usos de la tierra en Esparza</b> .....	<b>29</b>

3.6.1. Comparación del stock de carbono a nivel del paisaje en cinco escenarios de cambios de usos de la tierra.....	30
<b>4. RESULTADOS.....</b>	<b>31</b>
4.1. Cambios de uso de la tierra en los escenarios Línea Base (en 2003) y después del primer PSA (en 2004) .....	31
4.2. Estimación del stock de carbono en 13 usos de la tierra del paisaje ganadero .....	32
4.2.1. Estimación del stock de carbono total según la edad promedio de cada uso de la tierra.....	33
4.2.2. Tasa de fijación de carbono de acuerdo a la edad promedio .....	35
4.2.3. Flujo de carbono en cada uso de la tierra.....	36
4.3. Estimación del stock de carbono en los escenarios “Línea Base” en 2003 y “Después del primer PSA” en 2004 .....	39
4.4. Estimación del stock de carbono presente y potencial a nivel de paisaje.....	43
4.5. Validación de los modelos de carbono.....	47
<b>5. DISCUSIÓN.....</b>	<b>51</b>
5.1. Efectos de la aplicación de pagos por servicios ambientales en el stock de carbono del paisaje ...	51
5.2. Comparación del stock de carbono antes y después de la aplicación de PSA .....	54
5.3. Exploración del cálculo de stock de carbono en los modelos generados en CO2Fix.....	56
5.3.1. Modelos de bosques riparios y secundarios.....	56
5.4. Exploración del efecto de diferentes escenarios de cambios de usos de la tierra en el stock de carbono del paisaje ganadero.....	57
5.5. Limitaciones, oportunidades y vacíos de información de las herramientas utilizadas.....	58
<b>6. CONCLUSIONES .....</b>	<b>61</b>
<b>7. RECOMENDACIONES .....</b>	<b>63</b>
<b>8. LITERATURA CITADA.....</b>	<b>64</b>
<b>9. ANEXOS. Ficha técnica de los 13 modelos construidos en CO2Fix para 60 fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. ....</b>	<b>69</b>

## LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

ACP	Análisis de componentes principales
CATIE	Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza
CIPAV	Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles de Producción Agropecuaria
PES Proyecto Silvopastoril	Proyecto Enfoques Silvopastoriles para el manejo de Ecosistemas coordinado por CATIE, CIPAV, NITLAPAN, financiado por GEF y Banco Mundial
NITLAPAN	Instituto de Investigación y Desarrollo en Managua, Nicaragua
UCA	Universidad Centroamericana, Managua, Nicaragua
GEF	Fondo Mundial para la Naturaleza
Mgha-1	Mega gramos por hectárea
MgCha-1	Mega gramos de carbono por hectárea
MgC/MgDM	Mega gramos de carbono por Mega gramos de materia seca
Mg/DM/m <sup>3</sup>	Mega gramos de materia seca por metro cúbico

Zamora-López, S. 2006. Efecto de los pagos por servicios ambientales en la estructura, composición, conectividad y stock de carbono de un paisaje ganadero en Esparza, Costa Rica. Tesis M.Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica.

Palabras claves: agropaisaje, bosques riparios, bosques secundarios, cambios de usos de la tierra, cercas vivas, CO2Fix, CO2Land, escenarios, Fragstat, índices de paisajes, métricas, modelos de carbono, parches, pasturas degradadas, patrones de paisajes, secuestro de carbono, sistemas silvopastoriles, simulación

## RESUMEN GENERAL

Los agropaisajes son mosaicos conformados de una diversidad de usos de la tierra que se encuentran inmersos en una matriz agrícola, y que tienen importancia económica y ecológica para la subsistencia de los organismos que habitan en ellos. Sin embargo, muy poco se conoce acerca de los cambios de usos de la tierra que pueden ser influenciados por mecanismos como los pagos por servicios ambientales (PSA), y menos aún de los impactos que pueden tener estos cambios de usos para favorecer la conservación de biodiversidad y la reducción de gases efecto invernadero. Por tanto, el presente estudio tiene el propósito de evaluar el efecto de los PSA, en la estructura, composición, conectividad y el *stock* de carbono de un paisaje ganadero en Esparza, Costa Rica. El área de estudio abarcó 2074.5 ha en 60 fincas que forman parte del proyecto “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” que coordina CATIE, CIPAV y NITLAPAN. Se estratificaron las fincas en tres esquemas, el A (sin pago), B (4 años de pago) y C (2 años de pago), y en tres tamaños de fincas grandes (>50 ha), medianas (21 a 49.9 ha) y pequeñas (1 a 20.9 ha). Se compararon los cambios que hubieron antes del PSA (año 2003 o línea base) y después del primer PSA (año 2004) en 13 usos de la tierra: pasturas degradadas con y sin árboles, pastura natural sin árboles, pastura natural con baja y alta densidad de árboles, pastura mejorada sin árboles, pastura mejorada con baja y alta densidad de árboles, bosque secundario maduro, bosque en primera sucesión, bosque ripario y plantación de *Tectona grandis*. Además se evaluó el efecto de 11 covariables socioeconómicas en los cambios de usos. Se calcularon estadísticas descriptivas, e inferenciales mediante análisis de varianzas, correlaciones de Pearson, análisis de componentes principales y discriminante canónico. En las 60 fincas se evaluaron cinco escenarios del paisaje en ArcView, y en cada escenario se calcularon 17 métricas del paisaje a través del programa Fragstats. Para evaluar el efecto del PSA en el *stock* de carbono se construyeron modelos de carbono en el programa CO2Fix para cada uso de la tierra, basados en datos de campo de la zona y datos de la literatura, y a nivel del paisaje se analizaron los cambios de usos mediante el programa CO2Land. Además se exploraron los cambios potenciales a través de tres simulaciones de los cambios de usos de la tierra esperados en el paisaje.

En el paisaje 1048 hectáreas cambiaron de usos de la tierra con categorías de bajo valor ecológico (pasturas degradadas y sin árboles) a categorías de uso de la tierra con mayor valor para la conservación de biodiversidad y para el secuestro de carbono (pasturas con baja y alta densidad de árboles). El 96% de las fincas realizaron cambios de usos de la tierra con un promedio 6.6 ha ( $\pm$  40.4) por finca. No se encontraron diferencias estadísticas en el área cambiada entre los esquemas de PSA, por lo que no es posible concluir que el PSA fue el único factor que motivó los cambios en el paisaje. Variables como capital fijo, años de vivir en la finca, ingresos fuera de las fincas, unidad animal, tipo de producción y mano de obra familiar también influyeron significativamente en los cambios de usos reportados. Los cambios que más se presentaron en las fincas fueron de pasturas degradadas a pasturas mejoradas, y de pasturas naturales de baja densidad arbórea ( $< 30$  árboles ha<sup>-1</sup>) a pasturas mejoradas con baja o alta densidad de árboles ( $< \text{ó} > 30$  árboles ha<sup>-1</sup>). Las cercas vivas fueron los sistemas silvopastoriles que aumentaron en mayor proporción con 6 veces más cercas en metros lineales después del primer PSA. Este aumento de árboles en cercas vivas supone beneficios para la conectividad ya que reduce las áreas abiertas de pasturas en el paisaje. El tamaño de las fincas fue la variable que más diferenció los cambios en las fincas en 2004. En promedio las fincas grandes y medianas realizaron similares cambios, las grandes realizaron 20.5 ha ( $\pm$  2.07 ha), las fincas medianas con 21.5 ha ( $\pm$  2.10 ha) y las pequeñas con 9.9 ha ( $\pm$  0.81 ha). El paisaje en 2003 presentó una matriz agrícola heterógena con pasturas naturales de baja densidad (25% del área total), pasturas degradadas (15%) y pasturas sin árboles (7.1%), con pocas conexiones entre los sistemas, un índice de Shannon de 1.4, una densidad de parches de 68 por cada 100 ha, un contraste por pesos de 217.9 m, 59.5% de índice de Interspersion y Yuxtaposición (IJI). Los cambios modificaron la diversidad de usos de la tierra en las fincas ganaderas, el paisaje en 2004 presentó pasturas con alta densidad de árboles (29%), pasturas mejoradas de alta (18%) y baja densidad (15%), una densidad de 62 parches por cada 100 ha, 190.8 m de contraste por pesos, que indicó un menor contraste entre los usos similares, 51% de interspersión (IJI), que resultó en una matriz agrícola más homogénea y 1.3 de índice de Shannon. Además durante 2003-2004, se mantuvieron constantes las áreas de bosques riparios, bosques secundarios y plantaciones. En general los índices del paisaje percibieron cambios en la composición que en la estructura en el paisaje.

En los escenarios simulados también se evaluaron los cambios en las características del paisaje y en el stock de carbono. El escenario 1 presentó diferencias más marcadas en la composición de usos de la tierra por lo que fue similar al paisaje en 2004, ambos escenarios tuvieron un 19% más de stock de carbono que el paisaje de la Línea Base (en 2003). El escenario 2 se diferenció de la Línea base con un 33% más de stock de carbono total y las métricas del paisaje percibieron mayores cambios en la composición, estructura y

conectividad. El escenario 3 presentó los mayores cambios en las características del paisaje, y obtuvo un 38% más en el stock de carbono total comparado a la Línea base. Los modelos de carbono para los 13 usos de la tierra en Esparza presentaron valores dentro del rango de resultados obtenidos por otros investigadores. Los bosques riparios, bosques secundarios y plantaciones fueron los usos de la tierra con mayor stock de carbono por hectárea con 323 y 202 MgCha<sup>-1</sup>. Sin embargo, el aporte de los usos de la tierra varió para cada escenario evaluado. En el paisaje Línea Base (2003) los usos de la tierra que mayor aporte hicieron al stock de carbono total fueron las pasturas naturales baja densidad de árboles (29 %) y bosques riparios (27 %). En cambio después de la aplicación de PSA (2004) y en el escenario 1 los usos que mayor aportaron fueron Pasturas naturales alta densidad de árboles (29 %), bosques riparios (24 %) y Pasturas mejoradas con alta densidad de árboles (20 %). En el escenario 2 fueron pasturas mejoradas alta densidad de árboles (50 %) y bosques riparios (23 %), y en el escenario 3 fueron pasturas mejoradas con alta densidad de árboles (56 %), bosques riparios (22 %) y Bosques secundarios (10 %). Este estudio presenta evidencia a favor de que los PSA resultaron ser un mecanismo que fomenta la conservación de hábitats naturales en el paisaje e.g. bosques secundarios y bosques riparios, y que promueve cambios de usos de la tierra que favorecen tanto la conservación de biodiversidad, como el aumento del stock de carbono en el paisaje y que se dio al cambiar de categoría de usos como de sistemas de pasturas naturales sin árboles y pasturas degradadas a sistemas silvopastoriles como las pasturas naturales y mejoradas con baja y alta densidad de árboles, así como mantener las plantaciones forestales. En las simulaciones se observaron cambios relevantes en el paisaje solo cuando en las fincas se establecieron sistemas de usos de la tierra más diversos y con densidades mayores a los 30 árboles ha<sup>-1</sup>. Se puede concluir que el paisaje ganadero tiene un alto potencial para mejorar las características y la matriz en paisajes fragmentados, y que al mismo tiempo puede favorecer el secuestro de carbono y mitigar cambios climáticos locales. La viabilidad para maximizar este potencial dependerá de las estrategias para conciliar las limitaciones de las fincas ganaderas y la intensidad de la producción pecuaria versus la provisión de mayores servicios ambientales como conservación de biodiversidad y captura de carbono, por esta razón los esquemas de PSA deben ser mecanismos flexibles y capaces de adaptarse de acuerdo a las condiciones donde se aplican.

Zamora-López, S. 2006. Effect environmental services payment in structure, composition, connectivity and carbon stock in agricultural landscape in Esparza, Costa Rica. M.Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica.

Keywords: carbon model, carbon sequestration, biomass aboveground, *CO2Fix*, *CO2Land*, scene, degraded pastures, *Fragstat*, land-use changes, land use, live fences, landscape index, metrics, riparian forestry, secondary forestry, patches, pastures, landscape patterns, silvopastoral systems, simulation

## SUMMARY

The agricultural landscapes are mosaics of different land uses, which usually are embedded in a continuous agricultural matrix, and they are economical and ecological important for the subsistence of the organisms that live in them. Nevertheless, very little it is known about the changes of land uses that can be influenced by mechanisms like the payments by environmental services (PES), and less still knows about the impacts that can have these changes of uses to favor the conservation of biodiversity and reduction greenhouse effect gasses. Therefore, the aim of present study was to evaluate the effect of the PES on the structure, composition, connectivity, and carbon stock of an agricultural landscape in Esparza, Costa Rica. The study area included 2074.5 ha and was comprised of 60 farms that formed part of the project “Silvopastoral Approaches for Integrated Management of Ecosystems”- administrated by CATIE, CIPAV and NITLAPAN and financed for GEF and Global Bank. The farms were stratified in three schemes of PES: the A (control), B (4 years of payment), and C (2 years of payment); and in three sizes of farms: large (> 50 ha), medium (21 to 49.9 ha), and small (1 to 20.9 ha). The changes from 2003-2004 were compared among 13 land uses (94.5% of the total area); and it was evaluated the effect of 11 variables social economics on land-use changes. The characteristics of the landscape were analyzed through 17 metrics calculated by the software ArcView and Fragstats. The carbon models were based on data obtained in field by project in Esparza and from literature, and the models were created in the software *CO2Fix* and *CO2Land* for each land use and landscape level. In addition to evaluating the landscape changes seen in the farms before initiating the PES (in year 2003) and after the first payment (in year 2004), potential changes were explored in three simulations to project possible landscape patterns.

The agricultural landscape changed 1048 hectares (50% of the evaluated area); land uses categories of low ecological value were changed (degraded pastures and without trees) to categories of land use with greater values for conservation of biodiversity and carbon capture (pastures with low and high density of trees). Ninety-six percent of the farms made changes in land uses, with on average of 6.6 ha ( $\pm$  40.4) per farm, with a range from 0 to 28.5 hectares. Statistical differences were not found between the farms of different PES



scheme. Therefore, is not possible to conclude that the PES was the only factor that motivated the changes in the landscape. In addition, fixed capital, number of years of living on the farm, income from outside the farm, animal unit, type of production, and farm-hands were variables that significantly influenced the changes of reported uses. The more common changes in the properties were of degraded pastures to improved pastures and of natural pastures with low trees density (30 trees ha<sup>-1</sup>). The live fences were the silvopastoriles systems that presented the greatest changes, with six times more fences after one year (26 km more in 2004). This increase in the number of trees in live fences is postulated to benefit landscape connectivity because they decrease the area of open pastures in the landscape. Size, more than any other variable, differentiated the changes observed in the properties after the first year of PES. On average, the large and medium farms displayed similar changes: the large farms were changed 20.5 ha ( $\pm$  2.07), the medium farms 21.5 ha ( $\pm$  2.10), and the small farms 9.9 ( $\pm$  0.81). The landscape in 2003 presented a heterogeneous agricultural matrix with natural pastures of low density (25% of the total area), degraded pastures (15%), and pastures without trees (7.1%); there were few connections between the systems, as displayed by a Shannon index of 1.4, a density of 68 patches per each 100 hectares, contrast by weights of 217.9 m, and 59.5% of Interspersion and Juxtaposition Index (IJI). In the landscape in 2004, changes had modified the diversity of the cattle farms, presented pastures with high density of trees (29%), improved pastures of discharge (18%) and low density (15%), a density of 62 patches per each 100 hectares, 190.8 m contrast-weighted edge density wich indicates a low contrast between the similar uses indicated, 51% of interspersion (IJI), wich was in a more homogenous agricultural matrix, and Shannon. index of 1.3 from During 2003-2004, areas of riparian forests, secondary forests, and forest plantations remained constant. The perceived changes were more in the composition than in the structure and connectivity in the landscape. The simulated scenes also evaluated the changes in the characteristics of the landscape and carbon stock. Scene 1 was similar to the scene after PES (year 2004), which did not show great structure changes but some differences in the composition, and the carbon stock was 19% more than the base line (year 2003). Scene 2 was different of the base line because it was more homogenous composition and structure, with a 33 % more of total carbon stock. Scene 3 presented the greatest changes of structure, composition, and connectivity that other scenes, and obtained 38 % more total carbon stock compared at base line. The carbon models for the 13 land uses in Esparza presented values within the range of results obtained by other investigators. The riparian forests, secondary forests, and forest plantations were the land uses with greatest carbon stock per hectare (202 - 323 MgCha<sup>-1</sup>). However, the contribution of the land uses varied for each evaluated scene. In 2003, the land uses with greatest contribution to the total carbon stock of the landscape were natural pastures with low tree density (29 %), and riparian forest (27 %). In the observed scene in 2004 and simulated scene 1, they were pastures natural high tree density (29 %), riparian forest (24 %) and pastures improvement with

high density (20 %). In scene 2, they were pastures improvement high density (50 %) and riparian forest (23 %); and in scene 3, they were pastures improve high density (56 %), riparian forest (22 %), and secondary forest (10 %). This study had presented evidence in favor of PES to be used as a mechanism to support the conservation of natural habitats in the landscape (*e.g.* secondary and riparian forests). In addition, PES resulted land-uses changes that favor biodiversity conservation, and have potential to increase carbon stock in the agricultural landscape (*e.g.* natural pastures without trees and degraded pastures changed to natural and improve pastures with low and high tree density). In the simulations, relevant changes were observed in the landscape only when the farm system was founded a diversity of land uses and had maximum densities of 30 trees ha<sup>-1</sup> or more. It can be concluded that the agricultural landscape have great potential for improving the landscape characteristics and matrix in fragmented landscapes, this can favor the connectivity functional for wildlife, as well as increase carbon sequestration, which contributes to the mitigation of local climatic changes. The viability of maximizing this potential will depend on the strategies that conciliate the limitations of the farms and the intensity of the livestock production versus the provision of greater environmental services. The PES schemes must, therefore, be flexible mechanisms and able to adapt according to the conditions in which they are applied.

## 1. INTRODUCCIÓN GENERAL

La fragmentación y deforestación en el mundo han transformado grandes áreas de bosques a paisajes agropecuarios que conforman mosaicos complejos de pasturas, zonas agrícolas, árboles en línea, pequeños parches de bosques, entre otros usos de la tierra. En América Central, la deforestación ha afectado desde 1990 al 2000 más de 3 millones de ha, que representa en promedio una tasa de pérdida del 15% de los bosques para esa década (FAO 2003). Por tanto, la deforestación ha resultado en la pérdida de áreas considerables de ecosistemas naturales terrestres y de la biodiversidad presente en ellos (Kattan 2002).

Los paisajes fragmentados en su mayoría se han originado de procesos como la deforestación para explotar los recursos forestales y/o disponer nuevas áreas para la agricultura y la ganadería. Tales actividades no solo degradan la biodiversidad presente, sino que cambian procesos bióticos y abióticos (Malhi *et al.* 2002). Además, estos cambios alteran la estructura y composición de los paisajes, provocando la reducción de las poblaciones de organismos y el declive de las especies que se aíslan en los fragmentos, y que ven limitadas sus posibilidades de dispersión y búsqueda de recursos (Meffe y Carroll 1997, Kattan 2002).

La pérdida de hábitats originales ocasiona una matriz hostil en el paisaje, principalmente cuando la transición entre los fragmentos es abrupta. Bajo estas condiciones los cambios que pueden darse consisten en variaciones microclimáticas (*e.g.* mayor iluminación en los bordes de los fragmentos, aumento de la temperatura por la extracción arbórea; así como cambios bióticos) - que varían para cada fragmento en particular-, y que pueden incidir en los procesos como predación, competencia, polinización y dispersión (Saunders *et al.* 1991, Murcia 1995). Estos efectos suelen afectar más a las especies endémicas y especialistas (Meffe y Carroll 1997, Laurance 1997, Bennet 1999, Kattan 2002, Laurance y Vasconcelos 2004).

Además de reducir la biodiversidad, la deforestación y fragmentación también provocan un aumento de las emisiones de carbono a la atmósfera, y cambios significativos en el balance global de carbono. Este elemento es importante porque es el principal gas de efecto invernadero (GEI) que influye en el calentamiento global y que permite tener el equilibrio térmico necesario para que exista la vida en la tierra. Sin embargo, las múltiples actividades que la humanidad realiza como cambios de uso del suelo, aclareo del bosque, quema de combustibles fósiles, actividades industriales y de agricultura, entre otras, liberan grandes cantidades de gases y al parecer originan los cambios climáticos globales (IPCC 2000, Malhi *et al.* 2002).

Los ecosistemas naturales terrestres como los bosques juegan un papel clave en el balance global de carbono, debido a que son importantes depósitos, fuentes y sumideros de carbono. Ejemplo de esto es la cantidad de carbono almacenado en la biomasa y suelo de los bosques, que quizás es 20 a 100 veces más por unidad de área que otros usos del suelo (Pedroni 2000), y se estima que el carbono almacenado en la biomasa de los bosques tropicales es equivalente al 52% de las reservas de carbono a nivel global. Además las cifras actuales de deforestación en los bosques tropicales representan casi un 20% de las emisiones de CO<sub>2</sub> en el mundo (Brown 1996, IPCC 2000). Por lo tanto, las alteraciones en los bosques tropicales significativamente influyen en la disminución o aumento del carbono fijado o liberado.

Por la evidencia que presentan numerosos estudios, se afirma que la pérdida de los bosques es una de las principales causas del cambio climático y de la pérdida de biodiversidad. Por ejemplo, cuando un bosque tropical primario es tumbado para usos agrícolas y ganaderos puede perderse entre 60 y 230 t C por ha (MgC ha<sup>-1</sup>) y dicha cantidad es liberada a la atmósfera. En cambio, los cultivos que ahí se establecen apenas podrían fijar entre 8 a 195 t C por ha pero en los siguientes 9 a 50 años después de establecidos (Kanninen 2001). Sin embargo, los efectos más visibles al tumbar un bosque, son la pérdida y la fragmentación de hábitats naturales, la migración y mortalidad de especies vegetales y animales, principalmente de aquellas que son más dependientes de las condiciones originales del hábitat

Otros efecto bien monitoreado han sido las emisiones de gases efecto invernadero (GEI) desde el siglo pasado, que muestran un incremento de 280 ppm a 380 ppm del CO<sub>2</sub> desde 1800 a 1990. Este fenómeno ha provocado cambios que hoy en día estamos percibiendo, como el aumento de 0.6% grados en la temperatura media global, el aumento del nivel del mar y súbitas variaciones del clima en general. Estos cambios probablemente traerán graves consecuencias para la producción de cultivos, la seguridad alimentaria en algunos sitios, una mayor ocurrencia e intensidad de fenómenos climáticos cíclicos (e.g. huracanes, niña y niño), y de otro orden como problemas sociales y económicos; cuyas secuelas son aún impredecibles (Parry y Carter 1998, IPCC 2000, Malhi *et al.* 2002).

Ante esta problemática, los gobiernos durante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre cambio climático (CMNUCC) y mediante el Protocolo de Kyoto (PK), han reconocido la enorme necesidad de disminuir las emisiones de GEI y de compensar al mundo por las emisiones que los países - principalmente desarrollados - realizan. Para lograr esta meta se formularon medidas para reducir la liberación de GEI y de otros gases que afectan la capa de ozono. Además se estableció que los países desarrollados podían adquirir

reducciones de emisiones certificadas desde proyectos ejecutados en países con economías en transición que mitigaran sus emisiones de GEI o que fijaran carbono atmosférico (Pedroni 2000, IPCC 2000).

Dentro de los mecanismos para concretar estos acuerdos están los pagos por servicios ambientales (PSA). Estos pagos permiten a un país ayudar a otro en función de disminuir las emisiones de GEI y han resultado ser una estrategia para mantener la biodiversidad y aumentar la captura de carbono en los bosques y en paisajes fragmentados, así como conservar otros servicios ambientales (Castro y Cordero 2002), a través de estimular el aumento de la cobertura arbórea en sistemas forestales y agroforestales, y al promover prácticas menos extensivas y más amigables con el ambiente (Malhi *et al.* 2002). Un proyecto coordinado por CATIE-CIPAV y UCA-NITLAPAN financiado por GEF-Banco Mundial se está implementando en sistemas productivos como una estrategia para aumentar la cobertura arbórea en fincas ganaderas a través del PSA.

Este proyecto denominado “Enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas” pretende fomentar la adopción de sistemas silvopastoriles a través del PSA, y a la vez promover cambios tecnológicos de las formas convencionales de producción en las fincas ganaderas en Costa Rica, Nicaragua y Colombia. Plantea además que los PSA tendrán los efectos deseados sólo si llegan a los dueños de las tierras en formas que influyan en sus decisiones y en cómo usar la tierra. Por esta razón, el esquema de PSA consiste en pagar en efectivo a los productores para que conserven y/o establezcan en sus fincas importantes áreas con cobertura arbórea, que brindan servicios ambientales como conservación de biodiversidad y fijación de carbono (Lead 2004).

Se ha demostrado que la cobertura arbórea dentro de los agropaisajes tiene un valor relevante para la conservación. En paisajes agropecuarios, los componentes silvopastoriles como cercas vivas, árboles dispersos en potreros y árboles en línea, pueden ayudar a la conservación de la biodiversidad al conectar hábitat naturales como bosques remanentes en el paisaje y brindar múltiples recursos para la fauna (Chacón y Harvey 2003, Ibrahim 2004, Harvey *et al.* 2004). La presencia de cobertura arbórea cambia la estructura, composición y nivel de conectividad del paisaje, que posiblemente beneficia a las especies arbóreas, insectos, mamíferos y aves que podrían estar utilizándola como parte de su hábitat y dispersión natural (Bennett 1990, Laurance 1991, Harvey y Haber 1999, Baudry *et al.* 2000, Harvey 2000a, Harvey 2000b, Harvey 2001a, Harvey 2001b, Klein 2001).

La función de la cobertura arbórea de mejorar la conectividad de agropaisajes debería ser el principio para mantener la mayor cantidad de cobertura y de áreas conectadas entre sí, o bien de reforestar las áreas

deforestadas con árboles para mantener o aumentar su capacidad como sumideros y reservorios de carbono (Kanninen 2000). Se ha comprobado que usos del suelo con mayor cobertura arbórea capturan y almacenan mayores cantidades de carbono que aquellos con menor cobertura. A la fecha existen modelos de flujos y *stock* de carbono para diversos usos del suelo pero principalmente forestales (plantaciones y bosques), y en menor medida de sistemas productivos (agrosilvopastoriles) en el trópico, pero ninguno se ha enfocado en el flujo y *stock* de carbono que un paisaje puede mantener bajo ciertas características.

A pesar que los PSA parecen aportar beneficios para la conservación, mitigación de GEI, conservación de procesos ecológicos y generación de otros servicios ambientales, aún existen grandes vacíos de información sobre los efectos que la aplicación de los PSA pueden tener a escala de paisaje, sobre las características de los elementos o hábitat que conforman los paisajes fragmentados tropicales y sobre la diversidad arbórea presente en estos paisajes. Tampoco existen datos de cómo la aplicación de los PSA puede cambiar la conformación de la estructura y la conectividad física del paisaje; pero existe la hipótesis que las actividades bajo PSA en paisajes agropecuarios pueden originar una matriz menos hostil para la conservación de la biodiversidad y a la vez generar servicios ambientales como la mitigación de GEI (Meffe y Carrol 1997, Turner *et al.* 2001, Guariguata y Kattan 2002, Harvey *et al.* 2004).

Generalmente la evaluación de los PSA se ha realizado para determinar las áreas con cambios de usos del suelo a favor de la conservación, los mecanismos financieros y crediticios menos o más exitosos, el número de productores y/o empresas forestales que reciben PSA y los beneficios socioeconómicos de estos incentivos para adoptar tecnologías amigables con el ambiente (Araya 1998, Pomareda 2000). Estos datos si bien son relevantes evaluarlos para comprobar la internalización de los PSA en las poblaciones, tienen la limitante que no muestran a escalas de paisaje si la influencia de los PSA está mejorando la estructura y composición en el área de intervención o el nivel de conectividad, características que son esenciales para la conservación de biodiversidad y que a la vez generan servicios ambientales como la mitigación de GEI.

El propósito de este estudio es evaluar los efectos de la aplicación de los pagos por servicios ambientales en la estructura, composición y nivel de conectividad de un paisaje ganadero, así como su efecto en la capacidad actual y potencial del *stock* de carbono en trece usos de la tierra predominantes de las fincas ganaderas. Además de explorar a través de simulaciones el efecto de varios esquemas de adopción de PSA en las características del paisaje y en el *stock* de carbono dentro de las fincas en Esparza, Costa Rica.

## **1. 1. PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN**

Cómo se caracteriza la estructura, composición y nivel de conectividad del paisaje actual de Esparza, Costa Rica?

Cuáles son los impactos de la aplicación de los pagos por servicios ambientales en la estructura, composición y el nivel de conectividad del paisaje ganadero en Esparza, Costa Rica?

Cómo influye la aplicación de los pagos por servicios ambientales en el *stock* de carbono del paisaje ganadero en Esparza, Costa Rica?

Cómo diferentes estrategias de cambios de usos de la tierra cambian la estructura, composición, nivel de conectividad y el stock de carbono del paisaje?

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1. Objetivo general**

Evaluar la influencia de la aplicación de los pagos por servicios ambientales en un paisaje ganadero considerando aspectos de la estructura, composición, nivel de conectividad y el *stock* de C en Esparza, Costa Rica.

### **2.2. Objetivos específicos**

Caracterizar la estructura, composición y el nivel de conectividad de las fincas ganaderas antes y después de la aplicación de PSA en el paisaje de Esparza, Costa Rica.

Determinar los efectos de la aplicación de los pagos por servicios ambientales en la estructura, composición y nivel de conectividad en un paisaje ganadero bajo diferentes escenarios de cambios de usos de la tierra en Esparza, Costa Rica.

Explorar los efectos de la aplicación de los pagos por servicios ambientales en el *stock* de carbono presente en un paisaje ganadero y en diferentes escenarios de cambios de usos de la tierra en Esparza, Costa Rica.

### **3. REVISIÓN DE LITERATURA**

La revisión de literatura aborda los principales aspectos que servirán de marco teórico para entender el planteamiento y desarrollo del presente estudio. En la primera sección se abarcan dos problemas mundialmente reconocidos, el cambio climático y la pérdida de biodiversidad, sus causas y efectos - actuales y potenciales - para los seres vivos y el planeta. Además se presenta cómo de manera equitativa y consensuada los países desarrollados y en vías de desarrollo se han propuesto diferentes mecanismos para frenar esta problemática. Estos mecanismos pueden ser aplicados en forma de pagos por servicios ambientales a escalas globales, regionales y locales.

#### **3.1 El cambio climático y la pérdida de biodiversidad**

El cambio climático global y la pérdida de biodiversidad representan algunos de los más relevantes problemas que la humanidad enfrenta en la actualidad. Ambos se originan por el uso irracional de los recursos naturales y por los avances tecnológicos, industriales y económicos dados en el último siglo, que degradan el medio ambiente a su alrededor, principalmente por la quema de combustibles fósiles, las actividades industriales, el manejo de los desechos sólidos, la tumba y quema de bosques, la explotación forestal, la ganadería extensiva, la caza excesiva de fauna silvestre, entre otras actividades que implican los cambios de uso del suelo, estos factores sumados al aumento desproporcionado de la población tiene impactos negativos con el ambiente y los recursos naturales (IPCC 1995, 2000).

Los efectos de la degradación de biodiversidad se han observado con la pérdida de especies (animales y vegetales) y de hábitats naturales en diversas partes del mundo, y el ritmo actual de extinción de especies debido a la pérdida de hábitats alteran la dinámica en los ecosistemas naturales, los cuales dependen de una serie de interacciones biogeoquímicas y en particular de los ciclos del carbono, de nutrientes e hidrológico. Para mantener estables estos flujos, los ecosistemas naturales terrestres tienen un papel clave debido a que son sumideros importantes de carbono y por tanto, cualquier alteración en estos ecosistemas afecta considerablemente el ciclo global del carbono (Pedroni 2000, IPCC 2000). Esto es significativo considerarlo porque los efectos del cambio climático global se han correlacionado con el incremento de las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera (Malhi *et al.* 2002).

Además, los cambios en el uso del suelo y las actividades humanas que modifican las interacciones en los ecosistemas y aumentan las emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera (como la tumba de bosques para la agricultura



y ganadería), traen efectos adversos tanto para la biodiversidad como para el balance natural del C en la atmósfera. Tales actividades al parecer han provocado el aumento de la temperatura media global en 0.6 °C desde 1980, el aumento del nivel del mar en unos 25 cm., en promedio durante los últimos 150 años, y una mayor recurrencia de los fenómenos climáticos cíclicos como huracanes, tornados y tormentas, entre otros (IPCC 1995).

Aunque las consecuencias de estos cambios son impredecibles con exactitud, diversos estudios predicen lo que el cambio climático podría ocasionar y si bien los modelos y predicciones climáticas tienen un rango considerable de error, no es posible argumentar que la falta de certidumbre en los datos impida establecer medidas correctivas oportunas a nivel mundial. Por esta razón, se ha fomentado el uso del principio precautorio como una respuesta por la amenaza de daños severos e irreversibles que el cambio climático y la degradación de biodiversidad pueden tener en el largo plazo.

Lo que es seguro e innegable es que nuestro clima está cambiando y que las actividades humanas que liberan gases como CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, NO<sub>2</sub> y CFCs a la atmósfera son las que contribuyen en mayor medida a estos cambios cuando se ven alteradas las concentraciones de estos gases en la atmósfera. El papel de estos gases en la atmósfera es clave para que ocurra el fenómeno natural del “efecto invernadero”, de ahí que a estos gases se les llame gases efecto invernadero (GEI). Estos gases ayudan a filtrar la energía solar e impiden a la vez la salida total de la irradiación, proceso por el cual la tierra conserva la energía recibida del sol, y es la responsable de mantener el equilibrio térmico de la superficie de la tierra, lo que hace posible la vida y la dinámica de los seres vivos en el planeta (Albert 1985, Parry y Carter 1998, Pedroni 2000).

Los alcances del cambio climático y la pérdida de biodiversidad para los seres vivos en este planeta son en cierta forma dramáticos e incalculables. Por esta razón, existe a nivel mundial una preocupación común entre los gobiernos por revertir estos efectos y un interés por mitigar esta problemática en diversos procesos y espacios como: la conformación del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC) en 1988, Cumbre de la Tierra, la Agenda 21, la Convención Marco de la Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC), el Convenio de Biodiversidad (CB) y de principios forestales en 1992, el Protocolo de Kyoto (PK) en 1997 y las Conferencias de las Partes (COP) iniciadas desde 1995 (IPCC 2000).

En estos espacios se ha establecido que las responsabilidades de los países son diferenciadas de acuerdo a su estado de desarrollo, cantidad de emisiones y capacidad para enfrentar la problemática, por lo cual se atribuye a los países desarrollados una mayor responsabilidad para contrarrestar el cambio climático que a

los países en desarrollo. Sin embargo, estudios demostraron que los costos de reducir emisiones en estos países son muy elevados, y por esto, se han creado opciones de créditos negociables que consideran: 1) que todos los países deben aceptar reducir sus emisiones en distintas cantidades y 2) que los países que pueden reducir sus emisiones a bajos costos y cumplan sus metas de mitigación, podrían vender el excedente en sus reducciones a los países donde sea muy costosa esta actividad (Gómez-Ibáñez *et al.* 2002).

Así mismo, en estos espacios de reflexión y consulta global se ha marcado la pauta para tratar de actuar estratégicamente y enfrentar de una manera equitativa y concertada los problemas del cambio climático y la pérdida de biodiversidad. Para este fin la visión ha sido encontrar un equilibrio viable entre el medio ambiente y el desarrollo. Con las consideraciones antes mencionadas se crearon cuatro “mecanismos de flexibilidad” por los cuales es posible revertir la pérdida de hábitats naturales y a la vez las emisiones de C a la atmósfera. Estos mecanismos podrían ser adquiridos entre dos o más países y se denominaron: compartir compromisos (CC), implementación conjunta (IC), desarrollo limpio (MDL) y el comercio de derechos de emisión (DE), algunos de los cuales también pueden implementarse bajo el concepto de pagos por servicios ambientales (Pedroni 2000).

### **3.2. Los pagos por servicios ambientales: funciones e importancia para la conservación de biodiversidad y mitigación de gases efecto invernadero**

En la segunda sección se abordan los pagos por servicios ambientales (PSA), como un mecanismo creado para mitigar las emisiones de C y diversas actividades humanas degradativas, que son en parte causantes del cambio climático y de la pérdida de biodiversidad. Se explican las funciones y el papel que los PSA juegan para mejorar los paisajes a través de la incorporación de la cobertura arbórea, así como el impacto que el establecimiento de cobertura arbórea puede tener en el *stock* de C presente en paisajes agropecuarios. La situación y experiencia de los PSA en Costa Rica es otro de los tópicos mencionado en esta sección.

#### **3.2.1. Los pagos por servicios ambientales: origen y objetivos**

Los pagos por servicios ambientales surgen dentro del marco de la Cumbre de la tierra, CMNUCC y PK, como parte de los mecanismos que se establecieron para contrarrestar los diversos problemas ambientales que amenazan a las poblaciones y la biosfera. Algunos de los cambios más preocupantes son los cambios climáticos, el daño de la capa de ozono, degradación de las cuencas hidrográficas y de los suelos, contaminación de las fuentes de agua, desaparición y fragmentación de ecosistemas, extinción de especies y poblaciones (vegetales y animales) (Espinoza *et al.* 1999). Los PSA por tanto, representan una opción que

puede implementarse como cualquiera de los tipos de “mecanismos de flexibilidad” mencionados anteriormente.

Los objetivos de los servicios ambientales más ampliamente reconocidos y por los cuales se han dado los PSA son: mitigación de gases efecto invernadero (fijación, reducción, secuestro, almacenamiento y absorción), protección del agua para diversos usos (superficiales y subterráneas), protección de biodiversidad para usos sostenibles y, conservación y protección de ecosistemas (conservación de los procesos ecológicos en los diferentes hábitats) que incluye belleza escénica natural, turismo y recreación, e investigación (Malavasi 2003).

Los diversos esfuerzos a nivel mundial por promover la conservación del medio ambiente ya empiezan a dar sus frutos, por lo que se observa una tendencia clara y creciente en diversas poblaciones sobre la disposición a pagar para conservar los servicios ambientales que los sistemas naturales ofrecen. Sin embargo, existen aún muchos servicios ambientales que brindan las áreas naturales y que no son reconocidos, áreas como bosques, pantanos y humedales, arrecifes, manglares, llanuras, sabanas, entre muchas otras, y que forman parte de ecosistemas, paisajes, cuencas hidrográficas y eco-regiones. La principal limitante quizás está en que son recursos cuyos servicios aún no se valoran en forma adecuada y en su mayoría no se pagan, excepto en unos pocos países (Espinoza *et al.* 1999).

Generalmente los que financian los servicios ambientales han sido países, empresas o agentes cuyas economías pueden asumir pagos para estos servicios y usualmente se ubican en países donde el marco legal en temática ambiental está bien establecido y donde las leyes indican “el que contamina paga” (Espinoza *et al.* 1999). En cambio, en países que están en transición y donde los problemas sociales y económicos invaden la agenda del Estado, la parte ambiental y de recursos naturales es subvalorada y dejada de lado en la mayoría de los casos; por esto en estas condiciones no es fácil internalizar ni jurídica ni socialmente el concepto de pagos por servicios ambientales.

Los recursos generados de PSA, ya sea bienes u otro tipo de recursos, pueden ser utilizados para muchos fines, pero el destino de estos recursos es particular a cada organización que ofrece los servicios y esto depende del tipo de servicio ambiental, del país y de otras múltiples condiciones. Los ingresos de PSA más comunes es probable sean los ingresos monetarios para los dueños de los recursos (pequeños a grandes) que participan en iniciativas de mitigación de C, protección y conservación de cuencas para mejorar calidad, cantidad o estabilidad en la provisión de agua, etc. Pero además existe una larga lista de posibilidades acerca

del destino de estos pagos, desde transferencia de tecnología para institutos de investigación y prospección, hasta pagos por servicios de turismo en áreas rurales (Espinoza *et al.* 1999).

### **3.2.2. Los pagos por servicios ambientales y la conservación de biodiversidad**

En la actualidad los PSA han favorecido el establecimiento de actividades económicas que brindan servicios ambientales y que contribuyen a amortiguar, controlar o eliminar los problemas ambientales. Así mismo los PSA han permitido establecer mecanismos que “internalizan” dentro de las actividades económicas el valor del servicio ambiental o que cobren los costos ambientales al explotador o usuario de los recursos. Las actividades de reforestación, conservación de bosques y uso sostenible de los recursos naturales, son algunas de las actividades que los PSA han promovido en aquellos sitios donde los recursos se encuentran en un creciente estado de degradación (De camino *et al.* 1999). Por esta razón, los PSA pueden considerarse para protección, conservación y uso sostenible de los recursos naturales y conservación de biodiversidad.

Los PSA al promover la protección y conservación de los bosques parten del principio que es mejor mantener las áreas de bosques naturales que ya existen, antes que restaurarlas, plantarlas o esperar a que los procesos naturales de sucesión regresen el bosque a su estado original. Sobre todo porque los costos en tiempo y dinero de restablecer un área de bosque perturbada a bosque natural pueden ser mucho mayores que mantener el bosque en su estado original.

Al fomentar el aumento de la cobertura arbórea en diversas áreas, los PSA se basan en que es necesario mantener conectadas los parches de hábitat tanto como sea posible, para mantener los procesos ecológicos entre los organismos que dependen de estos hábitat, debido a que las áreas conectadas pueden asegurar una mayor movilidad de los organismos entre los parches de un paisaje fragmentado. Esta condición puede ser más aprovechada en paisajes con diversos usos del suelo como sistemas agropecuarios y agroforestales, aunque este beneficio dependerá de la especie o grupo de individuos bajo consideración (Mefe y Carroll 1994).

Los PSA también promueven el uso sostenible de los recursos naturales (RN), y esta es una forma de hacer compatible las necesidades humanas y a la vez premiar el buen manejo de los recursos. Este enfoque de PSA parte de que en la realidad las poblaciones requieren los bienes y servicios que los RN generan, y al fomentar el uso racional de éstos se crean las condiciones para no destruir ni degradar estos recursos.

Entonces el PSA resulta ser un medio para potenciar que las futuras generaciones tengan la oportunidad de utilizar los servicios y bienes ambientales para su beneficio.

### **3.2.3. Los pagos por servicios ambientales y el *stock* de carbono**

En 1997, durante la Tercera Conferencia de las Partes (COP3) de la CMNUCC, la principal meta fue comprometer a los gobiernos a un plan de mitigación de GEI en la atmósfera, principalmente dióxido de C y metano, para así disminuir los impactos e intensidad de cambios ocasionados por el hombre sobre el ambiente global (Castro *et al.* 2002). En la CMNUCC se definieron dos maneras en las que es posible reducir las emisiones de GEI, la primera es reducir las emisiones al utilizar menos combustibles fósiles o quemar menos materia orgánica; la segunda va en función de fijar los GEI en la atmósfera y que puede hacerse sembrando más árboles y eliminando las prácticas de tumba y quema.

A nivel global se ha enfatizado más en los servicios ambientales globales como biodiversidad y captura de C, y los ecosistemas forestales y agroforestales ofrecen una buena oportunidad para mantener estos servicios e incrementar su capacidad de funcionar como sumideros de GEI. En diversos esquemas de PSA, se han considerado las actividades de aforestación, reforestación y cambios de usos del suelo con sistemas monocultivos a sistemas de cultivos más diversos y estructurados como: sistemas agroforestales (SAFs) de café o cacao, silvopastoriles, etc., principalmente porque estas actividades son capaces de reducir y secuestrar importantes cantidades de GEI, y de mantener el carbono inmovilizado en la biomasa y en las capas más inferiores del suelo (Albrecht y Kandji 2003).

### **3.3. El proceso de pagos por servicios ambientales en Costa Rica**

Como los efectos del cambio climático son homogéneos en el mundo, no existe relevancia si un país comprometido en reducir emisiones lo haga desde otro sitio o país. Este principio ha hecho posible que países en vías de desarrollo participen en las soluciones del cambio climático global. Tal participación se ha concretado en tres mecanismos de “flexibilidad”, que permiten a estos países comprar reducciones de emisiones a otras fuentes: 1) Implementación conjunta, 2) Mecanismos de Desarrollo Limpio (MDL) y 3) Comercio de reducción de emisiones. Es así que en 1994, Costa Rica crea la oficina de implementación conjunta, como la responsable de las negociaciones de proyectos potenciales de cambio climático en el campo de la energía y usos de la tierra (Rojas y Aylward 2003).

En la región Centroamericana, Costa Rica ha sido pionero en la incursión del nuevo mercado de reducciones de emisiones como parte de su preocupación por proteger sus bosques y vida silvestre. Aunque lleva casi más de dos décadas en este proceso ha tenido muchas victorias y a la vez reveses. Ejemplo de esto es que en 1996 vendió 200,000 toneladas de C en créditos de reducción de emisiones por el orden de \$10 dólares la tonelada métrica de C, sin embargo, en 1997 no logró vender 1, 000,000 toneladas que esperaba vender bajo este mismo mecanismo (Gómez-Ibáñez *et al.* 2002). La experiencia de este país puede servir de base para la formulación, diseño y consideraciones técnicas en esquemas de PSA para otros países de la región.

El programa de créditos de C en este país se puede separar en tres etapas: 1) del 1994 a 1995 fechas en las cuales el gobierno facilitó negociaciones entre propietarios de terrenos y otros gobiernos o empresas en el exterior como un subsidio que el estado hacía a los productores; 2) del 1995 al 1997, el gobierno designa al Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE) para regular y consolidar pequeños proyectos y a la vez ofrecer a la venta créditos por reducción de emisiones producidas; y 3) de 1997 a 1998 en esta etapa el MINAE trata de vender a \$ 20 dólares la ton métrica de C, sin obtener comprador alguno (Gómez-Ibáñez *et al.* 2002).

Costa Rica se distingue por su sistema nacional de pago por servicios ambientales que es impulsado desde el estado, es un sistema que se institucionalizó después de tener un antecedente de subsidios al sector forestal. Su política y leyes forestales han evolucionado, los incentivos forestales han evolucionado hacia el PSA incluso por ley expresa – se define como “servicios ambientales” a “los que brindan el bosque y las plantaciones forestales y que inciden directamente en la protección y el mejoramiento del medio ambiente”, siendo agua, biodiversidad, fijación de carbono y belleza escénica, los principales servicios que se reconocen.

En 1996 se crea el Fondo Nacional de Financiamiento Forestal\* (FONAFIFO) como un mecanismo útil para captar los fondos y administrar el esquema de PSA (Araya 1998, Rojas y Aylward 2003). Además se crea el impuesto al consumo de combustibles fósiles (5% sobre la compra de combustibles), amparado en el principio de “quien contamina paga”, y con este flujo de ingresos funciona desde entonces FONAFIFO. Los múltiples incentivos que el estado costarricense ha puesto a disposición a través de este fondo ha favorecido la reforestación y la protección de bosques para conservación de más de 140,000 ha y 100,000 ha respectivamente. La buena gestión y la adecuada rendición de cuentas y distribución de los fondos han

---

\* El 13 de febrero de 1996 se establece bajo decreto presidencial la ley 7575 forestal de Costa Rica, en la cual se crea el fondo de financiamiento forestal mejor conocido como FONAFIFO (T.IV, Cáp. I, Arto.38). Fuente: [www.pasodeladanta.org](http://www.pasodeladanta.org).

permitido mantener este fideicomiso e incluso continuar planes de PSA con apoyo de diversas agencias y organismos financieros como FINNIDA, GEF, Banco Mundial (BM) y otras (Araya 1998, Rosa *et al.* 2003).

Para el año 2002, FONAFIFO reasignó los fondos para la protección de los bosques, reforestación e incluyó a los sistemas agroforestales (SAF), y mediante decreto estos fondos se volvieron elegibles para PSA. Actualmente el GEF y BM financian plantaciones forestales y reforestación en nuevas áreas, así como diversos sistemas agroforestales (Rosa *et al.* 2003). Ejemplo de estos es el proyecto CATIE-GEF-BM como uno de los proyectos pilotos que ofrece PSA a los sistemas silvopastoriles. Con este nuevo enfoque se pretende mejorar el estado de los recursos naturales en paisajes con usos del suelo principalmente agropecuarios, y a la vez brindar servicios ambientales como conservación de biodiversidad, recuperación de suelos degradados, fijación de C, entre otros.

#### **3.4. Caracterización de paisajes: estructura, composición y conectividad**

En la tercera sección se plantea cómo se caracterizan los paisajes, en los aspectos de estructura, composición y conectividad, con énfasis en paisajes agropecuarios. Además se aborda cómo la cobertura arbórea influye en las interacciones de los ecosistemas naturales y cómo los PSA pueden contribuir al aumento de esta cobertura y a la adopción de sistemas de uso del suelo amigables con el ambiente, como es el caso de los sistemas silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas. Además se menciona al proyecto CATIE-GEF-BM como un ejemplo donde se aplican PSA por los servicios que prestan los usos del suelo para la conservación de biodiversidad y la mitigación de emisiones de CO<sub>2</sub>.

##### **3.4.1. Qué son agropaisajes y cómo se caracterizan?**

Los paisajes pueden definirse como un mosaico de ecosistemas o hábitat presentes sobre un área ancha de kilómetros, cuyos elementos individuales podrían ser bosques, áreas de sistemas de cultivos (como sistemas agroforestales), corredores de especies leñosas en línea, áreas de pasturas y otros tipos de usos del suelo. A su vez estos hábitat en conjunto conforman los parches, corredores y matriz, que son elementos de un paisaje y que están inmersos en la estructura, composición y conectividad del paisaje, las cuales son las principales características que se destacan en los paisajes (Forman 1995). Así que al referirnos a un agropaisaje, podemos considerarlo como un mosaico o matriz del paisaje formado de un conjunto de ecosistemas que tienen principalmente usos del suelo agropecuarios.

Al tratar de caracterizar un agropaisaje, un primer paso es identificar los usos del suelo existentes dentro del área del paisaje de interés y así mismo definir la estructura, composición y conectividad en él, y también los

principales elementos que destacan en la matriz. A continuación se presenta la teoría de cómo diversos autores a través de la Ecología de paisajes han caracterizado los paisajes, y cuya base conceptual servirá para adaptarla y adecuarla a los agropaisajes.

Algunas aplicaciones prácticas parten primero de la caracterización paisajística para entender el estado actual del paisaje, y tratan de evaluar las interacciones y el estado de los elementos en el paisaje (Forman 1995). Usualmente los análisis de paisajes se realizan con la finalidad de comparar usos de la tierra (facilidades y construcciones, vegetación, abastecimiento de agua) y otros atributos relacionados, también al analizar cambios a través del tiempo y comparar entre dos o más paisajes, o lugares diferentes. En este caso, nuestro interés será analizar cambios a nivel de diferentes tipos de fincas en la zona de Esparza y que serán evaluadas cada una como un paisaje individual.

#### **3.4.1.1. Caracterización de paisajes**

Generalmente los paisajes tienen tres principales características: 1) estructura, 2) composición y 3) conectividad (Forman 1995):

##### **1) Estructura**

La estructura se refiere al arreglo espacial de los distintos hábitats y sus diferentes características como tamaño, forma, cantidad, tipos y configuración. Se entiende además por la estructura como la organización de las relaciones espaciales entre los elementos y los componentes del paisaje en un patrón definido, que puede ser diferenciado por varias medidas, como la dimensión fractal, retazado relativo y contagio de retazos.

El cambio en la estructura es básicamente la alteración espacial y funcional del paisaje en el tiempo, y que es influenciada por las interacciones de sus elementos, y que están dadas por los flujos de energía, de materiales y de organismos (Turner 1989, Turner *et al.* 2001). Al mismo tiempo, también depende de dos aspectos a nivel metapoblacional: fisonomía y composición. Otros factores como tamaño y forma de los elementos del paisaje y nivel de conectividad, transfieren a la estructura cualidades para posibilitar o impedir estos flujos dentro del paisaje.

En un agropaisaje, la estructura se refiere al arreglo espacial de elementos como: los usos del suelo en las fincas ganaderas, ubicación de sistemas como cercas vivas, árboles dispersos en potreros, árboles en línea en



los límites de las fincas, a orillas de quebradas y caminos. De la forma y cantidad de estos componentes dependerá el nivel de conectividad en la matriz y los procesos ecológicos dentro de este paisaje.

## **2) Composición**

Para describir la composición de un paisaje, debe determinarse la cantidad relativa de cada tipo de hábitat contenido dentro de un paisaje, que puede ser descrito con varios indicadores econométricos que miden la presencia, ausencia o proporciones relativas de los elementos del paisaje, como son índices de dominancia, de riqueza relativa y de diversidad. Se consideran los componentes del paisaje a los parches, corredores y la matriz circundante (Forman 1995). A continuación se presentan algunas de las principales características de estos componentes:

### **a) Parches**

En ecología de paisajes, los parches son las unidades espaciales más pequeñas en la escala del paisaje. Los parches son áreas rodeadas por la matriz, y pueden estar conectados o no por corredores. Algunos factores que determinan el tamaño del parche, la forma, situación y orientación en el paisaje son el clima, establecimiento de flora y fauna, relieve, pendiente, perturbaciones naturales e influencias humanas que afectan las características de cada parche. También el tamaño, forma, y la naturaleza del borde son características del parche particularmente importantes a considerar:

a.1.) El tamaño del parche puede afectar el hábitat de la especie, la disponibilidad de recursos y procesos naturales como depredación y recolonización. El tamaño del parche es relativo, ya que depende de la escala espacial a la cual se observen los fenómenos, porque un área bastante grande puede ser un parche para una especie, pero puede ser una barrera o no tener ninguna influencia para otra especie. Por ejemplo, un campo arado podría ser una tierra de caza para un zanate, una barrera para un armadillo, y no tener ningún efecto para un tigrillo. Otro aspecto relevante es la tendencia de que parches más grandes tienden a tener más uniones que un parche pequeño (Cantwell y Forman 1993).

a.2.) La forma del parche y orientación también juegan un papel ecológico importante. La forma ecológicamente óptima del parche normalmente tiene un centro grande con algunos límites curvilíneos y los lóbulos estrechos, ya que esta forma puede permitir el desarrollo de especies interiores y especies de borde. La forma del parche también determina la longitud que presente el borde y la naturaleza u origen del borde (Forman 1995).

a.3.) La naturaleza del borde del parche tiene que ver con los márgenes que presentan los parches, con el origen de los bordes, y con la distancia adyacente al diámetro del área de los ecosistemas y de parches de diferentes usos de tierra, los cuales originan límites de separación entre parches que pueden ser en forma de transición o abruptos. Esta condición en los parches es el resultado de la perturbación natural y de la actividad humana. Algunos ejemplos de límites abruptos incluyen caminos, ríos, áreas urbanas, y los campos agrícolas. Según Forman (1995), es posible identificar cinco principales tipos de parches: parches de perturbación, parches remanentes, parches naturales, parches introducidos y parches efímeros, que usualmente están dentro de la matriz del paisaje e interconectados por corredores.

#### **b) Corredores**

Los corredores son parches largos que conectan otros parches juntos del mismo tipo de uso del suelo. Existen tres tipos relevantes de corredores: línea, tira y arroyo. La forma, ubicación y nivel de agregación con otros parches son variables que influyen en el papel que los corredores juegan en los modelos del paisaje y en los procesos ecológicos. Los corredores frecuentemente forman interconexiones o redes por el paisaje, como sistemas de caminos (Cantwell y Forman 1993). Es posible encontrar muchos tipos de corredores con diferentes características en un paisaje lineal. Las características del corredor, como anchura, conexión, curvilinealidad, estrechez, sitios de descansos, y entre otros, son factores que determinan si un elemento del paisaje es una barrera o un puente para una especie en particular (Forman 1995).

#### **c) Matriz**

Los parches y corredores están inmersos en la matriz, la cual es normalmente el más extenso elemento del paisaje. Sin embargo, la matriz puede jugar un papel dominante en el funcionamiento del paisaje sin ser el elemento del paisaje más extenso. Lo que determina la matriz en un paisaje depende de cualquier conexión, dominancia o función. Por estas particularidades, cada paisaje es conveniente evaluarlo individualmente. Las configuraciones más comunes en matrices de paisajes son: 1) una matriz o parche del paisaje grande que rodea o adyacente a muchos parches; 2) un corredor que biseca el paisaje y 3) la unidad formada por una red de corredores entrelazados (Cantwell y Forman 1993).

### **3) Conectividad**

En la actualidad, el término conectividad es usado como un concepto funcional y otras veces como un concepto estructural del paisaje. En dependencia de los atributos en los movimientos de los organismos

ambos conceptos a veces se confunden y se han incluso considerado sinónimos (Tischendorf y Fahrig 2000). Sin embargo, cuando la conectividad hace referencia a la estructura del paisaje o del hábitat, ésta depende de la escala en estudio y que envuelve las conexiones o vínculos entre hábitats, especies, comunidades y los procesos ecológicos a múltiples escalas espacio-temporales (Noss 1991), además se refiere también a la continuidad de un hábitat o tipo de cobertura a través de una área determinada en el paisaje (Turner *et al.* 2001).

En cambio el término de conectividad funcional es usado para describir como afectan los arreglos espaciales a la calidad de los elementos del paisaje, el movimiento y comportamiento de los organismos entre los fragmentos, y tiene que ver con el grado al cual se facilita o impide el movimiento entre los recursos de los parches. Por tanto, la conectividad funcional depende directamente de los arreglos espaciales en los diferentes tipos de hábitats y del comportamiento de las especies frente a las características y cambios estructurales de los patrones espaciales del paisaje (Bennett 1998, Tischendorf y Fahrig 2000).

La conectividad puede también considerarse como el grado al cual los diferentes elementos del paisaje responden en forma holista al funcionamiento del mismo, a través de vectores de flujo (*e.g.* aspecto de la ladera o hidrografía del sector) y como parte de una red de circuitos integrados por corredores, nodos y otras estructuras del paisaje. Además la conectividad describe cómo se conectan parches en el paisaje, normalmente involucra corredores y redes, y puede usarse para determinar la complejidad y el nivel de conexión dentro del paisaje de interés (Forman 1995).

El nivel de conectividad determina la función del paisaje y muestra cuántos procesos del paisaje son dependientes en los modelos, así que una conexión espacial del paisaje significa que los parches son suficientemente cercanos que el movimiento puede ocurrir entre ellos, o que hay algún corredor a lo largo del cual los organismos pueden moverse. Una conectividad alta implica mucha interacción o movimientos de animales, plantas, energía y materiales entre los elementos como caminos, ríos, bosques riparios y árboles aislados o agrupados en línea, que normalmente son algunos de los elementos conectores presentes en una matriz de paisaje (Cantwell y Forman 1993).

Para cuantificar o medir la conectividad en un paisaje es posible hacerlo midiendo el movimiento de los organismos o de una especie en particular entre los recursos de los parches en un paisaje entero. También puede hacerse simulando estos movimientos a través de un paisaje heterogéneo (Tischendorf y Fahrig 2000), o bien calculando la proporción y el aporte de los elementos conectores del paisaje como redes y corredores

a la conectividad y tomando en cuenta la naturaleza de estos elementos, del origen de la matriz y la respuesta de los organismos.

La conectividad puede influir en la pérdida de las especies dentro de los fragmentos. Esta extinción de especies se considera en dos niveles espaciales. Desde una escala regional donde se toma en cuenta el paisaje entero y a una escala local que se refiere a un sistema en particular (como un parche de bosque). A escala de paisaje, la extinción puede darse principalmente al interrumpirse la conectividad y al reducirse la disponibilidad de hábitat, y se afecta en mayor medida a especies que requieren de hábitats continuos de gran tamaño para mantener sus poblaciones viables (Laurence *et al.* 2002).

A escalas locales, la conectividad juega también un papel importante porque de ésta depende el nivel de movimiento e interacciones entre las poblaciones de algunas especies, que pueden ser pequeñas y estar en contacto o mantenerse totalmente aisladas de otras poblaciones de su misma especie. De la conectividad entonces dependerá el grado de vulnerabilidad de las poblaciones a la extinción por factores naturales y antropogénicos como: demográficos, degradación genética, cacería, incendios forestales, la tala y aprovechamiento del bosque, la reducción de hábitat natural, entre otros. Lo que en cierta medida inhibe el potencial de estas especies para adaptarse a los cambios abruptos y repentinos en el ambiente (Meffe y Carrol 1997, Laurence *et al.* 2002, Kattan 2002).

### **3.5. Importancia de los estudios aplicados en Ecología de paisajes**

La ecología de paisajes según Forman (1981) es la ciencia que facilita el estudio de los paisajes debido a que “se encarga del estudio de la estructura, funcionamiento y desarrollo del paisaje”, de las interrelaciones de todos los factores bióticos y abióticos, y sus asociaciones con la flora y la fauna (Brunce y Jongman 1993), y tomando en cuenta los cambios en el tiempo y espacio (Forman y Godron 1986, Forman 1995). También es la suma de geofactores como relieve, suelo, clima, balance de agua, flora, fauna, humanos y sus interacciones, así como su ubicación espacial en el paisaje (Neef 1967, citado por Bastian 2001) y estos aspectos al integrarse como geosistemas implican aspectos inorgánicos, físicos, ecológicos y geográficos (Bastian 2001, Turner *et al.* 2001).

Es importante comprender y estudiar paisajes debido a que los procesos ecológicos raramente se contienen dentro de los límites de un área y tiempo seleccionados para la observación como dispersión, predación, migración, etc. (Wiens 1992). Muchas veces se desarrollan a escalas mayores a una localidad y a diferentes

niveles espacio-temporales (Turner *et al.* 1991, Forman 1995). El poder estudiar los fenómenos a escala de paisajes nos permite tener una visión más acertada de los procesos ecológicos y de los factores que influyen a una escala más amplia y mayor a la comúnmente estudiada en estudios ecológicos.

Por ejemplo, al observar el fenómeno ecológico de la recolonización en pequeños mamíferos, ésta se favorece por elementos espaciales como corredores, redes y parches pequeños (Forman 1995). La recolonización está íntimamente relacionada con el área de bosques que rodea un parche y con la distancia a otros parches ocupados por las especies, así que la frecuencia y persistencia de extinciones locales de las poblaciones dependerán del nivel de aislamiento entre los parches individuales entre sí; sin embargo, los efectos de las interacciones biológicas varían según el organismo bajo consideración y no es posible hacer generalizaciones en este sentido (Verboom *et al.* 1991, Laurance 1997).

Desde hace apenas unas décadas, la Ecología de paisajes se ha desarrollado como una opción para conocer la estructura, composición y conectividad de los paisajes. La tecnología de los sistemas de información geográfica (SIG) ha permitido realizar nuevos estudios ecológicos en áreas muy amplias que las usualmente utilizadas, por lo que esta disciplina ha venido a ser una herramienta provechosa para el estudio de paisajes y relevante porque integra la teoría y la práctica de esta rama de la Ecología para aplicar novedosos enfoques en la realización de nuevos estudios ecológicos que contribuyan al conocimiento de la biología de la conservación (Turner *et al.* 2001).

### **3.5.1. Consideraciones de escala en estudios de paisajes**

Para la aplicación de estudios en paisajes, una de las principales consideraciones antes de iniciar es la definición de la escala a la cual se va a trabajar el análisis del paisaje. Según Turner *et al.* (2001), el término escala se refiere a “la dimensión espacial o temporal de un objeto o proceso reconocido... y que se distingue por tener un nivel de organización en forma de jerarquía biótica”. Cada uno de estos niveles a su vez está caracterizado por una variedad de procesos con una escala espacio-temporal en particular. Es importante definir una escala al considerar los patrones del paisaje, debido a que esto permite hacer un análisis de diferentes aspectos a través de métodos cuantitativos. Así mismo, la escogencia de una escala adecuada permite considerar factores que podrían influenciar la dinámica del paisaje.

Usualmente para escoger una escala a nivel de paisaje, se utilizan fotos aéreas o imágenes satelitales, y se consideran dos características propias de una imagen o una foto: el grano (grid) y la extensión. El grano se

refiere al nivel más fino de resolución espacial en un determinado grupo de datos, como lo pueden ser el tamaño de las celdas o la unidad mínima en un mapa dibujado por polígonos. Además, este término suele utilizarse para describir el tamaño y forma de un parche en el paisaje. En cambio, la extensión se refiere a toda el área de estudio o a la duración del tiempo bajo consideración en el estudio (Forman 1995, Turner *et al.* 2001).

Existen numerosos errores o problemas de escala que surgen durante el desarrollo de estudios de paisajes, y una buena parte de ellos se debe por no considerar la escala adecuada al evaluar los procesos ecológicos de interés. Generalmente es imposible relacionar datos de una escala fina o local a escala espacial ancha, regional e incluso global (Turner *et al.* 2001). Además, la escala no sólo debe considerarse en función del espacio sino también del tiempo en el cual se presentan los procesos ecológicos (Forman 1995, Turner *et al.* 2001), ya que cuando aumenta la escala espacial, también lo hace la escala temporal porque los procesos vistos a nivel regional o global operan a proporciones más lentas (de Delcourt *et al.* 1989). Un ejemplo de esto es cuando se estudia el movimiento de organismos entre parches dentro de una matriz de paisajes, el proceso es más dinámico a una escala local, en cambio estos movimientos son menos perceptibles – si el período de tiempo es muy corto - al evaluarlos en un paisaje completo.

Entonces a una escala pequeña, se corre el riesgo de excluir del modelo procesos que tienen consecuencias significativas en la dinámica del sistema de paisaje. Estas escalas tienden a tener una proporción rápida de los procesos o de los cambios en los sistemas y los análisis tienen una probabilidad alta de detalle del sistema, un efecto grande de movimientos individuales en los modelos y un potencial bajo para derivar generalizaciones. Por ejemplo, cuando observamos a una escala pequeña procesos de fragmentación, es posible que los organismos más pequeños sean más adversamente afectados, y en cambio es probable aumenten los efectos positivos para las especies generalistas en la misma área de estudio (Lord y Norton 1990).

En contraste, las observaciones a escalas amplias o regionales involucran proporciones más lentas de procesos o cambios del sistema, se caracterizan por tener una resolución baja de detalle pero una habilidad mayor para derivar generalizaciones. En cambio, los procesos evaluados de una manera local tendrán una oportunidad baja para la certidumbre del sistema, así como estudios de movimientos individuales de especies (flora y fauna) y tendrán un efecto bajo en los modelos del sistema (Lord y Norton 1990).

Por consiguiente, es conveniente tomar una perspectiva de multi-escala al observar un sistema y la escogencia de la escala a la cual se debe observar el paisaje dependerá de la pregunta a mano. Procesos aparentemente caóticos a una escala pequeña, pueden ser evidencia de procesos o modelos cuando se observan a una escala más grande. La manera en que vemos un sistema de parches y corredores puede ser muy diferente de cómo un organismo utiliza los parches y corredores dentro del paisaje (Forman 1995, Turner *et al.* 2001).

El presente estudio trabajará a dos niveles en la escala del paisaje, a una escala mayor o amplia de aproximadamente 54 km<sup>2</sup> para observar cambios de composición en los usos del suelo y en el *stock* de C durante el período de tiempo comprendido entre 1998 y 2005, antes y después de la aplicación del PSA en Esparza, y una escala menor o local a nivel de parches individuales para observar los cambios en la estructura espacial y nivel de conectividad que ha tenido la cobertura arbórea en las fincas ganaderas como un efecto de los PSA.

### **3.6. La fragmentación de paisajes y su relación con las especies**

La fragmentación es definida como la transformación de extensas áreas de bosques naturales en mosaicos integrados por diversos usos de la tierra. Este es un proceso dinámico integrado por marcados cambios en los hábitat de un paisaje, que son provocados por eventos naturales adversos como grandes tormentas, huracanes, incendios, o por diversas perturbaciones antropogénicas como explotaciones madereras, tumba del bosque para labores de agricultura, entre otros usos (Kattan 2001).

A escala de paisajes la fragmentación suele considerarse un fenómeno espacial. En términos simples, se refiere a la interrupción de la continuidad de las áreas naturales de bosques. Sin embargo, la fragmentación no está limitada por una escala en particular debido a que los procesos y funciones de los ecosistemas se desarrollan en un rango amplio de escalas dentro de un paisaje (Lord y Norton 1990).

Los cambios que ocasiona la fragmentación pueden ser físicos y biológicos. Los cambios físicos se refieren a la interrupción de grandes bloques continuos de vegetación que dejan gran cantidad de parches de bosques con forma, tamaño y distanciamientos variables entre sí. Mientras los cambios biológicos se refieren a la extinción local y regional de especies de flora y fauna producto de la reducción de hábitat y recursos, así como por la disminución de la cobertura arbórea (Bennett 1999).

### 3.6.1. Efectos bióticos

Producto de la degradación y deforestación de hábitats naturales, los fragmentos de bosques usualmente tienen diferentes características del suelo, diversidad biológica, forma, tamaño y distanciamientos irregulares dentro de una matriz del paisaje (Saunders *et al.* 1991, Kattan 2002), que puede estar conformada por distintos ecosistemas que van desde bosques secundarios, zonas de cultivo, pasturas e incluso zonas urbanas (Kattan y Alvarez-López 1996, Kattan 2002).

Las secuelas derivadas de la fragmentación pueden ser percibidas a un corto, mediano y largo período de tiempo. Usualmente por limitaciones obvias de tiempo y recursos económicos, las investigaciones de este tema han estudiado en mayor medida las consecuencias inmediatas de la fragmentación como la reducción de hábitat, el aislamiento o la interrupción de la conectividad de los bosques remanentes y la alteración del microclima dentro y alrededor de los parches o fragmentos pero en un período de tiempo muchas veces limitado (Saunders *et al.* 1991).

Estos estudios han mostrado los cambios microclimáticos y sus influencias en la diversidad florística y faunística para tratar de conocer cuál es la distancia desde el borde al interior del fragmento donde los cambios biofísicos o ecológicos se presentan; sin embargo, solo se ha llegado a comprobar que si existen tales cambios, y que estos cambios ocurren varían de acuerdo al área del fragmento y por su proximidad a otros tipos de ecosistemas, pero que su comportamiento es particular a cada situación particular de fragmentación (Murcia 1995, Laurance y Bierregaard 1997).

Por ejemplo en Brasil, probablemente uno de los sitios con las investigaciones mejor documentadas en cuanto a los efectos de la fragmentación sobre los bosques tropicales húmedos, se han evaluado los efectos de bordes de la fragmentación para diversas comunidades de plantas, vertebrados e invertebrados, en fragmentos con áreas desde 1 a 100 hectáreas (Salati 2001). Para las plantas (leñosas de 10 cm de DAP) mostraron que el ritmo de mortalidad de estas especies aumentó en los años siguientes al aislamiento, la cantidad de especies dañadas fue mayor en los bordes y el reclutamiento (regeneración natural) fue mayor en el área del borde que en el centro de los fragmentos evaluados (Mérona y Hutchings 2001). Los fragmentos mayores (100 ha) tenían una mayor riqueza de plántulas de las especies leñosas que los fragmentos de área menor (Benítez-Malvido 2001).



### **3.6.2. Efectos abióticos**

Cuando los fragmentos quedan expuestos a las condiciones de los nuevos ecosistemas, ocurren una serie de cambios en el ambiente que causan impactos físicos y bióticos producto de las interacciones que se dan entre los fragmentos y la matriz del paisaje, la cual puede estar conformada por bosques secundarios, zonas de cultivo y pasturas, e inclusive zonas urbanas. Los impactos más notables pueden ser los físicos y éstos usualmente se clasifican de acuerdo a donde se evalúan sus efectos. Entre ellos destacan el efecto de borde, efecto de área y el efecto de aislamiento (Murcia 1995, Kattan y Alvarez-López 1996, Kattan 2002).

#### **1) El efecto de borde**

El efecto de borde se refiere a cambios debido a la interacción entre un fragmento de bosque con uno o más ecosistemas adyacentes, la cual provoca una transición abrupta en el borde del fragmento y que al parecer afecta los procesos ecológicos dentro de los fragmentos (Murcia 1995). Diversas investigaciones se han realizado para entender los impactos del efecto de borde tanto en la vegetación como en la fauna. Algunos de ellos pueden ser aumento de la mortalidad de especies, mayor número de reclutamientos, variaciones climáticas diferentes a las del interior de los fragmentos, entre muchas otras (Murcia 1995, Laurance y Bierregaard 1997, Forero y Finegan 2002, Laurence *et al.* 2002).

#### **2) El efecto de área**

El efecto de área se refiere a la forma y el tamaño que presenta el fragmento en una matriz determinada (Murcia 1995). Este efecto conlleva una reducción de hábitats y de disponibilidad de recursos, lo que puede estar influyendo de forma directa en aquellas especies que necesitan de grandes áreas para que sus poblaciones sean viables (Kattan 2002, Terborgh 1992). El tamaño de los fragmentos también incide directamente en la biología de las especies, ya sea provocando cambios en abundancia y distribución de las poblaciones o indirectamente alterando ciertas interacciones como predación, competencia, polinización y dispersión (Saunders *et al.* 1991, Murcia 1995) y abundancia de semillas (Benitez-Malvido 1998).

Según Laurance *et al.* (2002), los efectos de área muestran que la riqueza de especies es positivamente correlacionada con el tamaño de los fragmentos, que las tasas de extinción de las especies son negativamente correlacionadas con el área del fragmento y que las áreas de bosques intactas tienen una mayor presencia de especies por unidad de área que los fragmentos. Ejemplos que sustentan estas predicciones se refieren a la riqueza de especies de mamíferos grandes, primates, aves de vuelo bajo e incluso escarabajos, hormigas,

termitas y algunas especies de mariposas. Todas estas especies se comportaron altamente sensitivas e inversamente proporcional al área de los fragmentos. Por otro lado, los escarabajos estercoleros, aves, primates y mariposas han presentado un ritmo de extinción alto en los fragmentos pequeños (de 1 a 10 ha), no así en los fragmentos de mayor área (100 ha).

En particular, estos resultados revelan que las respuestas a la fragmentación de las diferentes especies y grupos taxonómicos son altamente individualistas, aunque en estos temas no se puede generalizar, sí es posible destacar que áreas pequeñas soportan pocas especies en comparación con áreas grandes, por lo que es de esperar que la reducción del tamaño de los hábitat naturales resulta en la reducción de poblaciones de especies y del número de las mismas especies, siendo las más afectadas aquellas especies endémicas y especializadas o más dependientes del hábitat original (Bennett 1999, Mérona y Hutchings 2001, Laurance *et al.* 2002).

### **3) El efecto de aislamiento**

La fragmentación y deforestación provocan en los paisajes la pérdida de la conectividad entre los remanentes de bosque, lo que usualmente se denomina efecto de aislamiento (Kattan 2002). Este efecto consiste en la interrupción de la continuidad de los ecosistemas naturales y es posible caracterizar los fragmentos creados por el período de tiempo desde que se han formado y aislado, por la distancia a otros remanentes similares y por el grado de conectividad entre ellos (Lord y Norton 1990).

Cuando los fragmentos remanentes quedan rodeados de diferentes hábitats o usos de la tierra, pueden impedir el movimiento de individuos entre poblaciones de otros fragmentos o bien facilitar este flujo en determinadas condiciones (Bennett 1990). Por ejemplo, en Amazonia se demostró que distancias abiertas de 50 a 100 m de hábitats boscosos continuos representaban una barrera substancial para muchas especies de aves e insectos (Mader 1984). Sin embargo, en otros casos el aislamiento parece no tener un efecto significativo en las poblaciones y riqueza de las especies, como el caso de las palmas en Amazonia (Benítez-Malvido 2001, Brown y Hutchings 1997).

El nivel de aislamiento en cada fragmento afectará de manera distinta a las poblaciones de especies, habiendo casos donde decrecerán (probablemente hasta su extinción), otros casos donde aumentarán y otros que simplemente no serán afectadas (Laurance *et al.* 2002). Por ejemplo, la rápida declinación de poblaciones de árboles es atribuida a la reducción de propágulos y agentes polinizadores o dispersores,

debido a que los hábitats se vuelven inadecuados para algunas especies de vertebrados e invertebrados que colaboran en estos procesos ecológicos. Esta problemática se agrava más en los trópicos, porque muchas de las especies de árboles presentan pocos individuos por área (Kattan 2002).

Otro posible efecto del aislamiento es la invasión de especies exóticas en la matriz colindante que puede afectar a las especies nativas dentro de los fragmentos. Las especies exóticas generalmente desplazan o inhiben a las nativas compitiendo por recursos (Laurence 2001). Según Kattan 2002, los factores que inciden directamente en la permanencia de una especie en un fragmento remanente o en otros hábitats diferentes de la matriz del paisaje, son el tamaño y la dinámica de la población, la capacidad de colonización de las especies, que a su vez están determinados por la habilidad de adaptarse a ambientes alterados y a las distancias entre los fragmentos de bosque.

### **3.6.3. El papel de la cobertura arbórea en los paisajes ganaderos**

Actualmente la conservación se ha inclinado por mantener áreas remanes de bosque natural en paisajes conformados por un mosaico de áreas agrícolas y de vegetación natural, en lugar de paisajes rodeados con una matriz de áreas de monocultivos y de grandes extensiones de pasturas usualmente desprovistas de cobertura arbórea; esto con el fin de conservar la mayor diversidad estructural y funcional posible.

Las bases de esta tendencia están dadas por diversas hipótesis o consideraciones: 1) que los árboles en sistemas más diversos como los SAFs contribuyen a disminuir la presión por deforestar áreas nuevas para la agricultura, 2) que los sistemas de producción como los SAFs proveen recursos y hábitat a las especies que no son capaces de sobrevivir en paisajes agropecuarios, 3) el valor de conservación de las especies de cobertura natural remanente es mayor en paisajes cuya matriz está rodeada de SAFs (Schroth *et al.* 2004). Por esta razón, se le ha dado especial interés al estudio de elementos agroforestales y su contribución a la conservación de biodiversidad, y a los servicios y bienes ambientales que ofrecen (Rice y Greenberg 2004, Cullen *et al.* 2004, Tucker *et al.* 2004).

Los SAFs en determinadas condiciones pueden ayudar a disminuir la presión por deforestar nuevas áreas para la agricultura, e incluso ayudar a las poblaciones locales a enfrentarse con una disponibilidad limitada de recursos naturales (como en zonas cercanas a áreas protegidas) (Angelsen y Kaimowitz 2004). Pueden a su vez proveer hábitat y recursos a especies nativas del bosque natural, que no son capaces de sobrevivir en paisajes totalmente agrícolas (Mefe and Carrol 1994, Finegan y Nasi 2004, Somarriba *et al.* 2004, Harvey *et al.* 2004).

En los paisajes ganaderos, los sistemas silvopastoriles (SSP) representan una estrategia para mejorar el estado de la biodiversidad y los servicios ambientales que ofrecen. Los SSP combinan la producción animal con el uso de árboles en diferentes arreglos para mejorar la rentabilidad del sistema y evitar la degradación de los recursos naturales – si el manejo es menos extensivo. Los diversos componentes silvopastoriles distribuidos en las fincas ganaderas que podrían contribuir a mejorar la conexión de un paisaje son: cercas vivas, árboles dispersos en potrero, árboles maderables y frutales distribuidos en potreros, plantaciones forestales y cortinas rompevientos (Ibrahim *et al.* 1999, Harvey 2001b).

Los sistemas silvopastoriles presentan una serie de ventajas comparativas con relación a los sistemas ganaderos extensivos. Las ventajas más relevantes e importantes de estos sistemas son: captura de C, conservación de los recursos agua y suelo, provisión de productos adicionales como madera, leña, frutos y forraje, y conservación de la biodiversidad. La conservación de biodiversidad puede ser posible por medio de la conexión de fragmentos de bosque con elementos silvopastoriles como cercas vivas, cortinas rompevientos, árboles dispersos en potreros, entre otros, que funcionan como mini corredores biológicos y hábitat para animales silvestres (Ibrahim y Mora 2002).

Uno de los elementos SSP mayor estudiado son quizás las cercas vivas, y diversos estudios han centrado su atención al arreglo espacial de las cercas vivas en las fincas ganaderas, ya que pueden transformar extensas áreas de potrero a unidades de potrero más pequeñas, y pueden encontrarse conectadas a fragmentos de boques densos y a bosques riparios, que crean una red de cercas con una estructura compleja que podría brindar mayores posibilidades de sitios de paso y de rutas alternativas para organismos en movimiento como aves y pequeños mamíferos. Además, las cercas vivas pueden reducir las distancias promedio entre las copas de los árboles desde las cercas vivas a los remanentes de bosques (Chacón 2003, Alonso *et al.* 2004, Harvey *et al.* 2004, Munroe *et al.* 2004).

#### **3.6.4 El proyecto de servicios ambientales en sistemas silvopastoriles de Costa Rica**

Numerosas experiencias han demostrado el aporte que los SSP ofrecen a la conservación de biodiversidad y a la reducción de gases de efecto invernadero (Harvey *et al.* 2003, Muroe *et al.* 2003, Buurman *et al.* 2003, Calvo & Ibrahim 2003). La introducción de árboles y arbustos multipropósito o forrajeros no solo tiene el potencial de aumentar el forraje disponible y los rendimientos por animal y unidad de área, sino que además proporciona beneficios adicionales desde follaje, frutos, leña y postes hasta servicios ambientales como la

mejora de las cuencas hidrográficas, el reemplazo de combustibles fósiles o captura de C, aumento de la biodiversidad vegetal y animal, entre otros (FAO 2001).

El proyecto “Enfoques Silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas” es una iniciativa novedosa en cuanto a proyectos de pagos por servicios ambientales se refiere. El CATIE ha promovido esta idea como un proyecto piloto en tres países (Costa Rica, Colombia y Nicaragua), con el apoyo financiero del Fondo Mundial del Ambiente (GEF), Banco Mundial y de organizaciones locales de esos países. Su propósito es “mejorar el manejo de las fincas ganaderas y evitar la pérdida del bosque causada por el pastoreo extensivo del ganado” (Lead 2004), a través de la introducción de nuevas técnicas de conservación que permitan la crianza del ganado y a la vez el pago de servicios ambientales.

Los objetivos específicos que este proyecto se ha planteado son evaluar el potencial de los sistemas silvopastoriles intensivos para ofrecer servicios ambientales globales y beneficios socioeconómicos a las fincas y comunidades, así como desarrollar incentivos y mecanismos que beneficien a las fincas y a las comunidades por los servicios ambientales de conservación de la biodiversidad y captura de C. Otro objetivo que persigue es en términos de lineamientos de políticas que favorezcan la intensificación sostenible de la producción ganadera (Lead 2004). Dentro de los planes operativos de este proyecto está contemplada la evaluación y monitoreo de las actividades del proyecto en aspectos de biodiversidad y captura de C durante los años 1, 3 y 5 año de ejecución, e inclusive contempla la planificación del área de las fincas que cada año los productores irían agregando bajo el PSA.

### **3.7. Dinámica del carbono en paisajes y factores que influyen en los cambios del *stock* de carbono presente**

Esta cuarta sección es acerca de la dinámica del bióxido del carbono en los ecosistemas naturales terrestres, y de cómo diferentes usos del suelo y diversos sistemas productivos influyen en el aumento o disminución del *stock* de C presente en un agropaisaje. También se menciona cómo las decisiones de los productores pueden incidir en el uso y el cambio de uso del suelo, lo que a su vez influye en la manera cómo se transforman los paisajes agropecuarios. Además se presentan algunas evaluaciones de la capacidad de captura de C para diversos usos del suelo como son los sistemas agroforestales y en particular para los sistemas silvopastoriles. Al final se presenta una breve síntesis de conceptos y terminologías que ayudan a entender un poco más esta temática.

### **3.7.1. El ciclo del carbono y factores que influyen en el nivel de CO<sub>2</sub> atmosférico**

El carbono está presente en los diferentes niveles de la Biosfera, y sus principales reservorios en orden de tamaño - según la cantidad de C que poseen - son: el geológico, el océano, el suelo y la atmósfera, en estos ocurren los principales flujos y movimientos del C y los balances de producción/emisión de este elemento (Figura 1). La cantidad de CO<sub>2</sub> en la atmósfera representa la producción neta que se fija de C en la atmósfera a través de la superficie de la tierra por intercambios físicos en el océano y aire (Malhi *et al* 2002). El CO<sub>2</sub> es el principal gas del efecto invernadero. Su papel clave se debe a que es el gas más abundante en la atmósfera que contribuye al equilibrio térmico de la tierra. Por esta razón un aumento o disminución de este gas puede provocar alteraciones como el aumento de la temperatura.

A nivel global existe una tendencia de aumento del carbono en la atmósfera, y diversos estudios han demostrado que este aumento es directamente proporcional al aumento de la capacidad de retención del calor de la atmósfera, lo que origina un calentamiento global atípico (Parry y Carter 1998), en parte debido a la alteración en la cantidad de GEI que han sido liberados y que afectan el efecto invernadero natural que mantiene el equilibrio térmico de la superficie de la tierra (Pedroni 2000) y cuyos impactos afectan el clima y los flujos naturales de los procesos ecológicos en la biosfera, y por ende, a todas las especies que habitamos este planeta.

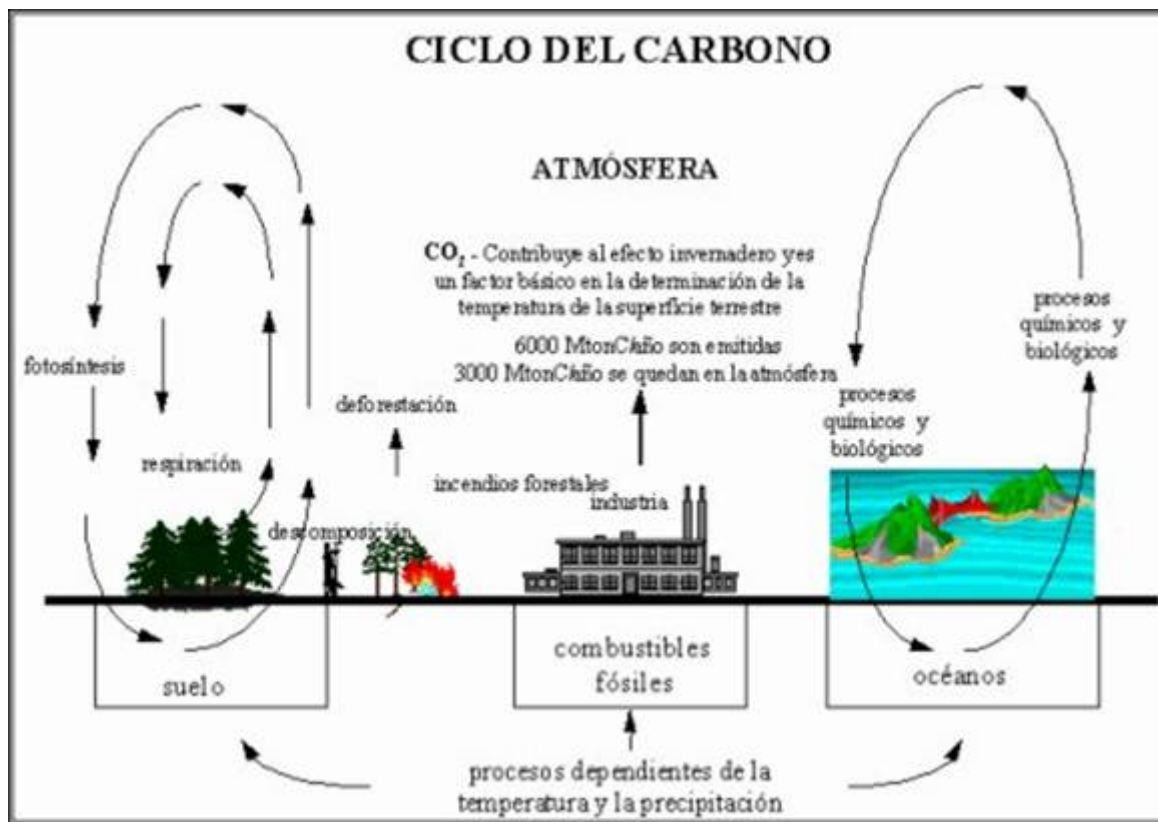


Figura 1. Esquema del ciclo de C y sus principales interacciones en el suelo, océano y atmósfera. Tomado de: [www.ine.gob.mx/dgicurg/climatico/ciencia.html](http://www.ine.gob.mx/dgicurg/climatico/ciencia.html)

La atmósfera es quizás el más dinámico depósito del ciclo de C, y a pesar que es el más pequeño de los reservorios de C, todos los cambios que en ella se dan tienen una estrecha relación con los cambios en el ciclo global de C y con los cambios en el clima. En condiciones normales, el intercambio de C en la atmósfera tiene un balance cuyo ciclo anual representa un total de 210 Pg C año<sup>-1</sup>\*, de la cual el mayor aporte es tomado por la tierra en aproximadamente 120 Pg C año<sup>-1</sup>\*, y es fijado principalmente por las actividades de respiración de las plantas (Albert 1985, Parry y Carter 1998, Pedroni 2000). A su vez las plantas fijan C al transferir el C inorgánico de la atmósfera a la tierra que puede luego almacenarse en el suelo o en la vegetación presente.

Las reservas de C en la tierra se dividen entre el suelo y la vegetación, y se estiman en un 47 y 25 % respectivamente. En la vegetación se acumula C a través de la absorción de CO<sub>2</sub> atmosférico y se fija en

\* 1 Petagramo (Pg C) = 10<sup>15</sup> gramos de C = 1 Gigaton = 10 x 10<sup>8</sup> toneladas de C

forma de biomasa a través de la fotosíntesis (madera en pie, ramas, hojas, raíces, escombros de madera, materia orgánica del suelo y productos forestales). Esto implica que cualquier actividad que modifica la cantidad de biomasa en la vegetación y en el suelo, tiene el potencial de variar la cantidad secuestrada o liberada de C a la atmósfera (Malhi *et al.* 2002). Así mismo, el C orgánico al ser lavado de los suelos circula a través de los ríos hasta llegar al mar donde se deposita en las profundidades del océano en forma de carbonatos.

En la actualidad los principales factores que influyen en los niveles de CO<sub>2</sub> atmosférico son los procesos de deforestación, los incendios agrícolas, las emisiones industriales, la producción y uso de cemento y la quema de combustibles fósiles, y que destacan como las actividades humanas que más han alterado el ciclo del C. Producto de la liberación de este elemento fijado desde tiempos prehistóricos en la biomasa y suelo de grandes áreas de bosques que antes existían, y de las emisiones de gases que la urbanización y el “desarrollo” han generalizado; es posible estimar que existe un incremento del 31% en las concentraciones de CO<sub>2</sub> atmosférico, y un cambio de 280 ppm en 1880 a 368 ppm en 2000 (Pedroni 2000, Malhi *et al.* 2002).

Las mediciones del balance de C demostraron que la quema de combustibles fósiles durante la década de los 90 presentó emisiones de GEI a la atmósfera estimadas en 6,3 GtC/año (1 GtC es igual a 10<sup>9</sup> toneladas de C). En cambio, las emisiones atribuidas a la deforestación (de 16,1 millones de hectáreas anuales) (FAO 2001) se estimaron en 1,6 GtC/año. Estas emisiones en conjunto suman 7,9 GtC anuales que son liberadas a la atmósfera. Si esta tendencia actual de incremento en las emisiones de GEI continúa, las cifras se elevarían a aproximadamente 26 GtC anuales para el año 2100 (USDOE 1999 citado por Russo 2002), y para entonces lograr que el balance entre lo emitido y fijado será humanamente imposible de conseguir.

### **3.7.2. El stock de carbono en diversos usos del suelo**

Los ecosistemas terrestres juegan un papel importante en la cantidad de C global que es fijado, almacenado o liberado en diversos usos del suelo, debido a que son sumideros y fuentes de este elemento. Sin embargo, el *stock* de C varía de acuerdo al tipo de cobertura que presente un determinado uso del suelo. Actualmente, los principales sumideros de C en los ecosistemas terrestres están localizados en los bosques tropicales de baja latitud en un 62%, en cambio cerca del 54 % del C en el suelo está localizado en los bosques de las altas latitudes (boreales) (Kanninen 2000).

En los trópicos se ha estimado que el C que está en los sumideros varía entre 60 y 230 t C por ha en bosques primarios, y entre 25 y 190 t C por ha en bosques secundarios. También en los bosques tropicales los



sumideros de C en el suelo varían entre 60 y 115 t C por ha. En otros sistemas de uso del suelo, tales como los agrícolas o ganaderos, los sumideros de C en el suelo son significativamente menores (Cuadro 1). Diversos estudios han mostrado que los bosques tropicales maduros pueden acumular C con una tasa de 1-2 Mg por ha por año, tasas que pueden desviar o compensar las emisiones que producen la deforestación y la quema de combustibles fósiles (Brown *et al.* 1996).

Cuadro 1. Depósitos de C en suelos tropicales para usos agrícolas y bosque. (Tomado de Kanninen 2001).

Uso del Suelo	Almacenamiento de C (t C /ha)
Bosque Tropical	60 – 115
Agricultura (maíz)	
- inicial	35
- después de 50 años	9
Agroforestería	
- inicial	8.9
- después de 9 años	24.1

Los sistemas agroforestales (SAF) en Centroamérica pueden contener sumideros considerablemente grandes de C y en general no ha sido contabilizado en los inventarios de C. En algunos casos, los sumideros de C en SAF son similares a aquellos encontrados en bosques secundarios cuyo C puede variar entre 25 y 250 t por ha. Asimismo, los sumideros en el suelo de los SAF aumentan con el paso del tiempo (Cuadro 1). Los sumideros en los bosques, sistemas agroforestales y de las tierras agrícolas existentes pueden manejarse en forma sostenible para así poder mantener fijado el C en la biomasa, suelo y raíces, lo que podría ser una opción viable en el corto y largo plazo para reducir las emisiones de dióxido de C de una manera efectiva y a bajo costo (Kanninen 2001).

Diversos estudios han demostrado las diferencias de C entre diversos usos del suelo. En los sistemas agroforestales es posible encontrar diferencias en cuanto a su tasa de fijación de C. Los que más fijan C son las plantaciones para leña con 2.8 t por ha/año, en comparación a los árboles en potreros, árboles para la sombra y bosques secundarios, cuyas tasas de fijación son de 0.1, 1.1 y 1.2 t C por ha/año respectivamente. Estas variaciones dependen en gran medida del número de árboles o cobertura vegetal presente, de la rotación o turno de corta que en cada sistema se realiza y de otros elementos como clima, cantidad de radiación, tipo de suelo, tipo de vegetación y especies.

Cuadro 2. Tasa de fijación de C de diversos SAF de acuerdo a la especie forestal y a la densidad de árboles por hectárea.

Sistema agroforestal Especie	Densidad (árboles ha <sup>-1</sup> )	Turno (años)	Producción leña (t ha <sup>-1</sup> )	Tasa fijación t Cha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	Fijación (t Cha <sup>-1</sup> )
<b>Árboles de sombra</b>					
Gliricidia sepium	330	30	101.4	0.7	51.6
Inga densiflora	400	20	42.8	0.5	24.3
Mimosa scabrella	650	2	18.3	2.0	24.9
<b>Plantaciones para leña</b>					
Leucaena leucocephala	3800	5	46.2	2.0	28.9
Eucaliptus saligna	1378	2.5	41.3	3.6	27.0
<b>Bosque secundario</b>					
Miconia lonchophylla	3400	8	54.0	1.4	31.0
Lonchocarpus spp	7300	3	27.8	2.0	17.9
Lonchocarpus spp	3400	3	10.6	0.8	7.6
Cassia grandis	1700	3	21.2	1.6	12.3
Guazuma ulmifolia	28250	4	5.2	0.3	5.8
<b>Árboles en potrero</b>					
Alnus acuminata	35	30	18.3	0.1	25.0

### 3.8. Tecnologías aplicadas a ecología de paisajes y al *stock* de carbono presente

En esta última sección se describen las herramientas técnicas que se emplean en esta investigación y que están relacionadas con el cálculo de patrones de paisajes y con el *stock* de C presente en diversos usos del suelo. Se presenta cómo los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y determinadas aplicaciones (extensiones) coadyuvan a este estudio, así como el programa Fragstats cuyo fin es cuantificar patrones de paisaje. También se presenta una breve sinopsis de los programas computacionales CO2FIX y CO2LAND, ya que con ambos es posible analizar el *stock* de C presente, tanto desde el nivel de un sistema de uso del suelo como del paisaje en general respectivamente.

#### 3.8.1. Sistemas de Información Geográfica

Las corrientes de ecólogos y biólogos conservacionistas han venido desarrollando la disciplina de sensores remotos y programas computacionales (software) que provean las fuentes de datos y técnicas necesarias para evaluar los cambios ambientales que se extienden tanto a escalas de paisajes como en el mundo entero (Kerr y Ostrovsky 2003).

Los sistemas de información geográfica a través de fotografías aéreas o imágenes satelitales pueden proveer de datos valiosos para realizar diferentes estudios en materia de ecología de paisajes, su relevancia radica en que es posible observar áreas amplias del planeta donde los métodos tradicionales de campo a veces resultan obsoletos o muy costosos.

### **3.8.2. Programa para el análisis de patrones del paisaje: Fragstats**

En años recientes se han diseñado programas computadorizados para llevar a cabo análisis de patrones espaciales en paisajes, uno de los más conocido ha sido FRAGSTATS (McGarigal y Marks 1995). En este programa las imágenes pueden ser analizadas para obtener datos numéricos (llamados índices) con el fin de realizar medidas de composición del paisaje y de configuración espacial. Para cuantificar la fragmentación de bosques a escala de paisajes, se debe describir la dispersión de los fragmentos o parches en un área dada, por lo que es necesario considerar diferentes atributos como los tipos de clases, la densidad, aislamiento, tamaño, forma, agregación y características de los bordes en las unidades del paisaje.

En el presente estudio se trabajará el análisis del paisaje dentro del programa ArcView, las métricas (índices) de los patrones de paisaje se calcularán en Fragstat, y luego bajo el ambiente de SIG será posible analizar y observar las fincas ganaderas tomando en cuenta los atributos de los índices de estructura, composición y conectividad.

FRAGSTATS fue desarrollado para cuantificar la estructura del paisaje y es tan adaptable o versátil como sea posible en función de las necesidades y objetivos de los investigadores. Generalmente se trabaja en formato raster, y se pueden manejar y analizar dos tipos de imágenes diferentes, ASCII y coberturas de polígonos en Arc/Info respectivamente. En este programa los datos se organizan en tres grupos: 1) cada parche en el mosaico, 2) cada tipo de clase y 3) mosaico de un paisaje entero como un todo (McGarigal y Marks 1995):

1) Los índices de parches individuales son como las bases computacionales de diversas mediciones de la estructura del paisaje de interés, y también pueden tener un pequeño valor interpretativo para conocer la presencia de las especies, por ejemplo si muchos vertebrados requieren de hábitats apropiados y algunos tamaños mínimos de parches.

2) Los índices de tipo de clases son de interés para conocer la cantidad y distribución de un tipo de parche en particular lo que a su vez ayuda a entender procesos ecológicos dentro del paisaje. Un ejemplo claro es la fragmentación de bosques donde pequeñas porciones del bosque son divididas en áreas más pequeñas y aisladas. Cada tipo de clases de parches en el paisaje cuantifican la cantidad y distribución de los tipos de parches en total del paisaje y por tanto, pueden ser considerados los índices de fragmentación para cada tipo de parche.

3) Cuando el interés de estudio es el paisaje entero, este programa es útil para determinar la diversidad del paisaje entero. La literatura señala que la diversidad de fauna y flora es mayor en paisajes más diversos. Por esta razón, es que la cuantificación de la diversidad del paisaje ha jugado un papel principal en los últimos años para la ecología de paisajes que ha centrado su atención en cuantificar las relaciones entre la estructura del paisaje y los procesos ecológicos.

### **3.8.3. Programas computacionales para el análisis del *stock* de C en sistemas forestales, agroforestales y a nivel del paisaje**

En la actualidad existen diversos modelos para el cálculo de los flujos de C a nivel de unidades del paisaje, dentro del suelo, biomasa y productos determinados, algunos de estos son CO2Fix (Schelhas *et al.* 2004), CAMFor (Richards y Evans 2000), Gorcarn (Schlamadinger y Marland, 2004), TRIPLEX (Peng *et al.* 2002). Así mismo, existen pocos modelos para la simulación del almacenamiento o flujos de C a nivel del paisaje, tales como CO2Land (Vallejo *et al.* 2004), CQUEST (Carbon Query and Evaluation Support Tools) science information visualization and modeling software (NASA Ames Global Ecosystem Science, 2004) o FullCAM (Richards 2004).

De la diversidad de herramientas para calcular y observar tendencias de la dinámica del carbono, se destacan CO2Fix y CO2Land, por ser ambos producto de la coordinación y esfuerzo interinstitucional de ALTEERRA (Universidad de Wageningen, Holanda), Instituto de Ecología de la Universidad de México (México), CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Costa Rica) y el Instituto de Bosques Europeo (EFI, Finlandia). Ambos fueron desarrollados dentro del proyecto CASFOR para el secuestro de C en forestación y manejo sustentable de los bosques.

CO2Fix y CO2Land presentan ciertas ventajas con relación a otros softwares: son versiones recientemente creadas, son versiones gratuitas disponibles en Internet, están ajustados a las consideraciones del Protocolo de Kyoto, han sido mencionados como softwares prominentes para utilizarse en proyectos de carbono de pequeña escala (Schelhas *et al.* 2004), entre otras. En este estudio se decidió utilizar ambos modelos para explorar el potencial actual y futuro de los usos del suelo en Esparza, se revisaron como base los manuales de ambos softwares, y publicaciones de Schelhas *et al.* 2004, Vallejo *et al.* 2004, así como modelos generados por otros investigadores aunque la mayoría de ellos no están publicados.

### 3.8.3.1. Modelo CO2FIX

El modelo CO2FIX fue diseñado para simular la dinámica del C en sistemas forestales (*e.g.* plantaciones) lo que ha sido una limitante para aplicarlo a otros usos de la tierra. A pesar de esto, CO2FIX ha sido utilizado para cuantificar el *stock* de C y los flujos/procesos del C en un amplio rango de ecosistemas, desde plantaciones coetáneas en climas templados hasta sistemas agroforestales, pastoriles y silvopastoriles en los trópicos. Incluso los resultados de varios estudios fueron utilizados en las evaluaciones del cambio climático en el IPCC (Masera *et al.* 2003).

Este programa se divide en cinco módulos (ventanas): biomasa, suelo, productos, financiero y cálculo de créditos. Las salidas de este modelo son en forma tabular y gráfica, y puede ser corrido al considerar como mínimo al menos un año en el modelo. En el presente estudio solo se consideraran los dos primeros módulos ya que para explorar la dinámica del contenido de carbono en diversos usos de la tierra y su potencial de reducción de emisiones, para cumplir este objetivo basta con obtener los cálculos de carbono en biomasa y suelo. La lógica que sigue este modelo en la estimación del almacenamiento (*stock*) de carbono total en cualquier período de tiempo es:

$$CT_t = Cb_t + Cs_t + Cp_t \text{ (en t C año}^{-1} \text{ o MgC/ha /año)}$$

Donde:  $Cb_t$  es el C total de materia viva o biomasa encima del suelo en cualquier período de tiempo expresadas en toneladas métricas por hectárea ( $t C \text{ año}^{-1}$ ),  $Cs_t$  es la cantidad de C almacenado en la materia orgánica del suelo incluyendo raíces ( $t C \text{ año}^{-1}$ ) y  $Cp_t$  es el C almacenado en productos maderables ( $t C \text{ año}^{-1}$ ).

Para correr el modelo se necesitan parámetros específicos en cada uno de los módulos a calcularse. En biomasa se debe estimar un modelo de cohortes, siendo estos definidos como el grupo de especies similares con condiciones agroecológicas y de crecimiento similares y que pueden ser evaluados en conjunto. Un ejemplo de un cohorte puede ser un grupo de sucesiones en un bosque natural (donde hay especies pioneras, intermedias y clímax), y el carbono que CO2Fix calcula en el módulo de biomasa es la suma de la biomasa seca total en cada cohorte, al final se obtienen datos de materia seca (MgDM/ha) y carbono (MgC/ha) totales.

El módulo biomasa consta de ocho tablas (lengüetas), una para cada componente y relación entre los cohortes: fuste, follaje, ramas, raíces, mortalidad, competencia, manejo de la mortalidad y cosecha o aprovechamiento.

El módulo suelo consiste de dos tablas (lengüetas), una de parámetros generales y otra de parámetros de los cohortes. En la de parámetros generales se requieren datos de clima, como la precipitación media anual, precipitación total y valores de evapotranspiración durante la época seca de la zona donde se ubican los sistemas a modelar. Además datos del carbono en el suelo (humus) a diferentes profundidades (0 a 1 m) o en su defecto de al menos uno de los horizontes del suelo (0 a 20 cm). En CO2Fix para este modulo se incluyó el modelo Yasso , el cual mediante una base matemática calcula el carbono en diferentes componentes como materia no leñosa, materia leñosa gruesa, materia leñosa fina, componentes solubles, holocelulosos, lignificados.

Este modelo considera a la materia orgánica (humus) como una masa uniforme y asume una tasa de descomposición de la materia constante, a pesar que los diferentes componentes del humus tienen diferentes tasas de descomposición ( $k$ ), sin embargo, este supuesto utilizado se justifica porque CO2Fix debe agrupar la materia orgánica de distintas especies, y no es posible obtener valores para las  $k$  de cada componente que forma el humus. Por esta razón,  $k$  tiene un valor específico y constante, y el modelo brinda valores que son útiles para sintetizar y comparar datos pero no para una exploración profunda de los mecanismos que dirigen los procesos de descomposición de la materia en los sistemas (Paustian *et al.* 1997).

### **3.8.3.2. Modelo CO2LAND**

El software CO2Land es una expansión del modelo CO2Fix, y resulta ser una herramienta útil para analizar existencias netas de C a nivel del paisaje. Este programa se basa en matrices de transición (tipo Markov) que describen los cambios en cada tipo de uso del suelo en un área dada, entre dos fechas de referencia y la tasa de cambio a la cual ocurren éstos. Cada tipo de uso del suelo que está presente en la matriz de transición es calculado mediante un modelo de CO2FIX. Para calcular una matriz se necesita antes calcular todos los modelos de CO2Fix como un todo y que representan los cambios de la tierra en un paisaje dado.

Durante este proceso, CO2LAND crea versiones modificadas de los archivos originales de CO2FIX, archivos para reflejar los nuevos valores de los parámetros iniciales del uso de la tierra final de cada transición, y crea varios resúmenes diferentes de acciones del C agrupados por año o transiciones (<http://www.efi.fi/projects/casfor/>)

Cabe destacar que ambos programas CO2Fix y CO2Land son útiles porque brindan información de los efectos futuros de los cambios de usos de la tierra y del impacto de fenómenos naturales (como incendios), y nos dan a conocer los sistemas con mayores potenciales de secuestro de carbono para mitigar y adaptar los sistemas a los efectos de los cambios climáticos, entre varias más aplicaciones. (Peng *et al.* 2002)

#### **3.8.4. Modelos de los patrones de paisajes**

Existen muchas formas en que los investigadores han aplicado la ecología de paisajes para estudiar determinados fenómenos ecológicos, una de las prácticas más ampliamente difundida es a través de modelos a nivel de paisajes. Según Baker (1989), los modelos de paisajes tienen múltiples propósitos, desde la exploración de las interacciones en procesos naturales hasta la evaluación de manejo de diversos tratamientos en sistemas productivos. Algunos de los criterios más importantes para distinguir modelos de paisajes son: 1) el nivel de agregación o arreglo y 2) el uso de matemáticas continuas o discretas. Pero también pueden ser clasificados por el tipo de datos que utilizan, por el método y tipo de resultados, entre muchos otros criterios que podrían considerarse.

El nivel de agregación se refiere al grado de detalle en el cual los procesos de cambios de paisajes son modelados, estos modelos pueden ser modelos de un paisaje completo, modelos de distribución de paisajes y modelos espaciales de paisajes. En cuanto al uso de las matemáticas continuas y discretas, esto se refiere a que los modelos del paisaje pueden utilizar variables continuas y discretas al mismo tiempo, e.g. el tiempo y el estado del espacio pueden ser variables continuas y también discretas. También Baker (1989), en su revisión distinguió tres componentes básicos de todos los modelos que evalúan cambios en paisajes, y los cuales son una configuración inicial, un inicio, final y funciones de cambios, y una configuración de las salidas.

Los modelos de transición de cobertura basados en formato raster (LCTMs, por sus siglas en inglés) brindan a los investigadores opciones para entender mejor los cambios en los paisajes, las relaciones entre los procesos, y al mismo tiempo, la posibilidad de simular datos que de otra forma serían imposibles de obtener, e.g. escenarios de futuros paisajes (Weaver y Perrera 2004). La aplicabilidad de los modelos LCTMs ha sido muy amplia, desde modelos de cambios de usos del suelo, dinámica de pastizales, degradación de tierra y fragmentación hasta dinámica de paisajes forestales. Lo particular en cada uno de ellos ha sido el proceso ecológico bajo consideración, la escala y la zona donde se ubicaron estos estudios. Como sea que se realicen

los análisis a nivel de paisajes lo cierto es que hoy en día el enfoque para evaluar los fenómenos y sus impactos deben analizarse desde diferentes escalas: locales, regionales y globales (Treweek 1999, Turner *et al.* 2001).

#### 4. LITERATURA CITADA

- Albrecht A., Kandji S.T. 2003. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99 (2003) p. 15–27.
- Angelsen y Kaimowitz 2004. Is agroforestry likely to reduce deforestation? In Schroth G., da Fonseca A.B., Harvey C.A., Gascon C., Vasconcelos H., Izac A-M. N. Eds. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. ISLAND PRESS. US. p. 87-106.
- Araya B. M. V. 1998. Financiamiento de bosques y plantaciones forestales: pago por servicios ambientales. *Revista Forestal Centroamericana*. 22 (7): 13 – 20.
- Bailey, J. 1984. *Principles of wildlife management*. Colorado State University. US. 373pp.
- Baker W.L. 1989. A review of models of landscape change. *Landscape Ecology* vol. 2 no. 2 pp 111-133
- Baudry, J., Bunce, R.G.H., Burel, F. 2000 Hedgerows: An international perspective on their origin, function and management. *Journal of Environmental Management*. 60: 7-22.
- Begon, M.; Harper, J.L.; Townsend, C.R. 1986. *Ecology: individuals, populations and communities*. 3rd ed. Blacwell Science Ltd. 1068 p.
- Beier, P.; Noss, R F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity?. *Conservation Biology* 12(6): 1241-1252.
- Benitez-Malvido, J. 1998. Impact of forest on seedling abundance in tropical rain forest. *Conservation Biology* 12 (2): 380-389.
- \_\_\_\_\_. 2001. Regeneration in tropical rainforest fragments. In Bierregaard R O jr., Gascon C, Lovejoy TE y Mesquita R. Eds. *Lessons from Amazonia. The ecology and conservation of a fragmented forest*. Yale University Press, US. p. 136-145.
- Bennett, A.F. 1990. Habitats corridors and the conservation of small mammals in fragmented forest. *Landscape Ecology* 4(2/3): 109-122.
- \_\_\_\_\_.1998 *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge. 254pp.
- Brown P., Cabarle B., Livernash R. 1997. *Carbon counts: Estimating climate change mitigation in forestry projects*. World Resources Institute, US. 25 p.



- Brown, K. S. Jr.; Hutchings, R.W. 1997. Disturbance, fragmentation and dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. (eds.). Tropical forest remnants: Ecology, management and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press. US. 616p.
- Cantwell M.D., Forman R.T.T. 1993. Landscape graphs: Ecological modeling with graph theory to detect configurations common to diverse landscapes. *Landscape ecology*. 8 (4): 239-255.
- Castro R., Cordero S. 2002. El dilema de Costa Rica ante el nuevo mercado mundial de C. In Castro S, R; Cordero P, S. Eds. Casos latinoamericanos de cambio climático y desarrollo. Una colección de 19 casos sobre posibilidades regionales ante el mercado mundial de servicios de reducción de emisiones atmosféricas y energía limpia. COPIECO de San Pedro, San José, CR. p. 283-305.
- Cordero S, Castro R. 2002. El corredor biológico mesoamericano: aspectos claves para hacerlo realidad. In Castro S, R; Cordero P, S. Eds. Casos latinoamericanos de cambio climático y desarrollo. Una colección de 19 casos sobre posibilidades regionales ante el mercado mundial de servicios de reducción de emisiones atmosféricas y energía limpia. COPIECO de San Pedro, San José, CR. p. 267-281.
- Chacón L., M. 2003. Aportes de las cercas vivas en la estructura y conectividad de un paisaje fragmentado. Río Frío, Costa Rica. Tesis M.sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 115 p.
- Dale VH, Pearson SM, O'Neill RV. 1994. Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the Central Amazon. *Conservation Biology* 8 (4): 1027-1036.
- Espinoza N., Gatica J., Smyle J. 1999. El pago de servicios ambientales y el desarrollo sostenible en el medio rural. RUTA. IICA. San José (CR) 89 p.
- Finegan B., Nasi R. 2004. The Biodiversity and Conservation Potencial of Shifting Cultivation Landscapes. In Schroth G., da Fonseca A.B., Harvey C.A., Gascon C., Vasconcelos H., Izac A-M. N. Eds. Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. ISLAND PRESS. USA. p.153-197
- Forman R.T.T. 1981. Patches and structural components for landscape ecology. *Bioscience* 31 (19): 733-740
- \_\_\_\_\_. 1995. Land Mosaics- the ecology of landscape and regions. Cambridge, Great Britain. 632 p.
- \_\_\_\_\_. 1997. Designing landscapes and regions to conserve nature. In G. K. Meffe y C. R. Carroll (eds). *Principles of conservation biology* 2º ed. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, US. p. 331-332
- García M., A. 1985. Contaminantes atmosféricos primarios. In Albert LA. Ed. Curso básico de toxicología ambiental. Instituto nacional de investigaciones sobre recursos bióticos. Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. Mx. p. 43-70.
- Goldemberg J., R.; Squitieri R., J. Stiglitz J., A.A.; Shaoxiong X., R.S. 1996. Introduction: scope of the assessment. In Bruce J.P., Lee H., Haites E.F. Eds. *Climate change 1995. Economic and social dimensions of climate change*. Cambridge university press. New York, US. p. 22-51.

- Gómez-Ibáñez J.A., Castro R., Cordero S. 2002. Los bosques de Costa Rica y el mercado de créditos de reducción de C. In Castro S, R; Cordero P, S. Eds. Casos latinoamericanos de cambio climático y desarrollo. Una colección de 19 casos sobre posibilidades regionales ante el mercado mundial de servicios de reducción de emisiones atmosféricas y energía limpia. COPIECO de San Pedro, San José, CR. p. 233-244.
- Harvey, C.; Haber, W.A. 1999. Remnant trees and conservation of biodiversity in Costa Rican Pasture. *Agroforestry Systems* 44: 37-68.
- \_\_\_\_\_. 2000a. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscape in Monteverde, Costa Rica. *Ecological Applications* 10 (1):155-173.
- \_\_\_\_\_. 2000b. Colonization of agricultural windbreaks by forest trees: effects of connectivity and remnant trees. *Ecological Applications*. 10 (6) 2000: 1762-1773.
- \_\_\_\_\_. 2001a. Agroforestería y Biodiversidad. In Jiménez F, Muschler R, Höpsell E. (eds.) 2001. *Funciones y Aplicaciones de Sistemas Agroforestales. Proyecto Agroforestal CATIE/GTZ. Serie Técnica de enseñanza /CATIE, no.46. Turrialba, CR. p. 95-136.*
- \_\_\_\_\_. 2001b. The Conservation of biodiversity in silvopastoral systems. In Ibrahim M. (ed.). *International symposium silvopastoral systems and second congress on agroforestry and livestock production in Latin America. San José, CR. p. 80-87.*
- \_\_\_\_\_. Tucker N.I., Estrada A. 2004. Live fences, Isolated trees, and Windbreaks: Tools for Conserving Biodiversity in Fragmented Tropical Landscapes. In Schroth G., da Fonseca A.B., Harvey C.A., Gascon C., Vasconcelos H., Izac A-M. N. Eds. *In Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes. ISLAND PRESS. US. 523 p. 261-313.*
- Holdridge L. 1979. *Ecología basada en zonas de vida. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). Quinta reimpresión. 2000. 216 p.*
- Kaimowitz D. 1996. *Livestock and Deforestation Central America in the 1980's and 1990's: A Policy Perspective p.*
- Kanninen M. 2000. Secuestro de C en bosques: el papel de los bosques en el ciclo global de C. II Conferencia electrónica Agroforestería para la producción animal en América Latina (FAO-CIPAV). <http://lead-es.virtualcentre.org/es/ele/conferencia2/articulovb.PDF>. Revisado el 4 de enero de 2005.
- Kattan G.H. 2002. Fragmentación: patrones y mecanismos de extinción de especies. In Guariguata, M.R. y Kattan, G.H. (ed.) 2002. *Ecología y Fragmentación de Bosques Tropicales, Editores. Ediciones LUR, Cartago, CR. p.559-590.*
- Kerr JT, Ostrovsky M. 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. *Trends in ecology and evolution*. 18 (6): 299-305.
- Kleinn 2001. On large-area inventory and assessment of trees outside forests: definition and survey options for large-area inventory and assessment of trees outside forests. *Unasylva* 51: 3-10.

- Laurance W.F., Bierregaard R.O. (eds.) 1997. Tropical forest remnants: Ecology, management and conservation of fragmented communities. The University of Chicago Press. US. 616p.
- \_\_\_\_\_. 2001. Fragmentation and plant communities: synthesis and implications for landscape management. *In* Bierregaard R.O, Gascon C, Lovejoy TE y Mesquita R. Eds. Lessons from Amazonia. The ecology and conservation of a fragmented forest. Yale University Press, US. p. 158-167.
- \_\_\_\_\_, Lovejoy T.E., Vasconcelos H.L, Bruna E.M., Didham R.K., Stouffer P.C., Gascon C., Bierregaard R.O., Laurance S.G., Sampaio E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22 year investigations. *Conservation Biology* 16 (3):605-618.
- Lead virtual centre. 2004. Página Web del proyecto: enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas. En línea. Visitado el 12 de noviembre de 2004. [http://lead.virtualcentre.org/silvopastoral/documentos/Presentacion/proyecto\\_files/frame.htm](http://lead.virtualcentre.org/silvopastoral/documentos/Presentacion/proyecto_files/frame.htm)
- Mader H.J. 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*. 29: 81-96.
- Malavasi E.O., Sage L.F., Borge C. 2003. Impacto del programa de pago de servicios ambientales en Costa Rica como medio de reducción de la pobreza en los medios rurales. Unidad regional de asistencia técnica (RUTA). San José, CR. 64 p.
- Malhi Y., Meir P., Brown S. 2002. Forest, carbon and global climate. *In* Swingland I.R. Capturing Carbon & Conserving Biodiversity. The Market Approach. p. 15-41
- Masera O.R., Garza-Caligaris J.F., Kanninen M., Karjalainen T., Liski J., Nabuurs G.J., Pussinen, Jong de B.H.J., Mohren G.M.J. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164: 177-199.
- Mladenoff, D. J. 1997. Quantifying landscape pattern and fragmentation. *In* G. K. Meffe y C. R. Carroll (eds). Principles of conservation biology 2º ed. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, US. p. 279-280
- McGarigal, K., and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. PNW-GTR-351, United States Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station, Oregon, US. Department of Natural Resources Conservation University of Massachussets. Consultado el 12 de octubre 2004. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco/pubs/pubs.html#fragstats>
- Mefe G. K., Carroll C. R. 1994. Principles of conservation biology. Suderland, MA: Sinauer. 344 p.
- Mérona de Rankin J.M., Hutchings R.W. 2001. Deforestation effects at the edge of an Amazonian forest fragment : tree mortality, damage and recruitment. *In* Bierregaard R O jr., Gascon C, Lovejoy TE y Mesquita R. Eds. Lessons from Amazonia. The ecology and conservation of a fragmented forest. Yale University Press, US. p. 107-120.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragments: implications for conservation. *Tree* 10 (2): 58 - 62.

- Noss R.F.1991. Landscape connectivity: different functions at different scales. In Hudson W.E. Ed. Landscape linkages and biodiversity. Defenders of Wildlife. Washington, US. Island Press p 27-39.
- Parry M., Carter T. 1998. Climate impact and adaptation assessment: a guide to the IPCC approach. Londres (RU). Earthscan Publications. 1998. 166 p.
- Paustian K., Agren G.I., Bosatta E. 1997. Modelling Litter Quality Effects on Descomposition and Soil Organic Matter Dynamics. In Cadish G., Giller K.E. Eds. Driven by nature. Plant litter quality and decomposition., University Press, Cambridge, UK. CABI INTERNATIONAL pp. 313: 335
- Richards G., Evans D. 2000. Carbon Accounting Model for Forests (CAMFor) User Manual Version 3.35. National Carbon Accounting System Technical Report No. 26. Documento en línea en formato Acrobat consultado en <http://www.greenhouse.gov.au/ncas/reports/pubs/tr26final.pdf> el 07.11.2004.
- \_\_\_\_\_. 2004. The FullCAM Carbon Accounting Model: Development, Calibration and Implementation for the National Carbon Accounting System. National Carbon Accounting System. Technical Report No. 28. Documento en línea en formato Acrobat consultado en <http://www.greenhouse.gov.au/ncas/reports/pubs/tr28final.pdf> el 07.11.2004.
- Rodríguez J. 2003. Pago por los servicios ambientales: la experiencia de Costa Rica Unasy lva. Rentabilizar los bosques. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 54 (212): 31-33
- Rojas, M. and B. Aylward. 2003. What are we learning from experiences with markets for environmental services in Costa Rica? A review and critique of the literature. International Institute for Environment and Development, London, UK.
- Rosa H., Kandel S., Dimas L. 2003. Compensación por servicios ambientales y comunidades rurales en las Américas. Programa Salvadoreño sobre desarrollo y medio ambiente. Fundación Prisma. 78 p.
- Ross S. 1983. Stochastic processes. Wiley Series in probability and mathematical statistics. New York, US. 309 p.
- Saunders D.A., Hobbs R., Margules C.R. 1991. Biological Consequents of Ecosystems Fragmentation: A Review. Conservation Biology. 5 (1): 18-32.
- Scariot A. 2001. Effects of landscape fragmentation on palm communities. In Bierregaard RO jr., Gascon C, Lovejoy TE y Mesquita R. Eds. Lessons from Amazonia. The ecology and conservation of a fragmented forest. Yale University Press, US. p. 121-135.
- Schelhas J. 1993. Fragmentos de bosques en el paisaje tropical: preservando sus beneficios biológicos y humanos. In Schelhas J., Greenberg R. Eds. Los fragmentos de bosques en el paisaje tropical y la conservación de las aves migratorias. Migratory Bird Conservation Policy Paper No. 1. Smithsonian Migratory Bird Center, National Zoological Park. Washington, US. p.
- \_\_\_\_\_, Greenberg R. 1996. Forest patches in tropical landscapes. Island Press. Washington, D.C. US. 426 p

- \_\_\_\_\_, van Esch P.W., Groen T.A., de Jong B.H.J., Kaipainen,T., Kanninen M., Kolkovsky A.L., Liski J., Masera O., Mohren G.M.J., Nabuurs G.J., Palosuo T., Pedroni L., Pussinen A., Vallejo Á. 2004. CO2FIX V 3.0. A Modeling framework for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems. Alterra, Wageningen 122 p.
- Schlamadinger, B.; Marland, G. y Canella, L. s.f. The Model GORCAM (Graz / Oak Ridge Carbon Accounting Model). Documento en línea, en formato html, consultado en <http://www.joanneum.ac.at/GORCAM.htm> el 13.05.2004.
- Tischendorf L., Fahrig L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. Minireview. OIKOS 90: 7-19.
- Treweek J. 1999. Ecological Impact Assessment. Blackwell Science Ltd. UK. 351 p.
- Turner M.G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. Annual. Rev. Ecol. Syst. 20: 171-197
- \_\_\_\_\_, Gardner R.H., O'Neill R.V. 2001. Landscape Ecology in theory and practice. Pattern and process. Springer-Verlag, New York, US. 401 p.
- Turner S. J. 1995. Scale, observation and measurement: critical choices for biodiversity research. In: Boyle, T.J. B. y B. Boontawee (Eds). Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests. Proceedings of a IUFRO symposium held at Chiang Mai, Thailand. CIFOR, Malasya. P. 97-111
- Vallejo, A.; Pedroni, L., DeJong, B. y Loguercio, G. 2004. CO2Land, a tool for carbon modeling at landscape level. En preparación.

## TABLA DE CONTENIDO

TABLA DE CONTENIDO .....	i
ÍNDICE DE FIGURAS .....	iii
ÍNDICE DE CUADROS .....	iv
ARTÍCULO 1. ....	v
RESUMEN.....	v
ABSTRACT.....	vii
1. INTRODUCCIÓN .....	1
2. OBJETIVOS .....	4
2.1 Objetivo general.....	4
2.2 Objetivos específicos .....	4
2.3 HIPÓTESIS.....	4
3. MATERIALES Y MÉTODOS .....	5
3.1. Área de Estudio.....	5
3.2. Diseño del pago por servicios ambientales en Esparza.....	8
3.3. Esquema general del estudio en Esparza.....	10
3.4. Fuentes de datos para el estudio.....	11
3.5. Selección de la muestra.....	12
3.5.1. Caracterización de los productores seleccionados .....	13
3.6. Método para la selección de variables socioeconómicas .....	14
3.7. Método para caracterizar la estructura, composición y conectividad en las fincas ganaderas.....	17
3.8. Método para la simulación de escenarios de cambios de usos de la tierra en las fincas ganaderas .....	21
3.9. Análisis estadístico de los cambios de usos de la tierra y de las métricas del paisaje.....	24
4. RESULTADOS.....	29
4.1. Caracterización de las fincas ganaderas antes y después de la aplicación del pago por servicios ambientales.....	29
4.2. Relación entre los cambios de usos de la tierra, variables socioeconómicas y los grupos definidos a priori.....	33
4.2.1. Análisis en las fincas de tamaño grande (> 50 ha).....	34
4.2.3. Análisis en las fincas medianas (de 20 a 49.9 ha).....	36
4.2.3. Análisis en las fincas pequeñas (de 1 a 19.9 ha) .....	38
4.2.4. Relación entre los esquemas de PSA y los tamaños de fincas .....	39

4.3. Caracterización de la estructura, composición y nivel de conectividad de las fincas ganaderas en 2003 y 2004.....	45
4.3.1. Diferencias entre los escenarios de acuerdo a los índices de paisaje .....	47
4.3.1.1. Escenario Línea Base (año 2003).....	48
4.3.1.3. Escenario después de la primera aplicación de PSA (año 2004) .....	50
4.4. Escenarios de simulación con diferentes niveles de cambios de usos de la tierra .....	51
4.4.1 Escenario de simulación 1.....	52
4.4.2. Escenarios de simulación 2 .....	53
4.4.3. Escenario de simulación 3.....	53
4.4.4. Comparación entre los escenarios del paisaje ganadero .....	54
5. DISCUSIÓN .....	57
5.1. Efectos de la aplicación de pagos por servicios ambientales en el paisaje ganadero.....	57
5.2. Factores que influyeron en los cambios de usos de la tierra .....	59
5.2.1. Influencia del tamaño de las fincas en los cambios de usos de la tierra.....	60
5.2.2. Influencia de los esquemas bajo PSA en los cambios de usos de la tierra.....	61
5.2.3. Influencia de las características socioeconómicas en los cambios de usos de la tierra.....	61
5.3 Efecto de los PSA y de los cambios de usos de la tierra en las características del paisaje .....	63
5.3.1. Cambios en la composición y estructura del paisaje.....	63
5.3.2 Cambios en el contraste de borde.....	64
5.3.3. Cambios en la heterogeneidad del paisaje.....	65
6. CONCLUSIONES .....	69
7. RECOMENDACIONES .....	72
8. LITERATURA CITADA.....	73
Anexo 1. Autovalores y autovectores de las variables socioeconómicas y cambios de usos de la tierra evaluados en Esparza mediante un análisis de componentes principales particionada por el tamaño de finca .....	78

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación geográfica del área del estudio y ubicación espacial de las fincas bajo PSA en Esparza, Costa Rica (Datos de la zona y ubicación de fincas facilitadas por el proyecto GEF). .....	6
Figura 2. Esquema general de los métodos y actividades realizados para evaluar el efecto de los PSA en los cambios de usos de la tierra del paisaje ganadero (n = 60 fincas) en Esparza, Costa Rica. 2005.....	11
Figura 3. Ejemplo de los valores asignados a cada uso de la tierra y el área que Fragstat considera dentro del paisaje en estudio (basado en el Manual de Fragstat, McGarigal y Marks, 1995). .....	18
Figura 4. Porcentaje del paisaje bajo los 13 principales usos de la tierra en 2003 (antes de la aplicación de PSA) y en 2004 (después del primer PSA) para 60 fincas ganaderas muestreadas en Esparza, Costa Rica. 2005.....	30
Figura 5. Análisis de componentes principales para los cambios de usos de la tierra, variables socioeconómicas (covariables) y esquemas de PSA (A = control, B = 4 años de pago y C = 2 años de pago), para las fincas de tamaño grande > 50 ha (n = 13), en Esparza, Costa Rica (Las abreviaciones de los usos de la tierra se describen en el Cuadro 1). .....	35



## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Caracterización de los usos de la tierra evaluados en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica (Tomado de Murgueitio <i>et al.</i> 2003 y Finegan 1992 y 1997) .....	8
Cuadro 2. Ejemplo de los esquemas de pago de servicios ambientales de acuerdo al aumento de puntos por PSA calculados en los tres usos de la tierra presentes en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica (Murgueitio <i>et al.</i> 2003).....	9
Cuadro 3. Distribución de las 60 fincas seleccionadas considerando dos estratos, el esquema de PSA (A, B y C), y el tamaño de las fincas (grandes, medianas y pequeñas) en Esparza, Costa Rica. ....	13
Cuadro 4. Distribución de las fincas de acuerdo al esquema de pago de PSA y el porcentaje de la muestra que representan, Esparza, Costa Rica .....	13
Cuadro 5. Análisis de correlación entre las variables socioeconómicas que pueden tener influencia sobre los cambios de usos que realizan los finqueros en Esparza (entre paréntesis se muestran los valores significativos de la prueba de correlación de Pearson, este análisis indicó cuales variables eran altamente correlacionadas). ....	16
Cuadro 6. Definición de las métricas que se utilizaron para caracterizar el paisaje ganadero a nivel de parches, clases y finca entera (n = 60) en Esparza, Costa Rica. (Tomado y adaptado del Manual de Fragstat de McGarigal y Marks, 1995).....	20
Cuadro 7. Matriz de cambios (en ha) entre los cinco escenarios de cambios de usos de la tierra: 1) Línea Base en 2003, 2) Después de un año de aplicación del PSA en 2004 y los tres escenarios simulados de los cambios de usos de la tierra en Esparza, Costa Rica (Los valores corresponden a las áreas asignadas a cada uso de la tierra en los diferentes escenarios evaluados).*	23
Cuadro 8. Niveles de comparación en el análisis discriminante canónico entre las métricas de paisaje para discriminar los grupos definidos a priori esquemas de PSA y tamaños de finca para evaluar los cambios de usos de la tierra en las fincas ganaderas. ....	28
Cuadro 9. Usos de la tierra (UT) y los cambios de usos realizados en los diferentes escenarios para las fincas bajo PSA (esquema B y C) en Esparza, Costa Rica. ....	31
Cuadro 10. Cambios de usos de los principales usos de la tierra antes y después de la aplicación de pagos por servicios ambientales en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. ....	33
Cuadro 11. Resultados del análisis de varianza de los cambios de usos en área (ha), entre los esquema de PSA (A, B y C), los tamaños de las fincas (grande, mediano y grande), y entre la interacción de estos grupos. En este cuadro solo se incluyeron las covariables que resultaron significativas para cada uso de la tierra. ....	43
Cuadro 12. Medias de las diferencias de cambios de usos de la tierra (en ha) que resultaron con diferencias significativas entre los tratamientos evaluados (grupo PSA x tamaño de finca), en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. ....	44
Cuadro 13. Correlaciones del índice de Pearson (coeficientes/ probabilidades) para los cambios de usos reportados en las fincas ganaderas una vez iniciado el PSA, en Esparza, Costa Rica. ....	45
Cuadro 14. Valores promedios de los índices de paisaje para el escenario Línea Base en 2003 y para el año 2004 en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica (La separación de medias se presenta en el cuadro donde se comparan los índices para todos los escenarios). ....	47
Cuadro 15. Resumen de los análisis de tipo discriminante canónico realizados para los cinco escenarios de cambios de usos (2 escenarios reales y 3 escenarios de simulación), evaluando en forma independiente los grupos: tratamientos, esquema de PSA y tamaños de las fincas en Esparza, Costa Rica. ....	49
Cuadro 16. Medias de los valores de índices calculados y prueba del análisis de varianza de los índices de paisajes para cinco escenarios de paisaje con diferentes cambios de usos de la tierra en las 60 fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica.....	56
Cuadro 17. Características de los escenarios reales (2003 y 2004) y de las simulaciones 1, 2 y 3, se resumen los patrones de paisaje y valores de Índices de Shannon (ISH) del paisaje ganadero en base a una muestra de 60 fincas evaluadas de Esparza, Costa Rica.....	57

## **ARTÍCULO 1.**

Zamora-López, S. 2006. Efecto de la aplicación de pagos por servicios ambientales en la estructura, composición y nivel de conectividad de un paisaje ganadero en Esparza, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, Costa Rica.

Palabras claves: agropaisaje, bosques secundarios, cambios de usos, cercas vivas, Fragstat, índices de paisajes, parches, pasturas degradadas, pasturas mejoradas, patrones de paisajes, sistemas silvopastoriles.

### **RESUMEN**

El propósito de este estudio fue evaluar el efecto de los pagos por servicios ambientales (PSA) en la estructura, composición y conectividad de un paisaje ganadero en Esparza, Costa Rica. Se comparó el paisaje de las fincas antes de iniciado el PSA en el año 2003 (línea base) y después del primer pago en el año 2004. Se seleccionaron 60 fincas (46% del total) que forman parte del proyecto “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas”, ejecutado por CATIE, CIPAV y NITLAPAN-UCA, y financiado por el GEF y Banco Mundial. Se evaluaron los cambios en 13 usos de la tierra (94.5% del área muestreada) y se evaluaron 11 características socioeconómicas. Cada finca fue considerada como un paisaje individual. Se estratificaron las fincas en tres esquemas de PSA, el A (testigo), C (2 años de pago) y B (4 años de pago) y en tres tamaños de fincas (grande, mediano y pequeño). Además se construyeron tres escenarios que simulaban cambios de usos de la tierra esperados en el paisaje ganadero, y que sirvieron para explorar como cambian los patrones del paisaje en las fincas ganaderas debido al PSA. En cada finca se revisaron cinco escenarios del paisaje en ArcView y se calcularon 17 métricas del paisaje a través del programa Fragstats. En el paisaje 1048 hectáreas cambiaron de categoría de uso de la tierra de 2003 a 2004. El 96% de las fincas realizaron cambios de usos de la tierra, con un promedio de 36.6 ha ( $\pm$  40.4) por finca. No se encontraron diferencias estadísticas en el área cambiada entre los esquemas de PSA, por lo que no es posible concluir que el PSA fue el único factor que motivó los cambios en el paisaje. Variables como el capital fijo, años de vivir en la finca e ingresos fuera de la finca también influyeron en los cambios de usos. Los principales cambios en las fincas fueron de pasturas degradadas a pasturas mejoradas, y de pasturas naturales de baja densidad arbórea ( $< 30$  árboles  $ha^{-1}$ ) a pasturas mejoradas con baja o alta densidad ( $> 30$  árboles  $ha^{-1}$ ) de árboles. Las cercas vivas fueron los sistemas silvopastoriles que aumentaron en mayor proporción, con 6 veces más metros lineales después del primer año de PSA. Este incremento de árboles en las cercas vivas supone beneficios para la conectividad física del paisaje debido a que disminuyeron áreas abiertas de

pasturas en el paisaje. Los bosques secundarios y bosques riparios se mantuvieron constantes y se aumentó el área de pasturas con baja y alta densidad de árboles. El tamaño fue la variable que más influyó en las diferencias encontradas en las fincas después del primer PSA. En promedio las fincas grandes y medianas hicieron similares cambios, las grandes cambiaron 20.5 ha ( $\pm 2.07$ ), las medianas 21.5 ha ( $\pm 2.10$ ) y las pequeñas 9.9 ( $\pm 0.81$ ). El paisaje en 2003 presentó una matriz heterogénea pero con pocas conexiones físicas entre los sistemas, con un índice de Shannon de 1.4, una densidad de parches de 68 parches/ 100 ha, un contraste por pesos de 217.9 m y un 59.5 % de índice de Interspersion; los usos de la tierra que conformaron este paisaje eran pasturas con baja densidad de árboles (25 % del área total), pasturas degradadas (15 %) y pasturas sin árboles (7.1 %). Los cambios en el paisaje en 2004 modificaron la diversidad y composición de los usos de la tierra en las fincas, las cuales presentaron pasturas naturales con alta densidad de árboles (29 % del área total), pasturas mejoradas con alta densidad de árboles (18%) y con baja densidad (15%), con una densidad de 62 parches/100 ha, 190.8 m de contrastes por pesos, lo que indicó un menor contraste entre usos de la tierra similares, 51% de índice de interspersión, y 1.3 de índice de Shannon que indicó una matriz del paisaje más homogénea que en la línea base. El esquema de PSA en Esparza motivó cambios de usos de la tierra importantes para la conservación de biodiversidad, así como para promover la transformación de sistemas de producción ganadera extensivos como las pasturas naturales sin árboles a sistemas silvopastoriles como pasturas naturales y mejoradas con alta densidad de árboles. Sin embargo, la viabilidad de maximizar este potencial dependerá de las estrategias para conciliar las limitaciones de las fincas y la intensidad de la producción ganadera versus la provisión de mayores servicios ambientales. Los esquemas de PSA, por lo tanto, deben ser mecanismos flexibles y capaces de adaptarse de acuerdo a las condiciones en las cuales se aplican.

Zamora-López S. 2006. Effects of payments environmental services on the structure, composition and connectivity of an agricultural landscape in Esparza, Costa Rica. MSc.Thesis CATIE. Turrialba, Costa Rica.

Keywords: aboveground biomass, agroforestry systems, carbon sequestration, carbon soil, CO2Fix, CO2Land, degraded pastures, humus, land use, land-use changes, matrix, models of carbon, parameterization, riparian forest, secondary forest, scene, silvopastoral systems, simulation

## **ABSTRACT**

The aim of this study was to evaluate the effect of the payments by environmental services (PES) on the structure, composition, connectivity of an agricultural landscape in Esparza, Costa Rica. The study area included 2074.5 hectares and was comprised of 60 farms that formed part of the project “Silvopastoral Approaches for Integrated Management of Ecosystems” administrated by CATIE, CIPAV and NITLAPAN and financed for GEF and global bank. The farms were stratified in three schemes of PES, the A (control), B (4 years of payment), and C (2 years of payment) and in three sizes of farms, large (> 50 ha), medium (21 to 49.9 ha) and small (1 to 20.9 ha). The changes from before PES or base line (year 2003) to after first PES (year 2004) were compared among 13 land uses (94.5% of the total area), the effect of 11 variables social economics was evaluated. The characteristics of the landscape were analyzed through 17 metrics calculated by the software ArcView and Fragstats. The potential changes were explored with three simulations of project possible futures in landscape patterns. Agricultural landscape changed 1048 hectares (50% of the evaluated area); land uses categories of low ecological value were changed (degraded pastures and without trees) to categories land use with greater value for the conservation of biodiversity and the carbon capture (pastures with low and high density of trees). The 96% of the property made changes in land uses, with on average of 6.6 ha ( $\pm$  40.4) per farm, with a range from 0 to 28.5 hectares. Statistical differences were not found between the farms of different PES scheme. Therefore, is not possible to conclude that the PES was the only factor that motivated the changes in the landscape. In addition, fixed capital, number of years of living on the farm, income from outside the farm, animal unit, type of production, and farm-hands were variables that significantly influenced the changes of reported uses. The more common changes in the properties were of degraded pastures to improved pastures and of natural pastures with low trees density (30 trees ha<sup>-1</sup>). The live fences were the silvopastoriles systems that presented the greatest, with six times more fences after one year. This increase in trees in live fences is postulated to benefit landscape connectivity because decrease the areas of open pastures in the landscape. Size, more than any other variable,

differentiated the changes observed in the properties after the first year of PES. On average, the large and medium farms displayed similar changes: the large farms were changed 20.5 ha ( $\pm 2.07$ ), the medium farms 21.5 ha ( $\pm 2.10$ ); and the small farms 9.9 ( $\pm 0.81$ ). The landscape in 2003 presented a heterogeneous agricultural matrix with natural pastures of low density (25% of the total area), degraded pastures (15%) and pastures without trees (7.1%), with few connections between the systems, as displayed by a Shannon index of 1.4, a density of 68 patches per each 100 hectares, contrast by weights of 217.9 m, and 59.5% of Interspersion and Yuxtaposition index (IJI). The landscape in 2004 changes modified the diversity of the cattle property, the landscape in 2004 presented natural pastures with high tree density (29%), improved pastures with high tree density (18%) and low density (15%), a density of 62 patches per each 100 hectares, 190.8 m of resistance by weights, that a smaller resistance between the similar uses indicated, 51% of interspersion (IJI), and 1.3 from index of Shannon; these values indicated that agricultural matrix was more homogenous than base line. During 2003-2004, areas of riparian forests, secondary forests, and forest plantations remained constant. The perceived changes were more in the composition than in the structure and connectivity in the landscape. In the simulated scenes also evaluated the changes in the characteristics of the landscape. Scene 1 was similar to the scene after PES (year 2004) which did not show great structure changes but some differences in the composition more than the base line (year 2003). Scene 2 was different of the base line because it was more homogenous composition and structure, and scene 3 presented the greatest changes of structure, composition, and connectivity that other scenes. Evidence was presented in favor of PES to be used as a mechanism to support the conservation of natural habitats in the landscape, e.g. secondary and riparian forests, that favor land uses changes in that favor the conservation of biodiversity, as well as changes of the classification of systems from natural pastures without trees and degraded pastures to silvopastoral systems, like the natural and improvement pastures with low and high density of trees. In the simulations relevant changes were observed in the single landscape only when the farm system was founded a diversity of land uses and had maximum densities of 30 trees per ha. It can be concluded that the agricultural landscape has a great potential for improving the landscape characteristics and matrix in fragmented landscapes and this can favour the function connectivity for wildlife. However, the viability of maximizing this potential will depend on the strategies that conciliate the limitations of the farms and the intensity of the cattle production versus the provision of greater environmental services. The PES schemes must therefore, be mechanisms flexible and able to adapt according to the conditions in which they are applied.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los cambios de usos de la tierra son los procesos que mayor impacto han tenido en la transformación de paisajes tropicales. Los cambios de usos de la tierra han sido ocasionados por una necesidad y demanda creciente de suelos para la producción de alimentos y madera (Delgado *et al.* 1999, FAO 2003), y fenómenos como el avance de la frontera agrícola, la agricultura migratoria y la ganadería extensiva, describen cómo por diferentes razones las sociedades han transformado los agropaisajes y fragmentado los hábitats naturales. Actualmente estos cambios representan una amenaza para la permanencia y conservación de especies en el mundo (Angelsen y Kaimowitz 2001, IPCC 2000).

La fragmentación de paisajes es una de las principales causas de la reducción de hábitats naturales para la flora y fauna nativa en los tropicos (Brown y Hutchings 1997). Actualmente cada vez más estudios evidencian la correlación que existe entre los cambios de usos de la tierra y la pérdida de biodiversidad, entre la deforestación y los cambios climáticos que se han registrado y que se pronostican para las próximas décadas (Pielke Sr *et al.* 2003). Para 1997 las tasas de deforestación en Centroamérica se estimaron en 2% anual, una de las más altas del mundo (CCAD 1998), lo cual ha aumentado la degradación y la pérdida de servicios ambientales. Aunque en Costa Rica la deforestación ha decrecido desde 1990, no obstante la deforestación aun tiene impactos negativos en la flora y fauna de ese país (Araya 1998).

Para evitar la transformación y degradación de paisajes así como sus efectos negativos para la biodiversidad, se han propuesto algunos mecanismos que pretenden reducir estos efectos negativos dentro de agropaisajes. Dos de estos mecanismos son la planificación del uso de la tierra y el pago por los servicios ambientales que los agrosistemas generan a nivel local, regional o global. Esto implica un cambio en las prácticas de producción convencionales a técnicas que no degraden el ambiente, y que a su vez permitan restaurar áreas de hábitats naturales, restablecer y conservar las áreas naturales existentes y preservar los vínculos estructurales y funcionales entre ellas (Bennet 1998).

El pago por servicios ambientales (PSA) es un mecanismo cuyo objetivo es la conservación de bosques y hábitats naturales o cobertura arbórea en agropaisajes. El PSA en diversas regiones de Centroamérica ha sido implementado para frenar las tasas de deforestación. En Costa Rica por ejemplo, antes de implementarse los PSA durante los '90 s, la deforestación representaba el 3% anual del área de bosques (Araya 1998) y luego que se estableció un sistema de pagos para conservar los bosques naturales, la tasa de deforestación estimada ha decrecido a 1% (CCAD 1998). Con la experiencia creada por el PSA a los

bosques, se ha generado la hipótesis de que al aplicar un PSA a otros sistemas como los sistemas agroforestales (SAF), también se mejorará la conservación de cobertura arbórea en agropaisajes y así lograr conservar hábitats y reservas para la conservación de biodiversidad.

Los SAF pueden ser importantes para la conservación de biodiversidad. Varios autores señalan que los sistemas silvopastoriles (SSP) pueden proveer fuentes de recursos y hábitats para la fauna silvestre y que pueden presentar una diversidad significativa de especies arbóreas comparable a los bosques secundarios en los trópicos (Harvey y Haber 1999, Harvey 2001). Además la presencia y distribución espacial de los SAF en el paisaje puede facilitar el paso de la fauna a las áreas boscosas cercanas (Estrada *et al.* 1993) o la migración de especies a través de los conectores lineales como cercas vivas, árboles en línea y bosques riparios (Estrada *et al.* 2000, Harvey 2000, Chacón 2003).

En Costa Rica, se fomenta la adopción de SSP y de usos de la tierra más amigables con el ambiente a través de los PSA. Esta idea la promueve un proyecto piloto Silvopastoril\*, que brinda la posibilidad de conocer cómo los cambios de usos de la tierra afectan las características de estructura, composición y nivel de conectividad dentro de un paisaje ganadero, y a la vez permitirá evaluar el efecto de la aplicación de los PSA en los cambios de usos que se realizan en las fincas ganaderas. En la actualidad, se busca como los SSP aporten a la sostenibilidad de la producción pecuaria y a la vez que las prácticas de manejo en las fincas sean compatibles con los objetivos de conservación (Szott *et al.* 2000).

Bajo un enfoque ecosistémico, los SSP pueden ofrecer una viable producción ganadera y a la vez generar servicios ambientales (Murgueitio *et al.* 2003, Pagiola *et al.* 2004), sin embargo, a pesar de las virtudes que los SSP y otros usos amigables con el ambiente pueden ofrecer, aun no existen datos que cuantifiquen como un sistema de pagos por servicios ambientales sostenido a corto, mediano y largo plazo favorece la conservación de biodiversidad y aumenta la conectividad estructural en un paisaje ganadero. Poco se sabe de la influencia que los PSA pueden tener sobre los cambios de usos de suelos en la distribución y arreglos espaciales de los elementos del paisaje como parches, clases y corredores.

Un tema que poco ha sido explorado es la interacción y conexión de los elementos y usos de la tierra dentro de agropaisajes. Por tanto, el propósito de este estudio es evaluar el efecto de la aplicación de los pagos por servicios ambientales en las características de estructura, composición y nivel de conectividad en un paisaje

---

\* El Proyecto Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas es coordinado por CATIE, CIPAV y NITLAPAN y financiado por GEF y Banco Mundial. Este proyecto brinda un pago por servicios ambientales (PSA) a ganaderos en tres países: Costa Rica, Colombia y Nicaragua.

ganadero, y explorar como diferentes escenarios de cambios de usos de la tierra bajo la adopción de SSP afectan estas características del paisaje. Además se pretende aportar información sobre cómo los cambios motivados por los PSA pueden afectar los patrones espaciales a nivel de paisaje y a nivel de clases de usos de la tierra, y si estos esquemas de PSA favorecen a una mayor conservación de biodiversidad.



## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo general**

Determinar el efecto de la aplicación de pagos por servicios ambientales en la estructura, composición y nivel de conectividad de un paisaje ganadero en Esparza, Costa Rica.

### **2.2 Objetivos específicos**

Caracterizar la estructura, composición y nivel de conectividad de las fincas ganaderas antes y después de la aplicación de los pagos por servicios ambientales en el agropaisaje de Esparza, Costa Rica.

Evaluar los efectos de la aplicación de diferentes escenarios de cambios de usos de la tierra en la estructura, composición y nivel de conectividad de las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica.

### **2.3 HIPÓTESIS**

La aplicación de los PSA cambia la estructura, composición y el nivel de conectividad de las fincas ganaderas en Esparza, Costa Rica.

- La aplicación de los PSA provoca un aumento en el área de la cobertura arbórea y reduce áreas extensas de pasturas en el paisaje de Esparza, Costa Rica.
- La aplicación de los PSA resulta en paisajes con mayor cobertura arbórea y mayor nivel de conectividad y, por tanto, en paisajes que tienen un mayor potencial para la conservación de la biodiversidad.

### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. Área de Estudio

El estudio se realizó en el Cantón de Esparza, provincia de Puntarenas, en Costa Rica, en las coordenadas 10° 09' de latitud norte y 84° 42' de longitud oeste (Figura 1). Esta zona cubre un área mayor a 87 km<sup>2</sup>, y se caracteriza por una zona de vida de Bosque Sub Húmedo Tropical (Holdrige 1979), con un clima que va de cálido a húmedo, temperaturas medias de 27 °C y precipitaciones que varían entre 1500 a 2000 mm. Esparza es eminentemente agropecuaria, siendo la ganadería (carne y leche) y los cultivos de caña de azúcar, arroz y frutales las actividades productivas más importantes. En las zonas cercanas se destacan algunas áreas de conservación tales como El Arenal, La Fortuna, El Zapotal, el complejo de la Reserva Monteverde y la Reserva Biológica Alberto Brenes (Lead 2004).

En esta localidad se ejecuta el proyecto “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” (PES)\*. Este es un proyecto ejecutado por CATIE, CIPAV y NITLAPAN-UCA financiado por el GEF y Banco Mundial. En Costa Rica el área de influencia del proyecto tiene aproximadamente 48.6 km<sup>2</sup>, pero el área específica de este estudio fueron 21.9 km<sup>2</sup> que se ubicaron en las localidades de Artieda, Angostura, Salitral, Salinas, Miramar, Marañonal, San Jerónimo, San Juan, Sabana Bonita, Mesetas, Macacona, San Miguel, Cerrillos, Guadalupe y Peñas Blancas.

Los usos de la tierra más comunes en esta área eran las pasturas en un 65%, de las cuales el 32% eran pasturas naturales, 17.8% pasturas mejoradas y 15.2% degradadas. Además se encontraron bosques secundarios en diferentes etapas de desarrollo (charrales, tacotales y bosques maduros) en un 9%, bosques de galería o riberinos 20%, y en menor proporción en un 6 % se encuentran los cultivos de ciclos cortos (como granos básicos y tubérculos) y perennes (como plátano, caña y café) (CATIE-GEF 2004).

---

\* Se utilizará la abreviación (PES) del nombre completo “Proyecto Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” solo para fines de este documento de tesis.

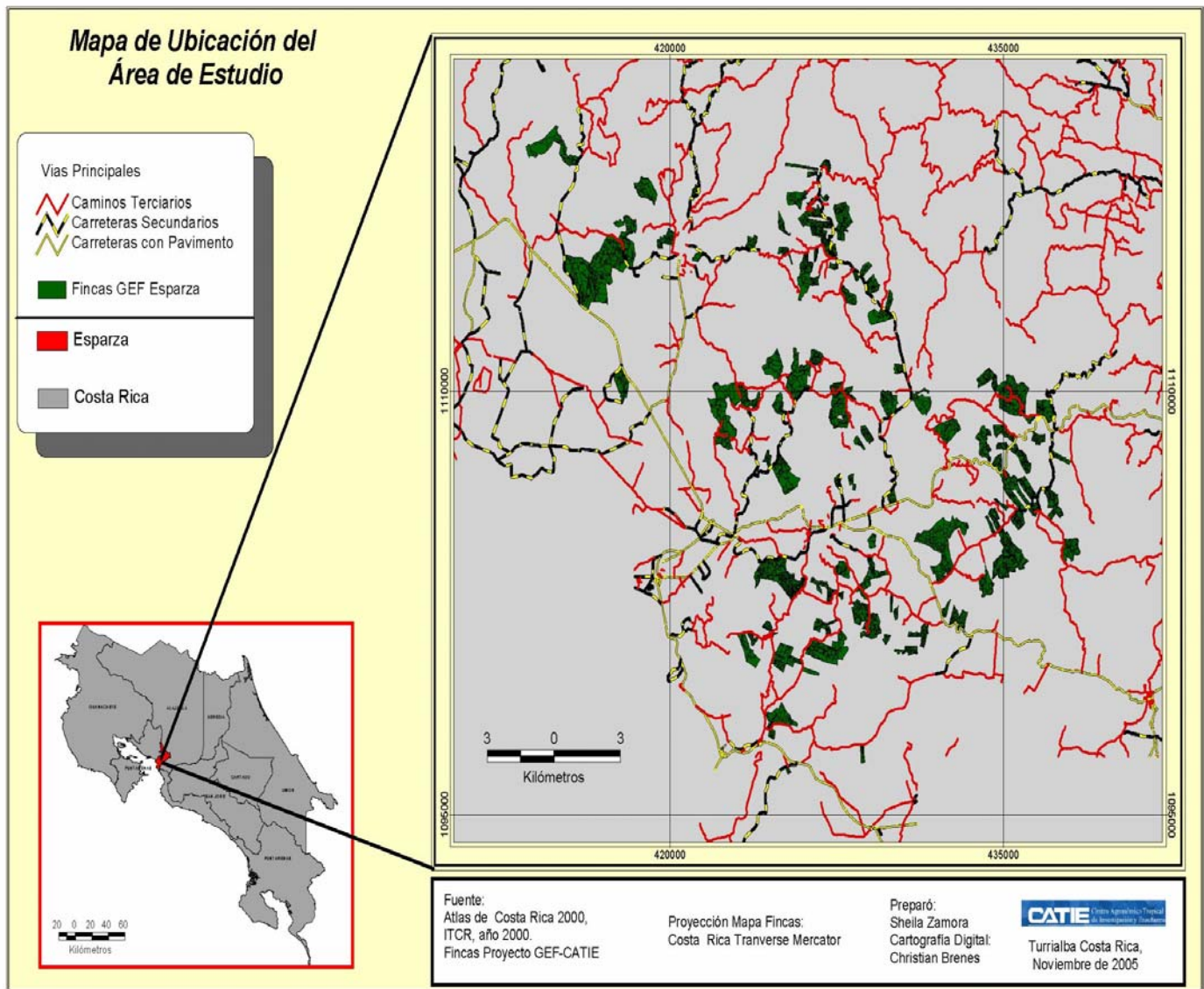


Figura 1. Ubicación geográfica del área del estudio y ubicación espacial de las fincas bajo PSA en Esparza, Costa Rica (Datos de la zona y ubicación de fincas facilitadas por el proyecto GEF).

Se identificaron 29 clases de usos de la tierra en las fincas dentro del proyecto. Sin embargo, el área de estudio se centró en 13 clases de usos de la tierra debido a que eran los usos más abundantes en las fincas y de mayor importancia para este estudio. Estos usos seleccionados ocuparon un área de 2074.5 ha, que representó el 94% del área total de las fincas muestreadas (Cuadro 1).

Los usos de la tierra seleccionados fueron: pasturas degradadas con árboles (PDA), pasturas degradadas sin árboles (PDSA), pasturas naturales sin árboles (PNSA), pasturas naturales con baja densidad de árboles (PNBD), pasturas naturales con alta densidad de árboles (PNAD), pasturas mejoradas sin árboles (PMSA), pasturas mejoradas con baja densidad de árboles (PMBD), pasturas mejoradas con alta densidad de árboles (PMAD), bosques secundarios en primera sucesión o tacotales (Tacot), bosques secundarios (BS), bosques secundarios intervenidos (BS-Int), bosques riparios (BR) y plantaciones de *Tectona grandis* (Teca) (Cuadro 1).

En Esparza el PES es de carácter piloto y tiene como objetivo promover la adopción de sistemas silvopastoriles y usos de la tierra amigables con el ambiente a través de la aplicación de pagos por servicios ambientales en fincas ganaderas. Para este propósito posee una base de datos extensa y detallada de las fincas beneficiarias del proyecto desde sus inicios, como registros de datos socioeconómicos y biofísicos de las fincas, entre otros datos relevantes que han sido tomados en forma periódica por los técnicos en la zona. Estos registros y materiales del proyecto han contribuido a documentar el proceso de PSA en la zona, por lo que algunos de estos datos se utilizaron como fuentes secundarias de este trabajo.

Cuadro 1. Caracterización de los usos de la tierra evaluados en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica (Tomado de Murgueitio *et al.* 2003 y Finegan 1992 y 1997)

Usos de la tierra	Caracterización de los usos de la tierra en las fincas ganaderas
Pastura degradada PD (PDA + PDSA)	Pasturas con menos del 50% de cobertura de pasturas y forrajes deseables; ausencia de árboles o bien mínima presencia de árboles y arbustos. Puede tener señales de erosión evidentes. Según RIEPT (1988) son pasturas que han sufrido una disminución considerable de su productividad potencial en unas condiciones edafoclimáticas y bióticas dadas.
Pastura natural sin árboles (PNSA)	Pastura dominada por especies nativas, naturalizadas y de baja productividad. No hay presencia de árboles y arbustos mayores de 5 cm de diámetro.
Pastura mejorada sin árboles (PMSA)	Pastura dominada por especies introducidas de alto vigor y productividad, con cobertura mayor de 70%, no hay presencia evidente de árboles y arbustos mayores de 5 cm. de diámetro.
Pastura natural baja densidad de árboles (PNBD)	Pastura dominada por especies nativas o naturalizadas, donde los árboles existentes tienen diámetros mayores a 5 cm y mínimo 2 m de altura. Densidad de árboles es menor de 30 árboles ha <sup>-1</sup> .
Pastura mejorada baja densidad de árboles (PMBD)	Pastura dominada por especies mejoradas o introducidas de alto vigor y productividad, donde los árboles existentes tienen más de 5 cm de diámetro y 2 m de altura. Densidad de árboles es menor de 30 árboles ha <sup>-1</sup> .
Pastura natural alta densidad de árboles (PNAD)	Pastura dominada por especies nativas o naturalizadas, donde los árboles existentes tienen más de > 10 cm de diámetro y > 2 m de altura. Densidad de árboles es igual o mayor de 30 árboles ha <sup>-1</sup> .
Plantación monocultivo (Teca)	Cultivo homogéneo de árboles maderables de una sola especie <i>Tectona grandis</i> . Densidad > 500 árboles ha <sup>-1</sup> .
Pastura mejorada alta densidad de árboles (PMAD)	Pastura dominada por especies mejoradas o introducidas de alto vigor y productividad, árboles mayores de 5 cm de diámetro y maduros. Densidad mayor de 30 árboles ha <sup>-1</sup> .
Bosque secundario primera sucesión (Tacotal)	Vegetación nativa en sucesión natural temprana con menos 5 cm de altura. Según Finegan (1992) los tacotales son bosques secundarios que se encuentran en la primera etapa de sucesión en la cual el bosque es dominado por hierbas, arbustos y lianas que colonizan el sitio pero que generalmente mueren durante los primeros 5 a 10 años de edad del bosque.
Bosque ripario o ribereño (BR)	Vegetación natural en diferentes estratos localizada a la orilla de ríos o cuerpos de agua en microcuencas de cualquier tamaño, en quebradas o cauces naturales de agua, el ancho mínimo de 4 m y un máximo de 20 m a cada lado del cauce de agua.
Bosque secundario (BS)	Bosque nativo con intervenciones moderadas en las últimas décadas. Alta diversidad biológica. Área basal mayor de 10 m <sup>2</sup> . Fragmentos de bosque de cualquier tamaño. Según Finegan (1997), es la vegetación leñosa que se desarrolla en terrenos abandonados o en descanso, después de que el bosque original ha sido destruido por la actividad humana.
Bosque secundario (BS-Int)	Bosque nativo intervenido (extracción alta de árboles o recursos no maderables, cacería y tala parcial) en las últimas dos décadas. Área basal mayor de 10 m <sup>2</sup> . Fragmentos de bosque de cualquier tamaño.

### 3.2. Diseño del pago por servicios ambientales en Esparza

El concepto de PSA en la zona parte del principio de que los cambios de usos de la tierra que realiza el finquero en Esparza proveen servicios ambientales locales en diferente proporción. Este aporte es calculado según la guía del proyecto (Murgueitio *et al.* 2003), la cual consiste en asignar un valor a cada uso de la tierra basado en su capacidad para secuestrar carbono y conservar biodiversidad. El índice total tiene un rango de 0 a 1.9. Luego el valor del índice total es multiplicado por el área para sacar un puntaje total. La

sumatoria de los puntos totales de cada uso es la cantidad de puntos por PSA que tiene la finca para ese período de evaluación (Cuadro 2).

Cuadro 2. Ejemplo de los esquemas de pago de servicios ambientales de acuerdo al aumento de puntos por PSA calculados en los tres usos de la tierra presentes en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica (Murgueitio *et al.* 2003).

Uso de la tierra	Índice puntos	Línea Base		Año 2004		Año 2005		Año 2006		Año 2007	
		Ha	Pts	Ha	Pts	Ha	Pts	Ha	Pts	Ha	Pts
Pastura natural sin árboles	0.2	20	4.0	10	2	9	1.8	4	0.8	2	0.4
Pastura mejorada baja densidad de árboles	0.9	3	2.7	7	6.3	6	5.4	6	5.4	5	4.5
Pastura mejorada alta densidad de árboles	1.3	2	2.6	8	10.4	10	13	15	19.5	16	20.8
Total		25	14.6	25	18.7	25	20.2	25	25.7	25	25.7
Diferencia de puntos (punto final – punto inicial)*			14.6		4.1		1.5		5.5		0.7
Esquema de pago 1 (\$ 50/punto acumulado/ durante 4 años)			146**		205.0		75.0		275.0		275.0
Esquema de pago 2 (\$ 75/punto acumulado/ durante 2 años)			146**		307.5		112.5		-		-

\* El puntaje incremental por año es lo que se paga por PSA (la diferencia de puntos de año2 – año1).

\*\* El valor de la Línea base se calculó al multiplicar los puntos en el año de línea base por \$10 y solo se pagó al inicio del proyecto.

El total de fincas dentro del proyecto era de 136, las cuales se clasificaron en tres grupos (A, B y C). En el grupo A se ubicaron 31 fincas; este es el grupo control o testigo que no recibe pago por servicio ambiental y pero son visitados por los técnicos del proyecto para observar si en estas fincas se realizan cambios aun sin el incentivo del pago. En el grupo B se ubicaron 74 fincas, las cuales reciben pagos en un período de 2 ó 4 años con asistencia técnica o sin asistencia técnica. El grupo C tenía 31 fincas; estas reciben PSA por un período de 2 ó 4 años con o sin asistencia técnica (esta característica de las fincas fue escogida al azar por el proyecto al inicio de sus actividades en 2003).

Además las fincas tenían dos diferentes esquemas de pago. Las fincas bajo el esquema de pago 1 reciben \$ 50 dólares por punto incremental, que resulta de la diferencia entre el valor del índice actual menos el valor del índice en la Línea base durante 4 años. En cambio, las fincas bajo el esquema de pago 2 reciben \$ 70 dólares por punto incremental que resulta de la diferencia entre el valor del índice actual menos el valor del índice en la Línea base durante 2 años. Los pagos se realizan proporcionales al incremento medido con relación a una línea base establecida en el año 2003 (año 0 – sin proyecto). En el Cuadro 2 se presenta un

ejemplo de cómo son realizados los pagos en función de los cambios de usos realizados en las fincas (Murgueitio *et al.* 2003).

### **3.3. Esquema general del estudio en Esparza**

Para evaluar el efecto del PSA sobre el paisaje ganadero se realizó una comparación entre el paisaje de las fincas antes de iniciado el PSA (2003) y el paisaje después del primer año de la implementación del PSA (2004). De las 136 fincas dentro del proyecto, se seleccionó una muestra de 60 fincas para este estudio (sección 3.5). Se revisaron los cambios de usos de la tierra reportados antes (2003) y después del PSA (2004) a través de ArcView. Se evaluaron algunas características socioeconómicas que podrían también influenciar cambios en las fincas (sección 3.6).

En total se evaluaron cinco escenarios del paisaje, dos escenarios reales correspondientes a los años 2003 y 2004, y tres escenarios de simulación de los cambios de usos de la tierra (sección 3.8). En cada uno se realizó una caracterización de las fincas mediante el cálculo de métricas de paisajes a nivel de clases y de la finca entera, para los elementos de la estructura, composición y nivel de conectividad (Sección 3.7). Luego estas métricas se analizaron bajo diversos análisis estadísticos (sección 3.9). En la Figura 2 se presenta el esquema general del trabajo.

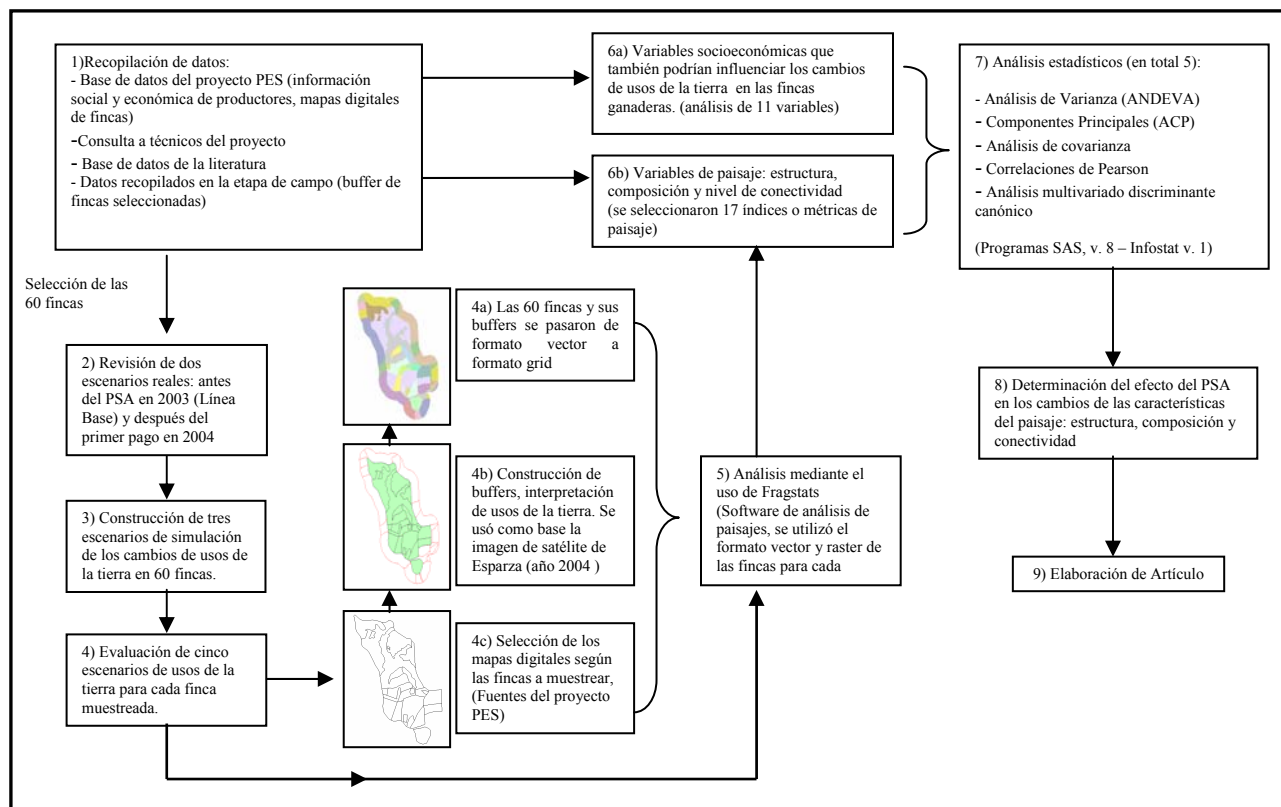


Figura 2. Esquema general de los métodos y actividades realizados para evaluar el efecto de los PSA en los cambios de usos de la tierra del paisaje ganadero (n = 60 fincas) en Esparza, Costa Rica. 2005.

### 3.4. Fuentes de datos para el estudio

Para el análisis de paisaje se utilizaron tres fuentes de datos: 1) las bases de datos e insumos recopilados por el proyecto PES, 2) revisión de literatura y 3) datos recopilados en campo.

1) Las bases de datos del proyecto fueron los datos de la encuesta socioeconómica realizada a todos los productores al inicio del proyecto (en 2003), la cual fue recopilada por el personal técnico del proyecto. También se consultó a los técnicos la ubicación de las fincas en las diversas localidades de Esparza, y se revisaron los planes de manejo de todas las fincas.

Las fuentes secundarias ya existentes en el proyecto que se consultaron fueron: imágenes de satélite ortorrectificadas del año 2004 en formato QUIKBIRD con una resolución de 4 m al suelo, y mapas de usos de la tierra de todas las fincas en formato digital (.shp) de los años 2003 y 2004, y que fueron levantados en campo a escala 1 x 1 (100% muestreo por los técnicos del proyecto al inicio del proyecto y durante el primer



monitoreo). Los mapas digitales de las fincas se utilizaron para evaluar el escenario inicial antes de la aplicación de pagos por servicios ambientales en 2003, el cual fue denominado “Línea Base”, y los cambios reportados para el 2004 sirvieron para el punto de comparación “Después del primer PSA”.

2) La revisión de literatura se hizo primero en el manual del software FRAGSTATS V.2 para aprender a utilizar este programa de análisis de paisaje, y manuales de ArcView versión 3.3 para la parte de tabulación, digitación e interpretación de los usos de la tierra en las fincas. Además se consultó estudios que fueran útiles para la discusión de los resultados.

3) Durante la etapa de campo se levantó información de los usos de la tierra que cambiaron en los años 2003-2004, se verificó información que ya tenía el proyecto PES, y se construyó en conjunto con los productores un buffer de 100 m de ancho afuera de las fincas en un mapa impreso de cada finca.

### 3.5. Selección de la muestra

Se realizó una estratificación de las fincas para evaluar el efecto de los pagos por servicios ambientales en los tres grupos de productores que ya existían y se clasificaron también de acuerdo al tamaño de las fincas. Este método se implementó porque la estratificación produce un límite más pequeño para el error de estimación, en cambio con una muestra irrestricta aleatoria del mismo tamaño, el error de estimación es mayor y no se asegura tener una muestra proporcional de todos los estratos a evaluar.

La distribución de la muestra consideró 2 estratos o factores con tres niveles cada uno: el estrato “esquema de PSA”, con los niveles A, B y C; y el estrato “tamaño de finca”, con los niveles grande (> 50 ha), mediana (de 21 a 49.9 ha) y pequeña (de 1 a 20.9 ha) (Cuadro 3). La población (N) era de 136 fincas ganaderas dentro del proyecto, de éstas 31 (22.8 %) eran A, 74 (54.4 %) eran B y 31 (22.8%) eran C. El resultado de la fórmula fue una muestra (n) de 60 fincas que representó el 44 % del total de productores en el proyecto y que ocupan un área aproximada de 21.98 km<sup>2</sup> (el 45% del área total del proyecto). Este cálculo presentó un 10% de error de estimación a un 95 % nivel de confianza.

La muestra de cada nivel en los estratos se calculó mediante la fórmula:

$$n = \frac{\sum_{i=1}^L N_i^2 \sigma_i^2 / w_i}{N^2 \frac{B^2}{4} + \sum_{i=1}^L N_i^2 \sigma_i^2}$$

Donde:

$W_i$  = la fracción de observaciones asignadas al estrato i

n = tamaño de muestra

N = tamaño de la población, 136 fincas

$\sigma_i^2$  = varianza poblacional del estrato i

B = nivel de error máximo permitido, en este caso fue 10%

4 = nivel de confianza del 95%

Cuadro 3. Distribución de las 60 fincas seleccionadas considerando dos estratos, el esquema de PSA (A, B y C), y el tamaño de las fincas (grandes, medianas y pequeñas) en Esparza, Costa Rica.

Tamaño de las finca (ha)	Grupo A			Grupo B			Grupo C			Totales
	No. finca	% del total	Muestra <i>n</i>	No. finca	% del total	Muestra <i>n</i>	No. finca	% del total	Muestra <i>n</i>	<i>n</i>
Fincas grandes (> 50 ha)	5	16	2	15	20	7	8	26	4	13
Fincas medianas (21 a 49.9 ha)	11	35	5	21	29	9	9	29	4	18
Fincas pequeñas (1 a 20.9 ha)	15	49	5	37	51	14	14	45	10	29
Muestra total por grupo, <i>n</i> = 60 (44% del total)	31	22.8	12	74	54.4	30	31	22.8	18	60

Una vez realizada la estratificación de la muestra, se seleccionaron al azar las fincas para cada estrato hasta completar el número de fincas en cada categoría. Luego se revisó en el mapa la distribución espacial y el esquema de pago de PSA de las fincas seleccionadas (Cuadro 4), ésta es una variable que el proyecto asignó en forma aleatoria solo a los esquemas bajo PSA (B y C).

Cuadro 4. Distribución de las fincas de acuerdo al esquema de pago de PSA y el porcentaje de la muestra que representan, Esparza, Costa Rica.

Esquemas de Pago	No. fincas	% de la muestra
Esquema B(4 años)	22	36.6
Esquema C (2 años)	26	43.3
Esquema A (control)	12	20.0

### 3.5.1. Caracterización de los productores seleccionados

Los productores se clasificaron de acuerdo al tamaño de las fincas en grandes, medianos y pequeños y en función del rango asignado para cada grupo se realizó una caracterización basada en los datos existentes en el proyecto PES.

Los productores grandes (*n* = 13) tenían fincas mayores a 50 ha, el rango de las fincas era de 52.94 ha a 237.80 ha. Las fincas se dedican tanto a la producción de doble propósito (46.2 %) como para engorde (53.8

%). La unidad animal promedio era 70 reces, con un mínimo de 22 y un máximo de 169.5. La carga animal promedio era de 1.39, con un rango de 0.59 y 3.10. En promedio en la finca viven 3 personas (con un rango 1 a 6), el 69.2 % de los productores viven en la finca, el resto tiene otra casa para residir. El 46 % recibe ingresos fuera de la finca. La mayoría de los productores grandes tienen más de 20 años de vivir en la finca o de poseer la propiedad, en promedio 26 años, con 13 a 50 años como rango.

Los productores medianos (n = 18) eran los que tenían fincas entre 21 ha y 49.9 ha. Las fincas se dedican tanto a la producción de doble propósito (66.6%) como para engorde (33%). La unidad animal promedio era 22 reces, con un mínimo de 8.3 y máximo de 55.9. La carga animal promedio fue de 0.98, con un rango de 0.33 a 1.83. En promedio en la finca viven 3 personas (con rango de 1 a 6), el 55% de los productores viven en la finca. El 33% recibe ingresos fuera de la finca. En promedio este grupo tiene 21 de vivir en su finca o de tener la propiedad con un rango de 1 a 47 años.

Los productores pequeños (n = 29) tenían fincas entre 1 y 20.9 ha. El 66.6 % del total de fincas pequeñas se dedican a la producción de doble propósito y el en menor medida a la producción de carne o engorde. La unidad animal promedio era 18, con rango de 5.5 a 42.4. La carga animal promedio fue de 1.65, con 0.55 y 3.88 como rango. En la finca viven en promedio 3 personas (con rango de 1 a 7), el 72% de los productores viven en la finca. El 37.9 % recibe ingresos fuera de la finca. Este grupo tiene en promedio 22 de vivir en su finca o de tener la propiedad y un rango de 1 a 53 años.

### **3.6. Método para la selección de variables socioeconómicas**

Al iniciar este estudio se consideró que los cambios de usos de la tierra reportados en las bases de datos del PES también podrían estar relacionados a factores sociales y económicos de las fincas; por esta razón se planteó evaluar el efecto del PSA y al mismo tiempo el efecto de algunas variables socioeconómicas\* que también podrían tener influencia en los cambios de usos de la tierra de las fincas ganaderas. Se seleccionaron variables de la base de datos socioeconómica del proyecto Silvopastoril en Esparza. Este análisis brindó información acerca del efecto del PSA, si fue un fenómeno aislado o relacionado a las condiciones sociales y económicas de los productores según los esquemas de PSA y tamaños de fincas presentes.

---

\* Por la complejidad del análisis no se utilizaron variables biofísicas para evaluar su efecto en los cambios de usos de la tierra reportados en las fincas.

Primero se escogieron 15 covariables (Cuadro 5); luego mediante un análisis de correlación, se dejaron solo las que presentaron menor correlación entre sí, en total se seleccionaron 11 variables para el análisis de los cambios de uso de la tierra (en ha), debido a que éstas resultaron ser las menos correlacionadas entre sí y además se consideraron relevantes para el estudio (Cuadro 6).

Se descartaron del análisis las variables que presentaron una incertidumbre alta en la respuesta dada por los productores, así como las variables complejas y difíciles de estimar mediante entrevistas (como los datos económicos) o cuyas respuestas tendían a ser muy subjetivas. Esta selección de variables se hizo debido a que la información socioeconómica era muy extensa y tomada de fuentes secundarias recopilada por el proyecto en 2003 e inicios del 2004. Por esta razón, se descartaron de este análisis las variables flujo de caja, gastos totales de producción, margen bruto, ingresos por venta de ganado, entre otras económicas, ya que varían con la época del año y entre los años fluctúan de acuerdo a las condiciones específicas de cada productor.

Cuadro 5. Análisis de correlación entre las variables socioeconómicas que pueden tener influencia sobre los cambios de usos que realizan los finqueros en Esparza (entre paréntesis se muestran los valores significativos de la prueba de correlación de Pearson, este análisis indicó cuales variables eran altamente correlacionadas).

VARIABLES SOCIOECONÓMICAS	VARIABLE QUE DESPUÉS FUE SELECCIONADA*	TIPO DE VARIABLE	UNIDADES
Puntos en 2003 (0.0001) Puntos en 2004 (0.0001) Aumento de puntos por PSA (0.0001)	Aumento de puntos por PSA	Continúa	> 0
Tipo de producción (0.0001) Tipo de ganado (0.0001)	Tipo de producción	Discreta	1: Carne 2: Doble propósito
Unidad Animal	Unidad Animal	Continúa	> 1
Carga Animal	Carga Animal	Continúa	> 0
Horas/trabajo (0.0001) Número de jornales/actividad (0.0001) Mano de obra familiar (0.0001)	Mano de obra familiar	Discreta	> 1 Colones
Ingreso fuera de la finca NS	Ingreso fuera de la finca	Discreta	1: si tiene 2: no tiene
Valor de la tierra NS	Valor de la tierra	Discreta	> 1 Colones
Vive en la finca NS	Vive en la finca	Discreta	1: si vive 0: no vive
Años de vivir en la finca	Años de vivir en la finca	Discreta	> 0 años
Personas que viven en la finca NS	Personas que viven en la finca	Discreta	>1 Personas
Capital fijo de la finca** NS	Capital fijo de la finca	Continúa	> 1 Colones

\* Se escogió una de las variables que aparecieron altamente correlacionadas en la primera columna de la izquierda.

\*\* Capital fijo es una función que resultó del valor de la hectárea de tierra en Esparza por el área en hectáreas de la finca para el año 2004 (costo de la hectárea en la zona x área de la finca).

NS = No se correlaciona con las otras variables

### 3.7. Método para caracterizar la estructura, composición y conectividad en las fincas ganaderas

Para la caracterización de la estructura, composición y conectividad se consideró cada finca ganadera como un paisaje independiente. Se realizó la caracterización de los usos de la tierra antes y después de iniciar el proyecto en la zona. Se consultaron los mapas de usos de la tierra de cada finca para los años 2003 y 2004 en formato digital e impreso\*. Luego se siguió el procedimiento recomendado por McGarigal y Marks (1995) para el análisis de paisaje.

Se utilizó el software Fragstats que es ampliamente reconocido para el análisis de índices de paisajes a diversas escalas geográficas y tanto en formato vector como raster. Este programa permitió realizar el estudio de paisaje y calcular los índices a nivel de clases (usos de la tierra) y del paisaje entero (fincas). Para esto fue necesario construir, ordenar y revisar diversas tablas, imágenes y archivos en formato *shape* (.shp), *grid* (.gd), tabla (.dbf), archivo de texto (.txt) y hojas de cálculo (.xls). En ArcView se prepararon las entradas que requiere Fragstats y como esta herramienta tiene cierto grado de complejidad se dividió en cuatro etapas: 1) construcción de buffer en las fincas a evaluar, 2) elaboración de imágenes en formato *Grid*, 3) selección de parámetros en Fragstat y 4) análisis y reporte de las salidas generadas por Fragstat. A continuación se detalla cada etapa.

#### 1) Construcción de buffer en las fincas a seleccionadas

El propósito de construir una franja o *buffer* se debe a que antes de calcular los índices se necesita delimitar en Fragstat el área del paisaje, y para analizar todos los usos de la tierra dentro de las fincas era necesario hacer un límite exterior para que el programa considerara cada una de las fincas como un paisaje individual. Cada *buffer* se construyó alrededor de las fincas un con un ancho de 100 m en los mapas digitales. En ArcView se digitalizaron e interpretaron los usos de la tierra de cada *buffer* para las 60 fincas con base en los datos recopilados en campo y en las imágenes de satélite de la zona (año 2004).

Luego esta información se agregó a las tablas y mapas digitales que el proyecto PES ya tenía elaborado para cada finca. A cada uso de la tierra se le asignó un valor numérico para hacer más ágil el proceso de la interpretación. Los valores enteros positivos eran los polígonos de los usos de la tierra dentro del paisaje, y los valores enteros negativos eran los polígonos que formaron los usos de la tierra en el *buffer*, los cuales

---

\* Estos mapas fueron facilitados por el proyecto PES para realizar el análisis de paisaje.

son considerados los límites o bordes del paisaje y que sirven para el cálculo de la longitud total de borde de cada paisaje (que en este caso es cada finca), pero que no son incluidos en los cálculos de las demás métricas (Figura 3).

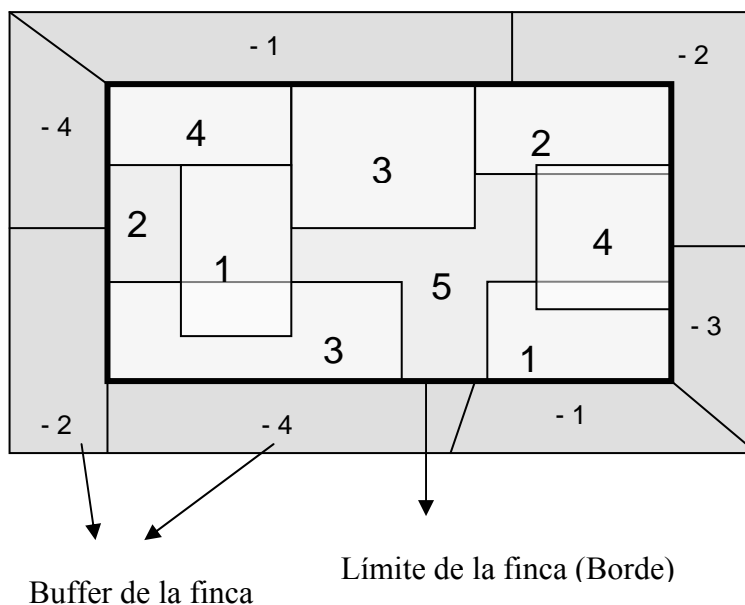


Figura 3. Ejemplo de los valores asignados a cada uso de la tierra y el área que Fragstat considera dentro del paisaje en estudio (basado en el Manual de Fragstat, McGarigal y Marks 1995).

### 2) Elaboración de imágenes en formato Grid

Se decidió utilizar el formato raster, debido a que Fragstat calcula la mayoría de las métricas de paisaje en este formato, y toma como unidad de análisis el tamaño del grano (píxel o *cell*) para hacer los cálculos, por esto se pasaron las imágenes de las fincas de formato vector a raster, el tamaño del grano o *cell* fue 1 x 1 m. Antes de esto, se revisaron todos los mapas digitales para asegurar que no existían errores en la digitación ni traslapes de áreas en los polígonos de las fincas con la función “CLEAN FUNCTION”, y luego se procedió a transformar las fincas de formato vectorial a raster.

### 3) Selección de parámetros en Fragstat

Para seleccionar los parámetros se revisó el manual de Fragstat así como estudios donde se aplicaron análisis de paisajes. De esta manera se escogió con más base los índices que podrían ayudar a caracterizar y describir mejor los cambios de usos de la tierra en las fincas ganaderas. Se incluyeron índices que la literatura ha

considerado como indicadores de cambios de paisajes a lo largo del tiempo (Forman 1995, McGarigal y Marks, 1995, Corry 2004, Palmer 2004), indicadores de la fragmentación de paisajes (Ritters *et al.* 1996, Hargis *et al.* 1998, Jaeger 2000), índices de composición (Turner y Ruscher 1988), índices de estructura o de la configuración y relación espacial de los elementos del paisaje (Fahrig y Merriam 1995), e índices del nivel de conectividad, de dispersión y adyacencia de los usos de la tierra (Tischendorf y Fahrig 2000a, Goodwing 2003) (Cuadro 6).

La selección de las métricas de paisaje también fue basada en la baja redundancia\* que tenían y en la información que brindan los índices al interpretarlos. Por esta razón se revisaron diversos artículos de estudiosos de la ecología de paisajes donde plantean que los valores de las métricas a nivel de clases y paisaje son importantes para entender como se afectan los procesos ecológicos dentro de los paisajes (Forman 1995, Turner *et al.* 2001).

#### *4) Análisis y reporte de las salidas generadas por Fragstat*

En esta etapa se seleccionaron y analizaron los datos e índices de interés que el programa genera, debido a que Fragstat calcula muchas métricas que no se consideraron relevantes para este estudio y otras que resultan redundantes con los índices utilizados. Las salidas que genera el programa se presentan en tres ventanas, una para cada nivel del paisaje: parches, clases y paisaje. Para este estudio solo se consideraron las métricas a nivel de paisaje. Luego cada conjunto de métricas fue analizado mediante estadísticas descriptivas e inferenciales (el tipo de análisis estadístico se detalla en la sección 3.8).

Las métricas a nivel de paisaje brindaron información acerca de cómo los cambios en el paisaje de las fincas transformaron o no los elementos de estructura, composición y nivel de conectividad en los cinco escenarios evaluados: en 2003, 2004 y en las tres simulaciones. Con la ayuda del manual de Fragstats se interpretaron los valores cuantitativos de los 17 índices o métricas de paisajes seleccionados (Cuadro 6). Se analizó cada métrica en particular y luego como en su conjunto muestran los patrones del paisaje ganadero en Esparza.

---

\* Redundancia, según McGarigal y Marks (1995), significa que dos métricas indican la misma información en forma inversa. Por ejemplo el Índice de Agregación resulta redundante con el índice de División.



Cuadro 6. Definición de las métricas que se utilizaron para caracterizar el paisaje ganadero a nivel de parches, clases y finca entera (n = 60) en Esparza, Costa Rica. (Tomado y adaptado del Manual de Fragstat de McGarigal y Marks, 1995).

Componente del paisaje	Índice o Métrica de paisaje	Definición *
Estructura	Círculo circunscrito relacionado (CIRCLE)	Mide la forma circular o alargada de los parches. Es útil para distinguir entre los parches que son anchos y alargados o ambos.
	Contraste por pesos de la densidad de borde (CWED)	Mide de forma estandarizada el borde por unidad de área lo que permite comparar paisajes de diferente tamaño.
	Índice de Forma (SHAPE)	Mide la complejidad de la forma para parches, clases y el paisaje entero comparado con una forma estándar.
	Dimensión fractal (FRACT)	Mide la complejidad de la forma de parches, es la relación del radio área-perímetro. Es una medida que refleja la complejidad de la forma frente a una escala.
	Índice de Contagio (CONTAG)	Mide la extensión y forma en la cual los píxeles del paisaje ( <i>cell</i> en formato <i>grid</i> ) están agregados entre sí. El contagio mide la extensión a la que se agregan o agrupan los tipos de parche (la dispersión espacial de los elementos).
Composición	Número de parches (NP)	Es el número de parches dentro del paisaje, es la unidad más pequeña de análisis en estudios de paisajes. Da una medida del nivel de fragmentación del paisaje. El número de parches puede determinar el número de subpoblaciones dispersadas espacialmente, o metapoblaciones, para especies exclusivamente asociadas con ese tipo de hábitat.
	Densidad del parche (PD)	También es una medida de la fragmentación de paisajes. Expresa el número de parches por unidad de área, este dato facilita la comparación entre paisajes de diferente tamaño. PD es una función del área del paisaje.
	Densidad de la riqueza de parches (PRD)	Representa la riqueza estandarizada de parches por una unidad de área, este valor facilita la comparación de la riqueza entre paisajes de similar o igual tamaño.
	Índice de forma del paisaje (LSI)	Mide el radio área-perímetro para el paisaje completo. Se basa en el índice de forma del parche, emplea los promedios de las características de parches a nivel de clases y paisaje.
	Índice de la diversidad de Shannon (SHDI)	Brinda la información por unidad de análisis (parche), es utilizado para comparar diferentes paisajes o el mismo paisaje en diferentes tiempos.
	Índice del parche mayor (LPI)	Cuantifica el porcentaje del área del paisaje a nivel de clases que está dentro del parche más grande. Es una medida de la dominancia de clases y parches.
	Porcentaje del paisaje (PLAND)	Calcula el porcentaje del paisaje ocupado por cada tipo de parche o clase.
	Índice del total contraste de borde (TECI)	Calcula el contraste de borde total (máximo) para un tipo de clase y de parche
Índice de contraste de borde (ECON)	Mide el grado de contraste entre un parche y su vecino más próximo.	
Conectividad	Porcentaje de adyacencia (vínculos) (PLADJ)	Muestra la frecuencia a la cual diferentes pares de tipos de parches aparecen lado a lado en el paisaje y es calculado desde la matriz del paisaje. Mide el nivel de agregación de los tipos de parches.
	Índice del tamaño efectivo de malla (red) (MESH)	Describe el tamaño de los parches cuando el paisaje es dividido en S áreas del mismo tamaño y con el mismo nivel de división del paisaje, este índice se obtiene de la distribución acumulada del área de clases y parches.
	Índice de contigüidad (CONTIG)	Representa la conectividad espacial, ya que muestra la contigüidad de las celdas dentro de un parche o clase.
	Índice de Interspersión y Juxtaposición (IJI)	Calcula la adyacencia de parches del mismo tipo y la extensión a la cual están esparcidos en el paisaje.

### **3.8. Método para la simulación de escenarios de cambios de usos de la tierra en las fincas ganaderas**

Para explorar diferentes escenarios de cambios de usos de la tierra de los PSA se consultó tanto a los técnicos del proyecto en Esparza como los planes de finca de los productores (as) donde se contemplaban los cambios de usos de la tierra esperados desde 2003 a 2007. Estas consultas permitieron conocer cuales usos de la tierra el proyecto estaba fomentando, la tendencia actual de los cambios de usos, las proyecciones a futuro de los cambios de uso de la tierra para cada finca, así como determinar cuáles usos de la tierra tenían mayor valor de puntos para el PSA, según la guía propuesta para el pago de servicios ambientales del proyecto (Murgueitio *et al.* 2003).

Según las consultas anteriores se encontraron tres principales tendencias o tipos de cambios de usos de la tierra que fueron adoptados en Esparza. Un tipo era la conversión de pasturas naturales a pasturas mejoradas, otro la conversión de las pasturas naturales o mejoradas de baja densidad de árboles a pasturas con alta densidad de árboles, y la permanencia de bosques secundarios y riparios, y en menor proporción el aumento de estos usos. Estos datos sirvieron de base para orientar la simulación de los cambios en el paisaje, que en principio debían estar acorde con la realidad de la zona. Como se mencionó anteriormente para las simulaciones se consideraron solo 13 usos de la tierra: PDSA, PDA, PNSA, PNBD, PNAD, PMSA, PMBD, PMAD, BS, Tacot, BS-Int, BR y Teca, los demás usos se mantuvieron constantes. Se desarrollaron tres escenarios simulados del paisaje, los cuales mostraron diferentes estrategias de cambios en los usos de la tierra (Cuadro 7, Anexo 16).

El escenario 1 (simulación 1) consistió en simular la disminución del área bajo las pasturas degradadas y el aumento de la cobertura arbórea en las fincas. En este escenario se cambiaron las pasturas degradadas a pasturas naturales o mejoradas. Además las pasturas naturales y mejoradas sin árboles se cambiaron a pasturas naturales o mejoradas con baja densidad de árboles. Las áreas de los demás usos de la tierra se mantuvieron constantes.

El escenario 2 (simulación 2) consistió en mantener los cambios que se hicieron en el E1 y a la vez simular que en el paisaje todas las pasturas naturales se cambiaban a pasturas mejoradas con baja o alta densidad de árboles. Por esta razón las áreas bajo los usos de pasturas degradadas y pasturas naturales se transformaron a pasturas mejoradas, los tacotales se transformaron en bosques secundarios y se mantuvieron constantes las áreas de los demás usos de la tierra.

El escenario 3 (simulación 3) consistió en mantener los cambios realizados en el E2 y a la vez simular que en las fincas se cumplen las disposiciones de la ley forestal 7575\*, lo que significa que en pendientes abruptas (> 50%) no deben establecerse cultivos agrícolas ni pastoreo de ganado, y en cambio esas áreas deben dejarse para la conservación de bosques naturales. En este escenario los principales cambios en pendientes > 50 % consistieron en transformar las pasturas sin árboles o con baja densidad de árboles a bosques secundarios en primera sucesión (tacotal), y las pasturas con alta densidad de árboles se cambiaron a la categoría de bosques secundarios.

Los tres escenarios fueron construidos utilizando ArcView V. 3.3 y se aplicaron los cambios solo en las fincas bajo PSA (esquema B y C). En las fincas control (esquema A) no se simularon cambios, y este grupo se consideró como la línea base o situación sin cambios de usos de la tierra (sin proyecto). Para cada escenario se calcularon las métricas de paisajes a nivel de clases (o tipos de usos) y a nivel del paisaje (de la finca entera), y se siguió el mismo procedimiento descrito en el punto 3.6.

Para construir el escenario 3 se utilizó el modelo de elevación digital (MED) de Esparza. En los mapas digitales se cambiaron los atributos de los polígonos en las fincas. Se utilizó un mapa de pendientes, el cual fue derivado del MED que tenía el proyecto PES. En el mapa de pendientes se ubicaron los sitios con pendientes abruptas (>50%), luego estos sitios se traslaparon con el mapa de usos del suelo de las fincas y de este modo se identificaron los usos de la tierra que estaban en conflicto de uso para luego realizar los cambios de usos antes mencionados.

---

\* Ley forestal 7575, artículo 12 menciona que: “Las fincas con Sistemas Agroforestales beneficiarias de PSA, deben contribuir al Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas”, esto implica establecer coberturas del suelo solo en sitios donde estén bajo su capacidad de uso y que además se establece cobertura arbórea para proteger los cursos de agua en quebradas y ríos.

Cuadro 7. Matriz de cambios (en ha) entre los cinco escenarios de cambios de usos de la tierra: 1) Línea Base en 2003, 2) Después de un año de aplicación del PSA en 2004 y los tres escenarios simulados de los cambios de usos de la tierra en Esparza, Costa Rica (Los valores corresponden a las áreas asignadas a cada uso de la tierra en los diferentes escenarios evaluados).\*

Usos de la tierra	Escenario en 2003 “Línea Base”	Escenario en 2004 “Después del primer PSA”	Escenario simulación 1	Escenario simulación 2	Escenario simulación 3
Pastura degradada (PD = PDA + PDSA)	318.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pastura natural sin árboles (PNSA)	99.9	0.0	0.0	0.0	0.0
Pastura mejorada sin árboles (PMSA)	47.9	0.0	0.0	0.0	0.0
Pastura natural baja densidad de árboles (PNBD)	523.2	99.9	99.7	8.9	9.4
Pastura mejorada baja densidad de árboles (PMBD)	271.0	328.3	324.0	318.6	57.2
Pastura natural alta densidad de árboles (PNAD)	94.5	614.0	614.0	103.2	103.2
Plantación monocultivo (Teca)	31.8	31.8	31.8	31.8	31.8
Pastura mejorada alta densidad de árboles (PMAD)	74.3	386.6	386.6	996.7	1,187.80
Bosque secundario sucesión temprana (Tacotal)	48.8	48.8	48.8	9.8	71.4
Bosque ripario o ribereño (BR)	413.2	413.2	413.2	413.2	413.2
Bosque secundario (BS)	139.5	139.5	144.2	202.0	220.0
Bosque secundario intervenido (BS-Int)	12.2	12.2	12.2	0.0	12.2
Área total (ha)	2074.5	2074.5	2074.5	2074.5	2074.5

\* Para construir esta matriz se utilizó ArcView, las imágenes de satélite de Esparza año 2004, el modelo de elevación digital de Esparza y los mapas digitales de usos del suelo 2003 y 2004 de las fincas muestreadas.

### 3.9. Análisis estadístico de los cambios de usos de la tierra y de las métricas del paisaje

Para evaluar los cambios de usos de la tierra antes (2003) y después (2004) de la aplicación de los pagos por servicios ambientales se realizaron cinco análisis estadísticos: 1) análisis de varianza 2) análisis de correlación, 3) análisis de covarianza, 4) componentes principales y, 5) análisis multivariado del tipo discriminante canónico.

#### 1) Análisis de varianza

El análisis de varianza (ANDEVA) se realizó para conocer el efecto de dos grupos definidos *a priori*: esquema de PSA, tamaño de finca y su interacción (esquema x tamaño de finca) en los cambios de cada uso del suelo. A partir de este análisis fue posible comparar el efecto del PSA en los cambios de usos de las fincas y demostrar si existen diferencias significativas entre los factores antes mencionados para cada tipo de uso del suelo. Para este fin fue necesario evaluar cada uso del suelo en forma independiente, se registró su área en 2003 y en 2004 y la diferencia de área (área de “X” uso del suelo en 2004 menos su área en 2003) fue considerada como el valor de la variable respuesta en este análisis (Anexo 1).

El modelo matemático fue el siguiente:

$$Y_{ijk} = u + T_i + E_j + TE_{ij} + e_{ijk}$$

Donde,

$Y_{ijk}$  = es la variable respuesta. Esta representó el cambio en cada uso del suelo (la diferencia en área de cada uso entre 2003 y 2004).

$u$  = es la media general de los datos

$T_i$  = es el efecto del  $i$ -ésimo tamaño de la finca: grande, mediana y pequeña

$E_j$  = es el efecto del  $j$ -ésimo esquema de PSA: A, B y C

$TE_{ij}$  = es la interacción entre el tamaño de finca y el esquema de PSA

$e_{ijk}$  = es el error experimental

1.1.) ANDEVA entre los escenarios de cambios de usos de la tierra

Para comparar los índices de paisaje entre los cinco escenarios de cambios de usos se aplicó el análisis de varianza.

El modelo matemático fue el siguiente:

$$Y_{ij} = u + T_i + e_i$$

Donde,

$Y_{ij}$  = es la variable respuesta, es el índice de paisaje evaluado (en total eran 17 índices)

$u$  = es la media general de los datos

$T_i$  = es el efecto del  $i$ -ésimo escenario evaluado (Escenario 1 + Escenario 2....)

$e_i$  = es el error experimental

## 2) Análisis de covarianza entre los cambios de usos de la tierra (en ha)

El análisis de covarianza es una técnica para mejorar la precisión de las comparaciones entre los tratamientos y que involucra el uso de covariables, es una combinación de análisis de varianza y regresión lineal. Este análisis permitió explicar y corregir los valores de las variables respuestas antes de realizar comparaciones entre tratamientos.

Para el análisis se consideró cada cambio de uso de la tierra (en ha) como las variables respuestas y las variables independientes fueron las variables socioeconómicas. Para el análisis de cada uso de la tierra se agregaron solo las covariables que en el primer análisis de varianza fueron significativas ( $p < 0.05$ ). Se realizó esta selección mediante el método de eliminación hacia atrás que implica eliminar primero las variables no significativas de cada uso del suelo hasta que las que queden en el modelo sean las que fueron significativas o más cercanas a  $< 0.05$ .

Este fue el modelo predefinido para el estudio en donde se incluyeron once variables socioeconómicas para conocer si tenían influencia en los cambios de usos que los productores bajo PSA estaban realizando. Estas variables se denominaron “covariables”. El correspondiente modelo matemático fue:

$$Y_{ijk} = u + T_i + E_j + TE_{ij} + b_1(X_1 - X_1) + b_2(X_2 - X_2) + \dots + b_n(X_n - X_n) + e_{ijk}$$

Donde:

$Y_{ijk}$  = es la variable respuesta. Esta representó el cambio en cada uso del suelo (la diferencia en área entre los años 2003 y 2004).

$u$  = es la media general de los datos

$T_i$  = es el efecto del  $i$ -ésimo tamaño de la finca: grande, mediana y pequeña

$E_j$  = es el efecto del  $j$ -ésimo esquema de PSA: A, B y C

$TE_{ij}$  = es la interacción entre el tamaño de finca y el esquema de PSA

$b_1(X_1-X_1)$  = efecto de la Covariable 1,

$b_2(X_2-X_2)$  = efecto de la Covariable 2,.....

$b_{11}(X_{11}-X_{11})$  = efecto de la covariable 11

$e_{ijk}$  = es el error experimental

Para evitar problemas de multicolinealidad en las covariables se estimaron los coeficientes de correlación de Pearson entre cada una de las covariables. Si dos o más covariables presentaron alta correlación se seleccionó una de ellas, la que fuera más relevante para el estudio.

### 3) Análisis de Componentes principales

El Análisis de Componentes Principales (ACP) es una técnica que trata de explicar la estructura de varianza y covarianza mediante combinaciones lineales entre las variables de interés. Este método reduce el volumen de información a través de componentes, los cuales son las combinaciones no correlacionadas cuyas varianzas son tan grandes como sea posible. Cada componente resume la mayor variación residual que poseen los datos, y que no ha sido explicada por las anteriores componentes. El gráfico del ACP muestra la dispersión de las observaciones y/o variables, lo que permite representarlas en un mismo espacio o plano cartesiano, y así se pueden identificar asociaciones entre las observaciones, las variables o entre ambas (Judez 1989).

El ACP es un análisis exploratorio y no se consideró como un análisis definitivo de las correlaciones porque no calcula diferencias estadísticas dentro de los grupos (esquemas de PSA y tamaños de finca) ni entre las variables (cambios de usos de la tierra y variables socioeconómicas). Por esta razón, también se compararon los resultados con el análisis de varianza y el índice de Pearson que comprobó y/o descartó varias de las correlaciones observadas en el ACP.

La razón de utilizar estos dos análisis estadísticos (ACP y ANDEVA) fue para separar o aislar el efecto de la aplicación del PSA con las demás variables, de esta manera se trató de conocer si las condiciones socioeconómicas seleccionadas también inciden en los cambios de usos de la tierra. Estos análisis se realizaron en el programa Infostat v.1.

#### **4) Análisis multivariado del tipo discriminante canónico**

En los cinco escenarios evaluados se aplicó el análisis discriminante canónico (ADC) con el fin de determinar cuáles métricas o índices de paisajes diferencian más a las fincas. Se tomó como base que las fincas se clasificaron por su esquema de PSA (A = control, B y C = PSA a 2 años ó 4 años) y por el tamaño de la finca (grande, mediana y pequeña). Con la comparación canónica se pudo determinar si existen diferencias en tres niveles de comparación: i) Entre los tratamientos (interacción de esquemas por tamaños de fincas), ii) entre los esquemas de PSA independientemente del tamaño de finca, y iii) entre los tamaños de fincas independientemente de los esquemas de PSA (Cuadro 8).

Cada discriminante canónico a nivel de paisaje consideró 60 observaciones (una por cada finca dentro de la muestra) y 17 variables que eran los índices a nivel de paisaje. Se obtuvieron datos propios de la estadística descriptiva e inferencial. Todos los análisis estadísticos se realizaron en el programa SAS v. 8.



Cuadro 8. Niveles de comparación en el análisis discriminante canónico entre las métricas de paisaje para discriminar los grupos definidos a priori esquemas de PSA y tamaños de finca para evaluar los cambios de usos de la tierra en las fincas ganaderas.

<i>Análisis Canónico Discriminante (ACD)</i>		
Tratamiento	Esquemas de PSA	Tamaño de fincas
Trat 1 = Esquema A* finca pequeña		
Trat 2 = Esquema A* finca mediana	A = Esquema A	P = finca pequeña
Trat 3 = Esquema A* finca grande	B = Esquema B	M= finca mediana
Trat 4 = Esquema B* finca pequeña	C = Esquema C	G = finca grande
Trat 5 = Esquema B* finca mediana		
Trat 6 = Esquema B* finca grande		
Trat 7 = Esquema C* finca pequeña		
Trat 8 = Esquema C* finca mediana		
Trat 9 = Esquema C* finca grande		
n – 1 = 8 Canónicas	n – 1 = 2 Canónicas	n – 1 = 2 Canónicas

## 6) Comparación de los escenarios simulados

Una vez construidos los escenarios con diferentes cambios de usos de la tierra, se calcularon las métricas a nivel del paisaje para cada uno, tal como se explicó anteriormente para los escenarios de los años 2003 y 2004. Para estos escenarios simulados se realizaron análisis discriminante canónico (a nivel paisaje), de esta forma fue posible comparar las métricas de paisaje (17 índices de paisaje) para los diferentes escenarios simulados.

Se obtuvieron las medias, desviación estándar, error estándar, correlaciones y otras medidas propias de la estadística descriptiva e inferencial. Adicionalmente, se realizó un análisis de varianza para comparar las métricas a nivel de paisaje entre los cinco escenarios evaluados en este estudio, de este modo fue posible distinguir semejanzas y diferencias estadísticas en la estructura, composición y nivel de conectividad entre los escenarios.

## **4. RESULTADOS**

### **4.1. Caracterización de las fincas ganaderas antes y después de la aplicación del pago por servicios ambientales**

El paisaje ganadero estudiado en Esparza se conformó de 60 fincas que ocuparon un área total de 2201 ha y que representó el 44% del área del proyecto. Las fincas eran de tamaños muy variables, con un promedio de 36.3 ha ( $\pm$  40.4) con un rango de 1 a 237.8 ha. Las fincas pequeñas (1 a 19.9 ha) ocuparon el 17.9% del área, las medianas (de 20 a 49.9 ha) ocuparon el 27.62% y las fincas grandes ( $>$  de 50 ha) ocuparon el 53.5% del área muestreada. Se encontraron 29 tipos de usos de la tierra, sin embargo, los principales usos en todas las fincas fueron pasturas, bosques riparios y bosques secundarios, con 65%, 20% y 9% del total de área muestreada respectivamente (Figura 4).

El escenario “Línea Base” (2003) se caracterizó por tener áreas de pastos naturales con baja densidad de árboles (25.3 % del paisaje), bosques riparios (20 %), pastos mejorados de baja densidad de árboles (15.9 %) y pasturas degradadas (15.3 %). Después de un año de iniciado el pago de servicios ambientales (en 2004), las pasturas degradadas y pasturas sin árboles cambiaron a otros usos con mayor cobertura arbórea como fueron los pastos naturales y mejorados con alta densidad de árboles (con 29.5 % y 18.7 % del área total respectivamente). Los usos de la tierra forestales (bosques y plantaciones) permanecieron casi constantes, y los bosques secundarios intervenidos se cambiaron de categoría a bosques secundarios (sin intervención), debido a que el contrato de PSA condiciona a los productores a no extraer madera ilegal de las áreas boscosas (Figura 4).

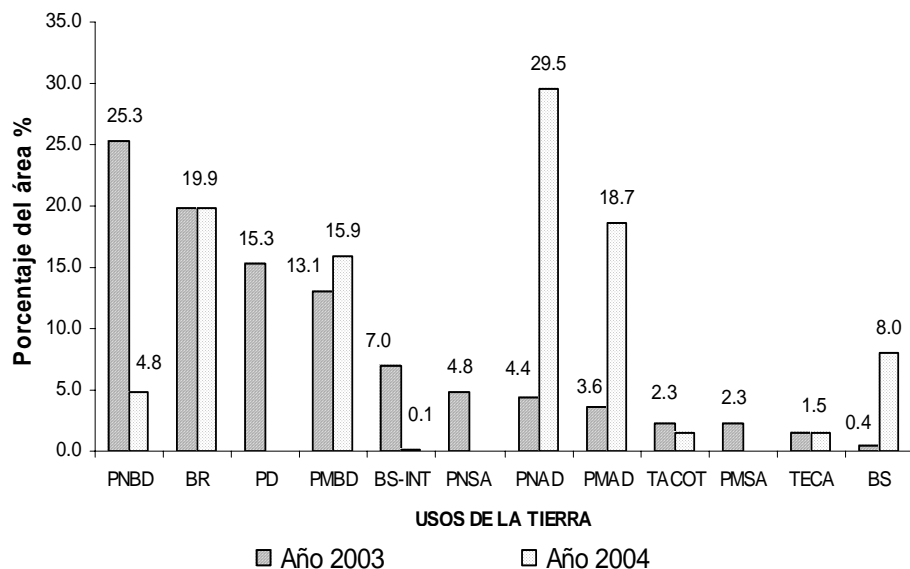


Figura 4. Porcentaje del paisaje bajo los 13 principales usos de la tierra en 2003 (antes de la aplicación de PSA) y en 2004 (después del primer PSA) para 60 fincas ganaderas muestreadas en Esparza, Costa Rica. 2005.

Claves: PNBD (pastos naturales baja densidad de árboles); BR (bosque ripario), PD (pastos degradados con árboles y sin árboles); PMBD (pastos mejorados baja densidad de árboles); BS-Int (bosque secundario intervenido); PNSA (pastos naturales sin árboles); PNAD (pastos naturales alta densidad de árboles); PMAD (pastos mejorados alta densidad de árboles); PMSA (pastos mejorados sin árboles); TACOT (tacotales); TECA (plantación de teca) y BS (bosque secundario).

Los cambios de cobertura del suelo en las fincas fueron visiblemente observados durante las visitas de campo y comprobados en los mapas de usos de la tierra levantados por el proyecto. A pesar que los cambios se midieron un año después del primer pago de servicios ambientales, cinco usos de la tierra cambiaron de categoría a otra con mayor valor para conservación de biodiversidad según la guía de usos de la tierra que usó el proyecto, lo que significó un cambio de 1048.7 ha (50% del área total muestreada) en el paisaje (Cuadro 9 y Cuadro 10).

Cuadro 9. Usos de la tierra (UT) y los cambios de usos realizados en los diferentes escenarios para las fincas bajo PSA (esquema B y C) en Esparza, Costa Rica.

Escenario antes del PSA “Línea Base” (año 2003)	Escenarios	Cambios de usos realizados en los escenarios después de aplicar PSA
1. Pasturas degradadas sin árboles (PDSA) 2. Pasturas degradadas con árboles (PDA) 3. Pasturas naturales sin árboles (PNSA) 4. Pasturas mejoradas sin árboles (PMSA ) 5. Pasturas naturales baja densidad de árboles (PNBD) 6. Pasturas naturales alta densidad de árboles (PNAD) 7. Pasturas mejoradas baja densidad de árboles (PMBD) 8. Pasturas mejoradas alta densidad de árboles (PMAD)	“Después de un año de aplicación del PSA” (año 2004)	PD sin árboles a PNBD, PMBD, PD con árboles a PMAD, PNSA a PNSA, PNSA a PNBD, PNSA a PMSA, PNBD a PNBD, PNBD a PNAD, PNBD a PMBD, PMSA a PMSA, PMSA a PMBD, BS-Int a BS-Int, BS-Int a BS, BR a BR Los demás usos se mantuvieron constantes
9. Sucesión secundaria de bosques (Tacotal) 10. Bosques Secundarios maduros (BS) 11. Bosques de galería o riparios (BR) 12. Bosque secundario intervenido (BS-INTERVEN) 13. Plantación de Teca (PTECA) 14. Plantación diversificada (PDIVERSI) 15. Frutales monocultivo (FRUTALMON) 16. Frutal diversificado (FRUTALMIXTO)	Escenario 1 (simulación)	PD sin árboles a PMBD PD con árboles a PMAD PNSA a PNBD PNBD a PNAD PMSA a PMBD BS-Int a BS BR a BR Los demás usos se mantuvieron constantes
17. Cultivos perennes (CPERENNE) 18. Granos Básicos (GB) 19. Cultivo de café más árboles (CAFÉ) 20. Banco forrajero de gramíneas (Bancogramínea) 21. Banco forrajero de leñosas (Bancolenosa) 22. Banco forrajero diversificado (Bancodiversi) 23. Pastura natural enriquecida baja densidad de árboles (PNEBD)	Escenario 2 (simulación)	PD sin árboles a PMBD PD con árboles a PMAD PNSA a PMBD, PNBD a PMAD PNAD a PMAD, PMSA a PMBD PMBD a PMAD, Tacotal a BS BS-Int a BS, BR a BR Los demás usos se mantuvieron constantes
24. Pastura mejorada enriquecida baja densidad de árboles (PMEBD) 25. Infraestructura + árboles : quintas, casas y patios arbolados (I+Arb) 26. Infraestructura: casas, edificaciones, etc. (I) 27. Caminos principales y secundarios (Camino) 28. Zonas desnudas (ZD) 29. Suelos desnudos y fuentes de agua (SD_AGUA)	Escenario 3 (simulación)	En pendientes mayores a 50% los cambios fueron: PD, PNSA y PMSA a Tacotales PNBD, PNAD, PMBD y PMAD a BS En pendientes < 50% todas las pasturas se pasaron a PMAD Los demás usos se mantuvieron constantes

Estos cambios parecen indicar que la influencia del pago y probablemente la presencia del proyecto en la zona motivó a que los productores hicieran mayores cambios hacia usos de la tierra amigables con el ambiente y que por tanto, tuviesen un mayor ingreso en los futuros pagos de servicios ambientales, como es el caso del cambio de pasturas de baja densidad de árboles ( $< 30$  árboles  $ha^{-1}$ ) a pasturas con alta densidad de árboles (mayor a  $30$  árboles  $ha^{-1}$ ; Cuadro 10). Otro cambio notorio en las fincas fue que en 2003, las pasturas degradadas y pasturas sin árboles formaban parte del paisaje ganadero y en 2004 ambos usos fueron cambiados a pasturas mayor cobertura y reducidos en área.

Una estrategia que muchos productores adoptaron para aumentar su puntaje para el PSA fue dejar la regeneración forestal en los potreros, de esta manera aumentaban la densidad de árboles por hectárea en sus fincas a bajo costo. Además, la mayoría de los productores adoptaron más cercas vivas en las fincas. Un ejemplo de esto fue que en 2003 se reportaron y se pagaron bajo PSA solo 5,638 m de cercas vivas establecidas y en 2004 se pagaron 31,573.3 m, lo que representó un aumento de seis veces más área bajo cercas vivas (que representan 26 km). Esta información da una idea del aumento en cobertura arbórea y el aporte de estos sistemas en las fincas ganaderas evaluadas.

Cuadro 10. Cambios de usos de los principales usos de la tierra antes y después de la aplicación de pagos por servicios ambientales en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica.

USOS DE LA TIERRA	Puntos PSA*	Año 2003 (ha)	% del área total	Año 2004 (ha)	% del área total	Cambio en área (ha)
Pastura natural baja densidad de árboles (< 30 árboles ha <sup>-1</sup> )	0.6	524.8	25.3	99.8	4.8	- 425.0
Bosque ripario	1.5	413.2	20.0	413.2	20.0	0.0
Pastura degradada	0.0	318.1	15.3	0.2	0.0	-317.9
Pastura mejorada baja densidad de árboles (<30 árboles ha <sup>-1</sup> )	0.9	270.9	13.1	329.0	15.9	58.1
	142.1	144.3	7.0	2.2	0.11	-142.10
Pastura natural sin árboles	0.2	99.7	4.8	0.0	0.0	-99.7
Pastura natural alta densidad de árboles (>30 árboles ha <sup>-1</sup> )	1.0	91.6	4.4	612.2	29.5	520.6
Pastura mejorada alta densidad de árboles (>30 árboles ha <sup>-1</sup> )	1.3	74.3	3.6	387.3	18.7	313.0
Tacotales	1.4	48.6	2.3	32.5	1.6	-16.1
Pastura mejorada sin árboles	0.5	47.9	2.3	0.0	0.0	-47.9
Plantación de Teca	1.2	31.8	1.5	31.8	1.5	0.0
Bosque secundario	1.9	8.9	0.4	166.2	8.0	157.3
Área muestreada (ha) / % del área total		2074.5	94.25	2074.5	94.25	-
Aumento de las cercas vivas en m						
Cercas Vivas (CV)	1.1	5638		31573.3		25935.3**

\* La escala de puntos por PSA va de 0 a 2, el valor 0 representa usos sin potencial para la conservación y secuestro de carbono y valor de 2 indican el máximo potencial para conservación y secuestro de carbono (Murgueitio *et al.* 2003).

\*\* Aumento de metros lineales en cercas vivas muestreadas por técnicos del proyecto PES (metros de cercas vivas en 2004 menos metros de cercas vivas en 2003).

#### 4.2. Relación entre los cambios de usos de la tierra, variables socioeconómicas y los grupos definidos *a priori*

Los grupos definidos *a priori* tamaño de finca (grande, mediano y pequeño) y esquema de PSA (A, B y C), influyeron directa e indirectamente en los cambios de usos que los productores realizaron en las fincas ganaderas. Además estos cambios se vieron correlacionados por las características socioeconómicas de cada finca. Por esta razón, el análisis de componentes principales (ACP) permitió explorar en forma conjunta las relaciones y diferencias entre los grupos definidos *a priori* y las variables socioeconómicas evaluadas en este

estudio. El ACP se fraccionó según el tamaño de las fincas para diferenciar los cambios de usos de la tierra dentro de las fincas.

#### **4.2.1. Análisis en las fincas de tamaño grande (> 50 ha)**

En las fincas grandes el componente principal 1 (CP1) explica la variabilidad total de los cambios de usos y las demás variables en un 74.5% y el componente principal 2 (CP2) en 25.5%. Se observó que las fincas bajo el esquema B y C son similares en los cambios que realizaron en los usos de la tierra. Coincidieron en los cambios en pasturas degradadas, pasturas naturales y mejoradas sin árboles, y en las pasturas naturales baja densidad. Otra semejanza fue que la mayoría de los productores tenían en promedio más de 20 años de vivir en su finca. Este análisis mostró que existen diferencias entre los esquemas de PSA, debido a que los cambios de usos y las condiciones socioeconómicas difieren para cada esquema.

Las fincas del esquema B obtuvieron valores mayores que los grupos A y C, para la variable aumento de puntos por PSA y para los cambios de usos en las pasturas naturales con baja densidad de árboles, pasturas degradadas y en los tacotales. El grupo B fue el grupo con mayores cambios realizados. En cambio, las fincas del grupo C mostraron los valores más altos para las variables años de vivir en la finca, número de personas que viven en la finca, valor de la tierra (\$/ha), y los mayores valores de cambio reportados para el bosque secundario intervenido, pastura natural sin árboles y pasturas mejoradas sin árboles.

Contrario a lo que se esperaba, las fincas grandes bajo el esquema A (Control) también realizaron cambios de usos de la tierra. Este grupo estaba más asociado a los cambios en las pasturas naturales con alta densidad de árboles, y estas fincas mostraron los valores más altos de unidad animal y de capital fijo. Al comparar los cambios de usos de la tierra en los tres esquemas de PSA se observó que el grupo con mayor adopción de cambios de usos fue el esquema B, seguido del esquema C y A, lo que parece indicar que los PSA fueron una motivación al cambio que influyó una mayor adopción por parte de los productores bajo PSA.

Las variables que resultaron correlacionadas en forma positiva y significativa ( $p < 0.05$ ) entre sí fueron: aumento de puntos por PSA y las pasturas naturales baja densidad; capital fijo y las pasturas naturales alta densidad de árboles; carga animal y pasturas mejoradas alta densidad de árboles; unidad animal y pasturas naturales alta densidad de árboles; años en la finca y personas en la finca (formaron ángulos agudos  $< 90^\circ$  entre sí; Figura 5). Estas correlaciones indican que a medida que aumenta una variable también aumenta la otra.

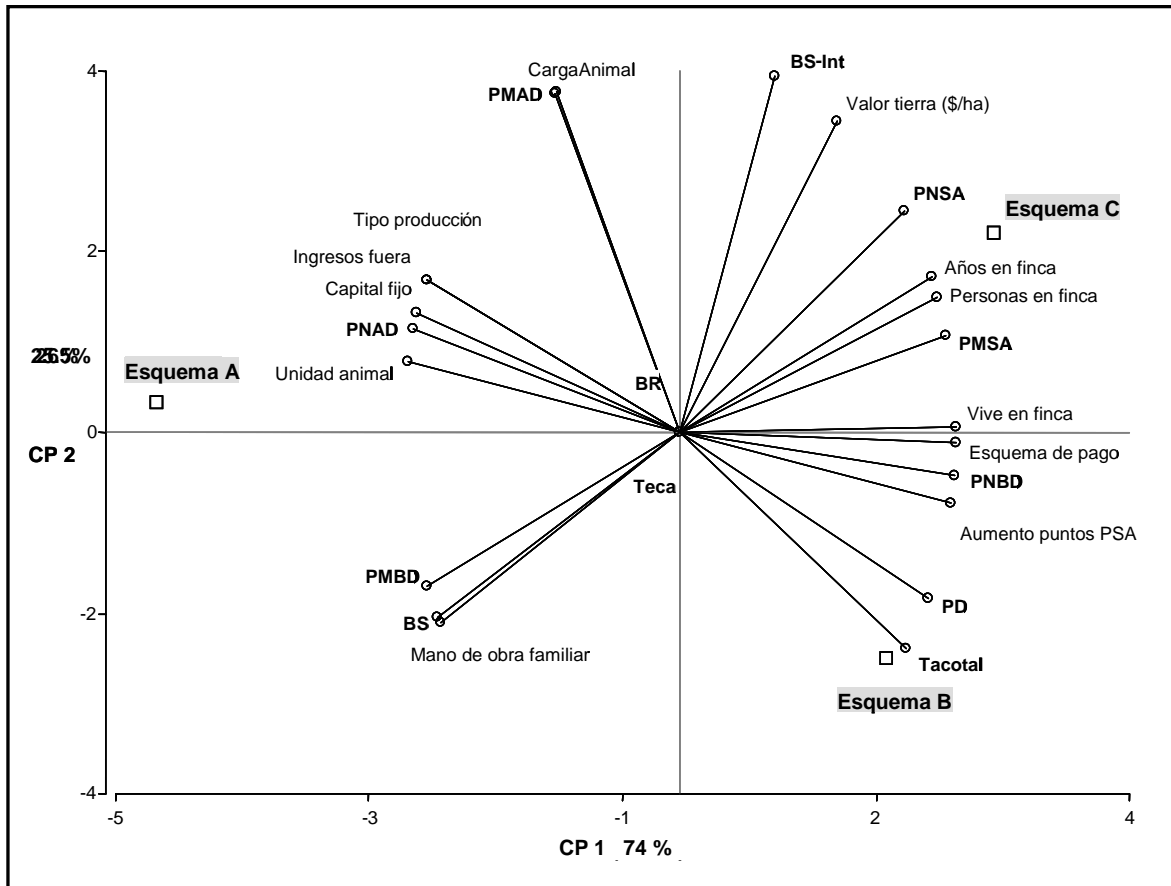


Figura 5. Análisis de componentes principales para los cambios de usos de la tierra, variables socioeconómicas (covariables) y esquemas de PSA (A = control, B = 4 años de pago y C = 2 años de pago), para las fincas de tamaño grande > 50 ha ( $n = 13$ ), en Esparza, Costa Rica (Las abreviaciones de los usos de la tierra se describen en el Cuadro 1).

Las variables que mostraron correlaciones negativas y significativas ( $p < 0.05$ ) entre sí fueron: tipo de producción y pasturas degradadas; unidad animal y pastura natural baja densidad, aumento de puntos y unidad animal; ingresos fuera de la finca y pasturas degradadas; años en la finca y las pasturas mejoradas baja densidad de árboles; personas en la finca y pasturas mejoradas baja densidad de árboles. Estas correlaciones indicaron que a medida que una variable aumentaba la otra disminuía. El ACP mostró a cada par de estas variables formando ángulos obtusos ( $> 90^\circ$ ) y con valores cercanos a  $180^\circ$ . Además se lograron identificar las correlaciones con cierto grado de significancia porque obtuvieron valores cercanos a  $p < 0.05$  (Cuadro 13).



Los usos de la tierra que parecieron no tener relación con las demás variables fueron los bosques riparios y las plantaciones de Teca. En la Figura 5 estos usos se observaron ubicados en el centro de los ejes cartesianos que es lo que indica la poca o ninguna relación con las demás variables. Este resultado puede explicarse debido a que solo el 1.4 % de las fincas tenía plantaciones y a que las áreas bajo bosques riparios (20 % del área total) no tuvieron cambios, ambos usos de la tierra después del PSA en 2004 mantuvieron constantes sus áreas. (Figura 5).

El área bajo bosques riparios (BR) fue diferente y significativa de acuerdo a los tamaños de finca (0.0380), y para cada esquema de PSA (0.0329). Además las covariables área de la finca (0.0513) y capital fijo (0.0339) tuvieron efectos sobre el cambio o permanencia de este uso de la tierra. La relación de estas variables implicó que las fincas más grandes tenían un mayor capital fijo que les permitía complementar con el pago de servicios ambientales los gastos de manejo de sus fincas y adoptar los cambios de usos de la tierra.

#### **4.2.3. Análisis en las fincas medianas (de 20 a 49.9 ha)**

El CP1 explica la variabilidad total en un 54.8 % y CP2 un 45.2 % entre los esquemas de PSA y las covariables en las fincas medianas. En la Figura 6 se observaron varias similitudes con las fincas grandes de acuerdo a los esquemas de PSA. Las fincas del esquema B mostraron los valores más altos para las variables aumento de puntos por PSA, pasturas mejoradas sin árboles, mayor número de productores con ingresos fuera de la finca y con área bajo bosques riparios. En cambio, las fincas del esquema C mostraron valores altos para las variables años de vivir en la finca, pastura natural baja densidad de árboles y pasturas mejoradas alta densidad de árboles. Para el esquema A no hubo diferencias entre las fincas medianas, pero se repiten las mismas asociaciones entre las covariables y los cambios de usos de la tierra que en las fincas grandes.

Las variables que mostraron fuertes correlaciones positivas y significativas ( $p < 0.05$ ) entre sí fueron: unidad animal y pasturas mejoradas baja densidad de árboles; carga animal y pasturas naturales baja densidad de árboles; ingresos fuera de la finca y bosques riparios; valor de la tierra (\$/ha) y bosque secundario intervenido; y presencia del productor en la finca y pasturas naturales alta densidad de árboles (cada par de variables formaron ángulos agudos y con valores cercanos a  $0^\circ$ ). Además se pudo observar variables con tendencia de correlación lineal positiva tales como valor de la tierra (\$/ha) y tipo de producción; capital fijo y unidad animal; tipo de producción y bosque secundario intervenido (todas las variables obtuvieron valores cercanos a  $p < 0.05$ ).

En cambio, las variables que mostraron fuertes correlaciones negativas y significativas ( $p < 0.05$ ) entre sí fueron: tacotales y pasturas naturales sin árboles; pasturas naturales sin árboles y pasturas mejoradas sin árboles; tipo de producción y pasturas naturales baja densidad; presencia del productor en la finca y pastura mejorada sin árboles; mano de obra familiar y pasturas mejoradas alta densidad; carga animal y tipo de producción; carga animal y valor de la tierra (\$/ha) (cada par de variables formaban ángulos obtusos entre sí).

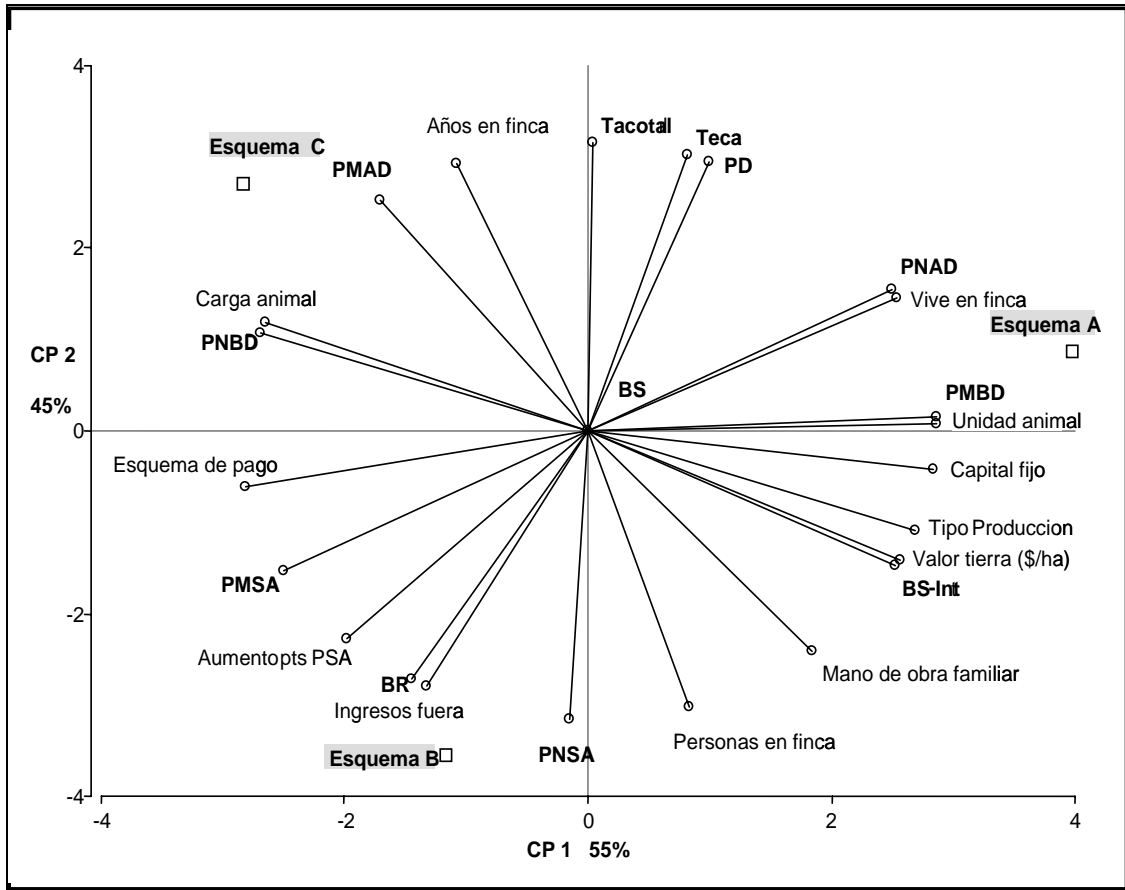


Figura 6. Análisis de componentes principales de los esquema de PSA, variables socioeconómicas y los cambios de usos de la tierra para las fincas medianas de 21 a 49.9 ha ( $n = 18$ ), en Esparza, Costa Rica (Las abreviaciones de los usos de la tierra se describen en el Cuadro 1).

En la Figura 6 se observó que la variable bosques secundarios se ubicó en el centro del gráfico sin asociación aparente con las demás variables, la razón es porque el área bajo bosques secundarios no se encontraba en las fincas medianas, en cambio los bosques secundarios intervenidos se encontró en el 38 % de los productores.

#### **4.2.3. Análisis en las fincas pequeñas (de 1 a 19.9 ha)**

El CP1 explica la variabilidad total de los esquemas de PSA, los cambios de usos y las variables socioeconómicas en un 79.3 % y el CP2 en un 20.7 % entre las fincas pequeñas. Los bosques secundarios se encontraron sin una asociación aparente con las demás variables, y esto se debe a que solo en una finca pequeña estaba presente esta categoría de uso (se ubicó al centro del gráfico), ya que la mayoría tenía la categoría de bosques secundarios intervenidos. Los esquemas de PSA (A, B y C) se encontraron con diferencias entre sí, y estaban asociados a las mismas covariables que sus grupos homólogos de las fincas grandes y medianas (Figura 7).

Las variables que mostraron fuertes correlaciones positivas y significativas ( $p < 0.05$ ) entre sí fueron: años en la finca y PMSA; ingresos fuera de la finca y PNBD; bosques secundarios intervenidos y PNBD; carga animal y plantación de Teca; mano de obra familiar y PD; unidad animal y PMAD; ingresos fuera de la finca y bosques secundarios intervenidos; aumento por puntos de PSA y presencia en la finca; unidad animal y capital fijo (cada par de variables formaron ángulos agudos y con valores cercanos a  $0^\circ$ ).

En cambio, las variables que mostraron fuertes correlaciones negativas y significativas ( $p < 0.05$ ) entre sí fueron: PNSA con PNBD y PMBD; PNAD y PMAD; PNAD y BR; aumento de puntos por PSA y PNBD; unidad animal y PNAD; capital fijo y PNAD; presencia del productor en la finca y PNBD; años en la finca y PMAD; unidad animal y años en la finca; presencia del productor en la finca e ingresos fuera de la finca; capital fijo y años en la finca (todas las variables formaban ángulos obtusos entre sí).

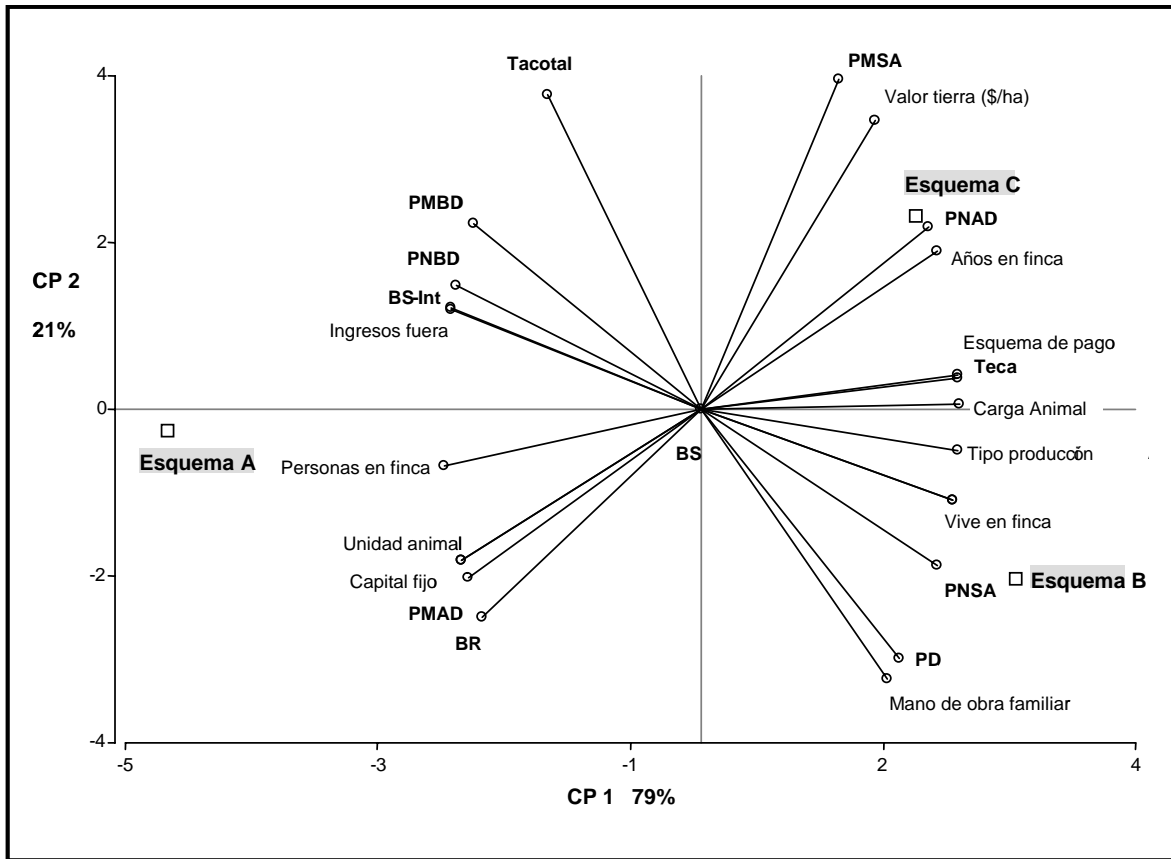


Figura 7. Análisis de componentes principales de los esquema de PSA, variables socioeconómicas y los cambios de usos de la tierra para las fincas pequeñas de 1 a 20.9 ha ( $n = 29$ ), en Esparza, Costa Rica. (Las abreviaciones de los usos de la tierra se describen en el Cuadro 1).

#### 4.2.4. Relación entre los esquemas de PSA y los tamaños de fincas

El ACP explicó el 58.7% de la variabilidad total entre los esquemas de PSA (A, B y C), el tipo de pago y los tamaños de finca. En las fincas pequeñas los esquemas B y C fueron muy semejantes, ambos grupos de fincas reportaron los valores más bajos en los cambios de usos de la tierra (recuadro i, Figura 5). Además, se observaron en el mismo cuadrante y bien agrupados a las fincas pequeñas (B y C) cercanas a las fincas bajo el esquema A o control. Este resultado indicó que en las fincas pequeñas los esquemas de PSA en general tuvieron la misma cantidad de cambios reportados, y que estos cambios tuvieron los valores de cambio más bajos comparados con las fincas medianas y grandes.

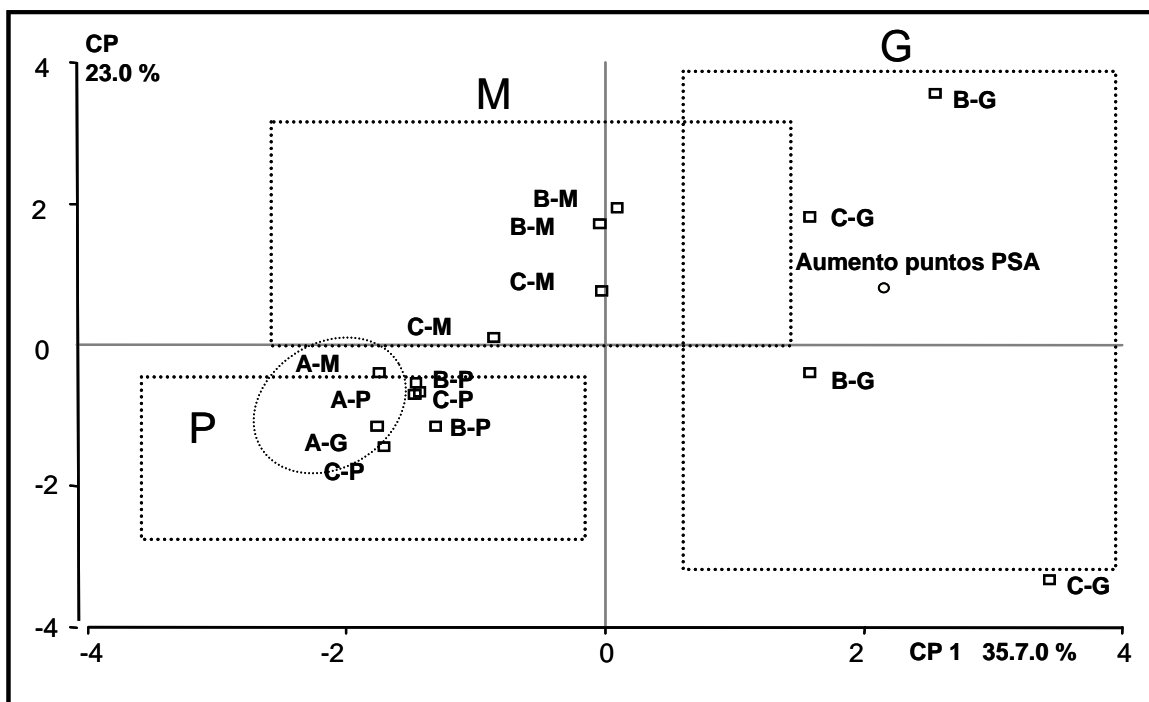


Figura 8. Análisis de componentes principales entre los esquemas de PSA y los tamaños de fincas. Claves: Fincas pequeñas bajo los esquemas B y C (P); Fincas medianas bajo los esquemas B y C (M); Fincas grandes bajo los esquemas B y C (G). El círculo muestra las fincas bajo el esquema A de tamaños grandes, medianas y pequeñas.

En el recuadro P se agruparon las fincas pequeñas que fueron las que obtuvieron los valores más bajos de cambios de usos de la tierra, o que no realizaron cambios de usos, como fue el caso del 6% de los productores dentro de la muestra. En este mismo recuadro se ubicaron a las fincas bajo el esquema A (grupo testigo o control), las cuales se agruparon cercanas entre sí, lo que indicó que dentro de este grupo el tipo de cambios y la proporción de cambios (en ha) de usos fueron semejantes (círculo, Figura 8).

En el recuadro M de la Figura 8 se observa como se agruparon las fincas medianas bajo los diversos esquemas de PSA (B1, B2, C1 y C2). Estas fincas fueron semejantes entre sí, y dentro de cada esquema B y C no se percibieron diferencias en el tipo de pago (1 y 2). Los cambios de usos más asociados al esquema B fueron PNBD, PNSA a PMAD y PMBD. Los cambios de usos más asociados al esquema C fueron de PNSA a PNBD y PMBD.

El recuadro G muestra como se agruparon las fincas grandes (Figura 8). Las fincas bajo el esquema B1-G mostraron diferencias al compararlos con los grupos B2-G, C1-G y C2-G, aunque el tipo de cambios de usos fueron semejantes la diferencia radicó en la cantidad de área transformada a otro uso de la tierra, y que fue mayor en los grupos B1. Los cambios de usos de la tierra más asociados a las fincas grandes fueron el cambio de pasturas degradadas a pasturas mejoradas ya sea con baja densidad o alta densidad de árboles. Este ACP evidenció que la principal diferencia en las fincas estaba determinada por el tamaño de la finca más que por su esquema de PSA (A, B y C) o esquema de pago (1 y 2) (Figura 8).

Los productores bajo el esquema B fueron los que cambiaron una mayor área de la finca con un promedio 7 ha, y un rango desde 0.9 a 28.5 ha. Los productores bajo el esquema C realizaron cambios en un promedio de 6 ha, rango desde 0 a 27 ha. Estos valores indicaron que los grupos B y C fueron similares en cuanto a la cantidad de cambios (en ha) que realizaron en las fincas, y además no se encontraron diferencias estadísticas entre ambos esquemas. Al comparar las fincas de acuerdo a su tamaño, el ACP indicó diferencias entre los esquemas de PSA. La principal diferencia consistió en la proporción de cambios realizados en las fincas tipo A, B y C.

Los cambios de usos de la tierra que realizó el grupo bajo el esquema A, fueron 5 ha en promedio del área de la finca, con un rango de 0 a 8 ha. Los principales cambios que realizó este grupo fueron la disminución de pasturas naturales con baja densidad de árboles, de pasturas degradadas y depasturas naturales alta densidad de árboles; y su cambio a pasturas mejoradas con baja densidad o a pasturas con alta densidad de árboles.

#### **4.3. Efecto de los esquemas de PSA y las variables socioeconómicas en los cambios de usos de la tierra**

De acuerdo a los cambios reportados durante 2003 y 2004, solo siete usos de la tierra (que representan el 53 % de los usos muestreados) resultaron con cambios significativos después de la aplicación del PSA, ya sea por una reducción o aumento relevante de su área (en ha). El análisis de varianza permitió observar diferencias entre los esquemas de PSA, los tamaños de finca y en la interacción de ambos (esquemas + tamaño de finca). En el cuadro 13 se resume este análisis y en cuáles usos de la tierra influyó cada grupo.

Los esquemas de PSA influenciaron cambios en cuatro usos de la tierra en las fincas ganaderas. Se aumentó el área para dos usos de la tierra ( $p < 0.05$ ), los cuales fueron: pasturas mejoradas baja densidad y pasturas mejoradas alta densidad. En cambio, disminuyó el área en forma significativa ( $p < 0.05$ ) para las pasturas naturales sin árboles y pasturas mejoradas sin árboles, estos datos coincidieron con los resultados obtenidos

en el análisis de componentes principales. Además favoreció la conservación de áreas bajo bosques riparios ya que durante la aplicación del primer PSA se promovió que este uso de la tierra se mantuviera constante.

Los tamaños de fincas (G, M y P) y esquemas de PSA (A, B y C) influenciaron los cambios realizados en cuatro usos de la tierra. De acuerdo al tamaño de finca se aumentó el área para los bosques riparios, pero disminuyó el área para las pasturas mejoradas sin árboles, pasturas naturales alta densidad de árboles y pasturas naturales sin árboles (Cuadro 11). Cuando ambos factores resultaron sin interacción estadísticamente significativa, se puede decir que ambos grupos eran independientes uno del otro.

La interacción de los grupos (esquemas de PSA y tamaños de fincas) tuvo efectos significativos para seis usos de la tierra (Cuadro 12). Disminuyó el área bajo los bosques secundarios intervenidos, pasturas degradadas, pasturas naturales sin árboles y pasturas mejoradas sin árboles. En cambio, aumentaron para las pasturas mejoradas baja densidad de árboles y pasturas mejoradas alta densidad de árboles. Sin embargo, los cambios reportados para los 13 usos de la tierra evaluados no pueden ser atribuidos exclusivamente por efecto de la aplicación del PSA en las fincas, sino que son una consecuencia de la combinación de las condiciones particulares que imperan en las fincas ganaderas. Esto se evidencia porque en los análisis estadísticos diversas variables socioeconómicas se observaron con efecto significativo y fuertemente correlacionadas a los cambios de usos de la tierra que se dieron en las fincas (Cuadro 11).

Según el análisis de varianza, al menos 7 variables socioeconómicas de las 11 evaluadas resultaron con efectos significativos en al menos un uso de la tierra, estas fueron: aumento de puntos (Apuntos), años de vivir en la finca (AFF), capital fijo de las fincas (CF), carga animal (CA), costo no incurrido de la de mano de obra familiar (MOF), tipo de producción (TP) e ingreso fuera de la finca (IFF) (Cuadro 11). El aumento de puntos por PSA influyó en los cambios de tres usos de la tierra: bosques secundarios, pasturas degradadas y pasturas mejoradas alta densidad. Este resultado demuestra que el PSA fue un incentivo importante que motivó los cambios principalmente hacia estos tres usos de la tierra, y que el efecto de esta covariable varió para los esquemas B y C, así como para cada tamaño de finca evaluado.

Cuadro 11. Resultados del análisis de varianza de los cambios de usos en área (ha), entre los esquema de PSA (A, B y C), los tamaños de las fincas (grande, mediano y grande), y entre la interacción de estos grupos. En este cuadro solo se incluyeron las covariables que resultaron significativas para cada uso de la tierra.

Cambio en el uso de la tierra (en ha)	Esquemas PSA (A,B,C)	Tamaño de finca (G, M, P)	Interacción (Esquema x tamaño)	Covariables significativas (p)
Bosque ripario (BR)	<b>0.0329*</b> <b>F (3.69)</b>	<b>0.0380*</b> <b>F (3.53)</b>	0.0724	Capital fijo (0.0339), F (4.79)
Bosque secundario (BS)	0.0966	0.1500	0.4527	Aumento puntos PSA ( 0.0150), F (6.40)
Bosque secundario intervenido (BS-Int)	0.4145	0.4145	<b>0.0083*</b> <b>F (3.90)</b>	Tipo de producción (0.0170), F (6.14) Unidad animal (0.0085), F (7.55) Personas en la finca (0.0246), F (5.40)
Plantación de Teca (Teca)	0.9184	0.3874	0.9559	-
Pastura degradada (PD)**	0.3026	0.6628	<b>0.0026*</b> <b>F (4.80)</b>	Aumento puntos PSA (0.0001), F (19.18) Unidad animal (0.0103), F (7.17) Mano de obra familiar (0.0269), F (5.22)
Pastura mejorada baja densidad de árboles (PMBD)	<b>0.0021*</b> <b>F (7.06)</b>	0.2404	<b>0.0228*</b> <b>F (3.14)</b>	Capital fijo (0.0201), F (5.79)
Pastura mejorada alta densidad de árboles (PMAD)	<b>0.0104*</b> <b>F (5.05)</b>	0.6637	<b>0.0109*</b> <b>F (3.69)</b>	Aumento puntos PSA (0.0003), F (15.63) Tipo de producción (0.0083), F (7.61)
Pastura mejorada sin árboles (PMSA)	<b>0.0026*</b> <b>F (6.74)</b>	<b>0.0420*</b> <b>F (3.38)</b>	0.0543† F (2.50)	Área de la finca (0.0029) F (9.78)
Pastura natural alta densidad de árboles (PNAD)	0.8757	<b>0.0481*</b> <b>F (3.24)</b>	0.0845	Tipo de Producción (0.0328), F (4.85)
Pastura natural baja densidad de árboles (PNBD)	0.8687	0.0648	0.8379	Años en la finca (0.0330), F (4.85)
Pastura natural sin árboles (PNSA)	0.0552† F (3.09)	<b>0.0405*</b> <b>F (3.45)</b>	<b>0.0139*</b> <b>F (3.52)</b>	-
Bosque secundario sucesión temprana o joven (TACOTAL)	0.2054	0.0584† F (3.02)	0.4862	Área de la finca (0.0485), F (4.10)

\* Significativo estadísticamente,  $p < 0.05$

\*\* Pasturas degradadas incluye pasturas degradadas sin árboles y con árboles.



† Se observa una leve tendencia a ser significativo.

Cuadro 12. Medias de las diferencias de cambios de usos de la tierra (en ha) que resultaron con diferencias significativas entre los tratamientos evaluados (grupo PSA x tamaño de finca), en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica.

Tratamiento	Grupos evaluado		Muestra n	Usos de la tierra					
	Esquemas de PSA	Tamaño de finca		BS-Int	PD	PMAD	PMSA	PMBD	PNSA
1	Control (A)	Pequeño	6	0.02 ab	4.16 a	-2.47 bc	0.72 cd	0.93 bc	-0.45 b
2	Control (A)	Mediano	3	0.75 b	6.39 a	-5.22 ab	-1.43 a	2.25 c	-3.09 b
3	Control (A)	Grande	3	0.34 ab	5.63 a	-9.01 a	-4.85 b	16.22 d	-12.44 a
4	PSA 4 años (B)	Pequeño	14	0.47 b	5.89 a	-3.25 b	0.74 d	-0.53 bc	-2.29 b
5	PSA 4 años (B)	Mediano	9	-0.04 ab	-0.04 b	-3.24 b	0.56 cd	-4.71 b	4.90 c
6	PSA 4 años (B)	Grande	7	-1.02 a	4.14 a	3.20 b	-0.60 bc	-3.79 b	-3.54 b
7	PSA 2 años (C)	Pequeño	10	0.45 b	4.67 a	-3.90 b	1.04 d	-0.23 bc	-1.44 b
8	PSA 2 años (C)	Mediano	4	-0.86 a	5.66 a	0.32 c	0.13 bcd	-4.84 b	-0.74 b
9	PSA 2 años (C)	Grande	4	0.68 b	3.01 ab	0.10 c	0.73 cd	-11.66 a	-1.46 b

Letras distintas indican diferencias significativas entre los tratamientos para cada uso de la tierra ( $p \leq 0.05$ ), las letras deben leerse en forma vertical. Claves: BS-Int (Bosque secundario intervenido); PD (Pasturas degradadas); PMAD (Pasturas mejoradas alta densidad de árboles); PMAD (Pasturas mejoradas alta densidad de árboles); PMSA (Pasturas mejoradas sin árboles); PMBD (Pasturas mejoradas baja densidad de árboles); PNSA (Pastura natural sin árboles).

#### 4.3.1. Análisis de correlaciones mediante la prueba de Pearson

El análisis de correlación con la prueba de Pearson indicó que los usos de la tierra bosques riparios y bosques secundarios intervenidos tuvieron una correlación baja y negativa (por ejemplo cuando aumenta en área un uso de la tierra disminuye el otro). Esto puede atribuirse a que en 2004 un porcentaje bajo del área de bosques riparios fue cambiada a la categoría de bosques secundarios. Similares correlaciones se encontraron con relación a los resultados del ACP y el ANDEVA.

Las correlaciones de Pearson sirvieron para verificar los cambios de usos de la tierra que se presentaron en 2003-2004. Si la correlación entre los usos de la tierra fue significativa y negativa, indica que el aumento en área de un uso de la tierra desplazó al otro. Si la relación fue baja pero positiva, esto significa que los cambios en estos usos de la tierra no dependen entre sí ni que un uso desplaza al otro sino que ambos usos de la tierra aumentaron en área en el año 2004 (Cuadro 13).

Cuadro 13. Correlaciones del índice de Pearson (coeficientes/ probabilidades) para los cambios de usos reportados en las fincas ganaderas una vez iniciado el PSA, en Esparza, Costa Rica.

USOS Coe/Prob	BR	BS	BS-Int	Teca	PD	PMBD	PMAD	PMSA	PNAD	PNBD	PNSA	Tacotal
BR	1	0.84	<b>0.0022</b>	0.31	0.08	<b>0.02</b>	0.31	0.66	0.25	0.92	1.50	0.48
BS	0.03	1	<b>0.03</b>	0.88	<b>0.02</b>	0.08	0.27	<b>0.02</b>	<b>0.0029</b>	0.28	0.56	<b>2.60E-10</b>
BS-Int	-0.39	-0.29	1	0.55	0.14	0.87	0.44	<b>0.04</b>	<b>0.0012</b>	<b>0.04</b>	0.1	<b>0.02</b>
Teca	0.13	0.02	-0.08	1	0.76	0.62	0.19	0.82	0.9	0.58	0.49	0.9
PD	-0.23	-0.29	0.19	-0.04	1	0.38	<b>0.001</b>	0.06	0.48	0.97	<b>1.20E-03</b>	0.14
PMBD	-0.3	0.23	0.02	0.07	-0.11	1	0.89	<b>0.04</b>	0.64	<b>4.30E-10</b>	0.1	0.25
PMAD	0.13	-0.14	-0.1	0.17	-0.39	0.02	1	0.15	<b>0.02</b>	0.23	0.27	0.33
PMSA	0.06	-0.3	0.26	0.03	0.24	-0.27	-0.19	1	0.68	0.74	0.78	0.51
PNAD	-0.15	0.38	0.41	-0.02	-0.09	0.06	-0.31	0.05	1	0.17	<b>0.02</b>	<b>2.00E-07</b>
PNBD	0.01	-0.14	-0.27	-0.07	-4.20E-03	-0.7	-0.16	-0.04	-0.18	1	0.19	<b>0.01</b>
PNSA	0.53	-0.08	-0.22	-0.09	-0.41	-0.21	0.14	-0.04	-0.29	-0.17	1	0.64
Tacotal	-0.09	-0.71	-0.29	-0.02	0.19	-0.15	0.13	0.09	-0.61	0.34	0.06	1

- Coe: Coeficientes de Pearson (el signo de los valores indica el tipo de correlación, positiva o negativa)

- Prob: Probabilidad (números en negrita son los que resultaron significativos estadísticamente,  $p < 0.05$ )

Claves de usos: BR (Bosque ripario); BS (Bosque secundario); BS-Int (Bosque secundario intervenido); Teca (Plantación de Teca); PD (Pastura degradada); PMBD (Pastura mejorada baja densidad de árboles); PMAD (Pastura mejorada alta densidad de árboles); PMSA (Pastura mejorada sin árboles); PNAD (Pastura natural alta densidad de árboles); PNBD (Pastura natural baja densidad de árboles); PNSA (Pastura natural sin árboles); Tacotal (Bosque secundario en primera sucesión).

Las relaciones entre los usos de la tierra BS y PNAD, BS-Int y PMSA, BS-Int y PNAD, Tacotal y PNBD resultaron ser correlaciones fuertemente positivas, ya que presentaron coeficientes positivos y una probabilidad significativa ( $p < 0.05$ ), esto significaba que ambos usos de la tierra correlacionados aumentaron en área simultáneamente. En cambio, los usos de la tierra BS y PD, BS y BS-Int, BS y Tacotal, BS y PMSA, BS-Int y Tacotal, BR y PMBD, PNBD y PMBD, PD y PMAD, PD y PNSA presentaron correlaciones fuertemente negativas, dadas por valores de coeficientes negativos y probabilidad significativa ( $p < 0.05$ ). Estas correlaciones implicaban que si aumentaba en área un uso de la tierra disminuía el área bajo el otro uso de la tierra correlacionado. En general la mayoría de estas correlaciones también fueron encontradas en el análisis de componentes principales.

#### 4.3. Caracterización de la estructura, composición y nivel de conectividad de las fincas ganaderas en 2003 y 2004

El paisaje del “Escenario Línea Base” (año 2003) se caracterizó por tener 29 tipos de usos de la tierra, un promedio de 17 parches por finca ( $\pm 1.35$ ), la densidad de parches promedio fue 68.25 parches por cada 100 ha ( $\pm 5.15$ ), el índice de contraste de bordes fue de 217.94 m ( $\pm 7.93$ ), el índice de la riqueza relativa de

parches fue de 35.90 % ( $\pm 3.10$ ) y el índice de Shannon fue de 1.48 ( $\pm 0.04$ ). Luego de la aplicación de PSA, los productores empezaron a hacer cambios en sus fincas, muchos adoptaron nuevas prácticas de manejo y otros decidieron transformar las pasturas degradadas y naturales a pasturas mejoradas, producto de esos cambios es que fue posible encontrar algunas diferencias en las métricas del paisaje de las fincas ganaderas.

El “Escenario después del PSA” (año 2004) se caracterizó por tener un menor número de parches por finca ( $15.45 \pm 1.22$  parches/finca), con mayor tamaño de parches y con mayor dominancia de parches de una misma clase en comparación con el escenario Línea base. En 2004 los usos de la tierra se redujeron a 27, la densidad de parches promedio era de 62.51 parches por cada 100 ha ( $\pm 5.10$ ), el porcentaje del área ocupada por el parche más grande fue de 34.2 %, el índice de contraste de bordes disminuyó 27 m ( $190.88 \text{ m} \pm 6.74$  por finca), el índice de la riqueza relativa de parches fue de 30.06 % ( $\pm 2.64$ ), y el índice de Shannon fue de 1.31 ( $\pm 0.04$ ).

Sin embargo, en cuanto a la forma ambos escenarios son muy similares. Los parches en ambos escenarios (2003 y 2004) tienen formas alargadas, y los parches grandes de la misma clase tienden a estar contiguos en el paisaje. Estos valores indicaron que las variaciones o cambios en ambos escenarios estuvieron relacionados más con la estructura y composición de los elementos del paisaje que con la forma y configuración de los elementos como los parches y las clases de usos de la tierra (Cuadro 14).

La principal diferencia entre 2003 y 2004 está relacionada al contraste de clases en el paisaje, debido a que los cambios de usos después del PSA favorecieron cambios hacia un menor contraste de bordes entre los parches y clases de usos de la tierra, esto se reflejó en los índices CWED y TECI (ambas son métricas de contraste de borde en el paisaje).

También se encontraron diferencias en los arreglos espaciales de los parches y de las clases de usos de la tierra al comparar los escenarios en 2003 y 2004. Los índices de número, densidad y riqueza relativa de parches disminuyeron después de los primeros cambios de usos realizados por los productores. Por el contrario, los valores de los índices del parche mayor, de forma, de contagio y porcentaje de adyacencia aumentaron en el año 2004. También se observaron cambios en la heterogeneidad de las fincas como lo muestra la disminución de varios índices de paisajes, tales como índice de Shannon, índice de Interspersión y Yuxtaposición, así como de los índices relacionados con el contraste de borde a nivel de clases (ECON y TECI) (Cuadro 14).

Cuadro 14. Valores promedios de los índices de paisaje para el escenario Línea Base en 2003 y para el año 2004 en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica (La separación de medias se presenta en el cuadro donde se comparan los índices para todos los escenarios).

Índices de Paisaje <i>n</i> = 60	Unidad de medida	2003			2004		
		Media	E.E.	CV	Media	E.E.	CV
Número de Parches (NP)	#	16.97	1.35	61.71	15.45	1.22	61.41
Densidad de parches (PD)	#/100 ha	68.25	5.15	58.40	62.51	5.10	63.17
Índice de parche mayor LPI	%	31.09	1.68	41.73	34.20	1.93	43.81
Índice de forma (LSI)	adimensional	4.06	0.15	28.62	3.97	0.15	29.04
Índice de forma (SHAPE)	adimensional	1.76	0.03	11.08	1.79	0.03	11.62
Índice fractal (FRAC)	radio	1.11	0.00	1.50	1.12	0.00	1.61
Índice circunscrito (CIRCLE)	adimensional	0.61	0.01	6.52	0.61	0.01	7.52
Índice de contigüidad (CONTIG)	%	0.93	0.01	7.02	0.93	0.01	6.93
Índice de contraste por pesos (CWED)	m/ha	217.94	7.93	28.18	190.88	6.74	27.35
Índice de contraste total de borde (TECI)	%	64.65	1.46	17.46	58.01	1.13	15.15
Índice de Contraste de borde (EDCON)	%	71.09	1.02	11.09	62.35	0.85	10.59
Índice de Contagio (CONTAG)	%	66.06	0.73	8.51	68.78	0.80	8.98
Porcentaje de adyacencia (PLADJ)	%	98.75	0.04	0.32	98.79	0.04	0.31
Índice de Interspersión y Yuxtaposición (IJI)	%	59.52	1.02	13.28	51.32	1.38	20.79
MESH	ha	5.76	0.66	88.52	6.38	0.66	80.35
Densidad relativa de parches (PRD)	%	35.90	3.10	66.80	30.06	2.64	68.02
Índice de Shannon (SHDI)	radio	1.48	0.04	21.11	1.31	0.04	24.20

#### 4.3.1. Diferencias entre los escenarios de acuerdo a los índices de paisaje

El análisis discriminante canónico (ADC) encontró diferencias entre los tratamientos (esquema de PSA x tamaño de finca) y entre el factor tamaño de finca (grande, mediano y pequeño) en todos los escenarios evaluados. La correlación de los índices de paisaje no demostró diferencias entre los esquemas de PSA en los escenarios “Línea Base” y “Después del PSA”. La validez estadística de este análisis fue comprobado por los valores de la probabilidad  $p < 0.05$  en las pruebas Wilks' Lambda, Hotelling-Lawley Trace, Roy's Greatest Root y Pillai's Trace.

#### **4.3.1.1. Escenario Línea Base (año 2003)**

En el escenario “Línea Base” (año 2003), la variabilidad total entre los tratamientos fue explicada por las correlaciones de los 2 ejes canónicos principales (Can1 y 2) en un 85.18 %. Los índices de paisaje que más diferenciaron a los tratamientos fueron Índice de forma del paisaje (LSI), el Índice del tamaño efectivo de malla o red (MESH), densidad de parches (PD), porcentaje de adyacencia (PLADJ), número de parches (NP), densidad de parches (PD), riqueza relativa de parches (PRD) y el Índice de Shannon (SHDI) (Cuadro 15).

La Can1 explicó la variabilidad total en un 71%, los índices LSI, NP, PLADJ y MESH se correlacionaron en forma positiva, lo que indica que a medida que se aumentan los valores de uno de estos índices, aumentan los de los demás en forma proporcional. Se observaron tres grupos bien definidos: 1) Los tratamientos 7, 4 y 1, los cuales estaban conformados por las fincas pequeñas de los esquemas A, B y C. 2) Los tratamientos 8, 5 y 2 se conformaron por las fincas medianas de los grupos A, B y C, y 3) Los tratamientos 9, 6 y 3 que estaban conformados por las fincas grandes de los grupos A, B y C (Figura 9).

No se encontraron diferencias a nivel de esquema de PSA, las pruebas y estadísticos fueron mayores a 0.05, pero en este escenario se encontró efecto del tamaño de las fincas. Los índices que más diferenciaron a las fincas fueron NP, PD, LSI, CWED y MESH. A nivel de clases los usos que diferenciaron más las fincas fueron pasturas naturales baja densidad y bosque secundario intervenido, los índices de clases que aportaron a estas diferencias con mayor peso fueron PLAND y CWED.

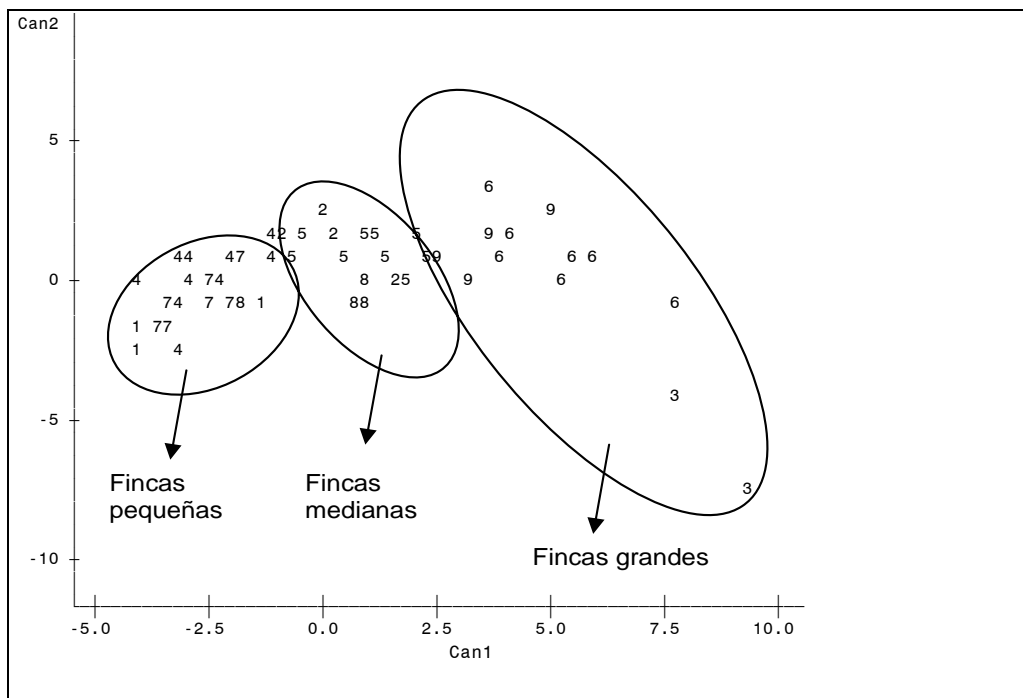


Figura 9. Distribución de las fincas en los escenarios “Línea Base” (año 2003), “Después del PSA” (año 2004), considerando los tratamientos (tamaño de las fincas x esquema de PSA) según las diferencias entre los índices de paisajes en Esparza, Costa Rica. Claves: Esquema A = 1, 2 y 3; Esquema B = 4, 5 y 6; Esquema C = 7,8 y 9.

En la Figura 9, se observan agrupadas las fincas de acuerdo a su tamaño, lo que indicó que el área de la finca es una característica determinante de las diferencias o semejanzas entre los índices de paisajes. Los valores totales de los índices por tamaño de finca mostraron que las fincas grandes tenían valores de LSI, NP, PD, CWED y MESH mayores a las fincas medianas y pequeñas; con valores de NP promedio de 27, el rango fue de 11 a 63 parches, superior a las fincas medianas que tuvieron en promedio 18, con un rango de 10 y 33 parches. En cambio las fincas pequeñas obtuvieron 11 parches en promedio y rangos de 6 y 20 parches/finca. Estas diferencias en el número de parches se mantienen al observar los valores de la densidad relativa de parches.

Cuadro 15. Resumen de los análisis de tipo discriminante canónico realizados para los cinco escenarios de cambios de usos (2 escenarios reales y 3 escenarios de simulación), evaluando en forma independiente los grupos: tratamientos, esquema de PSA y tamaños de las fincas en Esparza, Costa Rica.

Componentes Discriminante Canónico		Escenarios de Paisaje				
Variables/ Factores	Estadísticos/ Elementos del análisis	“Línea Base” año 2003	“Después del primer PSA” año 2004	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
Tratamientos	WL	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	PT	0.0003	0.0008	<.0001	<.0001	<.0001
	HT	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	TRGR *	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	Eingenvalor acumulado **	1: 71 % 2: 85 %	1: 74 % 2: 85 %	1: 62 % 2: 75 % 3: 84 %	1: 59 % 2: 74 % 3: 85 %	1: 70 % 2: 82 %
	Likelihood Ratio ***	1: < 0.0001 2: 0.0370	1: < 0.0001	1: < 0.0001 2: 0.0005 3: 0.0279	1: < 0.0001 2: < 0.0001 3: 0.0060	1: < 0.0001 2: 0.0022
	Índices de paisaje con mayor peso	LSI, MESH PD, PLADJ NP, PRD SHDI	LSI, MESH PD, NP PRD, SHDI	LSI, MESH PD, CWED NP, PRD SHAPE CONTAG SHDI, FRAC	LSI, MESH PD, CWED NP, PRD SHAPE PLADJ SHDI, FRAC	LSI, MESH PD, NP CWED, IJI PLADJ, SHDI
Esquema de PSA	WL	0.7280	0.9499	0.3133	0.0632	0.0153
	PT	0.7190	0.9433	0.3884	0.1464	0.0438
	HT	0.7305	0.9523	0.2532	0.0283	0.0062
	TRGR*	0.3379	0.7448	0.0262	0.0011	0.0003
	Eingenvalor acumulado **	NS	NS	NS	NS	1: 86 %
	Likelihood Ratio ***	NS	NS	NS	NS	1: 0.0153
	Índices de paisaje con mayor peso	NS	NS	NS	NS	CWED, FRAC TECI
Tamaño de fincas	WL	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	PT	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	HT	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	TRGR*	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001	<.0001
	Eingenvalor acumulado **	1: 95 %	1: 93 %	1: 90 %	1: 91 %	1: 94 %
	Likelihood Ratio ***	1: < 0.001	1: < 0.001	1: < 0.001 2: 0.0389	1: < 0.001	1: < 0.001
	Índices de paisaje con mayor peso	LSI, NP PD, CWED MESH	CWED LSI, NP	NP, PD MESH, PRD	CWED LSI, NP	LSI, MESH IJI, CWED

\* Pruebas estadísticas: WLP = Wilks' Lambda, PT = Pillai's Trace, HT = Hotelling-Lawley, TRGR = Trace y Roy's Greatest Root, son significativas si  $p < 0.05$ .

\*\* Eingenvalor acumulado brinda información (en porcentaje) de la explicación que brindan los ejes canónicos para la variabilidad de los datos.

\*\*\* Indica el número de ejes canónicos que fueron significativos y brinda el valor de la significancia, si el valor es  $< 0.05$  el eje canónico resulta estadísticamente significativo. NS = no significativo.

#### 4.3.1.3. Escenario después de la primera aplicación de PSA (año 2004)

Se encontraron diferencias en algunas métricas de composición entre los tratamientos (esquema de PSA x tamaño de finca). La canónica 1 (CAN1) explica la variabilidad total en un 74.3 %. Los índices de paisaje que más diferenciaron a los tratamientos fueron Índice de forma del paisaje (LSI), número de parches (NP), densidad de parches (PD), riqueza relativa de parches (PRD) y el Índice de Shannon (SHDI) (Cuadro 15).

Las correlaciones positivas fueron entre los índices LSI y MESH, lo que indicó que a medida que se aumentaba la forma aumenta la red efectiva de conexiones en el paisaje, ya que aumentaban en forma proporcional. Las correlaciones negativas se presentaron entre NP y CWED lo que indicó que a medida que se aumenta el número de parches de una misma clase el contraste bajaba. En la Figura 13 se presenta la distribución de los tratamientos según los índices, se observaron tres grupos; en este escenario se pudo observar que los tratamientos están más separados entre sí aunque mantienen una agrupación muy similar al escenario Línea Base.

No se encontraron diferencias al comparar las fincas solo con el factor esquema de PSA, las pruebas y estadísticos realizados fueron mayores a  $< 0.05$ . Se encontró efecto del tamaño de las fincas, la CP1 explica las diferencias entre las fincas en un 93%. Los índices que más diferenciaron a las fincas fueron NP, CWED y LSI. Las correlaciones entre estos índices indicaron que a medida que aumenta el número de parches (NP) y el contraste (CWED), disminuye el nivel de agregación y por ende el de la forma LSI.

La Figura 9 muestra la distribución que tuvieron los tratamientos (igual al escenario 2003) y se observaron separados de acuerdo a su tamaño, lo que indicó que el tamaño de la finca es una característica determinante de las diferencias o semejanzas entre los índices de paisajes. El grupo de las fincas grandes sobresalió por tener valores de NP, CWED y PRD mayores a las fincas medianas y pequeñas; con valores de NP promedio de 25, el rango fue de 10 a 57 parches, superior a las fincas medianas que tuvieron en promedio 16, con un rango de 7 y 32 parches. En cambio las fincas pequeñas obtuvieron 10 parches en promedio y rangos de 5 y 20. Estas diferencias en el número de parches se mantienen al observar los valores de la densidad de la riqueza de parches.

#### **4.4. Escenarios de simulación con diferentes niveles de cambios de usos de la tierra**



#### 4.4.1 Escenario de simulación 1

En este escenario de simulación se encontraron diferencias principalmente en las métricas de composición y estructura entre los tratamientos (esquema de PSA x tamaño de finca). Las tres primeras componentes principales explican la variabilidad total en un 84.5%. Los índices de paisaje que más diferenciaron a los tratamientos fueron: Índice de forma del paisaje (LSI), número de parches (NP), densidad de parches (PD), riqueza relativa de parches (PRD), índice de contraste por pesos (CWED), índice de tamaño efectivo de la red (MESH), índice de forma (SHAPE), índice de contagio (CONTAG), índice fractal (FRACTAL) y el Índice de Shannon (SHDI; Cuadro 16).

Las correlaciones positivas fueron entre los índices LSI y MESH; NP, PRD y CWED; lo que indicó que a medida que se aumentaban los valores de uno de estos índices, aumentaba el otro en forma proporcional. Las correlaciones negativas se presentaron entre LSI, MESH y CWED; SHDI, CONTAG y SHAPE entre sí son directamente proporcionales pero tienen una correlación negativa con FRACTAL. La distribución de los tratamientos según los índices fue similar a los escenarios anteriores (tres grupos según los tamaños). En este escenario se pudo observar que los tratamientos están distribuidos en forma muy similar al escenario Línea Base.

En este escenario los tratamientos se graficaron considerando tres ejes principales (tres dimensiones) que corresponden a las componentes principales que resultaron significativos. No se encontraron diferencias al comparar las fincas solo por el esquema de PSA, las pruebas y estadísticos calculados fueron mayores a 0.05.

Se encontraron diferencias en las métricas de composición, estructura y conectividad entre los tamaños de las fincas. Las canónicas 1 y 2 explican variabilidad total en un 90%. Los índices que más diferenciaron a las fincas fueron NP, PD, MESH y PRD. Las correlaciones entre estos índices fueron positivas y proporcionales entre NP y MESH, en cambio las correlaciones negativas eran entre PD y NP, PD y MESH, PRD y NP, PRD y MESH. Estas relaciones indicaron que a medida que aumenta el número de parches (NP) y la red efectiva (MESH), disminuye la densidad de parches y la densidad relativa de parches (Figura 9).

#### **4.4.2. Escenarios de simulación 2**

Se encontraron diferencias en las métricas de composición y estructura entre los tratamientos (esquema de PSA x tamaño de finca). Las tres primeras componentes canónicas explican la variabilidad total en un 85.3 %. Los índices de paisaje que más diferenciaron a los tratamientos fueron Índice de forma del paisaje (LSI), número de parches (NP), densidad de parches (PD), riqueza relativa de parches (PRD), índice de tamaño efectivo de la red (MESH), índice de forma (SHAPE), índice de contraste por pesos (CWED), índice de porcentaje de adyacencia (PLADJ), índice fractal (FRACTAL) y el Índice de Shannon (SHDI; Cuadro 16).

Las correlaciones positivas fueron entre los índices LSI y MESH, NP, PRD y CWED, PLADJ y CWED estas correlaciones indicaron que a medida que se aumentaban los valores de uno de estos índices, aumentaba el otro en forma proporcional.; las correlaciones negativas fueron entre CWED y LSI, CWED y MESH, PRD y SHDI, SHAPE y FRAC, PLADJ y FRAC. Las correlaciones negativas indicaron relaciones inversamente proporcionales entre los índices, a medida que se aumenta el valor de uno de los índices el otro baja y viceversa. En la Figura 9 se presenta la distribución de los tratamientos según los índices y también se observaron tres grupos; en este escenario se pudo observar que los tratamientos están más agrupados entre sí aunque mantienen un orden muy similar al escenario Línea Base. No se encontraron diferencias al comparar las fincas solo con el factor esquema de PSA debido a que las pruebas y estadísticos realizados fueron mayores a  $< 0.05$ .

Se encontraron diferencias en las métricas de composición y estructura entre los tamaños de las fincas. La CAN1 explica la variabilidad total en 91.9%. Los índices que más diferenciaron a las fincas fueron CWED LSI, NP. Las correlaciones entre estos índices indicaron que a medida que aumenta el número de parches (NP) y el contraste (CWED), disminuye el nivel de agregación y la forma alargada (LSI) en las fincas.

#### **4.4.3. Escenario de simulación 3**

Se encontraron diferencias en las métricas de composición, estructura y conectividad entre los tratamientos (esquema de PSA x tamaño de finca), la CAN 1 y 2 explican la variabilidad total en un 82.4 %. Los índices de paisaje que más diferenciaron a los tratamientos fueron LSI, PD, CWED, EDCON, MESH, SHIDI, PLADJ e IJI (Cuadro 16). El escenario 3 se caracterizó por tener un promedio de 33.12 parches por finca ( $\pm 3.30$ ), la densidad de parches promedio fue 122.97 parches por 100 ha ( $\pm 9.85$ ), el índice de contraste de bordes fue de 273.54 m ( $\pm 10.61$ ), el índice de la riqueza relativa de parches fue de 45.07 ( $\pm 3.98$ ) y el índice de Shannon fue de 1.60 ( $\pm 0.04$ ).

Las correlaciones positivas fueron entre los índices PD, LSI, PLADJ, IJI y MESH; NP y CWED, lo que indicó que a medida que se aumentaban los valores de uno de estos índices, aumentaba el otro en forma proporcional. Las correlaciones negativas se presentaron entre NP y los índices de PD, LSI, PLADJ, IJI y MESH; también CWED era inversamente proporcional a LSI, PLADJ, IJI, ECON y MESH; SHDI con CWED, LSI y PLADJ. Estas correlaciones negativas indicaron que a medida que se aumenta el valor de NP o CWED, el valor de los demás índices disminuye. En la Figura 9 se presenta la distribución de los tratamientos según los índices y se observaron tres grupos; sin embargo a pesar que fue similar al escenario Línea Base, en este escenario se pudo observar que los tratamientos están más separados entre sí.

En este análisis fue posible observar claras diferencias entre las fincas bajo PSA y el control, los estadísticos calculados fueron menores a 0.05, por lo que las diferencias encontradas en las métricas de composición, estructura y conectividad fueron significativas. La CAN 1 explica la variabilidad de los grupos en 86.8 %. Los índices que más peso tuvieron para diferenciar los grupos fueron índice de forma (FRAC), índice de contraste por pesos (CWED), índice de contraste total de borde (TECI). Las correlaciones positivas se dieron entre FRAC y TECI, en cambio las correlaciones negativas fueron entre CWED y los demás FRAC y TECI.

También se encontraron diferencias en las métricas de paisaje entre los tamaños de las fincas, la CAN1 explica la variabilidad total en 93%. Los índices que más diferenciaron a las fincas fueron CWED, LSI, IJI y MESH. En este escenario las mayores diferencias se observaron en las métricas de estructura y conectividad. Las correlaciones fueron positivas para los índices LSI, MESH y IJI. Estas relaciones indicaron que el aumento de uno o varios de estos índices no disminuía los valores de los demás sino que la tendencia es a aumentar en forma directamente proporcional. En cambio el índice CWED presentó correlaciones negativas con los demás, entonces a medida que aumenta el contraste disminuyen los demás índices o se mantienen constantes.

#### **4.4.4. Comparación entre los escenarios del paisaje ganadero**

Se encontraron diferencias entre los escenarios para los valores del número de parches, densidad de parches y de la densidad relativa de parches. El escenario 3 se diferenció de los demás, presentó mayor número de parches y densidad de parches en los paisajes ganaderos. Los escenarios que obtuvieron los mayores valores de heterogeneidad estructural fueron el escenario Línea Base y el escenario 3, seguido del escenario 1 y del escenario del año 2004. El escenario 2 fue más homogéneo que los demás escenarios (Cuadro 16). Los

cambios en la matriz del paisaje y los patrones de paisaje observados en cada escenario se presentan en el Cuadro 17.

Los escenarios Línea Base (2003), después del primer PSA (2004) y escenario 1, presentaron valores similares en la mayoría de los índices de paisaje, en el índice de forma, adyacencia de clases del mismo tipo y número de parches, que aunque variaron en número estadísticamente fueron iguales. También se observó un aumento del valor de contagio en 2004 y escenario 1 en las clases de usos similares, lo que supone que la conexión efectiva (MESH) era mayor que la Línea Base, y esto indica una tendencia de mayor nivel de conectividad entre los usos de la tierra similares.

El escenario simulado 3 se diferenció de los demás escenarios porque presentó las formas y arreglos más irregulares de parches, y presentó un mayor nivel de conectividad entre los tipos de usos similares y un mayor contraste entre los usos de la tierra ya que el mosaico de las fincas era más heterogéneo, pero la red de conexión efectiva entre los usos de la tierra fue mayor. Estas características se deben a que en las fincas se simuló parches de bosque en pendientes mayores a 50 % y las clases de usos de la tierra se vieron reducidas por esta condición del relieve. Esta característica influyó también en el aumento del nivel de conectividad que presentó valores altos de contraste entre las clases, de contigüidad y de densidad relativa de parches.

Cuadro 16. Medias de los valores de índices calculados y prueba del análisis de varianza de los índices de paisajes para cinco escenarios de paisaje con diferentes cambios de usos de la tierra en las 60 fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica.

Índices de Paisaje	Unidades	Escenario 2003	Escenario 2004	Escenario Simulación 1	Escenario Simulación 2	Escenario Simulación 3
Número de Parches (NP)	#	16,97 b	15,45 b	16.50b	14.62 b	33.12 a
Densidad de parches (PD)	#/100 ha	68,25 b	62,51 b	67.51b	58.25 b	122.97 a
Índice del parche mayor LPI	%	31,09 b	34,20 ab	33.41 ab	40.16 a	29.87 b
Índice de forma (LSI)	adimensional	4,06 b	3,97 b	4.13 b	3.98 b	4.87 a
Índice de forma (SHAPE)	adimensional	1,76 ab	1,79 ab	1.80 ab	1.85 a	1.75 b
Índice fractal (FRAC)	radio	1,11 b	1,12 b	1.12 b	1.12 b	1.14 a
Índice circunscrito (CIRCLE)	adimensional	0,61 b	0,61 ab	0.62 ab	0.63 ab	0.63 a
Índice de contiguidad (CONTIG)	%	0,93 a	0,93 a	0.95 a	0.95 a	0.89 b
Índice de contraste por pesos (CWED)	m	217,94 b	190,88 b	213.48 b	213.70 b	273.54 a
TECI	%	64,65 b	58,01 c	64.10 b	66.78 ab	70.37 a
Índice de Contraste de borde (ECON)	%	71,09 b	62,35 c	69.33 b	71.49 ab	74.53 a
Índice de Contagio (CONTAG)	%	66,06 bc	68,78 b	68.25 bc	72.73 a	65.35 c
Porcentaje de adyacencia (PLADJ)	%	98,75 a	98,79 a	98.76 a	98.80 a	98.48 b
Índice de Interspersión y Yuxtaposición (IJI)	%	59,52 a	51,32b	52.81 b	45.13 c	59.40 a
Tamaño efectivo de la red (MESH)	ha	5,76 a	6,38 a	6.17 a	7.52 a	5.31 a
Densidad relativa de parches (PRD)	%	35,90 ab	30,06 b	35.73 ab	29.66 b	45.07 a
Índice de Shannon (SHDI)	radio	1,48 ab	1,31 bc	1.41 b	1.19 c	1.60 a

Letras distintas en la misma fila indican diferencias significativas entre los índices de paisaje para cada escenario ( $p \leq 0.05$ ).

Cuadro 17. Características de los escenarios reales (2003 y 2004) y de las simulaciones 1, 2 y 3, se resumen los patrones de paisaje y valores de Índices de Shannon (ISH) del paisaje ganadero en base a una muestra de 60 fincas evaluadas de Esparza, Costa Rica.

Escenarios del paisaje	Composición	Patrones Matriz/ parches	Principales características
Línea Base año 2003	Matriz agrícola, con parches diversos, con pasturas degradadas y naturales, y en menor proporción de bosques. ISH = 1.48	Matriz agrícola heterogénea	Presencia de pasturas degradadas, parches y claros en el paisaje (pasturas sin árboles), baja calidad de parches.
Después del primer PSA año 2004	Parche diversos, agrícolas, pasturas y en menor proporción de bosques. ISH = 1.31	Matriz agrícola menos heterogénea	Presencia pocas áreas de pasturas degradadas y de parches de claros en el paisaje (pasturas sin árboles) con baja calidad de parches. Mayor número de parches con baja y alta densidad de árboles.
Simulación 1	Parches más homogéneos de pasturas naturales y mejoradas y en menor proporción de bosques. ISH = 1.41	Matriz agrícola semihomogénea	Presencia de áreas de pastos naturales y mejorados con baja y alta densidad de árboles. Ausencia de pasturas degradadas.
Simulación 2	Parches aun más homogéneos de pasturas mejoradas y en menor proporción de bosques secundarios. ISH = 1.19	Matriz agrícola homogénea	Presencia alta de pasturas mejoradas con baja y alta densidad de árboles. Ausencia de pasturas degradadas.
Simulación 3	Parches homogéneos de pasturas mejoradas y bosques secundarios y riparios ISH = 1.60	Matriz agrícola-forestal, heterogénea	Presencia abundante de pasturas mejoradas con alta densidad de árboles. Alta densidad de parches de bosques secundarios, menor distancia entre parches de bosque. Mayor conectividad entre usos de la tierra similares.

\* ISH = Índice de Shannon, fue calculado en Fragstat. Valores cercanos a 1 son paisajes homogéneos o poco heterogéneos y un ISH = > 1 indica una alta heterogeneidad en el paisaje y entre las clases de usos de la tierra similares.

Fuente: Zamora-López S. (2006).

## 5. DISCUSIÓN

### 5.1. Efectos de la aplicación de pagos por servicios ambientales en el paisaje ganadero

La aplicación de pagos por servicios ambientales resultó en cambios de usos de la tierra, y por tanto, en cambios en la composición del paisaje. El 97 % de los productores bajo PSA realizaron cambios de usos durante el período 2003-2004. El promedio de cambio de todas las fincas fue 6.6 ha, con un rango de 0 a

28.5 ha. Estos cambios de usos de la tierra modificaron la diversidad de usos en las fincas ganaderas, pero no cambió significativamente la configuración o estructura de los parches de hábitats presentes.

Los principales cambios observados durante la primera aplicación de PSA fueron la disminución de pasturas degradadas (65% de los productores muestreados) a otros usos de la tierra con mayor valor o índice ecológico. El 51% de los productores disminuyeron el área bajo pasturas naturales y mejoradas sin árboles, el 85 % de los productores cambiaron sus pasturas sin árboles a pasturas mejoradas con baja densidad de árboles y el 68% de los productores cambiaron las pasturas sin árboles a pasturas con alta densidad de árboles.

Sin embargo, los cambios de usos en las fincas se observaron también en el 83% de los productores del grupo control o esquema A, por lo que este resultado mostró que el pago por servicios ambientales no fue el único factor que influyó en los cambios de uso de las fincas ganaderas de Esparza. Este dato indica que es muy probable que el grupo de productores bajo el esquema A sufriera “contagio” de los demás grupos de productores, ya que los productores en este grupo realizaron similares cambios que los productores B y C, y por esta razón, no fue posible observar grandes diferencias en las fincas bajo diferentes esquemas de PSA.

En general los cambios en las fincas iban en función de aumentar la cobertura en el suelo. Además las fincas bajo PSA estuvieron influenciadas por la motivación de aumentar los puntos incrementales para obtener un mayor valor de puntos incrementales, y por ende un mayor pago, el cual es el sistema implementado por el proyecto CATIE-GEF. Este esquema de PSA implicó que los cambios o mejoras realizadas en las fincas estuvieron orientados a establecer usos de la tierra amigables con el ambiente, con valor para la conservación de biodiversidad y para la provisión de otros servicios ambientales como la captura de carbono, protección del recurso hídrico, belleza escénica, entre otros.

Un ejemplo de los cambios realizados fue que los productores reemplazaron cercas muertas por cercas vivas, establecieron pasturas mejoradas, dejaron la regeneración natural de árboles nativos comunes en pasturas como *Tabebuia rosea*, *Cordia alliodora*, *Bursera simarouba*, entre otras especies, y plantaron árboles en los potreros aunque en menor proporción, debido al costo adicional que representa esta actividad (GEF 2004). Los beneficios de los sistemas silvopastoriles han sido reportados en estudios en Costa Rica y Nicaragua, que van desde la sombra, madera, leña, forraje y frutos para el ganado, provisión de hábitats para plantas y animales nativos (Harvey y Haber 1999, Zamora *et al.* 2001, Harvey *et al.* 2003, López *et al.* 2004), hasta

contribuir al aumento de la conectividad del paisaje por la configuración de estos sistemas (Estrada *et al.* 2000, Chacón y Harvey 2004), y proveer otros servicios ambientales (Harvey 2001).

## **5.2. Factores que influyeron en los cambios de usos de la tierra**

Los tipos de cambios de uso de la tierra reportados en 2004 fueron motivados por diversos factores internos y externos a la finca, y que consistían desde el desarrollo rural en la región o país, la influencia del proyecto en la zona y de los pagos por servicios ambientales hasta las condiciones biofísicas de la finca, la cultura y la tradición ganadera del productor (Cernea 1995). Si bien se puede afirmar que el PSA fue un factor que influyó en los productores para que realizaran ciertos cambios en sus fincas, sin embargo, no fue posible determinar hasta que punto otros factores podrían estar influyendo también en la toma de decisiones que los productores en los años 2003 y 2004 han realizado.

Los objetivos de este estudio no implicaban hacer un estudio exhaustivo de los factores que influyeron en los cambios de usos de la tierra en Esparza, por esa razón no se profundizará en esta parte, además otros investigadores han abordado ampliamente esta temática. Sin embargo, esta sección del estudio pretende mostrar cuáles fueron las variables que también se destacaron durante la influencia del proyecto en la zona, por lo que es válido dejar esta parte reportada como una evidencia que el PSA es un mecanismo cuya eficiencia está correlacionada a las condiciones donde se aplican.

En Esparza fue posible distinguir tres factores internos que influenciaron los cambios de cobertura del suelo en las fincas bajo PSA: a) el tamaño de las fincas b) el tipo de esquema de PSA, y c) las características socioeconómicas de los productores. Estos factores también han sido considerados en estudios anteriores realizados dentro del proyecto Silvopastoril (Maza 2004, Cerrut 2004). Estos factores se han visto que influyen en la adopción de cambios en otros proyectos de pagos por servicios ambientales en Costa Rica, como por ejemplo en la microcuenca del río Virilla (Miranda *et al.* 2003) y en la zona norte de este país (Rojas 2005).

Una ventaja del proyecto PES en la zona es que completó el pago de servicios ambientales con otros mecanismos como asistencia técnica o acompañamiento en los procesos de adopción de cambios de usos de la tierra. Según Miranda *et al.* 2003, en proyectos de sistemas de pagos por servicios ambientales, aunque el PSA es el principal inductor del cambio de uso del suelo, la asistencia técnica también es posible que juegue un papel importante a largo plazo. El éxito de este componente puede, en cierta medida,



garantizar la continuidad de la reconversión tecnológica y la organización de productores. Además del PSA entonces existen muchos factores y/o variables que influyen en los cambios de usos de la tierra. A continuación se abordara la influencia de tres factores que destacaron en este estudio: el tamaño de las fincas, el esquema de PSA y de las características socioeconómicas evaluadas.

### **5.2.1. Influencia del tamaño de las fincas en los cambios de usos de la tierra**

El tamaño de las fincas influyó en el nivel de cambios de usos (en hectáreas) que realizaron los productores. Las fincas grandes fueron las que mayores cambios en área realizaron, esto se debió a que tenían mayor área disponible en sus fincas para adoptar cambios sin perjudicar o limitar su producción ganadera, así como mayor porcentaje de área bajo pasturas degradadas (25%) por lo que un cambio de estos usos hacia otros con un índice de PSA mayor supone también un mayor ingreso por los PSA.

En cambio, las fincas pequeñas estaban limitadas por la disponibilidad del área efectiva para la producción. Este grupo tenían en promedio 15% de área bajo pasturas degradadas, 10% de bosques secundarios y 46% de área bajo bosque ripario. Las fincas pequeñas por tanto, suponen una línea base alta, por lo que los cambios de usos hacia usos sostenibles y amigables con el ambiente pueden esperarse que son menores a los que las fincas medianas y grandes tendrían que realizar para llegar a un valor incremental cero. En cambio, las fincas medianas en promedio tenían 9% de área bajo pasturas degradadas, 5% de bosques secundarios y 16% de bosques riparios.

Las fincas adoptaron diferentes niveles de cambios. Las fincas grandes con 20.5 ha ( $\pm 2.07$  ha), las fincas medianas con 21.5 ha ( $\pm 2.10$  ha) y las pequeñas con 9.9 ha ( $\pm 0.81$  ha), y los análisis de componentes principales y discriminante canónica confirmaron diferencias estadísticas en las métricas de paisaje y en los cambios (en ha) de los usos de la tierra evaluados en Esparza, por lo que se consideró que el tamaño de la finca es una variable que influyó significativamente en la adopción del nivel de cambios dentro de las fincas.

Este resultado fue contrario al de Cerrut (2004), el cual mediante análisis econométricos descartó la variable tamaño de finca como un factor de importancia entre la comparación del efecto de adopción de los esquemas de PSA en el área de este estudio Esparza (Costa Rica) y en Matiguás (Nicaragua). Sin embargo, Zbinden y Lee (2005) mostraron también mediante análisis econométricos que tanto los beneficiarios directos y no beneficiarios del programa nacional de PSA en Costa Rica, estaban influenciados significativamente por el tamaño de sus fincas, así como por otras variables socioeconómicas para decidir cuáles alternativas de PSA adoptar en sus propiedades, tales como manejo sostenible del bosque, reforestación y/o protección forestal.

### **5.2.2. Influencia de los esquemas bajo PSA en los cambios de usos de la tierra**

La comparación de las fincas de acuerdo al esquema de PSA indicó que existieron semejanzas según ANDEVA y también diferencias según el ACP entre las fincas bajo diferentes esquemas de PSA. La principal diferencia consistió en la proporción de cambios realizados (en ha) en las fincas tipo A, B y C. La cantidad de área cambiada dentro de cada esquema de PSA estuvo relacionada al tamaño de la finca. Por esta razón las fincas grandes se diferenciaron de las medianas y pequeñas aunque pertenecieran al mismo esquema de PSA, como eran los grupos B1 y B2, así como los grupos C1 y C2.

Los análisis mostraron que los grupos definidos *a priori* se comportaron como factores dependientes entre sí para tres usos de la tierra, los cuales fueron: bosques riparios, bosques secundarios, pastura mejorada sin árboles y pastura natural sin árboles. Esto indicó que los cambios (aumento o disminución en área). Los grupos B y C se caracterizaron por una disminución de pasturas naturales sin árboles, pasturas naturales baja densidad, y el aumento de pasturas mejoradas baja densidad, pasturas mejoradas alta densidad y en menor proporción el aumento en los bosques secundarios.

Cerrut (2004), comparó estos mismos grupos A, B y C en Costa Rica y Nicaragua dentro del proyecto PES a través de modelos econométricos, encontró que estos grupos se benefician con el pago y con el esquema de pago que consiste en retribuir económicamente solo el puntaje incremental de la finca, aunque no encuentra diferencias claras entre los grupos, pero destacó que los grupos de fincas bajo PSA (B y C) se diferenciaron del grupo A. Este resultado fue similar al encontrado en los análisis de CP donde se observaron agrupadas a las fincas B y C, y separadas de las fincas A.

### **5.2.3. Influencia de las características socioeconómicas en los cambios de usos de la tierra**

La mayor adopción de cambios lo hicieron las fincas grandes, este grupo tenía mayor disponibilidad (desde 15 a 54 % más) de capital fijo que las fincas pequeñas y medianas, mayor número de productores percibía ingresos fuera de la finca (46% de este grupo), y mayores valores de unidad animal, esto indicó un mayor capital disponible para complementar con el incentivo del PSA y poder realizar cambios oportunos en las fincas. En cambio en las fincas pequeñas y medianas, las variables de capital fijo, unidad animal y la carga animal fueron menores en estos grupos. Sin embargo, el aporte de la mano de obra familiar fue quizás la principal diferencia entre los tamaños de finca, lo que influyó en que las fincas pequeñas y grandes hicieran

cambios en un mayor número de usos de la tierra, aunque el área de cambio de las fincas pequeñas fuera menor.

La principal diferencia entre las fincas bajo PSA (esquemas B y C), fue la composición de los cambios que cada grupo realizó en las fincas, ya que la cantidad (en ha) o grado del cambio fue diferente y mayor en el esquema B1. Este resultado puede deberse tanto a las condiciones de las fincas bajo ese esquema como a la percepción que tienen los productores B de recibir un pago seguro en un período de tiempo mayor (4 años), lo que pudo influenciar la toma de decisiones de estos productores de realizar mayores mejoras o cambios en sus fincas. Cabe señalar que el 86% de los productores que no recibieron PSA también realizaron cambios en sus fincas, sin embargo, los productores bajo PSA hicieron cambios más visibles o drásticos que este grupo. Por esta razón, el PSA puede ser un mecanismo útil y complementario con otros procesos como la asistencia técnica y extensión rural para promover cambios de usos de la tierra en un período de tiempo menor y de forma más sostenible.

Según Cerrut (2004), la accesibilidad a las fincas, el capital total, el lugar de residencia del productor, la escolaridad, la edad, y el puntaje obtenido en la línea base tienen efectos sobre el puntaje incremental que han alcanzado las fincas en el 2004, y son variables que también influyen en el nivel de los cambios realizados por los ganaderos en Esparza. Existen otros factores que también pueden influir en el nivel de cambios de usos de la tierra de los beneficiarios de PSA, como son los costos de transacción, la percepción de riesgo sobre la propiedad, el conocimiento y la calidad del capital social, la asistencia técnica externa, la supervisión del proyecto y el desarrollo rural en la zona (Kerr 2002). Además, el capital social, los factores económicos y el tamaño de finca influyeron significativamente en el nivel de participación de las alternativas de PSA en Costa Rica. (Zbinden y Lee 2004)

Los costos de transacción están relacionados al valor cualitativo o cuantitativo de las actividades que los productores han tenido que realizar para estar dentro del proyecto (Kerr 2002, Rojas 2005). En Esparza, la entidad ejecutora del PES ha asumido casi en su totalidad los costos de transacción que los productores hubieran tenido que asumir si no existiera el proyecto. Por esta razón puede decirse los costos y las gestiones que asume el proyecto PES pueden en cierta medida favorecer la aceptación de los cambios de uso de la tierra propuestos en las fincas beneficiarias del proyecto.

La asistencia técnica y la supervisión del proyecto es otro factor que se menciona relevante para evaluar la adopción de los cambios de usos de la tierra (Kerr 2002). El proyecto en 2003 inició un proceso de

asistencia técnica continuo que permitió sentar las bases de las relaciones con los productores y del proceso de difusión del esquema de PSA. La asistencia técnica después del primer pago fue constante, así que es probable también haya influido en las diferencias del nivel de los cambios de usos de la tierra que se encontraron en las fincas bajo diferentes esquemas de PSA.

Otra característica que tiene influencia en los cambios motivados por los pagos de servicios ambientales fue el hecho que los niveles de pago asignados estaban levemente por encima del costo de oportunidad de los principales usos del suelo alternativos. Este sistema de asignación de los pagos es usualmente el que otros programas de PSA utilizan. Por ejemplo, como es el caso de la conservación de bosques y plantaciones forestales en Costa Rica (Rodríguez 2003, Rojas 2005), y las prácticas para la captura de carbono en Filipinas (Shyvely 2003).

### **5.3 Efecto de los PSA y de los cambios de usos de la tierra en las características del paisaje**

Los cambios de uso de la tierra que realizaron los productores influyeron en las características del paisaje, El tipo de parches, la densidad de parches, la adyacencia de clases y el contraste entre las clases de los usos, fueron las características que más variaron después de la aplicación de PSA. Los índices de paisaje discriminaron las fincas de acuerdo a su tamaño (en área) independientemente del esquema bajo PSA. Esto indicó que el análisis paisajista de las fincas no evidenció diferencias marcadas entre las fincas de diferente esquema de PSA evaluadas debido al corto período de observación y a que la mayoría de las fincas bajo PSA y control realizaron cambios similares.

#### **5.3.1. Cambios en la composición y estructura del paisaje**

Los principales cambios de composición se refieren al número y densidad de parches en el paisaje. Después de un año de aplicación de los PSA fue posible observar valores menores para ambos índices, aunque no fueran diferencias significativas entre 2003 y 2004. Este resultado nos sugiere que la fragmentación de parches disminuyó, estos valores indican que existieron cambios de usos en las fincas y que a pesar de ser un año de observación las métricas lograron percibir variaciones en las características del paisaje.

No hubo cambios en la forma de los parches, clases y paisaje. Esto se debe a que los cambios de uso del suelo que los productores realizaron fueron a lo interno de las fincas, y además porque los cambios en las métricas de configuración de paisajes son poco evidentes en períodos cortos de observación. Sin embargo, tanto la forma y la configuración de los elementos en el paisaje ganadero como sistemas de árboles en línea,

árboles dispersos, cortinas rompevientos y cercas vivas pueden independientemente o en combinación, afectar procesos ecológicos y organismos (Harvey *et al.* 2004), por esta razón los cambios a esta escala son importantes de destacar y evaluar (May 1994, Beier y Noss 1998, McGarigal 2002).

### **5.3.2 Cambios en el contraste de borde**

La transformación de usos de la tierra con poca o ninguna cobertura arbórea a usos con mayor cobertura, cambió el grado de contraste entre los tipos de usos de la tierra (clases) dentro de las fincas. Esto se observó con la disminución significativa del índice de contraste (CWED), que marcó claras diferencias entre el escenario 2003 y el escenario 2004. Este cambio fue quizás el más notorio de la aplicación de PSA en el paisaje por lo que puede decirse que el proyecto de PSA resultó en cambios en las fincas y que estos cambios estuvieron más relacionados a la composición. Otros índices, en cambio, no mostraron ningún cambio tales como índices fractal, circle e índice de adyacencia.

Los cambios de contraste entre clases de usos de la tierra suponen que el área de influencia de los bordes también cambió. El efecto de borde no se distribuye simétricamente en todas las direcciones dentro de los parches y el área de influencia de los bordes no es continua en todos los parches dentro de las fincas (Zheng y Chen 2000). Esto indica que las clases de usos con menor contraste tenderán a presentar condiciones de borde menos extremas que aquellas clases de usos cuyo valor de contraste fue mayor. Esta métrica de paisaje indicó la distancia entre usos similares dentro de cada finca evaluada.

La disminución significativa del contraste de borde en el paisaje de las fincas después del primer PSA (en 2004), fue un reflejo de los cambios radicales que se dieron en las fincas, como por ejemplo transformar todas las pasturas naturales sin árboles a pasturas mejoradas arboladas. La disminución del efecto de borde en las fincas ganaderas implicó una disminución de áreas abiertas o claros en los potreros, así como una menor distancia entre usos de la tierra similares. Se observó por tanto, una tendencia de homogenizar la matriz del paisaje.

El bajo contraste es muy posible favorezca el movimiento de especies de fauna nativa en los diferentes hábitats presentes en las fincas, como remanentes de bosques (parches), árboles en linderos, cercas vivas, árboles aislados en potrero y plantaciones de especies maderables y frutales. Diversos estudios destacan como los sistemas agrosilvopastoriles juegan un rol ecológico importante para la conservación de biodiversidad (fauna y vegetación), por la provisión de hábitats, recursos y conectividad tanto a nivel de

finca como de paisajes intervenidos o fragmentados (Estrada *et al.* 2000, Hughes *et al.* 2002, Finegan y Nasi 2004, Harvey *et al.* 2004, Naughton-Treves y Salafsky 2004, Harvey *et al.* 2005)

### **5.3.3. Cambios en la heterogeneidad del paisaje**

El escenario “Línea Base” tenía mayor número de parches, mayor densidad de parches, mayor índice de Shannon y mayor heterogeneidad comparado al escenario después del primer PSA. Además tiene un Cuando el contraste de clases disminuye puede esperarse una disminución de la heterogeneidad en el paisaje, lo que implicó un menor valor para el índice de Shannon en 2004, sin embargo, esto no significa que la riqueza de biodiversidad haya disminuido ya que las clases que desaparecieron o disminuyeron en área fueron las pasturas degradadas, pasturas naturales sin árboles y pasturas mejoradas sin árboles.

La diversidad de clases es una característica que debe analizarse desde dos puntos de vista: 1) considerando el tipo y calidad de composición de las clases de usos y, 2) considerando el número de clases presentes en el paisaje. La literatura señala que concluir acerca de la heterogeneidad de paisajes sin distinguir al menos estos puntos de vista podría ocasionar conclusiones erróneas acerca de las características y de la calidad del paisaje entero (Forman 1981, Forman 1995). Por tanto, el tipo de clases de usos de la tierra tiene relevancia porque de acuerdo al número y tipo de especies presentes puede favorecer o impedir la conservación de biodiversidad en un paisaje o región.

Un ejemplo de esto en Esparza son las pasturas sin árboles que aumentan la distancia entre hábitats debido a que son sitios a cielo abierto. Estos usos de la tierra dificultan el acceso a los recursos para la fauna (alimentos, sitios de anidación, apareamiento, lugares de protección) en hábitats naturales y dependiendo de la zona pueden reducir drásticamente estos recursos (Laurance 1997). En cambio, las pasturas arboladas con baja y/o alta densidad de árboles, las cercas vivas, árboles en linderos y plantaciones tendrán un efecto positivo en la conexión con otros hábitats. Estudios en otros sitios reportan los beneficios de estos sistemas para favorecer el movimiento de la fauna silvestre a través del paisaje agropecuario (Bach 1988, Bennet 1990, Lawton *et al.* 1994, Aars 1999, Harvey 2000, Baudry *et al.* 2000), y en la provisión de recursos especialmente para aves y pequeños mamíferos (Bailey 1984, Estrada *et al.* 1993, Estrada *et al.* 2001).

La composición y el número de usos de la tierra presentes en un paisaje brindan una idea de la diversidad de clases dentro del paisaje y del contraste entre usos. La forma y distribución de las clases es relevante, debido a que las clases de usos con mejor forma y mayor área núcleo tienden a un menor efecto de borde (Murcia 1995). La distribución adecuada de los usos de la tierra (clases) en paisajes ganaderos permitirá que estén

más conectados entre sí, ya sea por estructuras lineales que colinden unas de otras como cercas vivas, árboles en linderos y árboles dispersos en pasturas, o por la unión física de cobertura entre fragmentos de bosques, y por tanto, se espera brinden mayores ventajas para la conservación de biodiversidad (Estrada *et al.* 2000, Harvey 2001, Chacón 2003, Harvey *et al.* 2005).

Al comparar los escenarios en 2003 y 2004, se observó que la mayoría de las fincas incorporaron árboles en diferentes formas o sistemas. Por lo tanto, es posible suponer cambios en la calidad de los usos de la tierra, debido a que los usos cambiaron de categoría, de pasturas sin árboles a pasturas arboladas u otros sistemas silvopastoriles. Estos cambios pueden aumentar la calidad de los parches en las fincas, tanto en especies como en estructura. Aunque estas diferencias no fueron medibles a nivel florístico, es posible que por el período corto de observación tampoco fueran significativas. Sin embargo, los cambios reportados favorecen la conectividad entre las clases de usos de la tierra dentro de las fincas, y los escenarios simulados indicaron que si esta tendencia continúa puede esperarse mejoras relevantes en la calidad de los elementos del paisaje.

#### **5.3.4. Cambios en los patrones del paisaje en los escenarios evaluados**

El análisis conjunto de los índices permitió estudiar diferentes aspectos de los patrones del paisaje en forma simultánea, el conocimiento de los cambios en el nivel de fragmentación de las fincas y de la compactación de parches (Ritters *et al.* 1996) permitió distinguir los patrones de paisaje en cada escenario evaluado. Para este fin se revisaron aspectos de la conectividad en las fincas ganaderas, concepto que engloba la combinación de efectos de la estructura de paisajes y las especies. Se tomó en cuenta la matriz circundante en las fincas, debido a que la matriz es un patrón de paisaje e influye en las características de la vegetación dentro de los parches y en la composición de especies (Tischendorf y Fahrig 2000a, Tischendorf y Fahrig 2000b, Haynes y Cronin 2004).

Para la conservación la calidad de los usos de la tierra (clases y parches) juega un rol importante sobre todo en los paisajes intervenidos o con actividades productivas constantes como es el caso del paisaje ganadero en Esparza. En los escenarios 2003 y 2004 los índices de paisaje discriminaron a las fincas en función del área en grandes, medianas y pequeñas, y los índices que más peso tuvieron para indicar estas diferencias fueron relacionados con la relación área-perímetro, tales como número de parches, densidad de parches, el índice de contraste, el índice de la red efectiva y el índice de forma del paisaje. Estudios indican que el número de animales debe estar correlacionado con la longitud del perímetro de los parches y con la calidad de parches (Haynes y Cronin 2004).

También se observó que las clases de usos eran más similares y agrupadas en la Línea Base que después de la aplicación de PSA, donde las clases de usos se observaron más separadas entre sí de acuerdo a los valores de los índices de paisaje. El patrón de los cambios durante 2003-2004 indicó una tendencia a disminuir las clases sin cobertura o baja cobertura arbórea (menor calidad para conservación) y a aumentar las clases con mayor cobertura arbórea. Los índices de clases que más diferenciaron a los usos de la tierra fueron número de parches (NP), Índice de interspersión (IJI) y contraste por pesos (CWED).

Además los usos de la tierra se diferenciaron de acuerdo a la proporción de cada clase en el paisaje, por el arreglo espacial y la forma en que se encontraban dentro de las fincas. Estas son características que pueden favorecer o entorpecer las metas de conservación en los agropaisajes. Este estudio tiene la limitante que observó los cambios de usos en un período corto 2003-2004, sin embargo, esto se debió a que el objetivo del estudio fue determinar los cambios ocurridos en el paisaje durante la aplicación de PSA y a la vez, explorar el efecto de escenarios de cambios de usos que simularan posibles tendencias de los cambios en el paisaje ganadero.

En los escenarios 2003 y 2004 el patrón fue similar, una matriz agrícola, mosaicos agropecuarios, parches en su mayoría de pasturas. Los escenarios 1 y 2 fueron similares mostraron entre sí con una matriz agrícola más homogénea que los escenarios reales (2003 y 2004), con parches de pasturas mejoradas y forestales principalmente de bosques riparios. El escenario 3 se diferenció de todos los demás y mostró un cambio en los patrones, en las fincas de relieve escarpado con gran cantidad de pendientes mayores a 50% la matriz fue agrícola con parches forestales. En cambio en las fincas con relieve más homogéneo y con pocas pendientes abruptas, en este escenario presentaron parches de pasturas mejoradas y de bosques secundarios y riparios.

Para observar tendencias a largo plazo de cómo los cambios de usos de la tierra influyen en las características del paisaje, los expertos en la materia recomiendan que las observaciones de los cambios a nivel de paisaje deban hacerse a largo plazo. Este estudio pretende brindar información sobre como la evolución de diferentes escenarios de cambios de usos afecta las características del paisaje.

Los escenarios de cambios de usos de la tierra simulados aportaron información independiente del estado de las clases de usos y de la finca entera. Las métricas de cada escenario permitieron explorar los cambios de los patrones de paisaje para cuantificar la estructura, composición y conectividad (Cuadro 19). La evaluación de la calidad del paisaje a través de la técnica de simulaciones de cambios es una herramienta



promisoria que permitió discriminar donde los cambios de paisajes y cuales clases de usos de la tierra favorecen las metas de conservación del proyecto, en este caso el aumento de áreas bajo bosques secundarios aportó a estos objetivos.

De los tres escenarios simulados el escenario 3 fue el escenario con mayor cobertura del suelo bajo bosques, en este escenario se mejoró la composición e interacción entre los elementos del paisaje como fue el caso de los parches remanentes de bosques (Cuadro 19). Los bosques en este escenario fueron diferentes en cuanto a la forma de los parches y a su distribución dentro de las fincas.

Este escenario duplicó los valores de número de parches, de la densidad de parches, y del índice de contraste. Debido a la alta heterogeneidad de las clases de bosques, cuya ubicación en las fincas fue dependiente del relieve y de las pendientes abruptas de las fincas, pero la abundancia de las clases de pasturas con alta densidad de árboles indica un efecto a favor de la conectividad entre los parches de bosques secundarios y riparios. Los escenarios simulados 1 y 2 tenían pocas diferencias entre sí, según los índices de dispersión, forma y número de fragmentos en las fincas. Ambos escenarios simularon cambios para observar como al paso del tiempo la finca desarrolla patrones diferentes en las relaciones de los parches y clases de usos.

El escenario 1 simula principalmente la erradicación de pasturas degradadas y mantiene áreas importantes con cobertura arbórea. El escenario 2 vuelve al paisaje más homogéneo y las clases pasturas del mismo tipo se encuentran a distancias más cercanas, los cambios son compatibles con la producción ganadera debido a la inclusión de pasturas mejoradas en todas las fincas (Cuadro 19).

Los análisis de escenarios de simulación con diferentes niveles de cambios de usos de la tierra juegan un rol importante porque figuran los cambios esperados a lo largo del tiempo. Por lo que ayudan a analizar y documentar los impactos a futuro de estos cambios sobre las características del paisaje. De los tres escenarios simulados solo el escenario 1 y 2 es posible encontrarlos actualmente en algunas fincas ganaderas de Esparza, podría esperarse que si la tendencia de los cambios continua de la misma forma entonces las relaciones y distancias entre los parches de bosques mejoren con el tiempo, y que el aumento de cobertura arbórea favorezca la conectividad funcional entre hábitat naturales y se haga posible un mayor movimiento de fauna silvestre en la zona.

## 6. CONCLUSIONES

Los productores en el área del proyecto “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” hicieron cambios en los usos de la tierra que transformaron la diversidad y composición de 1048 ha en total del paisaje evaluado. El 97% de los productores bajo PSA adoptaron cambios en sus fincas, sin embargo, el grupo testigo también realizó cambios, por lo que no es posible afirmar que el PSA es el único factor que influye en los cambios de usos del paisaje en Esparza.

Los cambios en el paisaje ganadero no solamente resultaron por la influencia de los pagos por servicios ambientales sino que estuvieron relacionados a las condiciones socioeconómicas y al esquema de PSA de la finca. Las variables aumento de puntos por el PSA, capital fijo, ingresos fuera de la finca, unidad animal, tipo de producción, y mano de obra familiar, tuvieron efectos significativos positivos y aumentaron áreas bajo pasturas naturales y mejoradas con alta densidad de árboles, en cambio el efecto fue negativo e influyeron en la disminución de áreas bajo pasturas degradadas y pasturas mejoradas baja densidad de árboles.

Como el período de observación fue de 2003 a 2004, las métricas del paisaje no percibieron cambios significativos en la estructura de los usos de la tierra presentes en las fincas. Esto se debe a que los principales cambios que se dieron fueron la transformación de pasturas degradadas y sin árboles a pasturas más complejas con baja o alta densidad de árboles ( $\geq 30$  árboles  $ha^{-1}$ ). Aunque se aumentó la cobertura arbórea con sistemas silvopastoriles como las cercas vivas (26 km más en 2004) y árboles dispersos en potrero, los índices no percibieron estos cambios. Pero si estos usos continúan cada año una tendencia creciente en área, pueden brindar aportes significativos que favorezcan la configuración del paisaje, y que a la vez brindar beneficios ecológicos como conectividad y recursos para las especies nativas.

Después de un año de establecerse el PSA disminuyó el índice de contraste entre clases, lo cual es un indicativo de la homogenización entre los usos y de la disminución de la distancia entre los usos de la tierra similares en el paisaje, por lo que se puede decir que los cambios ayudaron a disminuir áreas extensas de pasturas en el paisaje ganadero.

El pago por servicios ambientales resultó ser un mecanismo que mantuvo constantes las áreas de hábitats naturales importantes para la conservación de biodiversidad, tales como bosques secundarios y bosques riparios; y que promovió la transformación de sistemas de producción ganadera extensivos y convencionales como las pasturas naturales sin árboles, a sistemas silvopastoriles como las pasturas naturales y mejoradas con alta densidad de árboles.

Los escenarios simulados en el paisaje mostraron que la tendencia de aumentar los usos de la tierra amigables con el ambiente resultaba en cambios significativos en los patrones del paisaje, su estructura, composición y conectividad física en las fincas, que a nivel de paisaje pueden llegar a favorecer la dispersión de las especies, mejorando la dinámica de las poblaciones, y manteniendo una conectividad de los funcional y ecológica en el territorio.

El escenario simulado 3, fue el que más área de bosques secundarios incluyó en las fincas y mantuvo proporciones de pasturas mejoradas con cobertura arbórea que permitirían mantener una producción ganadera sostenible y una mayor proporción de área de las fincas bajo conservación. Sin embargo, un modelo de cambios de usos de la tierra como este escenario tiene grandes limitaciones para las fincas demasiado pequeñas y ubicadas en relieve quebrado o pendientes abruptas, puesto que el área efectiva para la producción de pastos tendría una reducción drástica que podría afectar la producción ganadera, sin embargo, es un estrategia de cambios que en condiciones menos extremas puede resultar viable.

La cantidad de área y la diversidad de los cambios de usos de la tierra que realizaron los productores bajo PSA, estuvieron limitados a los tamaños de fincas, al esquema de pago asignado y a las condiciones socioeconómicas de los productores. Los productores pequeños y medianos tienen limitaciones de área y de capital para complementar e invertir sus propios recursos en los cambios promovidos por el PSA. En cambio, los productores grandes no mostraron limitantes de capital y de área.

Este estudio aporta evidencia a favor acerca de cómo la aplicación de servicios ambientales favorece las características del paisaje mediante diferentes dinámicas de cambios de usos en las fincas ganaderas. Los escenarios simulados permitieron evaluar los cambios en la estructura, composición y conectividad del paisaje, y esta información puede ser utilizada para promover cambios de usos en las áreas que resultaron prioritarias La evaluación de modelos de simulación fue una técnica de gran utilidad para cuantificar las

métricas del paisaje y conocer los impactos de los cambios esperados en el paisaje, así como para la planificación y gestión de la adopción de usos de la tierra más amigables con el ambiente en las fincas ganaderas.

## **7. RECOMENDACIONES**

Los cambios de usos de la tierra que sean promovidos mediante un esquema de PSA en paisajes agropecuarios, deben tomar en cuenta las limitaciones y ventajas que las fincas bajo estos esquemas podrían presentar en cuanto al área, a los recursos de la finca, a la producción ganadera y del relieve de la finca para planificar cambios que contribuyan a mejorar los procesos ecológicos en el paisaje y se complementen con la dinámica de la producción ganadera.

El modelo de PSA del proyecto GEF podría replicarse en otras áreas geográficas dentro y fuera de Costa Rica, en áreas críticas para restablecer una ganadería sostenible y ecoamigable, donde la línea base de las fincas sea baja y permita puntajes incrementales de PSA por un período de tiempo más prolongado, pero sin que el pago o incentivo económico deje de ser atractivo a los productores y les permita cubrir los costos de los cambios de usos de la tierra de convencionales o degradativos a sistemas silvopastoriles más sostenibles.

## 8. LITERATURA CITADA

- Aars J., Ims R.A. 1999. The effect of habitat corridors on rates of transfer and interbreeding between vole demes. *Ecology* 80 : 1648-1655.
- Angelsen A., Soest van D., Kaimowitz D., Bulte E. 2001. Technological Change and Deforestation: A theoretical Overview. *In* Angelsen A. & Kaimowitz D. Ed. *Agricultural Technologies and Tropical Deforestation*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia. CABI. p.19-34
- Araya B. M. V. 1998. Financiamiento de bosques y plantaciones forestales: pago por servicios ambientales. *Revista Forestal Centroamericana*. 22 (7): 13 – 20.
- Bach C. E. 1988. Effects of host plant patch size on herbivore density: underlying mechanisms. *Ecology* 69: 1103-1117
- Beier, P.; Noss, R F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity?. *Conservation Biology* 12(6): 1241-1252.
- Bennett, A.F.1998. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge. 254pp.
- Brown, K. S. Jr.; Hutchings, R.W. 1997. Disturbance, fragmentation and dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. *In* Laurance, W.F.; Bierregaard, R.O. (eds.). *Tropical forest remnants: Ecology, management and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press. USA. 616p.
- Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza 2004. (CATIE-GEF 2004). Informes técnicos del Proyecto: “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas”. Base de datos de vegetación y carbono en Esparza, Costa Rica. Inventario de Vegetación. Inventario de carbono en 7 usos de la tierra en Esparza. CR. Sin publicar.
- Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo (CCAD) 1998. Estado del ambiente y los recursos naturales en Centroamérica, 1998. Comisión Centroamérica de Ambiente y Desarrollo, San José, Costa Rica. 179 pp.
- Cernea M.M. 1995. Primero la gente. Variables sociológicas en el desarrollo rural. Primera edición en español. Banco mundial. Fondo de cultura económica. Mx. 633 p.
- Cerrut 2004. Efecto del pago por servicios ambientales y otras variables Socioeconómicas en la adopción de usos del suelo amigables con el ambiente en zonas ganaderas de esparza, costa rica y Matiguás, nicaragua. Tesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 167 p.
- Chacón L., M. 2003. Aportes de las cercas vivas en la estructura y conectividad de un paisaje fragmentado. Río Frío, Costa Rica. Tesis M.sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 115 p.

- Estrada, A.; Coates-Estrada, R; Meritt Jr,D; Montiel, S; Curiel,D. 1993. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 107/108: 245–257.
- \_\_\_\_\_.; Cammarano, PL; Coates-Estrada, R. 2000. Bird species richness in vegetation fences and in strips of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 9: 1399–1416.
- \_\_\_\_\_.; Coates-Estrada, R. 2001. Bat species richness in live fences and in corridors of residual rain forest vegetation at Los Tuxtlas, Mexico. *Ecography* 24: 94–102.
- Fahrig L., Merriam G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology* 8: 50-59.
- Finegan B. 1992. El potencial del manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. Trad. R. Lujan. CATIE, Turrialba (CR). Cooperación Suiza al Desarrollo (COSUDE). Serie Técnica No. 5. 29 p.
- \_\_\_\_\_. 1997. Memorias del Taller internacional sobre estado actual y potencial de manejo y desarrollo del bosque secundario tropical en América Latina: Bases ecológicas para el manejo de bosques secundarios de las zonas húmedas del trópico americano, recuperación de la biodiversidad y producción sostenible de madera. Pucallpa, Perú. GTZ, CTA. pp. 106-109
- \_\_\_\_\_.; Nasi R. 2004. The Biodiversity and Conservation Potencial of Shifting Cultivation Landscapes. In Schroth G., da Fonseca A.B., Harvey C.A., Gascon C., Vasconcelos H., Izac A-M. N. Eds. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. ISLAND PRESS. US. p.153-197
- Forman R. T. T. 1995. *Land Mosaics- the ecology of landscape and regions*. Cambridge, UK. 632 p.
- Goodwin B.J. 2003. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape Ecology* 18: 687–699, 2003.
- Hargis C.D., Bissonette J.A. and David J.L. 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13: 167–186
- Harvey, C.; Haber, W.A. 1999. Remnant trees and conservation of biodiversity in Costa Rican Pasture. *Agroforestry Systems* 44: 37-68.
- \_\_\_\_\_. 2000. Colonization of agricultural windbreaks by forest trees: effects of connectivity and remnant trees. *Ecological Applications*. 10 (6) 2000: 1762-1773.
- \_\_\_\_\_. 2001. The Conservation of biodiversity in silvopastoral systems. In Ibrahim M. (Ed.). *International symposium silvopastoral systems and second congress on agroforestry and livestock production in Latin America*. San José, Costa Rica. p. 80-87.
- \_\_\_\_\_.; Tucker N.I., Estrada A. 2004. Live fences, Isolated trees, and Windbreaks: Tools for Conserving Biodiversity in Fragmented Tropical Landscapes. In Schroth G., da Fonseca A.B., Harvey C.A., Gascon C., Vasconcelos H., Izac A-M. N. Eds. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. ISLAND PRESS. US. 523 p. 261-313.

- \_\_\_\_\_, Villanueva C, Villacís J., Chacón M., Muñoz D., López M., Ibrahim M., R. Gómez, Taylor R., Martínez J., Navas A., Saenz J., Sánchez D., Medina A., Vilchez S., Hernández B., Perez A., Ruiz F., López F., Lang I., Sinclair F.L. 2005. Contribution of live fences to the ecological integrity of agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. In press 31 p.
- Haynes K.J., Cronin J.T. 2004. Confounding of patch quality and matrix effects in herbivore movement studies. *Landscape Ecology* 19: 119-124
- Holdridge L. 1979. *Ecología basada en zonas de vida*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). Quinta reimpresión. 2000. 216 p.
- Hughes J., Daily G.C., Ehrlich P.R. 2002. Conservation of tropical forest birds in countryside habitats. *Ecology letters*. 5: 121-129
- Judez A.L. 1989. *Técnicas de análisis de datos multidimensionales: bases teóricas y aplicaciones en agricultura*. Madrid (España). 1989. 301 p.
- Kerr J. 2002. Sharing the benefits of Watershed Management in Sukhomajri, India. In Pagiola S. Bishop J. and Landell-Mills N. Eds. *Selling forest environmental services. Market based mechanisms for conservation and development*. Earthscan Publications Ltd. UK p.63-75.
- Lawton J.H., Nee S. Letcher A.J., Harvey P.H. 1994. Animal distributions: Patterns and processes. In Edwards P.J., May R.M., Webb N.R. *Large-scale ecology and conservation biology*. British Ecological Society by Blackwell Science. Oxford, UK. p.41-58.
- Lead virtual centre. 2004. Enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas. En línea. Visitado el 12 de noviembre de 2004. [http://lead.virtualcentre.org/silvopastoral/documentos/Presentacion/proyecto\\_files/frame.htm](http://lead.virtualcentre.org/silvopastoral/documentos/Presentacion/proyecto_files/frame.htm)
- May R.M. The effects of spatial scale on ecological questions and answers. In Edwards P.J., May R.M., Webb N.R. *Large-scale ecology and conservation biology*. British Ecological Society by Blackwell Science. Oxford, UK. p.1-16.
- Maza B. 2004. Modelos de toma de decisiones de los productores ganaderos respecto al cambio de uso del suelo y la adopción de sistemas silvopastoriles en Costa Rica. Tesis M.Sc. CATIE, Turrialba, CR. 86 p.
- McGarigal, K., and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. PNW-GTR-351, United States Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station, Oregon, US. Department of Natural Resources Conservation University of Massachusetts. Consultado el 12 de octubre 2004. Disponible en <http://www.umass.edu/landeco/pubs/pubs.html#fragstats>
- \_\_\_\_\_. 2002. An Overview of Landscape Ecology Principles. en línea. Revisado el 20 de Julio de 2005. [www.innovativegis.com/products/fragstatsarc/aboutlc.htm](http://www.innovativegis.com/products/fragstatsarc/aboutlc.htm).
- Miranda M., Porras I.T., Moreno M.L. 2003. The social impacts of payments for environmental services in Costa Rica. A quantitative field survey and analysis of the Virilla watershed.



ENVIRONMENTAL ECONOMICS PROGRAMME. Centro Internacional de Política Económica para el Desarrollo Sostenible (CINPE) de la universidad de Costa Rica. 50 p. + Anexos 10 p.

- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragments: implications for conservation. *Tree* 10 (2): 58 - 62.
- Murgueitio E., Muhammad I., Ramírez E., Zapata A., Mejía C., Casasola F. 2003. Usos de la tierra en fincas ganaderas: Guía para el pago de servicios ambientales en el proyecto Enfoques Silvopastoriles de Producción Agropecuaria CIPAV, Colombia. 96 p.
- Naughton-Treves L., Salafsky N. 2004. Wildlife conservation in Agroforestry buffer zones: Opportunities and conflict. *In* Schroth G., da Fonseca A.B., Harvey C.A., Gascon C., Vasconcelos H., Izac A-M. N. Eds. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes*. ISLAND PRESS. US. 523 p. 261-313.
- Pagiola S., Agostini P., Gobbi J., de Haan Cees, Ibrahim M., Murgueitio E., Ramírez E., Rosales M., Ruíz J. P. 2004. Pago por Servicios de Conservación de la Biodiversidad en Paisajes Agropecuarios. Paper 96. World Bank. 40 p.
- Pielke Sr R.A., Marland G., Betts R.A., Chase T.N., Eastman J.L., Niles J.O., Niyogi D.S., Running S.W. 2003. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *In* Swingland I.R. *Capturing carbon & Conserving Biodiversity. The Market Approach*. Earthscan Publications Ltd. London, UK. p. 157-172
- Red Internacional de Evaluación de Pastos Tropicales (RIEPT). 1988. Establecimiento y renovación de pasturas. VI Reunión del Comité Asesor de la RIEPT. Memorias. Centro Internacional de Agricultura Tropical. CIAT. Veracruz, México. 1988. p.269-283
- Rodríguez J. 2003. Pago por los servicios ambientales: la experiencia de Costa Rica Unasylva. Rentabilizar los bosques. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 54 (212): 31-33
- Rojas V. Impactos socioeconómicos de un mecanismo financiero para plantaciones forestales: el caso del programa de pago por servicios ambientales en la zona norte de Costa Rica. Tesis (Mag. Sc.). Turrialba (Costa Rica). 2005. 134 p.
- Szott, L., Ibrahim, M., and Beer, J. 2000. The Hamburger Connection Hangover. Cattle pasture land degradation and alternative land use in Central América. CATIE, DANIDA, GTZ. Serie Técnica. Informe técnico no. 313. 71 p.
- Tischendorf L., Fahrig L. 2000a. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Minireview*. OIKOS 90: 7-19.
- Tischendorf L. and Fahrig L. 2000b. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15: 633-641.
- Turner M.G., Gardner R.H., O'Neill R.V. 2001. *Landscape Ecology in teory and practice*. Pattern and process. 401 p.

- Zamora S., García J., Aguilar H., Bonilla G., Harvey C.A., Ibrahim M. 2001. Uso de frutos y follaje arbóreo en la alimentación de los vacunos en la época seca en Boaco, Nicaragua. *Agroforestería en las Américas*. V 8 (31): 31-38
- Zheng D. y Chen J. 2000. Edge effects in fragmented landscapes: a generic model for delineating area of edge influences (D-AEI). *Ecological Modelling* 132:175-190.
- Zbinden S., Lee D.R. 2005. Payin for environmental services: An análisis of participation in Costa Rica's PSA program. *World Development*. V 33 (2): 255 - 272

**Anexo 1. Autovalores y autovectores de las variables socioeconómicas y cambios de usos de la tierra evaluados en Esparza mediante un análisis de componentes principales particionada por el tamaño de finca.**

Datos estandarizados

**Fincas grandes**

**Autovalores**

Lambda	Valor	Proporción	Prop	Acum
1	16.38	0.74		0.74
2	5.62	0.26		1.00
3	0.00	0.00		1.00
4	0.00	0.00		1.00

**Autovectores**

Variables	e1	e2
Esquema_pago	0.25	-0.01
Puntos_PSA	0.24	-0.08
Tipo Produccion	-0.23	0.17
Unidad animal	-0.24	0.08
Carga animal	-0.11	0.38
MOF	-0.22	-0.21
Ingreso_FF	-0.23	0.17
Valortierra_ha	0.14	0.35
Vive_enfinca	0.25	0.01
Agnos_finca	0.23	0.17
Personas_finca	0.23	0.15
Capital_fijo	-0.23	0.13
BR	0.00	0.00
BS	-0.21	-0.21
BSINT	0.08	0.40
Teca	0.00	0.00
PD	0.22	-0.18
PMBD	-0.23	-0.17
PMAD	-0.11	0.38
PMSA	0.24	0.11
PNAD	-0.24	0.12
PNBD	0.25	-0.05
PNSA	0.20	0.25
TACOT	0.20	-0.24

**Fincas medianas**

**Autovalores**

Lambda	Valor	Proporción	Prop	Acum
1	12.61	0.55		0.55
2	10.39	0.45		1.00
3	0.00	0.00		1.00

**Autovectores**

VARIABLES	e1	e2
Esquema_pago	-0.28	-0.06
Puntos_PSA	-0.19	-0.22
Tipo Produccion	0.26	-0.11
Unidad animal	0.28	0.01
Carga animal	-0.26	0.12
MOF	0.18	-0.24
Ingreso_FF	-0.13	-0.27
Valortierra_ha	0.25	-0.14
Vive_enfinca	0.25	0.14
Agnos_finca	-0.11	0.29
Personas_finca	0.08	-0.30
Capital_fijo	0.28	-0.04
BR	-0.14	-0.27
BS	0.00	0.00
BSINT	0.25	-0.15
Teca	0.08	0.30
PD	0.10	0.29
PMBD	0.28	0.02
PMAD	-0.17	0.25
PMSA	-0.25	-0.15
PNAD	0.25	0.15
PNBD	-0.26	0.11
PNSA	-0.02	-0.31
TACOT	3.8E-03	0.31

**Fincas pequeñas****Autovalores**

Lambda	Valor	Proporción	Prop	Acum
1	18.25	0.79		0.79
2	4.75	0.21		1.00
3	0.00	0.00		1.00

**Autovectores**

VARIABLES	e1	e2
Esquema_pago	0.23	0.04
Puntos_PSA	0.23	-0.11
Tipo Produccion	0.23	-0.05
Unidad animal	-0.22	-0.18
Carga animal	0.23	0.01
MOF	0.17	-0.32
Ingreso_FF	-0.23	0.12
Valortierra_ha	0.16	0.34
Vive_enfinca	0.23	-0.11
Agnos_finca	0.21	0.19
Personas_finca	-0.23	-0.07
Capital_fijo	-0.22	-0.18
BR	-0.20	-0.24
BS	0.00	0.00
BSINT	-0.23	0.12
Teca	0.23	0.04
PD	0.18	-0.29
PMBD	-0.21	0.22
PMAD	-0.21	-0.20
PMSA	0.12	0.39
PNAD	0.21	0.22
PNBD	-0.22	0.15
PNSA	0.21	-0.18
TACOT	-0.14	0.37

## ARTICULO 2

TABLA DE CONTENIDO.....	<i>i</i>
ÍNDICE DE CUADROS.....	<i>iv</i>
ÍNDICE DE FIGURAS.....	<i>iii</i>
ÍNDICE DE ANEXOS.....	<i>v</i>
RESUMEN.....	<i>vi</i>
ABSTRACTS.....	<i>viii</i>
1. INTRODUCCIÓN.....	<i>1</i>
2. OBJETIVOS.....	<i>4</i>
2.1 Objetivo general.....	<i>4</i>
2.2 Objetivos específicos.....	<i>4</i>
2.3 Hipótesis.....	<i>4</i>
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	<i>5</i>
3.1. Área de estudio.....	<i>5</i>
3.2. Esquema general del estudio en Esparza.....	<i>8</i>
3.3. Fuentes de datos para el estudio.....	<i>9</i>
3.4. Modelos en CO2Fix para trece usos de la tierra en Esparza.....	<i>11</i>
3.4.1. Parametrización.....	<i>11</i>
3.4.1.1. Supuestos generales de los modelos de carbono.....	<i>12</i>
3.4.1.2. Parámetros climáticos.....	<i>12</i>
3.4.1.3. Parámetros de biomasa arriba del suelo.....	<i>13</i>
3.4.1.3.1. Ecuaciones alométricas en la biomasa.....	<i>14</i>
3.4.1.3.2. Estructura de la vegetación de los usos de la tierra.....	<i>16</i>
3.4.1.4. Parámetros del Suelo.....	<i>19</i>
3.4.2. Revisión de resultados.....	<i>22</i>
3.4.3. Validación de los modelos.....	<i>23</i>
3.5. Simulación de escenarios de cambios de usos de la tierra y su efecto en el stock de carbono a nivel de paisaje.....	<i>24</i>
3.6. Estadísticas descriptivas para comparar el stock de carbono entre los 13 usos de la tierra en Esparza.....	<i>29</i>
3.6.1. Comparación del stock de carbono a nivel del paisaje en cinco escenarios de cambios de usos de la tierra.....	<i>30</i>
4. RESULTADOS.....	<i>31</i>

<b>4.1. Cambios de uso de la tierra en los escenarios Línea Base (en 2003) y después del primer PSA (en 2004) .....</b>	<b>31</b>
<b>4.2. Estimación del stock de carbono en 13 usos de la tierra del paisaje ganadero.....</b>	<b>32</b>
<b>4.2.1. Estimación del stock de carbono total según la edad promedio de cada uso de la tierra.....</b>	<b>33</b>
<b>4.2.2. Tasa de fijación de carbono de acuerdo a la edad promedio .....</b>	<b>35</b>
<b>4.2.3. Flujo de carbono en cada uso de la tierra.....</b>	<b>36</b>
<b>4.3. Estimación del stock de carbono en los escenarios “Línea Base” en 2003 y “Después del primer PSA” en 2004.....</b>	<b>39</b>
<b>4.4. Estimación del stock de carbono presente y potencial a nivel de paisaje.....</b>	<b>43</b>
<b>4.5. Validación de los modelos de carbono.....</b>	<b>47</b>
<b>5. DISCUSIÓN .....</b>	<b>51</b>
<b>5.1.Efectos de la aplicación de pagos por servicios ambientales en el stock de carbono del paisaje.....</b>	<b>51</b>
<b>5.2.Comparación del stock de carbono antes y después de la aplicación de PSA .....</b>	<b>54</b>
<b>5.3.Exploración del cálculo de stock de carbono en los modelos generados en CO2Fix.....</b>	<b>56</b>
<b>5.3.1. Modelos de bosques riparios y secundarios.....</b>	<b>56</b>
<b>5.4. Exploración del efecto de diferentes escenarios de cambios de usos de la tierra en el stock de carbono del paisaje ganadero.....</b>	<b>57</b>
<b>5.5. Limitaciones, oportunidades y vacíos de información de las herramientas utilizadas.....</b>	<b>58</b>
<b>6.CONCLUSIONES.....</b>	<b>61</b>
<b>7. RECOMENDACIONES.....</b>	<b>63</b>
<b>8.LITERATURA CITADA .....</b>	<b>64</b>
<b>10.ANEXOS. Ficha técnica de los 13 modelos construidos en CO2Fix para 60 fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. ....</b>	<b>69</b>

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa y croquis de la ubicación geográfica del área del estudio en el Cantón de Esparza, Costa Rica.....	8
Figura 2. Esquema general del estudio para evaluar el efecto del PSA en el stock de carbono en 13 usos de la tierra y a nivel de paisaje en 60 fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica durante 2005. ....	9
Figura 4. Estructura del software CO2Land: a. Matriz de transición de cambios de usos de la tierra. b. Ventana de parámetros generales donde se describe cada uso de la tierra y se crea un vínculo con su correspondiente modelo de CO2Fix, y c. Tabla de transiciones entre los usos de la tierra (estas pueden ser abruptas o graduales). ....	29
Figura 6. Flujo de carbono total (en Mg C/ha) a través del tiempo (en años), de acuerdo a los modelos en CO2Fix para PDSA, PDA, PNSA y PMSA. ....	37
Figura 7. Flujo de carbono total (en Mg C/ha) a través del tiempo (en años), de acuerdo a los modelos en CO2Fix para PNBD, PNAD, PMBD y PMAD. ....	38
Figura 8. Flujo de carbono total (en Mg C/ha) a través del tiempo (en años), de acuerdo a los modelos en CO2Fix para plantación de Teca, bosques secundarios intervenidos, bosques secundarios y bosques riparios. ....	39

## ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Caracterización de los usos de la tierra evaluados en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica (Tomado de Murgueitio et al. 2003, Finegan 1992 y 1997). .....	7
Cuadro 2. Tipo de muestreo y datos recopilados durante el monitoreo de vegetación y carbono realizada por el proyecto Silvopastoril de PSA durante 2004 en Esparza, Costa Rica. ....	10
Cuadro 3. Datos del número de parcelas muestreadas en cada uso de la tierra y densidad arbórea, la información levantada en estos sitios fueron utilizados para calcular el <i>stock</i> de carbono en 13 usos de la tierra en Esparza, Costa Rica.....	11
Cuadro 4. Comparación de diversas ecuaciones alométricas empleadas para calcular biomasa aérea de los bosques secundarios de Esparza, Costa Rica, 2005.....	14
Cuadro 5. Ecuaciones alométricas utilizadas para el cálculo de la biomasa aérea de tres sistemas: Bosques secundarios, plantación de Teca ( <i>Tectona grandis</i> ), pasturas sin árboles y cohortes de árboles en pasturas. ....	15
Cuadro 6. Resumen de la estructura de los modelos construidos en CO2Fix para diversos usos de la tierra en Esparza, Costa Rica.....	18
Cuadro 7. Principales factores de conversión utilizados en el componente de la biomasa de los modelos de CO2Fix construidos para 13 usos de la tierra en Esparza, Costa Rica .....	19
Cuadro 8. Contenido de carbono en el suelo a 1 m de profundidad en diferentes usos del suelo en Esparza, Costa Rica, en base al monitoreo de carbono realizado por el proyecto GEF. ....	21
Cuadro 9. Distribución del carbono orgánico en el suelo (de 0 a 1 m de profundidad) utilizados en los modelos de CO2Fix de Esparza, Costa Rica. ....	22
Cuadro 10. Matriz de cambios (en ha) entre los cinco escenarios de cambios de usos de la tierra: 1) Línea Base en 2003, 2) Después de un año de aplicación del PSA en 2004 y los tres escenarios simulados de los cambios de usos de la tierra en Esparza, Costa Rica (Los valores corresponden a las áreas asignadas a cada uso de la tierra en los diferentes escenarios evaluados).*	26
Cuadro 11. Cambios de usos de la tierra reportados (en 2003 y 2004) y simulados en tres diferentes escenarios para las fincas bajo PSA (grupos B y C) en Esparza, Costa Rica .....	28
Cuadro 12. Estimación del contenido de carbono en los 13 usos de la tierra presentes en las fincas ganaderas según la edad promedia reportada en la localidad de Esparza, Costa Rica.....	34
Cuadro 13. Contenido de carbono estimado ( $Mg\ C\ ha^{-1}$ ) y tasa de fijación de carbono en la biomasa aérea y en el suelo ( $Mg\ C\ ha^{-1}\ año^{-1}$ ), según las edades reportadas (promedios) para los 13 usos de la tierra presentes en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. ....	36
Cuadro 14. Cambios en el <i>stock</i> de carbono de la biomasa aérea en los 13 usos de la tierra evaluados de acuerdo a los cambios de área (en ha) reportados entre el escenario Línea Base en 2003 (antes del PSA) y el escenario en 2004 (después del primer pago) en 60 fincas ganaderas en Esparza, Costa Rica.....	41
Cuadro 15. Cambios en el <i>stock</i> de carbono en el suelo de los 13 usos de la tierra evaluados de acuerdo a los cambios de área (en ha) reportados durante el escenario Línea Base en 2003 (antes del PSA) y el escenario en 2004 (después del primer pago) en 60 fincas ganaderas en Esparza, Costa Rica.....	42
Cuadro 16. Comparación del <i>stock</i> de carbono en $MgC$ y en porcentaje (%) para la biomasa aérea en cada escenario evaluado de Esparza, Costa Rica durante 2005.* .....	44
Cuadro 17. Comparación del <i>stock</i> de carbono en $MgC$ y en porcentaje (%) en el suelo en cada escenario evaluado de Esparza, Costa Rica durante 2005.* .....	45
Cuadro 18. Estimación del <i>stock</i> de carbono en los reservorios biomasa y suelo de cada escenario de cambios de usos de la tierra en las fincas ganaderas, Esparza, Costa Rica.....	47
Cuadro 19. Contenido de carbono total para bosques secundarios y primarios reportados en diferentes estudios realizados en los bosques tropicales. ....	48
Cuadro 20. Comparación del contenido de carbono en la biomasa total para bosques secundarios y primarios reportados por diferentes estudios de los bosques tropicales. ....	49
Cuadro 21. Contenido de carbono total para pasturas tropicales reportadas por diferentes estudios de la región tropical. ....	50



## ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas degradadas sin árboles (PDSA), en Esparza, Costa Rica.....	70
Anexo 2. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas degradadas con árboles (PDA), en Esparza, Costa Rica.....	71
Anexo 3. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas naturales sin árboles (PNSA), en Esparza, Costa Rica.....	73
Anexo 4. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas mejoradas sin árboles (PMSA), en Esparza, Costa Rica.....	74
Anexo 5. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de pasturas naturales con baja densidad de árboles (PNBD), en Esparza, Costa Rica. ....	75
Anexo 6. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas naturales con alta densidad de árboles (PNAD), en Esparza, Costa Rica. ....	76
Anexo 7. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas mejoradas con alta densidad de árboles (PMAD), en Esparza, Costa Rica. ....	78
Anexo 8. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas mejoradas con baja densidad de árboles (PMBD), en Esparza, Costa Rica. ....	80
Anexo 9. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Bosque Secundario Intervenido, en Esparza, Costa Rica. ....	81
Anexo 10. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Bosque Secundario, en Esparza, Costa Rica. ....	82
Anexo 11. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Bosque Ripario, en Esparza, Costa Rica. ....	83
Anexo 12. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Plantación de Teca, en Esparza, Costa Rica (Modelo facilitado por el proyecto GEF para fines del cálculo del stock de carbono a nivel de paisaje).....	84
Anexo 13. Comparación del stock de carbono en MgC y en porcentaje (%) en la biomasa aérea en cada escenario evaluado de Esparza, Costa Rica durante 2005.....	85
Anexo 14. Comparación del stock de carbono en MgC y en porcentaje (%) en el suelo en cada escenario evaluado de Esparza, Costa Rica durante 2005.....	86
Anexo 15. Claves utilizadas para cada uso de la tierra evaluado en las 60 fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica durante 2005.....	87
Anexo 16. Escenarios de cambios de usos de la tierra evaluados en 60 fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica. ....	88

Zamora-López S. 2006. Efecto de la aplicación de los pagos por servicios ambientales en el *stock* de carbono de un paisaje ganadero en Esparza, Costa Rica. MSc.Thesis CATIE. Turrialba, Costa Rica.

*Palabras claves:* agropaisaje, bosques secundarios, bosques riparios, cambios de usos, CO2Fix, CO2Land, flujos de carbono, modelos de carbono, parametrización, pasturas degradadas, pasturas mejoradas, simulación, sistemas silvopastoriles, usos de la tierra.

## RESUMEN

El presente estudio tiene como objetivo evaluar el efecto de los pagos por servicios ambientales (PSA) en el *stock* de carbono de un paisaje ganadero en Esparza, Costa Rica. El área de estudio abarcó 2074.5 ha, de 60 fincas que forman parte del proyecto “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” que coordina CATIE, CIPAV y NITLAPAN y que financia GEF y Banco Mundial. Se compararon los cambios 2003-2004 en 13 usos de la tierra (94.5% del área muestreada). Se construyeron modelos de carbono para cada uso de la tierra, los cuales se basaron en datos de campo y datos de la literatura, y se realizaron los cálculos en CO2Fix para cada uso de la tierra y a nivel del paisaje completo en CO2Land. Se evaluó el paisaje de las fincas antes de iniciado el PSA en el año 2003 y después del primer pago en el año 2004. Además se exploraron los cambios de usos de la tierra esperados a través de tres simulaciones en el paisaje mediante el uso de ArcView. El paisaje ganadero cambió 1048 ha (50% del área evaluada), los principales cambios fueron de usos de la tierra de categorías de bajo valor ecológico (pasturas degradadas y sin árboles) a categorías de uso con mayor valor para la conservación de biodiversidad y para la captura de carbono (pasturas con baja y alta densidad de árboles). Durante 2003-2004, se mantuvieron constantes las áreas de bosques riparios, bosques secundarios y plantaciones. Los modelos de carbono para los 13 usos de la tierra en Esparza presentaron valores dentro del rango de resultados obtenidos por otros investigadores. Los bosques riparios, bosques secundarios y plantaciones fueron los usos de la tierra con mayor *stock* de carbono por hectárea con un rango de 323 a 202 MgCha<sup>-1</sup>. El suelo fue el reservorio que mayor *stock* de carbono almacenó en todos los usos de la tierra, con un rango de 52.8 a 96.7 % del carbono total en cada uso. En cambio el *stock* de carbono en la biomasa ocupó proporciones del 3.1 a 46.7 % del carbono total en cada uso de la tierra. Las mayores tasas de fijación las presentaron las plantaciones de Teca con 15.9 MgCha<sup>-1</sup> y las pasturas naturales y mejoradas con alta densidad de árboles con 2.6 y 2.3 MgCha<sup>-1</sup> respectivamente.

El escenario 1 fue similar al escenario en 2004, presentaron un 19 % de *stock* de carbono más que la Línea Base. El escenario 2 se diferenció de la Línea base en un 33% más en el *stock* de carbono total. El escenario 3 presentó los mayores cambios de estructura y composición, y obtuvo un 38% más en el *stock* de carbono

total comparado a la Línea base (antes del PSA). Sin embargo, el aporte de los usos de la tierra varió para cada escenario evaluado. En 2003 los usos de la tierra que mayor aporte hicieron al *stock* de carbono total del paisaje fueron las pasturas naturales con baja densidad de árboles (29%) y bosques riparios (27%). En cambio en 2004 y en el escenario 1 fueron las pasturas naturales con alta densidad de árboles (29%), bosques riparios (24%) y pasturas mejoradas alta densidad de árboles (20%). En el escenario 2 y el escenarios 3 fueron pasturas mejoradas alta densidad de árboles con 50% y 56 % y bosques riparios con 23% y 22% respectivamente. Este trabajo presenta evidencia a favor de los PSA, ya que resultan ser mecanismos que favorecen el aumento del *stock* de carbono en el paisaje, como fue la transformación de sistemas de pasturas naturales sin árboles y pasturas degradadas a sistemas silvopastoriles como las pasturas naturales y mejoradas con baja y alta densidad de árboles.

Se puede concluir que el paisaje ganadero tiene un alto potencial aumentar el secuestro de carbono y mitigar cambios climáticos locales. La viabilidad para maximizar este potencial dependerá de las estrategias para conciliar las limitaciones de las fincas ganaderas y la intensidad de la producción pecuaria versus la provisión de mayores servicios ambientales como la captura o remoción de carbono, por esta razón los esquemas de PSA deben ser mecanismos flexibles y capaces de adaptarse de acuerdo a las condiciones donde se aplican.

Zamora-López S. 2006. Application effects of payments for environmental services on carbon stock of an agricultural landscape in Esparza, Costa Rica. MSc.Thesis CATIE. Turrialba, Costa Rica.

Keywords: aboveground, agroforestry systems, biomas, carbon sequestration, CO2Fix, CO2Land, degraded pastures, humus, land use, land-use changes, matrix, models of carbon, parameterization, riparian forest, secondary forest, silvopastoral systems, simulation, soil organic carbon

## **ABSTRACTS**

The aim of this study was to evaluate the effect of the payments by environmental services (PES) on carbon stock of an agricultural landscape in Esparza, Costa Rica. The study area included 2074.5 hectares and was comprised of 60 farms that formed part of the project “Silvopastoral Approaches for Integrated Management of Ecosystems” administrated by CATIE, CIPAV and NITLAPAN and financed for GEF and global bank. The changes from before PES or base line (year 2003) to after first PES (year 2004) were compared among 13 land uses (94.5% of the total area) and it constructed carbon models in CO2Fix per each land use and it used CO2Land for landscape analysis. The potential changes were explored with three simulations of project possible futures in landscape patterns. Agricultural landscape changed 1048 hectares (50% of the evaluated area); land uses categories of low ecological value were changed (degraded pastures and without trees) to categories land use with greater value for the conservation of biodiversity and the carbon capture (pastures with low and high density of trees). The more common changes in the properties were of degraded pastures to improved pastures and of natural pastures with low trees density (30 trees ha<sup>-1</sup>). During 2003-2004, areas of riparian forests, secondary forests, and forest plantations remained constant. The carbon models for the 13 land uses in Esparza presented values within the range of results obtained by other investigators. The simulated scenes also evaluated the changes in the carbon stock. Scene 1 was similar to the scene after PES (year 2004), which did not show great structure changes but some differences in the composition, and the carbon stock was 19% more than the base line (year 2003). Scene 2 was different of the base line because it was more homogenous composition and structure, with a 33% more of total carbon stock. Scene 3 presented the greatest changes of structure, composition, and connectivity that other scenes, and obtained 38% more total carbon stock compared at base line. The riparian forests, secondary forests, and forest plantations were the land uses with greatest carbon stock per hectare (202 - 323 MgCha<sup>-1</sup>). However, the contribution carbon stock total in each land use varied for each evaluated scene. In 2003, the land uses with greatest contribution to the total carbon stock of the landscape were natural pastures with low tree density (29%), and riparian forest (27%). In the observed scene in 2004 and simulated scene 1, they were pastures natural high tree density (29%), riparian forest (24%) and pastures improvement with high density (20%). In scene 2, they were pastures improvement high density (50%) and riparian forest (23%); and in scene 3, they were pastures improve high density (56%), riparian forest (22%), and secondary forest (10%). In addition, PES resulted

land-uses changes that favor increase carbon stock in the agricultural landscape (e.g. natural pastures without trees and degraded pastures changed to natural and improve pastures with low and high tree density). In the simulations, relevant changes in carbon stock were observed in the landscape only when the farm system was founded a diversity of land uses and had maximum densities of 30 trees ha<sup>-1</sup> or more. It can be concluded that the agricultural landscape have great potential for improving the increase carbon sequestration, which contributes to the mitigation of local climatic changes. The viability of maximizing this potential will depend on the strategies that conciliate the limitations of the farms and the intensity of the livestock production versus the provision of greater environmental services. The PES schemes must, therefore, be flexible mechanisms and able to adapt according to the conditions in which they are applied on the strategies that conciliate the limitations of the farms and the intensity of the cattle production versus the provision of greater environmental services. The PES schemes must therefore, be mechanisms flexible and able to adapt according to the conditions in which they are applied.

## 1. INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas, como la quema de combustibles fósiles, los cambios de usos del suelo y la deforestación, son las principales causas de los cambios climáticos que en nuestra época se suscitan, debido a la cantidad de CO<sub>2</sub> y de otros gases efecto invernadero (GEI) que estas actividades liberan a la atmósfera (IPCC 2000). Este desbalance entre emisiones de GEI ha sido evidenciado hasta hace unas pocas décadas, sin embargo, el ser humano ha influenciado estos cambios desde mucho antes del siglo XIX (IPCC1995).

Los impactos de los cambios climáticos son aun impredecibles, pero existen estudios que muestran marcadas tendencias de que las repercusiones de estos cambios serán perjudiciales en los gradientes de temperatura, los rendimientos de cultivos, la producción de animales, la biodiversidad y el bienestar de las sociedades. El panorama resulta más negativo si continúa la tendencia creciente de fenómenos cíclicos y recurrentes como huracanes, tormentas, heladas y sequías (IPCC 2000, Pielke Sr et al. 2002). Centroamérica no escapa a esta problemática; reportes indican que entre 1960 y 1980 se observaron las mayores tasas de deforestación antes vistas, y los efectos del cambio climático se han percibido en diferentes formas. Un ejemplo de estos cambios son los grandes huracanes y las prolongadas sequías, que han tenido consecuencias desastrosas para las poblaciones y la economía en esta región (CCAD 1998).

La evidencia científica indica que la influencia de los cambios climáticos se extenderá a escalas locales y globales para la biodiversidad en general, por lo que a nivel mundial existe una preocupación por los impactos que estos cambios pueden ocasionar. Por esta razón en 1997 se constituye el Protocolo de Kyoto, como un medio para propiciar el entendimiento y acuerdo entre las naciones del mundo, para contrarrestar el cambio climático bajo un mismo enfoque. Cada país fue llamado a conformar sus propios mecanismos en función de sus limitaciones y potencialidades, así como a realizar inventarios nacionales de sus emisiones y a implementar acciones que permitan bajar la carga de emisiones per capita que cada nación reporta anualmente (IPCC 2000).

Luego de este protocolo han surgido diversas alternativas a nivel mundial para combatir los efectos del cambio climático y la pérdida de biodiversidad, uno de los cuales ha sido el pago por servicios ambientales (PSA). Este sistema consiste en promover la conservación y el manejo sostenible de los bosques naturales, de las plantaciones forestales y recientemente se ha orientado hacia los sistemas agroforestales, los cuales resultan ser sistemas promisorios porque pueden capturar carbono en cantidades considerables por el

aumento de cobertura arbórea en estos sistemas, y a la vez pueden proveer sostenibilidad económica para los hogares rurales a través de la producción y venta de los bienes y recursos que generan (como, alimentos, carne, leche, postes, estacas, madera en rollo entre otros).

En 1996, Costa Rica promovió cambios a nivel político e implementó mecanismos para ejecutar programas de reforestación, propuso la nueva ley forestal 7575 y conformó un sistema nacional de PSA que desde hace casi una década se mantiene. Este sistema de PSA está orientado principalmente a la reforestación, manejo forestal sostenible y a la conservación de la cobertura arbórea tanto en bosques, plantaciones como en sistemas agroforestales (MINAE 2004, Gaceta 2004). Un ejemplo de PSA en sistemas agroforestales es el proyecto piloto “Enfoques silvopastoriles para el manejo integrado de ecosistemas” (PES)\* , que se implementa en el Cantón de Esparza con el propósito de fomentar prácticas más amigables con el ambiente y una mayor adopción de usos de la tierra sostenibles como los sistemas silvopastoriles (SSP), y que consiste en brindar un pago a los ganaderos por los servicios ambientales que se generan en sus fincas.

Se supone que los sistemas de usos de la tierra que este proyecto fomenta aumentan la fijación y el almacenamiento de carbono en la biomasa y en el suelo. Estos supuestos se basan en diversos estudios científicos realizados en otras localidades y sistemas similares, y se han realizado muestreos de carbono en algunos usos de la tierra en Esparza. Sin embargo, no existen datos dentro del proyecto PES sobre la acumulación de carbono a través del tiempo. Esta es una meta compleja, costosa de cumplir y de cuantificar, principalmente porque son procesos que deben observarse en períodos de tiempo prolongados, lo que implica gastos adicionales de recursos en campo y en laboratorio. Por esta razón, se han utilizado otras herramientas que permiten simular el desarrollo de usos de la tierra (como bosques y plantaciones) y que brindan mayor información acerca de su potencial en la región o localidad donde se establecen.

Una de estas herramientas son los modelos de los ecosistemas terrestres que emplean simulaciones y cronosecuencias en períodos de tiempo largos, y por tanto, permiten en cierta medida predecir los impactos del manejo y aprovechamiento de estos sistemas. Los modelos que son empleados para simular el crecimiento de biomasa y de la dinámica de los flujos del carbono a largo plazo, usualmente integran componentes empíricos, mecánicos y dinámicos que minimizan el número de parámetros requeridos, tomando en cuenta los procesos claves y las interacciones más importantes en el ciclo del carbono dentro de los sistemas forestales y la atmósfera (Pastor y Post 1988, Peng 2000).

---

\* Como el nombre de este proyecto es extenso, para fines de este documento se utilizará el acrónimo “PES” para referirse a este proyecto Silvopastoril que inició en el año 2003 y es coordinado por CATIE-CIPAV-NITLAPAN y financiado por GEF y Banco Mundial en tres países: Costa Rica, Colombia y Nicaragua.

Además este tipo de modelación ha probado ser una herramienta útil para tomar decisiones en el manejo forestal, para calcular los presupuestos nacionales de los ecosistemas forestales y para evaluar a corto y largo plazo los efectos del cambio climático (Peng 2000). En las regiones tropicales existen algunas experiencias de simulaciones que han servido para orientar el manejo sostenible de los recursos y para explorar el potencial de almacenamiento de carbono, como es el caso de los bosques templados de Canadá (Peng 2000) y bosques en Australia (Brack y Richards 2002). Además existen varios modelos de carbono de bosques templados de Europa, bosques primarios de Indonesia, bosques de pinares y pasturas en México, café con sombra y plantaciones de Teca en Costa Rica, los cuales se han construido en el programa CO2Fix (Nabuurs y Schelhaas 2002, Masera *et al.* 2003, Schelhaas *et al.* 2004).

Los modelos empleados para cuantificar captura de carbono se han realizado principalmente para usos de la tierra forestales, por lo que existen vacíos de información y una gran necesidad por estudiar y modelar otros sistemas de usos de la tierra en las regiones tropicales, también porque son pocos los estudios realizados en sistemas comunes a los paisajes ganaderos, y actualmente no existen modelaciones en sistemas silvopastoriles. Tampoco existe información de cómo los fenómenos que motivan los cambios de usos de la tierra, como pueden ser los PSA, influyen en las variaciones del *stock* de carbono a nivel de paisaje.

El presente estudio tiene el propósito de explorar el efecto de los pagos por servicios ambientales en el *stock* de carbono de 13 usos de la tierra presentes en fincas ganaderas, así como estimar el flujo del carbono bajo diferentes escenarios de cambios de usos de la tierra en el paisaje ganadero de Esparza, Costa Rica. Además se espera documentar el proceso de la construcción de modelos para 13 usos de la tierra a través del uso CO2Fix y CO2Land, así como conocer el potencial que cada uso de la tierra tiene para aumentar el *stock* de carbono en las fincas y a nivel de paisaje.



## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo general**

Explorar como influye la aplicación de los PSA en la capacidad actual y potencial del *stock* de carbono en un paisaje ganadero bajo diferentes escenarios de cambios de usos de la tierra en un paisaje ganadero de Esparza, Costa Rica.

### **2.2 Objetivos específicos**

Estimar el *stock* de carbono en usos de la tierra antes y después de la aplicación de pagos por servicios ambientales en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica.

Determinar el cambio de uso de la tierra antes y después de la aplicación del PSA en un paisaje ganadero, Esparza, Costa Rica.

Explorar como diferentes escenarios de usos de la tierra cambian el *stock* de carbono en el paisaje ganadero de Esparza, Costa Rica.

### **2.3 Hipótesis**

La aplicación de los PSA resulta en un aumento del área de usos de la tierra con mayores *stock* de carbono, y por tanto aumenta el *stock* de carbono del paisaje ganadero en Esparza, Costa Rica.

### 3. MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.1. Área de estudio

El estudio se realizó en el Cantón de Esparza, provincia de Puntarenas, en Costa Rica, en las coordenadas 10° 09' de latitud norte y 84° 42' de longitud oeste (Figura 1). Esparza cubre un área de 87 km<sup>2</sup>, y se caracteriza por ser una zona de vida de Bosque Sub Húmedo Tropical (Holdridge 1979), con un clima que va de cálido a húmedo, con temperaturas medias de 27 °C y precipitaciones que varían entre 1500 a 2000 mm. La zona de estudio presenta un rango altitudinal promedio de entre 100 y 800 msnm, y dos épocas bien marcadas: la época lluviosa de mayo a diciembre y una época seca de enero a abril.

Los suelos que predominan en las fincas evaluadas pertenecen a los órdenes Alfisoles, Inseptisoles y Ultisoles. Los terrenos son quebrados con fuertes pendientes, suelos superficiales, compactados y arcillosos (CATIE-GEF 2004). En las zonas cercanas se destacan algunas áreas de conservación tales como Arenal, La Fortuna, El Zapotal, el complejo de la Reserva Monteverde y la Reserva Biológica Alberto Brenes (Lead 2004). Esparza es eminentemente agropecuaria, siendo la ganadería de carne y leche y los cultivos de caña de azúcar, arroz y frutales, las actividades productivas más importantes.

En esta localidad se ejecuta el proyecto “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” (PES)\*. Este es un proyecto ejecutado por CATIE, CIPAV y NITLAPAN-UCA y financiado por el GEF y Banco Mundial. En Costa Rica el área de influencia del proyecto tiene aproximadamente 48.6 km<sup>2</sup>, pero el área específica de este estudio fueron 21.9 km<sup>2</sup> que se ubicaron en las localidades de Artieda, Angostura, Salitral, Salinas, Miramar, Marañonal, San Jerónimo, San Juan, Sabana Bonita, Mesetas, Macacona, San Miguel, Cerrillos, Guadalupe y Peñas Blancas.

Los usos de la tierra más comunes en esta área eran las pasturas en un 65%, de las cuales el 32% eran pasturas naturales, 17.8% pasturas mejoradas y 15.2% degradadas. Además se encontraron bosques secundarios en diferentes etapas de desarrollo (charrales, tacotales y bosques maduros) en un 9%, bosques

---

\* Se utilizará la abreviación (PES) del nombre completo “Proyecto Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas” para fines de este documento de tesis.

de galería o riberinos en un 20%, y en un 6 % se encuentran los cultivos de ciclos cortos (como granos básicos y tubérculos) y perennes (como plátano, caña y café) (CATIE-GEF 2004).

Se identificaron 29 clases de usos de la tierra en las fincas dentro del proyecto. Sin embargo, el área de estudio se centró en 13 clases de usos de la tierra debido a que eran los usos más abundantes en las fincas y de mayor importancia para este estudio, ya sea para fines de restauración como es el caso de las pasturas degradadas o para conservación que incluye a los bosques secundarios de Esparza. Estos usos seleccionados ocuparon un área de 2074.5 ha, que representó el 94% del área total de las fincas muestreadas. No se consideraron los 16 usos de la tierra restantes por que representaban áreas pequeñas y poco relevantes para el estudio.

Los usos seleccionados fueron: pasturas degradadas sin árboles (PDSA), pasturas degradadas con árboles (PDA), pasturas naturales sin árboles (PNSA), pasturas naturales con baja densidad de árboles (PNBD), pasturas naturales con alta densidad de árboles (PNAD), pasturas mejoradas sin árboles (PMSA), pasturas mejoradas con baja densidad de árboles (PMBD), pasturas mejoradas con alta densidad de árboles (PMAD), bosque secundario en primera sucesión (Tacotal), bosque secundario (BS), bosque secundario intervenido (BS-Int), bosque ripario (BR) y plantación de *Tectona grandis* (Teca) (Cuadro 1).

Cuadro 1. Caracterización de los usos de la tierra evaluados en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica (Tomado de Murgueitio et al. 2003, Finegan 1992 y 1997).

Usos de la tierra	Caracterización de los usos de la tierra en las fincas ganaderas
Pastura degradada PD (PDA + PDSA)	Pasturas con menos del 50% de cobertura de pasturas y forrajes deseables; ausencia de árboles o bien mínima presencia de árboles y arbustos. Puede tener señales de erosión evidentes. Según RIEPT (1988) son pasturas que han sufrido una disminución considerable de su productividad potencial en unas condiciones edafoclimáticas y bióticas dadas.
Pastura natural sin árboles (PNSA)	Pastura dominada por especies nativas, naturalizadas y de baja productividad. No hay presencia de árboles y arbustos mayores de 5 cm de diámetro.
Pastura mejorada sin árboles (PMSA)	Pastura dominada por especies introducidas de alto vigor y productividad, con cobertura mayor de 70%, no hay presencia evidente de árboles y arbustos mayores de 5 cm. de diámetro.
Pastura natural baja densidad de árboles (PNBD)	Pastura dominada por especies nativas o naturalizadas, donde los árboles existentes tienen diámetros mayores a 5 cm y mínimo 2 m de altura. Densidad de árboles es menor de 30 árboles ha <sup>-1</sup> .
Pastura mejorada baja densidad de árboles (PMBD)	Pastura dominada por especies mejoradas o introducidas de alto vigor y productividad, donde los árboles existentes tienen más de 5 cm de diámetro y 2 m de altura. Densidad de árboles es menor de 30 árboles ha <sup>-1</sup> .
Pastura natural alta densidad de árboles (PNAD)	Pastura dominada por especies nativas o naturalizadas, donde los árboles existentes tienen más de > 10 cm de diámetro y > 2 m de altura. Densidad de árboles es igual o mayor de 30 árboles ha <sup>-1</sup> .
Plantación monocultivo (Teca)	Cultivo homogéneo de árboles maderables de una sola especie <i>Tectona grandis</i> . Densidad > 500 árboles ha <sup>-1</sup> .
Pastura mejorada alta densidad de árboles (PMAD)	Pastura dominada por especies mejoradas o introducidas de alto vigor y productividad, árboles mayores de 5 cm de diámetro y maduros. Densidad mayor de 30 árboles ha <sup>-1</sup> .
Bosque secundario primera sucesión (Tacotal)	Vegetación nativa en sucesión natural temprana con menos 5 cm de altura. Según Finegan (1992) los tacotales son bosques secundarios que se encuentran en la primera etapa de sucesión en la cual el bosque es dominado por hierbas, arbustos y lianas que colonizan el sitio pero que generalmente mueren durante los primeros 5 a 10 años de edad del bosque.
Bosque ripario o ribereño (BR)	Vegetación natural en diferentes estratos localizada a la orilla de ríos o cuerpos de agua en microcuencas de cualquier tamaño, en quebradas o cauces naturales de agua, el ancho mínimo de 4 m y un máximo de 20 m a cada lado del cauce de agua.
Bosque secundario (BS)	Bosque nativo con intervenciones moderadas en las últimas décadas. Alta diversidad biológica. Área basal mayor de 10 m <sup>2</sup> . Fragmentos de bosque de cualquier tamaño. Según Finegan (1997), es la vegetación leñosa que se desarrolla en terrenos abandonados o en descanso, después de que el bosque original ha sido destruido por la actividad humana.
Bosque secundario (BS-Int)	Bosque nativo intervenido (extracción alta de árboles o recursos no maderables, cacería y tala parcial) en las últimas dos décadas. Área basal mayor de 10 m <sup>2</sup> . Fragmentos de bosque de cualquier tamaño.

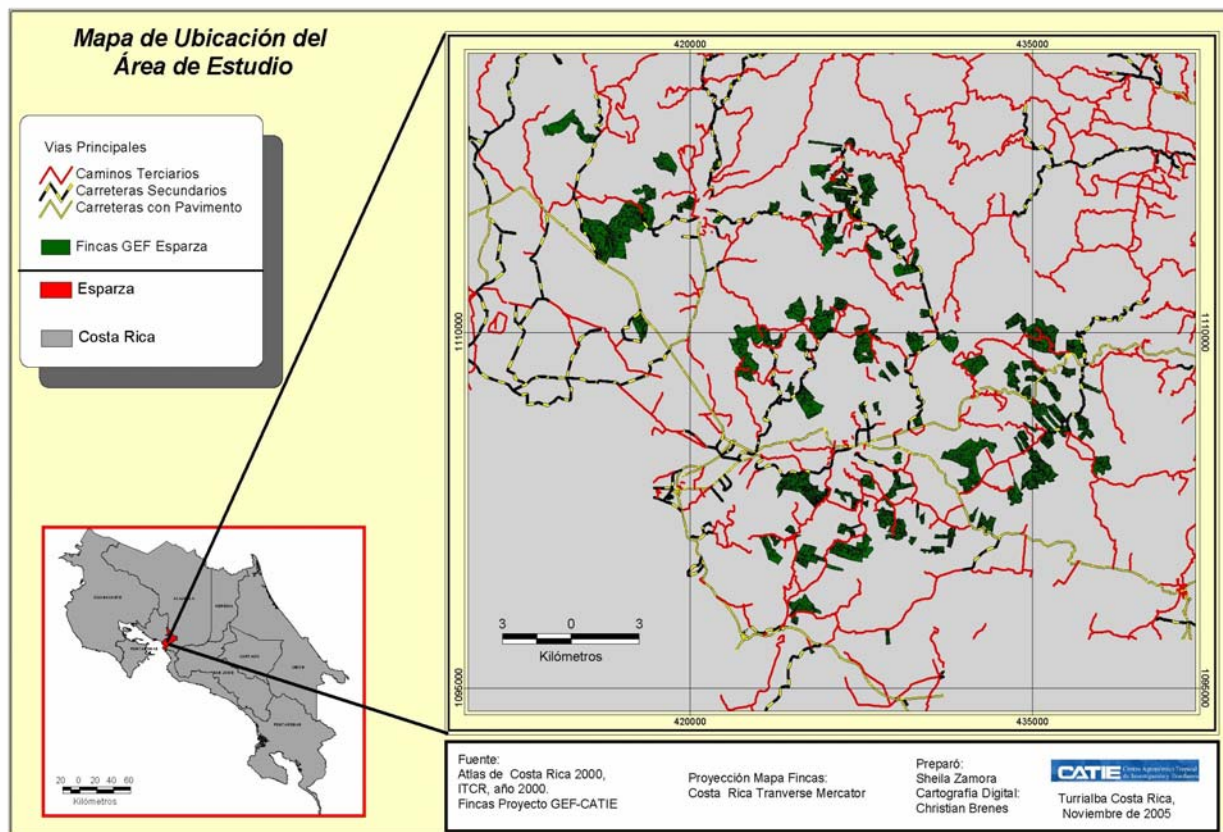


Figura 1. Mapa y croquis de la ubicación geográfica del área del estudio en el Cantón de Esparza, Costa Rica.

### 3.2. Esquema general del estudio en Esparza

Para evaluar el efecto de la aplicación de los PSA sobre el *stock* de carbono de un paisaje ganadero se realizó una comparación entre el *stock* de carbono de 13 usos de la tierra antes de iniciado el PSA (en 2003) y después de implementado el primer pago (en 2004). Se calculó el contenido de carbono para la biomasa y suelos en cada uso de la tierra mediante el software CO2Fix. Para las entradas de los modelos se utilizaron datos recopilados por el proyecto PES, datos de la literatura y datos tomados en la etapa de campo (sección 3.3). También se exploró a nivel de paisaje como diferentes escenarios de cambios de usos de la tierra influyen en el *stock* de carbono mediante el uso del software CO2Land (sección 3.4). En la Figura 2 se presenta el esquema general de las actividades realizadas en este estudio.

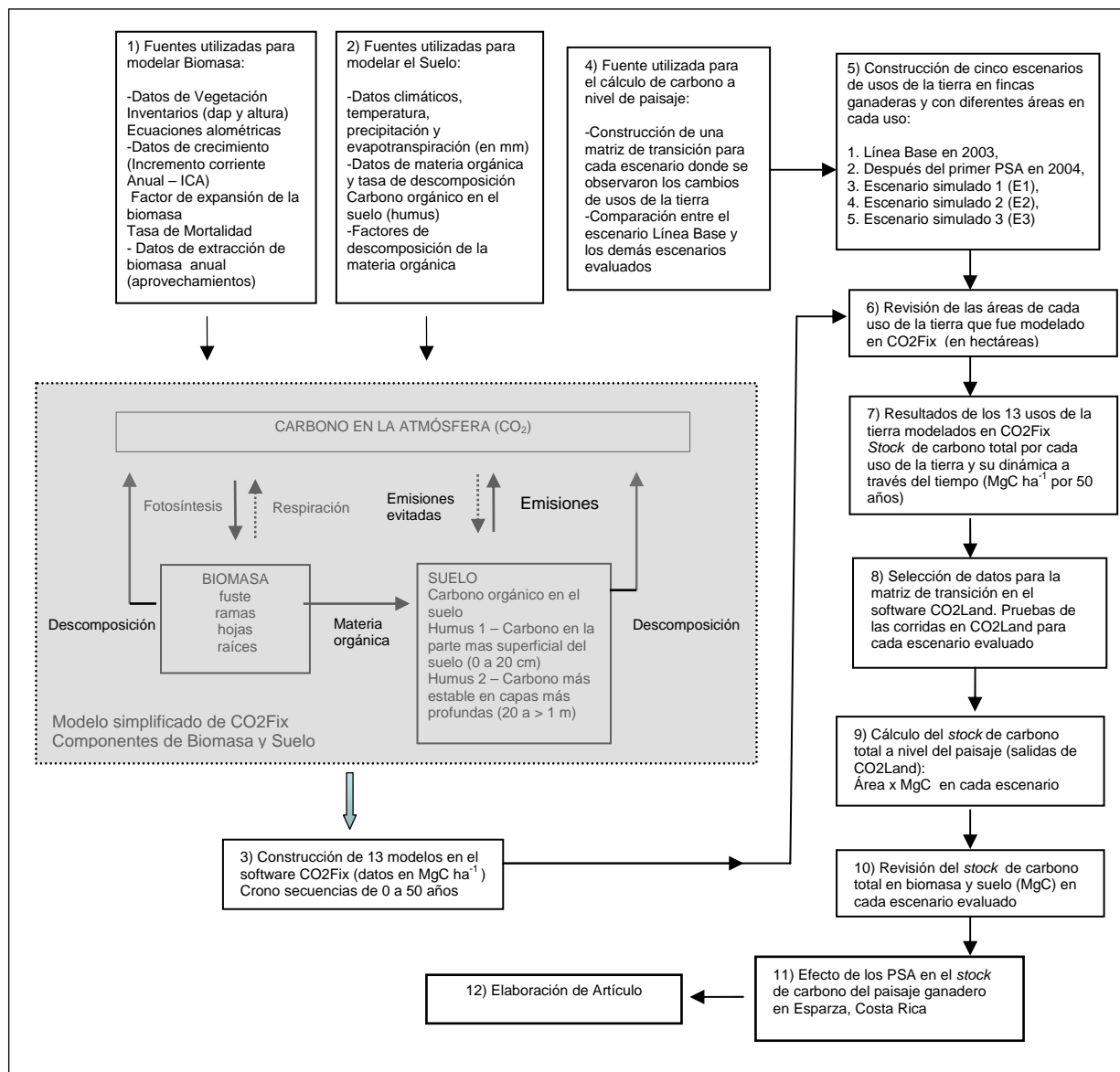


Figura 2. Esquema general del estudio para evaluar el efecto del PSA en el stock de carbono en 13 usos de la tierra y a nivel de paisaje en 60 fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica durante 2005.

### 3.3. Fuentes de datos para el estudio

Se utilizaron tres fuentes de datos: las bases de datos existentes en el proyecto PES, datos de revisión de literatura y los datos recopilados en campo.

1) Los datos existentes en el proyecto PES se encontraron sistematizados en dos informes técnicos, uno acerca del monitoreo de vegetación para biodiversidad y otro del monitoreo de carbono en los componentes

de biomasa y suelos de siete usos de la tierra de Esparza (Cuadro 2). Estos usos fueron: bosque secundario, pastura mejorada con baja densidad de árboles, pastura mejorada sin árboles, pastura natural sin árboles, pastura natural alta densidad de árboles, pastura degradada y plantación de *Tectona grandis* (Teca) (Cuadro 3). Además se utilizaron los mapas de uso del suelo en formato digital de las fincas para los años 2003 y 2004, el modelo de elevación digital de Esparza, el mapa topográfico de Esparza y las imágenes de satélite ortorrectificadas\*.

2) La revisión de literatura se hizo en documentos científicos, tesis y trabajos técnicos para encontrar parámetros de carbono en la biomasa, el suelo, el humus del suelo; así como datos de crecimiento como el incremento corriente anual (ICA), diámetros y altura de vegetación similar a la que iba a ser modelada en este estudio. También las investigaciones realizadas en otras regiones tropicales sirvieron para seleccionar parámetros que sirvieran en la etapa de construcción de los modelos, así como para comparar y discutir los resultados con datos ya reportados.

3) Los datos recopilados en campo se hicieron a través de entrevistas a los productores para determinar la edad promedio de cada uso de la tierra y la edad del último cambio de uso o conversión de la cobertura del suelo.

Cuadro 2. Tipo de muestreo y datos recopilados durante el monitoreo de vegetación y carbono realizada por el proyecto Silvopastoril de PSA durante 2004 en Esparza, Costa Rica.

Tamaño y selección de la parcela	Datos recolectados en campo*
Para inventario de vegetación fue escogida al azar: 20x50 cm. Para fustales (árboles y palmas DAP>5 cm) la parcela era de 625 m <sup>2</sup> (25 x 25 m) Para brinzales era de 225 m <sup>2</sup> (25x25)	-Diámetro a la altura del pecho (DAP) -Número de individuos y de especies por cada uso de la tierra.
Para carbono en el suelo fue escogida al azar en cada uno de los 7 usos de la tierra muestreados 9 calicatas : - 3 calicatas grandes (1x1x1 m <sup>3</sup> ) - 6 calicatas pequeñas (0.4x0.4x0.4 m <sup>3</sup> )	-Muestras de suelo a cuatro rangos de diferentes profundidad: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm y 40 a 100 cm  Para cada rango se calculó densidad aparente, textura, pH, Ca, Mg, P, K, nitrógeno total, carbono total y materia orgánica (carbono orgánico)

\*Los datos y el muestreo fue realizado por los técnicos del proyecto Silvopastoril en Esparza. (CATIE-GEF 2004).

\* La información digital de SIG fue elaborada por personal del proyecto Silvopastoril en Esparza durante 2004 y 2005 (González A., Bautista P., Villanueva C. y Casasola F.)

Cuadro 3. Datos del número de parcelas muestreadas en cada uso de la tierra y densidad arbórea, la información levantada en estos sitios fueron utilizados para calcular el *stock* de carbono en 13 usos de la tierra en Esparza, Costa Rica.

USO DE LA TIERRA	# Parcelas para monitorear biodiversidad*	# Parcelas para monitorear carbono*	Densidad arbórea promedio (arb/ha)
Bosque ripario (BR)	18	-	551.7
Bosque secundario (BS y BS-Int)	12	3	667.5
Bosque primera sucesión (Tacotal)	6	-	426
Pastura degradada (PDA y PDSA)	12	12	70
Plantación forestal de Teca ( <i>Tectona grandis</i> )	6	14	517.1
Pastura mejorada alta densidad de árboles (PMAD)	14	-	114.3
Pastura mejorada baja densidad de árboles (PMBD)	23	14	39.6
Pastura natural alta densidad de árboles (PNAD)	11	14	142.7
Pastura natural baja densidad de árboles (PNBD)	16	4	36.3
Pastura natural sin árboles (PNSA)	-	13	-
Pastura mejorada sin árboles (PMSA)	-	14	-

\* Los datos fueron recopilados por técnicos del proyecto GEF durante 2004, esta información se obtuvo de informes técnicos y bases de datos para fines del estudio.

### 3.4. Modelos en CO2Fix para trece usos de la tierra en Esparza

Para estimar el *stock* de carbono de los 13 principales usos de la tierra en las 60 fincas seleccionadas, se construyeron modelos utilizando el software CO2Fix, este permite calcular el contenido de carbono en la biomasa aérea y en el suelo a través de datos de campo e información secundaria. Cada modelo consiste de al menos estas tres etapas: 1) Parametrización del modelo, 2) Revisión de resultados de la modelación y 3) Validación de los modelos. A continuación se explica como se procedió en cada etapa:

#### 3.4.1. Parametrización

La parametrización de cada modelo consistió de una revisión de literatura y selección parámetros más detallada para cada modelo en CO2Fix. La primera búsqueda fue en el mismo software ya que en la carpeta “samples” de este programa, se reportan 10 modelos de distintos sistemas que fueron consultados y utilizados como punto de partida. Además la esta parametrización implica encontrar los valores para las



ENTRADAS que requiere CO2Fix para calcular el stock de carbono en cada usos del suelo modelado. En anexos se reportan las fuentes primarias y secundarias utilizadas para cada modelo generado.

#### **3.4.1.1. Supuestos generales de los modelos de carbono**

Los 13 modelos fueron elaborados bajo algunos supuestos en las condiciones de clima, vegetación y suelos:

1. Las condiciones climáticas se consideraron constantes.
2. La mortalidad natural se consideró constante en la biomasa.
3. El crecimiento se tomó como una función de la edad en cada uso de la tierra.
4. La competencia entre los cohortes no se consideró debido a la falta de información o estudios en este aspecto.
5. El crecimiento de la biomasa en follaje, ramas y raíces se consideró como una función de la biomasa del fuste (una proporción del fuste).
6. La tasa de descomposición de la materia soluble en el suelo se consideró constante en el suelo de cada uso de la tierra.
7. La temperatura sensitiva de descomposición de la materia orgánica constante en el suelo de cada uso de la tierra.

#### **3.4.1.2. Parámetros climáticos**

Los datos climáticos son utilizados para modelar el stock y los flujos de carbono en el suelo. Los datos que se recopilaron fueron datos de precipitación (pp) mensuales y anuales, sumatoria de grados diarios de temperatura (T°) por año. CO2Fix calcula la evapotranspiración de forma automática con los valores que se le introducen de T° y pp anual. Se marcan los meses de época húmeda según los reportes que existen de la zona.

En Esparza se presentan seis meses de estación húmeda, de mayo a noviembre. La sumatoria de los grados diarios de temperatura por anual fue 9800.55°, la evapotranspiración (EVT) en la época húmeda fue 941.838 mm. La sumatoria de la precipitación en la época húmeda fue 2055.2 mm. La precipitación promedio fue

182 mm/mes. Estos datos fueron tomados de los reportes del año 2004 (Estación meteorológica San Miguel, Costa Rica). Estos valores se utilizaron para todos los modelos de Esparza en el componente suelo (Cuadro y Anexos 2 - 12).

#### **3.4.1.3. Parámetros de biomasa arriba del suelo**

El crecimiento de la biomasa es una función de la edad en cada uso de la tierra (Sistema), por esta razón el aumento en este componente se parametrizó con datos de incremento corriente anual (ICA). La mortalidad se consideró constante, con un valor de 1% de la biomasa total para cada año, se asume que siempre en los sistemas existe mortalidad natural o inducida, al considerar la mortalidad constante fue posible compensar al sistema cuando existen años de mortalidad mínima o cuando sube la mortalidad por algún fenómeno natural o antropogénico. Este mismo valor fue considerado en todos los usos de la tierra debido a que la mortalidad es una característica intrínseca de cada sistema.

La densidad aparente de la madera en las pasturas fue considerada como una constante, con un valor de 1 MgDM/m<sup>3</sup>, debido a que el pasto no almacena carbono como las especies forestales en forma de madera. La densidad aparente en los árboles fue considerada constante con un valor de 0.5 MgDM/m<sup>3</sup>, según lo recomendado en el Manual de CO<sub>2</sub>Fix y en dos estudios que abordan este tema (IPCC 2000, Masera *et al.* 2003, Schelhaas *et al.* 2004). La densidad aparente en pasturas fue considerada como 1 MgDM/m<sup>3</sup>, porque no son especies leñosas y según lo reportado en otras modelaciones de pastos en CO<sub>2</sub>Fix (Schelhaas *et al.* 2004).

En el inventario de vegetación para monitoreo de biodiversidad los datos recolectados fueron diámetro a la altura del pecho (DAP) y altura total (H), los cuales se utilizaron para calcular la densidad de árboles por hectárea. También se consideró la información de calidad de sitio y biofísica que fue tomada durante los inventarios de vegetación y en la etapa de campo durante el levantamiento de la línea base que hizo el proyecto en Esparza (CATIE-GEF 2004).

### 3.4.1.3.1. Ecuaciones alométricas en la biomasa

Para calcular la biomasa aérea total y el carbono almacenado ( $\text{MgC ha}^{-1}$ ) en cada uso de la tierra seleccionado, fue necesario primero escoger una ecuación alométrica adecuada para estimar la biomasa para el fuste en los modelos de bosques secundarios y riparios, pasturas con árboles, pasturas sin árboles y plantación de Teca. Sin embargo, por las condiciones de tiempo y de recursos no fue posible realizar un muestreo destructivo que nos permitiera calcular una ecuación alométrica específica para estos usos de la tierra en Esparza. Por esta razón, se utilizaron ecuaciones construidas en otros sitios geográficos pero con zonas de vida similares, y que más coincidieran con las condiciones de la zona en Esparza y/o que fuera aplicada para la región tropical.

Para seleccionar la ecuación alométrica que mejor se ajustara a los bosques secundarios de Esparza se realizó una comparación de tipo gráfica y estadística entre los resultados de varias ecuaciones alométricas propuestas para los bosques secundarios en otras regiones tropicales (Costa Rica, Colombia, México y Nicaragua). Este análisis se hizo con el fin de comparar los valores de almacenamiento de carbono en la biomasa aérea total que varias ecuaciones plantean para árboles con diámetro  $> 5$  cm. Los resultados mostraron mucha variabilidad en los datos de biomasa aérea de los bosques tropicales, con un rango de 100 a  $309 \text{ MgC ha}^{-1}$  (Cuadro 4).

Cuadro 4. Comparación de diversas ecuaciones alométricas empleadas para calcular biomasa aérea de los bosques secundarios de Esparza, Costa Rica, 2005.

Modelo empleado	Ecuación alométrica	R <sup>2</sup>	n*	Zona de Vida/ Región DAP utilizados	Biomasa** Mgha <sup>-1</sup>
Brown 1997a	$\text{Ln Bt} = -2.0 + 2.32 \text{LnDAP}$	0.89	28	Bosque húmedo tropical (Bh-t), Costa Rica	289,12 <sup>b</sup>
Brown 1997 b	$\text{Ln Bt} = -2.134 + 2.530 \text{LnDAP}$	0.97	160	Bh-t, modelo genérico	278,18 <sup>b</sup>
Ferreira 2001	$\text{Log}_{10} Y = -4.4661 + 2.707 \text{log}_{10} \text{DAP}$	0.90	160	Bh-t, Bs-t Nicaragua, DAP $> 5$ cm	178,71 <sup>cd</sup>
Hughes <i>et al.</i> 1999	$\text{Ln Bt} = 4.937 + 1.058 \text{LnDAP}^2$	0.93	66	Bh-t, México, DAP $< 10$ cm	100,93 <sup>d</sup>
Nelson <i>et al.</i> 1999	$\text{Ln Bt} = -1.9968 + 2.4128 \text{LnDAP}$			Bh-t, Brazil	288,12 <sup>b</sup>
Zapata <i>et al.</i> 2003	$\text{Ln Bt} = -2.232 + 2.422 \text{LnDAP}$	0.97	152	Bh-t Premontano, Colombia, DAP : $1 \text{ cm} < \text{DAP} < 56 \text{ cm}$	309,62 <sup>a</sup>

\* Número de árboles con diámetro mayor a 5 cm que se utilizaron para construir la ecuación alométrica

\*\* Letras diferentes indican que hay diferencias significativas  $p < 0.05$

El análisis de varianza indicó que se encontraron diferencias entre los valores de biomasa y que se formaron cuatro grupos según el estadístico de probabilidad (p) y la prueba de Duncan (Cuadro 4). La ecuación de Ferreira se diferenció de las demás ecuaciones y presentó valores cercanos al promedio del rango de valores de biomasa que estiman estas ecuaciones. Este análisis nos permitió probar que la ecuación de Ferreira (2001) utilizada por el proyecto GEF para estimar biomasa en los bosques secundarios de Esparza, se encuentra dentro del rango de valores estimado (ni por debajo ni por encima) por el conjunto de ecuaciones evaluadas y por tanto, se utilizó dicha ecuación para el cálculo de la biomasa en los bosques de Esparza.

Para sistemas de pasturas no se encontraron varias ecuaciones para comparar, como el caso de los bosques, por lo que se utilizó la ecuación planteada por Ruiz (2002), la cual fue desarrollada en Matiguás, Nicaragua, sitio con una zona de vida de Bosque Sub-húmedo Tropical, y que es similar a las condiciones biofísicas y agroecológicas de Esparza, Costa Rica. Para el modelo de las plantaciones de Teca se utilizó la ecuación propuesta por Pérez y Kanninen (2003) para Costa Rica (Cuadro 5), además los datos facilitados de la zona para este modelo aunque no pertenecen al proyecto Silvopastoril en Esparza se emplearan solo para el análisis de paisaje y conocer el aporte de las plantaciones al stock total de carbono.

En las siguientes etapas de parametrización de biomasa se siguió el criterio de elegir o considerar los datos más bajos o menores de una serie numérica de posibilidades, así como en las estimaciones y parámetros de mortalidad, crecimiento. La razón de seleccionar siempre los valores más bajos se mantuvo como principio precautorio para que los modelos no sobreestimaran los valores finales del *stock* de carbono en cada uno de los 13 usos de la tierra en el paisaje ganadero.

Cuadro 5. Ecuaciones alométricas utilizadas para el cálculo de la biomasa aérea de tres sistemas: Bosques secundarios, plantación de Teca (*Tectona grandis*), pasturas sin árboles y cohortes de árboles en pasturas.

Sistema	Ecuación	descripción	Fuente
Bosques secundarios San Carlos, Nicaragua	$\text{Log}_{10} Y = -4.4661 + 2.707 \log_{10} \text{DAP}$	Y = Logaritmo base 10 de la biomasa total (t ha <sup>-1</sup> de materia seca). DAP = Diámetro a la altura del pecho (cm).	Ferreira 2001
Plantaciones forestales (teca) Costa Rica	$\text{Log}_{10} Y = -0.815 + 2.382 \log_{10} \text{DAP}$	Y = Logaritmo base 10 de la biomasa total (Kg de materia seca). DAP = Diámetro a la altura del pecho (cm).	Pérez y Kanninen 2003
Pasturas con árboles Matiguás, Nicaragua	$\text{Log}_{10} Y = -2.18062 + 0.08012(\text{DAP}) - 0.0006244(\text{DAP}^2)$	Y = Logaritmo base 10 de la biomasa total (t ha <sup>-1</sup> de materia seca). DAP = Diámetro a la altura del pecho (cm).	Ruiz 2002

Cohortes de árboles en pasturas*	Altura: $30 \cdot \text{EXP}(-2.2 \cdot \text{EXP}(-0.049 \cdot H))$ Diámetro: $100 \cdot \text{EXP}(-2.5 \cdot \text{EXP}(-0.05 \cdot \text{DAP}))$	Árboles de crecimiento lento (ACL)	CATIE 2001
	Altura: $25 \cdot \text{EXP}(-2 \cdot \text{EXP}(-0.08 \cdot H))$ Diámetro: $60 \cdot \text{EXP}(-3.9 \cdot \text{EXP}(-0.11 \cdot \text{DAP}))$	Árboles de crecimiento rápido (ACR)	CATIE 2001

\* Ecuaciones alométricas para modelar crecimiento de árboles en potrero

### 3.4.1.3.2. Estructura de la vegetación de los usos de la tierra

En CO2Fix la vegetación es modelada a través del concepto de cohortes. Cada cohorte representa un conjunto de vegetación con características comunes, por ejemplo grupo ecológico, especies fustales y tipo de crecimiento de las especies.

Se consideraron con un solo cohorte los modelos de bosques secundarios, bosques riparios, bosques secundarios en primera sucesión (tacotales), plantación de Teca, pasturas naturales sin árboles y pasturas mejoradas sin árboles, el cual representó el conjunto total de especies en el sistema. Se decidió utilizar este modelo simplista para los bosques debido a la escasez de datos de crecimiento de las especies de bosques tropicales, y para evitar sesgos e inconsistencias por falta de datos específicos de grupos ecológicos y de los cohortes en los bosques. Además estos bosques se supone no serán manejados o aprovechados.

Los modelos de pasturas naturales y los de pasturas mejoradas con árboles se construyeron con tres cohortes cada uno. Estos fueron: pasturas, árboles de crecimiento lento y de árboles de crecimiento rápido. En los cohortes de los árboles fue necesario simular su crecimiento para estimar la biomasa en el sistema, para este fin se utilizó el software SILVIA\* (CATIE 2001) para construir en el módulo de Simulación perfiles de crecimiento del conjunto de especies en cada cohorte, luego se empleó una ecuación alométrica de la base de datos que tiene este software para el diámetro y la altura (Cuadro 5), con estas ecuaciones se pudo estimar el volumen y la biomasa de los árboles en pasturas.

La cohorte de los árboles de crecimiento lento se refiere al conjunto de especies de lento crecimiento y/o longevas, de copa ancha, altura mayor de 30 m, puede alcanzar diámetros > 1 m, este tipo de especies son comunes en las pasturas como árboles dispersos, tales como *Guazuma ulmifolia* (Guácimo), *Pithecelobium*

\* Silvia, es un programa desarrollado por el CATIE y otros colaboradores, con fondos del Proyecto Plantaciones de la Universidad de Helsinki, Finlandia. Este programa está diseñado para el manejo técnico, sistemático y sostenible de plantaciones forestales.

*cyclocarpum* (Guanacaste), *Samanea saman* (Cenizaro), entre otras. Se consideró un diámetro (DAP) máximo de 100 cm y altura (H) máxima de 30 m. Las ecuaciones genéricas seleccionadas fueron, para altura:  $30 * \text{EXP}(-2.2 * \text{EXP}(-0.049 * H))$  y para diámetro:  $100 * \text{EXP}(-2.5 * \text{EXP}(-0.05 * \text{DAP}))$  (CATIE 2001; Cuadro 5).

La cohorte de árboles de crecimiento rápido se refiere a las especies de rápido a mediano crecimiento, de fuste recto, copa pequeña, altura menor de 30 m, con 60 cm de diámetro máximo, son especies comunes en las pasturas, tales como *Cordia alliodora* (laurel), *Tabebuia rosea* (roble), *Cedrela odorata*, entre otras. Se resumieron en una ficha técnica los parámetros específicos de cada modelo. Se consideró el diámetro (DAP) máximo de 60 cm y altura (H) máxima de 25 m. Las ecuaciones fueron para diámetro:  $60 * \text{EXP}(-3.9 * \text{EXP}(-0.11 * \text{DAP}))$  y altura:  $25 * \text{EXP}(-2 * \text{EXP}(-0.08 * H))$  (Vallejo 2001, Cuadro 5).

Cuadro 6. Resumen de la estructura de los modelos construidos en CO2Fix para diversos usos de la tierra en Esparza, Costa Rica.

Uso de la tierra (UT)	Número de Cohortes	Biomasa inicial cohorte (ton ha <sup>-1</sup> )	Biomasa inicial total (ton ha <sup>-1</sup> )	Entrada anual de Carbono (ton ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> )	Edad promedio estimada (años)	Densidad promedio (arb ha <sup>-1</sup> )	Fuentes
Bosque ripario (BR)	1	Árboles	92	Hojas: 1 Ramas: 0.7 Fuste: 2 Raíces: 0.6	50	551.7	CATIE-GEF 2004 Lugo y Murphy 1986
Bosque secundario (BS y BS-Int)	1	Árboles	2	Hojas: 0.9 Ramas: 0.7 Fuste: 1.8 Raíces: 0.9	30	667.5	CATIE-GEF 2004 Lugo y Murphy 1986
Bosque primera sucesión (Tacotal)	1	Árboles	2	Hojas: 0.6 Ramas: 0.4 Fuste: 1.3 Raíces: 0.6	10	426	CATIE-GEF 2004 Lugo <i>et al.</i> 1978
Plantación forestal (Teca)	1	Árboles	2	Hojas: 0.6 Ramas: 0.4 Fuste: 1.3 Raíces: 0.6	8	517.1	CATIE-GEF 2004 Pérez y Kanninen 2003
Pastura degradada con árboles (PDA)	3	Pasturas ACL*: 1.88 ACR**: 2.96	4.84	Hojas: 0.6 Ramas: 0.4 Fuste: 1 Raíces: 0.4	5	70	CATIE-GEF 2004 IPOC 2000
Pastura degradada sin árboles (PDSA)	1	Pasturas	2	Hojas: 2 Ramas: 0.0 Fuste: 0.0 Raíces: 0.4	5	-	GEF 2004 IPOC 2000
Pastura mejorada alta densidad de árboles (PMAD)	3	Pasturas ACL*: 0.4 ACL**: 1.2	1.63	Hojas: 0.6 Ramas: 0.4 Fuste: 1.3 Raíces: 0.6	15	114.3	GEF 2004 IPCC 2000
Pastura mejorada baja densidad de árboles (PMBD)	3	Pasturas AG*: 0.4 AP**: 1.2	1.63	Hojas: 0.6 Ramas: 0.4 Fuste: 1 Raíces: 0.6	10	39.6	GEF 2004 IPOC 2000
Pastura natural alta densidad de árboles (PNAD)	3	Pasturas ACL* : 2.75 ACR**: 4.3	7.09	Hojas: 0.6 Ramas: 0.4 Fuste: 1.3 Raíces: 0.6	15	142.7	GEF 2004 IPOC 2000
Pastura natural baja densidad de árboles (PNBD)	3	Pasturas ACL*: 2.75 ACR**: 4.3	7.09	Hojas: 0.6 Ramas: 0.4 Fuste: 1 Raíces: 0.6	10	36.3	GEF 2004 IPOC 2000
Pastura natural sin árboles (PNSA)	1	Pasturas	4	Hojas: 0.6 Ramas: 0.0 Fuste: 0.0 Raíces: 0.4	8	-	GEF 2004 IPOC 2000
Pastura mejorada sin árboles (PMSA)	1	Pasturas	4	Hojas: 2 Ramas: 0.0 Fuste: 0.0 Raíces: 0.4	8	-	GEF 2004 IPOC 2000

\*ACL: Cohorte de árboles de crecimiento lento \*\*ACR: Cohorte de árboles de crecimiento rápido

Para el módulo de biomasa fue necesario utilizar datos del incremento corriente anual de los fustes (ICA) en  $\text{m}^3\text{ha}^{-1}\text{año}^{-1}$  en los cohortes de cada modelo. Para obtener los ICA's se emplearon varios factores de conversión para transformar peso en volumen, entre otras para calcular de la biomasa el contenido de carbono (Cuadro 7).

Cuadro 7. Principales factores de conversión utilizados en el componente de la biomasa de los modelos de CO2Fix construidos para 13 usos de la tierra en Esparza, Costa Rica

Factores de conversión de peso a volumen de madera		
Peso específico de la madera	Desde 0,3 a 0,9 g/cm <sup>3</sup>	De g a Kg: Se multiplicó por - 1 kg/1000 g * 10 <sup>6</sup> cm <sup>3</sup> - 0.001 kg/g cm <sup>3</sup>
Peso constante	0,5 g/cm <sup>3</sup>	De ton a M3 - 500 kg/ m <sup>3</sup> * 1 ton/1000 kg ó - 0.5 ton/ m <sup>3</sup>
Incremento corriente anual (ICA)	Volumen año 2- volumen año 1/ edad 2 – edad 1	incremento de m <sup>3</sup> /ha/año
Para el componente biomasa en ramas, follaje y fuste se consideraron porcentajes		
Crecimiento relativo de la biomasa aérea en los componentes	La biomasa en el fuste (ton ha <sup>-1</sup> ), se convirtió en la biomasa en ramas, follaje y raíces	Se multiplicó biomasa del fuste por % de crecimiento relativo en cada componente

#### 3.4.1.4. Parámetros del Suelo

Los parámetros para modelar el carbono en el suelo son básicamente los valores de las condiciones climáticas que fueron anteriormente presentados, y los valores para cohorte consisten en los contenidos o la proporción de compuestos en el carbono inicial y valores del humus o materia orgánica en el suelo (Cuadro 9). Sin embargo, aunque en este estudio se obtuvieron datos locales de muestreos de suelo no fue posible obtener valores de la composición de materia gruesa, materia fina, materia no leñosa, lignina, homocelulosa y componentes solubles en la biomasa de cada uso de la tierra. Debido a la escasez de datos para estos parámetros, los resultados obtenidos en este estudio para el componente suelo en cada uso de la tierra deben ser considerados como resultados conservadores y deben ser tentativos..

Los demás datos utilizados fueron los resultados obtenidos en el inventario de carbono orgánico a 1 m de profundidad y a cuatro niveles de profundidad del suelo (de 0 a 10 cm, 20 a 40 cm, 40 cm a 1 m) en siete



usos de la tierra en Esparza realizó durante 2004. En Anexos se encuentran detallados los valores utilizados en cada uso de la tierra para cada componente.

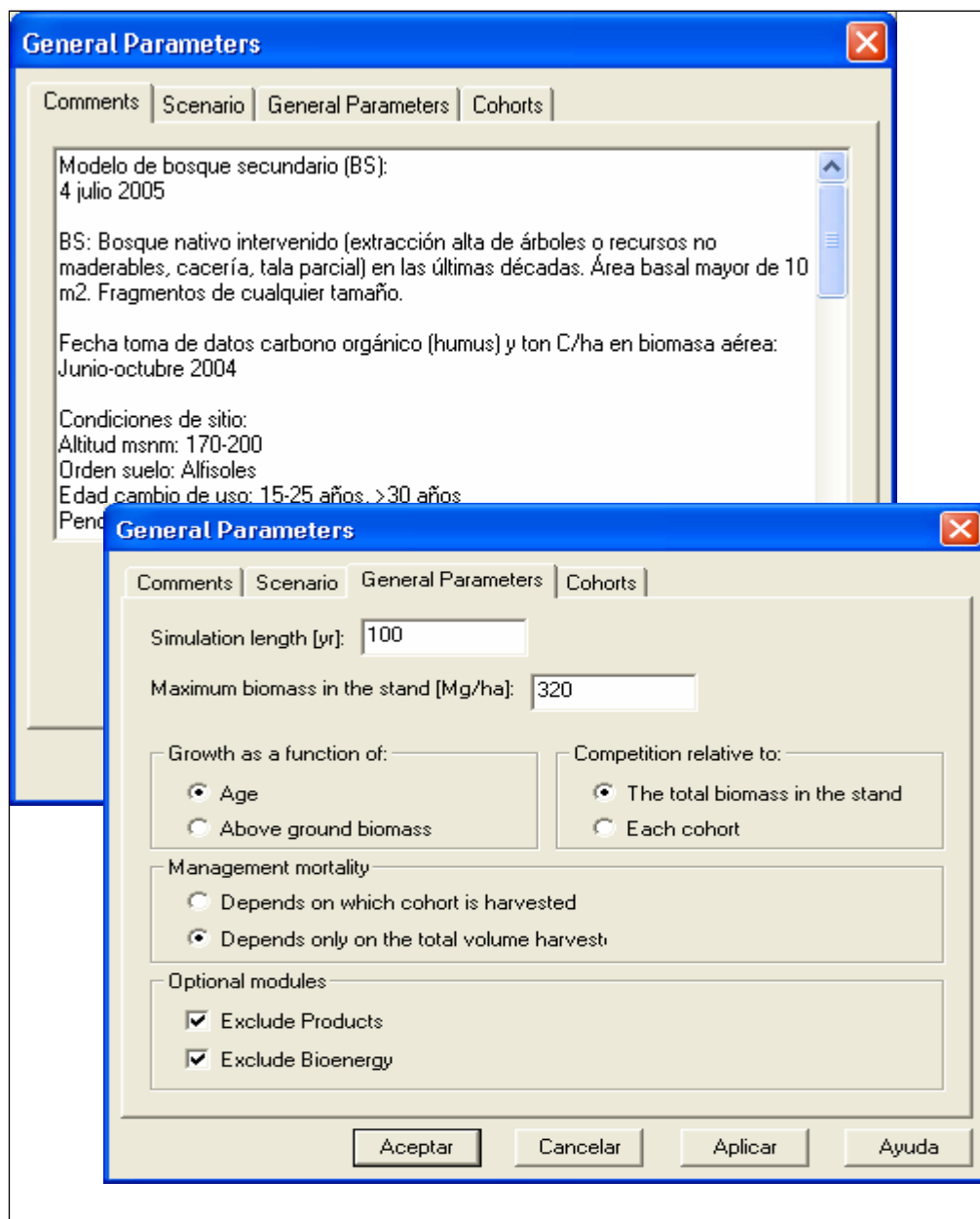


Figura 3. Ventanas de CO2Fix que se utilizaron para completar los parámetros generales de cada modelo. Se muestra el ejemplo para bosques secundarios en Esparza.

Se emplearon en los modelos los datos reportados en el PES durante su primer monitoreo de carbono en el suelo de las fincas ganaderas de Esparza (Cuadro 9). Los resultados del monitoreo de carbono orgánico realizado por PES, realizado a 1 m de profundidad del suelo en los principales usos de la tierra en Esparza, indicaron que no existen diferencias significativas en el contenido de carbono de bosques secundarios y los demás usos evaluados excepto las pasturas degradadas (Cuadro 8). Este análisis permitió que se utilizaran los mismos datos de carbono en usos de la tierra similares (como PMAD y PMBD) para mantener la consistencia con el contenido de carbono asignado en los modelos de CO2Fix (Cuadro 9). Estos datos de carbono orgánico se reclasificaron y se agruparon los valores de 0 a 20 cm para “Humus 1”, y de 20 a 100 cm para “Humus 2”. Además los datos obtenidos en la zona sirvieron para validar las simulaciones con los datos de campo.

Cuadro 8. Contenido de carbono en el suelo a 1 m de profundidad en diferentes usos del suelo en Esparza, Costa Rica, en base al monitoreo de carbono realizado por el proyecto GEF.

<i>Uso de la tierra</i>	<i>Carbono orgánico (ton C ha<sup>-1</sup>)</i>
Bosque secundario intervenido	116.07b
Pastura degradada	21.66 <sup>a</sup>
Plantación de maderables en Teca	95.06b
Pastura mejorada con baja densidad de árboles	117.53b
Pastura mejorada sin árboles	139.48b
Pastura natural con alta densidad	121.7b
<b>Pastura natural sin árboles</b>	<b>143b</b>

\*Tomado del informe técnico del Proyecto GEF, Chacón *et al.* 2004. Letras diferentes muestran las diferencias significativas ( $p < 0.05$ )

En CO2Fix se utiliza el concepto de humus 1 y humus 2. El humus 1 se refiere al carbono orgánico presente en las capas más superficiales del suelo (de 0 a 20 cm de profundidad). Los valores estimados para el humus 2 del suelo representan la proporción de carbono que está fijado en las capas más profundas del suelo en una profundidad mayor a los 20 cm del suelo. Este reservorio es importante porque el carbono que se fija en esta parte del suelo se supone es menos susceptible a liberarse a la atmósfera por efectos de actividades productivas como por ejemplo labranza, pastoreo y lavados del suelo por escorrentía, entre otros.

Cuadro 9. Distribución del carbono orgánico en el suelo (de 0 a 1 m de profundidad) utilizados en los modelos de CO2Fix de Esparza, Costa Rica.

Datos de campo recopilados por el proyecto				Uso de la tierra modelado que utilizó los datos de carbono
Usos de la tierra	Profundidad	HUMUS Mg/ha	HUMUS Mg/ha	Modelo CO2Fix
Bosque secundario	0-10	40.34	59,52	Bosque ripario (BR) Bosque secundario (BS) Bosque secundario (BS-Int)
	10-20	19.18		
	20-40	21.67	56,55	
	40-100	34.88		
Pastura degradada	0-10	9.13	12,56	Pastura degradada con árboles (PDA) Pasturas degradada sin árboles (PDSA) Bosque secundario primera sucesión (TACOTAL)
	10-20	3.43		
	20-40	3.31	9,1	
	40-100	5.79		
Pastura natural sin árboles	0-10	48.66	79,18	Pastura natural sin árboles (PNSA)
	10-20	30.52		
	20-40	27.86	63,82	
	40-100	35.96		
PMBD	0-10	41.4	67,22	Pastura mejorada baja densidad (PMBD) Pastura mejorada alta densidad (PMAD)
	10-20	25.82		
	20-40	28.77	50,31	
	40-100	21.54		
PMSA	0-10	46.91	80,32	Pastura mejorada sin árboles (PMSA)
	10-20	33.41		
	20-40	25.25	59,17	
	40-100	33.92		
PNAD	0-10	45.22	56,55	Pastura natural baja densidad árboles (PNBD) Pastura natural alta densidad árboles (PNAD)
	10-20	28.31		
	20-40	19.31		
	40-100	28.88		
TECA	0-10	30.71b	47.74	Plantación de <i>Tectona grandis</i> (TECA)
	10-20	17.03 <sup>a</sup>		
	20-40	16.1 <sup>a</sup>	47.26	
	40-100	31.16b		

\* Tomado de Informe técnico del proyecto PES, CATIE-GEF 2004

### 3.4.2. Revisión de resultados

Después de la etapa de introducción de datos se procedió a revisar los flujos de carbono (las salidas) a través de los gráficos que CO2Fix genera, y se revisaron cronosecuencias de 10, 20, 50, 100 y 400 años para cada

escenario evaluado, con el fin de revisar posibles errores en alguno de los parámetros introducidos. El chequeo a 400 años se hizo solo para la etapa de prueba de los parámetros en los modelos y se partió del supuesto que los errores acumulados en este período de tiempo se hacen más visibles, ya que se logran percibir solo en un período largo de observación. Los resultados en este estudio se presentaron a una escala de tiempo menor, de 0 a 35 años para los modelos de pasturas, plantaciones y bosques secundarios; y de 0 a 100 años para el modelo de bosque ripario; sin embargo, se presentan los resultados de 0 a 50 años para todos los modelos en anexos.

Las SALIDAS de cada modelo esperadas fueron: el *stock* de carbono total (MgC) en cada uso de la tierra. El *stock* de carbono en la biomasa aérea (MgC, y MgCha<sup>-1</sup>), *stock* de carbono orgánico en el suelo (MgC, y MgCha<sup>-1</sup>) y el *stock* de carbono orgánico en el humus 2 del suelo (MgC, y MgCha<sup>-1</sup>), para cada uso de la tierra y para cada año modelado. A partir de estos datos se estimó la tasa de fijación de carbono en la biomasa y en el suelo para cada año, y se consideró en los resultados las tasas estimadas para la edad promedio de los usos de la tierra en Esparza, las tasas de fijación de carbono de 0 a 50 años se presentan en anexos.

### **3.4.3. Validación de los modelos**

La validación se entiende como el proceso de evaluar en forma independiente los valores de los modelos para comprobar los flujos de estos modelos con el contenido de carbono de otros estudios realizados en los trópicos y en los mismos usos de la tierra que se evalúan en este estudio. En muchos casos la validación puede hacerse mediante métodos empíricos o utilizando métodos no inferenciales a través de la estadística descriptiva (Barrales *et al.* 2004). La validación de los parámetros utilizados se realizó con el objetivo de comparar los resultados de los modelos construidos en CO2Fix con los resultados de otros estudios en usos de la tierra similares a los evaluados en este estudio.

Se revisaron los datos de carbono para fuste, ramas, follaje y raíces, así como los flujos del carbono total para biomasa y suelos en cada uso de la tierra. Se corrigieron datos que pudieran ser inconsistentes o que estaban generando flujos de carbono a lo largo del tiempo de manera ilógica, como caídas súbitas del contenido de carbono en el suelo o aumentos poco comunes en el contenido de carbono de la biomasa el criterio utilizado en esta parte fue suponer que los modelos debían brindar tendencias de flujos de carbono cercanas con lo reportado hasta la fecha en otros estudios y con la teoría de sistemas en ecología.

En algunos casos fue necesario modificar alguno de los parámetros en los módulos de biomasa y suelo, como por ejemplo en las constantes de temperatura sensitiva a la descomposición de materia orgánica, el porcentaje de compuestos solubles disponible para descomponerse en el suelo y el factor de corrección empleado en cada componente de la biomasa (fuste, ramas, follaje y raíces), ya que un cambio en estos parámetros cambiaba considerablemente el *stock* de carbono total en la biomasa y suelo. Además se consideró el proceso de “*seteris paribus*” o de prueba continua, que consistió en ajustar uno a uno aquellos parámetros que resultaban inconsistentes con los valores de carbono reportados en campo y por otros estudios similares.

### **3.5. Simulación de escenarios de cambios de usos de la tierra y su efecto en el *stock* de carbono a nivel de paisaje**

Para explorar diferentes escenarios de cambios de usos de la tierra de los PSA se consultó tanto a los técnicos del proyecto en Esparza como los planes de finca de los productores (as) donde se contemplaban los cambios de usos de la tierra esperados desde 2003 a 2007. Estas consultas permitieron conocer cuales usos de la tierra el proyecto estaba fomentando, la tendencia actual de los cambios de usos, las proyecciones a futuro de los cambios de uso de la tierra para cada finca, así como determinar cuáles usos de la tierra tenían mayor valor de puntos para el PSA, según la guía propuesta para el pago de servicios ambientales del proyecto (Murgueitio *et al.* 2003).

Según las consultas anteriores se encontraron tres principales tendencias o tipos de cambios de usos de la tierra que fueron adoptados en Esparza. Un tipo era la conversión de pasturas naturales a pasturas mejoradas, otro la conversión de las pasturas naturales o mejoradas de baja densidad de árboles a pasturas con alta densidad de árboles, y la permanencia de bosques secundarios y riparios, y en menor proporción el aumento de estos usos. Estos datos sirvieron de base para orientar la simulación de los cambios en el paisaje, en principio debían estar acorde con la realidad de la zona. Como se mencionó anteriormente para las simulaciones se consideraron solo 13 usos de la tierra: PDSA, PDA, PNSA, PNBD, PNAD, PMSA, PMBD, PMAD, BS, Tacot, BS-Int, BR y Teca. Los demás usos de la tierra se mantuvieron constantes. Se desarrollaron tres escenarios del paisaje, los cuales simulaban diferentes estrategias de cambios en los usos de la tierra (Cuadro 8, Anexo 16). Estos escenarios fueron:

El escenario 1 (E1) consistió en simular la disminución del área bajo las pasturas degradadas y el aumento de la cobertura arbórea en las fincas. En este escenario se cambiaron las pasturas degradadas a pasturas naturales o mejoradas. Además las pasturas naturales y mejoradas sin árboles se cambiaron a pasturas naturales o mejoradas con baja densidad de árboles. Las áreas de los demás usos de la tierra se mantuvieron constantes.

El escenario 2 (E2) consistió en mantener los cambios que se hicieron en el E1 y a la vez simular que en el paisaje todas las pasturas naturales se cambiaban a pasturas mejoradas con baja o alta densidad de árboles. Por esta razón las áreas bajo los usos de pasturas degradadas y pasturas naturales se transformaron a pasturas mejoradas, los tacotales se transformaron en bosques secundarios y se mantuvieron constantes las áreas de los demás usos de la tierra.

El escenario 3 (E3) consistió en mantener los cambios realizados en el E2 y a la vez simular que en las fincas se cumplen las disposiciones de la ley forestal 7575\*, lo que significa que en pendientes abruptas (> 50%) no deben establecerse cultivos agrícolas ni pastoreo de ganado, y en cambio esas áreas deben dejarse para la conservación de bosques naturales. En este escenario los principales cambios en pendientes > 50 % consistieron en transformar las pasturas sin árboles o con baja densidad de árboles a bosques secundarios en primera sucesión (tacotal), y las pasturas con alta densidad de árboles se cambiaron a la categoría de bosques secundarios.

Los tres escenarios fueron construidos utilizando ArcView V. 3.3 y se aplicaron los cambios solo en las fincas bajo PSA (esquema B y C). En las fincas control (esquema A) no se simularon cambios, y este grupo se consideró como la línea base o situación sin cambios de usos de la tierra (sin proyecto). Para construir el escenario 3 se utilizó el modelo de elevación digital (MED) de Esparza. En los mapas digitales se cambiaron los atributos de los polígonos en las fincas. Se utilizó un mapa de pendientes, el cual fue derivado del MED que tenía el proyecto PES. En el mapa de pendientes se ubicaron los sitios con pendientes abruptas (>50%), luego estos sitios se traslaparon con el mapa de usos del suelo de las fincas y de este modo se identificaron los usos de la tierra que estaban en conflicto de uso para luego realizar los cambios de usos antes mencionados.

---

\* Ley forestal 7575, artículo 12 menciona que: “Las fincas con Sistemas Agroforestales beneficiarias de PSA, deben contribuir al Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas”, esto implica establecer coberturas del suelo solo en sitios donde estén bajo su capacidad de uso y que además se establece cobertura arbórea para proteger los cursos de agua en quebradas y ríos.

Cuadro 10. Matriz de cambios (en ha) entre los cinco escenarios de cambios de usos de la tierra: 1) Línea Base en 2003, 2) Después de un año de aplicación del PSA en 2004 y los tres escenarios simulados de los cambios de usos de la tierra en Esparza, Costa Rica (Los valores corresponden a las áreas asignadas a cada uso de la tierra en los diferentes escenarios evaluados).\*

Usos de la tierra	Escenario "Línea Base" (2003)	Escenario después del primer pago de PSA (2004)	Escenario simulación 1	Escenario simulación 2	Escenario simulación 3
Pastura degradada (PD = PDA + PDSA)	318.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pastura natural sin árboles (PNSA)	99.9	0.0	0.0	0.0	0.0
Pastura mejorada sin árboles (PMSA)	47.9	0.0	0.0	0.0	0.0
Pastura natural baja densidad de árboles (PNBD)	523.2	99.9	99.7	8.9	9.4
Pastura mejorada baja densidad de árboles (PMBD)	271.0	328.3	324.0	318.6	57.2
Pastura natural alta densidad de árboles (PNAD)	94.5	614.0	614.0	103.2	103.2
Plantación monocultivo (Teca)	31.8	31.8	31.8	31.8	31.8
Pastura mejorada alta densidad de árboles (PMAD)	74.3	386.6	386.6	996.7	1,187.80
Bosque secundario primera sucesión (Tacotal)	48.8	48.8	48.8	9.8	71.4
Bosque ripario o ribereño (BR)	413.2	413.2	413.2	413.2	413.2
Bosque secundario (BS)	139.5	139.5	144.2	202.0	220.0
Bosque secundario intervenido (BS-Int)	12.2	12.2	12.2	0.0	12.2
Área total (ha)	2074.5	2074.5	2074.5	2074.5	2074.5

\* Para construir esta matriz se utilizó ArcView, las imágenes de satélite de Esparza año 2004, el modelo de elevación digital de Esparza y los mapas digitales de usos del suelo 2003 y 2004 de las fincas muestreadas.

Para calcular el carbono a nivel del paisaje tanto en los escenarios del paisaje en 2003 y 2004 así como en los tres escenarios simulados, se utilizó el software CO2Land\*. Las áreas (en ha) de cada uso de la tierra en los escenarios fueron obtenidas a través de las tablas que brinda ArcView una vez que se cambiaron los atributos de los polígonos en las fincas ganaderas. Para cada escenario se construyó una matriz (tabla) donde se reflejaron las transiciones de los usos de la tierra en CO2Land. Cada matriz está conformada por los usos de la tierra a evaluar y se vincula cada uno a su respectivo modelo de CO2Fix que fueron previamente construidos. En este software se combinan los usos de la tierra presentes en cada escenario, de tal manera que se puede calcular el *stock* carbono incluso aun cuando existen cambios de forma abrupta o gradual en el paisaje (Figura 4, Cuadro 10).

Cabe destacar que CO2Land aún está en período de prueba y esta es la primera vez que se utiliza para simular escenarios de cambios de usos de la tierra con numerosas transiciones de cambios entre los usos de la tierra, y además con modelos de CO2Fix estructurados con diferentes número de cohortes como fue por ejemplo la transición de pasturas sin árboles (1 cohorte) a pasturas con baja densidad de árboles (3 cohortes).

---

\* CO2Land es un software que utiliza los modelos de CO2Fix para cuantificar el stock de carbono a nivel de paisaje, y que sirve para calcular el cambio de *stock* de carbono debido a cambios de usos del suelo a lo largo del tiempo.



Cuadro 11. Cambios de usos de la tierra reportados (en 2003 y 2004) y simulados en tres diferentes escenarios para las fincas bajo PSA (grupos B y C) en Esparza, Costa Rica.

Escenario antes del PSA “Línea Base” (año 2003)	Escenarios	Cambios de usos realizados en los escenarios después de aplicar PSA
1. Pasturas degradadas sin árboles (PDSA) 2. Pasturas degradadas con árboles (PDA) 3. Pasturas naturales sin árboles (PNSA) 4. Pasturas mejoradas sin árboles (PMSA ) 5. Pasturas naturales baja densidad de árboles (PNBD) 6. Pasturas naturales alta densidad de árboles (PNAD) 7. Pasturas mejoradas baja densidad de árboles (PMBD) 8. Pasturas mejoradas alta densidad de árboles (PMAD)	“Después de un año de aplicación del PSA” (año 2004)	PD sin árboles a PNBD, PMBD, PD con árboles a PMAD, PNSA a PNSA, PNSA a PNBD, PNSA a PMSA, PNBD a PNBD, PNBD a PNAD, PNBD a PMBD, PMSA a PMSA, PMSA a PMBD, BS-Int a BS-Int, BS-Int a BS, BR a BR Los demás usos se mantuvieron constantes
9. Sucesión secundaria de bosques (Tacotal) 10. Bosques Secundarios maduros (BS) 11. Bosques de galería o riparios (BR) 12. Bosque secundario intervenido (BS-INTERVEN) 13. Plantación de Teca (PTECA) 14. Plantación diversificada (PDIVERSI) 15. Frutales monocultivo (FRUTALMON) 16. Frutal diversificado (FRUTALMIXTO)	Escenario 1 (simulación)	PD sin árboles a PMBD PD con árboles a PMAD PNSA a PNBD PNBD a PNAD PMSA a PMBD BS-Int a BS BR a BR Los demás usos se mantuvieron constantes
17. Cultivos perennes (CPERENNE) 18. Granos Básicos (GB) 19. Cultivo de café más árboles (CAFÉ) 20. Banco forrajero de gramíneas (Bancogramínea) 21. Banco forrajero de leñosas (Bancolenosa) 22. Banco forrajero diversificado (Bancodiversi) 23. Pastura natural enriquecida baja densidad de árboles (PNEBD)	Escenario 2 (simulación)	PD sin árboles a PMBD PD con árboles a PMAD PNSA a PMBD, PNBD a PMAD PNAD a PMAD, PMSA a PMBD PMBD a PMAD, Tacotal a BS BS-Int a BS, BR a BR Los demás usos se mantuvieron constantes
24. Pastura mejorada enriquecida baja densidad de árboles (PMEBD) 25. Infraestructura + árboles : quintas, casas y patios arbolados (I+Arb) 26. Infraestructura: casas, edificaciones, etc. (I) 27. Caminos principales y secundarios (Camino) 28. Zonas desnudas (ZD) 29. Suelos desnudos y fuentes de agua (SD_AGUA)	Escenario 3 (simulación)	En pendientes mayores a 50% los cambios fueron: PD, PNSA y PMSA a Tacotales PNBD, PNAD, PMBD y PMAD a BS En pendientes < 50% todas las pasturas se pasaron a PMAD Los demás usos se mantuvieron constantes

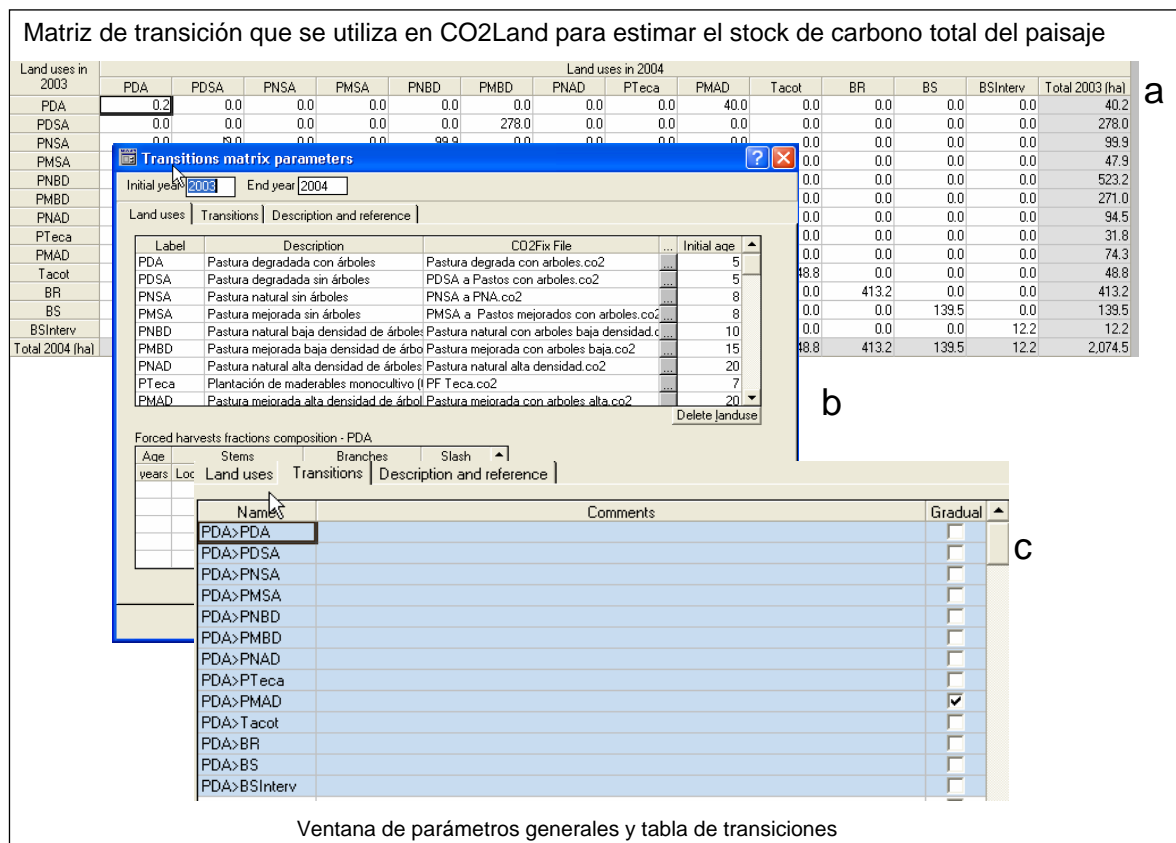


Figura 4. Estructura del software CO2Land: a. Matriz de transición de cambios de usos de la tierra. b. Ventana de parámetros generales donde se describe cada uso de la tierra y se crea un vínculo con su correspondiente modelo de CO2Fix, y c. Tabla de transiciones entre los usos de la tierra (estas pueden ser abruptas o graduales).

### 3.6. Estadísticas descriptivas para comparar el *stock* de carbono entre los 13 usos de la tierra en Esparza

En este estudio se emplearon una variedad de datos de campo y de la literatura para el cálculo de los modelos de carbono. Se compararon los valores del contenido de carbono en los reservorios de biomasa aérea, humus y suelo total para los 13 modelos de carbono construidos en CO2Fix. La comparación de los datos se hizo tomando en cuenta dos aspectos: la edad promedio de cada uso de la tierra reportada en Esparza y el stock promedio de carbono en cinco categorías o rangos de edad de 0 a 10, 10 a 20, 20 a 30, 30 a 40 y 40 a 50 años.

Para calcular el contenido de carbono total en cada escenario se tomó en cuenta la edad estimada que reportaron los productores de la zona para los usos de la tierra dentro de cada escenario (Cuadro 6). Este cálculo consideró los usos de la tierra como bosques riparios, plantaciones de Teca y bosques secundarios, debido a que el contrato por PSA implicaba que los productores debían proteger y conservar el área bajo estos usos, o bien podían aumentar el área de estos usos de la tierra ya que tenían los valores más altos de puntaje por PSA.

### **3.6.1. Comparación del *stock* de carbono a nivel del paisaje en cinco escenarios de cambios de usos de la tierra**

En Esparza cada escenario que se evaluó describe una estrategia diferente de cambios de usos de la tierra en el paisaje ganadero. Se compararon los escenarios del paisaje en 2003, 2004 y en los 3 escenarios simulados mediante estadísticas descriptivas para encontrar diferencias o semejanzas entre los valores del contenido de carbono total, de la biomasa aérea y del suelo entre estos escenarios. También se determinó el aumento o disminución del *stock* de carbono total en MgC y en porcentaje al comparar el escenario Línea Base con los demás escenarios.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Cambios de uso de la tierra en los escenarios Línea Base (en 2003) y después del primer PSA (en 2004)

El escenario “Línea Base” (2003) se caracterizó por estar dominado de áreas de pastos naturales con baja densidad de árboles (25.3% del área total), bosques riparios (20 %), pastos mejorados de baja densidad de árboles (15.9 %) y pasturas degradadas (15.3 %). Después del primer pago de servicios ambientales (en 2004), las pasturas degradadas y pasturas sin árboles cambiaron a otros usos con mayor cobertura arbórea como los pastos naturales y mejorados con alta densidad de árboles, con 29.5 % y 18.7% del área total respectivamente. Las áreas bajo usos forestales (bosques y plantaciones) permanecieron constantes, y los bosques secundarios intervenidos se cambiaron de categoría a bosques secundarios sin intervención (Figura 3).

Los cambios observados en el paisaje ganadero parecen indicar que el pago y la presencia del proyecto en la zona motivaron a los productores para que hiciesen cambios hacia usos de la tierra más amigables con el ambiente, lo que significaría un mayor ingreso en los futuros pagos de servicios ambientales, como fue el caso del cambio de pasturas de baja densidad de árboles ( $< 30$  árboles  $ha^{-1}$ ) a pasturas con alta densidad de árboles (mayor a  $30$  árboles  $ha^{-1}$ ). En general, los cambios más notorios en las fincas fueron la conversión de las pasturas degradadas y pasturas sin árboles a pasturas con mayor cobertura arbórea, y el cambio de las áreas bajo pasturas naturales a pasturas mejoradas.

Una estrategia que muchos productores adoptaron para aumentar la cobertura arbórea fue manejar la regeneración forestal en los potreros. De esta manera aumentaban la densidad de árboles por hectárea en sus fincas a bajo costo. Sin embargo, no fue posible obtener un dato más preciso de cuántos árboles (nuevos reclutas) se adicionaron en las pasturas. Además, la mayoría de los productores aumentaron los árboles en cercas vivas dentro de las fincas. Por ejemplo, en 2003 se reportó en las fincas solo 5,638 m de cercas vivas establecidas y en 2004 se reportaron 31,573.3 m, lo que representó un aumento de seis veces más metros lineales bajo cercas vivas y de igual aumento de árboles en las pasturas.

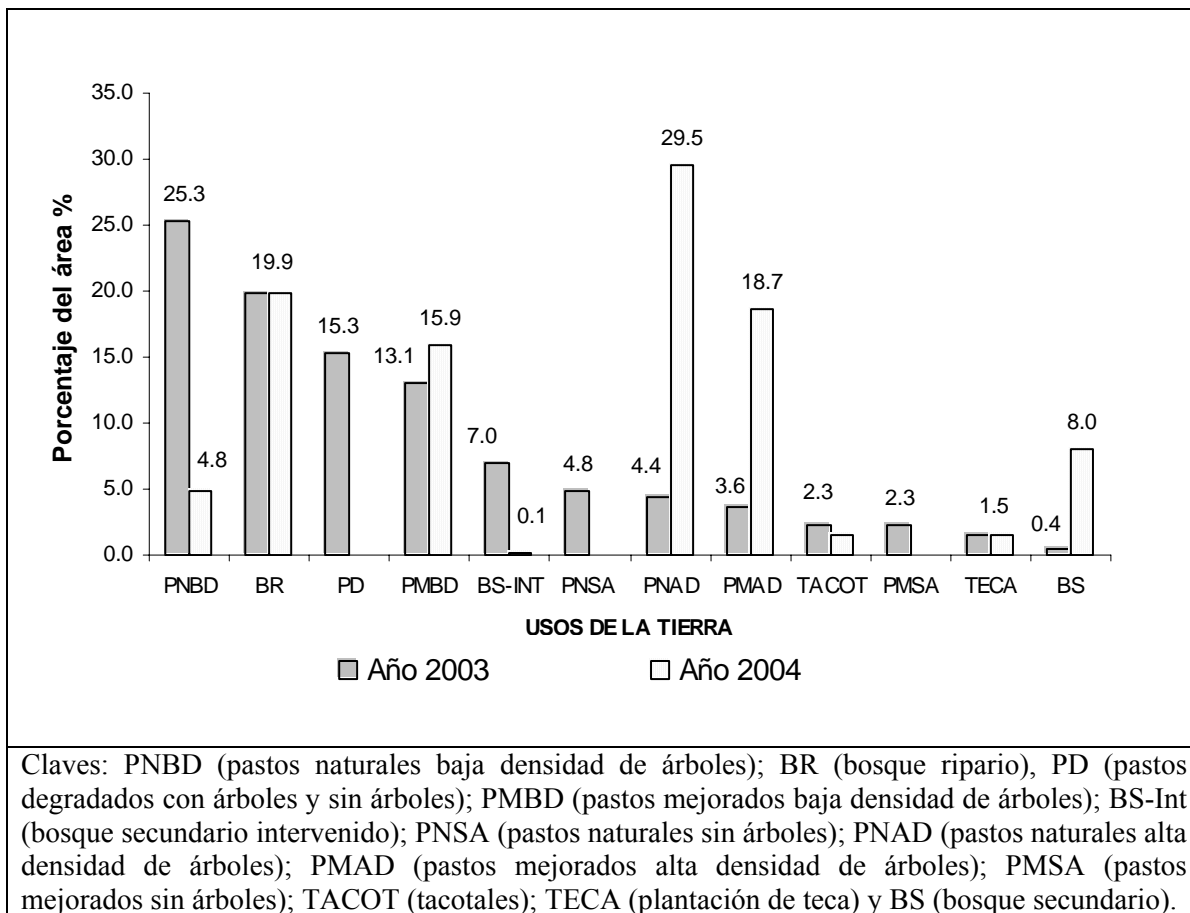


Figura 5. Porcentaje del paisaje bajo los 13 principales usos de la tierra en 2003 (antes de la aplicación de PSA) y en 2004 (después del primer PSA) en 60 fincas ganaderas muestreadas en Esparza, Costa Rica.

#### 4.2. Estimación del stock de carbono en 13 usos de la tierra del paisaje ganadero

Los modelos indicaron que el suelo fue el reservorio que almacenó el mayor porcentaje de carbono (entre 52 a 96 % del carbono total presente en cada uso de la tierra), seguido del aporte del humus 2 del suelo que fue de 19 a 88%, y por último la biomasa arriba del suelo con un aporte del 3 a 47 % (Cuadro 12). A continuación se presentan los resultados de los modelos de carbono para cada uso de la tierra en base a dos aspectos: la edad promedio de cada uso de la tierra en Esparza y el flujo de carbono a través de un período de tiempo.

#### 4.2.1. Estimación del *stock* de carbono total según la edad promedia de cada uso de la tierra

Los bosques riparios reportaron el mayor rango de edad con 30 a 100 años en la zona, y un contenido de carbono total de  $323.3 \text{ MgCha}^{-1}$ , seguido de las plantaciones de Teca que reportaron  $202.8 \text{ MgCha}^{-1}$ , a un rango de edad de 5 a 14 años. Los bosques secundarios en sus diferentes etapas de sucesión reportaron entre  $171.5$  a  $202.8 \text{ MgCha}^{-1}$ , con un rango de edad entre 5 a 50 años. Las pasturas naturales y mejoradas con alta densidad de árboles reportaron  $164 \text{ MgCha}^{-1}$  y un rango de 5 a 20 años (Cuadro 12).

Las pasturas con alta densidad de árboles (PMAD y PNAD) presentaron mayor contenido de carbono en la biomasa aérea que los bosques secundarios intervenidos y que las pasturas mejoradas con baja densidad de árboles. En cambio, las pasturas naturales sin árboles y las pasturas degradadas (3 a 20 años) fueron los usos de la tierra que menor contenido de carbono total presentaron, desde 32 a  $136 \text{ MgCha}^{-1}$ . Una excepción o caso atípico fueron las pasturas mejoradas sin árboles con  $156.27 \text{ MgCha}^{-1}$  en el *stock* de carbono total, ya que la literatura señala a estos usos con menores *stock* de carbono (Cuadro 12).

Los usos de la tierra que se destacaron con mayor contenido de carbono en la biomasa aérea fueron los bosques riparios y las plantaciones de Teca, con  $152.5$  y  $94.9 \text{ MgCha}^{-1}$  respectivamente que representó el 47 y 46 % del *stock* de carbono total en cada uso de la tierra. Con valores más bajos estaban los bosques (BS, BS-Int y Tacotal) con 59, 58 y  $28 \text{ MgCha}^{-1}$  que representaron un 29, 46 y 16 % del *stock* de carbono total respectivamente. Las pasturas con árboles (PNBD, PNAD, PMBD y PMAD) presentaron un rango de 9 a  $30 \text{ MgCha}^{-1}$  y de 6 a 18% del contenido de carbono total. Valores menores de *stock* de carbono se encontraron los demás usos de la tierra (Cuadro 12).

En el suelo los usos de la tierra que se destacaron con mayor contenido de carbono fueron los bosques (BR, BS, BS-Int) y las PMAD, éstos usos estaban dentro del mismo rango, con  $68.7$  a  $170.8 \text{ MgCha}^{-1}$  (que representó entre el 52 a 70 % del *stock* total de cada uso), seguido estaban los valores de las pasturas con baja y alta densidad de árboles que reportaron un rango de 129 a  $151 \text{ MgCha}^{-1}$  (81 a 96 % del *stock* de carbono del suelo). En cambio, el carbono almacenado en el humus 2 del suelo fue mayor en las pasturas (naturales y mejoradas) que en los demás usos de la tierra, con un rango de  $114.7$  a  $138.15 \text{ MgCha}^{-1}$ , seguido de los bosques (BR, BS y Tacotal) con 96 y  $100 \text{ MgCha}^{-1}$ . Las pasturas degradadas (PDSA, PDA) fueron los

usos de la tierra que menores valores de contenido de carbono obtuvieron en el suelo y en el humus del suelo.

Cuadro 12. Estimación del contenido de carbono en los 13 usos de la tierra presentes en las fincas ganaderas según la edad promedio reportada en la localidad de Esparza, Costa Rica.

Uso de la tierra	Rango de edad (años) <sup>1</sup>	Edad promedio (años)*	Biomasa		Humus 2		Suelo total**		Carbono total***
			(MgC ha <sup>-1</sup> )	% del carbono total	(MgC ha <sup>-1</sup> )	% del total	(MgC ha <sup>-1</sup> )	% del carbono total	(MgC ha <sup>-1</sup> )
Pastura degradada sin árboles (PDSA)	3 – 20	5	4.4	13.6	15.7	48.7	27.7	86.0	32.2
Pastura degradada con árboles (PDA)	3 – 15	5	10.7	22.5	15.7	33.0	36.6	77.0	47.5
Pastura natural sin árboles (PNASA)	5 – 30	15	4.4	3.2	119.9	88.0	131.8	96.7	136.2
Pastura mejorada sin árboles (PMSA)	5 – 15	12	4.97	3.1	138.15	88.4	151.3	96.8	156.27
Pastura natural baja densidad de árboles (PNBD)	5 – 20	10	9.4	6.7	119.5	85.9	129.6	93.2	139
Pastura mejorada baja densidad de árboles (PMBD)	5 – 15	10	10.2	7.2	115.5	82.2	130.3	92.7	140.5
Pastura natural alta densidad de árboles (PNAD)	5 – 20	15	30.5	18.5	118.54	72.0	134.1	81.4	164.6
Plantación monocultivo (Teca)	5 – 14	7	94.9	46.7	48.5	23.9	107.9	53.2	202.8
Pastura mejorada alta densidad de árboles (PMAD)	6 – 12	10	21.1	12.7	114.7	69.5	143.8	87.2	164.9
Bosque primera sucesión (Tacotal)	5 – 12	10	28.7	16.7	100.6	58.6	142.7	83.2	171.5
Bosque ripario o ribereño (BR)	30 - >100	50	152.5	47.1	96.5	29.8	170.8	52.8	323.3
Bosque secundario (BS)	15 – 50	30	59.9	29.5	100.6	49.6	142.9	70.4	202.8
Bosque secundario (BS-Int)	15 – 50	30	58.9	46.1	24.6	19.2	68.7	53.8	127.6

\* La edad promedio se seleccionó del rango de edad reportado en la zona para cada uso de la tierra con el fin de caracterizar los usos de la tierra en Esparza.

\*\*Carbono total en el suelo es la suma del *stock* de carbono en humus 1 y humus 2, en este cuadro solo se presentan los resultados del humus 2, que es la materia orgánica en las capas más profundas del suelo.

\*\*\*Carbono total en cada uso de la tierra es la sumatoria del carbono en la biomasa y suelo total. En porcentajes se suman solo estos dos componentes.

#### 4.2.2. Tasa de fijación de carbono de acuerdo a la edad promedio

Los modelos de CO2Fix brindaron información acerca de la tasa de fijación de carbono anual en cada uso de la tierra, la cual varió de acuerdo a la etapa de crecimiento o edad en cada sistema. Según la edad promedio reportada en Esparza. Los usos de la tierra con las mayores tasas de fijación en la biomasa aérea fueron las plantaciones de Teca ( $15.9 \text{ MgCha}^{-1}$ ), las pasturas PNAD ( $2.6 \text{ MgCha}^{-1}$ ) y PMAD ( $2.3 \text{ MgCha}^{-1}$ ), seguido de los bosques secundarios (BS y BS-Int). Las tasas más bajas fueron reportadas para BR y las pasturas PD, PNSA y PMSA y con valores cercanos a cero para PDSA (Cuadro 13).

En el suelo la tasa de fijación fue mayor para las plantaciones de Teca ( $3.11 \text{ MgCha}^{-1}$ ), seguido de las PMAD ( $0.75 \text{ MgCha}^{-1}$ ), PNBD (0.52), BR (0.51) y PNAD (0.45). Las tasas de fijación de los 13 usos de la tierra variaron a lo largo del período de modelación, incluso presentaron tasas de fijación negativas algunos usos como BS-Int y plantaciones que coincidía con los períodos de aprovechamientos o extracciones de biomasa para estos sistemas en Esparza (Cuadro 13).



Cuadro 13. Contenido de carbono estimado (Mg C ha<sup>-1</sup>) y tasa de fijación de carbono en la biomasa aérea y en el suelo (Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>), según las edades reportadas (promedios) para los 13 usos de la tierra presentes en las fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica.

USO	Edad promedio (años)	Biomasa arriba del suelo MgC ha <sup>-1</sup>	Tasa de fijación* en la biomasa aérea MgC ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	Carbono orgánico en el suelo MgC ha <sup>-1</sup>	Tasa de fijación* en suelo MgC ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	TOTAL MgC ha <sup>-1</sup>
Bosque secundario (BS)	35	83.16		144.81		227.98
	36	84.58	1.42	145.18	0.37	229.76
Bosque secundario intervenido (BS-Int)	30	76.2		139.36		215.55
	31	77.63	1.43	138.77	-0.59	216.4
Bosque ripario (BR)	50	152.54		170.8		323.34
	51	153.03	0.49	171.31	0.51	324.34
Bosque secundario (TACOTAL)	10	45.04		135.67		180.71
	11	46.99	1.95	136.13	0.46	183.12
Plantación de <i>Tectona grandis</i> (Teca)	7	98.93		105.69		204.62
	8	114.85	15.92	108.8	3.11	223.65
Pastura mejorada alta densidad (PMAD)	15	22.78		151.26		174.04
	16	25.11	2.33	152.01	0.75	177.12
Pastura mejorada baja densidad (PMBD)	10	7.88		87.76		95.64
	11	8.19	0.31	87.67	-0.09	95.86
Pastura natural alta densidad PNAD	15	25.41		139.68		165.09
	16	28.08	2.67	140.13	0.45	168.21
Pastura natural baja densidad PNBD	10	11.67		146.11		157.79
	11	13.02	1.35	146.63	0.52	159.65
Pastura mejorada sin árboles (PMSA)	7	4.97		151.2		156.17
	8	4.97	0	151.3	0.1	156.27
Pastura natural sin árboles (PNSA)	9	4.43		131.78		136.21
	10	4.43	0	131.76	-0.02	136.19
Pastura degradada con árboles (PDA)	5	10.79		36.66		47.45
	6	10.97	0.18	36.96	0.3	47.93
Pastura degradada sin árboles (PDSA)	5	4.48		27.79		32.27
	6	4.48	0	27.8	0.01	32.28

\* La tasa de fijación fue estimada de la diferencia del stock de carbono reportado en la biomasa y el suelo en la edad promedio y el año siguiente en cada uso de la tierra.

#### 4.2.3. Flujo de carbono en cada uso de la tierra

En la Figura 5 se observan los valores de carbono total, biomasa arriba del suelo, humus del suelo y suelo total para las pasturas sin árboles (PDSA, PNSA y PMSA) para un período de modelación de 0 a 35 años. Estas pasturas mostraron un flujo del *stock* de carbono casi constante cada año. Por el contrario, las PDA presentaron un flujo de carbono que varió cada año, reportó cambios en el flujo (subidas y bajos) que

correspondían al crecimiento y al manejo de los árboles en la pastura, y por tanto, cuando el *stock* bajaba coincidía con el momento en que algunos árboles eran extraídos o aprovechados.

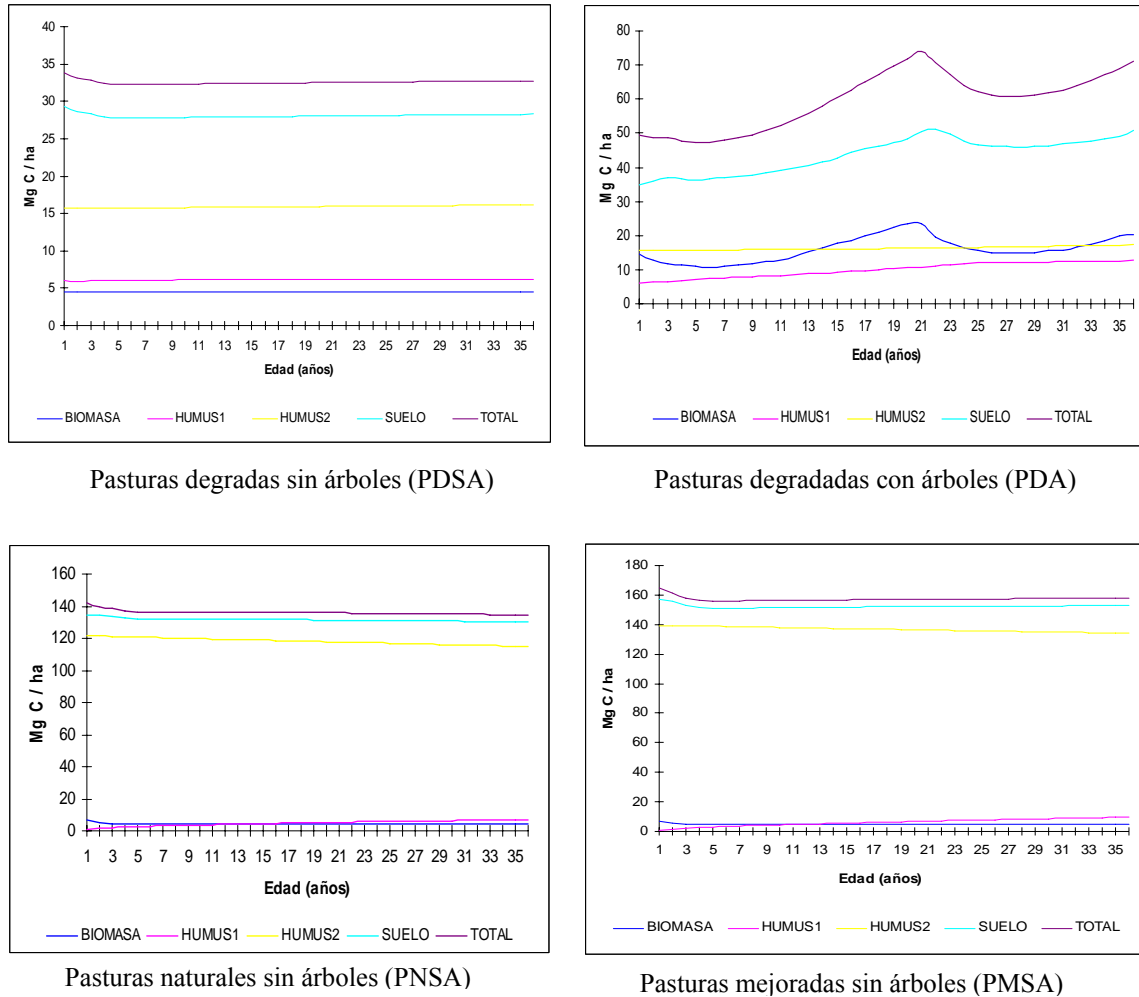


Figura 6. Flujo de carbono total (en Mg C/ha) a través del tiempo (en años), de acuerdo a los modelos en CO2Fix para PDSA, PDA, PNSA y PMSA.

Las pasturas naturales con árboles (PNBD y PNAD) en general presentaron flujos de carbono similares, pero se diferenciaron en los valores del *stock* de carbono total y en el contenido de carbono de la biomasa, ya que en las PNAD fue el doble al reportado en PNBD durante todo el período de la modelación. En las pasturas mejoradas con árboles (PMBD y PMAD) se observaron semejanzas en el flujo de carbono, en los valores de carbono en la biomasa y en el suelo total, pero se diferencian en que las PMAD superaron en 40 MgCha<sup>-1</sup> en el *stock* de carbono total a las PMBD. Además se encontraron diferencias en el flujo de carbono en la

biomasa aérea y en el humus 1 y 2 del suelo (Figura 6). En las PMBD, el *stock* de carbono en el humus 1 presentó una tendencia decreciente, en cambio en las PMAD está tendencia fue creciente.

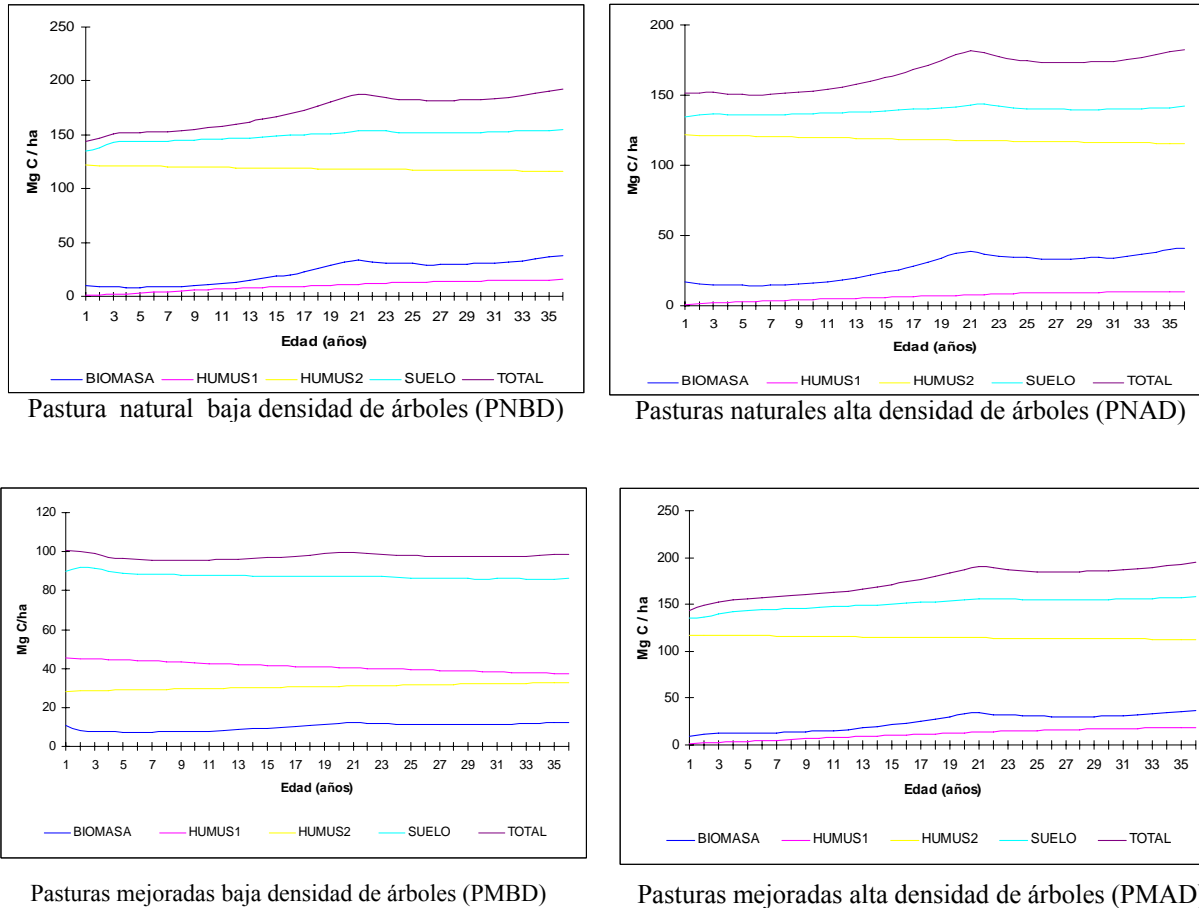


Figura 7. Flujo de carbono total (en Mg C/ha) a través del tiempo (en años), de acuerdo a los modelos en CO2Fix para PNBD, PNAD, PMBD y PMAD.

Los modelos de bosques (BR, BS-Int, BS) y plantaciones de Teca superan los 100 MgC antes de cumplir los 20 años en cada uso de la tierra. Se observó una tendencia creciente del *stock* de carbono total en los bosques (BR y BS), pero ambos modelos mantuvieron constante el stock de carbono en la biomasa después de los 100 años. En los BS-Int la tendencia de acumulación fue creciente pero con menores valores y se debe a los aprovechamientos cada 5 años con los que fue modelado. En las plantaciones se obtuvo un flujo de carbono dinámico – como se esperaba – debido al tipo de manejo de la plantación y al crecimiento de la plantación en los años siguientes al aprovechamiento (Figura 7). Detalles de todos los modelos se encuentran en Anexos 2 a 14.

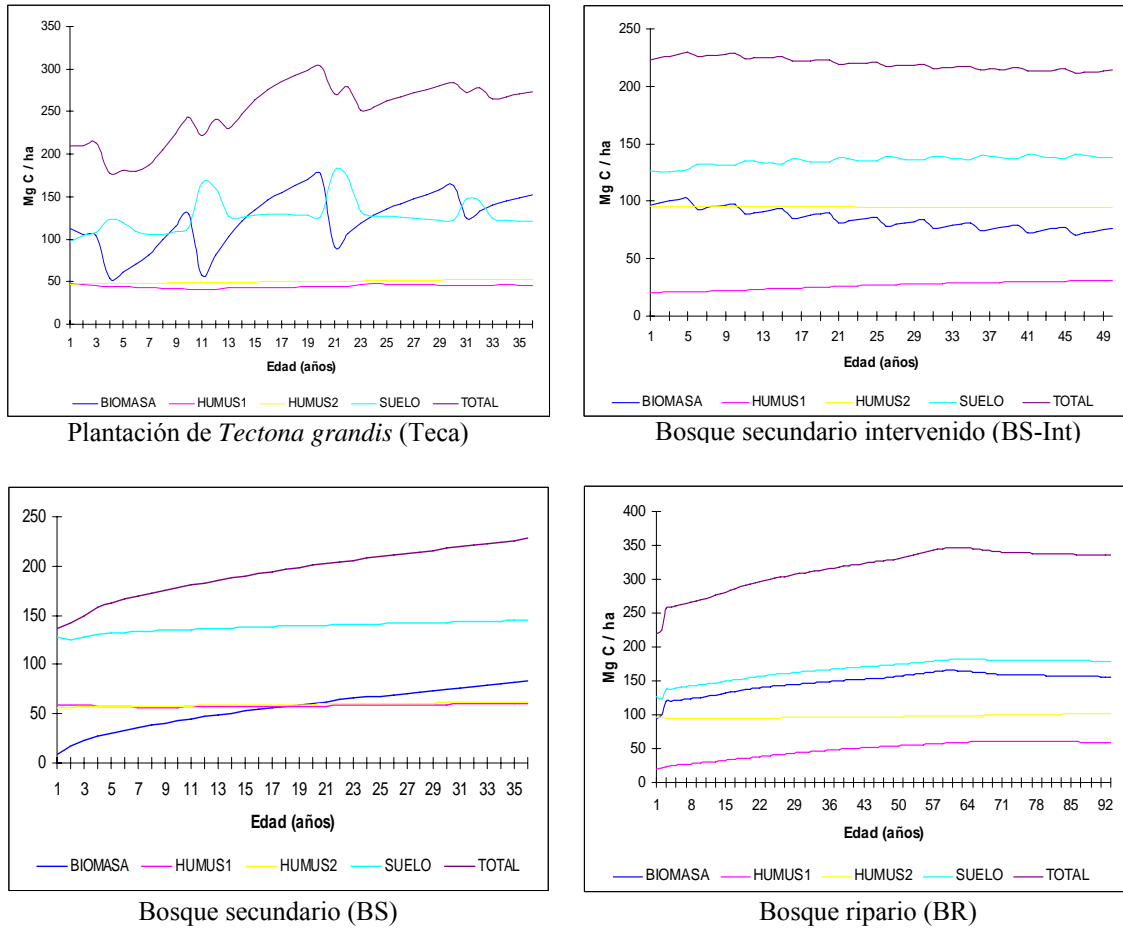


Figura 8. Flujo de carbono total (en Mg C/ha) a través del tiempo (en años), de acuerdo a los modelos en CO2Fix para plantación de Teca, bosques secundarios intervenidos, bosques secundarios y bosques riparios.

#### 4.3. Estimación del *stock* de carbono en los escenarios “Línea Base” en 2003 y “Después del primer PSA” en 2004

Los cambios en el reservorio de la biomasa arriba del suelo que se realizaron durante 2003-2004 consistieron en el cambio de categoría de un uso de la tierra con poca o ninguna cobertura arbórea a otro uso de la tierra con mayor cobertura arbórea. La estimación se hizo de forma estática en el tiempo para mostrar como los cambios de usos de la tierra reportados en 2003 podrían cambiar el *stock* de carbono en la biomasa aérea y el suelo en 2004. Esta comparación fue la forma didáctica para demostrar que los cambios de usos de la tierra en Esparza conllevan a cambios en el *stock* de carbono, aunque estos cambios *in situ* se presentan en un período de tiempo mayor al año de observación en este estudio. Sin embargo, es posible destacar que tanto en la biomasa como en el suelo las variaciones de carbono apuntan a que existe un aumento en el *stock*

total presente en las fincas ya que el balance de carbono durante 2003-2004 fue positivo para ambos reservorios (biomasa y suelo).

En 2003 el *stock* de carbono de la biomasa aérea (arriba del suelo) se estimó en 106,908.49 MgC y en 2004 era 164,016.56 MgC, lo que representó un aumento en el *stock* de carbono de 57,108.07 MgC, que indicó un 34 % más de carbono en la biomasa (Cuadro 14). En cambio, el *stock* de carbono en el reservorio suelo para 2003 fue 257,497.87 MgC y para 2004 fue 290,004.60 MgC, por lo que el aumento en el *stock* de carbono fue de 32,506.73 MgC, que significó un 11.2% más carbono para el suelo (Cuadro 15).

Cuadro 14. Cambios en el *stock* de carbono de la biomasa aérea en los 13 usos de la tierra evaluados de acuerdo a los cambios de área (en ha) reportados entre el escenario Línea Base en 2003 (antes del PSA) y el escenario en 2004 (después del primer pago) en 60 fincas ganaderas en Esparza, Costa Rica.

Usos de la tierra	Carbono en biomasa aérea Mg C ha <sup>-1</sup>	Área en 2003 ha	Biomasa en 2003 (Mg C )	Área en 2004 ha	Biomasa en 2004 (Mg C)	Cambio en el <i>stock</i> de carbono de cada uso de la tierra (Mg C)
Pastura degradada (PD = PDA + PDSA)	7.6	318	2,427.93	0	-	<b>2,427.93</b>
Pastura natural sin árboles (PNSA)	4.43	99.9	442.56	0	-	<b>442.56</b>
Pastura mejorada sin árboles (PMSA)	4.97	47.9	238.06	0	-	<b>238.06</b>
Pastura natural baja densidad de árboles (PNBD)	11.67	523.2	6,105.74	99.9	1,165.83	<b>4,939.91</b>
Pastura mejorada baja densidad de árboles (PMBD)	7.88	271	2,135.48	328.3	2,587.00	<b>451.52</b>
Pastura natural alta densidad de árboles (PNAD)	25.41	94.5	2,401.25	614	15,601.74	<b>13,200.50</b>
Plantación monocultivo (Teca)	98.93	31.8	3,145.97	31.8	3,145.97	-
Pastura mejorada alta densidad de árboles (PMAD)	164.92	74.3	12,253.56	386.6	63,758.07	<b>51,504.52</b>
Bosque secundario primera sucesión (Tacotal)	45.04	48.8	2,197.95	48.8	2,197.95	-
Bosque ripario o ribereño (BR)	152.54	413.2	63,029.53	413.2	63,029.53	-
Bosque secundario (BS)	83.16	139.5	11,600.82	139.5	11,600.82	-
Bosque secundario intervenido (BS-Int)	76.2	12.2	929.64	12.2	929.64	-
Totales		2,074.5	106,908.49	2,074.5	164,016.56	<b>57,108.07 *</b>

\*Valor de incremento en MgC en la biomasa aérea (arriba del suelo) en 2004. Este valor se obtuvo de la substracción del carbono en la biomasa total en 2004 menos el carbono total en la biomasa en 2003.

Cuadro 15. Cambios en el stock de carbono en el suelo de los 13 usos de la tierra evaluados de acuerdo a los cambios de área (en ha) reportados durante el escenario Línea Base en 2003 (antes del PSA) y el escenario en 2004 (después del primer pago) en 60 fincas ganaderas en Esparza, Costa Rica.

Usos de la tierra	<i>stock</i> de carbono en biomasa aérea Mg C ha <sup>-1</sup>	Área “Línea Base” en 2003 ha	Biomasa en 2003 (Mg C )	“Después del primer PSA” en 2004 ha	Biomasa en 2004 (Mg C)	Cambio en el <i>stock</i> de carbono de cada uso (Mg C)
Pastura degradada (PD = PDA + PDSA)	31.5	318	10,017.00	0	-	<b>10,017.0</b>
Pastura natural sin árboles (PNSA)	131.7	99.9	13,156.83	0	-	<b>13,156.83</b>
Pastura mejorada sin árboles (PMSA)	151.2	47.9	7,242.48	0	-	<b>7,242.48</b>
Pastura natural baja densidad de árboles (PNBD)	146.1	523.2	76,439.52	99.9	14,595.39	<b>61,844.13</b>
Pastura mejorada baja densidad de árboles (PMBD)	87.7	271	23,766.70	328.3	28,791.91	<b>5,025.21</b>
Pastura natural alta densidad de árboles (PNAD)	139.6	94.5	13,192.20	614	85,714.40	<b>72,522.20</b>
Plantación monocultivo (Teca)	105.6	31.8	3,358.08	31.8	3,358.08	-
Pastura mejorada alta densidad de árboles (PMAD)	151.2	74.3	11,234.16	386.6	58,453.92	<b>47,219.76</b>
Bosque secundario primera sucesión (Tacotal)	135.6	48.8	6,617.28	48.8	6,617.28	-
Bosque ripario o ribereño (BR)	170.8	413.2	70,574.56	413.2	70,574.56	-
Bosque secundario (BS)	144.8	139.5	20,199.60	139.5	20,199.60	-
Bosque secundario intervenido (BS-Int)	139.3	12.2	1,699.46	12.2	1,699.46	-
Totales		2074.5	257,497.87	2074.5	290,004.60	<b>32,506.73</b>

\*Valor de incremento en MgC en el suelo en 2004. Este valor se obtuvo de la substracción del carbono total en el suelo en 2004 menos el carbono total en el suelo en 2003.

#### 4.4. Estimación del *stock* de carbono presente y potencial a nivel de paisaje

En el escenario Línea Base los usos de la tierra que aportaron un mayor porcentaje al *stock* de carbono total en la biomasa fueron los bosques riparios con 63,029.528 MgC (58 % del *stock* total), las pasturas mejoradas alta densidad de árboles con 12,253.5 MgC (11 %) y los bosques secundarios maduros con 11,600 MgC (10 %). En cambio, los usos de la tierra que más aportaron al *stock* de carbono total en el suelo fueron las pasturas naturales de baja densidad con 76,439 MgC (29%), los bosques riparios con 70,574 MgC (27 %) y las pasturas mejoradas con baja densidad con 23,766 MgC (9%). Cuadro 16 y 17. Los datos también se encuentran más detallados en Anexos 13 y 14.

En el escenario después del primer PSA (2004), los usos de la tierra que mayor aporte hicieron al *stock* de carbono total en la biomasa y en el suelo fueron en orden: pasturas mejoradas alta densidad con 63,758 y 58,453 MgC (que representaron un 38% y 20% del *stock* total), los bosques riparios con 63,029 y 70,574 MgC (38% y 24%), y las pasturas naturales alta densidad con 15,601 y 28,791 MgC (9.5% y 29%). Estos usos de la tierra fueron los que también mayor aporte hicieron en el escenario 1, pero se observaron cambios en el porcentaje que aporta cada uso de la tierra al *stock* de carbono total en el suelo, que fue 24% en BR, 20% en PMAD y 29% en PNAD. En cambio en la biomasa obtuvieron porcentajes similares que en 2004, 38% para BR y PMAD, y 9% para PNAD.

En el escenario 2, los usos de la tierra que más aporte hicieron al *stock* de carbono total en la biomasa y en el suelo fueron las pasturas mejoradas con alta densidad arbórea con 164,210 MgC y 150,549 MgC (que representaron un 65% y 50.6 % del *stock* total en ambos reservorios), los bosques riparios con 63,029 y 70,574 MgC (24.9 % y 23.7%) y los bosques secundarios con 16,798 MgC y 29,249 MgC (6.6 y 9.8%) respectivamente (Cuadros 16 y 17).

Los usos de la tierra que se destacaron en el escenario 2 también fueron los que mayor aporte hicieron al *stock* de carbono total de la biomasa y del suelo en el escenario 3. Las PMAD aportaron con 191,290 y 175,376 MgC (67% y 56%), los BS aportaron con 18,295 y 31,856 MgC (6% y 10 %) respectivamente, y los BR se mantuvieron constantes con un aporte que representó el 22% para ambos reservorios (Cuadros 16 y 17). Los principales cambios en el *stock* de carbono tanto en la biomasa aérea como en el suelo se observaron en el escenario 2 y 3, debido a que los cambios fueron de pasturas de baja densidad de árboles a pasturas de alta densidad arbórea y se aumentó el área bajo bosques secundarios en primera sucesión y maduros.



Cuadro 16. Comparación del *stock* de carbono en MgC y en porcentaje (%) para la biomasa aérea en cada escenario evaluado de Esparza, Costa Rica durante 2005.\*

Usos de la tierra	Carbono en la Biomasa <sup>1</sup>	2003	2004	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3
	Mg C ha <sup>-1</sup>	<i>stock</i> (MgC)	<i>stock</i> (MgC)	<i>stock</i> (MgC)	<i>stock</i> (MgC)	<i>stock</i> (MgC)
Pastura degradada (PD = PDA + PDSA)	7.63	2427.93	0	0	0	0
Pastura natural sin árboles (PNSA)	4.43	442.557	0	0	0	0
Pastura mejorada sin árboles (PMSA)	4.97	238.063	0	0	0	0
Pastura natural baja densidad de árboles (PNBD)	11.67	6,105.744	1,165.833	1,163.50	103.86	103.86
Pastura mejorada baja densidad de árboles (PMBD)	7.88	2135.48	2,587.004	2,553.12	2,510.57	450.74
Pastura natural alta densidad de árboles (PNAD)	25.41	2,401.245	15,601.74	15,601.74	2,401.25	2,538.46
Plantación monocultivo (Teca)	98.93	3,145.974	3,145.974	3,145.97	3,145.97	3,145.97
Pastura mejorada alta densidad de árboles (PMAD)	164.92	12,253.556	63,758.072	63,758.07	164,210.84	191,290.71
Bosque secundario primera sucesión (Tacotal)	45.04	2,197.952	2,197.952	2,197.95	441.39	3,215.86
Bosque ripario o ribereño (BR)	152.54	63,029.528	63,029.528	63,029.53	63,029.53	63,029.53
Bosque secundario (BS)	83.16	11,600.82	11,600.82	11,991.67	16,798.32	18,295.20
Bosque secundario intervenido (BS-Int)	76.2	929.64	929.64	929.64	0.00	929.64
<i>Stock</i> total en biomasa aérea (MgC)		106,908.49	164,016.56	164,371.20	252,641.73	282,999.96
Cambios en la biomasa aérea (Mg C)			57,108.07	57,462.71	145,733.25	176,091.47
Aumento en la biomasa aérea (%)			34.8	35.0	57.7	62.2

<sup>1</sup> Datos de carbono en la biomasa aérea se tomaron del *stock* de carbono calculado según a la edad promedio de cada uso de la tierra en Esparza.

\* En Anexos 14 y 15 se presenta este cuadro con los cambios de área (en ha) y el porcentaje que representa el *stock* de cada uso de la tierra para el *stock* total de cada escenario.

Cuadro 17. Comparación del *stock* de carbono en MgC y en porcentaje (%) en el suelo en cada escenario evaluado de Esparza, Costa Rica durante 2005.\*

Usos de la tierra	Carbono en el suelo Mg C ha <sup>-1</sup>	2003 <i>stock</i> (MgC)	2004 <i>stock</i> (MgC)	Escenario 1 <i>stock</i> (MgC)	Escenario 2 <i>stock</i> (MgC)	Escenario 3 <i>stock</i> (MgC)
Pastura degradada (PD = PDA + PDSA)	31.5	10,017.00	0	0	0	0
Pastura natural sin árboles (PNSA)	131.7	13,156.83	0	0	0	0
Pastura mejorada sin árboles (PMSA)	151.2	7,242.48	0	0	0	0
Pastura natural baja densidad de árboles (PNBD)	146.1	76,439.52	14,595.39	14,566.17	1,300.29	1,300.29
Pastura mejorada baja densidad de árboles (PMBD)	87.7	23,766.70	28,791.91	28,414.80	27,941.22	5,016.44
Pastura natural alta densidad de árboles (PNAD)	139.6	13,192.20	85,714.40	85,714.40	13,192.20	13,946.04
Plantación monocultivo (Teca)	105.6	3,358.08	3,358.08	3,358.08	3,358.08	3,358.08
Pastura mejorada alta densidad de árboles (PMAD)	151.2	11,234.16	58,453.92	58,453.92	150,549.84	175,376.88
Bosque secundario primera sucesión (Tacotal)	135.6	6,617.28	6,617.28	6,617.28	1,328.88	9,681.84
Bosque ripario o ribereño (BR)	170.8	70,574.56	70,574.56	70,574.56	70,574.56	70,574.56
Bosque secundario (BS)	144.8	20,199.60	20,199.60	20,880.16	29,249.60	31,856.00
Bosque secundario intervenido (BS-Int)	139.3	1,699.46	1,699.46	1,699.46	0.00	1,699.46
<i>Stock</i> total en el suelo (MgC)		257,497.87	290,004.60	290,278.83	297,494.67	312,809.59
Cambios en el suelo (Mg C)			32,506.73	32,780.96	39,996.80	55,311.72
Aumento en el suelo (%)			11.2	11.2	13.4	17.6

\* En Anexos 14 y 15 se presenta este cuadro con los cambios de área (en ha) y el porcentaje que representa el *stock* de cada uso de la tierra para el *stock* total de cada escenario.

#### *Stock de carbono a nivel de paisaje*

El *stock* de carbono total a nivel de paisaje cambió en forma creciente para el escenario en 2004 y los escenarios simulados, tanto para los reservorios de la biomasa arriba del suelo como en el suelo. En

CO2Land se observó la evolución de los cambios de usos en el tiempo, y los escenarios simulados mostraron cambios de usos de la tierra que favorecen la captura de carbono, como se explicó en la metodología. En este software se exploraron las variaciones potenciales en el flujo de carbono debido a las transiciones y cambios entre los usos de la tierra que se establecieron en el paisaje. Al comparar los cambios de usos de la tierra reportados entre 2003 y 2004, podría esperarse en las fincas un 19% de aumento en el *stock* de carbono total presente, asumiendo que estos cambios se desarrollan por completo las características de la categoría de uso a la cual se cambiaron (Cuadro 18).

El escenario 1 presentó un incremento del 19.8 5% en el *stock* de carbono total comparado con el escenario “Línea Base”. El escenario 2 tuvo un incremento del 33.7% y el escenario 3 fue el escenario con mayor incremento de carbono comparado con todos los demás escenarios, ya que presentó un aumento del 38% en el *stock* de carbono total con respecto al escenario “Línea Base” (Cuadro 18). El suelo fue el reservorio que mayor porcentaje de carbono aportó al *stock* de carbono total en cada escenario, con un rango de 52 a 70%. Al evaluar los aportes de carbono solo en este reservorio se obtuvieron aumentos potenciales en un rango de 11 a 17% del *stock* de carbono en el suelo.

Los cambios simulados en el paisaje ganadero evidenciaron que el aumento de cobertura arbórea introducido tanto en las pasturas como en los tacotales o bosques secundarios permitiría que el aporte de la biomasa arriba del suelo fuera mayor que el 19% actualmente reportado, y tendría un potencial de aportar entre 36 a 47 % del *stock* de carbono total. Además los cambios observados en la biomasa reportaron que el potencial de aumentar el *stock* de carbono total en cada escenario del paisaje evaluado tendría un rango de 34 a 62 % más que la línea base.

Cuadro 18. Estimación del *stock* de carbono en los reservorios biomasa y suelo de cada escenario de cambios de usos de la tierra en las fincas ganaderas, Esparza, Costa Rica.

Reservorios de carbono	Escenarios de cambios de usos de la tierra en un paisaje ganadero									
	2003	% del total	2004	% del total	Simulación 1	% del total	Simulación 2	% del total	Simulación 3	% del total
Biomasa (Mg C)	106,908.49	29.4	164,016.56	36.2	164,371.20	36.2	252,641.73	45.9	282,999.96	47.5
Suelo (Mg C)	257,497.87	70.6	290,004.60	63.8	290,278.83	63.8	297,494.67	54.1	312,809.59	52.5
Totales (Mg C)	364,406.36	100 %	454,021.16	100%	454,650.03	100%	550,136.40	100%	595,809.55	100%
Cambios en el <i>stock</i> de carbono (MgC)	-		89,614.80		90,243.67		185,730.05		231,403.19	
Cambios en %			19.7		19.8		33.7		38.8	

#### 4.5. Validación de los modelos de carbono

La etapa de validación consistió en comparar las “salidas” o resultados modelados con los resultados de otros estudios reportados de la literatura. La comparación se hizo con resultados de estudios que fueron calculados con casi un 100% de datos de campo. Esta etapa es una prueba exploratoria de los resultados obtenidos, y es además una práctica común cuando se construyen modelaciones de sistemas naturales como los bosques, pasturas y plantaciones. Sin embargo, la validación no ofrece una prueba definitiva ni contundente de la validez de los modelos, pero esta es la única forma de asegurar que los resultados son creíbles para la localidad de Esparza.

Los modelos de bosques (BR, BS y BS-Int) de Esparza, estuvieron dentro del rango de los resultados obtenidos por otros investigadores, cuyo rango va desde 78 a 400 MgC total en el sistema (Figura 9). Estos usos de la tierra presentaron valores cercanos a los encontrados por Brown (1997), con datos calculados mediante ecuaciones alométricas genéricas que fueron evaluadas en Costa Rica (Cuadro 19). Además, los contenidos de carbono total en el suelo para los bosques en Esparza, en general presentaron valores muy similares a las fuentes consultadas, las cuales tenían un rango de 71 a 158 MgC ha<sup>-1</sup>, y los modelos de este estudio estuvieron dentro del rango de 63 a 171 MgC ha<sup>-1</sup>(Cuadro 19).

Cuadro 19. Contenido de carbono total para bosques secundarios y primarios reportados en diferentes estudios realizados en los bosques tropicales.

<i>Carbono total en el sistema MgC ha<sup>-1</sup></i>			
Región/ País	Zona de Vida	Carbono total	Fuente
Costa Rica, Esparza, BS-Int	Bosque Seco con transición a húmedo, bs-Th	215.5	Este estudio
Costa Rica, Esparza, BR	Bosque Seco con transición a húmedo, bs-Th	323.3	Este estudio
Costa Rica, Esparza, BS	Bosque Seco con transición a húmedo, bs-Th	227.9	Este estudio
Colombia,	Bosque Húmedo Tropical, bh-T	52.24	Herrera <i>et al.</i> 2003
		259	
Puerto Rico	Bosque Húmedo Tropical, bh-T	78	Murphy and Lugo 1986
México	Bosque Húmedo Tropical, bh-T	154.3	Hughes 1999
		400	
Suriname	Bosque Húmedo Tropical, bh-T	274	Anon 1980
	Bosque Húmedo Tropical, bh-T	320	Murphy and Lugo 1986
Nicaragua, San Carlos	Bosque seco tropical (bs-T/ bh-T)*	75	Ferreira 2001
Costa Rica	Bosque Húmedo Tropical, Bh-t	278	Brown 1997
	Bosque Húmedo Tropical, Bh-t	289	
<i>Carbono total en el suelo MgC ha<sup>-1</sup></i>			
Costa Rica, Esparza	Bosque Seco con transición a húmedo, bs-th	116	CATIE-GEF 2004
		171	Este estudio
	Bosque Seco con transición a húmedo, bs-th	141	Este estudio
		63	Este estudio
Costa Rica, La Selva,	Bosque Húmedo Tropical, Bh-t	86	Raich 1983
Nicaragua, San Carlos	Bosque seco tropical (bs-T/ bh-T)*	71	Ferreira 2001
Colombia	Bmh-P Bosque primario intervenido	85	Moreno y Lara 2003
Colombia	Bmh-P Bosque secundario	158	

Claves: BS-Int (Bosque secundario intervenido), BS (bosque secundario sin extracciones frecuentes) y BR (bosques riparios).

\*Se citaron dos zonas de vida en el mismo documento.

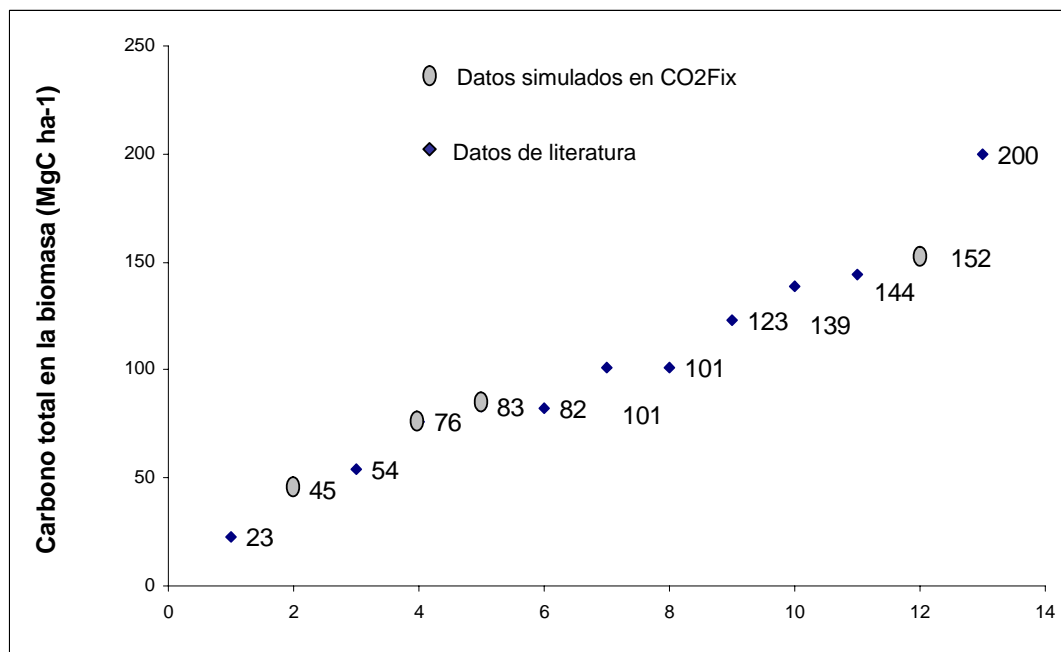


Figura 9. Comparación del stock de carbono de la biomasa aérea simulada con datos de la literatura. Las fuentes graficadas se encuentran citadas en el cuadro 20.

Cuadro 20. Comparación del contenido de carbono en la biomasa total para bosques secundarios y primarios reportados por diferentes estudios de los bosques tropicales.

Región/ País	Zona de Vida	Uso de la tierra	Biomasa aérea MgC ha <sup>-1</sup>	Fuente
Colombia	Bosque Húmedo Tropical	Bosque secundario	23	Herrera <i>et al.</i> 2003 (B+necromasa)
Esparza	Bosque Seco con transición a húmedo	Tacotal	45	<i>Este estudio</i>
Colombia	Bosque Húmedo Tropical	Bosque secundario	54	Herrera <i>et al.</i> 2003 (VH + LP)
Esparza-BS-Int	Bosque Seco con transición a húmedo	BS-Int	76	<i>Este estudio</i>
Esparza-BS	Bosque Seco con transición a húmedo	Bosque secundario	83	<i>Este estudio</i>
Nicaragua	Bosque seco tropical (bs-T/ bh-T)*	Bosque secundario	82	Ferreira 2001 (biomasa + hojarasca)
Colombia	Bosque Húmedo Tropical	Bosque primario intervenido	101	Herrera <i>et al.</i> 2003 (B+necromasa)
Colombia	Bosque Húmedo Tropical	Bosque primario intervenido	123	Herrera <i>et al.</i> 2003 (VH + LP)
Costa Rica	Bosque Húmedo Tropical	Bosque húmedo	139	Brown 1997
Costa Rica	Bosque Húmedo Tropical	Bosque húmedo	144	Brown 1997
Esparza-BR	Bosque Seco con transición a húmedo	Bosque secundario	152	<i>Este estudio</i>
México	Bosque Húmedo Tropical	Bosque primario	200	Hughes 1999

- (B + necromasa) = biomasa más necromasa
- (VH + LP) = vegetación herbácea más leñosas perennes

La comparación de los contenidos de carbono total en el suelo para los modelos de pasturas indicó que en general, los valores totales de *stock* de carbono modelados en este estudio presentaron valores similares a los datos calculados por el proyecto en la zona. Aunque también para las pasturas PMAD, PNAD, PMSA y PNSA los datos estimados en CO2Fix estaban por encima con 40 a 80 MgC más de los valores de Avila *et al* (2001). Además los valores de PMBD, PNAD y PDSA obtuvieron valores mayores a los datos reportados por el proyecto (Cuadro 21).

Cuadro 21. Contenido de carbono total para pasturas tropicales reportadas por diferentes estudios de la región tropical.

<i>Uso de la tierra</i>	<i>Contenido de carbono en MgC ha-1</i>		
	Modelos CO2Fix (este estudio)	Datos de campo en Esparza (PES)*	Ávila <i>et al.</i> 2001
Pasturas mejoradas alta densidad (PMAD)	174.04	-	-
Pasturas mejoradas baja densidad (PMBD)	95.64	117.53	-
Pasturas naturales alta densidad (PNAD)	165.09	121.7	-
Pasturas naturales baja densidad (PNBD)	157.79	-	-
Pasturas mejoradas sin árboles (PMSA)	156.17	139.48	68.2
Pasturas naturales sin árboles (PNSA)	136.21	143	84.3
Pasturas degradadas con árboles (PDA)	47.45	-	-
<b>Pasturas degradadas sin árboles (PDSA)</b>	32.27	21.66	-

\* Valores de contenido de carbono fue tomada del informe técnico realizado por el proyecto PES (CATIE-GEF 2004)

## 5. DISCUSIÓN

### 5.1. Efectos de la aplicación de pagos por servicios ambientales en el *stock* de carbono del paisaje

La aplicación de pagos por servicios ambientales en el paisaje ganadero de Esparza resultó en cambios de usos de la tierra, y por tanto, en variaciones en el flujo y el *stock* de carbono del paisaje. Los principales cambios observados fueron la conversión de usos de la tierra con un bajo *stock* de carbono por hectárea, como por ejemplo las pasturas degradadas y pasturas sin árboles, a usos con mayor *stock* de carbono por hectárea, como fueron las pasturas mejoradas con baja o alta densidad de árboles. La comparación a nivel de paisaje en 2003 y 2004, indicó que el *stock* de carbono en la biomasa aérea en 34 %, mientras el carbono en el suelo aumentó un 11%.

Las áreas de bosques riparios y bosques secundarios se mantuvieron constantes. Estos usos de la tierra presentaron un mayor *stock* de carbono por hectárea, debido a que los bosques son sistemas eficientes en la captura de carbono por su capacidad de aumentar el volumen de la biomasa arriba del suelo y de mantener estas reservas de carbono por mucho más tiempo que otros usos de la tierra (Wadsworth 1997). Existieron varios factores por los que estos usos permanecieron sin cambios, los más relevantes quizás fueron que los productores bajo PSA debían proteger el recurso forestal que ya existía en sus fincas antes de iniciado el proyecto en la zona, además la ley forestal de Costa Rica no permite la extracción ilegal de bosques naturales y ni en bosques cercanos a orillas de ríos y nacientes de agua. Al parecer el proyecto de PES en la zona influyó de manera positiva la permanencia y conservación de usos de la tierra con mayor *stock* de carbono en el paisaje ganadero.

Los valores altos de contenido de carbono en las plantaciones de Teca se atribuyen a que las plantaciones entre los 4 a 18 años presentan las mayores tasas de crecimiento en biomasa (Wadsworth 1997 y Louman 2001). En este modelo las tasas de fijación en la biomasa y en el suelo fueron las más altas de todos los 13 usos de la tierra evaluados, lo que acerca el modelo de Teca a lo reportado en la literatura. Como se esperaba, los valores para las tasas de fijación de carbono en la biomasa aérea y en el suelo fueron muy similares a los resultados obtenidos por Kanninen y Vallejo (2004) en CO2Fix para plantaciones de Teca en Costa Rica. Al comparar ambos modelos a la misma edad, las tasas de fijación para la biomasa reportaron 15.2 MgCha<sup>-1</sup>, y en el suelo 1.5 MgCha<sup>-1</sup>, y en este estudio fueron 15.9 y 3.11 MgCha<sup>-1</sup> respectivamente.



### ***Sistema de pagos por servicios ambientales basado en cambios incrementales***

El sistema de PSA que se implementa en Esparza no resultó en cambios perversos y que les significara un mayor pago (como tumbiar bosque secundario para luego dejar las áreas para regeneración de bosques). Para asegurar que esto no sucediera el proyecto Silvopastoril tenía varias cláusulas dentro del contrato por PSA, que especificaba la prohibición de la extracción de productos maderables de los bosques naturales, si no estaba previsto en los planes de finca aprobados por el proyecto, además los productores debían prevenir y controlar los incendios forestales, las quemadas en pasturas, la cacería ilegal y la extracción ilegal de otros productos del bosque.

Otra medida para proteger los bosques que ya existían en la zona fue levantar una línea base y medir los cambios incrementales de las fincas a partir de ésta. El primer pago reconoció las prácticas de conservación y el buen manejo que los productores realizaron antes del proyecto, así se evitó relacionar al PSA con incentivos perversos (Casasola 2002, Pagiola *et al.* 2004). Sin embargo, la medición de esta línea base fue para muchas fincas una limitante para obtener un puntaje incremental mayor, y por ende, un mayor pago. Esto se debe a que las fincas con una Línea Base alta presentaban usos de la tierra con mayor valor para la conservación y el almacenamiento de carbono, lo que implica que el nivel de cambio que necesitan estas fincas para adoptar usos de la tierra sostenibles con el ambiente es relativamente bajo. Estas fincas para lograr incrementos en el puntaje de PSA deben hacer mayores cambios, los cuales podrían competir con el área efectiva para la producción ganadera.

Por esta limitante, en la mayoría de las fincas el aumento de cobertura arbórea se observó a través del establecimiento de cercas vivas. Sin embargo, las cercas vivas no fueron consideradas para el análisis y construcción de los modelos de carbono, debido a la falta de datos para este tipo de sistemas. Seguramente si las cercas vivas se incluyeran en la modelación, los valores de *stock* de carbono total a nivel de paisaje serían mayores a los resultados encontrados, lo cual supone entonces mayores ventajas de los sistemas de producción ganadera para el secuestro de carbono.

Es probable que la política y cultura forestal en Costa Rica hayan influenciado que los esquemas de PSA y la conservación de los bosques debido a que desde 1997 existen esquemas nacionales de PSA, y por esta razón, la temática de conservación y protección de recursos naturales es un tema conocido y de importancia para la sociedad de Costa Rica. Por tanto, para muchos productores que están bajo un sistema de PSA es una práctica común conservar biodiversidad (vegetación y fauna silvestre) en sus fincas. Para el caso de los

sistemas silvopastoriles, como requisito para recibir un PSA deben establecer especies maderables en hilera que pueden estar en cercas vivas u otros sistemas, con una densidad entre 333 y 500 árboles por km. En otros sistemas agroforestales existe un rango de entre 40 a 1111 árboles ha<sup>-1</sup> (MINAE 2004). Aunque el sistema de PSA en Esparza es definido en forma diferente, al menos estos rangos de cobertura de árboles en pasturas brindan una idea general de la cantidad de árboles que es posible encontrar en las fincas ganaderas.

### ***Stock de carbono en la biomasa aérea y en el suelo***

Después del primer pago de servicios ambientales en 2004, el largo de cercas vivas aumentó en casi seis veces más cercas que en 2003. Las razones para este nivel de adopción pueden estar dadas por una serie de factores, aunque no era un objetivo de este estudio medirlos, pueden plantarse algunos de acuerdo a lo expresado por los productores. Un factor que influyó fue el valor asignado a las caercas vivas por parte del proyecto PES, ya que estos sistemas tenían un valor del índice ecológico o puntaje de PSA que era mayor a las pasturas sin árboles, así que era de esperarse que los productores adoptaran estos sistemas. Además las cercas por su característica lineal, limitan menos el espacio de la finca para la producción ganadera como es el caso de manejar árboles dispersos en potrero.

Otro factor que pudo haber favorecido el establecimiento de cercas, es que estos sistemas son comunes para la delimitación de potreros en la zona. Además los sistemas de cercas vivas juegan roles productivos y ecológicos importantes dentro de las fincas ganaderas, ya que ofrecen productos para el concumo y la venta, mejoran la conexión de áreas abiertas o claros entre los hábitats, y favorecen la dispersión de la biodiversidad local (Estrada *et al.* 1993, Harvey *et al.* 2003, Chacón 2004, Harvey *et al.* 2004)

Los sistemas comunes en fincas ganaderas como árboles dispersos en potrero y árboles en linderos poseen un potencial atractivo para aumentar la captura de carbono, mediante el aumento del *stock* de carbono en la biomasa aérea y en el suelo, pero este potencial depende del aumento de cobertura arbórea por hectárea en las fincas. En Esparza se asumieron dos categorías de la densidad de árboles en pasturas, desde < 30 árboles ha<sup>-1</sup> que representa la baja densidad, a una alta densidad que está dada por más de 30 árboles ha<sup>-1</sup>. En este estudio se observaron diferencias al comparar ambas categorías, la biomasa aérea fue dos veces mayor en pasturas con alta densidad de árboles, y relativamente mayor en el *stock* de carbono en el suelo. Estos resultados indican que el proyecto PES para alcanzar mayores impactos debe fomentar el aumento de área de pasturas mejoradas con alta densidad de árboles.

### ***Stock de carbono total a nivel de paisaje***

Después del primer PSA los cambios relevantes en el *stock* de carbono del paisaje estuvieron dados por el aumento de área bajo pasturas naturales alta densidad, pasturas mejoradas de baja y alta densidad de árboles (PMBD y PMAD). Estos cambios suponen un aumento del 34 % para el *stock* de carbono en la biomasa aérea, y de 11 % en el *stock* de carbono en el suelo.

Por otro lado, los cambios de usos de la tierra que se presentaron en el escenario simulados 2 y 3 presentaron un aumento potencial de la biomasa del 57 y 62% respectivamente comparados con la Línea base. Al comparar el *stock* de carbono en el suelo de estos escenarios comparado al escenario Línea Base el aumento fue correspondiente a un 13 y 17%.

### **5.2. Comparación del *stock* de carbono antes y después de la aplicación de PSA**

La dinámica de los flujos de carbono es poco documentada y las pérdidas o aumentos de carbono en el suelo dependen de muchos más factores comparados con la biomasa aérea tomando como base el *stock* de carbono por hectárea en cada uso de la tierra.

Al comparar el *stock* de carbono en la biomasa aérea de cada uso de la tierra antes y después de la aplicación de PSA, se obtuvieron rangos de aumento de carbono desde 0.01 a 15 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>. Los usos de la tierra que mayores tasas de fijación de carbono tuvieron en este período de comparación fueron las plantaciones de Teca (15 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>), pasturas naturales con alta densidad de árboles (2.67 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>), pasturas mejoradas alta densidad (2.33 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>), tacotales (1.95 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>), y pasturas naturales baja densidad (1.35 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>).

Los bosques riparios y secundarios presentaron valores del incremento de carbono bajos comparados con los valores obtenidos por Herrera *et al.* (2003), quienes en un año de medición en parcelas permanentes de bosques secundarios y de bosques primarios intervenidos en Colombia encontraron una tasa de 8 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> y 0.9 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> respectivamente. Sin embargo, según Phillips *et al.* (1998) la tasa de fijación para bosques tropicales fue 0.71 (± 0.34 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>) en parcelas monitoreadas a largo plazo, este rango es similar al encontrado en Esparza que fue de 0.49 a 1.43 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>.

Los bosques secundarios de primera sucesión (tacotal) presentaron valores de 1.95 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>, este valor fue menor al reportado por Ortiz (1997) para bosques secundarios de 30 años en Costa Rica con 3.1 Mg C

ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>, estos valores nos indican que a esta edad aun los aumentos de biomasa son considerables, también estas tasas de fijación pueden atribuirse a que la gran cantidad de especies que componen los bosques secundarios son especies de rápido crecimiento (Denslow 1980).

Las plantaciones de Teca obtuvieron una tasa de fijación mayor que los demás usos de la tierra con 18 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>; esto se debe a que las plantaciones son sistemas altamente eficientes en la fijación de carbono comparadas con los bosques. Estas diferencias se asociaron a la alta productividad primaria neta que las plantaciones forestales presentan, y este valor se encontró por encima del rango potencial de fijación de carbono que Brown *et al.* reportaron en 1986 con un rango de 2.7 y 9.6 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> para índices de sitios bajos y altos respectivamente. También se sugieren 7.7 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> para la tasa de fijación en plantaciones de diferentes especies en Costa Rica (Ramírez *et al.* 1997), y de 19.8 y 14.5 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> para plantaciones de *Cupresus lusitánica*, que fueron similares al encontrado para las plantaciones de Teca en Esparza.

En cambio la tasa de fijación de las pasturas en Esparza tuvo un rango de 0.01 a 5.32 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>. Los valores de fijación de las pasturas mejoradas alta densidad fueron 2.93 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> y esta tasa de fijación fue muy similar a lo reportado por Ávila *et al.* (2001) para las tasa de fijación de pasto *Brachiaria sp.* a pleno sol con 2.0 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> en Costa Rica. En cambio, la tasa de fijación las pasturas naturales sin árboles fue 0.09 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup>, valor que resultó similar al reportado para pasto natural *Retana* a pleno sol cuya tasa de fijación fue 0.12 Mg C ha<sup>-1</sup>año<sup>-1</sup> (Ávila *et al.* 2001).

En general, las tasas de fijación anual en los usos de la tierra en Esparza variaron mucho. Las tasas de fijación dependen de varios factores como precipitación anual, disponibilidad de nutrientes en el suelo, tasas de productividad primaria neta, luz días/horas, y estos factores pueden incidir en las variaciones. La tendencia de aumento en la biomasa y suelo podría mantenerse, por un período de tiempo mayor para los usos de la tierra que se encuentran con regeneración de árboles o pasturas recién establecidas como fue el caso de los bosques en primera sucesión y de las pasturas con baja densidad de árboles. El *stock* de carbono se favorece si el crecimiento de la vegetación continua aumentando, y si las condiciones de clima y manejo se mantienen constantes o sin cambios abruptos como extracción de madera, inundaciones e incendios.

### **5.3. Exploración del cálculo de *stock* de carbono en los modelos generados en CO2Fix**

La comparación de los modelos en CO2Fix de bosques, de plantación de Teca y pasturas con lo reportado en la literatura brindó cierta certidumbre acerca de los valores del contenido de carbono que se encontraron para la biomasa y el suelo de la mayoría de los modelos. La etapa de validación fue útil para conocer que tan alejado o cerca se encuentran los modelos de datos que han sido utilizados como referencias “estándares” del *stock* de carbono en los usos de la tierra desde más de 5 años atrás. A continuación se comparan los modelos de bosques construidos para Esparza con los de la literatura principalmente porque son usos de la tierra que mayor información ha sido generada precisamente por su potencial para almacenar carbono tanto en la biomasa como en el suelo.

#### **5.3.1. Modelos de bosques riparios y secundarios**

El contenido de carbono total de los bosques secundarios y bosques riparios de Esparza se encontraron dentro del rango de 52 a 400  $MgC\ ha^{-1}$  valores que diversos estudios han reportado para el contenido de carbono total en bosques secundarios en los trópicos. Los tacotales o bosques secundarios de primera sucesión presentaron los valores más bajos de carbono al compararlos con otros estudios, 26.2% más bajos que los bosques secundarios de Herrera *et al.* (2003), 24.9% menos que Hughes (1999) y 21.3% menos que Murphy y Lugo (1986).

Los bosques secundarios de Esparza presentaron 37 a 42.5% menos contenido de carbono que los valores estimados por Brown para Costa Rica (1997). En cambio, al comparar los datos con Ferreira en Nicaragua (2001), los bosques de Esparza presentaron un 62.8% más del contenido de carbono para bosque maduros (>30 años), y para tacotales se obtuvieron un 10% más *stock* de carbono para tacotales. En cambio, al considerar todos los 13 usos de la tierra, en el suelo se obtuvieron valores de carbono en un rango de 27 a 170  $MgC\ ha^{-1}$ . Estos valores fueron similares a los que el proyecto GEF encontró durante su primer monitoreo de carbono (Cuadro 16), con excepción de los modelos de PMSA, BS y BR cuyos valores en el suelo eran mayores a los datos reportados en campo.

Se observó que el contenido de carbono en el suelo fue mayor en los bosques riparios que en los bosques secundarios. La explicación de estas diferencias puede estar asociada a que la densidad aparente de los bosques secundarios supera a los bosques primarios debido a las características de estos bosques (sin

perturbaciones severas) (Moreno y Lara 2003), como es el caso de los bosques riparios en Esparza (mejor conservados y poca extracción comparadas con otras zonas del país). Las prácticas de ganadería extensivas ejercidas desde hace varias décadas en la zona son factores que más podrían afectar la densidad arbórea y regeneración en los bosques, por la compactación del suelo (Orrego y del Valle 2003). Reportes de Müller y Solís (1997) indican que el efecto de la compactación alcanza hasta los 70 cm de profundidad del suelo, y por tanto afecta el contenido de carbono en el mismo.

#### **5.4. Exploración del efecto de diferentes escenarios de cambios de usos de la tierra en el *stock* de carbono del paisaje ganadero**

Los escenarios en el paisaje permitieron observar la dinámica del carbono debidos a los cambios de usos de la tierra que se simularon en las fincas ganaderas. Los cálculos muestran los cambios presentes que potencialmente las fincas podrían tener si los cambios simulados en el paisaje se presentan. Al comparar los escenarios en 2003 y 2004 se observó un aumento del 19%, pero al evaluar cada reservorio en particular se observó un aumento del 34% para la biomasa arriba del suelo y un 11% para el stock de carbono en el suelo. Sin embargo, estos valores son producto de la modelación para un año de observación, por lo que no toman en cuenta las pérdidas de carbono que las actividades de cambios de usos pudieron ocasionar como labranza, quemas controladas de malezas, chapias dirigidas, y corta de árboles.

Los aumentos de carbono en la biomasa y en el suelo se construyeron tomando en cuenta los cambios de categorías de usos reportados en las fincas, pero no es posible afirmar que estos incrementos de carbono en ambos reservorios se encuentran de forma inmediata en la zona y en forma regular en el territorio, debido a que existen muchos factores que influyen en tanto en el stock como en el flujo de carbono. Algunos factores pueden ser el clima, textura del suelo, tipo de orden del suelo, tipo de vegetación, fisiología de las especies vegetales, condiciones de sitio, entre otras variables (FAO 2001).

Por esta razón los contenidos de carbono en general pueden tener una alta variabilidad dentro de un mismo uso de la tierra, además la literatura señala que los cambios en el stock de carbono implican procesos de larga duración como tasa de descomposición de la materia orgánica e incremento corriente anual (Watson *et al.* 2000). Por ejemplo, en las pasturas los contenidos de carbono varían mucho. Los valores altos de *stock* de carbono pueden atribuirse a las tasas de fijación que las pasturas mejoradas reportan. Veldkamp (1993) reportó tasas de fijación de 12 Mg ha<sup>-1</sup> de materia seca debajo del suelo para pasturas mejoradas, y en cambio, para pasturas naturales los valores eran más bajos con 6 Mg ha<sup>-1</sup>.

Las simulaciones de cambios de usos de la tierra contemplaron un estado de las fincas con tendencia creciente hacia el aumento de usos de la tierra amigables con el ambiente y además la protección de fuentes de agua y la conservación de suelos en pendientes abruptas (>50%) Los valores potenciales del *stock* de carbono que brindan los escenarios 1, 2 y 3 del paisaje ganadero, se debieron por al menos 3 razones:

- 1) Las modelaciones aumentaron el área bajo pasturas mejoradas en un rango de 18.6 a 55.9 % del área evaluada.
- 2) Se mantuvieron constantes las áreas de bosques riparios y de las plantaciones.
- 3) El esquema de PSA incentivó la transformación de las pasturas degradadas o enmalezadas a pasturas mejoradas. La base para motivar este cambio partió de diversos reportes que afirman que las especies de pasturas mejoradas son más eficaces en la captura del CO<sub>2</sub> (Gil 1995).

La limitación de este esquema de pago por puntos incrementales, es la poca flexibilidad que puede tener cuando la finca llegue a una meta o nivel de cambios cuyo valor incremental sea mínimo o bajo, es entonces que el actual sistema sería infuncional o poco atractivo para los productores. Es en este punto que el esquema de PSA podría adaptarse para ofrecer un pago por otros servicios ambientales como agua u otros, y a la vez combinarse con otros mecanismos, como los proyectos de créditos forestales que pagan por el aumento de carbono total presente en el ecosistema, por la creación de nuevos reservorios y/o por la protección de reservorios existentes (Schlamadinger y Marland 1996).

## **5.5. Limitaciones, oportunidades y vacíos de información de las herramientas utilizadas**

### *Limitaciones de los programas*

Algunas limitantes de los modelos en Esparza consisten en la falta de datos de la vegetación y los suelos de la zona. En la biomasa, no se encontraron datos de competencia entre árboles y pastos que pudieran convertirse al sistema de porcentaje que emplea CO2Fix, para modelar la competencia entre cohortes de un mismo uso de la tierra. Lo que se observó durante las pruebas en la parametrización, es que los valores de competencia tendían a disminuir considerablemente los valores de biomasa aérea en el sistema.

CO2Fix y CO2Land requieren de un mejor entendimiento de la dinámica de la materia orgánica en los suelos. Se necesitan considerar aparte de los análisis en ambos programas una serie de datos mínimos acerca de los tipos de suelo, las diferencias espaciales de stock de carbono, la textura, clima, uso actual e histórico

del suelo, las fracciones de materia gruesa, materia fina y no maderable, así como la proporción de componentes solubles, holocelulosa y lignina, que cada uso de la tierra presenta en el suelo.

Según FAO (2000) existen al menos cuatro consideraciones de todos los modelos que tratan de hacer una representación de la realidad biológica de un sistema deben considerar, como son: 1) la precisión de las relaciones funcionales de los modelos para representar el funcionamiento actual y las principales interacciones del sistema, 2) que el modelo sea aplicado con precaución tanto de quien lo construye como de los usuarios ya que la extrapolación que se haga sea considerando los riesgos que esto puede tener, 3) que los modelos tengan parámetros adecuados, que las fuentes puedan ser verificadas y, 4) que los datos para aplicar el modelo sean precisos y representativos de la zona. Este estudio trató de cumplir los requerimientos básicos y necesarios para que la representación o cálculos de los modelos fueran representativos para la zona de Esparza, aunque hubieron factores y parámetros que no pudieron ser definidos.

#### *Oportunidades de los programas y métodos empleados*

CO2Fix y CO2Land representan de forma simplificada las interacciones dentro de usos de la tierra forestales y agroforestales, ambos son una combinación de modelos mecánicos y empíricos que estimulan nuevas ideas y métodos para abordar la dinámica del carbono. Permiten profundizar en el análisis de los procesos con relativa facilidad con la que se obtienen resultados, ambos tienen una interfaz sencilla o un esquema de presentación amigable con el usuario, tienen un gran potencial sobre todo por la falta de metodologías de cálculo de carbono poco reconocidas y efectivas en los proyectos forestales de carbono y de PSA por captura de carbono, también posibilitan la definición de prioridades para iniciar nuevas vías de investigación.

Se espera que estos programas permitan construir modelos con datos bien ajustados y locales. En la medida que los modelos sean mejor calibrados será posible hacer interpolaciones, extrapolaciones y predicciones con un rango de incertidumbres bajo o aceptable. Por tanto, se han encontrado varios usos prácticos de ambos programas, ya que pueden ser importantes para pronosticar y planificar el manejo sostenible de los usos de la tierra que se modelan, para estimar la línea base (si no se puede medir directamente) o para calibrarla, para evaluar los efectos del manejo forestal, para estimar entre los períodos de verificación del *stock* de carbono, para calibrar los parámetros y las mediciones los modelos.

Sin embargo, también existen muchos vacíos de información acerca de la dinámica en sistemas tropicales, y de los cuales pueden surgir algunas líneas de investigación importantes a desarrollar para mejorar los



parámetros hasta ahora son imprescindibles para mejorar las calibraciones en modelos de este tipo, como son la respuesta de los grupos funcionales en los bosques primarios, bosques secundarios y otros sistemas menos complejos como pasturas con árboles, la competencia de especies presentes en las pasturas (árbol, pasto, pasto-pasto, árbol-árbol), cuyo método muestreado pueda ser transformado a porcentajes en cada interacción. Valores de incrementos corrientes anuales en bosques con diferentes edades, cada vez se hace más escasa la información de parcelas permanentes de muestreo en hábitats naturales.

Estudios más detallados de la dinámica del carbono orgánico en el suelo, sus variaciones espaciales y tasas de descomposición en diferentes usos de la tierra para la región tropical pacífica y atlántica de Centroamérica. A pesar de las complicaciones de realizar o representar información fisiológica y biofísica, según Gil (1995), existen muchas ventajas de los modelos de simulación y predicción son realmente grandes y su uso o aplicación se aconseja solo si de estas simulaciones no se emplean para aseverar o hacer grandes especulaciones de los fenómenos en estudio. Otras ventajas son que los modelos ofrecen un aprovechamiento más riguroso de los datos observados en campo y de la experimentación. El intento de construir modelos a menudo deja al descubierto las áreas de conocimiento en las que faltan datos, perspectivas y teorías concretas.

## 6. CONCLUSIONES

La aplicación de pagos por servicios ambientales resulta en un aumento del área de usos de la tierra con mayores *stock* de carbono, y por tanto un aumento en el *stock* de carbono en el paisaje ganadero de Esparza. En el paisaje 1048 ha cambiaron de categoría de uso a otros usos de la tierra (50% del área muestreada). Los principales cambios de usos reportados en el período antes y después del PSA fueron hacia usos con una mayor cobertura arbórea, como fue el cambio de pasturas degradadas y pasturas sin árboles a pasturas mejoradas con baja o alta densidad de árboles. También la presencia de los bosques riparios y secundarios aportó un porcentaje importante en el *stock* de carbono de las fincas.

Los usos de la tierra con mayor *stock* de carbono total por ha fueron bosques riparios con  $323.3 \text{ MgCha}^{-1}$ , bosques secundarios  $202.8 \text{ MgCha}^{-1}$ , y pasturas naturales y mejoradas con alta densidad de árboles con  $164 \text{ MgCha}^{-1}$ . Además estos sistemas presentaron las mayores tasas de fijación de carbono, por lo que puede afirmarse que también en sistemas ganaderos es posible fijar cantidades considerables de carbono en profundidades mayores a los 20 cm, lo que supone aportes de carbono orgánico más estable y menos susceptible a la remoción del sustrato por actividades agrícolas o de pastoreo.

Los cambios simulados en el paisaje ofrecieron información acerca del potencial que los PSA pueden ofrecer si mantienen la misma tendencia de fomentar usos de la tierra amigables con el ambiente. Se observaron aumentos en el *stock* de carbono de la biomasa aérea y en el suelo que además incrementaron la fijación de carbono en las fincas, si esta tendencia se mantiene como ocurrió en los escenarios 1, 2 y 3 se aumentaría el *stock* de carbono total en el paisaje ganadero. El potencial de aumento del *stock* de carbono total a nivel de paisaje fue de 19 a 38%. La biomasa aérea fue el reservorio que más incrementos potenciales podría tener con un rango de 34 a 62 % comparado a la línea base establecida en este paisaje ganadero. En cambio, el suelo tendría aumentar entre el 11 a 17%.

Como se esperaba, el suelo fue el reservorio que mayor contenido de carbono conservó con relación a la biomasa aérea total, y sus valores concuerdan con la teoría y lo reportado en otros estudios. Los usos de la tierra con mayor stock de carbono en el suelo fueron los bosques riparios y bosques secundarios. Los modelos de pasturas mejoradas alta densidad presentaron valores crecientes en el humus del suelo (carbono orgánico más estable). Esto le da mayor ventaja a las pasturas mejoradas comparado con las pasturas naturales para ser promovidas por su alta productividad por el forraje para el ganado y por sus tasas altas de fijación de carbono en el suelo y en el humus del suelo.

Las tendencias del flujo y *stock* de carbono para cada uso de la tierra sirvieron para orientar acerca de la dinámica del carbono en los diferentes reservorios (biomasa, suelo y humus) de los usos de la tierra evaluados. Estos resultados son análisis exploratorios con los que se espera aportar a los vacíos de información en esta temática, principalmente en usos de la tierra comunes en paisajes ganaderos. La validación o comparación con datos de la literatura fue una etapa que ayudó a contrastar los datos obtenidos en este estudio con datos reales de campo para la zona de Esparza o con lo reportado en la literatura, y permitió notar que los valores para la mayoría de los valores de stock de carbono obtenidos estaban dentro del rango de lo reportado hasta la fecha por otros estudios.

Los programas utilizados para el cálculo de carbono (CO2Fix y CO2Land) fueron útiles herramientas para explorar los cambios del *stock* de carbono en los usos de la tierra que se modelaron, porque permitieron estimar a través del tiempo las reservas de carbono en la biomasa aérea, el suelo y en el humus del suelo y para el período o crono secuencia evaluada desde 0 a 35 y 0 a 100 años. Sin embargo, la falta de información en ciertos parámetros o de consistencia entre estudios similares hace que la etapa de parametrización de los modelos sea compleja para el uso de ambos programas.

Los impactos en la zona serían mayores si el proyecto lograra aumentar el área bajo bosques secundarios y las áreas bajo pasturas mejoradas con alta densidad de árboles, ya que el análisis del stock potencial evidenció los beneficios y las posibilidades que ambos usos de la tierra presentan para aumentar el carbono fijado en la biomasa aérea, así como en el suelo y en el humus del suelo. Los pagos por servicios ambientales resultaron ser un mecanismo eficiente para conservar usos de la tierra con alto potencial de almacenamiento de carbono como fueron los bosques riparios, bosques secundarios y plantaciones de Teca; así como para establecer usos de la tierra con altas tasas de fijación de carbono como fueron las pasturas mejoradas.

## **7. RECOMENDACIONES**

Este estudio intentó por primera vez construir modelos de carbono para usos de la tierra comunes en paisajes ganaderos del pacífico de Costa Rica, por lo tanto, debe considerarse como un estudio exploratorio del contenido de carbono en los 13 usos de la tierra evaluados, y sus resultados deberían ser tomados en cuenta como valores experimentales y conservadores.

Los modelos de carbono construidos en Esparza pueden ser calibrados para caracterizar mejor estos sistemas de usos de la tierra en la zona, así como su aporte al stock de carbono en la biomasa y el suelo. La calibración es un proceso que permite utilizar rangos más ajustados de los parámetros empleados en los modelos y esta fase del estudio puede ser ampliada para mejorar el conocimiento acerca del potencial que estos usos de la tierra pueden ofrecer para la captura de carbono.

Los monitoreos de carbono continuos en Esparza son una práctica que puede servir para mejorar el ajuste de los modelos. Además, en el seguimiento de los estudios de carbono si es posible, deberían de considerar muestreos del carbono orgánico en suelos de diferentes ordenes y grupos para obtener una mejor idea de la variabilidad espacial del contenido de carbono en los suelos de Esparza. De esta manera se podría extrapolar el potencial de almacenamiento a una región más amplia que las localidades bajo estudio.

Los sistemas de cercas vivas por su importancia para los sistemas ganaderos debe estudiarse de manera más detallada, con muestreos de suelo y vegetación en estos sistemas y con otros datos de campo (como se muestran en la metodología y en anexos) para construir un modelo de carbono de las cercas vivas en la zona, que permita conocer el potencial de fijación de carbono en estos sistemas. Este modelo podría ser incluido también en los cálculos de carbono a nivel de paisaje, ya que los árboles en cercas vivas tienen alta relevancia y abundancia en las fincas ganaderas.

## 8. LITERATURA CITADA

- Ávila G., Jiménez F., Beer J., Gómez M., Ibrahim M. 2001. Almacenamiento, fijación de carbono y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica. *Agroforestería en la Américas*. V.8 (30) p. 32-35.
- Brack, C.L. and Richards, G.P. 2002. Carbon accounting model for forests in Australia. *Environmental Pollution* 116(Supplement 1) p.187-194.
- Brown S. 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forest: a primer FAO Forestry Paper 134, Rome, Italy
- Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 2001. *Silvia, Sistema de Manejo Forestal. Versión 2*. Copyright CATIE 2000-2004.
- Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. 2004. (CATIE-GEF 2004). Informes técnicos del Proyecto: “Enfoques Silvopastoriles para el Manejo Integrado de Ecosistemas”. Base de datos de vegetación y carbono en Esparza, Costa Rica. *Inventario de Vegetación. Inventario de carbono en 7 usos de la tierra en Esparza. CR*. Sin publicar.
- Chacón L., M. 2003. Aportes de las cercas vivas en la estructura y conectividad de un paisaje fragmentado. Río Frío, Costa Rica. Tesis M.sc. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 115 p.
- Estrada, A.; Coates-Estrada, R; Meritt Jr,D; Montiel, S; Curiel,D. 1993. Patterns of frugivore species richness and abundance in forest islands and in agricultural habitats at Los Tuxtlas, Mexico. *Vegetatio* 107/108: 245–257.
- Davidson, E.A., Ackerman, I.L. 1993. Changes of soil carbon inventories following cultivation of previously untilled soils. *Biogeochemistry* 20, p.161–193.
- De Carvalho S.I.C, Vilela L., Karia C.T., Spain J.M. 1989. Estrategias de recuperação de pastagem degradada de *Brachiaria decumbens*; pesquisa em andamento. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) y Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados (CPAC), Planaltina D.F., Brasil. ? p.
- De Jong B. 2001. Fuentes y niveles de error en las estimaciones del potencial de captura de carbono. Simposio Internacional Medición y monitoreo de la captura de carbono en ecosistemas forestales. Del 18 al 20 octubre 2001. Valdivia, Chile. 19 p.
- Denslow J. 1980. Gap partitioning among tropical rain forest trees. *Biotropica* 12: 47-55

- Dixon RK, Brown S, Houghton RA, Salomon AM, Trexler MC and Wisniewski J. 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263: 185-190
- Ferreira C. 2001 Almacenamiento de carbono en bosques secundarios en el Municipio de San Carlos, Nicaragua. MSc.Thesis CATIE. 100 p.
- Finegan B. 1992. El potencial del manejo de los bosques húmedos secundarios neotropicales de las tierras bajas. Trad. R. Lujan. CATIE, Turrialba (CR). Cooperación Suiza al Desarrollo (COSUDE). Serie Técnica No. 5. 29 p.
- \_\_\_\_\_. 1997. Memorias del Taller internacional sobre estado actual y potencial de manejo y desarrollo del bosque secundario tropical en América Latina: Bases ecológicas para el manejo de bosques secundarios de las zonas húmedas del trópico americano, recuperación de la biodiversidad y producción sostenible de madera. Pucallpa, Perú. GTZ, CTA. pp. 106-109
- Fisher MJ, Rao IM, Ayarza MA, Lascano CE, Sanz JI, Thomas RJ and Vera RR. 1994. Carbon storage by introduced deep rooted grasses in the South American savannas. *Nature* 371: 236-238
- Gaceta. Diario oficial de la República de Costa Rica. 2004. Decretos. N°31767 – MINAE. Martes 4 de mayo del 2004. no. 86. 3 p.\* (folleto)
- Gil F. 1995. Elementos de Fisiología Vegetal. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España. 1147 p.
- Gobbi J.A, Casasola F.(2003). Comportamiento financiero de la inversión en sistemas silvopastoriles en fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica (ES). Digital Library de LEAD. 9 p. (158 Kb). Visitado el 15 enero de 2006. <ftp://ftp.fao.org/docrep/nonfao/lead/x6383s/x6383s00.pdf>
- Herrera M., del Valle J., Orrego S. 2003. Biomásas de la vegetación herbácea y leñosa pequeña y necromasa en bosques primarios intervenidos y secundarios. 145-167
- Hughes R. F., Kauffman J.B., Jaramillo V.J. 1999. Biomass, carbon, and nutrient dynamics of secondary forests in a humid tropical region of Mexico. *Ecology* 80: 1892-1907.
- Holdridge L. 1979. Ecología basada en zonas de vida. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). Quinta reimpresión. 2000. 216 p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change special report (IPCC).2000. Land-use, land use change and forestry. 377 p.
- Intergovernmental Panel on Climate Change special report (IPCC).1995.Economic and social dimension climate change. 448 p.
- Kanninen M., Vallejo A.. 2004. Modelo de CASFOR Case Study by Markku, CATIE, 2004.
- Lal, R., 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environ. Int.* 29, 437–450.

- Lead virtual centre. 2004. Enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas. En línea. Visitado el 12 de noviembre de 2004. [http://lead.virtualcentre.org/silvopastoral/documentos/Presentacion/proyecto\\_files/frame.htm](http://lead.virtualcentre.org/silvopastoral/documentos/Presentacion/proyecto_files/frame.htm)
- Lopez A., Schlönvoigt A., Ibrahim M., Kleinn C., Kanninen M. 1999. Cuantificación del carbono almacenado en el suelo de un sistema silvopastoril en la zona Atlántica de Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. 6 (23): 51-53
- Louman B., Quirós D., Nilsol M. 2001. Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central. CATIE, Serie técnica, Manual técnico No. 46. Turrialba, CR.
- Lugo A., González-Liboy J., Cintrón B., Dugger K. 1978. Structure, productivity and transpiration of a subtropical dry forest in Puerto Rico. *Biotropica* 10:278-291
- Masera, O., Garza-Caligaris, J.F., Kanninen, M., Karjalainen, T., Liski, J., Nabuurs, G.J., Pussinen, A. & de Jong, B.J. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164: 177-199.
- Ministerio de Ambiente y Energía (MINAE) y Fondo de Financiamiento Forestal (FONAFIFO). 2004. Manual de procedimientos para el pago de servicios ambientales.\*
- Murgueitio E., Muhammad I., Ramírez E., Zapata A., Mejía C., Casasola F. 2003. Usos de la tierra en fincas ganaderas: Guía para el pago de servicios ambientales en el proyecto Enfoques Silvopastoriles de Producción Agropecuaria CIPAV, Colombia. 96 p.
- Murphy P.G., Lugo A.E. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17: 91-102
- Müller E. y Solis M. 1997. Estudios de caso: los bosques secundarios de Costa Rica. In. Carazo V., Zapata I.B (Eds). *Memorias del taller Internacional sobre el estado actual y potencial del manejo y desarrollo de bosque secundario tropical en América Latina*. Consejo Centroamericano de Bosques y Áreas Protegidas, DGIS, GTZ, Pucallpa, Perú. pp. 119-158.
- Nabuurs G.J., Schelhaas M.J. 2002. Carbon profiles of typical forest types across Europe assessed with CO2FIX. *Ecological Indicators* 1: 213–223.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 2000. *Sistemas de Uso de la tierra en los Trópicos Húmedos y la emisión y secuestro de CO<sub>2</sub>*. Rome, Italy, 98 p.
- Orrego y del Valle 2003 Existencias y tasas de incremento neto de la biomasa y del carbono en bosques primarios intervenidos y secundarios. In *Medición de la Captura de carbono en Ecosistemas forestales tropicales de Colombia*. 314 p.
- Ortiz R. 1997 Costa Rican secondary forest: an economic option for joint implementation initiatives to reduce atmospheric CO<sub>2</sub>. Draft paper presented for inclusion in the Beijer Seminar in Punta Leona. CR.
- Pastor J. Post W. 1988. Response of northern forests to CO<sub>2</sub>- induced climate change. *Nature* 334, 55-58. *Forest Ecology and Management* 132 (2000): 259-279.

- Peng Ch. 2000. Growth and yield models for uneven-aged stands: past, present and future. *Forest Ecology and Management* 132: 259-279.
- Pérez, L.D. and Kanninen, M. 2003. Heartwood, Sapwood and bark content, and wood dry density of young and mature teak (*Tectona grandis*) trees grown in Costa Rica. *Silva Fennica* 37(1): 45-54
- Phillips O., Malhi Y., Higuchi N., Laurence W., Núñez P., Vásquez R., Laurence S., Ferreira L., Stern M., Brown S., Grace J. 1998. Changes in the carbon balance of tropical forest: evidence from long-term plots. *Science* 282: 439-442
- Pielke Sr R.A., Marland G., Betts R.A., Chase T.N., Eastman J.L., Niles J.O., Niyogi D.S., Running S.W. 2003. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. In Swingland I.R. *Capturing carbon & Conserving Biodiversity. The Market Approach*. Earthscan Publications Ltd. London, UK. p. 157-172
- Post W.M., Kwon, K.C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use: processes and potential. *Global Change Biol.* 6, 317–327.
- Ramos 2002. Fraccionamiento del carbono orgánico del suelo en tres tipos de uso de la tierra en fincas ganaderas de San Miguel de Barranca, Puntarenas-Costa Rica. Tesis M.Sc. CATIE Turrialba, CR. 81p.
- Raich J.1983. Effects of forest conversion on the carbon budget of a tropical soil. *Biotropica* 15: 177-184.
- Ramírez O., Gómez M., Shultz S. 1997. Valuing the contribution of plantation forestry to the national accounts of Costa Rica from ecological economics perspectiv. *Beijer Research Seminar*. CR. 64 p.
- Red Internacional de Evaluación de Pastos Tropicales (RIEPT). 1988. Establecimiento y renovación de pasturas. VI Reunión del Comité Asesor de la RIEPT. *Memorias*. Centro Internacional de Agricultura Tropical. CIAT. Veracruz, México. 1988. p.269-283
- Ruiz A. 2002. Fijación y almacenamiento de carbono en sistemas silvopastoriles y competitividad económica en Matiguás, Nicaragua. Tesis M.Sc. CATIE Turrialba, CR. 106 p.
- Schelhaas, M.J., P.W. van Esch, T.A. Groen, M. Kanninen, J. Liski, O. Masera, G.M.J. Mohren, G.J. Nabuurs, L. Pedroni, A. Pussinen, A. Vallejo, T. Palosuo, T. Vilén. 2004. CO2FIX V 3.1 – A modelling framework for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems. *ALTERRA Report* 1068. Wageningen, The Netherlands.
- Schlamadinger B., Marland G. 1996. The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. *Biomass and Bioenergy* 10:275-300
- Shively G.E., Zelek C.A, Midmore D.J., Nissen T.M. 2004. Carbon sequestration in a tropical landscape: an economic model to measure its incremental cost. *Agroforestry Systems* 60: 189–197.



- Szott L., Ibrahim M., Beer J. 2000. The Hamburger Connection Hangover. Cattle pasture land degradation and alternative land use in Central América. CATIE, DANIDA, GTZ. Serie Técnica. Informe técnico no. 313. 71 p.
- Villalobos F.S., Pratt L. 1999. Estimación del costo marginal de los servicios de fijación de carbono en Costa Rica. Centro Latinoamericano para la competitividad y el desarrollo sostenible (CLACDS). INCAE. CR. 31 p.
- Veldkamp E. 1993. Soil organic carbon dynamics in pastures established after deforestation in the humid tropics of Costa Rica. 117 p.
- Watson, R. T., I.R. Noble, B. Bolin, N.H. Ravindranath, D.J. Verardo and D.J. Dokken. 2000. "Land Use, Land Use Change and Forestry, a Special Report of the IPCC." Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press. Cambridge, UK. 377 p.
- Wadsworth F.H. 1997. Forest Production for Tropical America. United States Department of Agriculture. Forest Service. Agriculture Handbook 710. US. 563 p.
- West, T.O., Marland, G., King, A.W., Post, W.M., Jain, A.K., Andrasko, K., 2004. Carbon management response: estimates of temporal soil carbon dynamics. *Environ. Manage.* 33: 507–518.
- West Z. T., Rattan L. Carbon sequestration potential estimates with changes in land use and tillage practice in Ohio, USA. *Agriculture, Ecosystems and Environment* (2005) in press. 13 p.

**9. ANEXOS. Ficha técnica de los 13 modelos construidos en CO2Fix para 60 fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica.**

Parámetros generales	Valores utilizados en los modelos		Fuentes
Condiciones de sitio Altitud msnm Edad de cambio de uso Pendiente	<p><b>Pastura degradada sin árboles- PDSA:</b> Altitud msnm: 300 – 330 Edad: 3-20 años, &gt;30 años Pendiente: 4 – 47 %</p> <p><b>Pastura degradada con árboles- PDA:</b> Altitud msnm: 170-200 Edad cambio de uso: 3-15años, &gt;30 años Pendiente %: 23-53</p> <p><b>Pastura natural sin árboles- PNSA:</b> Altitud msnm: 300 – 330 Edad cambio de uso: 5-30 años Pendiente: 4 – 47 %</p> <p><b>Pastura mejorada sin árboles- PMSA:</b> Altitud msnm: 170-200 Edad cambio de uso: 5-15 años Pendiente %: 23-53</p> <p><b>Pastura natural baja densidad de árboles- PNBD:</b> Altitud msnm: 170-200 Edad cambio de uso: 5-20 años Pendiente %: 23-53</p> <p><b>Pastura natural alta densidad de árboles -PNAD:</b> Altitud msnm: 170-200, Edad cambio de uso: 5-20 años Pendiente %: 23-53</p>	<p><b>Pastura mejorada con baja densidad de árboles- PMBD:</b> Altitud msnm: 170-200 Edad cambio de uso: 5-15 años Pendiente %: 23-53</p> <p><b>Pastura mejorada con alta densidad de árboles- PMAD:</b> Altitud msnm: 170-200 Edad cambio de uso: 5-15 años Pendiente %: 23-53</p> <p><b>Bosque secundario intervenido- BS-Int:</b> Altitud msnm: 170-200 Edad cambio de uso: variable, 15-50 años Pendiente %: 23-53</p> <p><b>Bosque secundario- BS:</b> Altitud msnm: 170-200 Edad cambio de uso: variable, de 15-50 años Pendiente %: 23-53</p> <p><b>Bosque ripario- BR:</b> Altitud msnm: 170-200 Edad cambio de uso: variable, de 30 - &gt;100 años Pendiente %: 23-53</p> <p><b>Plantación de TECA <i>Tectona grandis</i>:</b> Altitud msnm: 170-200 Edad de plantación: 8 a 11 años Pendiente %: 23-53</p>	Datos de campo facilitados por el proyecto PES en Esparza
Orden del Suelo	Alfísoles		Informe técnico del proyecto PES, diciembre 2004.
Especies de pastos	Pastura natural: <i>Hyparrhenia rufa</i> (jaragua) y otras gramíneas Pastura mejorada: <i>Brachiaria</i> sp.		
Especies forestales	Los modelos de pasturas agruparon consideraron 2 cohortes - Cohorte de árboles de crecimiento lento - Cohorte de árboles de crecimiento rápido Los modelos de bosques se consideraron como una sola masa forestal.		
Muestreo de campo en Esparza	La toma de datos para calcular carbono orgánico en biomasa y suelo fue realizada por técnicos del proyecto durante los meses de junio a octubre del 2004. La metodología se reportan los métodos empleados.		
Datos de carbono en el suelo:	Son los valores de humus según análisis del suelo de 0 a 1 m de profundidad (ver datos en cuadro en métodos). Stock Humus 1 se consideró de 0 a 20 cm Stock Humus 2 se consideró de 20 cm a 1 m		Base de datos de inventarios de vegetación y carbono del proyecto PES
Parámetros tomados de la literatura	Carbono en raíces de pasturas: 1.53 MgC/ha		Ramos 2002

**Anexo 1. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas degradadas sin árboles (PDSA), en Esparza, Costa Rica.**

**Definición de uso de la tierra:**

PDSA: Pasturas con visibles rasgos de erosión con o sin partes del suelo desprotegidos de cobertura, presencia de varias gramíneas naturales y/o mejoradas sin presencia de árboles > de 5 cm dap. Pasturas degradadas tienen menos del 50% de cobertura de pasturas y forrajes deseable mínima presencia de árboles y arbustos. Puede tener señales de erosión evidente. (Murgueitio *et al.* 2003).

**Anexo 1.1. Parámetros utilizados en los componentes del modelo de pasturas degradadas sin árboles en Esparza, 2005.**

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
- Escenario: PDSA - Simulación de 0 a 40 años - Máxima biomasa en el sistema 20 Mgha-1 - Crecimiento en función de la edad - Competencia en función de la biomasa total en el sistema - Mortalidad: depende del volumen cosechado	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 1 Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 4 MgCha-1 - Crecimiento fuste (5): Edad ICA 0 0.01	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 4 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento follaje: Edad C.rel. 1 1200 (5 (1200 Kg)	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.01 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento ramas: Edad C.rel. 0 0.01	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 3.2 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento raíces: Edad C.rel. 400 (400 kg)	Bio Crec.relat. 0.1 0.9 0.2 0.8 0.3 0.7 0.5 0.6 0.8 0.3 1 0  Mortalidad: Constante de 1% a lo largo del tiempo  Cosechas/extracción: Se consideró una constante remoción de pastos, el 50% de la biomasa consumida por el ganado o pérdida.	Parámetros generales: -Días/grados/año: 9800.55 - Potencial de EVT: 941.838 - Sumatoria de la T° en época de crecimiento: 2055.2  Humus stock 1 (0 a 20 cm):9.13 Humus stock 2 (0 a :12.53 Parámetros del modelo Yasso -T° sensitiva descomposición humus: 0.1 - Tasa descomposición inicial de componentes solubles: 0.6

- Crecimiento relativo, se modeló como una constante para todos los años de vida de la pastura. Desde edad 0 con 1200 kg.

- Crecimiento relativo (C. rel.) en porcentaje %. – ICA (Incremento corriente anual) en m3

**Anexo 2. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas degradadas con árboles (PDA), en Esparza, Costa Rica.**

**Definición de uso de la tierra:**

PDA: Pastura degradada desde el punto de vista de producción de forrajes. Posee menos del 50% de cobertura de pasturas y forrajes deseables, con árboles dispersos o en línea (Murgueitio *et al.* 2003)

Sistema de uso de la tierra modelado con tres cohortes: 1) pasturas, 2) Árboles de crecimiento lento, 3) Árboles de crecimiento rápido

**Anexo 2.1. Parámetros utilizados en los componentes del modelo de pasturas degradadas con árboles en Esparza, 2005.**

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
- Escenario: PDA - Simulación desde 0 a 20, 0 a 50 y 0 a 400 años - Máxima biomasa en el sistema : 90 Mg $ha^{-1}$ - Crecimiento en función de la edad - Competencia en función de la biomasa total en el sistema - Mortalidad: depende del volumen cosechado	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 1 Mg/DM/m <sup>3</sup> -Carbono inicial: 0 MgCha-1 - Crecimiento fuste: Edad ICA 0 0.01 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 0.5 Mg/DM/m <sup>3</sup> -Carbono inicial: 1.88 MgCha-1 - Crecimiento fuste: Edad ICA 1 0.0112 5 0.0243 10 0.0673 20 0.2373 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 1 Mg/DM/m <sup>3</sup> -Carbono inicial: 2.96 MgCha-1 - Crecimiento fuste: Edad ICA	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 4 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 0 1670 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.2 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: no se contempló 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.2 6 0.3 16 0.4 31 0.5 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 3.2 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad Crec.rel. 0 500 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 1 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.2 6 0.3 16 0.4 31 0.5 3) ACR -Contenido de carbono: 1 MgC/MgDM -Carbono inicial: 1 MgCha-1	Tres cohortes: Bio Crec.rel. 0 1 .25 1 .4 0.8 .6 0.9 .8 0.9 0.9 0.7 1 0 Mortalidad: Para pasturas fue 0.01 Para ACL y ACR se consideró constante de 0.1 a lo largo del tiempo Cosechas/extracción: Pasturas fue 0.5 por año. ACL se consideró un 5% extracciones cada 5 años: 5 0.05 10 0.05 15 0.05 20 0.05 50 0.05 ACR se consideró un 5% extracciones cada 5 años: 5 0.05 10 0.05 15 0.05 20 0.05	Parámetros generales: -Días/grados/año: 9800.55 - Potencial de EVT: 941.838 - Sumatoria de la T° en época de crecimiento: 2055.2  Humus stock 1: 6  Humus stock 2: 15.66 Parámetros del modelo Yasso -T° sensitiva descomposición humus: 0.3 - Tasa descomposición inicial de componentes solubles: 0.5

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
	1      0.127 5      0.456 10     1.673 20     3.754	- Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1      0.2 6      0.3 16     0.4 31     0.45	MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1      0.2 6      0.3 16     0.4 31     0.45	- Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1      0.2 6      0.3 16     0.4 31     0.45		

1 Datos meteorológicos (T° y precipitaciones) calculados de la Estación San Miguel Esparza, Instituto Meteorológico Nacional, Costa Rica. Hoja electrónica en Excel, facilitada en Marzo 2005.

- Crecimiento relativo (C. rel.) en porcentaje %. – ICA (Incremento corriente anual) en m3.

**Anexo 3. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas naturales sin árboles (PNSA), en Esparza, Costa Rica.**

**Definición de uso de la tierra**

**PNSA:** Pasturas dominadas por especies nativas, naturalizadas y de baja productividad. No hay presencia de árboles y arbustos.

Anexo 3.1. Parámetros utilizados en los componentes del modelo de pasturas mejoradas sin árboles en Esparza, 2005.

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Mortalidad	Suelo
- Escenario: PNSA - Cohorte: Pasturas - Simulación desde 0 a 100 años - Máxima biomasa en el sistema 400 Mgha-1 - Crecimiento en función de la edad - Competencia en función de la biomasa total en el sistema - Mortalidad: depende del volumen cosechado	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 1Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 0 MgCha-1 - Crecimiento fuste: Edad ICA 0 0.01	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 4 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento follaje: Edad C.rel. 0 1670	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento ramas: Edad C.rel. 0 0.0	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 3.2 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento raíces: Edad C.rel. 0 500	Mortalidad: Constante de 1% a lo largo del tiempo Cosechas/extracción: no se consideraron	Parámetros generales: -Días/grados/año: 9800.55 - Potencial de EVT: 941.838 - Sumatoria de la T° en época de crecimiento: 2055.2 Humus stock 1: 1 Humus stock 2: 121.7 Parámetros del modelo Yasso -T° sensitiva descomposición humus: 0.3 - Tasa descomposición inicial de componentes solubles: 0.5

1 Datos meteorológicos (T° y precipitaciones) calculados de la Estación San Miguel Esparza, Instituto Meteorológico Nacional, Costa Rica. Hoja electrónica en Excel, facilitada en Marzo 2005.

- Crecimiento relativo (C. rel.) en porcentaje %. – ICA (Incremento corriente anual) en m3

**Anexo 4. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas mejoradas sin árboles (PMSA), en Esparza, Costa Rica.**

**Definición de uso de la tierra**

PMSA: Pasturas dominada por especies mejoradas o introducidas de alto vigor y productividad con cobertura mayor de 70%. Ausencia de árboles y arbustos.

Anexo 4.1. Parámetros utilizados en los componentes del modelo de pasturas mejoradas sin árboles en Esparza, 2005.

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
- Escenario: PMAD - Simulación desde 0 a 20, 0 a 50 y 0 a 100 años -Máxima biomasa en el sistema 40 Mgha-1 - Crecimiento en función de la edad - Competencia en función de la biomasa total en el sistema - Mortalidad: depende del volumen cosechado	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera:1 Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 0.1 MgCha-1 - Crecimiento fuste: Edad ICA 0 0.01	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 4 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento follaje: Edad C.rel. 1 2000	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.01 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año):0.5 - Crecimiento ramas no se contempló	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 3.2 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento raíces2: Edad C.rel. 0 1000	Mortalidad: Constante de 1% a lo largo del tiempo Cosechas/extracción: Se consideró anual un pérdida o consumo de 0.5	Parámetros generales: -Días/grados/año: 9800.55 - Potencial de EVT: 941.838 - Sumatoria de la T° en época de crecimiento: 2055.2 Humus stock 1: 1 Humus stock 2: 139.49 Parámetros del modelo Yasso -T° sensitiva descomposición humus: 0.1 - Tasa descomposición inicial de componentes solubles: 0.5

1 Datos meteorológicos (T° y precipitaciones) calculados de la Estación San Miguel Esparza, Instituto Meteorológico Nacional, Costa Rica. Hoja electrónica en Excel, facilitada en Marzo 2005.

2 Ramos 2002.

- Crecimiento relativo (C. rel.) en porcentaje %. – ICA (Incremento corriente anual) en m3

**Anexo 5. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de pasturas naturales con baja densidad de árboles (PNBD), en Esparza, Costa Rica.**

**Definición de uso de la tierra**

**PNBD:** Pasturas dominada por especies nativas o naturalizadas, con árboles recién sembrados de hasta 5 cm DAP y 0.5 m de altura. Mínimo 30 árboles por hectárea.

**Cuadro 5.1. Parámetros utilizados en los componentes del modelo de pasturas mejoradas baja densidad en Esparza, 2005.**

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
- Escenario: PNBD - Simulación desde 0 a 100 años -Máxima biomasa en el sistema : 200 Mg $ha^{-1}$ - Crecimiento en función de la edad - Competencia en función de la biomasa total en el sistema - Mortalidad: depende del volumen cosechado  IDatos meteorológicos (T° y precipitaciones) calculados de la Estación San Miguel Esparza, Instituto Meteorológico Nacional, Costa Rica. Hoja electrónica en Excel, facilitada en Marzo 2005. -Crecimiento relativo (C. rel.) en porcentaje %. – ICA (Incremento corriente anual) en m3	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 1 Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 0 MgCha <sup>-1</sup> - Crecimiento fuste: Edad ICA 0 0.01 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 0.5 Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 0.0 MgCha <sup>-1</sup> - Crecimiento fuste: Edad ICA 1 0.2 5 0.5 10 1.2 20 4.4 30 7.8 40 9.1 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 0.5 Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 0.0 MgCha <sup>-1</sup> - Crecimiento fuste: Edad ICA 1 0.2 5 0.5 10 1.2 20 4.4	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 4 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: no se contempló 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 2 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.1 6 0.15 16 0.2 31 0.2 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.3 6 0.28 16 0.25 31 0.2	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: no se contempló 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.2 6 0.3 16 0.4 31 0.5 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.2 6 0.3 16 0.4 31 0.45	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 3.2 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 3 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 0 500 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.02 6 0.03 16 0.05 31 0.1 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.1 6 0.3 16 0.05 31 0.06	En los tres cohortes la mortalidad se consideró constante de 1% cada año  Cosechas/extracción: Pasturas fue 50% por año. Para ACL y ACR se consideró un 5% extracciones cada 5 años: Edad % 5 0.05 10 0.05 15 0.05 20 0.05 50 0.05	Parámetros generales: -Días/grados/año: 9800.55 - Potencial de EVT: 941.838 - Sumatoria de la T° en época de crecimiento: 2055.2  Humus stock 1: 1  Humus stock 2: 121.7 Parámetros del modelo Yasso -T° sensitiva descomposición humus: 0.3 - Tasa descomposición inicial de componentes solubles: 0.5



**Anexo 6. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas naturales con alta densidad de árboles (PNAD), en Esparza, Costa Rica.**

**Definición de uso de la tierra**

**PNAD:** Pasturas dominada por especies nativas o naturalizadas, donde los árboles existentes tienen más de 5 cm DAP y 2 m de altura. Más de 30 árboles por hectárea.

**Anexo 6.1. Parámetros utilizados en los componentes del modelo de pasturas naturales alta densidad en Esparza, 2005.**

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
- Escenario: PNAD - Simulación desde 0 a 100 años -Máxima biomasa en el sistema : 200 MgCha <sup>-1</sup> - Crecimiento en función de la edad - Competencia en función de la biomasa total en el sistema - Mortalidad: depende del volumen cosechado	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 1 Mg/DM/m <sup>3</sup> -Carbono inicial: 0 MgCha <sup>-1</sup> - Crecimiento fuste: Edad ICA 0 0.01 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 0.5 Mg/DM/m <sup>3</sup> -Carbono inicial: 2.75 MgCha <sup>-1</sup> - Crecimiento fuste: Edad ICA 1 0.2 5 0.5 10 1.2 20 4.4 30 7.8 40 9.1 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 0.5 Mg/DM/m <sup>3</sup> -Carbono inicial: 4.33 MgCha <sup>-1</sup> - Crecimiento fuste: Edad ICA 1 0.04 5 0.33 10 2.35 20 8.71 30 7.31	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 4 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 0 1670 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.1 6 0.15 16 0.2 31 0.2 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento:	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: no se contempló 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.2 6 0.3 16 0.4 31 0.5 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento:	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 3.2 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 0 500 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.02 6 0.03 16 0.05 31 0.1 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5	En los tres cohortes la mortalidad se consideró constante de 1% cada año  Cosechas/extracción: Pasturas fue 50% por año. Para ACL y ACR se consideró un 5% extracciones cada 5 años: Edad % 5 0.05 10 0.05 15 0.05 20 0.05 50 0.05	Parámetros generales: -Días/grados/año: 9800.55 - Potencial de EVT: 941.838 - Sumatoria de la T° en época de crecimiento: 2055.2  Humus stock 1: 1  Humus stock 2: 121.7 Parámetros del modelo Yasso -T° sensitiva descomposición humus: 0.3 - Tasa descomposición inicial de componentes solubles: 0.5

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
	40      3.67	Edad C.rel. 1      0.3 6      0.28 16     0.25 31     0.2	Edad C.rel. 1      0.2 6      0.3 16     0.4 31     0.45	- Crecimiento: Edad C.rel. 1      0.1 6      0.3 16     0.05 31     0.06		

1 Datos meteorológicos (T° y precipitaciones) calculados de la Estación San Miguel Esparza, Instituto Meteorológico Nacional, Costa Rica. Hoja electrónica en Excel, facilitada en Marzo 2005.

- Crecimiento relativo (C. rel.) en porcentaje %. – ICA (Incremento corriente anual) en m3

**Anexo 7. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas mejoradas con alta densidad de árboles (PMAD), en Esparza, Costa Rica.**

**Definición de uso de la tierra**

PMAD: Pasturas dominada por especies mejoradas o introducidas de alto vigor y productividad, donde los árboles existentes (más de 30 ha) tienen más de 5 cm DAP y 2 m de altura.

**Anexo 7.1. Parámetros utilizados en los componentes del modelo de pasturas mejoradas alta densidad en Esparza, 2005.**

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
- Escenario: PMAD - Simulación desde 0 a 100 años -Máxima biomasa en el sistema : 200 Mg/ha-1 - Crecimiento en función de la edad - Competencia en función de la biomasa total en el sistema - Mortalidad: depende del volumen cosechado	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 1 Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 0.01 MgCha-1 - Crecimiento fuste: Edad ICA 0 0.01 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 0.5 Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 0.15 MgCha-1 - Crecimiento fuste: Edad ICA 1 0.1 5 0.2 10 0.65 20 2.31 30 4.11 40 4.79 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 0.5 Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 1.23 MgCha-1 - Crecimiento fuste: Edad ICA 1 0.023 5 0.069	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 4 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 0 2000 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 .1 6 0.15 16 0.2 31 0.2 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año):	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.01 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: no se contempló 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.2 6 0.3 16 0.4 31 0.5 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.1 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año):	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 3.2 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 0.5 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 0 1000 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.5 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.02 6 0.03 16 0.05 31 0.1 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.5 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1	En los tres cohortes la mortalidad se consideró constante de 1% cada año  Cosechas/extracción: Pasturas fue 50% por año. Para ACL y ACR se consideró un 5% extracciones cada 5 años: Edad % 5 0.05 10 0.05 15 0.05 20 0.05 50 0.05	Parámetros generales: -Días/grados/año: 9800.55 - Potencial de EVT: 941.838 - Sumatoria de la T° en época de crecimiento: 2055.2  Humus stock 1: 1 Humus stock 2: 117.53 Parámetros del modelo Yasso -T° sensitiva descomposición humus: 0.3 - Tasa descomposición inicial de componentes solubles: 0.5

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
	10 0.486 20 1.802 30 1.513 40 0.759	0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.3 6 0.28 16 0.25 31 0.2	0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.2 6 0.3 16 0.4 31 0.45	- Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.1 6 0.03 16 0.05 31 0.06		

1 Datos meteorológicos (T° y precipitaciones) calculados de la Estación San Miguel Esparza, Instituto Meteorológico Nacional, Costa Rica. Hoja electrónica en Excel, facilitada en Marzo 2005.

- Crecimiento relativo (C. rel.) en porcentaje %. – ICA (Incremento corriente anual) en m3

**Anexo 8. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Pasturas mejoradas con baja densidad de árboles (PMBD), en Esparza, Costa Rica.**

**Definición de uso de la tierra**

PMBD: Pasturas dominada por especies mejoradas o introducidas de alto vigor y productividad, donde los árboles existentes (más de 30 ha) tienen más de 5 cm DAP y 2 m de altura.

Cuadro 8.1. Parámetros utilizados en los componentes del modelo de pasturas mejoradas baja densidad en Esparza, 2005.

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
- Escenario: PMBD - Simulación desde 0 a 100 años -Máxima biomasa en el sistema : 180 Mgha-1 - Crecimiento en función de la edad - Competencia en función de la biomasa total en el sistema - Mortalidad: depende del volumen cosechado 1Datos meteorológicos (T° y precipitaciones) calculados de la Estación San Miguel Esparza, Instituto Meteorológico Nacional, Costa Rica. Hoja electrónica en Excel, facilitada en Marzo 2005. -Crecimiento relativo (C. rel.) en porcentaje %. -ICA (Incremento corriente anual) en m3	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 1 Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 0.01 MgCha <sup>-1</sup> - Crecimiento fuste: Edad ICA 0 0.01 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 0.5 Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 0.41 MgCha <sup>-1</sup> - Crecimiento fuste: Edad ICA 1 0.038 5 0.084 10 0.233 20 0.825 30 1.463 40 1.706 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 0.5 Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 1.23 MgCha <sup>-1</sup> - Crecimiento fuste: Edad ICA 1 0.04 5 0.32 10 2.28 20 8.48	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 4 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 0 2000 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.01 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.1 6 0.15 16 0.2 31 0.2 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.01 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.01 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: no se contempló 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.01 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.2 6 0.3 16 0.4 31 0.5 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.01 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5	Tres cohortes: 1) Pasturas -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 3.2 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 0 800 2) ACL -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.02 6 0.03 16 0.05 31 0.1 3) ACR -Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 1 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno	En los tres cohortes la mortalidad se consideró constante de 1% cada año Cosechas/extracción: Pasturas fue 50% por año. Para ACL y ACR se consideró un 5% extracciones cada 5 años: Edad % 5 0.05 10 0.05 15 0.05 20 0.05 50 0.05	Parámetros generales: -Días/grados/año: 9800.55 - Potencial de EVT: 941.838 - Sumatoria de la T° en época de crecimiento: 2055.2 Humus stock 1: 1 Humus stock 2: 117.53 Parámetros del modelo Yasso -T° sensitiva descomposición humus: 0.3 - Tasa descomposición inicial de componentes solubles: 0.5

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
	30 7.12 40 3.57	- Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.3 6 0.28 16 0.25 31 0.2	- Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.2 6 0.3 16 0.4 31 0.45	(1/año): 0.5 - Crecimiento: Edad C.rel. 1 0.1 6 0.3 16 0.05 31 0.06		

### Anexo 9. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Bosque Secundario Intervenido, en Esparza, Costa Rica.

Definición de uso de la tierra

BS-Int: Bosque nativo intervenido (extracción alta de árboles o recursos no maderables, presencia de cacería furtiva y tala parcial) en las últimas décadas. Área basal mayor de 10 m2. Fragmentos de cualquier tamaño (Murgeitio, et al. 2003).

Anexo 9.1. Parámetros utilizados en los componentes del modelo de bosque secundario en Esparza, 2005.

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
- Escenario: Bosque en estado de sucesión secundaria - Simulación desde 0 a 50, 0 a 100 y 0 a 400 años -Máxima biomasa en el sistema 400 Mgha-1 - Crecimiento en función de la edad - Competencia en función de la biomasa total en el sistema - Mortalidad: depende del volumen cosechado 1 Datos meteorológicos (T° y precipitaciones) calculados de la Estación San Miguel Esparza, Instituto Meteorológico	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 0.5 Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 90.78 MgCha-1 - Crecimiento fuste: Edad ICA 0 8 cada año se modeló con ICA constante	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 2 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.5 - Crecimiento follaje: Edad C.rel. 1 0.78 5 .78 10 .74 15 .67 20 .63 25 .6 30 .57	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 1 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.3 - Crecimiento ramas: Edad C.rel. 0 0.4 5 0.5 6 0.5 13 0.6 15 0.6 30 0.6 50 0.6	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 3.2 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.3 - Crecimiento raíces: Edad Crec.rel. 0 0.64 5 0.59 10 0.59 13 0.65 30 0.66 100 0.66	Bio C.rel. 0 1 .25 1 .4 .9 .6 .9 .8 .8 0.9 .8 1 0.8 Mortalidad: 0 0.01 50 0.02  Cosechas/extracción: Cada 5 años se extrae un 1% del volumen del bosque	Parámetros generales: -Días/grados/año: 9800.55 - Potencial de EVT: 941.838 - Sumatoria de la T° en época de crecimiento: 2055.2  Humus stock 1: 20.34 Humus stock 2: 95.73 Parámetros del modelo Yasso -T° sensitiva descomposición humus: 0.1 - Tasa descomposición inicial de componentes solubles: 0.6

Nacional, Costa Rica. Hoja electrónica en Excel, facilitada en Marzo 2005. - Crecimiento relativo (C. rel.) en porcentaje %. - ICA (Incremento corriente anual) en m3						
--	--	--	--	--	--	--

**Anexo 10. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Bosque Secundario, en Esparza, Costa Rica.**

**Definición de uso de la tierra**

BS: Bosque nativo intervenido (extracción baja o media de árboles o recursos no maderables, presencia de cacería furtiva) en las últimas décadas. Área basal mayor de 10 m2. Fragmentos de cualquier tamaño (Murgueitio, et al. 2003).

Anexo 10. Parámetros utilizados en los componentes del modelo de bosque secundario en Esparza, 2005.

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
- Escenario: Bosque en estado de sucesión secundaria - Simulación desde 0 a 100 años -Máxima biomasa en el sistema 320 Mgha-1 - Crecimiento en función de la edad - Competencia en función de la biomasa total en el sistema - Mortalidad: depende del volumen cosechado	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 0.5 Mg/DM/m3 -Carbono inicial: 4 MgCha-1 - Crecimiento fuste: Edad ICA 0 0.01 5 2 10 5 15 6 20 6.5 30 7 40 7.5	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 1 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 3 - Tasa de retorno (1/año): 1 - Crecimiento follaje: Edad C.rel. 1 0.78 5 0.74 15 0.67 20 0.63 25 0.6 30 0.57	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 3 - Tasa de retorno (1/año): 0.3 - Crecimiento Edad C.rel. 0 0.4 5 0.5 6 0.5 13 0.6 15 0.6 30 0.6 50 0.6	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 3.2 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 3 - Tasa de retorno (1/año): 0.3 - Crecimiento Edad C.rel. 0 0.4 5 0.5 6 0.5 13 0.6 15 0.6 30 0.6 50 0.6 100 0.1	Bio C.rel. 0 1 .25 1 .4 .9 .6 .9 .8 .8 0.9 0.3 1 0.01  Mortalidad: Constante de 1% a lo largo del tiempo  Cosechas/extracción: no se consideraron	Parámetros generales: -Días/grados/año: 9800.55 - Potencial de EVT: 941.838 - Sumatoria de la T° en época de crecimiento: 2055.2  Humus stock 1: 59.52 Humus stock 2: 56.55 Parámetros del modelo Yasso -T° sensitiva descomposición humus: 0.1 - Tasa descomposición inicial de componentes solubles: 0.8

1 Datos meteorológicos (T° y precipitaciones) calculados de la Estación San Miguel Esparza, Instituto Meteorológico Nacional, Costa Rica. Hoja electrónica en Excel, facilitada en Marzo 2005.

Crecimiento relativo (C. rel.) en porcentaje %. – ICA (Incremento corriente anual) en m3

**Anexo 11. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Bosque Ripario, en Esparza, Costa Rica.**

**Definición de uso de la tierra**

BR: Bosque cuya vegetación natural de diferentes estratos de altura, se encuentra a la orilla de ríos o cuerpos de agua como microcuencas, con un ancho mínimo de 4 m (Murgueitio, et al. 2003).

**Anexo 11. Parámetros utilizados en los componentes del modelo de bosque ripario en Esparza, 2005.**

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
- Escenario: Bosque en estado de sucesión secundaria - Simulación desde 0 a 50, 0 a 100 y 0 a 400 años -Máxima biomasa en el sistema 400 Mgha <sup>-1</sup> - Crecimiento en función de la edad - Competencia en función de la biomasa total en el sistema - Mortalidad: depende del volumen cosechado, pero no se consideraron aprovechamientos en este modelo	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 0.5 Mg/DM/m <sup>3</sup> -Carbono inicial: 92 MgCha <sup>-1</sup> - Crecimiento fuste: Edad ICA 0 0.01 5 2 10 5 15 6 20 6.5 30 7 40 8	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 0.01 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.3 - Crecimiento fuste: Edad C.rel. 0 0 1 0.5 30 0.6 50 0.7	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 3 - Tasa de retorno (1/año): 0.3 - Crecimiento ramas: Edad C.rel. 0 0 5 0.5 15 0.55 30 0.58 50 0.6	-Contenido de carbono: 0.5 MgC/MgDM -Carbono inicial: 1 MgCha <sup>-1</sup> - Factor de corrección de crecimiento: 3 - Tasa de retorno (1/año): 0.3 - Crecimiento raíces: Edad C.rel. 0 0 5 0.9 10 0.8 13 0.8 30 0.7 100 0.5	Bio Crec.rel. 0 1 .25 1 .4 .9 .6 .8 .8 .7 0.9 .4 1 0.1  Mortalidad: Constante de 1% a lo largo del tiempo  Cosechas/extracción: no se consideraron	Parámetros generales: -Días/grados/año: 9800.55 - Potencial de EVT: 941.838 - Sumatoria de la T° en época de crecimiento: 2055.2  Humus stock 1: 20.34 Humus stock 2: 95.73 Parámetros del modelo Yasso -T° sensitiva descomposición humus: 0.3 - Tasa descomposición inicial de componentes solubles: 0.8

1Datos meteorológicos (T° y precipitaciones) calculados de la Estación San Miguel Esparza, Instituto Meteorológico Nacional, Costa Rica. Hoja electrónica en Excel, facilitada en Marzo 2005.

- Crecimiento relativo (C. rel.) en porcentaje %. – ICA (Incremento corriente anual) en m3



**Anexo 12. Parámetros utilizados para el modelo en CO2Fix de Plantación de Teca, en Esparza, Costa Rica (Modelo facilitado por el proyecto GEF para fines del cálculo del stock de carbono a nivel de paisaje)**

**Definición de uso de la tierra**

Teca: Plantación de maderables en monocultivo, es un cultivo homogéneo de árboles maderables en este caso de Teca, sembrados a altas densidades, mayor de 500 árboles ha-1 (Murgueitio, et al. 2003).

Parámetros tomados de la literatura

Datos de crecimiento fueron tomados de: Pérez Cordero, L.D.; Ugalde Arias, L.; Kanninen, M. Desarrollo de escenarios de crecimiento para plantaciones de teca (*Tectona grandis*) en Costa Rica. Revista Forestal Centroamericana (CATIE). (Jul-Set 2000). (no.31) p. 16-22.

Datos de volumen fueron tomados de: Pérez Cordero, Luis Diego; Kanninen, Markku. 2003. Provisional equations for estimating total and merchantable volume of *Tectona Grandis* trees in Costa Rica. Forests, Trees and Livelihoods, 2003. Vol. 13, pp. 345-359.

Anexo 12.1. Parámetros utilizados en los componentes del modelo de bosque secundario en Esparza, 2005.

Parámetros generales	Biomasa fuste	Biomasa follaje	Biomasa ramas	Biomasa Raíces	Biomasa Máxima	Suelo
- Escenario: Plantación de Teca - Simulación desde 0 a 20, 0 a 50 años - Máxima biomasa en el sistema 400 MgCha-1 - Crecimiento en función de la edad - Competencia en función de la biomasa total en el sistema (stand) - Mortalidad: depende del volumen cosechado  1 Datos meteorológicos de la Estación San Miguel Esparza facilitada en Marzo 2005. - Crecimiento relativo (C. rel.) en porcentaje %. - ICA (Incremento corriente anual) en m3	- Contenido de carbono: 0.48 MgC/MgDM - Densidad de la madera: 0.5 Mg/DM/m3 - Carbono inicial: 92 MgCha-1 - Crecimiento fuste: Edad ICA 0 0.00 3 25.00 6 35.00 8 40.00 12 40.0 25 27.00 30 22.00	- Contenido de carbono: 0.48 MgC/MgDM - Carbono inicial: 2.96 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 1 - Crecimiento follaje: Edad C.rel. 0 0.6 10 0.4 20 1.0 30 1.5 40 1.5	- Contenido de carbono: 0.48 MgC/MgDM - Carbono inicial: 1.83 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.05 - Crecimiento ramas: Edad C.rel. 0 0.3 10 0.4 20 0.5 30 1.00	- Contenido de carbono: 0.48 MgC/MgDM - Carbono inicial: 0 MgCha-1 - Factor de corrección de crecimiento: 1 - Tasa de retorno (1/año): 0.05 - Crecimiento raíces: Edad C.rel. 0 0.4 10 0.4 30 0.9 50 1.0	Bio Crec.relat. 0.0 1.0 0.5 1.0 0.75 0.8 1.0 0.1  Mortalidad: 0 0.01 25 0.01 100 0.01 200 1.00  Cosechas: Edad Frem. 3 0.5 10 0.6 20 0.5 30 0.25 40 1.0 A cada edad/ cortes/ componente constantes Ramas: 1 Follaje: 1 Suelo: 1	Parámetros generales: - Días/grados/año: 9800.55 - Potencial de EVT: 941.838 - Sumatoria de la T° en época de crecimiento: 2055.2 - Período húmedo: mayo a noviembre  Humus stock 1: 47.74 Humus stock 2: 47.32 Parámetros del modelo Yasso - T° sensitiva descomposición humus: 0.6 - Tasa descomposición inicial de componentes solubles: 0.8

Anexo 13 .Comparación del stock de carbono en MgC y en porcentaje (%) en la biomasa aérea en cada escenario evaluado de Esparza, Costa Rica durante 2005.

Usos de la tierra	Biomasa Mg C ha-1	2003			2004			Escenario 1			Escenario 2			Escenario 3		
		Area(ha)	stock (MgC)	%*	Area(ha)	stock (MgC)	% *	Area (ha)	stock (MgC)	% *	Area (ha)	stock (MgC)	% *	Area (ha)	stock (MgC)	% *
PD = PDA+PDSA	7.63	318.0	2427.93	2.27	0	0	0.00	0	0	0.00	0	0	0	0	0	0
PNSA	4.43	99.9	442.557	0.41	0	0	0.00	0	0	0.00	0	0	0.00	0	0	0
PMSA	4.97	47.9	238.063	0.22	0	0	0.00	0	0	0.00	0	0	0.00	0	0	0
PNBD	11.67	523.2	6105.744	5.71	99.9	1165.833	0.71	99.7	1,163.50	0.71	8.9	103.86	0.04	8.9	103.86	0.04
PMBD	7.88	271.0	2135.48	2.00	328.3	2587.004	1.58	324	2,553.12	1.55	318.6	2,510.57	0.99	57.2	450.74	0.16
PNAD	25.41	94.5	2401.245	2.25	614	15601.74	9.51	614	15,601.74	9.49	94.5	2,401.25	0.95	99.9	2,538.46	0.90
TECA	98.93	31.8	3145.974	2.94	31.8	3145.974	1.92	31.8	3,145.97	1.91	31.8	3,145.97	1.25	31.8	3,145.97	1.11
PMAD	164.92	74.3	12253.556	11.46	386.6	63758.072	38.87	386.6	63,758.07	38.79	995.7	164,210.84	65.00	1,159.90	191,290.71	67.59
TACOTAL	45.04	48.8	2197.952	2.06	48.8	2197.952	1.34	48.8	2,197.95	1.34	9.8	441.39	0.17	71.4	3,215.86	1.14
BR	152.54	413.2	63029.528	58.96	413.2	63029.528	38.43	413.2	63,029.53	38.35	413.2	63,029.53	24.95	413.2	63,029.53	22.27
BS	83.16	139.5	11600.82	10.85	139.5	11600.82	7.07	144.2	11,991.67	7.30	202	16,798.32	6.65	220	18,295.20	6.46
BS-Int	76.2	12.2	929.64	0.87	12.2	929.64	0.57	12.2	929.64	0.57	0	0.00	0.00	12.2	929.64	0.33
Stock total en biomasa (MgC)			106,908.49			164,016.56			164,371.20			252,641.73			282,999.96	
Cambios en la biomasa (Mg C)						57,108.07			57,462.71			145,733.25			176,091.47	
Aumento en la biomasa (%)						34.8			35.0			57.7			62.2	

**Anexo 14 .Comparación del stock de carbono en MgC y en porcentaje (%) en el suelo en cada escenario evaluado de Esparza, Costa Rica durante 2005.**

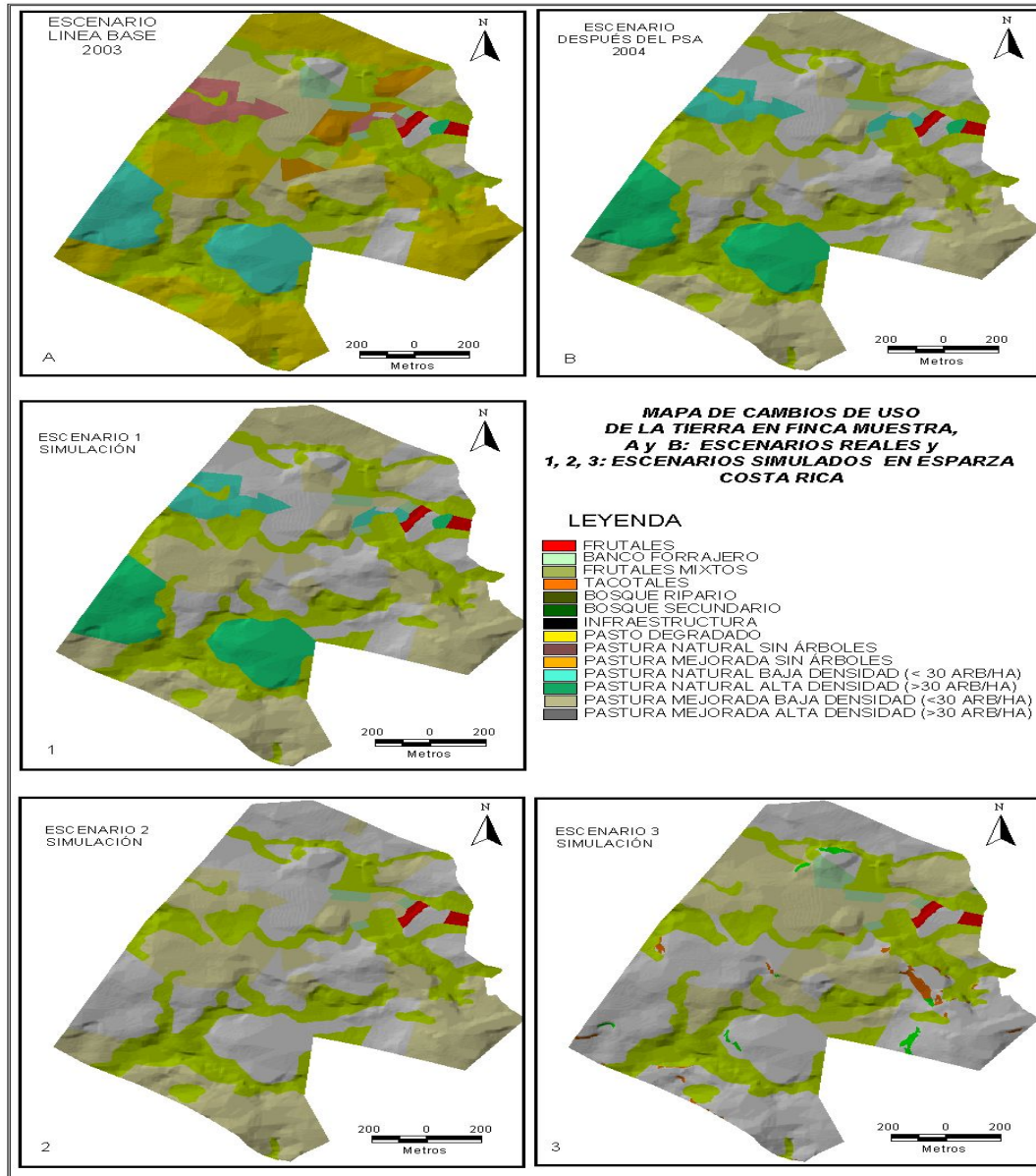
\* Porcentaje de carbono en cada uso de la tierra con relación al stock total de biomasa aérea

Usos de la tierra	Suelo	2003			2004			Escenario 1			Escenario 2			Escenario 3		
	Mg C ha-1	Area(ha)	Stock (MgC)	% *	Area(ha)	Stock (MgC)	% *	Area (ha)	Stock (MgC)	% *	Area (ha)	Stock (MgC)	% *	Area (ha)	Stock (MgC)	% *
PD = PDA+PDSA	31.5	318.0	10,017.00	3.89	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PNSA	131.7	99.9	13,156.83	5.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PMSA	151.2	47.9	7,242.48	2.8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
PNBD	146.1	523.2	76,439.52	29.7	99.9	14,595.39	5.0	99.7	14,566.17	5.0	8.9	1,300.29	0.44	8.9	1,300.29	0.42
PMBD	87.7	271.0	23,766.70	9.2	328.3	28,791.91	9.9	324	28,414.80	9.8	318.6	27,941.22	9.39	57.2	5,016.44	1.60
PNAD	139.6	94.5	13,192.20	5.1	614	85,714.40	29.6	614	85,714.40	29.5	94.5	13,192.20	4.43	99.9	13,946.04	4.46
TECA	105.6	31.8	3,358.08	1.3	31.8	3,358.08	1.2	31.8	3,358.08	1.2	31.8	3,358.08	1.13	31.8	3,358.08	1.07
PMAD	151.2	74.3	11,234.16	4.4	386.6	58,453.92	20.2	386.6	58,453.92	20.1	995.7	150,549.84	50.61	1,159.90	175,376.88	56.07
TACOTAL	135.6	48.8	6,617.28	2.6	48.8	6,617.28	2.3	48.8	6,617.28	2.3	9.8	1,328.88	0.45	71.4	9,681.84	3.10
BR	170.8	413.2	70,574.56	27.4	413.2	70,574.56	24.3	413.2	70,574.56	24.3	413.2	70,574.56	23.72	413.2	70,574.56	22.56
BS	144.8	139.5	20,199.60	7.8	139.5	20,199.60	7.0	144.2	20,880.16	7.2	202	29,249.60	9.83	220	31,856.00	10.18
BS-Int	139.3	12.2	1,699.46	0.7	12.2	1,699.46	0.6	12.2	1,699.46	0.6	0	0.00	0.00	12.2	1,699.46	0.54
Stock total en el suelo (MgC)			257,497.87			290,004.60			290,278.83			297,494.67			312,809.59	
Cambios en el suelo (Mg C)						32,506.73			32,780.96			39,996.80			55,311.72	
Aumento en el suelo (%)						11.2			11.3			13.4			17.7	

**Anexo 15. Claves utilizadas para cada uso de la tierra evaluado en las 60 fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica durante 2005.**

Claves:	Categoría de uso de la tierra
PD	Pasturas degradadas
PDA	Pasturas degradadas o enmalezadas con árboles
PDSA	Pasturas degradadas o enmalezadas sin árboles
PNSA	Pasturas naturales sin árboles
PMSA	Pasturas mejoradas sin árboles
PNBD	Pasturas naturales con baja densidad de árboles
PMBD	Pasturas mejoradas con baja densidad de árboles
PNAD	Pasturas naturales con alta densidad de árboles
PMAD	Pasturas mejoradas con alta densidad de árboles
TECA	Plantaciones de Teca
TACOTAL	Bosque secundario en primera sucesión
BR	Bosque ripario o ribereño
BS	Bosque secundario maduro
BS-Int	Bosque secundario intervenido

Anexo 16. Escenarios de cambios de usos de la tierra evaluados en 60 fincas ganaderas de Esparza, Costa Rica.



El mapa muestra dos escenarios reales, la Línea Base antes del PSA (año 2003) y Después del primer PSA (año 2004), y tres escenarios de simulación basados en cambios de usos de la tierra esperados.

-A) Escenario antes del PSA en 2003: representa el paisaje línea base antes de iniciar el proyecto de PSA en Esparza.

-B) Escenario después del PSA en 2004: representa el paisaje después del primer PSA en Esparza.

1) Escenario 1 consistió en simular el cambio de las pasturas degradadas a pasturas naturales o pasturas mejoradas. Las pasturas naturales y mejoradas sin árboles se cambiaron a pasturas naturales o mejoradas con baja densidad de árboles.

2) Escenario 2 consistió en simular que las pasturas degradadas y pasturas naturales se transformaron a pasturas mejoradas, los tacotales se transformaron en bosques secundarios

-3) Escenario 3 consistió en simular que las fincas cumplen las disposiciones de la ley forestal 7575\* de Costa Rica, esto significaba que en pendientes abruptas (> 50%) no deben establecerse cultivos agrícolas ni pastoreo de ganado, y en cambio esas áreas deben dejarse para la conservación de bosques naturales. En pendientes > 50 % los cambios consistieron en transformar las pasturas sin árboles, degradadas o con baja densidad de árboles a bosques secundarios en primera sucesión (tacotal), y las pasturas con alta densidad de árboles se cambiaron a la categoría de bosques secundarios.

-Se simularon cambios solo en 13 usos de la tierra dentro de las fincas. Los demás usos de la tierra en todos los escenarios se mantuvieron constantes.

\* Ley forestal 7575, artículo 12 menciona que: "Las fincas con Sistemas Agroforestales beneficiarias de PSA, deben contribuir al Manejo Integrado de Cuencas Hidrográficas", esto implica establecer coberturas del suelo solo en sitios donde estén bajo su capacidad de uso y que además se establece cobertura arbórea para proteger los cursos de agua en quebradas y ríos.