



AgEcon SEARCH
RESEARCH IN AGRICULTURAL & APPLIED ECONOMICS

The World's Largest Open Access Agricultural & Applied Economics Digital Library

This document is discoverable and free to researchers across the globe due to the work of AgEcon Search.

Help ensure our sustainability.

Give to AgEcon Search

AgEcon Search

<http://ageconsearch.umn.edu>

aesearch@umn.edu

*Papers downloaded from **AgEcon Search** may be used for non-commercial purposes and personal study only. No other use, including posting to another Internet site, is permitted without permission from the copyright owner (not AgEcon Search), or as allowed under the provisions of Fair Use, U.S. Copyright Act, Title 17 U.S.C.*

Documentos CEDE

ISSN 1657-7191 Edición electrónica.

Promoción de la Conservación de Bosque Natural
de Roble mediante el pago por el Servicio
Ambiental de Almacenamiento de Carbono:
Un Ejercicio de Optimización Dinámica Aplicado
en el Corredor Ecológico Guantiva-La Rusia-
Iguaque (Colombia)

Andrés Camilo Álvarez Espinosa

12

FEBRERO DE 2013

Serie Documentos Cede, 2013-12
ISSN 1657-7191 Edición electrónica.

Febrero de 2013

© 2012, Universidad de los Andes–Facultad de Economía–CEDE
Calle 19A No. 1 – 37 Este, Bloque W.
Bogotá, D. C., Colombia
Teléfonos: 3394949- 3394999, extensiones 2400, 2049, 3233
infocede@uniandes.edu.co
<http://economia.uniandes.edu.co>

Ediciones Uniandes
Carrera 1ª Este No. 19 – 27, edificio Aulas 6, A. A. 4976
Bogotá, D. C., Colombia
Teléfonos: 3394949- 3394999, extensión 2133, Fax: extensión 2158
infeduni@uniandes.edu.co

Edición y prensa digital:
Cadena S.A. • Bogotá
Calle 17 A N° 68 - 92
Tel: 57(4) 405 02 00 Ext. 307
Bogotá, D. C., Colombia
www.cadena.com.co

Impreso en Colombia – *Printed in Colombia*

El contenido de la presente publicación se encuentra protegido por las normas internacionales y nacionales vigentes sobre propiedad intelectual, por tanto su utilización, reproducción, comunicación pública, transformación, distribución, alquiler, préstamo público e importación, total o parcial, en todo o en parte, en formato impreso, digital o en cualquier formato conocido o por conocer, se encuentran prohibidos, y sólo serán lícitos en la medida en que se cuente con la autorización previa y expresa por escrito del autor o titular. Las limitaciones y excepciones al Derecho de Autor, sólo serán aplicables en la medida en que se den dentro de los denominados Usos Honrados (Fair use), estén previa y expresamente establecidas, no causen un grave e injustificado perjuicio a los intereses legítimos del autor o titular, y no atenten contra la normal explotación de la obra.

Promoción de la Conservación de Bosque Natural de Roble mediante el pago por el Servicio Ambiental de Almacenamiento de Carbono: Un Ejercicio de Optimización Dinámica Aplicado en el Corredor Ecológico Guantiva-La Rusia-Iguaque (Colombia)*

Andrés Camilo Álvarez Espinosa**

Resumen

Reducir la deforestación del bosque natural implica conservar la biodiversidad y mantener almacenado el carbono reduciendo las emisiones de Gases de Efecto Invernadero. Los pagos por servicios ambientales –PSA– fortalecerían los mecanismos de regulación directa para la conservación ya que: reflejan el costo de oportunidad de conservar, minimizan costos de transacción, son efectivos al conservar áreas mayores y establecen niveles sostenibles de aprovechamiento forestal. Usando un modelo de optimización dinámica el cual incluye PSA por almacenamiento de carbono en el bosque de roble del corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque se encuentra que el área conservada sería 103.426 hectáreas, cifra mayor al área protegida actualmente de 20.089 hectáreas.

Palabras clave: Pagos por Servicios Ambientales, REDD+, conservación de bosques naturales, optimización dinámica, *Quercus humboldtii*.

Clasificación JEL: Q23, Q28, Q57

* Agradezco especialmente la asesoría en el desarrollo de esta investigación de Jorge Higinio Maldonado y los comentarios realizados por Ana María Loboguerrero, Fernando Carriazo y Ramón Rosales y el apoyo de Diana Carolina Sierra y Javier Darío Burgos. Los resultados obtenidos y opiniones expresadas en el documento son enteramente responsabilidad del autor.

** Magister (c) en Economía -PEG- Universidad de los Andes. Economista de la Universidad Nacional de Colombia andres_kmilo@yahoo.com

PROMOTION OF NATURAL OAK FOREST CONSERVATION THROUGH PES FOR CARBON STORAGE: AN APPLIED OPTIMIZATION DYNAMIC APPROACH AT THE ECOLOGICAL CORRIDOR GUANTIVA-LA RUSIA-IGUAQUE (COLOMBIA)*

Andrés Camilo Álvarez Espinosa**

Abstract

Reducing the deforestation of natural forest has the purpose of biodiversity conservation and carbon storage to mitigate the Climatic Change through the Greenhouse Effect. The Payments for Environmental Services (PEA) mechanism strengthens the direct regulation for conservation, minimizing transaction costs; is effective to conserve larger areas and establishes sustainable levels of forest harvesting (objectives of REDD+). Using a dynamic optimization model that include PSA for carbon storage shows that the optimal conserved area, in the natural oak forest on the ecological corridor Guantiva-La Rusia-Iguaque (Colombia), is equal to 103.426 hectares, larger area than current protected area (20.089 ha)

Key Words: Payments for Environmental Services, REDD+, natural forest conservation, dynamic optimization, *Quercus humboldtii*.

JEL codes: Q23, Q28, Q57

* I am greatly indebted to Jorge Higinio Maldonado for its support to this research project. I would like to thank Ana María Loboguerrero, Fernando Carriazo, Ramón Rosales, Diana Carolina Sierra and Javier Darío Burgos for their comments. All errors and omissions are the author' responsibility.

** Magister (c) en Economía -PEG- Universidad de los Andes. Economist from Universidad de Nacional de Colombia, andres_kmilo@yahoo.com

1. INTRODUCCIÓN

Lograr la conservación de los ecosistemas boscosos naturales del planeta es uno de los objetivos más importantes de la humanidad, no obstante, la presión económica generada en las zonas cercanas a estos pone en riesgo el cumplimiento de esta meta esencial para mantener la estructura de la biosfera y mitigar el avance de la mayor externalidad que enfrenta el sistema económico: el cambio climático (Banco Mundial, 2007). Para reducir las emisiones de GEI (gases de efecto invernadero) se han elaborado estrategias regidas por el protocolo de Kyoto y coordinadas por la CMNUCC (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático), entre los que se destacan los MDL (Mecanismos de Desarrollo Limpio)¹ que contemplan la forestación y reforestación de tierras en países no desarrollados en pro de aumentar la cobertura arbórea y a su vez la captura y el almacenamiento de carbono (Trexler, Kosloff, & Gibbons, 2000). Sin embargo, hasta la XVI conferencia de las partes celebrada en Cancún en el año 2010, se reconoció la importancia de asignar un valor financiero al carbono almacenado en los bosques naturales y la posibilidad de ofrecer un incentivo a los países en desarrollo que reduzcan las emisiones de GEI derivadas de la deforestación y degradación del bosque natural para dedicar el suelo a otros usos.

La necesidad de establecer los proyectos REDD+ (reducción de emisiones producto de la deforestación y degradación forestal; más el manejo sostenible de los bosques y mejoramiento de las existencias de carbono) se da como respuesta no solo a que la deforestación se postula como la segunda actividad a nivel mundial generadora de GEI después de la liberación producida por la combustión de derivados del petróleo (Ortega, García, & Ruiz, 2010) sino que se concibe como un mecanismo que “enfrenta la pobreza rural, ayuda a conservar la biodiversidad y promueve el sostenimiento de vitales servicios para el ecosistema” (Parker, Mitchell, Trivedi, & Mardas, 2009, pág. 14). En este sentido, se consideraría el almacenamiento y la captura de carbono en los bosques naturales como un instrumento de disposición de desechos con derechos asignados y con una clara posibilidad de generar ingresos y co-beneficios ambientales y sociales.

Con este mecanismo Colombia tiene una gran oportunidad para lograr varios objetivos establecidos en el Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014² y si bien se han fortalecido las capacidades nacionales para la formulación, la negociación y la ejecución de proyectos en el

¹ Los MDL tienen como objetivo ayudar a los países industrializados a cumplir sus metas de reducción de emisiones, dado el alto costo que representa un cambio tecnológico en el país de origen (Banco Mundial, 2007) y abarcan múltiples proyectos como lo son la reconversión industrial en los países en vías de desarrollo; la generación, uso y distribución de energía renovable; las soluciones de transporte masivo y los proyectos de captura y almacenamiento de carbono.

² En las bases del Plan Nacional de Desarrollo 2010-2014 se establece la necesidad de crear una Estrategia Colombiana de Desarrollo en Bajo Carbono (ECDBC), el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC), la Estrategia Nacional para la Reducción de las Emisiones debidas a la Deforestación y la Degradación Forestal en los Países en Desarrollo, la Función de la Conservación, la Gestión Sostenible de los Bosques y el Aumento de las Reservas Forestales de Carbono en los Países en Desarrollo (ENREDD+), y la Estrategia de Protección Financiera ante Desastres. El éxito de estas estrategias depende del trabajo armónico entre las entidades gubernamentales, las instituciones generadoras de información y la población –indígena y afrocolombiana– que son propietarios de gran parte de las áreas boscosas del país y no pueden incidir en la toma de decisión ya que institucionalmente se tiene una estructura de decisión que no les permite su participación de forma clara como se menciona en el documento CONPES 3700.

marco de los MDL, del diagnóstico descrito en el documento CONPES 3700 se puede concluir que hay desarticulación institucional para planificar y ejecutar acciones coordinadas para lo cual se requiere facilitar información útil en los procesos de toma de decisiones de los sectores productivos, autoridades ambientales y la sociedad civil.

Adicionalmente a lo anterior se debe mencionar que el porcentaje de participación del sector forestal en los proyectos MDL es tan solo del 12,1% ubicándose en la quinta posición entre seis sectores (MADS, 2012), y ese potencial del sector es reducido por múltiples barreras que impiden la implementación de los proyectos REDD+ como lo son: la baja consolidación de los inventarios forestales y de almacenamiento de carbono (Romijn, Herold, Kooistra, Murdiyarsa, & Verchot, 2012); la tenencia de la tierra con el fin de esperar que aumente su valor en el tiempo sin realizar inversiones en actividades productivas; la no definición de los títulos de propiedad en algunas zonas generada por el conflicto armado, el cual también reduce las posibilidades de inversión en las zonas rurales y desplaza a las personas a las ciudades; la escasa presencia del Estado como proveedor de servicios y bienes públicos (obras de infraestructura y sistemas de irrigación) que incrementen la productividad, reduzcan los costos de producción y la vulnerabilidad a la variabilidad climática; y la poca accesibilidad al sector financiero por parte de los pequeños propietarios de tierras (Loboguerrero, 2012).

Colombia es un país altamente vulnerable a los efectos del cambio climático y debe hacer un esfuerzo suficiente para lograr la participación de los distintos sectores en la implementación de medidas de mitigación, uno de ellos en el sector forestal. Las emisiones de GEI colombianas producto de las actividades de deforestación, en el año 2004, correspondió al 14,43% del total de emisiones de acuerdo a la Segunda Comunicación Nacional ante la CMNUCC³ y la tasa de deforestación del bosque natural para el periodo 2000-2007 fue de 336.581 ha año⁻¹ (IDEAM, 2010), equivalentes a casi 6 veces el casco urbano de la ciudad de Bogotá deforestadas cada año. En el año 2000 se establecieron como causas principales de la deforestación la expansión de la frontera agrícola con el 73,3%, la producción maderera con el 11,7%, el consumo de leña con el 11% y los incendios y cultivos ilícitos con el 2% cada uno (IDEAM, 2010).

La pérdida del bosque natural no sólo implica la imposibilidad de realizar un aprovechamiento sostenible de los productos maderables y no maderables; así como resulta en la liberación del carbono que está almacenado en las ramas, los troncos, las raíces, la hojarasca, la madera muerta y el suelo; adicionalmente se da la pérdida de múltiples servicios ambientales provistos por los bosques naturales que afectan directamente el bienestar humano cuando por ejemplo se reduce la capacidad de aprovisionamiento de los ecosistemas y por consiguiente el abastecimiento de alimentos necesarios; se reducen los servicios de regulación los cuales afecta la salud al propagar enfermedades (regulación de vectores) o se incrementan las inundaciones (regulación hídrica); si se presentan cambios en los servicios de suministro, como el de agua potable, es posible que se facilite la generación de conflictos afectando la seguridad personal y de las comunidades, entre otros (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2005).

³ Las actividades que generan más emisiones de GEI en Colombia adicional al uso del suelo y cambio de uso del suelo, son: la quema de combustibles fósiles con fines energéticos para los sectores de la economía (36,65%), seguido de las actividades relacionadas con la ganadería (19,14%), las actividades agrícolas como utilización de fertilizantes nitrogenados y quemadas de sabana (18,95%), actividades relacionadas con el tratamiento de residuos (5,71%) y por último los procesos industriales (5,1%).

Dada la trascendencia de conservar los bosques naturales, se han establecido mecanismos económicos, legales y técnicos para reducir la deforestación, como lo son: el establecimiento de exenciones tributarias, el CIF (certificado de incentivo forestal), las restricciones en el uso del suelo con el establecimiento de áreas protegidas, las vedas para el aprovechamiento de especies maderables y la expedición de salvoconductos para la comercialización de madera (Ortega et al., 2010). Sin embargo, de un análisis cualitativo realizado sobre estos mecanismos se concluye que el establecimiento de áreas protegidas no es una estrategia costo-efectiva para detener la deforestación y el CIF carece de principios económicos que garanticen su sostenibilidad financiera en el futuro. Por lo tanto, se recomienda fortalecer los mecanismos ya establecidos con los PSA (pagos por servicios ambientales) prestados por áreas naturales (Jaramillo, 2004).

Del diagnóstico cualitativo realizado por Jaramillo (2004) sobre los mecanismos de conservación de bosque natural existentes en Colombia y la necesidad de fortalecerlos con el establecimiento de los PSA por almacenamiento de carbono, surgen las siguientes preguntas que son necesarias de responder para una posible implementación de los proyectos REDD+ o un mecanismo de compensación a nivel nacional: ¿El pago por el servicio ambiental de almacenamiento de carbono será efectivo a la hora de conservar un área mayor de bosque natural que la conservada con los mecanismos establecidos actualmente? ¿Los beneficios generados por los PSA son mayores que los generados por las actividades alternativas al bosque natural? ¿Qué características económicas tienen los escenarios bajo los cuales los PSA incentivan la conservación de bosque natural? Si es posible hacer aprovechamiento sostenible del bosque natural ¿Cuál debe ser el criterio que permita hacerlo generando beneficios económicos y contemplando criterios ecológicos?

Para responder las anteriores preguntas es necesario escoger una zona de estudio específica, puesto que se debe considerar conjuntamente los costos de oportunidad locales, las especies forestales propias del ecosistema y los usos alternativos que se le da al suelo una vez es deforestado el bosque natural, elementos que son necesarios para determinar la efectividad de los mecanismos de conservación (Kremen et al., 2000).

Considerando lo anteriormente expuesto, este trabajo se centra en el bosque natural de roble, dominado por la especie *Quercus humboldtii* o roble blanco, el cual provee importantes servicios ambientales como: ser albergue de especies endémicas y amenazadas de aves, plantas y mamíferos (Solano, 2007); prestar funciones protectoras del ciclo hídrico (León, González, & Gallardo, 2010); proveer productos maderables y no maderables (Díaz, 2010; Henao & Ruiz, 2006; Ariza et al., 2010) y capturar y almacenar carbono (Agudelo, 2009).

La contribución que este trabajo pretende hacer es seguir las recomendaciones de otros estudios cuando se menciona: primero, que en el marco de la economía del cambio climático la estrategia de conservación de bosques naturales no es sólo indispensable sino atractiva económicamente (Santilli et al., 2005 y Stern, 2007); segundo, la gestión sostenible del bosque natural debe abarcar no sólo las dimensiones social y ecológica, sino la económica, en tanto que se garantizaría que las acciones implementadas consideren todo tipo de contingencias, en especial las que tienen que ver con las fugas⁴ de emisiones de GEI (Aukland, Moura Costa, &

⁴ Hay mecanismos de conservación que no garantizan los medios de subsistencia a la población que deforesta el bosque natural, lo que propicia un traslado de la población a otras regiones y no un cambio de actitud frente a la conservación del bosque.

Brown, 2003); tercero, los PSA por la prestación de un determinado servicio ambiental en una zona específica, se constituyen como una buena alternativa para determinar cuál será el efecto de dichos pagos sobre los criterios de conservación, como el área a conservar de bosque natural, al compararlos con los beneficios de los usos alternativos al suelo y el aprovechamiento sostenible de las especies nativas del bosque natural (Barua, Uusivuori, & Kuuluvainen, 2010).

El objetivo de este artículo es determinar si los pagos por el servicio ambiental de almacenamiento de carbono promueven la conservación del bosque natural altoandino de roble en el corredor ecológico Guantiva-La Rusia-Iguaque. Los objetivos específicos son los siguientes:

- Seleccionar el área de estudio (especies, usos alternativos de la tierra, datos ecológicos y económicos disponibles).
- Determinar el área de conservación óptima del bosque de roble cuando este es considerado como un recurso no renovable mediante simulaciones del modelo de optimización dinámica calibrado para la zona de estudio.
- Comparar el nivel óptimo de aprovechamiento sostenible para la especie representativa que maximiza los beneficios de la tala *con* y *sin* el pago por el servicio ambiental de almacenamiento de carbono, considerando el bosque de roble como un recurso renovable.
- Realizar el análisis de sensibilidad de las variables de interés para determinar el impacto sobre los resultados obtenidos.

La hipótesis central de esta investigación es verificar que el pago por almacenamiento de carbono en los bosques de roble, como uno de los servicios ambientales que presta, no sólo hace viable conservar el bosque natural, sino que el área conservada es mayor a la conservada por mecanismos de restricción en el uso del suelo.

En la sección 2 se describe el área del corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque, señalando su importancia biológica y caracterizando las actividades económicas alternativas al bosque de roble. Posteriormente, en la sección 3, se presenta la revisión de la literatura sobre la gestión sostenible del bosque y cómo se enlaza con los mecanismos de regulación y de mercado establecidos para incentivar la conservación. Se hace una breve revisión de algunos estudios que comparan los beneficios del servicio de almacenamiento y captura de carbono frente a otras actividades alternativas cuya metodología fuera similar a la propuesta en esta investigación. En el marco teórico y empírico de la sección 4, se describen los tres modelos de optimización dinámica basados en los trabajos de Conrad y Ludwig (1994), Conrad (1999) y Maldonado (2008), indicando cómo se incluyen los beneficios de los PSA por almacenamiento de carbono y cómo se asume que el bosque de roble es un recurso no renovable o renovable. Siguiendo, se describen las fuentes de información usadas para luego hallar, en la sección 5, las formas funcionales más adecuadas y los parámetros necesarios para realizar las simulaciones de los modelos propuestos. En la sección 6 se exponen los resultados de las simulaciones, los cuales se esperan se articulen a los procesos de toma de decisiones dentro de las estrategias definidas para planificar y ejecutar acciones coordinadas para enfrentar los retos del cambio climático y

conservar el bosque natural. Finalmente, en la sección 7, se concluye, se dan recomendaciones generales y se propone una agenda futura de investigación.

2. ÁREA DE ESTUDIO: EL CORREDOR ECOLÓGICO GUANTIVA-LA RUSIA-IGUAQUE

El área de bosque natural de la región Andina comprende entre el 9% y 10% del área total de bosque natural de Colombia (Cabrera, Vargas, Galindo, García, & Ordóñez, 2011) y los bosques altoandinos corresponden al 2,9% de este total, encontrándose distribuidos en 18 departamentos entre los 750 y los 3.200 msnm (Avella & Cárdenas, 2010). Dentro de los bosques altoandinos se hallan asociaciones homogéneas de *Quercus humboldtii*, cuyos relictos más representativos permanecen en la cordillera oriental, en el límite de los departamentos de Boyacá y Santander entre las vertientes del río Chicamocha y el río Suárez. Esta zona corresponde al corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque, su ubicación se especifica en el Mapa 1 y ocupa un área total de 141.293 ha (Avella & Cárdenas, 2010), de las cuáles tan sólo 20.089 ha pertenecen al esquema de áreas protegidas tanto públicas⁵ como privadas (Agudelo, 2009).

Las condiciones propias del bosque natural de roble permiten tener una gran diversidad biológica de especies, entre las cuales se encuentran algunas endémicas y otras amenazadas; en este bosque se albergan 1.800 especies de plantas vasculares, 243 especies de aves y 50 especies de mamíferos⁶ (Solano, 2007). Otros servicios ambientales prestados por el ecosistema son: la regulación del ciclo hidrológico de 28 cuencas hidrográficas⁷, compuestas por 350 drenajes naturales (Avella & Cárdenas, 2010); la provisión de madera (construcción) y leña (combustible) para la población de la zona (Díaz, 2010); la obtención de productos no maderables para alimentación (Henao & Ruiz, 2006), para usos medicinales y artesanales (Ariza et al., 2010); y prestación del servicio ambiental de captura y almacenamiento de carbono (Agudelo, 2009). El *Quercus humboldtii* en sí es catalogado como una especie de importancia biológica y socioeconómica para el manejo de los ecosistemas alto andinos con posibilidades de manejo sostenible (Resolución 096, 2006), el cual actualmente está en categoría vulnerable, dentro de las categorías de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.

Los municipios que tienen franjas de bosque de roble tienen un Índice de Condición de Vida rural, en promedio, igual que el nivel nacional. Sin embargo, municipios como Onzaga, Mogote, Coromoro, San Joaquín, y Gambita en Santander; y Susacon, Chitaraque, Tipacoque y Covarachí, en Boyacá, tienen unos puntajes que son inferiores al promedio nacional como se muestra en la Tabla 1. Este indicador de pobreza cataloga a los municipios como “potenciales elementos de presión sobre los recursos naturales”⁸ (Rodríguez, et al., 2005, pág. 46). Los estudios de patrones espaciales de cambio en el uso del suelo indican que los bosques de roble tienen un nivel de amenaza alto (Etter, McAlpine, Wilson, Phinn, & Possingham,, 2006; Armenteras, Gast, & Villareal, 2003), debido a la ampliación de la frontera agrícola que demanda

⁵ Hacen parte del corredor ecológico las áreas protegidas nacionales SFF de Guanentá Alto del río Fonse y el SFF Iguaque con una extensión total, de los dos Santuarios de Flora y Fauna, de 17.178 ha.

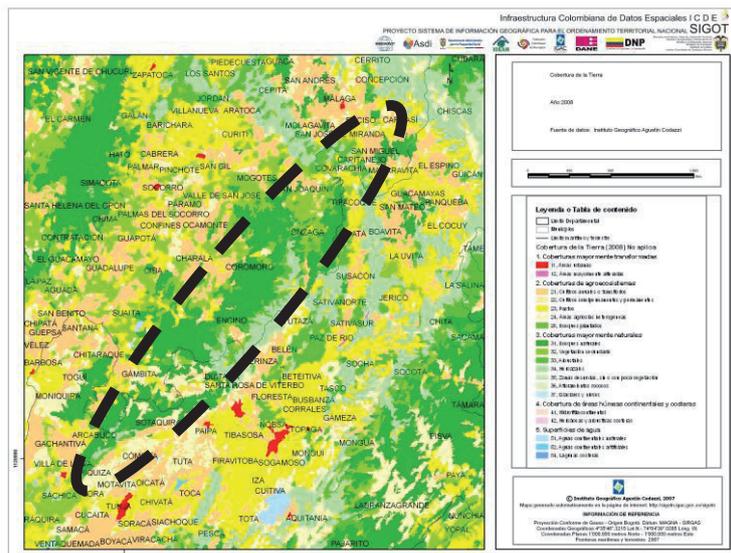
⁶ El 24% de las especies de mamíferos se encuentra en peligro de extinción.

⁷ Se destacan los ríos La Rusia, Vírolín, Pómeca, Arcabuco, Tolota, Ture y Oibita.

⁸ Una conclusión igual se obtiene con el índice de Necesidades Básicas Insatisfechas de 2010.

suelo para establecer pastos y cultivo de productos como la papa, arveja, maíz, trigo, cebada y fríjol; la demanda de leña por parte de la población (Avella & Cárdenas, 2010; Díaz, 2010) e incluso la presencia de áreas protegidas hace vulnerables a estos bosques⁹ (Rodríguez, Armenteras, Retana, & Morales, 2011).

Mapa 1 Ubicación de la zona de estudio: bosque natural de roble



Fuente: Instituto Geográfico Agustín Codazzi, SIGOT

⁹ En este estudio se realiza un modelo GLS que relaciona las tasas de deforestación municipal con variables demográficas, socio-económicas, de uso del suelo y ambientales para los bosques andinos colombianos. Las áreas inaccesibles y alejadas de los grandes centros urbanos (Bogotá, Cali, Medellín, Bucaramanga) son las que tienen unas tasas de deforestación mayores debido a que la población de esas zonas no tiene oportunidades económicas alternativas por lo tanto aprovechan los recursos naturales disponibles y es en esas zonas alejadas donde se han establecido las áreas protegidas de bosques montañosos (Rodríguez et al., 2011).

Tabla 1. ICV rural 2005, NBI 2010, cobertura de gas natural municipios del corredor Guantiva - La Rusia - Iguaque

MUNICIPIO	% área municipal en bosque (2006) ¹	NBI 2010 ² (%)	ICVr 2005 ³ (puntaje)	Cobertura rural Gas Natural 2005 ² (%)
BOYACÁ				
Duitama	40%	8.99	67.18	1.54
Covarachia	36%	79.65	40.42	0
Soata	36%	40.11	50.62	0
Togüi	34%	44	51.45	1.21
Sotaquirá	30%	37.48	58.82	0
Chitaraque	30%	47.31	49.16	0.4
Tipacoque	23%	63.14	46.45	0
Villa de Leiva	23%	25.86	66.29	1.42
Santa Rosa De Viterbo	23%	17.14	60.4	1.61
Susacon	23%	55.95	49.25	0
Arcabuco	23%	33.25	54.88	0.6
Cerínza	18%	26.02	57.53	0.53
Promedio departamento de Boyacá (todos los municipios)		42.62	52.45	0.49
SANTANDER				
Coromoro	51%	43	49.43	0
Encino	48%	35.35	51.15	0
Charalá	45%	24.08	54.24	0
Suaita	36%	35.09	58.48	0
Onzaga	34%	53.78	44.94	0
Gambita	32%	53.66	47.07	0
Mogotes	25%	49.42	47.05	0
Oiba	22%	39.6	51.18	0
San Joaquín	22%	41.48	44.81	0
Valle de San José	16%	29.35	53.92	0
Ocamonte	11%	24.79	55.9	0
Promedio departamento de Santander (todos los municipios)		38.11	52.44	1.52
Promedio Nacional		45.40	52.98	1.62
1/ Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural. 2/ Departamento Administrativo Nacional de Estadística. 3/ Departamento Nacional de Planeación. Fuente: Instituto Geográfico Agustín Codazzi, SIGOT				

En el área de estudio la principal actividad alternativa del suelo, una vez deforestado el bosque de roble, es el cultivo de papa¹⁰ (Bastidas, 2009) lo que coincide con el incremento del 26% del área cultivada de papa en el departamento de Santander en el periodo 1995-2008, mientras que el total nacional se redujo en un 11% para este mismo periodo (DNP, 2008).

3. REVISIÓN DE LA LITERATURA

3.1 De la regulación a los incentivos económicos para la conservación del bosque natural

3.1.1 Gestión Forestal Sostenible

En la Gestión Forestal Sostenible se considera que la valoración de los productos forestales maderables del bosque natural debería estar relacionada no sólo con los beneficios económicos a obtener, sino adicionalmente con los beneficios sociales y ambientales provistos (Kant & Lee, 2004); al evaluar el cumplimiento de estos tres ámbitos se concluye que los beneficios sociales y económicos normalmente son rivales e incompatibles (Misra & Kant, 2004). Debido a la existencia de este tipo de incompatibilidades se establecen mecanismos de regulación directa para ejercer un comportamiento deseado en la población y lograr una meta fijada por la sociedad de forma eficiente económicamente y eficaz, desde el punto de vista técnico (León, 2006).

3.1.2 Mecanismos de regulación para la conservación de bosques

León (2006), menciona que la teoría de la regulación del interés público tiene como objetivo la promoción de actividades para el beneficio general, dada la existencia de externalidades, para lo cual se establecen controles sobre tarifas, tecnologías de producción, licencias para producción o extracción, restricciones en el uso de ciertos recursos o insumos, entre otros.

En el caso de la conservación de los bosques naturales, se han implementado mecanismos de regulación directa como las restricciones sobre el uso del suelo (establecimiento de áreas protegidas), pero estos tienen varias debilidades, entre ellas: la existencia de múltiples actores, en algunos casos contrarios a los objetivos de conservación o con superposición de los regímenes de ordenamiento, que incrementan el costo de transacción; el resultado potencial de este esquema está limitado por la existencia de grupos de poder a nivel local¹¹; y se generan costos adicionales a las autoridades ambientales para las actividades de verificación y monitoreo (Jaramillo, 2004). De otra parte, el CIF carece de principios económicos que garanticen su sostenibilidad y no consideran los costos de oportunidad de la actividad económica, que maximiza los beneficios del suelo en cada región y que compite con la actividad de conservación

¹⁰ Los indicadores de presión económica establecidos por parte del Instituto de Investigación Alexander von Humboldt, para determinar el estado de conservación del corredor nororiental de roble son los indicadores de: actividad económica y el porcentaje de área con predominancia en cultivos de papa (Rodríguez et al., 2005).

¹¹ Como “el mecanismo de ordenamiento territorial es proclive a la búsqueda de rentas, derivadas de la valorización predial resultante de los procesos de zonificación” (Jaramillo, 2004, pág. 24) los grupos de poder locales pueden incidir en sus decisiones.

de bosque natural (Jaramillo, 2004), y las medidas prohibitivas como la veda o la declaratoria de ilegalidad no son suficientes para que un área sea efectivamente conservada, pues este tipo de medidas restringen la participación de la comunidad en el uso de recursos naturales (Avella & Cárdenas, 2010). Así, la “regulación directa no necesariamente arroja resultados mejores que los que se obtendrían dejando la solución del problema al mercado” (León, 2006, pág. 43).

Si bien las medidas que se han tomado para la conservación de los bosques naturales, como es el caso del Sistema de Parques Nacionales Naturales, han tenido éxito (Jaramillo, 2004), es indispensable establecer políticas complementarias que “envíen señales correctas” a través del mercado y sea viable lograr un comportamiento deseado en la población (IDEAM, 2009).

3.1.3 Pago por el servicio ambiental de almacenamiento de carbono

Entre los mecanismos de mercado para reducir las emisiones de GEI se proponen los REDD+ como una estrategia que se enfoca en asignar un valor financiero a las áreas de bosque natural con carbono almacenado, funcionando como un mecanismo de reducción compensada (Barua et al., 2010). Este PSA por el almacenamiento de carbono puede hacer que los objetivos como la conservación de la biodiversidad y la mitigación del cambio climático sean compatibles (Phelps, Friess, & Webb, 2012) e incluso se favorezcan políticas de generación de ingresos en áreas rurales del país (Ortega et al., 2010), al traducir los servicios ambientales prestados por el ecosistema a incentivos económicos para que los propietarios de esas áreas preserven los ecosistemas, puesto que los REDD+ tienen la cualidad de reflejar el costo de oportunidad de la conservación y de esta manera se minimizarían los costos de transacción frente a otro tipo de mecanismo de regulación¹².

En Colombia la estructura de los REDD+ no generaría un *trade off* entre prestación de servicios ambientales, sin embargo, si es necesario considerar: la escala financiera y el alcance geográfico a la hora de implementar los PSA para evitar pérdidas netas de biodiversidad y de emisiones de GEI al trasladar los determinantes de la deforestación a otra zona (Phelps et al., 2012); afrontar los desafíos institucionales como la clarificación de los derechos de propiedad sobre áreas; superar los intereses particulares (Stern, 2007); y mejorar la capacidad institucional para el monitoreo (Romijn et al., 2012).

¹² De acuerdo con Jaramillo (2004) los costos de transacción relacionados al mecanismo de restricción en el uso del suelo corresponden a: los asociados a la asignación plena de los derechos de propiedad que permitan el intercambio y los asociados al cumplimiento de los acuerdos pactados durante el intercambio. Gracias a la *descentralización articulada del ordenamiento territorial* hay, en general, participación de múltiples actores en los procesos de zonificación que incrementan los costos de transacción; debilidad institucional que impide regular áreas de forma permanente; instituciones descentralizadas que suponen menor capacidad de regulación y menor capacidad de verificación de los usos del suelo; costos adicionales que son asumidos localmente mientras que los beneficios de la conservación son globales.

Con los instrumentos de mercado y la definición plena sobre los servicios ambientales a intercambiar (derechos parciales de propiedad) los costos de transacción se reducen porque: los actores involucrados se reducen; los costos son asumidos por el beneficiario del servicio ambiental independientemente que sea local o global; se alcanzan acuerdos siempre y cuando los beneficios ambientales son altos permitiendo flexibilidad.

3.2 Beneficios del almacenamiento y captura de carbono frente a actividades alternativas de uso del suelo

Los modelos de optimización dinámica¹³ aplicados a los recursos naturales buscan evaluar: la conducta racional del agente representativo, las políticas públicas que en la realidad serían bastante costosas de implementar e incluir las complejidades de la realidad.

Los artículos que usan como estrategia de investigación el diseño de modelos de optimización dinámica y la simulación del estado estacionario, buscan demostrar la factibilidad de reducir las tasas de deforestación y lograr la conservación del bosque incluyendo los PSA dentro de los beneficios que se maximizaran, verificando de esta forma que la conservación del recurso es una actividad rentable frente a otros usos, suponiendo que los derechos de propiedad están plenamente asignados (Bellassen & Gitz, 2008; Barua et al., 2010; Miranda, Daigneault, & Sohngen, 2010; Osafo, 2005; Russell & Cacho, 2005; Silva-Chávez, 2005; Persson, 2012; Khatun, 2011; Van Kooten & Bulte, 1999). La estructura general de estos artículos, como el propuesto por Bellassen y Gitz (2008), es analizar los beneficios de dos actividades que pueden realizar los agricultores propietarios de la tierra, por un lado el establecimiento de cultivos agrícolas manteniendo los patrones de deforestación de la zona y por otro lado obtener beneficios por créditos de carbono al mantener el bosque natural, reduciendo las tasas de deforestación en Camerún encontrando que el precio de equilibrio¹⁴ para que los agricultores sean indiferentes entre una actividad y otra es de USD 2,85 ($\pm 0,44$)¹⁵ por las toneladas de carbono equivalente contenidas en una hectárea usando información general de la FAO e interpolándola a las condiciones de Camerún, por lo que el autor recomienda realizar este tipo de estudios de caso con información específica para las zonas de estudio.

Por otro lado, Conrad y Ludwig (1994) evalúan el estado estacionario de un modelo dinámico y determinan cuántas hectáreas de bosque natural al noroeste de Estados Unidos se debe conservar, considerando un beneficio ambiental adicional al obtenido de los productos maderables extraídos. En el modelo se considera que el bosque natural es talado y remplazado por plantaciones homogéneas de especies maderables propias de la zona para ser aprovechado¹⁶ y al igualar los beneficios marginales del bosque natural y los beneficios por la actividad de plantación, se define la proporción óptima de bosque natural a conservar, el cual varía del 16% al 48% en el caso determinístico y del 20% al 100% en el caso estocástico.

¹³ Las decisiones que se tomen en un momento afectarán las posibilidades de elección futura y para el caso particular de la sostenibilidad ambiental del bosque natural, los niveles de extracción que se realicen hoy repercutirán en el estado del bosque natural mañana.

¹⁴ Precio mínimo (*Break-even price*) que se recibe con el fin de hacer más rentable el almacenamiento de carbono (conservación) que la actividad alternativa (deforestación).

¹⁵ Silva-Chávez (2005) encuentra que el precio de equilibrio (break-even price) del carbono equivalente almacenado es de USD 4,43 ha⁻¹ para Bolivia. Osafo (2005) encuentra que el precio de equilibrio es de USD 8,07ha⁻¹para Ghana. Las diferencias entre estos dos resultados se da por la capacidad de almacenamiento de carbono (en Bolivia es de 200 t ha⁻¹ y en Ghana es igual a 60 t ha⁻¹) y los costos de oportunidad (Bolivia USD 886 ha⁻¹ y Ghana USD 1.776 ha⁻¹) de cada una de las regiones.

¹⁶ Asumen que la actividad alternativa es replantar el área con las mismas especies, sin embargo, estos bosques plantados de segunda generación no proveen los mismos servicios ambientales que el bosque originalmente talado (Conrad & Ludwig, 1994).

Russell y Cacho (2005) plantean un modelo bio-económico de captura de carbono de la especie *Gliricidia sepium*¹⁷ para Indonesia y concluyen que los beneficios del uso del suelo se maximizan con la tala y el establecimiento del cultivo alternativo cuando no se dispone de pagos por captura de carbono, no obstante, esta decisión disminuye la rentabilidad en el largo plazo, mientras que los pagos por almacenamiento de carbono alientan a los propietarios a adoptar prácticas poco lesivas con el suelo y obtener beneficios superiores y constantes a lo largo del tiempo. Del análisis de sensibilidad se destaca que, si el costo por el monitoreo de carbono contenido es mayor a USD 1,19 ha⁻¹ no es rentable la actividad de conservación de bosque para captura y almacenamiento de carbono.

Miranda et al. (2010) evalúan un modelo dinámico estocástico por riesgo de incendio forestal para maximizar los beneficios por créditos de carbono bajo ciertas prácticas forestales y concluyen que, los propietarios del bosque que periódicamente hacen actividades de silvicultura, como por ejemplo al mantener en un diámetro adecuado los individuos arbóreos, se incrementan las tasas de crecimiento y se mitiga la pérdida de madera y la liberación de carbono por incendios forestales.

Barua et al. (2010) estudian la política óptima para obtener un stock socialmente óptimo de bosque tropical, en términos de impuesto al ingreso de la tierra y compensaciones por captura de carbono mediante el diseño de un modelo de optimización dinámica. Ellos consideran que la sociedad valora tanto los bienes maderables como los no maderables, pero si el propietario no incluye el valor generado por los servicios ambientales, el stock óptimo desde el punto de vista privado, será menor que el socialmente deseable.

Persson (2012) realiza una comparación, mediante simulación Montecarlo, de los beneficios del almacenamiento de carbono obtenidos de todas las áreas de bosque tropical del planeta frente a los beneficios provistos por la actividad alternativa, que consiste en el establecimiento de cultivos para obtener biocombustible. Él encuentra que el 60% de los bosques tropicales naturales del planeta se mantendrán si existe un mecanismo REDD+ o PSA por captura de carbono y en el 40% restante de los bosques tropicales –48% Latinoamérica y 41% África– la deforestación es más rentable. Cuando se hace un análisis de sensibilidad incluyendo un valor adicional al precio del carbono almacenado correspondiente al servicio ambiental de conservación de la biodiversidad (*biodiversity premium*) los resultados permanecen robustos y no contrarrestan los beneficios de la actividad alternativa al bosque tropical.

Para el caso de Colombia no hay estudios que indiquen claramente cuál es la racionalidad en el uso del suelo cuando se tienen diferentes usos alternativos que compiten con la conservación del bosque de roble con PSA por almacenamiento de carbono. Se han realizado dos análisis de la política de conservación por parte de Jaramillo (2004), mencionado en la sección anterior y Padilla (2005), quien hace una aproximación inicial al manejo de los bosques naturales de Colombia mediante el análisis del aprovechamiento del bosque natural, usando modelos de optimización dinámica. Los resultados indican que el stock óptimo de bosque natural que se debe conservar está entre 34%-54% del área actual de los bosques naturales del país y los

¹⁷ Esta especie se distribuye geográficamente en Cuba, Jamaica, Filipinas, India, Indonesia, Centroamérica y Suramérica incluyendo Colombia (Red Nacional de Jardines Botánicos. 2012) por lo que se podría, en teoría, aplicar los resultados obtenidos por el autor al caso colombiano.

beneficios máximos por captura de carbono son de USD 225 ha⁻¹ de bosque cuando se alcanza la máxima captura de carbono de 80 t ha⁻¹, sin embargo, los resultados obtenidos tienen ciertas debilidades: se usa información ecológica de bosques templados como lo es la densidad de la madera seca y el factor de expansión de biomasa de ecosistemas de Chile; se acude al comportamiento ecológico de la especie *Douglas fir* (Pino Navideño o Pino de Oregón) de Estados Unidos en lugar de realizar el análisis con especies nativas; se usan funciones teóricas y no empíricas; no se contemplan los beneficios de las actividades alternativas una vez talada un área; y finalmente, no considerar el servicio de almacenamiento de carbono sino el de captura, asumiendo una función de regeneración logística de todos los bosques naturales colombianos.

4. MARCO TEÓRICO Y EMPÍRICO

4.1 Marco teórico: modelos de optimización dinámica para manejo de bosques naturales

Los modelos de optimización dinámica para el uso de bosque natural asumen que no hay derechos de propiedad definidos, por lo tanto, se trata como un recurso de uso común y el agente representativo maximizaría los beneficios provistos por este recurso.

Para el caso de los bosques de roble, en comparación con los bosques de latitudes templadas, existe una gran diversidad de especies maderables y no maderables que intervienen en la regeneración del mismo. Esta regeneración es compleja debido a la intervención de variables adicionales a la siembra directa como lo son la presencia de bosques secundarios, la proximidad a parches de bosque natural y otro tipo de coberturas (Cabezas & Ospina, 2010). Por lo tanto, la restauración no es un proceso que se da a gran velocidad, sino que se requiere de años para lograrlo, lo que implica que el bosque natural sea considerado como un recurso natural no renovable, en la medida que no es posible hacer uso del mismo en un horizonte de tiempo razonable.

Aun así, teniendo en cuenta lo expuesto en anteriores líneas, el considerar el bosque natural de roble como un recurso no renovable deja sin razón de ser a la Gestión Forestal Sostenible en sí misma, pues se estará tentado a deforestarlo vertiginosamente para incrementar el ingreso económico presente sin considerar, por decirlo de alguna forma, los costos no económicos asumidos. De acuerdo a la resolución 096 de 2006, expedida por el entonces Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, es viable el aprovechamiento sostenible mediante el establecimiento de áreas susceptibles de aprovechamiento forestal del roble, en las cuales se pueden otorgar permisos de aprovechamiento persistente de impacto reducido sin presionar las poblaciones de *Quercus humboldtii*, con lo cual se abre la posibilidad de manejar el bosque de roble como un recurso renovable¹⁸.

El modelo teórico base para determinar el área óptima de conservación del bosque de roble al incorporar el pago por almacenamiento de carbono está descrito en Conrad (1999) y Maldonado

¹⁸ Según Rodríguez et al. (2011) una estrategia que permite la conservación de los bosques ubicados en zonas de altitudes altas en los Andes colombianos debe lograrse con prácticas forestales sociales, puesto que la zona está sobrepoblada, además de cumplir ciertos parámetros mínimos como lo son, el no cambiar el uso del suelo y la implementación de áreas de restauración (Resolución 096, 2006).

(2008), para el caso del bosque como recurso no renovable. La variación realizada al modelo considera el bosque de roble como un recurso renovable e incluye la función de crecimiento del *Quercus humboldtii*, siendo esta la base para la determinación del criterio del diámetro de aprovechamiento sostenible de esta especie. A continuación se describen los modelos.

4.1.1 Modelo de bosque natural no renovable

La decisión de detener la deforestación depende del beneficio neto obtenido del bosque cuando es talado, del valor presente de la actividad alternativa establecida una vez el bosque es talado y de los beneficios ambientales provistos por el ecosistema (Conrad & Ludwig, 1994; Barua et al., 2010). En este caso se determina el área óptima a conservar, s^* .

El modelo 1 no contempla crecimiento natural del bosque de roble, es decir, dado que este recurso se comporta como no renovable, la ecuación de evolución de la cantidad de bosque en cada periodo de tiempo será $s_{t+1} = s_t - h_t$, donde s_t corresponde al área de bosque disponible, medido en hectáreas y h_t corresponde al área talada cada año. El área que es talada anualmente genera unos beneficios asociados al volumen de madera comercializable extraída de las especies maderables del bosque de roble el cual se denomina N , los cuales dependen del área talada $f(h_t)$. Una vez talado el bosque, el área es dedicada a otras actividades que generan unos flujos de beneficios iguales a p , que son descontados a una tasa de descuento r . Por lo tanto, $\rho\pi(s_0 - s_t)$ es el flujo de rentas que genera la actividad alternativa en el terreno talado en cada periodo de tiempo.

Dentro de los beneficios sociales a maximizar se encuentra el beneficio del servicio ambiental de almacenamiento de carbono, ofrecido por el bosque de roble, $p_c A(s_t)$, donde $A(s_t)$ es la función del servicio ambiental por hectárea y p_c el precio del carbono almacenado. Se debe suponer que $A(s_t)$ es una función cóncava, ya que a medida que aumente el área de bosque de roble, la cantidad de carbono mantenido será cada vez menor respecto a la unidad de área inmediatamente anterior. El agente representativo entonces enfrenta el problema de maximización de beneficios descontados con el factor de descuento, d , descrito en el modelo 1.

Modelo 1. Bosque natural no renovable con PSA por almacenamiento de carbono

$$MAX \sum_{t=0}^{\infty} \delta^t [p_c A(s_t) + Nf(h_t) + \rho\pi(s_0 - s_t)]$$

s.a

$$s_{t+1} = s_t - h_t$$

$$s_0 > 0 \text{ dado}$$

Al manipular las condiciones de primer orden, descritas con mayor detalle en el anexo 1, se obtiene la ecuación 1.

$$p_c A'(s) = \rho(N + \pi) \quad (1)$$

La ecuación (1) indica que el valor en el largo plazo de los beneficios por el servicio ambiental de la última hectárea conservada debe ser igual a los beneficios que generaría esta hectárea si se talara y se dedicara a la actividad alternativa ($N+\pi$), rindiendo a la tasa ρ (Maldonado, 2008). De esta expresión se determina el área óptima a conservar, s^* .

4.1.2 Modelo de bosque natural renovable

El modelo presentado en esta sección considera que el bosque de roble es renovable, es decir, que su especie representativa tiene una función de crecimiento $g(d_t, x_t)$ y el beneficio a maximizar está sujeto a esta función, pues el volumen maderable a extraer y la capacidad de almacenamiento de carbono dependen de la cantidad de biomasa que crecerá. Esto no quiere decir que el recurso en términos ecológicos se pueda regenerar por sí solo si es fuertemente intervenido, significa que realizando unos manejos silviculturales adecuados, el *Quercus humboldtii* puede crecer (León & Giraldo, 2000), por lo tanto el objetivo en este caso, es determinar el nivel para el aprovechamiento sostenible de la especie representativa, d^* .

En este caso la función $g(d_t, x_t)$ depende del crecimiento biológico de un individuo arbóreo, d_t , medido con el DAP (diámetro a la altura del pecho) y la variable de decisión, x_t , que a diferencia del modelo de la sección 4.1.1, es una variable discreta que toma el valor de cero si no se decide talar en el periodo t o el valor de uno si se decide talar ese periodo $x_t = \{0, 1\}$. La versión presentada en el modelo 2 no considera los PSA de almacenamiento de carbono, mientras que la versión presentada en el modelo 3 considera dentro de los beneficios a maximizar la función de beneficios ambientales, la cual depende de la capacidad de almacenamiento de carbono del *Quercus humboldtii* que también depende, entre otros factores, del diámetro a la altura del pecho $p_c A(d_t)$.

Modelo 2. Bosque natural renovable sin PSA por almacenamiento de carbono

$$MAX \quad \sum_{t=0}^{\infty} \delta^t Nf(d_t, x_t)$$

s.a

$$G_t = g(d_t, x_t) = d_{t+1}$$

Modelo 3. Bosque natural renovable con PSA por almacenamiento de carbono

$$\begin{aligned} & MAX \sum_{t=0}^{\infty} \delta^t [p_c A(d_t) + Nf(d_t, x_t)] \\ & s.a \\ & G_t = g(d_t, x_t) = d_{t+1} \end{aligned}$$

Estos modelos tienen solución mediante programación dinámica, aplicando el “principio de optimalidad de Bellman”, éste se centra en resolver la función de valor óptimo.

$$V(d) = MAX_{x=\{0,1\}} [Nf(d, x) + \delta V(g(d, x))] \quad (2)$$

$$V(d) = MAX_{x=\{0,1\}} [p_c A(d) + Nf(d, x) + \delta V(g(d, x))] \quad (3)$$

Las ecuaciones (2) y (3) representan las ecuaciones que se deben solucionar para el caso en el que se considera el bosque natural como un recurso renovable sin considerar PSA y contemplando los beneficios del servicio ambiental, respectivamente.

4.2 Marco empírico: descripción de la información usada

Una vez establecidos los modelos, es indispensable hallar las especificaciones funcionales que se ajusten a las condiciones del bosque de roble dominado por la especie *Quercus humboldtii*, en la que la actividad alternativa es el establecimiento de cultivos de papa en la zona del corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque. A continuación se describe la información usada, para posteriormente en la sección 5 hallar las formas funcionales más adecuadas y hacer el cálculo de los parámetros de interés.

En este trabajo se usaron los inventarios forestales de la zona de estudio realizados por Agudelo (2009) y Sánchez (2009). El tamaño total de las parcelas inventariadas es de 6,79 ha, con un número de individuos arbóreos de 280, representados en 48 especies de las cuales 15 son maderables, para una densidad de *Quercus humboldtii* de 71 árboles por hectárea. El DAP promedio es de 0,37 metros ($\pm 0,29$ m) y se tiene una altura comercial promedio de 7,73 m ($\pm 3,5$ m). El volumen de los individuos comercializables con $DAP \geq 0,40$ m es de 835,56 metros cúbicos por hectárea ($\pm 169,51$ m³ha⁻¹). Con esta información se calcula el carbono almacenado en la biomasa aérea por hectárea de bosque de roble, esta permite darle parámetros a la función $A(s_j)$. En la Tabla 2 se describe la información de los inventarios por zona.

Tabla 2. Inventarios forestales de bosque natural de roble.

ZONA	TAMAÑO PARCELA (ha)	ALTITUD (msnm)	INDIVIDUOS	ESPECIES	ESPECIES. MADERABLES	DAP promedio (m)	Altura comercial promedio (m)	Volumen comercial (m ³ ha ⁻¹)	Inventario
FhCh ¹⁹	5,90	2.000-3.000	50	7	7	0,60	10,91	117,95	Sánchez (2009)
MhCh ¹⁹		1.200-2.400	29	4	4	0,66	9,37	67,60	
Corregimiento Virolin	0,3	1.742-1.758	71	13	2	0,36	6,52	468,70	Agudelo (2009)
Reserva Biológica Cachalú	0,6	1.935-2.020	130	24	2	0,21	6,68	181,31	
Total	6,79		280	48	15	0,37	7,73	835,56	

Fuente: Sánchez (2009) y Agudelo (2009). Disponibles en www.natura.org.co

El precio de mercado del carbono por tonelada, p_c , es transformado a pesos de la tabla 2 del trabajo de Khatun (2011), quien reporta los valores mínimos y máximos de 16 diferentes emisores de créditos de carbono, tanto en el mercado voluntario como el regulado. El precio de mercado promedio por tonelada de carbono equivalente es de \$12,142 tCe⁻¹ (\pm \$2,667 tCe⁻¹), para el límite inferior y \$24,702 tCe⁻¹ (\pm \$5,426 tCe⁻¹) para el límite superior²⁰, el valor de cada uno de los 16 emisores de certificados se muestra en la Tabla 3.

Los datos para calcular el valor del bosque en pie, es decir, el valor de uso directo que se obtiene al talar una hectárea de bosque de roble, se tomaron del trabajo de Sánchez (2009), quien hace una valoración económica de la madera en pie para nueve especies maderables nativas asociadas al bosque de roble de la zona de estudio, usando el método de valoración indirecta por valor residual para bosque natural en pie desarrollado por Gregersen en 1997. En el caso de las especies asociadas al bosque de roble, el valor es de \$122.218 m⁻³ para las especies *Hieronyma sp.*, *Ocotea sp.* y *Podocarpus sp.* Para las especies *Billia rosea*, *Colombobalanus excelsa* y *Quercus humboldtii*, el valor es de \$77.777 m⁻³ y para las especies *Alchornea sp.*, *Alfaroa colombiana* y *Clusia sp.* el valor es de \$ 5.025 m⁻³ (Sánchez, 2009).

¹⁹ En el inventario de Sánchez (2009) no se especifica el lugar geográfico donde se realizó el inventario forestal. Se hace referencia a las unidades de paisaje FhCh (bosques andinos húmedos en crestones homoclinales) y MhCh (bosques subandinos húmedos en crestones homoclinales). De acuerdo al boletín No. 2 de la Red Inbor, disponible en www.natura.org.co, la unidad de paisaje FhCh se distribuye en los municipios de Charalá, Suaita y Gambita mientras que la unidad de paisaje MhCh se localiza en el municipio de Oiba.

²⁰ Los datos en dólares son convertidos a pesos con el promedio de la tasa representativa del mercado de 2.034,3 pesos por dólar (\pm 446,9) del 1 de enero de 2006 al 22 de mayo de 2012, reportada por la Superintendencia Financiera de Colombia.

Tabla 3. Precio de mercado del carbono en pesos

EMISOR DEL CRÉDITO	Precio (USD tCe⁻¹)		Precio (COL \$ tCe⁻¹)	
	Min	máx.	Min	máx.
CCX (Chicago Climate Change Exchange)	1,5	3	3 051,5 (± 670,4)	6 103,0 (± 1 340,7)
CDM (World Bank)	3		6 103,0 (±1 340,7)	
Climate community and Biodiversity standards (CCBA)	3,5	14	7 120,2 (±1 564,2)	28 480,7 (± 6 256,7)
Conservation International	5		10 171,7 (± 2 234,5)	
Forest restoration	8	12	16 274,7 (± 3 575,3)	24 412,0 (± 5 362,9)
Climate care	12		24 412,0 (± 5 362,9)	
FONAFIFO	3		6 103,0 (± 1 340,7)	
Plan vivo	3,5	14	7 120,2 (±1 564,2)	28 480,7 (± 6 256,7)
Face foundation	15	19	30 515,0 (± 6 703,6)	38 652,4 (± 8 491,2)
Future forests	12		24 412,0 (± 5 362,9)	
Prima Klima	2		4 068,7 (± 893,8)	
Scolec de te Avoided for Mexico	10	12	20 343,4 (± 4 469,1)	24 412,0 (± 5 362,9)
World Bank's Biocarbon Fund	3		6 103,0 (± 1 340,7)	
New forests Avoided deforestation	3	11	6 103,0 (± 1 340,7)	22 377,7 (± 4 916,0)
China CDM Forestry	4		8 137,3 (±1 787,6)	
Eco-carbone	7		14 240,3 (± 3 128,4)	
Promedio	6,0	12	12 142,4 (± 2 667,5)	24 702 (± 5 426)

Fuente: Tabla 2 de Khatun (2011)

Sobre la actividad alternativa, una vez talado el bosque natural se tiene información de los precios de mercado, desde enero de 2004 hasta octubre de 2011, de la papa parda pastusa²¹ y los costos del establecimiento de este cultivo por hectárea del SIPSA (sistema de precios de productos e insumos agropecuarios). De acuerdo con los datos obtenidos, se tiene que el precio promedio para una tonelada de papa es de 645 mil pesos (\pm \$460). Los costos totales para el establecimiento de cultivo de papa varían de \$6.946.310 ha⁻¹ para la zona de estudio (Bastidas, 2009), \$9.948.645 ha⁻¹ para fincas de hasta 3 ha de tamaño y \$11.694.525 ha cultivada para las fincas de hasta 10 ha de tamaño (CCI, 2010).

Para hallar la forma funcional de la productividad de los cultivos de la papa se usaron los resultados de Coraspe-León, Muraoka, Ide Franzini, De Stefano y do Prado (2009) y Núñez, Santos y Segura (2009), quienes analizan la capacidad de absorción de los nutrientes en condiciones de invernadero y la productividad de diferentes especies de papa en el municipio de Zipaquirá, respectivamente. Los datos de dichos trabajos se organizaron y se describen en el anexo 2 y en general muestran que se puede lograr un rendimiento de papa de hasta 13,59 kg m⁻² en 4,5 meses²².

Para hallar la forma funcional y ajustar las curvas de crecimiento del bosque de roble, se usó la información del artículo de León y Giraldo (2000); los autores realizan un estudio del crecimiento diamétrico en dos parcelas de bosque de roble ubicadas en los municipios de San Andrés de Cuerquia y Belmira en el departamento de Antioquia, esto para la especie representativa *Quercus humboldtii*. Se tienen 18 datos de las dos variables de interés descritas en el anexo 2.

5. APLICACIÓN EMPÍRICA

5.1 Parámetros de la función de beneficios ambientales por almacenamiento de carbono $A(s_t)$.

Es necesario considerar una forma funcional para el beneficio económico obtenido por el servicio ambiental de almacenamiento de carbono provisto por el bosque natural de roble $A(s_t)$. Conrad y Ludwig (1994) consideran una especificación logarítmica para calcular los beneficios asociados a los servicios ecosistémicos evaluados. Para este estudio se considera la siguiente especificación funcional:

$$A(s_t) = CT \ln(s_t) \quad (4)$$

Donde CT es el contenido de carbono almacenado en la biomasa aérea por unidad de área y s_t es el área de bosque natural de roble. El carbono almacenado en la biomasa aérea por hectárea se calcula con las siguientes ecuaciones (Agudelo, 2009; Brown, 1997):

²¹ Esta variedad corresponde a la más usada en la región central del corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque (Bastidas, 2009)

²² Se ajustó la información a las unidades kilogramo/mes/hectárea, a causa de que los estudios originales presentan sus resultados en gr planta⁻¹ semana⁻¹. Se asumió 2,5 plantas m⁻² (Núñez, et al. 2009).

$$CT = 0.5 \cdot BT \quad (5)$$

$$BT = V \cdot \sum_{j=1}^E DP_j \cdot FEB \quad (6)$$

Donde

$$V = \frac{\pi}{4} \cdot DAP^2 \cdot hf \cdot Ff \quad (7)$$

$$hf = a(1 - e^{-bDAP}) \quad (8)$$

$$DP_j = \sum_{i=1}^I \frac{V_i}{Vt_j} D_j \quad (9)$$

$$FEB = \left\{ \begin{array}{ll} 3.213 - 0.506 \ln(Bf) & \text{sí } Bf > 19 \text{ t ha}^{-1} \\ 1.74 & \text{sí } Bf \leq 19 \text{ t ha}^{-1} \end{array} \right\} \quad (10)$$

En las anteriores expresiones *BT* indica la biomasa total aérea; *V* corresponde al volumen maderable ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$); *DP_j* es el diámetro promedio de la especie *j* basado en el *i* individuo; *V_i* corresponde al volumen del individuo *i*; *Vt_j* al volumen total de la especie *j*; *D_j* es la densidad predeterminada de la especie *j*; *FEB* es el factor de expansión de la biomasa; *DAP* es el “diámetro a la altura del pecho”; *hf* corresponde a la altura comercial; *Ff* representa el factor de forma, el cual es predeterminado de acuerdo a la especie del individuo arbóreo; y *Bf* corresponde a la biomasa del fustal.

Agudelo (2009) usa la ecuación que corresponde al Factor de Expansión de Biomasa para plantaciones forestales comerciales de *Tectona grandis* en el pacífico mexicano, lo cual sobreestimaría el almacenamiento de carbono si se aplica al caso colombiano. Con la ecuación (11) se busca ajustar los resultados de almacenamiento de carbono, *CT*, para el bosque natural de roble de los andes colombianos²³.

$$FEB = \frac{1,329 \cdot 0,000049 + 1,62 \times \ln(Bf)^{-8,89}}{0,000049 + \ln(Bf)^{-8,89}} \quad (11)$$

²³ La ecuación 11 corresponde al “Factor de Expansión de Biomasa” no lineal elaborada por Burgos y Pérez (2004) para ecosistemas boscosos colombianos. En general, este trabajo busca corregir la estimación de biomasa aérea y por lo tanto el parámetro *CT* usando ecuaciones para los ecosistemas colombianos.

Para la información del inventario forestal de la Reserva Biológica Cachalú, la estimación de CT pasa de $139,80 \text{ tC ha}^{-1}$ a $130,16 \text{ tC ha}^{-1}$ y para la parcela de la zona del corregimiento Virolín, se pasa de un contenido almacenado de carbono de $176,66 \text{ tC ha}^{-1}$ a $164,47 \text{ tC ha}^{-1}$. Al calcular CT con la información de las parcelas del inventario de Sánchez (2009), se obtiene un rango de $122,82\text{-}131,92 \text{ tC ha}^{-1}$ para la parcela MhCh y $161,73\text{-}173,71 \text{ tC ha}^{-1}$ para la parcela ubicada en FhCh²⁴.

5.2 Beneficio neto de una hectárea talada de bosque de roble N

Aplicando los resultados de beneficio por metro cúbico, N , obtenido por Sánchez (2009) de los inventarios forestales de la zona e individuos con diámetro mínimo de corta o $DAP \geq 0,40 \text{ m}$, se tiene que el volumen comercial total por hectárea de la Reserva Biológica Cachalú es de $181,31 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, que representan $\$13.566.650 \text{ ha}^{-1}$, de los cuales el 95% corresponde al *Quercus humboldtii*. Para el inventario del corregimiento Virolín se tiene un total $468,70 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, que constituyen $\$36.216.674 \text{ ha}^{-1}$, representado en un 99% por *Colombobalanus excelsa*. Para la parcela en la zona FhCh, hay un total de $109,11 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ de madera comercializable que equivalen a $\$7.546.456 \text{ ha}^{-1}$, en las que el 72,3% es proveniente de *Quercus humboldtii* y para la zona de estudio MhCh hay un total de $117,25 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ que corresponden a $\$9.154.442 \text{ ha}^{-1}$ de los que cuales el 85,8% corresponde a *Quercus humboldtii* (Sánchez, 2009).

5.3 Beneficio del uso alternativo al bosque natural: establecimiento del cultivo de papa π

Para el caso de la zona del corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque, la actividad alternativa más rentable y la que genera más presión sobre los ecosistemas es el cultivo de papa (Bastidas, 2009 y Rodríguez et al., 2005). Con la información económica y los estudios de productividad del cultivo de papa, se deberá maximizar el valor presente neto que generan los cultivos establecidos ilimitadamente en el tiempo una vez talado el bosque, esto se conoce como “el turno óptimo” con infinitas rotaciones²⁵ o “turno de Faustmann”, el cual supone que los precios y costos permanecen constantes y que el suelo no pierde productividad²⁶. Este último supuesto implica que el flujo de beneficios de la actividad alternativa estaría sobreestimado.

Para obtener el beneficio descontado de la actividad alternativa, se debe considerar el beneficio de un solo ciclo descrito en la ecuación , en donde p_a es el precio de mercado de la papa, c_a es el costo total para un ciclo de siembra de una hectárea, $Q(t)$ es la función de productividad de la papa en el tiempo, $e^{-\rho t}$ es el factor de descuento usado para modelos de tiempo continuo y ρ es la tasa de descuento aplicada a los beneficios de la actividad alternativa.

²⁴ A pesar del ajuste realizado mediante la ecuación 11 del contenido de carbono almacenado en la biomasa aérea de los bosques de roble, este contenido es mayor al reportado en los datos promedios del IDEAM (2010) para los bosques naturales de Colombia ($121,5 \text{ t Ce ha}^{-1}$) indicando que este ecosistema tiene una gran capacidad de almacenamiento.

²⁵ Las decisiones que maximizan el beneficio de las actividades alternativas al bosque natural se asumen independientes de las de conservación de bosque (Conrad & Ludwig, 1994).

²⁶ Este supuesto es bastante fuerte considerando que en realidad se hacen prácticas que degradan el suelo y activan los procesos desertificación como lo son: el sobrepastoreo; el abuso de plaguicidas y fertilizantes solubles; arado permanente de la tierra; uso de sistemas de riego poco eficientes; uso de maquinaria pesada; establecimiento de monocultivos en áreas de altas pendientes; y las quemadas realizadas para incrementar de forma temporal los nutrientes, entre otros.

$$\pi_s = (p_a Q(T) e^{-\rho T} - c_a) \quad (12)$$

Sumando los beneficios de un solo ciclo infinitas veces y reorganizando la expresión, se tiene el flujo de beneficios π , que deben ser maximizados.

$$\max_T \pi \quad \text{ó} \quad \max_T \frac{(p_a Q(T) e^{-\rho T} - c_a)}{1 - e^{-\rho T}} \quad (13)$$

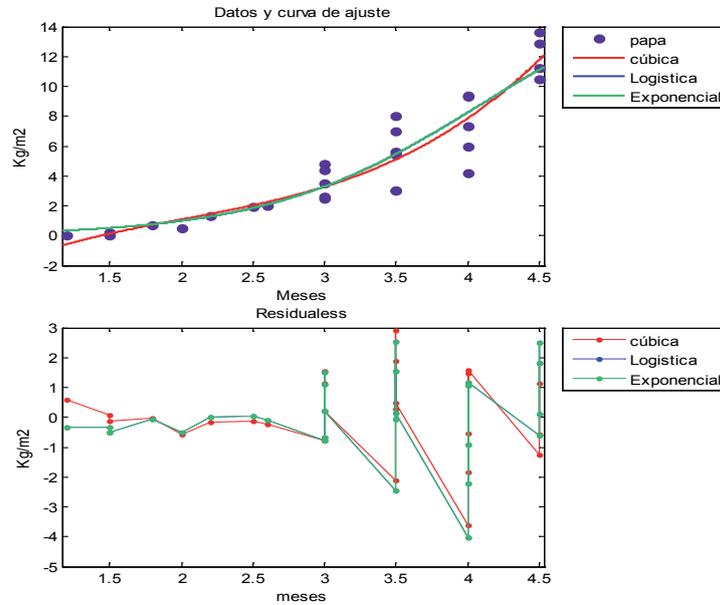
De acuerdo a los datos de productividad de la papa (Coraspe-León et al., 2009 y Núñez et al., 2009) se ajustaron las curvas de crecimiento no lineal en favor de determinar la mejor forma funcional de $Q(T)$ (ver Tabla 4). Al tomar todo el conjunto de datos, 31 en total, la función cúbica reporta un error estándar de 0,24 y el coeficiente de correlación es de 0,99. La función logística reporta un error estándar de 0,67 y un coeficiente de correlación de 0,99. Por último, la función exponencial muestra un error estándar de 1,94 y un coeficiente de correlación de 0,98.

Usando una tasa de descuento ρ igual a 5%²⁷ y teniendo la información de costos para establecer el cultivo de papa por hectárea, el precio y las tres funciones de productividad, se realiza el ejercicio de optimización de la expresión, para hallar el beneficio descontado de la actividad alternativa al bosque de roble.

El menor beneficio se obtiene cuando se hace la maximización usando la función logística (64,9, 48,3 y 39 millones), mientras la función cúbica reporta los mayores beneficios (82,3, 73,2 y 68,36 millones).

²⁷ En el trabajo de Miranda et al. (2010) se usa una tasa de descuento del 5%. Russell y Cacho (2005) usan una tasa de descuento del 15% para los resultados centrales, pero mencionan que la tasa habitual y aceptada es del 5% para este tipo de ejercicios. Khatun (2011) relaciona diferentes estudios con sus respectivas tasas de descuento y menciona que las diferencias regionales influyen en dicha tasa, recomienda realizar un análisis de sensibilidad sobre este parámetro.

Gráfica 1. Curvas ajustadas y residuales de la productividad de papa (kg/m²) en el tiempo (meses)



Fuente: Elaboración propia

Tabla 4. Beneficio del uso alternativo al bosque natural de roble, p: cultivo de papa

Precio p_a	0.645					
	5%					
Costo c_a	6.95		9.95		11.69	
Número de datos*	31	26	31	26	31	26
$Q(T) = a + bt + ct^2 + dt^3$ Error estándar: 0.2476811 (n=31) 0.5959997 (n=26) a=19,6 b=-42,5 c=26,4 d=-3,8 (n=31) a=4,4 b=-24,8 c=16,7 d=-2 (n=26)						
Beneficios π	66.8	91.0	50.4	78.1	40.9	70.7
$Q(T) = \frac{a}{1 + be^{-ct}}$ Error estándar: 0.6737080 (n=31) 1.4737955 (n=26) a=31,07 b=471,47 c=2,64 (n=31) a=46,69 b=364,06 c=2,01 (n=26)						
Beneficios π	64.92	90.28	48.33	76.97	39.02	69.39
$Q(T) = e^{\frac{a-b}{t}}$ Error estándar: 1.9439836 (n=31) 0.9873115 (n=26) a=4,84 b=4,95 (n=31) a=5,32 b=6,47 (n=26)						
Beneficios π	82.33	109.06	73.26	101.42	68.36	97.19
* Los 31 datos corresponden a la información completa de Nústez et al. (2009) y Coraspe-León et al. (2009). Los 26 datos corresponden sólo a los datos del estudio de Nústez et al. (2009). (cifras en millones)						

Fuente: Elaboración propia

5. Funciones de crecimiento del *Quercus humboldtii*

Para la información de la función $g(d_t, x_p)$, que corresponde al crecimiento diamétrico del *Quercus humboldtii*, se ajustan los datos disponibles en cuatro formas funcionales sugeridas en la literatura (León & Giraldo, 2000; Johnson, Shifley & Rogers, 2002). La forma funcional que mejor se ajusta a los datos es una variación de la relación no lineal sigmoideal MMF (Morgan-Mercer-Flodin), dicha relación presenta la SSE (suma al cuadrado de los errores) de 187,3 con un coeficiente de correlación de 0,962 y un R^2 ajustado de 0,927; seguida de la función cúbica con un coeficiente de correlación de 0,661, SSE es igual a 191,8 y un R^2 ajustado de 0,925. El ajuste de los datos a la curva de una asociación exponencial presenta una SSE igual a 656,5 y un R^2 ajustado de 0,728²⁸. Esta información se describe en la tabla 5 y las funciones se presentan en la Gráfica 2.

Tabla 5. Coeficientes y estadísticos de las curvas de crecimiento diamétrico (DAP) para *Quercus humboldtii*

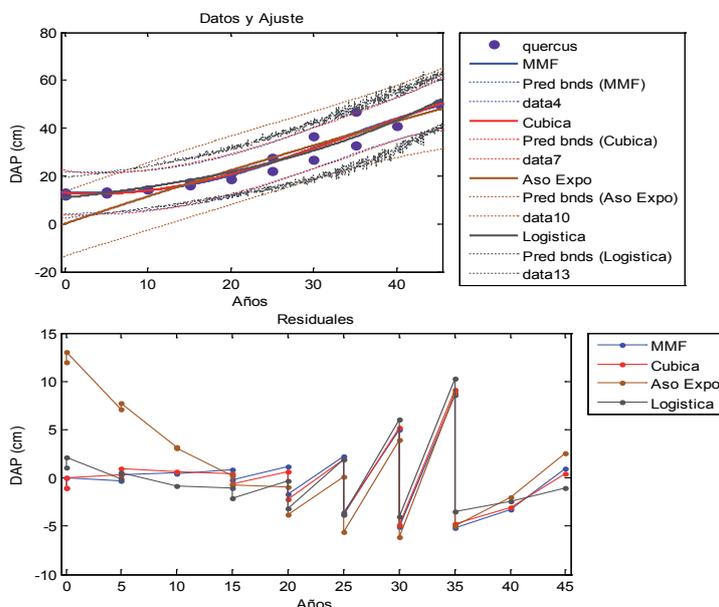
<i>Modelo MMF:</i> $g(d_t) = \frac{(ab + cd_t^f)}{(b + d_t^f)}$	<i>Polinomio grado 3</i> $g(d_t) = a + bd_t + cd_t^2 + fd_t^3$	<i>Modelo logístico:</i> $g(d_t) = \frac{a}{1 + be^{-cd_t}}$	<i>Asociación exponencial:</i> $g(d_t) = a(1 - e^{-bd_t})$
Coefficientes. Límite de confianza al 95% en paréntesis			
a = 13,01 (9,3 16,7) b = 5,267e+004 (-3,338e+005 4,392e+005) c = 73,84 (-10,39 158,1) f = 2,959 (0,2849 5,632)	a = 13,02 (7,905 18,14) b = -0,2879 (-1,354 0,7785) c = 0,04118 (-0,01723 0,09959) f = -0,0003685 (-0,001245 0,0005075)	a = 4,25e+008 (-5,4e+015 5,4e+015) b = 3,9e+007 (-4,9e+014 4,9e+014) c = 0,03445 (0,004566 0,06434)	a = 273,9 (-1361 1908) b = 0,00425 (-0,02295 0,03145)
Bondad de ajuste:			
SSE: 187,3 R2 ajustado: 0,9116	SSE: 191,8 R2 ajustado: 0,9095	SSE: 219,4 R2 ajustado: 0,9034	SSE: 656,5 R2 ajustado: 0,7289

Fuente: Elaboración propia

De la función MMF, la cual se usará para los resultados finales, se puede concluir que el diámetro a la altura del pecho del *Quercus humboldtii* es de 1,03 cm en la primera década y en la siguiente década crece 5,3 cm. Estos resultados están dentro de los rangos establecidos para 15 especies de *Quercus* realizados por Johnson et al. (2002).

²⁸ La función logística se ajusta bien en la primera parte de los datos, no obstante, el comportamiento de dicha relación después de año 40 es un poco irreal en tanto que en el año 100 alcanzaría un DAP de 3,48 metros

Gráfica 2. Curvas ajustadas y residuales para el crecimiento dimétrico (DAP) de *Quercus humboldtii* por año



Fuente: Elaboración propia

6. RESULTADOS

6.1 Área óptima de conservación (s^*) de bosque natural de roble: modelo de bosque natural no renovable

En el modelo 1, descrito en la sección 4.1.1, el bosque es un recurso no renovable y existen PSA de almacenamiento de carbono. Considerando la condición de optimalidad de la ecuación y la forma funcional de los beneficios ambientales de la ecuación, se tiene la siguiente expresión, la cual se desarrolla en el anexo 1:

$$s^* = \frac{p_c CT}{\rho(N + \pi)} \quad (14)$$

En la anterior expresión s^* representa el área óptima de bosque natural de roble que se debe conservar, pues esta iguala los beneficios marginales de los pagos por almacenamiento de carbono y los beneficios de talar el bosque y establecer cultivos alternativos. En la Tabla 6 se presenta el resumen de los parámetros para simular el nivel óptimo del área de bosque natural de roble de la ecuación.

Tabla 6. Resumen de los parámetros para la simulación del estado estacionario del modelo 2

<i>VARIABLE</i>	<i>DESCRIPCIÓN</i>	<i>UNIDADES</i>	<i>VALORES (RANGO)</i>	<i>FUENTE</i>
p_c	Precio del carbono.	Millones de pesos	0,012 - 0,025 distribución continua uniforme	Tabla 3
CT	Carbono almacenado.	Toneladas por hectárea	$CT = \{122,8, 130,2, 131,9, 139,8, 161,7, 164,5, 173,7, 176,7\}$	Agudelo (2009) y Parámetros de la función $A(S)$.
N	Beneficio neto de una hectárea talada de bosque de roble.	Millones de pesos	$N = \{7,5, 9,15, 13,5, 36,12\}$	Sánchez (2009) y sección 5.2
π	Beneficio del uso alternativo (cultivos de papa).	Millones de pesos	$\pi = \{39,02, 40,9, 48,33, 50,4, 64,92, 66,8, 68,36, 69,39, 70,7, 73,26, 76,97, 78,1, 82,33, 90,28, 91, 97,19, 101,42, 109,06\}$	Tabla 4
ρ	Tasa de descuento ²⁹		$\{0,06, 0,09, 0,12\}$	

Fuente: Elaboración propia

Asumiendo que el bosque de roble es un recurso no renovable y hay PSA por almacenamiento de carbono, se obtiene que el área óptima a conservar de bosque es del 73,2% ($\pm 39,3\%$)³⁰. Esto equivale a 103.426 ha de las 141.293 ha que actualmente corresponden al bosque natural de roble del corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque (ver Gráfica 3).

El parámetro que más influye en la varianza del stock óptimo a conservar s^* , es el precio del carbono p_c con el 50,9% de la varianza, los beneficios de la actividad alternativa π contribuyen reduciendo el área a conservar en un 31,6%, el carbono almacenado, CT , aumenta hasta en un 10,6% la varianza del área óptima. El valor de los beneficios directos por la tala, N , tan solo contribuyen en la varianza en un 7%, por lo tanto, los beneficios obtenidos de la explotación de productos maderables o la tala del bosque natural no inciden sustancialmente en la decisión de conservar un área de bosque, siempre y cuando exista la posibilidad de establecer una actividad alternativa, esta última será el elemento determinante para talar un área.

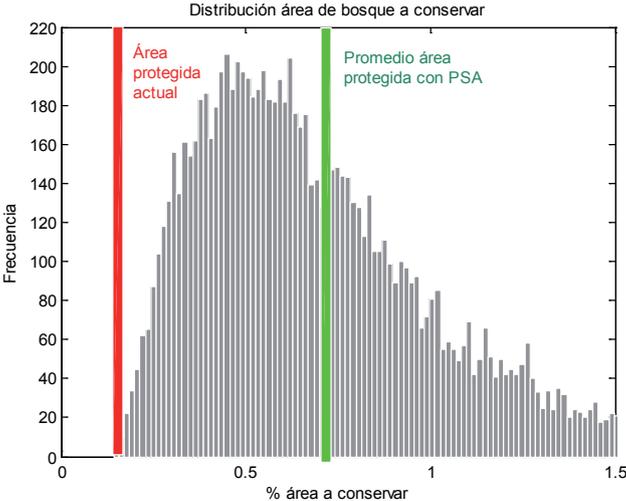
Siguiendo a Persson (2012) se realiza un análisis del impacto de los parámetros que inciden en s^* de acuerdo a la ecuación . A medida que el valor de los beneficios de la actividad alternativa, representados por π , aumentan el área conservada se reduce al pasar del 100% (141.293 ha) al 47% (66.407 ha). Por otro lado, cuando el precio de carbono p_c está en el límite inferior de 0,012 millones de pesos, el área óptima a conservar es del 41% (57.930 ha) y si el valor del precio del carbono almacenado aumenta y pasa a ser 0.025 millones de pesos, el área a conservar es el 91% del área actual (ver grafica 4). A una tasa de descuento $\rho=0,06$, se conservaría el 100% del área de bosque natural actual; mientras que a una tasa de descuento $\rho=0,09$ la proporción del

²⁹ La elección de estas tasas de descuento se realizó con un enfoque prescriptivo, es decir, determinadas por el analista ya que con el enfoque descriptivo, el cual se fundamenta en investigaciones que miden cómo la sociedad escoge la tasa de descuento, se tienen elementos comunes que los hace indiferentes (Baum, 2011) y optar por una tasa de descuento decreciente en el tiempo permite que las preferencias sean inconsistentes ya que los componentes no representativos de la tasa de descuento hoy progresivamente se vuelvan dominantes sobre aquellos componentes que son representativos (Price, 2005).

³⁰ Para obtener estos resultados se hace uso del toolbox compEcon para Matlab® del libro de Miranda & Fackler (2002)

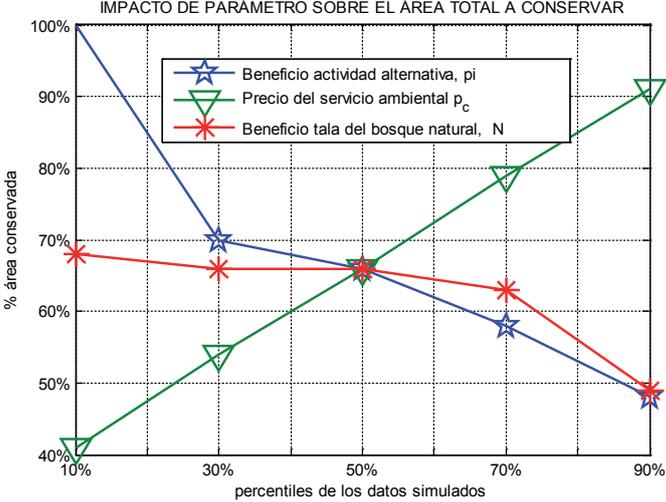
stock óptimo a conservar es 67,1% que equivale a 94.807 ha. Para $\rho=0,12$ el valor a conservar es 50,4% (71.211 ha), este último resultado es similar al obtenido por Persson (2012) para los bosques tropicales en Latinoamérica, quien usa una tasa de descuento $\rho=0,1$.

Gráfica 3. Área óptima a conservar: resultados de la simulación.



Fuente: Elaboración propia

Gráfica 4. Impacto de cada parámetro sobre el área total a conservar (modelo 1)

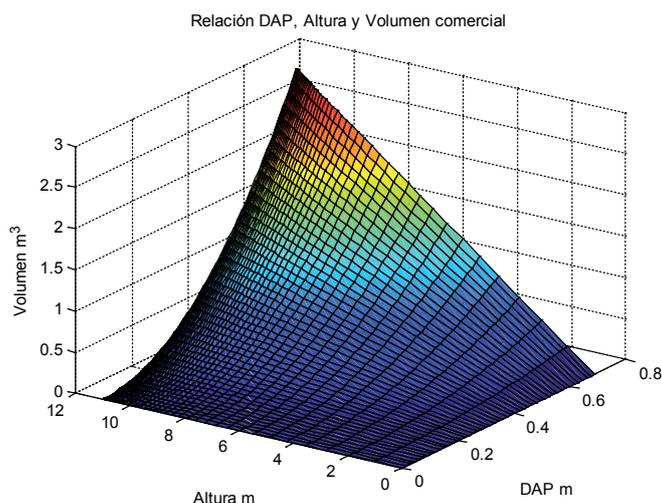


Fuente: Elaboración propia

6.2 Aprovechamiento sostenible (d^*): modelo de bosque natural renovable

Considerando el bosque de roble como un recurso natural renovable, se maximiza el beneficio proveniente de mantener el bosque en pie lo suficiente de tal manera que el volumen maderable sea el mayor; en la sección 4.1.2 se encuentra la descripción de los modelos para este caso. Esta maximización está sujeta a la función de crecimiento MMF del *Quercus humboldtii* mostrada en la Tabla 5. El volumen maderable debe hacer parte de la función de beneficios y en la grafica 5 se observa la relación que se establece para el *Quercus humboldtii* entre el diámetro a la altura del pecho y la altura comercial, con el volumen maderable de acuerdo a la ecuaciones y . Los parámetros para resolver las ecuaciones de Bellman³¹ (ecuaciones 2 y 3) de los modelos 2 y 3, se señalan en la Tabla 7.

Gráfica 5. Relación Diámetro a la Altura del Pecho, Altura comercial y volumen maderable *Quercus humboldtii* por individuo.



Fuente: Elaboración propia

Tabla 7 Resumen parámetros y formas funcionales para resolver los modelos de bosque natural renovable.

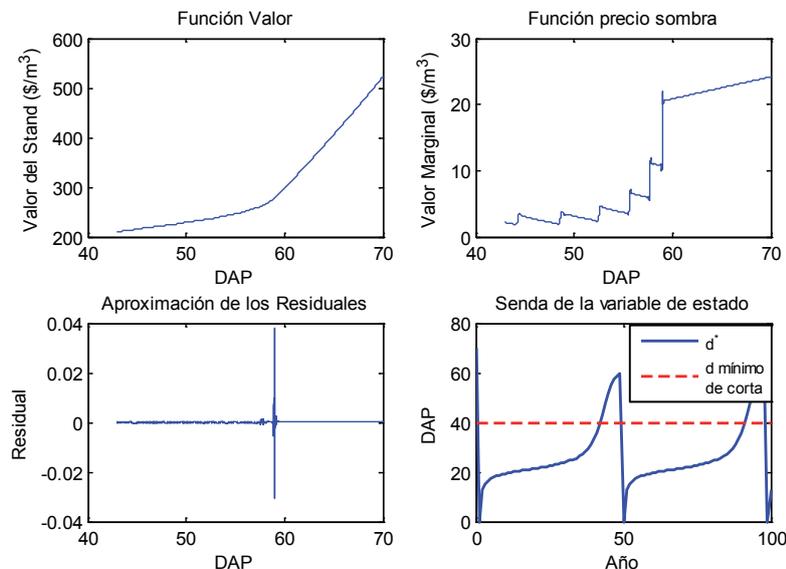
VARIABLE/FUNCIÓN	DESCRIPCIÓN	VALORES	FUENTE
N			
p_m	Precio por metro cúbico de madera.	0.071 millones	Sánchez (2009)
K	Costo por metro cúbico talado	0.04319 millones	
p_c	Precio por Tonelada de carbono almacenado.	0.012 - 0.025 millones	Tabla 3
D_m	Densidad media de madera ponderada por el volumen (t de biomasa secada al horno por	0.44	Agudelo (2009) y Sánchez (2009)

³¹ Usando el toolbox compEcon para Matlab®, del libro de Miranda & Fackler (2002), se obtienen estos resultados.

VARIABLE/FUNCIÓN N	DESCRIPCIÓN	VALORES	FUENTE
	volumen de existencias verdes en m ³)		
$FEB = \frac{1,329 \times 0,000049 + 1,62 \times \ln(BV)^{-3,89}}{0,000049 + \ln(BV)^{-3,89}}$	Factor de expansión de biomasa.	Donde BV es igual a Biomasa del fustal	
$Dens$	Densidad de la madera	0.7	Agudelo (2009)
$hf = a(1 - e^{-bDAP})$	Parámetros relación DAP vs Altura Comercial, ecuación (8)	$a = 11.1351$ $b = 0.0646$	Elaboración propia
Función MMF: $g(d_t) = \frac{(ab + cd_t^f)}{(b + d_t^f)}$	Parámetros función de crecimiento	$a = 13.01$ $b = 5.267e+004$ $c = 73.84$ $d = 2.959$	Elaboración propia Tabla 5

Como resultado, se obtiene el nivel de aprovechamiento sostenible del *Quercus humboldtii*, d' , el cual indica que el nivel óptimo de tala por individuo es de 58,9 cm, lo cual ocurre en el año 49 de crecimiento. Dicho nivel de corta es mayor en 18,9 cm al diámetro mínimo de corta de 40 cm. Al aplicar el nivel d' el beneficio es de \$275 millones ha⁻¹, de acuerdo a la función valor³². Este valor descontado es superior al beneficio obtenido por la actividad alternativa π que está entre los \$39,0 millones a \$109,06 millones ha⁻¹ (ver la Tabla 4).

Gráfica 6. Resultados simulación Bosque Renovable sin Pago por servicios ambientales.



Fuente: Elaboración propia

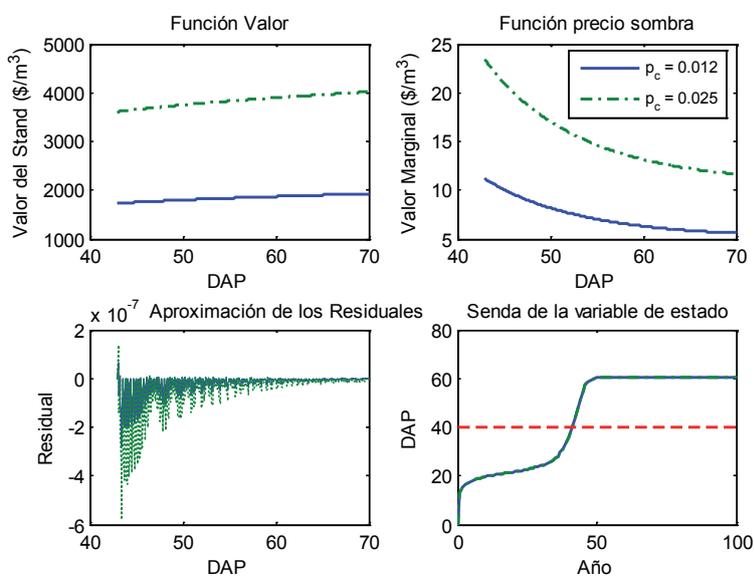
Ahora, considerando dentro de la función de beneficio social los posibles beneficios obtenidos por un PSA del almacenamiento de carbono correspondiente al modelo 3, se observa que no hay nivel óptimo de tala, es decir, los beneficios provistos por PSA de almacenamiento de carbono son lo suficientemente altos como para mantener el bosque en pie respecto a la

³² Suponiendo 71 individuos de *Quercus humboldtii* por hectárea.

actividad de extracción de madera del *Quercus humboldtii*, esto se ve en la senda de la variable de estado de la Gráfica 7. El valor total alcanza hasta los \$1.930 millones ha⁻¹ cuando P_c es igual a \$0.012 millones y \$4.021 millones ha⁻¹ cuando P_c es igual a \$0.025 millones.

Las conclusiones del modelo, considerando la función de crecimiento de la especie *Quercus humboldtii*, son similares a las obtenidos por Russell y Cacho (2005) para *Gliricidia sepium*, ya que los beneficios de la actividad del aprovechamiento sostenible son mayores respecto a los beneficios obtenidos del establecimiento de la actividad alternativa cuando no se dispone de PSA. Se supone que con el establecimiento de PSA por almacenamiento de carbono se alienta a adoptar prácticas sostenibles para mantener el nivel de biomasa aérea representado en el mantenimiento del diámetro a la altura del pecho a través del tiempo, prácticas que generan beneficios adicionales que no son valorados, pero se pueden inferir en beneficios tales como: la conservación de especies endémicas y amenazadas de flora y fauna; el mantenimiento de la capacidad de regulación hídrica y la obtención de productos no maderables de acuerdo a la importancia biológica y socioeconómica del *Quercus humboldtii* para el manejo de los ecosistemas alto andinos (Resolución 096, 2006).

Gráfica 7 Resultados simulación Bosque Renovable con pago por servicios ambientales.



Fuente: Elaboración propia

6.3 Análisis del precio de equilibrio.

El precio de equilibrio (*break-even price*) indica el precio mínimo del servicio ambiental que se debe recibir para hacer que la actividad de almacenamiento del carbón sea más rentable que la actividad alternativa al bosque natural (Silva-Chávez, 2005; Osafo, 2005).

$$\bar{p}_c = \frac{(ing_a - c_a) + \sum_{i=1}^{30} \frac{(ing_a - c_a)_i}{(1+r)^i}}{CT} \cdot \left(\frac{1}{3.667} \right) \quad (15)$$

$$ing_a = \text{productividad } ha^{-1} \cdot p_a$$

En la ecuación \bar{p}_c indica el precio mínimo del carbono almacenado por hectárea que hace rentable esta actividad frente a la actividad alternativa³³. ing_a es el ingreso por hectárea de la actividad alternativa la cual se calcula con la productividad de la actividad alternativa que es igual a 13.595,75 kg ha⁻¹ y el precio p_a igual a \$645 kg⁻¹. El costo total para un ciclo de siembra de la actividad alternativa está definido por c_a , la tasa de descuento r aplicada para el flujo de beneficios en el tiempo y CT es el contenido de carbono almacenado en la biomasa.

Si los costos de producción de la papa son muy favorables (c_a igual a \$6.946.310 ha⁻¹) y el contenido de almacenamiento de carbono por hectárea de bosque no es el más alto (CT igual a 122,8 t ha⁻¹) se determina que el máximo valor de \bar{p}_c es de \$42.207,86 o USD 20,75. Ahora bien, si se incrementan los costos de producción de la papa el precio de equilibrio \bar{p}_c , se reducirá haciendo cada vez más rentable las actividades de conservación del bosque natural. Este valor es, sin embargo, alto si se compara con los datos de los estudios de Silva-Chávez (2005) de USD 4,43 ha⁻¹ para Bolivia y Osafo (2005) de USD 8,07ha⁻¹ para Ghana.

7. DISCUSIÓN Y RECOMENDACIONES

7.1 Discusión de resultados

Al implementar un esquema de PSA por almacenamiento de carbono en los bosques naturales de roble ubicados en el corredor Guantiva-La Rusia-Iguaque se conservaría, en promedio, 103.426 hectáreas (± 55.528 ha) que corresponde al 73,2% del área total del corredor. Esta área es mayor a las áreas protegidas bajo los esquemas de restricciones sobre el uso del suelo, tanto públicas como privadas, que actualmente equivale al 14,2% del área de estudio, verificándose de esta forma la hipótesis planteada. Los resultados son superiores a los hallados por Conrad y Ludwig (1994) para bosques maduros de Norteamérica.

La efectividad del PSA por almacenamiento de carbono, depende del costo de oportunidad local de la actividad alternativa (Kremen et al., 2000). En el caso de la zona de estudio si los mayores beneficios, producto del establecimiento del cultivo de papa, se mantienen en el límite superior de su rango, se conservará un 47% del área total equivalente a 66.407 ha del bosque natural de roble.

El esquema PSA está sometido a la variación del precio del carbono almacenado. Considerando el valor del límite inferior del rango del precio de carbono almacenado, se conservaría un área de 57.930 ha equivalente al 41% del área actual de bosque natural de roble.

³³ Para que los resultados sean comparables con los estudios de Silva-Chávez (2005) y Osafo (2005) se calcula el flujo de beneficios netos de la ecuación de \bar{p}_c a treinta años y una tasa de descuento $r=10\%$.

La tasa de descuento que se aplique afecta los resultados obtenidos. En el caso que $\rho=0,06$ se conservaría el 100%, mientras que con $\rho=0,09$ se conservaría el 67,0% y para una tasa $\rho=0,12$ el área conservada será el 50,4% del área total, que equivale a 71.211 ha. El porcentaje de área a conservar, obtenido al usar $\rho=0,12$ es similar al obtenido por Persson (2012) para los bosques tropicales en Latinoamérica, frente a la actividad de deforestación para dedicarlos a biocombustibles (48% del área a conservar usando una tasa de descuento $\rho=0,1$).

Los beneficios netos del aprovechamiento sostenible del *Quercus humboldtii*, cuando el nivel del DAP es el óptimo, son iguales a \$275,1 millones por hectárea; beneficios mayores a los obtenidos con el establecimiento de la actividad alternativa del cultivo de papa π , donde el valor máximo es de \$109,06 millones ha^{-1} , con lo cual el aprovechamiento forestal es más rentable que la actividad alternativa. Pero cuando se consideran los PSA en el modelo de recurso renovable, no hay un nivel óptimo de aprovechamiento, es decir, se conserva el bosque natural y no se opta por talarlo. Esto indica que los beneficios del servicio ambiental de almacenamiento de carbono superan los beneficios de la actividad de aprovechamiento de la madera del *Quercus humboldtii*.

Los resultados hallados para la zona de estudio pueden ser generalizados a los bosques naturales densos de la región andina bajo la premisa que en el rango altitudinal, comprendido entre los 1.200 y 3.200 msnm, en el cual se distribuyen los bosques de roble en Colombia, se establecen actividades alternativas con un beneficio igual al hallado en este estudio. Se enfatiza que el único servicio ambiental analizado fue el de almacenamiento de carbono, sin embargo, el bosque natural de roble es de importancia ecológica por los múltiples servicios ambientales que presta, destacando la conservación de especies endémicas y amenazadas y el servicio de regulación hídrica. Por lo tanto, los resultados obtenidos se deben considerar como un límite inferior.

Esta investigación se realizó, en parte, suponiendo la creación de un mecanismo financiero propiciado por las negociaciones internacionales en el marco de los REDD+. Dada la incertidumbre actual de estas negociaciones y la volatilidad en los precios del carbono almacenado se consideran valiosos los resultados señalados para establecer, a nivel nacional, un mecanismo de compensación para la conservación de los bosques naturales de roble el cual puede ser financiado por entidades, tanto públicas como privadas, interesadas en conservar estas áreas estratégicas.

Una de las limitaciones para llevar a cabo proyectos de conservación de bosques y captura de carbono es el acceso limitado, de los pequeños propietarios, al sector financiero. Considerando la sensibilidad de los resultados a las variaciones de los de la tasa de descuento ρ es indispensable que se generen políticas de acceso a este sector y particularmente que la tasa de interés establecida cumpla dos objetivos: permitir suavizar el consumo de los hogares y accesibilidad a los pequeños propietarios.

En el análisis de sensibilidad no se consideró la volatilidad del precio de la papa, el cual fluctúa bastante. En general esta volatilidad, que puede incluso incrementarse en el tiempo por la vulnerabilidad climática del sector, implica que el flujo de ingresos obtenidos por el establecimiento de la actividad alternativa de papa no sería constante en el tiempo. Al contrario

de esta situación, un esquema PSA se puede establecer como un mecanismo de suavización del consumo puesto que el flujo de ingresos permanecería constante, independiente del riesgo asociado a la variabilidad climática.

Uno de los criterios que deben ser incluidos en el aprovechamiento forestal sostenible de la especie *Quercus humboldtii* es el diámetro a la altura del pecho que maximiza el beneficio de la actividad de tala y permite su regeneración. El diámetro mínimo de corta (DMC) establecido para los bosques de roble es de 0,4 m, el cual considera el crecimiento registrado para la especie *Quercus Humboldtii* (Sánchez, 2009). Sin embargo, este DMC no considera los factores económicos alrededor de las actividades de tala y aprovechamiento sostenible del roble. El nivel óptimo de aprovechamiento, o DAP óptimo, es igual a 0,589 m que implica mantener el recurso en condiciones adecuadas alargando la prestación del servicio ambiental y mayor eficiencia desde el punto de vista económico al asignar de forma adecuada el esfuerzo. En términos de la resolución 096 de 2006 el nivel óptimo de aprovechamiento, d^* , se puede considerar como el criterio de aprovechamiento de bajo impacto que tiende a “prevenir daños ecológicos sobre el ecosistema y de las poblaciones naturales de la especie objeto de aprovechamiento forestal, así como posibles efectos adversos de tipo sociocultural”.

Los resultados obtenidos para la tasa de crecimiento diamétrico del *Quercus humboldtii* de la zona de estudio para Colombia están en los rangos de resultados obtenidos por Johnson et al. (2002) para 15 especies de *Quercus sp.* en Norteamérica.

El precio mínimo que se que debe recibir para hacer que la actividad de almacenamiento de carbono sea más rentable que la actividad alternativa al bosque de roble, cuando los costos de producción de papa son los más favorables y el almacenamiento de carbono por hectárea es mínimo, es de USD 20,75 ha⁻¹. Este precio disminuye a medida que los costos de producción por ciclo aumentan, sin embargo, es alto si se compara con los datos de los estudios de Silva-Chávez (2005) de USD 4,43 ha⁻¹ para Bolivia y Osafo (2005) de USD 8,07ha⁻¹ para Ghana.

7.2 Recomendaciones y futura agenda de investigación

Se hacen las siguientes recomendaciones que permitirían la generación de información que se articule a los procesos de toma de decisiones para enfrentar los retos del cambio climático, mejorar las políticas de conservación y aprovechar las oportunidades económicas:

En Colombia hay zonas con un potencial minero importante que, probablemente, se localicen en lugares que a su vez prestan múltiples servicios ambientales. Este trabajo presenta un marco metodológico que permitiría comparar los beneficios netos generados por los servicios ambientales y aquellos derivados de la minería, de esta forma se proveería información para los procesos de toma de decisión frente a las políticas de conservación y ordenamiento territorial, insistiendo que actividades muy rentables amenazan el óptimo de conservación y, si se considera el bosque natural como un recurso no renovable, las acciones emprendidas en él son irreversibles.

El posible establecimiento del mecanismo REDD+ debe superar limitaciones para lo cual se requiere: definiciones metodológicas claras; fortalecer la capacidad técnica para las verificaciones de los contenidos de carbono; definir los tipos de línea base y la escala de implementación de los proyectos; garantizar el acompañamiento técnico a los pequeños propietarios de la tierra para el mejoramiento de los sistemas de producción y el acceso a los mercados; proveer, por parte del Estado, bienes y servicios públicos para incentivar la inversión en el sector forestal; permitir el acceso a los servicios financieros de los pequeños propietarios, entre otros (Ortega et al., 2010; Romijn et al., 2012; Loboguerrero, 2012). Si bien el resultado de las negociaciones internacionales sobre los mecanismos REDD+ es incierto, Colombia puede pensar en un mecanismo de compensación a nivel nacional y los resultados de esta investigación son útiles para emprender ese camino.

El pago por almacenamiento de carbono en algunos casos no generaría conservación de la biodiversidad neta como lo menciona Phelps et al. (2012) al dar el ejemplo de lo que sucedería en la República Democrática del Congo (COD) al no existir participación efectiva de los actores a nivel regional en los proyectos REDD+, generando fugas hacia áreas desprotegidas, pero con altos niveles de biodiversidad, ubicadas en la vecina República del Congo (COG). Por lo tanto es recomendable identificar, a nivel regional, los beneficios ambientales y los costos de oportunidad de todas las posibles actividades alternativas para lo cual se requiere un trabajo articulado con todos los actores (sectores productivos, comunidades indígenas, etc.).

Ahora bien, es riesgoso que el establecimiento de un PSA para conservación de bosque natural dependa tan sólo de los beneficios provistos por un único servicio ambiental, pues el precio del carbono en el largo plazo por sí solo no podría hacer rentable las actividades de conservación considerando que el precio de los biocombustibles puede ser más atractivo y se dediquen los bosques a esta actividad (Persson, 2012). Para el caso de los bosques naturales de roble una extensión razonable de los beneficios ambientales debe incluir la valoración de los servicios de conservación de biodiversidad y regulación hídrica.

En este trabajo no se tuvo en cuenta la degradación o pérdida de biomasa del bosque natural de roble, ni las funciones de daño y degradación acumulada del bosque (Van Kooten & Bulte, 1999) que genera desertificación. Incluso se supone que la productividad del suelo permanece constante lo que implica que los beneficios de la actividad alternativa al bosque natural de roble π , estén sobreestimados.

Se debe evaluar la costo-efectividad del establecimiento de áreas protegidas por parte del Estado. Un criterio que permitiría determinar dicha costo-efectividad es el impacto que tienen los recursos públicos asignados a la Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. Una revisión inicial indica que para conservar un área igual a 141.293 ha, bajo este tipo de mecanismos, es necesario un presupuesto anual de \$5.756 millones, asumiendo que el costo de las actividades de conservación por hectárea es de \$40.741 ha⁻¹ año⁻¹, basado en resultados preliminares del presupuesto asignado a la UAESPNN y el área efectiva conservada en los años 2004 a 2010.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Agudelo, M. (2009). *Biomasa aérea y contenido de carbono en bosques de Quercus humboldtii y Colombobalanus excelsa: Corredor de conservación de Robles Guantiva-La Rusia-Iguaque*. Tesis Administrador del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales, Universidad Autónoma de Occidente, Santiago de Cali.
- Ariza, W., Huertas, C., Hernández, A., Gálvez, J., González, J., & López, L. (2010). Caracterización y Usos Tradicionales de Productos Forestales No Maderables (PFNM) en el Corredor de Conservación Guantiva-La Rusia-Iguaque. *Colombia Forestal*, 13 (1), 117-140.
- Armenteras, D., Gast, F., & Villareal, H. (2003). Andean forest fragmentation and the representativeness of protected natural areas in the eastern Andes, Colombia. *Biological Conservation*, 113, 245-256.
- Aukland, L., Moura Costa, P., & Brown, S. (2003). A conceptual framework and its application for addressing leakage: the case of avoided deforestation. *Climate Policy*, 3 (2), 123-136.
- Avella, A., & Cárdenas, L. M. (2010). Conservación y uso sostenible de los bosques de roble en el corredor de conservación Guantiva – La Rusia – Iguaque, departamentos de Santander y Boyacá, Colombia. *Colombia Forestal*, 13 (1), 5-25.
- Banco Mundial. (2007). *Prioridades ambientales para la reducción de la pobreza en Colombia*. Washington, D.C.
- Barua, S., Uusivuori, J., & Kuuluvainen, J. (2010). *Optimal national policies for tropical forest resources under carbon credit markets*. Recuperado el 10 de Agosto de 2010, de <http://www.webmeets.com/WCERE/2010/prog/viewpaper.asp?pid=205>
- Bastidas, D. (2009). *Valoración económica del servicio ambiental de la regulación hídrica del bosque de roble en la cuenca del río Guacha, Encino-Santander, Colombia*. Tesis Magister en Manejo de Recursos Naturales y Gestión Ambiental del Territorio, Universidad Nacional de Asunción, San Lorenzo-Paraguay.
- Bellassen, V., & Gitz, V. (2008). Reducing Emissions from Deforestation and Degradation in Cameroon- Assessing costs and benefits. *Ecological Economics*, 68, 336–344.
- Brown. (1997). *Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests*. Recuperado el 12 de Marzo de 2012, de FAO Forestry Paper 134: <http://www.fao.org/docrep/W4095E/W4095E00.htm>
- Burgos, J., & Pérez, J. (2004). Modelos de regresión no lineal para la estimación de biomasa en algunos ecosistemas boscosos de Colombia. *Colombia Forestal*, 8 (17), 103-109.

- Cabezas, A., & Ospina, R. (2010). Análisis del paisaje y de su relación con la regeneración del roble (*Quercus humboldtii* Bonpl) en el municipio de Popayán, departamento del Cauca. *Colombia Forestal*, 13 (2), 187-188.
- Cabrera, E., Vargas, M., Galindo, G., García, M., & Ordóñez, M. (2011). *Memoria Técnica: Cuantificación de la tasa de Deforestación para Colombia, Periodo 1990-2000, 2000-2005*. IDEAM, Bogotá.
- CCI. (2010). *Sistema de precios de productos e insumos Agropecuarios*. Recuperado el 31 de Marzo de 2012, de Corporación Colombia Internacional: <http://www.cci.org.co>
- Conrad, J. (1999). *Resource Economics*. New York: Cambridge University Press.
- Conrad, J., & Ludwig, D. (1994). Forest Land Policy: The optimal stock of Old-Growth Forest. *Natural Resorce Modeling*, 8 (1), 27-45.
- Coraspe-León, H., Muraoka, T., Ide Franzini, V., De Stefano, S., & do Prado, N. (2009). Absorción de macronutrientes por plantas de papa (*Solanum Tuberosum* L.) en la producción de tubérculo-semilla. *Interciencia*, 34 (1), 57-63.
- Díaz, M. (2010). Uso de especies forestales asociadas a bosques de roble (*Quercus humboldtii* Bonpl), con fines energéticos en tres veredas del municipio de Encino - Santander. *Colombia Forestal*, 13 (2), 237-243.
- DNP. (2008). *Anuario Estadístico del Sector Agropecuario*. Recuperado el 23 de Marzo de 2012, de sitio Web Departamento Nacional de Planeación: <http://www.dnp.gov.co>
- Etter, A., McAlpine, C., Wilson, K., Phinn, S., & Possingham, H. (2006). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114, 369-386.
- Evaluación de los Ecosistemas del Milenio. (2005). *Ecosistemas y Bienestar Humano: Oportunidades y desafíos para las empresas y la industria*. Recuperado el 1 de marzo de 2012, de sitio Web de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio:
<http://www.millenniumassessment.org/documents/document.754.aspx.pdf>
- Henao, L., & Ruiz, A. (2006). Investigación y gestión local de robledales alrededor del uso tradicional de macromicetos en la cordillera Oriental colombiana. En N. Vargas, & C. Solano (Edits.), *Memorias del I simposio Internacional de Roble y Ecosistemas Asociados* (págs. 215-223). Bogotá: Fundación Natura - Pontificia Universidad Javeriana.
- IDEAM. (Febrero de 2009). *Caracterización y dimensionamiento del subregistro Forestal en Colombia*. Recuperado el 3 de Marzo de 2012, del Sistema de Información Ambiental

de Colombia: http://www.siac.gov.co/documentos/DOC_Portal/DOC_Bosques/150211_producto1_subregistro_forestal.pdf

IDEAM. (2010). *Informe Anual sobre el Estado del Medio Ambiente y los Recursos Naturales Renovables en Colombia - Bosques 2009*. Bogotá.

Jaramillo, C. (2004). *Instrumentos económicos para la conservación del bosque natural en Colombia: Consideraciones para el desarrollo de mercados de servicios ambientales forestales*. Tesis Magister en Economía Ambiental y de los Recursos Naturales, Universidad de los Andes, Bogotá.

Johnson, P., Shifley, S., & Rogers, R. (2002.). *Ecology and silviculture of oaks*. Wallingford, Reino Unido: Cabi Publishing.

Kant, S., & Lee, S. (2004). A social choice approach to sustainable forest management: An analysis of multiple forest values in Northwestern Ontario. *Forest Policy and Economics*, 6, 215-227.

Khatun, K. (2011). Reconciling timber provision with carbon sequestration opportunities in the tropical forests of Central America. *Environmental Science & Policy*, 14, 1091-1102.

Kremen, C., Niles, J., Dalton, M., Daily, G., Ehrlich, P., Fay, J., y otros. (2000). Economic Incentives for Rain Forest Conservation across Scales. *Science*, 1828–1832.

León, J., & Giraldo, E. (2000). Crecimiento Diamétrico en robledales del norte y centro de Antioquia, Colombia. *Crónica Forestal y del Medio Ambiente*, 15 (1), 119-138.

León, J., González, M., & Gallardo, J. (2010). Distribución del Agua Lluvia en Tres Bosques Altoandinos de la Cordillera Central de Antioquia, Colombia. *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 5319-5336.

León, N. (2006). *Mecanismos para la Regulación Ambiental* (1ra ed.). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias Económicas.

Loboguerrero, A. M. (31 de Octubre de 2012). Barriers to the Implementation of proposed Interventions that Aimed at Reducing Green House Gas Emissions.

MADS. (2012). *Portafolio MDL en Colombia*. Recuperado el 5 de Noviembre de 2012, del sitio Web del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible:

<http://www.minambiente.gov.co//contenido/contenido.aspx?catID=1267&conID=7717>

Maldonado, J. (2008). *Economía de los recursos naturales: Aplicaciones de la economía computacional a la solución de problemas dinámicos*. Bogotá: CEDE-Ediciones Uniandes.

Miranda, M., & Fackler, P. (2002). *Applied computational economics and finance*. Massachusetts: MIT press.

Miranda, M., Daigneault, A., & Sohngen, B. (2010). Optimal Forest Management with Carbon Sequestration Credits and Endogenous Fire risk. *Land Economics*, 84 (1), 155-172.

Misra, D., & Kant, S. (2004). Production analysis of collaborative forest management using an example of joint forest management from Gajarat, India. *Forest Policy And Economics*, 6, 301-320.

Ñústez, C., Santos, M., & Segura, M. (2009). Acumulación y distribución de materia seca de cuatro variedades de papa (*Solanum tuberosum*) en Zipaquirá, Cundinamarca (Colombia). *Revista Facultad Nacional de Agronomía*, 62 (1), 4823-4834.

Ortega, P., García, C., & Ruíz, J. (2010). *Deforestación Evitada. Una Guía REDD+ Colombia*. Bogotá D.C.: Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

Osafo, Y. (2005). Reducing emissions from tropical forest deforestation: applying compensated reduction in Ghana. En P. Moutinho, & S. Schwartzman (Edits.), *Tropical Deforestation and Climate Change* (págs. 63-72). Washington, USA.

Padilla, W. (2005). *Planteamiento sobre el manejo sostenible del bosque Natural en Colombia y su relación con el Cambio Climático desde una perspectiva económica*. Tesis Maestría en Economía del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales, Universidad de los Andes, Bogotá.

Parker, C., Mitchell, A., Trivedi, M., & Mardas, N. (2009). *The Little REDD+ Book*. Oxford: Global Canopy Foundation.

Persson, M. (2012). Conserve or convert? Pan-tropical modeling of REDD–bioenergy competition. *Biological Conservation*, 146, 81-88.

Phelps, J., Friess, A., & Webb, E. (2012). Win–win REDD+: Approaches belie carbon–biodiversity trade-offs. *Biological Conservation*.

Red Nacional de Jardines Botánicos (2012). *Gliricidia sepium (Jacq.) Walp.* Recuperado el 21 de Abril de 2012, del Sitio Web del Catalogo de la biodiversidad de Colombia:

<http://www.siac.net.co/sib/catalogoespecies/welcome.do>

Resolución 096 (MAVDT 20 de Enero de 2006).

- Rodríguez, N., Armenteras, D., Retana, J., & Morales, M. (2011). Understanding deforestation in montane and lowland forest of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, 693-705.
- Rodríguez, N., Rincón, A., D, A., Mendoza, H., Umaña, A., N, A., y otros. (2005). *Corredor Nororiental de robles: Indicadores de estado de biodiversidad, factores antrópicos asociados y áreas prioritarias de conservación*. Serie Indicadores de Seguimiento y Evaluación de la Política de Biodiversidad, Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá.
- Romijn, E., Herold, M., Kooistra, L., Murdiyarsa, D., & Verchot, L. (2012). Assessing capacities of non-Annex I countries for national forest monitoring in the context of REDD+. *Environmental science & policy*, 19 (20), 33-48.
- Russell, W., & Cacho, O. (2005). A bioeconomic analysis of carbon sequestration in farm forestry: a simulation study of *Gliricidia sepium*. *Agroforestry Systems*, 64, 237–250.
- Sánchez, S. (2009). *Valoración económica de bienes de uso directo (madera en pie y leña) del bosque de roble, corredor Guantiva - La Rusia - Iguaque, Colombia*. Tesis Magíster en Manejo de Recursos Naturales y Gestión Ambiental del Territorio, Universidad Nacional de Asunción Paraguay, Asunción.
- Santilli, M., Moutinho, P., Schwartzman, S., Nepstad, D., Curran, L., & Nobre, C. (2005). Tropical deforestation and the Kyoto Protocol: an editorial essay. En P. Moutinho, & S. Schwartzman (Edits.), *Tropical Deforestation and Climate Change* (págs. 47-52). Washington, USA.
- Silva-Chávez, G. (2005). Reducing greenhouse gas emissions from tropical deforestation by applying compensated reduction to Bolivia. En P. Moutinho, & S. Schwartzman (Edits.), *Tropical Deforestation and Climate Change* (págs. 73-86). Washington, USA.
- Solano, C. (2007). Corredor de Robles, una estrategia integrada de manejo y conservación de la biodiversidad en el marco del Enfoque ecosistémico. En A. Andrade (Ed.), *Aplicación del Enfoque Ecosistémico en Latinoamérica* (págs. 32-36). Bogotá.
- (2010). Nota Editorial. *Colombia Forestal*, 13 (2), 187-188.
- Stern, N. (2007). *Informe Stern: La Verdad de Cambio Climático*. Editorial Paidós Ibérica.
- Trexler, M., Kosloff, L., & Gibbons, R. (2000). Los Bosques Luego del Protocolo de Kyoto: Revisión de los Principales Aspectos y Preguntas. En L. Gómez-Echeverri (Ed.), *Cambio Climático y Desarrollo* (págs. 143–163). Yale School of Forestry & Environmental Studies.
- Van Kooten, G., & Bulte, E. (1999). How much primary coastal temperate rain forest should society retain? Carbon uptake, recreation, and other values. *Canadian Journal of Forest Research*, 29 (12), 1879-1890.

Anexo 1 CPO Modelo 1

$$MAX \sum_{t=0}^{\infty} \delta^t [p_c A(S_t) + Nh_t + \rho\pi(S_0 - S_t)]$$

sujeto a

$$S_{t+1} = S_t - h_t$$

$$S_0 > 0 \text{ dado}$$

$$L = \left\{ \sum_{t=0}^{\infty} \delta^t [p_c A(S_t) + Nh_t + \rho\pi(S_0 - S_t)] + \delta\lambda_{t+1} (S_t - h - S_{t+1}) \right\}$$

CPO:

$$\frac{\partial L}{\partial h_t} h_t = \delta^t [N - \delta\lambda_{t+1}] h_t = 0 \quad h_t \geq 0$$

$$\frac{\partial L}{\partial S_t} = \delta^t [p_c A'(S_t) - \rho\pi + \delta\lambda_{t+1}] - \delta^t \lambda_t = 0 \quad S_t > 0$$

Despejando de la primera CPO

$$N - \delta\lambda^* = 0$$

$$\frac{N}{\delta} = \lambda^*$$

$$(1 + \rho)N = \lambda^*$$

Reemplazando en la segunda CPO

$$[p_c A'(S_t) - \rho\pi + N] - (1 + \rho)N = 0$$

$$p_c A'(S_t) = (1 + \rho)N + \rho\pi - N$$

$$p_c A'(S_t) = \rho(\pi + N)$$

Usando $A(s) = CT \ln(S)$

$$p_c \frac{CT}{S} = \rho(\pi + N)$$

$$S^* = \frac{p_c CT}{\rho(N + \pi)}$$

Anexo 2 Datos crecimiento diamétrico *Quercus humboldtii* y productividad papa

Datos de productividad papa (Coraspe-León et al., 2009; Núñez et al., 2009) y crecimiento diamétrico del *Quercus humboldtii* (León & Giraldo, Crecimiento Diamétrico en robledales del norte y centro de Antioquia, Colombia, 2000)

Datos crecimiento diamétrico <i>Quercus humboldtii</i> (León & Giraldo, 2000)			Datos de productividad papa, (Coraspe-León et al., 2009; Núñez et al., 2009)	
LUGAR	Años	Diámetro (cm)	Meses	(kg/m ²)
San Andrés de Cuernia	0	12.0	1.5	0.2
San Andrés de Cuernia	5	12.9	1.8	0.7
San Andrés de Cuernia	10	14.6	2.2	1.3
San Andrés de Cuernia	15	17.2	2.5	1.9
San Andrés de Cuernia	20	21.4	3.5	3.0
San Andrés de Cuernia	25	27.7	2.6	2.0
San Andrés de Cuernia	30	36.7	3.5	3.0
San Andrés de Cuernia	35	46.7	2.0	0.5
Belmira	0	13.0	3.0	2.5
Belmira	5	13.5	4.0	4.2
Belmira	10	14.5	1.5	0.0
Belmira	15	16.1	1.5	0.0
Belmira	20	18.6	1.5	0.0
Belmira	25	22.0	1.5	0.0
Belmira	30	26.7	3.0	4.4
Belmira	35	32.9	3.0	2.6
Belmira	40	40.8	3.0	4.8
Belmira	45	50.3	3.0	3.5
			3.5	8.0
			3.5	5.4
			3.5	7.0
			3.5	5.6
			4.0	9.3
			4.0	6.0
			4.0	7.3
			4.0	9.4
			4.5	10.5
			4.5	13.6
			4.5	12.9
			4.5	11.2