



Elementos para Políticas Públicas

Volumen 6 • Número 1 • enero - abril de 2022

Ciclo del Carbono y sus Interacciones



Programa Mexicano del Carbono

RED TEMÁTICA DEL **CONACYT**



Elementos para **Políticas Públicas**

Volumen 6 • Número 1 • Enero - Abril de 2022

Ciclo del Carbono
y sus Interacciones



Programa Mexicano del Carbono

RED TEMÁTICA DEL **CONACYT**

ELEMENTOS PARA POLÍTICAS PÚBLICAS. Volumen 6, No. 1, enero - abril de 2022. Es una publicación cuatrimestral editada por el Programa Mexicano del Carbono, A.C. (PMC), Calle Chiconautla No. 8 Interior A, Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56225 Texcoco, Estado de México, México. Tel. +52 (595) 951•2182, www.pmc carbono.org, coordinacion_general@pmc carbono.org. Editor responsable: Alma S. Velázquez Rodríguez. RESERVAS DE DERECHOS AL USO EXCLUSIVO No. 04-2015-120910081700-203, ISSN 2448-5578. Ambos otorgados por el Instituto Nacional del Derecho de Autor. Responsable de la última actualización de este Número: Alma S. Velázquez Rodríguez, Calle Chiconautla No. 8 Interior A, Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56225 Texcoco, Estado de México, México, fecha de última modificación, octubre de 2022.

Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura de los editores de la publicación.

Queda prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización del Programa Mexicano del Carbono, A.C.



Elementos para **Políticas Públicas**

Comité Editorial

Dra. Alma Velázquez Rodríguez

EDITORA EN JEFE

Dr. Fernando Paz Pellat

CO-EDITOR

C. Jesica Paola Ortiz Arias

EDITOR DE ESTILO

C.G. Oscar Velázquez Rodríguez

EDITOR DE MAQUETACIÓN

Coordinación Editorial

Alma Velázquez

COORDINADOR DEL PROCESO DE ARBITRAJE

Oscar Velázquez

COORDINADOR DE DISEÑO

Antoine Libert

CORRECCIÓN DE TEXTOS EN INGLÉS

Cristopher Escalera

WEB MASTER Y SOPORTE TÉCNICO

Consejo Editorial

Dr. Ben de Jong

El Colegio de la Frontera Sur, México.

Dr. Felipe García Oliva

Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Dra. Georgina C. Sandoval Fabián

Centro de Investigación y Asistencia en Tecnología y Diseño
del Estado de Jalisco, A.C., México.

Dr. Guillermo Jiménez Ferrer

El Colegio de la Frontera Sur, México.

Dr. J. Martín Hernández Ayón

Universidad Autónoma de Baja California, México.

Dr. Jaime Garatuza Payán

Instituto Tecnológico de Sonora, México.

Dr. Jorge D. Etchevers Barra

Colegio de Postgraduados, México.

Dr. Jorge Herrera Silveira

Instituto Politécnico Nacional, México.

Dra. Leticia Merino Pérez

Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Dra. Mariela Fuentes Ponce

Universidad Autónoma Metropolitana, México.

Consejo Editorial

Dr. Mario G. Manzano Camarillo

Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México.

Dr. Omar R. Masera Cerutti

Universidad Nacional Autónoma de México, México.

Dr. Oscar L. Briones Villarreal

Instituto de Ecología, A.C., México.

Dr. Ramón Sosa Ávalos

Universidad de Colima, México.

Dr. Tulio Arredondo Moreno

Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., México.

Dr. Christian Prat

Institut de Recherche pour le Développement, Francia.

Dr. Juan F. Gallardo Lancho

Consejo Superior de Investigación Científica, España.

Dr. Rodrigo Vargas

University of Delaware, U.S.A.

Dr. Werner Kurz

Canadian Forest Service, Canadá.

Índice de Autores

Fernando Paz Pellat
GRENASER, Colegio de Postgraduados.
Montecillo, Estado de México, México.

El Programa Mexicano del Carbono (PMC) respalda iniciativas enfocadas al fortalecimiento de los mercados del carbono, que permitan su implementación en términos de equidad y transparencia. Al respecto, la Iniciativa del Banco Mexicano del Carbono y sus elementos constitutivos, es un primer paso en la implementación de una estrategia alternativa alineada con los objetivos del PMC. Dicha iniciativa busca que los mercados del carbono funcionen como un banco, con ahorros y préstamos de carbono, bajo un esquema virtual que permita su fácil implementación, pero sujeto a mecanismos anuales de verificación y pagos por la conservación del carbono, mediante el uso del enfoque de toneladas por año.

Los fundamentos del Banco Mexicano del Carbono, son los derechos del carbono asociados a esquemas de no deforestar y no degradar bosques, lo cual es equivalente a la conservación de los bosques, si se considera la doble negación implicada en los esquemas. Por lo tanto, la conservación de los almacenes de los bosques permite un enfoque simple de implementar en los mercados del carbono.

El monitoreo comunitario permite la participación activa de los productores en el proceso de medición/monitoreo, reporte y verificación (MRV), con lo que se reducen los costos y se facilitan los procesos de gobernanza y apropiación de los mecanismos de los mercados del carbono. El uso de mediciones semi-cuantitativas, e indirectas, permite el manejo de la incertidumbre en forma apropiada, sin pérdida de información.

La implementación de sistemas MRV de la iniciativa del Banco Mexicano del Carbono, acoplados a la información a utilizarse, así como su monitoreo, permite esquemas simplificados para reducir los costos asociados a estas tareas.

Finalmente, el uso de MEJICO como un modelo para la dinámica de los almacenes de carbono (biomasa aérea viva, biomasa subterránea viva, mantillo, material leñoso caído, biomasa muerta, etc.), su respuesta hidrológica y de diversidad vegetal, lo constituye como una herramienta importante para evaluar cambios de uso del suelo y manejo.

Contenido

Iniciativa del banco mexicano del carbono: elementos constitutivos y rasgos principales <i>Fernando Paz Pellat</i>	1
Derechos del carbono y servicios ambientales: la doble negociación <i>Fernando Paz Pellat</i>	13
Monitoreo comunitario semicuantitativo: integración de datos blandos y duros <i>Fernando Paz Pellat</i>	21
Sistema de medición/monitoreo, reporte y verificación (MRV) asociado al banco mexicano del carbono: rasgos principales <i>Fernando Paz Pellat</i>	53
Modelo de estados y transiciones jerárquicos integrados y multiescalares del carbono y otros componentes (MEJICO) <i>Fernando Paz Pellat.</i>	69

INICIATIVA DEL BANCO MEXICANO DEL CARBONO: ELEMENTOS CONSTITUTIVOS Y RASGOS PRINCIPALES

MEXICAN CARBON BANK INITIATIVE: CONSTITUENT ELEMENTS AND MAIN FEATURES

Fernando Paz-Pellat^{1‡}

¹Programa Mexicano del Carbono y Colegio de Postgraduados, *Campus Montecillo*. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

[‡]Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

RESUMEN

El sector agricultura, forestería y otros usos del suelo (AFOLU por sus siglas en inglés) presenta barreras para su integración en los mercados del carbono, principalmente con relación a la permanencia de los almacenes de carbono o a la reducción de emisiones de gases efecto invernadero (GEI). En el contexto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), el mecanismo REDD+ (reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal evitada más conservación e incremento de los almacenes de carbono y manejo forestal sustentable) ha generado resultados pobres. Los mecanismos basados en flujos (reducción de emisiones GEI) requieren plantearse en términos de líneas base, de fugas y adicionalidad, hipotéticos, además de requerimiento de permanencias de largo plazo o a perpetuidad, haciendo compleja su implementación. Una alternativa es el concepto de conservar los almacenes de carbono y pagar por los servicios ambientales que generan los ecosistemas que almacenan dicho carbono. En este trabajo se analizan los diferentes mecanismos de créditos temporales existentes, enfatizando sus limitaciones. Con base en la revisión realizada, se propone la iniciativa del Banco Mexicano del Carbono como una estrategia costo-efectiva y eficiente para el mercado del carbono temporal, asociado al sector AFOLU. Al final se discuten los elementos constitutivos de la iniciativa y sus rasgos principales.

Palabras clave: Sector AFOLU; REDD+; almacenes-flujos; almacenes y servicios ambientales; renta del carbono; sistema ahorros-rentas.

ABSTRACT

The agriculture, forestry and other land use (AFOLU) sector has barriers to its integration in carbon markets, mainly in regards to the permanence of carbon stocks or the reduction of greenhouse gas emissions (GHG). In the context of the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), the REDD+ (reduction of emissions due to avoided deforestation and forest degradation plus conservation and enhancement of carbon stocks and sustainable forest management) mechanism has generated poor results. Mechanisms based on flows (reduction of GHG emissions) need to be considered in terms of hypothetical baselines, leaks and additionality, in addition to the requirement of long-term permanence or in perpetuity, making their implementation complex. An alternative is the concept of conserving carbon stocks and payments for the environmental services that ecosystems generate because of carbon storage. In this paper, the different existing temporary credit mechanisms are analyzed, emphasizing their limitations. Based on the review carried out, the Mexican Carbon Bank initiative is proposed as a cost-effective and efficient strategy for temporary carbon markets associated with the AFOLU sector. At the end, the constituent elements of the initiative and its main features are discussed.

Keywords: AFOLU sector, REDD+, stocks-flows, stocks and environmental services, carbon renting, savings-renting system.

INTRODUCCIÓN

En el contexto de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) las contribuciones de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) del sector Agricultura, Forestería y Otros Usos del Suelo (AFOLU, por sus siglas en inglés) son importantes en el cambio climático (Smith *et al.*, 2014), por lo que su mitigación es prioritaria. La incorporación del sector AFOLU, principalmente los bosques, se planteó inicialmente por Nueva Guinea y Costa Rica (UNFCCC, 2005), con la finalidad de evitar las emisiones de GEI por deforestación evitada (RED) (Humphreys, 2008). Posteriormente, en el denominado Plan de Acción de Bali (UNFCCC, 2007) se consideró la incorporación de la degradación forestal, además de la deforestación (REDD), en las negociaciones de las Conferencias de las Partes (COPs, por sus siglas en Inglés). Finalmente, en la COP de Poznan (UNFCCC, 2009) se agregó un signo más a REDD (REDD+), para denotar la “reducción de emisiones de la deforestación y degradación forestal, así como el papel de la conservación, el manejo forestal sostenible y la mejora de los almacenes de carbono forestal en los países en desarrollo”, aun cuando se ha discutido el significado de + en el mecanismo (Lee *et al.*, 2018). La conservación, e incremento de los almacenes de carbono, ha sido criticada como perjudicial (manejo de granjas de carbono) a la biodiversidad (Putz and Redford, 2009); sin embargo, la respuesta a estas críticas (Edwards *et al.*, 2010) la constituyen los servicios ecosistémicos y biodiversidad de la restauración de los bosques, como una oportunidad para combinarlos con el desarrollo comunitario y participativo (Chazdon, 2008).

El mecanismo REDD+ es utilizado como referencia para el sector AFOLU, aunque la discusión puede ampliarse a otros conceptos, sin pérdida de generalidad. Se han analizado los diferentes modelos de REDD, así como la definición de líneas base en el contexto de “dilemas de los comunes” (Angelsen, 2008), pero la implementación del mecanismo ha sido lenta. Angelsen *et al.* (2021) muestran que los resultados obtenidos han sido magros, con relación a pagos por resultados, orientados a proyectos y no a políticas públicas y con amplias discusiones con relación a salvaguardas y co-beneficios, en vez de usarlos como restricciones o incentivos adicionales. Las opciones de financiamiento de REDD+ se han discutido (Karsenty *et al.*, 2012) en los casos en los que los mercados voluntarios predominan por falta de definiciones operativas en los mercados regulados.

La implementación del mecanismo REDD+ y su extensión al sector AFOLU requiere de desarrollos para eliminar las barreras (línea base, adicionalidad, fugas y permanencia) para su implementación (Moura Costa, 2009). En especial, se ha discutido ampliamente el requerimiento de permanencia en el tiempo de las reducciones de emisiones, ya que en un proyecto forestal puede haber cambios a futuro que provoquen la remoción del bosque. La argumentación para este requerimiento es que un proyecto de energía fósil se considera permanente al reducir las emisiones de GEI. Este argumento ha sido cuestionado, ya que, por ejemplo, la decisión de uso de energía limpia pospone la decisión de emisión, aunque posteriormente es posible emitir GEI al extraer combustibles fósiles (Noble *et al.*, 2000; Skutsch y Trines, 2010; Skutsch y de Jong, 2010), por lo que el sector energía debe considerarse como similar al sector AFOLU con relación a la permanencia de las reducciones. El establecimiento de una línea base en REDD+ representa un escenario hipotético para evaluar las reducciones, por lo que es necesario el uso de diferentes mecanismos o contratos de compensación por los pagos de reducciones permanentes (Dutzchke y Angelsen, 2008; Coleman, 2011).

El objetivo de este trabajo fue, plantear la introducción de un mecanismo financiero, iniciativa del Programa Mexicano del Carbono, que reduzca o elimine las barreras para la implementación de mecanismos tipo REDD+, o similares, en el sector AFOLU, particularmente un banco de carbono orientado a ahorros-prestamos de carbono.

SISTEMAS DE DISTRIBUCIÓN DE BENEFICIOS

Principales sistemas de distribución de beneficios a escala de países

En la literatura se proponen múltiples sistemas de distribución de beneficios entre países, por evitar emisiones por deforestación y degradación forestal, por lo que en lo siguiente se examinan los principales, dentro del contexto del análisis de sistemas innovadores.

El sistema de compensación por reducción de emisiones propuesto por Santilli *et al.* (2005) busca otorgar pagos de reducciones GEI en función de la historia y compromiso para estabilizar o reducir emisiones a futuro, favoreciendo a los emisores altos. Este sistema se modificó posteriormente para pago a emisores bajos (Mollicone *et al.*, 2007; Strassburg *et*

al., 2008, 2009). El hecho de realizar pagos a países altamente emisores genera incentivos perversos (Moura Costa, 2009), ya que a mayor deforestación y degradación forestal (DD), mayores son los pagos para evitar estas prácticas. Adicionalmente, el concepto de “premiar” por evitar el impacto ambiental negativo (generalmente no permitido en las leyes) implica pagos por cambios de actitud, en lugar de compensar por proveer un bien o servicio público (Moura Costa, 2009).

El concepto de reducir emisiones implica requisitos tales como la adicionalidad (que las acciones sean adicionales a obligaciones o *status quo*), la permanencia (no revertir la reducción de emisiones en el futuro), las fugas (traslado de la reducción a otros sitios para emitirlas) y el establecimiento de una línea base hipotética para evaluar las reducciones. El requerimiento de permanencia (largo plazo o a perpetuidad) genera un tipo de colonialismo de los bosques (Cullet y Kameri Mbote, 1998), con problemas relacionados con la soberanía de los países para decidir sobre sus usos del suelo.

El sistema almacenes-flujos (The Woods Hole Research Center and The Institute for Environmental Research in Amazonia, 2008a, b; Cattaneo, 2009), incluyendo el de bonos para premiar a países exitosos en las metas de reducción (Cattaneo, 2010), considera que el carbono almacenado en los bosques es un activo que debe generar retornos (dividendos) en el tiempo, mientras que los flujos que salen de los almacenes son una forma de depreciación del activo y los flujos que se integran a los almacenes, son inversiones. En este sistema, los países compensan a los proveedores por evitar la depreciación del capital de los almacenes y les paga dividendos, obtenidos de los pagos por reducción de emisiones por DD (Cattaneo, 2009). De esta forma, los países reciben pagos por emisiones evitadas y pagos de dividendos por conservar los almacenes de carbono.

Para facilitar la implementación de “abajo hacia arriba” (de proyectos a la contabilidad nacional), se ha propuesto el concepto de anidamientos en REDD (Pedroni *et al.*, 2009) como un esquema de armonización de las líneas base y sistemas de medición/monitoreo, reporte y verificación (MRV), para obtener metas anidadas a diferentes escalas de intervención. Lee *et al.* (2018) analizan las lecciones aprendidas del enfoque anidado en REDD+. Un caso estudio relevante del sistema de almacenes-flujos y enfoque anidado entre los estados y el gobierno nacional es el de la Amazonia en Brasil (Fearnside, 2012; GCF, 2014; Lee *et al.*, 2018).

La conservación de los almacenes de carbono constituye un sistema alternativo (Moura Costa, 1996; Fearnside, 1997, 2008; Moura Costa, 2009), con pagos por el arrendamiento anual (*leasing*) de los almacenes (Moura Costa, 1996, 2009) o pago de un porcentaje anual del valor de los almacenes, similar a los pagos de interés que se ganan en una cuenta de ahorro de los bancos (Fearnside, 1997, 2008). La conservación de almacenes de carbono puede asociarse al pago de servicios ambientales o ecosistémicos (se utilizan como sinónimos en este trabajo), tales como almacenamiento de carbono y recarga de agua, así como el mantenimiento de la biodiversidad (Fearnside, 1997, 2008), de tal manera que los bosques que están en peligro de deforestación son compensados y los bosques que no lo están (sitios remotos) no reciben compensaciones.

El sistema de conservación de almacenes evita el problema de incentivos perversos (compensa a países que conservan sus bosques) y los asociados a la soberanía (obligación anual, no a largo plazo), en donde las barreras de implementación como adicionalidad, permanencia, fugas y líneas base no son relevantes, premiando la provisión de bienes o servicios ecosistémicos públicos, además de crear un costo de oportunidad para los bosques (más allá de usos alternativos) y facilitar la implementación del enfoque anidado multi-escala (Moura Costa, 2009). En lo general, los pagos recibidos por la conservación de los almacenes de carbono son de tipo anual (*ex post*; es decir, al final del año), a diferencia de pagos temporales con descuentos (Prior *et al.*, 2007).

Mecanismos financieros para el manejo de la no permanencia

La permanencia de las reducciones de emisiones del sector AFOLU son el principal inconveniente para los mercados del carbono, en comparación de las reducciones permanentes de otros sectores (energía, residuos, etc.).

Los pagos temporales por CER (créditos por emisiones reducidas) fueron propuestos por el Gobierno de Colombia (UNFCCC, 2000; Blanco y Forner, 2000), como respuesta al problema de la permanencia de las reducciones de emisiones. Los CER temporales (tCER) con tiempos de expiración, o mecanismos similares, generan pagos menores a los créditos permanentes por incorporar tasa de descuento por los riesgos asociados a las reversiones. Así, es posible evaluar diferentes perspectivas y riesgos asociados a los contratos (Feng

et al., 2002; Herzog *et al.*, 2002; Chomitz y Lecoq, 2003; Marechal y Hecq, 2006; Kim *et al.*, 2008; van Kooten, 2008; Sohngen y Sukwon, 2008; Hediger, 2009).

El punto más crítico, relacionado con la permanencia, es la responsabilidad (obligación) del cumplimiento de esta condición (Sedjo *et al.*, 2001; Sedjo y Marland, 2003), por lo que se han elaborado varias propuestas para este fin (Dutschke y Angelsen, 2008). Con relación a la temporalidad del secuestro de carbono o reducción de emisiones, se encuentran entre los principales mecanismos: ton-años, costo social del carbono y renta del carbono.

Mecanismo de ton-años

El enfoque de ton-años (Moura Costa y Wilson, 2000; Watson *et al.*, 2000) consiste en estimar el potencial de calentamiento global absoluto (AGWP, por sus siglas en Inglés) de 1 ton de CO₂ en la atmósfera. El AGWP puede estimarse de:

$$AGWP(CO_2) = \int_0^{TH} a_x [CO_2(t)] dt \quad (1)$$

donde TH es el horizonte de tiempo considerado, a_x es el forzamiento radiativo relacionado con el clima,

debido al incremento de una unidad de cambio en la concentración atmosférica de CO₂ y, CO₂(t) es el decremento temporal de la abundancia de un pulso de CO₂ emitido (Houghton *et al.*, 1994). Para la función CO₂(t), Moura Costa utilizó una versión simplificada del modelo de Bern (Houghton *et al.*, 1994), la cual se revisó usando una versión mejorada del modelo de Bern (Joos *et al.*, 1996):

$$F[CO_2(t)] = 0.17560 + 0.137467 \exp\left(-\frac{t}{421.093}\right) + 0.185762 \exp\left(-\frac{t}{70.5965}\right) + 0.242302 \exp\left(-\frac{t}{21.4263}\right) + 0.258868 \exp\left(-\frac{t}{3.41539}\right) \quad (2)$$

En la Figura 1a se muestra el pulso de emisiones de 1 t CO₂ con respecto al tiempo y un horizonte de tiempo de 100 años. Considerando $a_x = 1$, sin pérdida de generalidad, AGWP es la integral de la función de CO₂(t), por lo se puede evaluar para el periodo comprendido entre 0 y 100 años, generando aproximadamente 46 ton-años, lo cual es equivalente al secuestro de carbono biótico (1 t) por un periodo de 46 años (Figura 1).

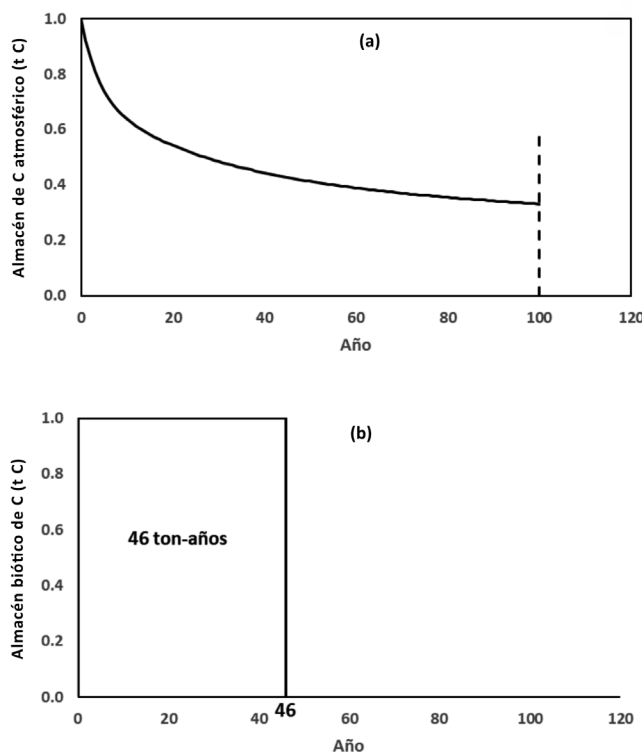


Figura 1. (a) Pulso de 1 t CO₂ hacia a la atmósfera de acuerdo con el modelo de Bern y (b) ton-años equivalentes a la integral del área bajo el pulso emitido a la atmósfera.

Los 46 años son el tiempo equivalente (t_e) del efecto del pulso emitido, bajo el supuesto de no emitir 1 t CO₂ de un almacén biótico. Un factor para hacer equivalentes los créditos temporales y los permanentes (100 años) es definir el factor de equivalencia o f_e ($f_e = 1/t_e = 1/46 = 0.0217$), por lo que los pagos por no emitir 1 t CO₂ durante un año serán el 2.17 % (tasa de descuento) del valor del costo total de una reducción permanente. El uso de un horizonte de tiempo de 100 años ha sido justificado por Fearnside (2002a) y es parte de muchos protocolos actuales de secuestro de carbono y reducción de emisiones GEI.

Lashof y Hare (1999) argumentan en contra del uso de los mecanismos para considerar las reducciones de emisiones del sector forestal, aduciendo que éstas pueden liberarse en forma posterior, empeorando los efectos climáticos. Fearnside (1999) discute en contra, aclarando que la preocupación solo es aplicable a plantaciones forestales. Asimismo, Korhonen *et*

al. (2002) mencionan que el mecanismo de ton-años malgasta recursos para lograr los objetivos de estabilización climática, entre otros, en donde solo el secuestro permanente es significativo. No obstante esta visión, los beneficios del secuestro temporal de carbono han sido sólidamente establecidos, a partir de diferentes argumentos (Chomitz, 1998, 2000; Marland *et al.*, 2001b; Marshall y Kelly, 2010).

Watson *et al.* (2000) introdujeron el modelo de Lashof para la contabilidad de ton-años. La Figura 2a muestra la situación discutida en Moura Costa y Wilson (2002) y planteada por Lashof, en donde 1 t CO₂ se emite después del periodo de 46 años, provocando emisiones (área bajo la curva) equivalentes a 29 ton-años (Figura 2b), por lo que los beneficios serán de 19 ton-años ($46 - 29 = 17$). De esta manera, el beneficio total en 100 años es 37% ($17/46$) del esperado y los pagos anuales deben ajustarse en forma correspondiente.

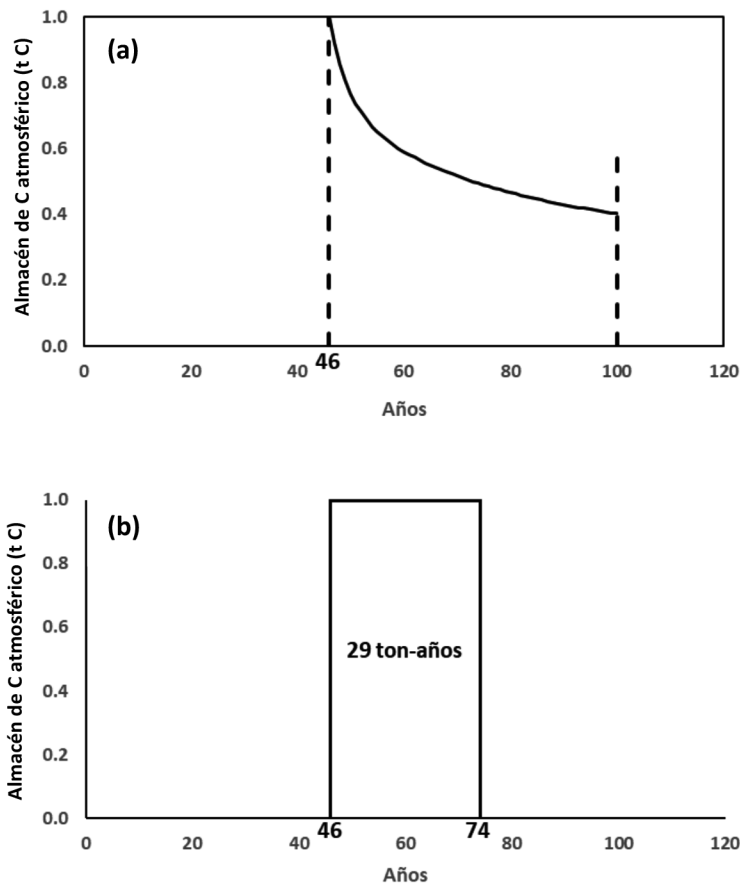


Figura 2. (a) Pulso de 1 t CO₂ hacia a la atmósfera emitido después de 46 años, de acuerdo con el modelo de Bern y (b) ton-años equivalentes a la integral del área bajo el pulso emitido a la atmósfera.

En las discusiones anteriores se ha utilizado una tasa de descuento (t_d) de cero para el carbono. Varios autores proponen el uso de t_d mayores que cero para modelar situaciones de preferencias en el tiempo, de las decisiones de reducir emisiones o secuestrar carbono (Fearnside, 1997, 2000, 2002a, b; Marshall y Kelly, 2010), bajo la consideración de una preferencia temporal es inevitable en la toma de decisiones. En el mecanismo de ton-años de Moura Costa (2000) se utilizó un horizonte de tiempo de 100 años y una $t_d = 0$, lo cual es equivalente al uso de un horizonte de tiempo de 1 000 años del modelo de Bern y una $t_d = 0.9\%$ (Fearnside *et al.*, 2000). Para un horizonte de tiempo de 100 años, el uso de una $t_d = 1\%$ define $t_c = 32$ ton-años ($f_c = 1/32 = 0.03125$) (Fearnside, 2002b). Con el uso de un modelo que asigna pesos a los intereses (daños) de diferentes generaciones, se obtiene $t_c = 31$ ton-años ($f_c = 1/31 = 0.03226$) (Fearnside, 2002b). Los datos anteriores presentan t_d que van de 0.9% a 3.2%.

Mecanismo del costo social del carbono

El costo social del carbono (CSC) es un estimado de los daños económicos que resultarían de emitir 1 ton de GEI a la atmósfera (Rennert y Kingdom, 2019), lo cual puede plantearse como valor en dinero o tasa de descuento (Johnson y Hope, 2012). El almacenamiento temporal de carbono asociado al CSC muestra beneficios a la sociedad (Marshall y Kelly, 2010). Hay diferentes estimaciones del CSC que van de $t_d = 1.4\%$ (Stern, 2007), $t_d = 2.4\%$ (IPCC, 2007), $t_d = 3\%$ (U.S. Government Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, 2010; Wang *et al.*, 2019).

Mecanismo de renta del carbono

Los esquemas utilizados para asegurar el cumplimiento de los acuerdos de arreglos temporales de créditos de carbono se concentran en la responsabilidad sobre la permanencia de los almacenes de carbono (Sedjo *et al.*, 2001), la cual puede formularse en términos de reservas (*buffers*), seguros o expiración de los créditos (Subak, 2003). Así, por ejemplo, la propuesta colombiana de créditos temporales (UNFCCC, 2000) se ha replanteado como un mecanismo de renta de carbono, sin el problema de expiración, pudiéndose renovar sin restricciones (Marland *et al.*, 2001). El uso de reservas implica costos de oportunidad considerables (UNEP Finance Initiative, 2008), por lo que se han propuestos esquemas de seguros que van de proteger los riesgos de fugas, permanencia y adicionalidad (van Oosterzee *et al.*, 2012), hasta solo la permanencia

(Wong Leung y Dutschke, 2003; Subak, 2003; Dutschke y Angelsen, 2008). Los seguros implican mecanismos de transferencia de riesgos (reaseguros) y no de remoción, por lo que están sujetos a condiciones para su operación (Wong Leung y Dutschke, 2003; Dutschke y Angelsen, 2008; UNEP Financial Initiative, 2008), incluyendo riesgos morales y de selección adversa (Wong Leung y Dutschke, 2003).

La renta (*renting*) del almacén de carbono se ha propuesto como un mecanismo para créditos temporales (Sedjo *et al.*, 2001; Marland *et al.*, 2001a; Sedjo y Marland, 2003) que se comportan como “fracciones de permanencia” en la duración de los contratos de renta (Dutschke, 2002). La renta anual de carbono se comporta como un sistema de crédito/débito simétrico, a diferencia del mecanismo de ton-años. La determinación de la tasa de interés o $t_i (= t_d)$ de las rentas anuales se establece con procedimientos estándar de los mercados de capital: precio del crédito permanente, costos de implementación y tasa de descuento (Marland *et al.*, 2001a, b).

Bajo el esquema de rentas anuales, los servicios suministrados por los bosques pueden conceptualizarse como pagos por servicios ecosistémicos o ambientales y conservación de la biodiversidad (Fearnside, 1997, 2008). En el caso de México, los pagos por servicios ambientales (PSA) se discuten en FAO (2013). Con el uso de la definición de PSA orientada a mercados (Wunder, 2007), los análisis realizados a los PSA en México se comportan como subsidios (Shapiro Garza, 2013), donde éstos han tenido poco impacto en la reducción de las tasas de deforestación, ya que muchos pagos se realizan en áreas sin riesgo de deforestación (García Romero, 2012).

INICIATIVA DEL BANCO MEXICANO DEL CARBONO

La utilización de un sistema de créditos temporales a través de un Banco del Carbono ha sido propuesta por Esuola y Weersink (2006) considerando periodos de cinco años, así como por Bigsby (2009a, b), quien propone periodos anuales. Un Banco del Carbono es similar en su funcionamiento a un banco comercial, en el que los dueños del carbono lo depositan en una cuenta de ahorros que genera intereses y el banco lo presta (renta) a los compradores a cambio de un pago (tasa de interés). La moneda en uso del banco es el carbono, no dinero. García Barrios *et al.* (2012) propusieron un modelo de Banco del Carbono para

Guatemala, sin que se haya implementado. Adicional al concepto de Banco del Carbono, se han planteado bancos para la gestión de riesgos de volatilidad de los precios de los mercados del carbono (Sustainable Prosperity, 2012) y para esquemas de financiamientos de proyectos de agricultura y forestería para el mercado voluntario (AGree, 2020; FACA, 2020). El banco funciona como un agregador de carbono de diferentes

fuentes (Figura 3), para igualar la oferta y la demanda, con oferta > demanda como esquema de seguridad en los contratos de renta y operación eficiente del banco. Las moléculas de CO₂ son intercambiables entre sí, a lo que se denomina sostenibilidad débil (Biggsby, 2012), a diferencia de la sostenibilidad fuerte, que consiste en el aseguramiento de un recurso de carbono específico.

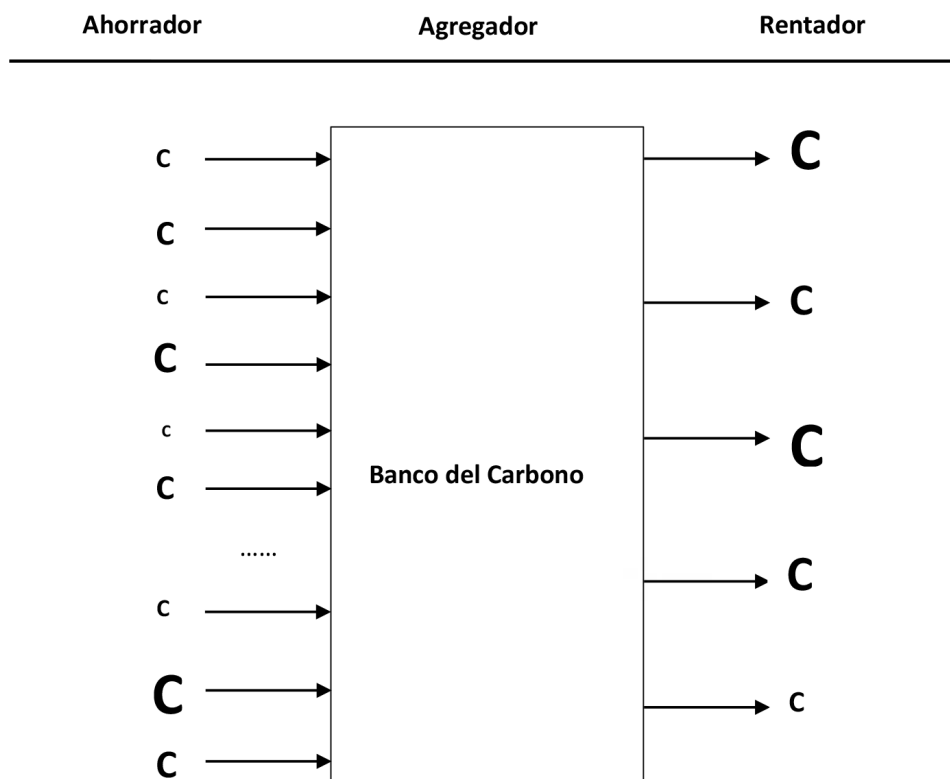


Figura 3. Concepto de un Banco del Carbono.

Elementos del Banco del Carbono

- (a) Los pagos corresponden a servicios ecosistémicos o ambientales, por conservar los almacenes, no a flujos. El concepto de no deforestar ni degradar, se usa como sinónimo de conservar e incrementar almacenes.
- (b) Los servicios ambientales, a considerar inicialmente, serán el almacenamiento de carbono y la recarga de agua subterránea, más la conservación/incremento de la biodiversidad. Los pagos serán por solo

- conservación de los almacenes de carbono, o asociados a carbono “premium”, con servicios ambientales hidrológicos y de biodiversidad.
- (c) Los pagos por carbono estarán orientados solamente a sitios con riesgo de deforestación o degradación forestal y no se harán pagos a sitios localizados en áreas sin riesgo de perturbaciones antropogénicas. Inicialmente solo se considera la cercanía a asentamientos humanos, vías de comunicación,

agricultura y zonas con deforestación/degradación forestal como medida de riesgos.

- (d) Toda persona física o moral con derechos sobre los almacenes de carbono es candidato al uso del Banco del Carbono, requiriéndose solo la presentación de los documentos probatorios.
- (e) El uso del Banco del Carbono es voluntario, pudiendo retirarse en cualquier tiempo que se decida. En el caso de contratos en proceso (anual), el retiro del carbono tendrá una penalización (descuento en próximos contratos) por incumplimiento.
- (f) Los contratos asociados al esquema ahorros-rentas es renovable en forma anual, hasta un horizonte de tiempo por establecer.
- (g) En el caso de incrementos de los almacenes de carbono transcurrido el año del contrato, no se considerarán (enfoque conservador), aun cuando pueden tomarse en cuenta en la renovación del contrato.
- (h) El depósito de carbono en el banco no requiere que el dueño lo tenga en existencia en el tiempo de depósito, mientras esté certificado por alguna autoridad con el potencial de hacerlo, tal como un instituto o dependencia forestal o ambiental.
- (i) La propiedad del carbono es del dueño/poseedor o quien tenga los derechos de los almacenes y no del que lo renta (diferencia entre renta y arrendamiento). Los derechos de los créditos (servicios ambientales) le pertenecen a quien lo renta.
- (j) Con el depósito de los almacenes de carbono de un sitio específico, el depositante recibirá un pago anual determinado (renta anual asociada a una tasa de interés o descuento). El pago se hará al vencer el año, a partir de la fecha de depósito del carbono.
- (k) El que renta el carbono (pagos *ex post*) posee los

derechos del carbono almacenado al momento de realizar el pago de los intereses correspondientes.

- (l) El Banco del Carbono cobra una pequeña comisión (alrededor del 10 %) por la administración, medición/monitoreo, reporte y verificación (pagos por carbono depositado < rentas recibidas por carbono depositado).
- (m) El sistema de medición/monitoreo, reporte y verificación (MRV) será un esquema híbrido, realizado por las propias comunidades o dueños, con derechos de los almacenes de carbono y monitoreo tipo profesional, con un enfoque de conservación de la incertidumbre de cada fuente.
- (n) En una primera etapa de la operación del Banco del Carbono solo se enfocará al sector AFOLU y la permanencia temporal de los almacenes de carbono. Posteriormente se incluirán contratos de créditos permanentes.
- (o) Las unidades de carbono serán en términos de $t\text{CO}_{2\text{eq}}$ por lo que no solo se considerará el gas CO_2 como referencia.

COMENTARIOS FINALES

La discusión de los diferentes elementos constitutivos de la iniciativa del Programa Mexicano del Carbono de establecer un Banco Mexicano del Carbono, establece las bases para una primera aproximación a una estrategia de implementación de mecanismos alternativos de mercados voluntarios, asociados al mercado privado nacional, bajo enfoques de costo-efectividad y eficiencia.

RECONOCIMIENTO

El autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo a través del FORDECYT-PRONACES para realizar este trabajo mediante el financiamiento al proyecto 319069 “Resiliencia y estabilidad socioecológica de la cafecultura mexicana bajo sombra: hacia nuevos paradigmas”

LITERATURA CITADA

- AGree. 2021. USDA National Climate Bank – Concept Note. Washington, DC
- Angelsen, A., C. Martius, V. de Sy, A. E. Duchelle, A. M. Larson and P. T. Thuy (eds.). 2021. REDD+: La Transformación. Lecciones y Nuevas Direcciones. CIFOR. Bogor, Indonesia.
- Angelsen, A. 2008. REDD models and baselines. *International Forestry Review* 10:465-474.
- Bigsby, H. 2009a. Carbon banking: creating flexibility for forest owners. *Forest Ecology and Management* 257:378-383.
- Bigsby, H. 2009b. Making carbon markets work for small forest owners. *NZ Journal of Forestry* 54:31-37.
- Bigsby, H. 2012. The case of weak sequestration. *Journal of Forest Economics* 18:1-2.
- Blanco, J. and C. Forner. 2000. Special considerations regarding the “Expiring CERs” proposal. *In: J. Blanco and C. Forner (eds.). International Forum on Enhancement on Japan’s Private Sector’s Overseas Re-Afforestation Cooperation. Ministerio del Medio Ambiente de Colombia. Bogota, Colombia.*
- Cattaneo, A. 2009. A Revised Stock-Flow Mechanism to Distribute REDD Incentive Payments Across Countries. The Woods Hole Research Center.
- Cattaneo, A. 2010. Incentives to reduce emissions from deforestation: a stock-flow approach with target reductions. pp. 93-120. *In: V. Bosetti and F. Lubowski (eds.). Deforestation and Climate Change: Reducing Carbon Emissions from Deforestation and Forest Degradation. Edward Elgar Publishing. Cheltenham, UK.*
- Chazdon, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science* 320:1458-1460.
- Chomitz, K. M. 1998. The Permanence and Duration Issue in Carbon Offsets Based on Sequestration. World Bank. New York.
- Chomitz, K. M. 2000. Evaluation Carbon Offsets from Forestry and Energy Projects: How do They Compare? World Bank Policy Research Working Paper 2357. New York 25 p.
- Chomitz, K. M. and F. Lecocq. 2003. Temporary Sequestration Credits an Instrument for Carbon Bears. World Bank Policy Research Working Paper 3181. New York.
- Coleman, A. 2011. Financial Contracts and the Management of Carbon Emissions in Small Scale Plantation Forests. Motu Working Paper 11-04. Motu Economics and Public Policy Research. Wellington, New Zealand.
- Cullet, P. and P. Kameri Mbote. 1998. Joint implementation and forestry projects: conceptual and operational fallacies. *J. Int. Affairs* 74:393-408.
- Dutschke, M. 2002. Fractions of permanence – squaring the cycle of sink carbon accounting. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 7:381-402.
- Dutschke, M. and A. Angelsen. 2008. Chapter 8: How do We Ensure Permanence and Assign Liability? pp. 77-86. *In: A. Angelsen (ed.). Moving Ahead with REDD: Issues, Options and Implications. CIFOR. Bogor, Indonesia.*
- Edwards, D. P., B. Fisher and E. Boyd. 2010. Protecting Degraded Rainforests: Enhancement of Forest Carbon Stocks Under REDD+. *Conservation Letters* 3:313-316.
- Esuola, A. G. and A. Weersink. 2006. Carbon Banks: an efficient means to exchange sequestered carbon. *J. Environ. Qual.* 35:1525-1532.
- FACA. 2020. Food and Agriculture Climate Alliance Carbon Bank Recommendations. Food and Agriculture Climate Alliance.
- FAO. 2013. Forest Conservation in Mexico, Ten Years of Payments for Ecosystem Services. Case Studies on Remuneration of Positive Externalities (RPE)/Payments for Environmental Services (PES. Prepared for the Multi-stakeholder dialogue. 12-13 September 2013. FAO. Rome, Italy.
- Fearnside, P. M. 1997. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics* 20:53-70.
- Fearnside, P. M. 1999. The Potential of Brazil’s Forest Sector for Mitigating Global Warming Under the Kyoto Protocol’s “Clean Development Mechanism”. pp. 634-646. *In: J. D. Kinsman, C. V. Mathai, M. Baer, E. Holt and M. Trexler (eds.). Global Climate Change Science, Policy and Mitigation/Adaptation Strategies. Proceedings of the Second International Specialty Conference. Washington, DC. 13-15 October 1998. Sewickley, Pennsylvania. Air and Waste Management Association (AWMA).*
- Fearnside, P. M. 2002a. Why a 100-year horizon should be used for global warming mitigation calculations. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 7:19-30.
- Fearnside, P. M. 2002b. Time preference in global warming calculations: a proposal for a unified index. *Ecological Economics* 41:21-31.
- Fearnside, P. M. 2008. Amazon forest management as a source of environmental services. *Anais da Academia Brasileira de Ciencias* 80:101-114.
- Fearnside, P. M. 2012. The theoretical battlefield: accounting for the carbon benefits of maintaining Brazil’s Amazon Forest. *Carbon Management* 3:145-158.
- Fearnside, P. M., D. A. Lashof and P. Moura Costa. 2000. accounting for time in mitigation global warming through land-use change and forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5:239-270.
- Feng, H., J. Zhao and C. L. Kling. 2002. The time path and implementation of carbon sequestration. *Am. J. Agr. Econ.* 84:134-149.

- García Barrios, H. Bigsby and G. Kerr. 2012. Small Forests Owners and Environmental Sustainability in Guatemala: The Potential of the Carbon Banking Approach. Paper presented at the 2012 NZARES Conference. Tahuna Conference Centre, Nelson, New Zealand. August 30-31, 2012.
- García Romero, H. 2012. Payments for Environmental Services: Can They Work? The Case of Mexico. Field Actions Science Reports <http://factsreports.revues.org/1711>.
- GCF. 2014. Contributions to the National REDD+ Strategy: A Proposal for Allocation Between States and The Union. 2nd Edition Revised and Updated. Governors' Climate and Forests Task Force. IDESAM. Manaus, Brazil.
- Hediger, W. 2009. The Non-Permanence of Optimal Soil Carbon Sequestration. The 83rd Annual Conference of the Agricultural Economics Society 32 p.
- Herzog, H., K. Cladeira and J. Reilly. 2002. An Issue of Permanence: Assessing the Effectiveness of Temporary Carbon Storage. Report No. 92. MIT Joint Program on the Science and Policy of Global Change. Cambridge, MA 15 p.
- Houghton, J. T., L. G. Meira Filho, J. Bruce, L. Hoesung, B. A. Callander, F. Haites, N. Harris and K. Maskell (eds.). 1994. Climate Change 1994: Radiative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the 1992 IS92 Emissions Scenario. Cambridge University Press. Cambridge, UK 339 p.
- Humphreys, D. 2008. The politics of 'Avoided Deforestation': historical context and contemporary issues. *International Forestry Review* 10:433-442.
- IPCC. 2007. Fourth Assessment Report_ Climate Change 2007 Synthesis Report. Geneva.
- Johnson, L. T. and C. Hope. 2012. The social cost of carbon in U.S. regulatory impact analyses: an introduction and critique. *J. Environ. Stu. Sci.* doi:10.1007/s13412-012-0087-7.
- Joos, F., M. Bruno, R. Fink, T. F. Stocker, U. Siegenthaler, C. Le Quéré, and J. L. Sarmiento. 1996. An Efficient and Accurate Representation of Complex Oceanic and Biospheric Models of Anthropogenic Carbon Uptake. *Tellus* 48B:397-417.
- Karsenty, A., N. Tulyasuwan, Global Witness and D. E. de Blas. 2012. Financing options to support REDD+ activities, based on a review of the literature. Report for the European Commission. D.G, Climate Action. CIRAD. Paris, France.
- Kim, M. K., B. A. McCarl and B. C. Murray. 2008. Permanence discounting for land-based carbon sequestration. *Ecological Economics* 64:763-769.
- Korhonen, R., K. Pingoud, I. Savolainen and R. Matthews. 2002. The role of carbon sequestration and the tone-year approach in fulfilling the objective of climate convention. *Environ. Sci. Pol.* 5:429-441.
- Lashof, D. and B. Hare. 1999. The role of biotic carbon stocks in stabilizing greenhouse gas concentration at safe levels. *Environmental Science and Policy* 2:101-109.
- Lee, D., P. Llopis, R. Waterworth, G. Roberts and T. Pearson. 2018. Approaches to REDD+ Nesting, Lessons Learned from Country Experiences. The World Bank, Forest Carbon Partnership and BioCarbon Fund.
- Lee, D., M. Skutsch and M. Sadker. 2018. Challenges with Measurement and Accounting of the Plus in REDD+. Climate and Land Use Alliance and FAO.
- Marland, G., K. Fruit and R. A. Sedjo. 2001a. Renting Carbon Offsets: The Question of Permanence. Resources for the Future. Washington, DC.
- Marland, G., K. Fruit and R. A. Sedjo. 2001b. Accounting for sequestered carbon: the question of permanence. *Environmental Science and Policy* 4:259-268.
- Marshall, L. and A. Kelly. 2010. The Time Value of Carbon and Carbon Storage: Clarifying the Terms and the Policy Implications of the Debate. Working Paper. World Resources Institute. Washington, DC. 23 p.
- Mollicone, D., F. Archard, S. Federici, H. D. Eva, G. Grassi, A. Belward, F. Raes, G. Seufert, H. J. Stibig, G. Matteucci and E. D. Schulze. 2007. An incentive mechanism for reducing emissions from conversion of intact and non-intact forests. *Climate Change* 83:477-493.
- Moura-Costa, P. 1996. Tropical Forestry Practice for Carbon Sequestration. pp. 308-334. *In: Schulte, E. and D. Schone (eds.) Dipterocarp Forests Ecosystems – Towards Sustainable Management.* World Scientific. Singapore.
- Moura-Costa, P. 2009. Compensation for Carbon Stock Maintenance in Forests as an Alternative to Avoiding Flows. Oxford Centre for Tropical Forests, Environmental Change Institute. University of Oxford. Oxford, UK.
- Moura-Costa, P. and C. Wilson. 2000. An equivalence factor between CO₂ avoided emissions and sequestration – description and applications in forestry. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5:51-60.
- Noble, M. Apps, R. Houghton, D. Lashof, W. Makundi, D. Muryarso, B. Murray, W. Sombroek and R. Valentini. 2000. Implications of Different Definitions and General Issues. pp. 53-156. *In: R.T. Watson, I.R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo and D. J. Dokkens (eds.) Land Use, Land Use Change, and Forestry.* Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Pedroni, L., M. Dutschke, C. P. Streck and E. M. Porrua. 2009. Creating incentives for avoiding further deforestation: the nested approach. *Clim. Pol.* 9:207-220.
- Prior, S., R. O'Sullivan and C. Streck. 2007. A Carbon Stock Approach to Creating a Positive Incentive to Reduce Emissions from Deforestation and Forest Degradation. Joint Submission to the UNFCCC Secretariat on Reducing Emissions from Deforestation in Developing Countries by Centre for International Sustainable Development Law and Global Public Police Institute 24 p.

- Putz, F.E. and K.H. Redford. 2009. Dangers of carbon-based conservation. *Global Environmental Change* 19:400-401.
- Rennert, K. and C. Kingdom. 2019. Social Cost of Carbon. Resources for the Future. Washington, DC.
- Santilli, M., P. Moutinho, S. Schwartzman, D. Nepstad, L. Curran and C. Nobre. 2005. Tropical deforestation and Kyoto protocol. *Climate Change* 71:267-276.
- Sedjo, R. A. and G. Marland. 2003. Intergrading permanent emissions credits and rented temporary carbon emissions offsets: some issues and alternatives. *Climate Policy* 3:435-444.
- Sedjo, R. A., G. Marland and K. Fruit. 2001. Renting Carbon Offsets: The Question of Permanence.
- Shapiro-Garza, E. 2013. Contesting the market-based nature of Mexico's national payment for ecosystem services programs: four sites of articulation and hybridization. *Geoforum* 46:5-15.
- Skutsch, M. and B. de Jong. 2010. The permanence debate. *Science* 327:1079.
- Skutsch, M. and E. Trines. 2010. Understanding Permanence in REDD. K:GAL Policy Paper No. 6.
- Smith P., M. Bustamante, H. Ahammad, H. Clark, H. Dong, E.A. Elsiddig, H. Haberl, R. Harper, J. House, M. Jafari, O. Masera, C. Mbow, N. H. Ravindranath, C. W. Rice, C. Robledo Abad, A. Romanovskaya, F. Sperling and F. Tubiello, 2014: Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). *In*: O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J. C. Minx (eds.). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Sohngen, B., and C. Sukwon. 2008. Costs of Carbon Storage Through Selected Forests Management Options. pp. 49-83. *In*: S. Brown, N. Harris, S. Grimland, J. Winstein, N. Sampson and B. Sohngen (eds.). *Terrestrial Carbon Sequestration in Wisconsin: Quantities and Costs*. Winrock International. Arlington, VA, USA.
- Stern, N. 2007. *The Stern Review: The Economics of Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, UK.
- Strassburg, B., K. Turner, B. Fisher, R. Scheffer and A. Lovett. 2008. An Empirically-Derived Mechanism of Combined Incentives to Reduce Emissions from Deforestation. CSERGE Working Paper ECM 08-01. Norwich, UK.
- Strassburg, B., K. Turner, B. Fisher, R. Scheffer and A. Lovett. 2009. REDD: the combined incentives mechanism. *Global Environ. Change* 19:265-278.
- Subak, S. 2003. Replacing carbon lost from forests: an assessment of insurance, reserves, and expiring credits. *Climate Policy* 3:107-122.
- Sustainable Prosperity. 2011. *A Carbon Bank: Managing Volatility in a Cap-and-Trade System*. Policy Brief. Ottawa, Ontario, Canada.
- The Woods Hole Research Center and The Institute for Environmental Research in Amazonia. 2008a. *A Stock-Flow Mechanism to Reduce Emissions from Deforestation*. Submission by WHRC and IPAM to the UNFCCC Regarding Workshop on Policy Approaches and Positive Incentives on Issues Relating to Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries. Woods Hole Research Center. Falmouth, MA, USA.
- The Woods Hole Research Center and The Institute for Environmental Research in Amazonia. 2008b. *How to Distribute REDD Funds Across Countries? A Stock-Flow Mechanism*. Submission by WHRC and IPAM to the UNFCCC Regarding Workshop on Policy Approaches and Positive Incentives on Issues Relating to Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries. Woods Hole Research Center. Falmouth, MA, USA.
- UNEP Finance Initiative. 2008. *Making Forests Competitive, Exploring Insurance Solutions for Permanence*. Concept Paper.
- UNFCCC. 2000. UNFCCC/SBSTA/2000/MISC.8. Colombia Ministry of the Environment. *Expiring CERs, A Proposal to Addressing the Permanence Issue*. pp. 23-26. United Nations Framework Convention on Climate Change.
- UNFCCC. 2005. FCCC/CP/2005/MISC.1. *Reducing Emissions from Deforestation in Developing Countries: Approaches to Stimulate Action*. Proposal from Governments of Papua New Guinea and Costa Rica.
- UNFCCC. 2007. FCCC/CP/2007/6/Add.1. Decision 1/CP.13. Bali Action Plan.
- UNFCCC. 2009. Decision 4/CP.15. *Methodological Guidance for Activities Relating to Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation and the Role of Conservation, Sustainable Management of Forests and Enhancement of Forest Carbon Stocks in Developing Countries*. Conference of the Parties.
- U.S. Government Interagency Working Group on Social Cost of Carbon. 2010. *Technical Support Document: Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis under Executive Order 12866*.
- Van Kooten, G. C. 2008. *Biological Carbon Sequestration and Carbon Trading Revisited*. 12th Congress of the European Association of Agricultural Economists. 10 p.
- van Oosterzee, P., J. Blignaut and J. A. Bradshaw. 2012. REDD hedges against avoided deforestation's unholy trinity of



leakage, permanence and additionality. *Conservation Letters* 5:266-273.

Wang, P., X. Deng, H. Zhou and S. Yu. 2019. Estimates of the social cost of carbon: a review based on meta-analysis. *Journal of Cleaner Production* 209:1494-1507.

Watson, R. T., I. R. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, D. J. Verardo and D. J. Dokken. 2000. *IPCC Special Report on Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. Cambridge, UK.

Wong Leung, J. P. and M. Dutschke. 2003. Can Permanence be Insured? Consideration of Some Technical and Practical Issues of Insuring Carbon Credits from Afforestation and Reforestation. HWWA Discussion Paper No. 235.

Wunder, S. 2007. The efficiency of payment for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology* 21:48-58.

DERECHOS DEL CARBONO Y SERVICIOS AMBIENTALES: LA DOBLE NEGACIÓN

CARBON RIGHTS AND ENVIRONMENTAL SERVICES: THE DOUBLE NEGATIVE

Fernando Paz-Pellat^{1‡}

¹Programa Mexicano del Carbono y Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

[‡]Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

RESUMEN

Los derechos del carbono forestal son un punto crítico en el desarrollo de mercados del carbono y esquemas de distribución de beneficios asociados al mecanismo REDD+. El análisis de las diferentes conceptualizaciones de los derechos del carbono sobre los almacenes y sus incrementos, pertenecen a los propietarios y legales poseedores de los terrenos forestales y sus recursos. Por lo que se refiere a los derechos sobre las recompensas de acciones de reducción de emisiones de los bosques, los argumentos son que éstos son inexistentes e ilegales y deben pertenecer al gobierno federal (CONAFOR). La distribución de beneficios está condicionada a los derechos del carbono y a la tenencia de la tierra, lo que en México presenta condiciones de centralidad, inconsistencias y contradicciones. El esquema de Pagos por Servicios Ambientales (PSA) se analiza en el contexto de REDD+, por lo que ha sido propuesto como un esquema de pagos de un fondo gubernamental a los propietarios y legales poseedores, basado en actividades (esfuerzos) por la reducción de emisiones, más la consideración de un pago directo por los incrementos en los almacenes de carbono. Con el uso de argumentación de dobles negativas, se ha aclarado que la no deforestación, escenario *ex post*, es equivalente a la conservación de los almacenes de carbono y, la no degradación forestal, es equivalente al incremento de los almacenes de carbono, terminando la controversia de a quién le pertenecen los derechos por la reducción de emisiones de los bosques.

Palabras clave: *inexistencia e ilegalidad derechos pro reducción de emisiones; distribución de beneficios; pagos por servicios ambientales; no deforestar = conservar almacenes; no degradar = incremento almacenes.*

ABSTRACT

Forest carbon rights are a critical point in the development of carbon markets and benefit sharing schemes associated with the REDD+ mechanism. The analysis of the different conceptualizations of the carbon rights over the stocks and their increments belong to the owners and legal holders of the forest land and its resources. The rights over the rewards for actions to reduce emissions from forests, the arguments are that these are non-existent and illegal and should belong to the federal government (CONAFOR). The distribution of benefits is conditional on carbon rights and land tenure, where in Mexico it presents conditions of centrality, inconsistencies and contradictions. The Payments for Environmental Services (PES) scheme is analyzed in the context of REDD+, for which it has been proposed as a payment scheme from a government fund to owners and legal possessors based on activities (efforts) for the reduction of activities, plus the consideration of a direct payment for increases in carbon stores. With the use of double negative argumentation, it has been clarified that no deforestation, *ex post* scenario, is equivalent to the conservation of carbon stocks and no forest degradation is equivalent to the increase of carbon stock, ending the controversy of who owns the rights for the reduction of emissions from forests.

Keywords: *non-existence and illegality of rights to reduce emissions; distribution of benefits; payments for environmental services; no deforestation = stocks conservation; no degradation = stocks increase.*

INTRODUCCIÓN

La discusión con respecto a los mercados del carbono, principalmente del sector forestal, sigue vigente. Los derechos del carbono son un elemento crítico en los sistemas de distribución de beneficios a escala nacional y subnacional, por lo que es importante establecer sus alcances y limitaciones para el caso de México.

La distribución de los beneficios de la implementación de mecanismos de reducción de emisiones de gases efecto invernadero (GEI) y secuestro de carbono (C), a nivel de países, se ha discutido ampliamente en diferentes propuestas y publicaciones de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (UNFCCC, por sus siglas en Inglés). La inclusión del sector forestal en las negociaciones de la UNFCCC ha sido largamente evitada (Protocolo de Kioto) por los problemas asociados (línea base, adicionalidad, permanencia, fugas). En el 2005, a propuesta de Nueva Guinea y Costa Rica, se aceptó el mecanismo de Reducción de Emisiones por Deforestación evitada, RED (UNFCCC, 2005) y posteriormente, en el denominado Plan de Acción de Bali (UNFCCC, 2007), se agregó la degradación forestal (REDD), como mecanismo para reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal (DD) evitada.

A escala de país, se propuso el concepto de “compensación por reducción de emisiones” (Santilli *et al.*, 2005) como un mecanismo para premiar las reducciones de emisiones de los países que más emiten GEI en el sector forestal. Este mecanismo fue relajado después, para poder incluir a países con menores emisiones (Mollicone *et al.*, 2007; Strassburg *et al.*, 2009), incluyendo la concesión de premios por lograr las metas de reducción (Cattaneo, 2010). Esta propuesta de mecanismo utiliza el concepto de “flujos” de los almacenes de C, lo que permite realizar pagos a países que son grandes emisores, generando incentivos perversos cuando la DD es grande y se reciben mayores pagos para evitar las emisiones (Moura Costa, 2009), donde el concepto de “premiar” a un país por evitar emisiones (generalmente ilegal) implica pagos por cambios de actitud, en vez de recibir compensaciones por suministrar un bien o servicio público (Moura Costa, 2009).

Adicionalmente al mecanismo basado en flujos, se ha propuesto el mecanismo de “almacenes-flujos” (The

Woods Hole Research y The Institute for environmental Research in Amazonia, 2008a, b; Cattaneo, 2009), en el que el carbono almacenado en los bosques se considera un “activo” que genera retornos (“dividendos”) en el tiempo, mientras que los flujos de salida de C (DD) son una forma de “depreciación” del activo. Este mecanismo plantea que los países reciban pagos por reducción de emisiones (flujos) y pagos por dividendos (almacenes) por conservar el C en los almacenes de los bosques.

Otro mecanismo se basa solo en los almacenes, en donde el C almacenado en el bosque recibe pagos por su arrendamiento anual, al conservarlo (Moura Costa, 1996, 2009; Fearnside, 1997, 2008). La conservación de los almacenes de C puede asociarse al pago por servicios ambientales (PSA), de tal manera que los bosques amenazados por DD puedan ser compensados por su conservación (Fearnside, 1997, 2008).

Actualmente, el mecanismo REDD ha evolucionado a REDD+ (reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal evitada más la conservación de los almacenes de C, el incremento de los almacenes de C y el manejo forestal sustentable) (UNFCCC, 2009). La componente de conservación de los almacenes de C ha sido cuestionada por no representar reducción de emisiones o incrementos en el secuestro de C (Corbera *et al.*, 2011). Aun cuando los resultados de la implementación de REDD+ han sido escasos, como instrumento basado en resultados (Angelsen *et al.*, 2021).

Para la distribución de beneficios de REDD+ a escala nacional o subnacional, es considerado que la claridad de los derechos del carbono (almacenes y flujos) es un requisito crítico en la implementación del mecanismo (Corbera *et al.*, 2011; UN-REDD Programme, 2013; Carrillo y Velasco, 2016; Felicani, 2018). Para la implementación de REDD+ muchos autores (Balderas y Skutsch, 2012; UN-REDD Programme, 2013; Loft *et al.*, 2014; Skutsch *et al.*, 2014; Skutsch y Balderas, 2017; Streck, 2020) han propuesto el uso de esquemas de pagos por servicios ambientales, particularmente con relación a los flujos.

En este trabajo se discuten los derechos del carbono en México y el uso del mecanismo de pago por servicios ambientales para REDD+, para definir el contexto de la propuesta de concebir los derechos del carbono en la perspectiva de conservar e incrementar los almacenes de carbono (servicio ambiental).

PERSPECTIVA ACTUAL DE LOS DERECHOS DEL CARBONO EN MÉXICO

Los derechos del carbono en el sector forestal son un requisito para los esquemas de mercados del carbono y la distribución de beneficios (Corbera *et al.*, 2011; UN-REDD Programme, 2013; Skutsch *et al.*, 2013; Felicani, 2018; Streck, 2020), los cuales generalmente no están definidos en forma clara en las legislaciones nacionales. Otro requisito es la propiedad de la tenencia de la tierra, la cual está relacionada con los derechos del carbono (Corbera *et al.*, 2011). En México, la propiedad original de la tierra es de la Nación y puede transmitirse a terceros (CPEUM, 2019). La propiedad de la tenencia de la tierra consiste de un meta derecho (Carrillo y Velasco, 2016) o un “amasijo” de derechos (Schlager y Ostrom, 1992), caracterizado por los derechos de posesión, transferencia, exclusión, manejo, uso y usufructo, los cuales se pueden transferir a terceros (contrato de arrendamiento, servidumbre o comodato). La propiedad de la tenencia de la tierra es de los ejidos, comunidades, personas físicas y morales, más gobiernos. En el caso de los ejidos y comunidades, la propiedad es colectiva (meta derecho) y, en caso de derechos individuales (tierra parcelada), les corresponde como legales poseedores. El término propietarios y legales poseedores es utilizado en la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (LGDFS, 2021). Para la transferencia de la propiedad solo se requiere cumplir con las formalidades legales mínimas: capacidad legal para contratar; comprobar propiedad de la tierra o posesión legítima; identificar la ubicación del terreno; señalar la cantidad de mercancías, bien o servicio y, el precio o recompensa económica como contraprestación (Carrillo y Velasco, 2016). Para el caso de REDD+ se ha propuesto el uso de servidumbres (restricción en derechos; manejo y exclusión como precondition) para los derechos del carbono.

Los derechos del carbono asociados al mecanismo REDD+ no están necesariamente ligados a la propiedad de la tierra (UN-REDD Programme, 2013; Carrillo y Velasco, 2016; Felicani, 2018). Streck (2020) analiza los derechos del carbono derivados de la propiedad de los activos y los del control de las actividades. Para lograr la conservación es necesario unir los recursos y la acción, por los que los derechos basados solo en actividades están en conflicto con los derechos basados en activos, al no estar alineados.

Para los derechos de los almacenes del carbono y sus incrementos, la LGDFS (2021) establece que los

propietarios y legales poseedores son los dueños de las tierras (y recursos) forestales, tal como se ha adoptado en las políticas públicas relacionadas con REDD+ (CONAFOR, 2017a, b). El secuestro de carbono se conceptualiza como un servicio ambiental asociado a un bien público (LGDFS, 2021; LGEEPA, 2021; LGCC, 2020). Dado que los árboles (unidades del bosque) son unidades indivisibles, no hay duda de que los beneficios del secuestro de carbono son para los dueños (UN-REDD Programme, 2013).

El uso del esquema de pagos por servicios ambientales (PSA) se ha propuesto como mecanismo de definición de derechos del carbono y distribución de beneficios (Börner *et al.*, 2010; Corbera *et al.*, 2011; Balderas y Skutsch, 2012; UN-REDD Programme, 2013; Alston, 2013; Skutsch *et al.*, 2014; Carrillo y Velasco, 2016; Skutsch y Balderas, 2017; Streck, 2020), en los que el secuestro (e incremento) de carbono se considera un bien público (LGDFS, 2021). Los propietarios y legales poseedores de las tierras y recursos forestales tienen el derecho a beneficiarse por los servicios ambientales generados (LGDFS, 2021; LGEEPA, 2021; LGCC, 2020). No obstante, el uso de PSA como mecanismo para REDD+, tiene riesgos y limitaciones (Corbera *et al.*, 2011; Libert Amico *et al.*, 2018).

Con relación a la reducción de emisiones (RE) de GEI, existe la posición de que estos derechos deben ser del gobierno o Estado (Corbera *et al.*, 2011; Skutsch *et al.*, 2017; Felicani, 2018; Streck, 2020), bajo la perspectiva de que asignar derechos sobre evitar actividades ilegales es premiar a los “chicos malos”. Los derechos de RE han sido considerados como inexistentes (Carrillo y Velasco, 2016) ya que no existen o nunca existieron (líneas base hipotéticas), por lo que resulta imposible asignar una propiedad a algo que no existe y nunca existió (no es susceptible de apropiación). Asimismo, la Estrategia Nacional de REDD+ o ENAREDD+ (CONAFOR, 2017a) y la Iniciativa de Reducción de Emisiones o IRE (CONAFOR, 2017b) han establecido que los derechos por RE le corresponden al gobierno, ya que la DD es ilegal (requiere permiso) y no puede ser recompensada (Skutsch *et al.*, 2017). En la ENAREDD+ se establece que las RE no son bienes tangibles, no son derechos y no son servicios ambientales; aunque las organizaciones indígenas y campesinas los consideran como servicios ambientales (Ávalos Rodríguez *et al.*, 2019).

En términos generales, los derechos de los almacenes y sus incrementos, se consideran como

pertenecientes a los propietarios y legales poseedores de las tierras forestales, mientras que los derechos asociados a reducir emisiones de GEI se consideran como propiedad del gobierno.

DISTRIBUCIÓN DE BENEFICIOS Y PAGOS POR SERVICIOS AMBIENTALES

La distribución de beneficios del mecanismo REDD+ ha sido sujeto de controversias, aun cuando hay consenso sobre sus principios generales: legalidad, legitimidad, efectividad, eficiencia, equidad, adicionalidad y transparencia (Zuñiga y Deschamps, 2014). Existe una preocupación de que los recursos financieros asociados a los pagos o compensaciones se queden en el gobierno (Skutsch *et al.*, 2013).

La legitimidad está asociada a los sistemas de gobernanza (Ávalos Rodríguez *et al.*, 2019), donde éstos deben ser efectivos, eficientes y equitativos (Loft *et al.*, 2014). En México el sistema de gobernanza se considera como centralizado por el gobierno federal, con la parte estatal con capacidades y recursos limitados y la parte municipal con participación marginal (Libert Amico y Trench, 2016; Trench *et al.*, 2017; Libert Amico *et al.*, 2018), con dudas, tensiones y visiones divergentes (Trench *et al.*, 2017) y sujeta a contradicciones, inconsistencias, dependencia y clientelismo (Trench *et al.*, 2017; Libert Amico *et al.*, 2018; Almanza *et al.*, 2020), por lo que se considera que su viabilidad está amenazada y sus objetivos están en riesgo de incumplimiento, dados los conflictos entre los actores sociales y los implementadores de políticas (Almanza *et al.*, 2020). La implementación del mecanismo REDD+ contiene contradicciones jurídicas, sobre todo con relación a la participación social (Ávalos Rodríguez *et al.*, 2019).

El esquema de pagos por servicios ambientales (PSA), desde la perspectiva de los mercados, es considerado como un acuerdo voluntario y condicional a una compensación, entre al menos un “vendedor” y un “comprador”, con relación a un servicio ambiental bien definido – o una tierra que se presume generará tal servicio (Wunder, 2005, 2007). El esquema PSA más común está basado en superficies y el segundo en productos. El servicio ambiental debe estar sujeto a amenaza o en riesgo de perderse (Wunder, 2007). Para que el esquema PSA sea efectivo, es necesario establecer una línea base para analizar la adicionalidad del servicio ambiental. El PSA no es una solución para todos los problemas ambientales, sino para aquellos que

involucran un mal manejo de los ecosistemas (Engel *et al.*, 2008). Los derechos de la tenencia de la tierra son críticos para la implementación de PSA (Alston *et al.*, 2013). Los servicios ambientales están asociados a los bienes públicos, con diferentes niveles, en donde el secuestro de carbono es el más claro (Engel *et al.*, 2008; Alston *et al.*, 2013). Los PSA hidrológicos están asociados a bienes de club, donde los beneficiarios están localizados aguas abajo y en una cuenca específica, por lo que dependen de la ubicación geográfica y solo son de interés de los beneficiados en la cuenca (Alston *et al.*, 2013).

Para la implementación de los PSA se requiere de intermediarios para facilitar los intercambios y de actividades de monitoreo y verificación de resultados, las cuales pueden llevarse a cabo por las propias comunidades (Loft *et al.*, 2014). Para que sean atractivos y fomenten la participación, los PSA deben diseñarse considerando pagos parciales adelantados (*ex ante*) y complementarios a los pagos por resultados (*ex post*) (Loft *et al.*, 2014).

Los beneficios obtenidos por los PSA deben ser mayores que los costos de oportunidad (uso alternativo de la tierra y sus recursos) y de transacción (Wunder, 2007; Börner *et al.*, 2010; Loft *et al.*, 2017) para que sean viables y no conduzcan a ineficiencias. Los PSA pueden basarse en actividades (esfuerzos) o en resultados (Engel *et al.*, 2008; Loft *et al.*, 2014), en donde los primeros son de más fácil implementación. El requisito de adicionalidad es crítico para la implementación, ya que de otra manera se vuelven una especie de subsidios (falta de adicionalidad y fugas), por lo que las acciones de monitoreo deben realizarse en forma condicional para los pagos. La mayoría de los PSA existentes no están basados en mercados y son producto de negociaciones bilaterales, generalmente sin garantías de adicionalidad.

Para la implementación del mecanismo REDD+ es necesario definir líneas base (SBSTA, 2011; UNFCCC, 2011; UNFCCC, 2013), que garanticen la adicionalidad de las acciones, además de considerar las asociadas a las fugas (Henders y Oswald, 2012) para evitar el desplazamiento de las actividades de reducción de emisiones o secuestro de carbono.

En México, la implementación de esquemas de PSA ha sido realizada por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) bajo diferentes enfoques (FAO, 2013): PSAH o pago por servicios ambientales hidrológicos (Muñoz Piña *et al.*, 2007) y PSA-CABSA para la consideración del carbono, la biodiversidad y la agroforestería (Corbera *et al.*, 2009). Los PSA fueron

diseñados para un pago fijo anual (*flat rate*) por unidad de superficie. Los análisis de la implementación de los PSA en México, muestran que en muchos casos se realizaron en terrenos sin riesgo de deforestación y en cuencas no críticas (Alix García *et al.*, 2005; Muñoz Piña *et al.*, 2007; García Romero, 2012), convirtiéndose en subsidios (Shapiro Garza, 2013) con poco impacto en las metas ambientales y en el comportamiento de las comunidades, lo cual puede ser producto de costos de oportunidad altos (Alix García *et al.*, 2005). No obstante, los PSA han incidido en un incremento de actividades de manejo de la cobertura de la tierra (patrullajes de vigilancia de actividades ilegales, brechas corta fuego, control de plagas y enfermedades, etc.) y un incremento del capital social de las comunidades (Alix García *et al.*, 2018).

Balderas y Skutsch (2012), Skutsch y Balderas (2017) y Skutsch *et al.* (2013, 2014, 2017), han discutido ampliamente la distribución de beneficios del mecanismo REDD+ en México. Balderas y Skutsch (2012) propusieron separar las componentes de REDD+ en deforestación, degradación forestal e incremento de los almacenes de carbono, donde esta última tiene derechos de los propietarios y legales poseedores. Para el caso de la DD los derechos se han propuesto como propiedad del gobierno, para su distribución como PSA. Se argumentó que es “imposible” asignar derechos individuales por reducción de emisiones por deforestación evitada, debido a la complejidad de su implementación y verificación (líneas base). Esta limitación no es tal, por el contrario, es una de las tareas más simples de implementar (cambios de superficies) en el sistema de medición/monitoreo, reporte y verificación (MRV) de REDD+ a través del uso de sensores remotos (GOFC-GOLD, 2016); aunque persisten limitaciones (Kinnebrew *et al.*, 2022). La degradación forestal es una tarea más compleja de medir y monitorear (Herold *et al.*, 2011; De Sy *et al.*, 2012) con relación a la deforestación. De acuerdo con lo discutido, no hay razón para no considerar pagos por reducción de emisiones por deforestación evitada en términos individuales y poder asignar pagos, también en forma individual, por reducción de emisiones.

Skutsch *et al.* (2013; 2014 y 2017) y Skutsch y Balderas (2017) proponen que en los incrementos de carbono (no mencionan la conservación) los derechos son de los propietarios y legales poseedores de la tenencia de la tierra y recursos forestales. En el caso de los derechos por la reducción de emisiones (RE) por DD evitada, los derechos serán del gobierno federal,

bajo argumentos de inexistencia y de actos ilegales de la DD, además de la imposibilidad de asignar pagos a nivel individual de las reducciones. Los pagos por RE podrán ser colectados en un fondo nacional orientado al desarrollo rural sustentable bajo en carbono para ser distribuidos a propietarios y legales poseedores de la tierra (mandatado en la LGDFS); aunque esto es una contradicción (Ávalos Rodríguez *et al.*, 2019) ya que los pagos son producto de actividades ilegales y retribuidos al final a los dueños. Un argumento contra esto, es que se implementarán políticas y programas más allá de los bosques, en donde existen motores (*drivers*) de la deforestación y degradación ambiental. En la perspectiva de los dueños de los bosques, la RE se realiza a pesar de estos motores y en los propios terrenos forestales.

El manejo del fondo de pagos por RE se distribuirá a los propietarios y legales poseedores a través de PSA basados en actividades (esfuerzos), ya que se argumenta que es más eficiente y equitativo, además de ser “pro-pobre” (Skutsch *et al.*, 2017); aunque sin que implique adicionalidad. El PSA tendrá un pago fijo anual por unidad de superficie y será *ex ante*. Los pagos por incremento de los almacenes de carbono serán *ex post*.

La propuesta discutida se ha planteado en la ENAREDD+ (CONAFOR, 2017a) e IRE (COANFOR, 2017b), en donde los propietarios y legales poseedores pueden recibir pagos directos por incrementar sus almacenes de carbono y pagos indirectos (PSA) fijos por unidad de superficie.

DERECHOS DEL CARBONO FORESTAL EN MÉXICO: LA DOBLE NEGACIÓN

Bajo la consideración de que la conservación e incremento de los almacenes de carbono está sujeta a derechos de los propietarios y legales poseedores, donde los servicios ambientales asociados a estas actividades tienen derecho a recibir pagos, la discusión es relativa a las reducciones de emisiones por deforestación y degradación ambiental evitada.

Para entender dos visiones diferentes del mismo concepto, en la visión *ex ante* (establecimiento de una línea base hipotética) el derecho a reclamar una compensación asociada a la reducción de emisiones, se considera como ilegal e inexistente, aunque los pagos y contabilidad es *ex post*. Ahora bien, desde el punto de vista *ex post*, el término Deforestar es equivalente a No Bosque, por lo que No Deforestar = No (No Bosque) = Bosque = Conservar, lo que implica que la conservación de los almacenes de carbono del bosque (sujeto a riesgo

de deforestación) es equivalente a deforestación evitada, por lo que la discusión de la inexistencia e ilegalidad de los derechos es irrelevante. En el mismo contexto, la Degradación de los Bosques implica la existencia de Bosque Degradado y la Degradación Forestal evitada corresponde a No (Bosque Degradado) que es equivalente a Incremento de los Almacenes de Carbono del Bosque Degradado, para el caso de bosques sin manejo forestal. De esta forma, la conservación e incremento de los almacenes de carbono (*ex post*) es estrictamente equivalente a la deforestación y degradación forestal evitada, definiendo claramente los derechos del carbono forestal en México.

Las controversias legales en el uso del concepto de conservación (doble negación) pueden ser resueltas con facilidad, ya que la perspectiva y alcances son focalizados, evitando discusiones estériles. La lógica del concepto – no (no) – esta fundamentada, por lo que no se requiere mayor discusión.

COMENTARIOS FINALES

Los análisis y antecedentes discutidos con relación a los derechos del carbono, la distribución de beneficios y el pago por servicios ambientales, en el contexto del mecanismo REDD+, cuestionan la pertenencia de los derechos asociados a la reducción de emisiones por deforestación y degradación forestal evitada, a los propietarios y legales poseedores de la tierra y sus recursos forestales, bajo el argumento de inexistencia e ilegalidad de tales derechos, por lo que el gobierno federal debe ser el propietario de esos derechos. Arguyendo las definiciones de la deforestación y degradación forestal desde la óptica de la doble negación, estas actividades (su negación) son equivalentes a la conservación e incrementos de los almacenes del carbono de los bosques, terminando así las argumentaciones sobre a quién pertenecen los derechos por la reducción de emisiones.

RECONOCIMIENTO

El autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo a través del FORDECYT-PRONACES para realizar este trabajo mediante el financiamiento al proyecto 319069 “Resiliencia y estabilidad socioecológica de la cafecultura mexicana bajo sombra: hacia nuevos paradigmas

LITERATURA CITADA

- Alix-García, J., A. de Janvry, E. Sadoulet and J. M. Torres. 2005. An Assessment of Mexico’s Payment for Environmental Services Program. Comparative Studies Service, Agricultural and Development Economics Division. FAO, Rome Italy.
- Alix-García, J., K. R. E. Sims, V. H. Orozco Olvera, L. E. Costica, J. D. Fernández Medina and S. Romo Monroy. 2018. Payments for environmental services supported social capital while increasing land management. PNAS 115:7016-7021.
- Almanza-Alcalde, H., P. Satyal, A. P. Soto Sánchez y M. Pskowski. 2020. Conflictividad en la implementación temprana de REDD+ en México. Sociedad y Ambiente 22:152-179.
- Alston, L. J., K. Andersson and S. M. Smith. 2013. Payment for Environmental services: hypotheses and evidence. Annu. Rev. Resour. Econ. 5:139-159.
- Ávalos-Rodríguez, M. L., A. Borrego, M. Skutsch y J. J. Alvarado Flores. 2019. La legitimidad de la propiedad forestal y del carbono como un reto de REDD+ en México. pp. 525-531. En: F. Paz, A. Velázquez y M. Rojo (eds.). Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2019. Texcoco, Estado de México, México
- Angelsen, A., C. Martius, V. De Sy, A. E. Duchelle, A. M. Larson and P. T. Thuy (eds.). 2021. REDD+: La Transformación. Lecciones y Nuevas Direcciones. CIFOR. Bogor, Indonesia.
- Balderas, A. and M. Skutsch. 2012. Splitting the difference: a proposal for benefit sharing in reduce emissions from deforestation and forest degradation (REDD+). Forests 3:137-154.
- Börner, J., S. Wunder, S. Wertz-Kanounnikoff, M. Rüginitz Tito, L. Pereira and N. Nascimento. 2010. Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: scope and equity implications. Ecological Economics 69:1272-1282.
- Carrillo, J. A. y A. Velasco. 2016. Estudio Legal, Facultades y Responsabilidades del Manejo Forestal y del Suelo ante REDD+ en México. Documento Ocasional 150. CIFOR. Bogor, Indonesia 50 p.
- Cattaneo, A. 2009. A revised Stock-Flow Mechanism to Distribute REDD Incentive Payments Across Countries. The Woods Hole Research Center.
- Cattaneo, A. 2010. Incentives to reduce emissions from deforestation: a stock-flow approach with target reductions. pp. 93-120. In: V. Bosetti and F. Lubowski (eds.). Deforestation and Climate Change: Reducing Carbon Emissions from Deforestation and Forest Degradation. Edward Elgar Publishing. Cheltenham, UK.
- CONAFOR. 2017a. Estrategia Nacional para REDD+ (ENAREDD+). Comisión Nacional Forestal. Jalisco 107 p.
- CONAFOR. 2017b. Iniciativa de Reducción de Emisiones (IRE). Comisión Nacional Forestal. Jalisco.

- Corbera, E., M. Estrada, P. May, G. Navarro y P. Pacheco. 2011. Rights tol and, forests and carbon in REDD+: insights from Mexico, Brazil and Costa Rica. *Forests* 2:301-342.
- Corbera, E., C. González Soberanis and K. Brown. 2009. Institutional dimensions of Payments for Ecosystem Services: an analysis of Mexico's carbon forestry programme. *Ecological Economics* 68:743-761.
- CPEUM. 2019. Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos. Diario Oficial de la Federación.
- De Sy, V., M. Herold, F. Achard, G. P. Asner, A. Held, J. Kellnendorfer and J. Verbesselt. 2012. Synergies of multiple remote sensing data sources for REDD+. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4:696-706.
- Engel, S., S. Pagiola and S. Wunder. 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. *Ecological Economics* 65:663-674.
- FAO. 2013. Forest Conservation in Mexico, Ten Years of Payments for Ecosystem Services. Case Studies on Remuneration of Positive Externalities (RPE)/Payments for Environmental Services (PES). Prepared for the Multi-stakeholder dialogue. 12-13 September 2013. FAO. Rome, Italy.
- Fearnside, P. M. 1997. Environmental services as a strategy for sustainable development in rural Amazonia. *Ecological Economics* 20:53-70.
- Fearnside, P. M. 2008. Amazon forest management as a source of environmental services. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 80:101-114.
- Felicani, F. 2018. Análisis Legal en Materia de Titularidad de las Emisiones Reducidas en México. Asistencia Técnica 2018 del Programa ONU-REDD para la Comisión Nacional Forestal.
- García-Romero, H. 2012. Payments for environmental services: can they work? The case of Mexico. *Field Actions Science Reports* <http://factsreports.revues.org/1711>.
- GOFC-GOLD. 2016. A Sourcebook of Methods and Procedures for Monitoring and Reporting Anthropogenic Greenhouse Gas Emissions and Removals Associated with Deforestation, Gains and Losses of Carbon Stocks in Forests Remaining Forests, and Forestation. GOFC-GOLD Report version COP22-1 (GOFC-GOLD Land Cover Project Office, Wageningen University, The Netherlands).
- Henders, S. and M. Oswald. 2012. Forest carbon leakage quantification methods and their suitability for assessing leakage: the case of avoided deforestation. *Clim. Policy* 3:123-136.
- Herold, M., R. M. Roman Cuesta, D. Mollicone, Y. Hirata, P. Van Laake, G.P. Asner, C. Souza, M. Skutsch, V. Avitabile and K. McDicken. 2011. Options for monitoring and estimating historical carbon emissions from forest degradation in the context of REDD+. *Carbon Balance and Management* 6:13 <http://www.cbmjournals.com/content/6/1/13>.
- Karsenty, A., A. Vogel and F. Castell. 2014. "Carbon rights", REDD+ and payment for environmental services. *Environmental Science and Policy* 35:20-29.
- Kinnebrew, E., J. L. Ochoa-Brito, M. French, M. Mills-Novoa, E. Shoffner and K. Siegel. 2022. Biases and limitations of Global Forest Change and authorgenerated land cover maps in detecting deforestation in the Amazon. *Plos ONE* 17(7), e0268970 doi:10.1371/journal.pone.0268970.
- LGCC. 2020. Ley General de Cambio Climático. Diario Oficial de la Federación. Última reforma 6 de noviembre de 2020.
- LGDFS. 2021. Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable. Diario Oficial de la Federación. Última reforma 26 de abril de 2021.
- LGEEPA. 2021. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. Diario Oficial de la Federación. Última reforma 21 de octubre de 2021.
- Libert-Amico, A. and T. Trench. 2016. Bosques y suelos en el contexto de REDD+: entre gobierno y gobernanza en México. *Terra Latinoamericana* 34:113-124.
- Libert-Amico, A. T. Trench, A. Rodríguez y M. P. Martínez Morales. Experiencias de gobernanza multinivel en México: innovación para la reducción de emisiones de carbono de los ecosistemas terrestres. *Madera y Bosques*, vol. 24, e2401909 doi:10.21829/myb.2018.2401909.
- Loft, L., P. T. Thuy and C. Lottrell. 2014. Lessons from Payments for Ecosystem Services for REDD+ Benefit-Sharing Mechanisms. Infobrief No. 68. CIFOR. Bogor, Indonesia.
- Mollicone, D., F. Archard, S. Federici, H. D. Eva, G. Grassi, A. Belward, F. Raes, G. Seufert, H. J. Stibig, G. Matteucci and E. D. Schulze. 2007. An incentive mechanism for reducing emissions from conversion of intact and non-intact forests. *Climate Change* 83, 477-493.
- Moura-Costa, P. 1996. Tropical forestry practice for carbon sequestration. pp. 308-334. In: Schulte, E. and D. Schone (eds.). *Dipterocarp Forests Ecosystems – Towards Sustainable Management*. World Scientific. Singapore.
- Moura-Costa, P. 2009. Compensation for carbon stock maintenance in forests as an alternative to avoiding flows. Oxford Centre for Tropical Forests, Environmental Change Institute. University of Oxford. Oxford, UK.
- Muñoz-Piña, C., A. Guevara, J. M. Torres and J. Braña. 2007. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65:725-736.
- Santilli, M., P. Moutinho, S. Schwartzman, D. Nepstad, L. Curran and C. Nobre. 2005. Tropical deforestation and Kyoto protocol. *Climate Change* 71:267-276.
- SBSTA. 2011. FCCC/SBSTA/2011/INF.18: Subsidiary Body for Scientific and Technological Advice. Thirty-fifth Session. Report on the expert meeting on forest reference emission levels and forest reference levels for implementation of REDD-plus

- activities. United Nations Framework Convention on Climate Change. Bonn, Germany.
- Schlager, F. and E. Ostrom. 1992. Property-rights regimes and natural resources: a conceptual analysis. *Land Economics* 68:249-262.
- Shapiro-Garza, E. 2013. Contesting the market-based nature of Mexico's national payment for ecosystem services programs: four sites of articulation and hybridization. *Geoforum* 46:5-15.
- Skutsch, M. and A. Balderas Torres. 2017. Benefit sharing under REDD+ in Mexico. *Elementos para Políticas Públicas* 1:15-24
- Skutsch, M., A. Balderas Torres and J. C. Carrillo Fuentes. 2017. Policy pro-poor distribution of REDD+ benefits in Mexico: how the legal and technical challenges are being addressed. *Forest Policy and Economics* 75:58-66.
- Skutsch, M., C. Simon, A. Velazquez and J. C. Fernández. 2013. Rights to carbon and payments for services rendered under REDD+: options for the case of Mexico. *Global Environmental Change* 23:813-825.
- Skutsch, M., E. Turnhout, M. J. Vijge, M. Herold, T. Wits, J. W. den Besten and A. Balderas. 2014. Options for a national framework for benefit distribution and their relation to community-based and national REDD+ monitoring. *Forests* 5:1596-1617.
- Strassburg, B., K. Turner, B. Fisher, R. Scheffer and A. Lovett. 2009. REDD: the combined incentives mechanism. *Global Environ. Change* 19:265-278.
- Streck, C. 2020. Who owns REDD+? Carbon markets, carbon rights and entitlements to REDD+ finance. *Forests* 11, 959, doi:10.3390/f11090959.
- The Woods Hole Research Center and The Institute for Environmental Research in Amazonia. 2008a. A Stock-Flow Mechanism to Reduce Emissions from Deforestation. Submission by WHRC and IPAM to the UNFCCC Regarding Workshop on Policy Approaches and Positive Incentives on Issues Relating to Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries. Woods Hole Research Center. Falmouth, MA, USA.
- The Woods Hole Research Center and The Institute for Environmental Research in Amazonia. 2008b. How to Distribute REDD Funds Across Countries? A Stock-Flow Mechanism. Submission by WHRC and IPAM to the UNFCCC Regarding Workshop on Policy Approaches and Positive Incentives on Issues Relating to Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries. Woods Hole Research Center. Falmouth, MA, USA.
- Trench, T., A. M. Larson and A. Libert-Amico. 2017. Gobernanza multinivel y uso del suelo en Chiapas y Yucatán. Infobrief No. 188 CIFOR. Bogor, Indonesia.
- UN-REDD Programme. 2013. Legal Analysis of Cross-Cutting Issues for RE** Implementation, Lessons Learned from Mexico, Viet Nam and Zambia. FAO-UNDP-UNEP. Rome, Italy.
- UNFCCC. 2005. FCCC/CP/2005/MISC.1. Reducing emissions from deforestation in developing countries: approaches to stimulate action. Proposal from Governments of Papua New Guinea and Costa Rica.
- UNFCCC. 2007. FCCC/CP/2007/6/Add.1. Decision 1/CP.13. Bali Action Plan.
- UNFCCC. 2009. Decision 4/CP.15. Methodological guidance for activities relating to reducing emissions from deforestation and forest degradation and the role of conservation, sustainable management of forests and enhancement of forest carbon stocks in developing countries. Conference of the Parties.
- UNFCCC. 2011. Draft Decision -/CP.17. Guidance on systems providing information how safeguards are addressed and respected and modalities relating to forest reference emission levels and forest reference models as referred to in decision 1/CP.16
- UNFCCC. 2013. Decision 13/CP.19. Guidelines and procedures for the technical assessment of submission from parties on proposed forest reference emission levels and/or forest reference levels.
- Wunder, S. 2005. Payments for Environmental Services: Some Nuts and Bolts. Occasional Paper No. 42. CIFOR. Bogor, Indonesia.
- Wunder, S. 2007. The efficiency of payment for environmental services in tropical conservation. *Conservation Biology* 21:48-58.
- Zuñiga, I. and P. Deschamps. 2014. Elementos para el Diseño del Mecanismo de Distribución de Beneficios para REDD+ en México. Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID). Proyecto de Reducción de Emisiones por la Deforestación y la Degradación de Bosques de México (Alianza México-REDD+). Distrito Federal, México 201 p.

MONITOREO COMUNITARIO SEMICUANTITATIVO: INTEGRACIÓN DE DATOS BLANDOS Y DUROS

SEMI-QUANTITATIVE COMMUNITY MONITORING: INTEGRATION OF SOFT AND HARD DATA

Fernando Paz-Pellat^{1‡}

¹Programa Mexicano del Carbono y Colegio de Postgraduados, *Campus Montecillo*. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

[‡]Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

RESUMEN

El uso del monitoreo comunitario forestal comunitario de los almacenes de carbono se ha promovido como un medio económico y preciso, comparable a los inventarios profesionales, que además promueve la gobernanza, empoderamiento y construcción de capacidades de las comunidades. El uso de información semicuantitativa, pareada con cuantitativa, permite un enfoque de monitoreo comunitario semicuantitativo, mediante el uso de información indirecta (datos blandos o cualitativos) en forma compatible con datos duros (cuantitativos), a través de probabilidades de clasificación. Se presentan protocolos de muestreos cuantitativos y semicuantitativos, los cuales se aplicaron a comunidades de la Región Sierra-Costa, ejemplificada por la comunidad Pakayal. Se discute la estimación e integración de datos duros y blandos, del área basal con mediciones directas y con la técnica de Bitterlich, así como del carbono orgánico del suelo a través de las componentes densidad aparente, concentración de carbono orgánico y fragmentos gruesos del suelo. Los muestreos se extienden para su uso en dispositivos móviles, para aplicaciones más precisas y rápidas.

Palabras clave: *probabilidades p_1 y p_2 ; muestreos de campo; comunidad Pakayal de Chiapas; área basal y técnica de Bitterlich; carbono orgánico del suelo; dispositivos móviles.*

ABSTRACT

The use of community forest monitoring of carbon stocks has been promoted as an inexpensive and accurate means comparable to professional inventories, which also promotes community governance, empowerment and capacity building. The use of semi-quantitative information, paired with quantitative, allows a semi-quantitative monitoring approach using indirect information (soft data) in a way that is compatible with hard data (quantitative) through classification probabilities. Quantitative and semi-quantitative sampling protocols are presented, which are applied to communities of the Sierra-Costa Region, particularly in the Pakayal community. The estimation, integration of hard and soft data, of the basal area with direct measurements and with the Bitterlich technique, as well as of soil organic carbon through the bulk density, organic carbon concentration and coarse soil fragments components, is discussed. Sampling is extended for use on mobile devices for faster and more accurate applications.

Keywords: *probabilities p_1 and p_2 ; field sampling; Pakayal community of Chiapas; basal area and Bitterlich technique; soil organic carbon; mobile devices.*

INTRODUCCIÓN

El mecanismo REDD+ (Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación forestal evitada más conservación e incremento de almacenes de carbono y manejo forestal sustentable) (Angelsen *et al.*, 2021) está orientado a la mitigación de gases efecto invernadero del sector forestal, bajo los auspicios de la Convención Marco de las Naciones Unidas ante el Cambio Climático, por lo que su implementación se ha promovido ampliamente. La implementación de un sistema de medición/monitoreo, reporte y verificación (MRV) de REDD+ (Climate Action Reserve, 2020; FAO, 2020; GOFC-GOLD, 2016; Hewson *et al.*, 2014; IPCC, 2003, 2006; VCS, 2020) es una tarea crítica.

La participación de las comunidades forestales en el sistema MRV se ha promovido como una opción potencial para la colecta de datos de calidad y menor costo (Hawthorne *et al.*, 2016; Skutsch, 2011). El monitoreo de la biomasa aérea, así como el monitoreo social y ambiental hecho por las comunidades, es comparable, en términos de precisión, al monitoreo por profesionales y de costos menores (Larrazábal *et al.*, 2012; Pratihast *et al.*, 2013b), aunque las mediciones de la degradación forestal y la utilización de los bosques son problemáticas (Danielsen *et al.*, 2011). La participación de los propietarios de los bosques en el monitoreo de sus propios recursos genera incentivos para su involucramiento con mejoras en la gobernanza, empoderamiento y construcción de capacidades (Larrazábal *et al.*, 2012; McCall *et al.*, 2016; Palmer-Fry, 2011; Skutsch *et al.*, 2014a), aun cuando se inducen sesgos en los monitoreos de parcelas permanentes por la tendencia a valorar positivamente las perturbaciones forestales (Danielsen *et al.*, 2011; Larrazábal *et al.*, 2012). La percepción de las comunidades como agentes de deforestación y degradación forestal y, por lo tanto, en conflictos de interés con el sistema MRV prevalece, aunque con poco soporte documental (Skutsch y Turnhout, 2020). El problema real de estos monitoreos está asociado al sistema de distribución de beneficios y los sesgos que induce (Skutsch *et al.*, 2014a), para resolverlo se ha propuesto que la distribución de beneficios se base en el monitoreo de actividades y no en resultados (Skutsch *et al.*, 2014b).

Para la participación de las comunidades en los sistemas MRV, McCall *et al.* (2016) sugieren una estrategia mejor, orientada a sistemas de mapeo, medición, monitoreo (MMM). Las mediciones

realizadas por las comunidades requieren validación por profesionales (auditoria) para analizar su calidad e incertidumbre (Danielsen *et al.*, 2011; Palmer-Fry, 2011; Pratihast *et al.*, 2013a). La revisión de la precisión y exactitud de las mediciones comunitarias ha verificado que son comprobables con las realizadas por profesionales (Hawthorne *et al.*, 2016), con mejores resultados sociales y ambientales, que se incrementan con la frecuencia de los muestreos (Brofeldt *et al.*, 2014).

La implementación del monitoreo comunitario forestal convencional se basa en la adopción de metodologías estándares de monitoreo profesional, con protocolos y guías asociadas (Brofeldt *et al.*, 2014; Pratihast *et al.*, 2013a; Skutsch, 2011), lo cual corresponde con la Categoría 2 (manejado externamente, con colectores locales) de la tipología de monitoreo discutida por Danielsen *et al.* (2009). Un sistema de monitoreo deseable es la Categoría 4 (monitoreo colaborativo, con interpretación local de datos), el cual requiere de enfoques alternativos de monitoreo y análisis de datos levantados por las comunidades.

El Programa Mexicano del Carbono ha experimentado con sistemas de monitoreo comunitarios desde el 2011 (PMC, 2011a, b, c; PMC, 2015), con resultados mixtos (Paz *et al.*, 2012; Rojas-García *et al.*, 2014), por lo que en este trabajo se analizan los resultados de los monitoreos comunitarios realizados en la Región Sierra-Costa de Chiapas, México, desde una perspectiva de integración de las incertidumbres de los datos de medición (Paz y de Jong, 2012).

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreos cuantitativos

La metodología que se utilizó para mediciones profesionales de los almacenes de carbono en sitios forestales, se basó en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos de la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR, 2009), con la finalidad de homologar la información local, con la disponible a nivel nacional.

El diseño del muestreo cuantitativo se muestra en la Figura 1, en donde se observan los sitios de muestreo descritos en el Cuadro 1, que detalla las variables medidas.

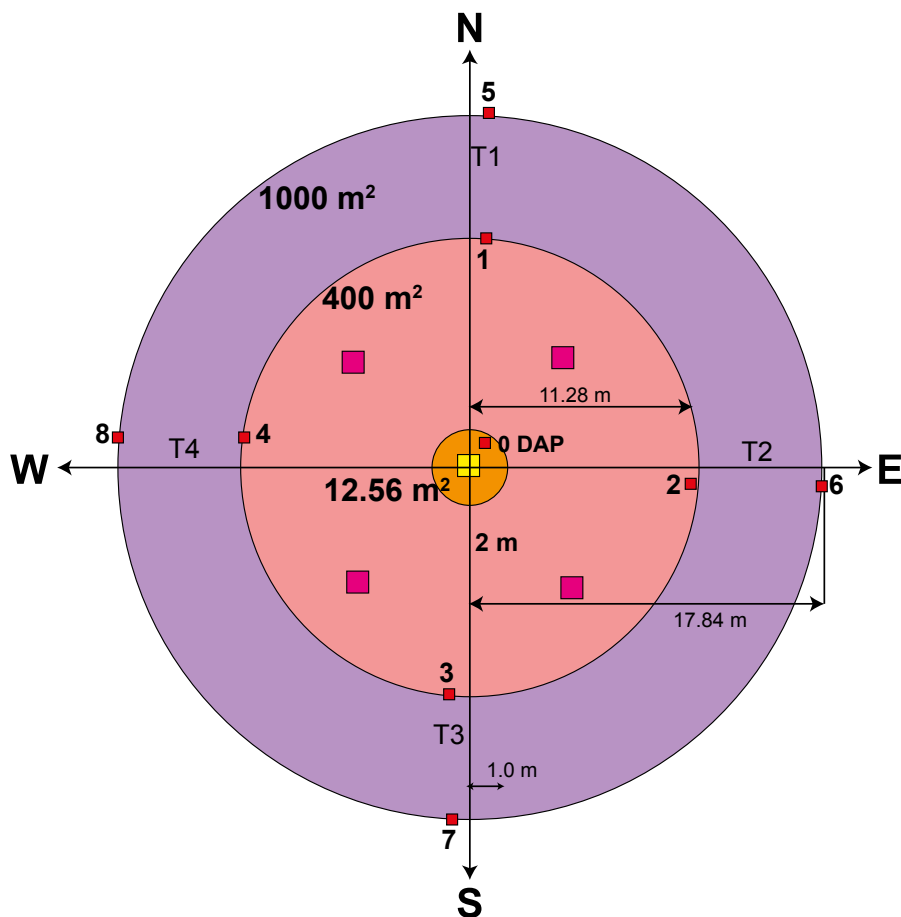
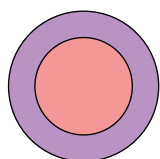
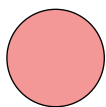


Figura 1. Diseño muestral cuantitativo.

Cuadro 1. Especificaciones de las unidades de muestreo.



Sólo en el espacio entre el círculo de 1000 m² (radio = 17.84 m) y el de 400 m² (área de color morado), se toma información de árboles con diámetro normal mayor a 20 cm, poniendo especial atención en que la forma de vida y porte de los individuos sea propia de un árbol.


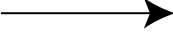





Sitio de 400 m² (radio = 11.28 m) para medir árboles con diámetro normal mayor o igual a 7.5cm, poniendo especial atención en que la forma de vida y porte de los individuos sea propia de un árbol. Por ejemplo, debe diferenciarse un árbol que en su etapa joven tiene un crecimiento arbustivo (por ejemplo, un encino) de los arbustos típicos. En este sitio también se obtiene información de arbustos.



Subsitio de 12.56 m² (radio = 2m) para registrar renuevo: elementos con diámetro <7.5 cm y altura ≥ 50cm poniendo especial atención en que la forma de vida y porte de los individuos sea efectivamente de árboles o arbustos. Por ejemplo, un renuevo de *Quercus spp* que en esa etapa tiene un porte arbustivo, finalmente llegará a ser un árbol. En este sitio también se obtiene información de arbustos.

Cuadro 1. Especificaciones de las unidades de muestreo. (Continuación).

	Subsitio de 1 m ² (L = 1m) para el registro de hierbas, helechos, musgos y líquenes.
	Transectos de muestreo de 15m para registrar información de materia orgánica muerta sobre la superficie (combustibles).
	Puntos de registro de materia orgánica muerta sobre la superficie (combustibles).
	Puntos de registro de mantillo y suelo.
	Subsitio de 1 m ² (L = 1m), cuatro muestras en forma representativa, una por cuadrante, en donde se registra el estrato herbáceo con enfoque ganadero.

La parcela de muestreo, tiene subsitios de muestreo y transectos de medición como se muestra en la Figura 1 (PMC, 2011b).

En el espacio entre el círculo de 1000 m² y el de 400 m² se mide y registra sólo el arbolado cuyo diámetro normal (DN), a la altura de 1.3m sobre la superficie del suelo, sea igual o mayor a 20 cm (perímetro normal = 62.8 cm).

En el sitio de 400 m² (radio = 11.28 m) se mide y registra el arbolado cuyo diámetro normal (DN), a la altura de 1.3 m sobre la superficie del suelo, sea igual o mayor a 7.5 cm (perímetro normal = 23.6 cm) y se registran arbustos con alturas mayores o iguales a 1.0 m, de los cuales se obtienen la altura total y el diámetro de copa.

En el subsitio de 12.56 m², se mide y registra, por género, la frecuencia y algunas variables cualitativas del repoblado (regeneración natural), cuyas plantas o árboles pequeños tengan como mínimo 50cm de altura, hasta la altura que alcancen, siempre que su diámetro

normal sea menor a 7.5 cm (perímetro normal = 23.6 cm). En el caso de los arbustos (alturas menores de 1.0 m), se tomará la misma información que los renuevos arbóreos: frecuencia de edades (alturas) del repoblado.

En el subsitio de 1 m², se miden las plantas herbáceas, helechos, musgos, líquenes y otras características de la superficie del suelo presentes en el estrato. En este subsitio de 1 m², ubicadas en cada cuadrante, se miden y consignan las plantas herbáceas de interés ganadero.

A partir del centro de referencia se realizan la evaluación de materia orgánica muerta sobre la superficie (combustibles), que consta de cuatro transectos de muestreo de 15 m de longitud, en donde se registran, a manera de barrido a lo largo del transecto, los siguientes datos: 1) Frecuencia de piezas leñosas interceptadas: en los últimos 5 m del transecto piezas de 1 h (de 0 a 0.5cm de diámetro), 10 h (de 0.5 a 2.5 cm de diámetro) y en todo el transecto las piezas de 100 h (de 2.5 a 7.5cm de diámetro); además, se registra y se mide el diámetro a las piezas leñosas de 1000 h

(mayores de 7.5cm); 2) Se toman dos fotografías sólo en los transectos 1 y 3, de afuera hacia el centro de la parcela de muestreo.

El muestreo de suelo y mantillo se realiza en los puntos ubicados en las intersecciones de cada transecto con las circunferencias de 400 m² y 1000 m², que corresponden a los puntos de color naranja marcados del 1 al 8 en la Figura 1. En cada una de las intersecciones, antes de obtener las muestras de mantillo y suelo, primero se obtendrán las fotografías a nadir, elevando la cámara aproximadamente a 1m de altura para el caso de los cuadros de 30cm de lado (1.5 m en el caso del cuadro de 1 m de lado con el objeto de detectar cobertura). Posteriormente se medirá el espesor del mantillo (capa de hojarasca y de fermentación). La medición del mantillo consiste en obtener una muestra compuesta de material orgánico (hojarasca y capa de fermentación). A partir de los puntos en los que se tomó la muestra de mantillo, se obtendrá una muestra compuesta de suelo, a una profundidad de 0 a 30 cm. Las muestras de suelo y mantillo se colectarán en puntos paralelos y a 50 cm de distancia de los transectos de muestreo de materia orgánica muerta sobre la superficie (combustibles).

Muestreos semicuantitativos

Los muestreos semicuantitativos realizados por las comunidades forestales son de tipo rápido (alrededor de 15 minutos) utilizando mediciones indirectas de las variables de los inventarios, orientados a una descripción general y detallada de los almacenes de carbono e información complementaria (PMC, 2011c). Se realizan entre 5 y 15 muestreos semicuantitativos, por cada muestreo cuantitativo, para obtener datos que permitan determinar la incertidumbre en los diferentes almacenes de carbono.

Los muestreos semicuantitativos se realizan en un área circular de 1000 m², en los mismos sitios en los que se realizaron los muestreos cuantitativos (muestreos pareados).

En los muestreos semicuantitativos se levanta información para caracterizar el sitio y los almacenes de carbono de bosques y selvas (PMC, 2011c):

- a) Localización del centro de la parcela de muestreo y toma de fotografías panorámicas.
- b) Descripción de la vegetación: comunidad y desarrollo vegetal. Diferenciación entre bosques y selvas.

- c) Descripción de la vegetación: estrato dominante. Definición del estrato dominante en la vegetación (arbóreo, arbóreo-arbustivo, arbustivo-arbóreo, arbustivo, herbáceo-arbustivo, herbáceo, ninguno).
- d) Descripción de la vegetación: forma de vida presente. Definición de las formas de vida presentes (árboles, arbustos, trepadoras, hierbas, pastos, epífitas).
- e) Descripción de la vegetación: fenología. Dominio de la caducidad del follaje (perennifolia, subperennifolia, subcaducifolia, caducifolia).
- f) Descripción de la vegetación: evidencias de disturbio. Definición de los tipos de disturbio observados (huella de incendio, tala, sobrepastoreo, leña, sustracción de especies, árboles dañados y muertos, plagas, otros).
- g) Descripción de la vegetación: uso forestal. Definición de los usos forestales en la parcela (maderable, artesanal, medicinal o comestible, látex o resina).
- h) Descripción de la vegetación: agricultura asociada. Tipo de agricultura asociada a la parcela (temporal, riego, humedad, nomadismo).
- i) Descripción de la vegetación: agroforestería. Definir práctica agroforestal en la parcela (cítricos, otros frutales, cacao, palma, café, otro).
- j) Descripción de la vegetación: erosión del suelo. Descripción del tipo de erosión del suelo dominante (erosión hídrica en cárcavas o surcos, erosión hídrica laminar, erosión eólica en pedestales, erosión eólica por tolvanera, barrido o deposición).
- k) Descripción de la vegetación: aspecto de pastos asociados. Definir su forma de crecimiento (cespitoso, amacollado, postrado-decumbente, mixto).

- l) Descripción de la vegetación: manejo del ganado. Tipo de manejo del ganado (extensivo, intensivo, mixto, cinegético).
- m) Descripción de la vegetación: tipo de ganado. Definición del tipo de ganado (bovino, caprino, ovino, porcino, equino, otro).
- n) Descripción de la vegetación: razas principales del ganado. Definición de las razas de ganado principales (cebú, Holstein, etc.).

En la descripción de la vegetación se incluyen mediciones de variables que caracterizan a la vegetación:

- o) Descripción de la vegetación: cobertura de los estratos. Con base en la altura de las plantas, se definen los estratos (arbóreo alto, arbóreo medio, arbóreo bajo, arbóreo muy bajo, arbustivo muy alto, arbustivo alto, arbustivo bajo, herbáceo) y se estima la cobertura aérea (ausente, menor de

10%, entre 10 y 40%, entre 40 y 75%, mayor de 75%).

- p) Descripción de la vegetación: clases diamétricas. Las clases diamétricas (menor de 5 cm, de 6 a 20 cm, de 21 a 40 cm, de 41 a 60 cm, de 61 a 80 cm, mayor de 80 cm) se caracterizan por una estimación de categorías de abundancia (ausentes, poco, medio, mucho, elevado), en donde cada categoría se define por un intervalo del número de individuos).

Además de la Descripción de la Vegetación, se caracteriza la Descripción de la Capa Superficial del Suelo, a través de variables directas o indirectas, asociadas a los almacenes de carbono:

- 1) Descripción de la capa superficial del suelo: mantillo. Con una regla se mide el espesor promedio de la hojarasca y capa de fermentación, con una estimación visual de su cobertura aérea en la parcela (Figura 2).

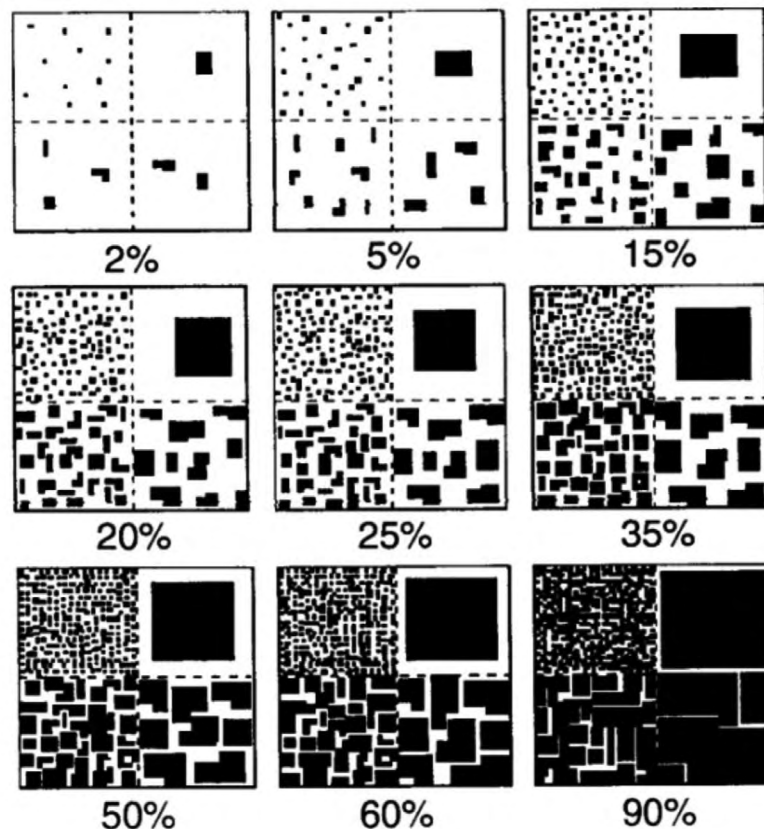


Figura 2. Guía para la estimación visual de la cobertura aérea del mantillo.

2) Descripción de la capa superficial del suelo: compactación del suelo. Con el uso de una pala se determina la resistencia a excavar, de acuerdo con las clases definidas:

Suelto. Cuando el suelo es arenoso, por ejemplo, no presenta resistencia a la penetración de la pala. No hay necesidad de algún esfuerzo para fracturar el agregado.

Firme. Cuando es mínima la resistencia ofrecida a la penetración. Normalmente con un solo empuje la pala queda enterrada hasta los primeros 30cm. El agregado seco se rompe fácilmente.


Duro. La pala puede ser enterrada, pero es difícil la maniobra y generalmente tiene que realizarse

en varias etapas antes de llegar a la profundidad indicada. El agregado seco se rompe únicamente con un esfuerzo manual notable.


Muy duro. La pala en ningún modo puede ser enterrada manualmente. En ocasiones la capa es tan dura que puede confundirse con un afloramiento rocoso. El agregado seco no se puede romper manualmente.

3) Descripción de la capa superficial del suelo: textura al tacto. Con el uso de una guía para la caracterización táctil de la textura del suelo (Cuadro 2) se define la clase textural.

Cuadro 2. Criterios para la determinación de la clase textural del suelo bajo condiciones de humedad.

Criterios		Clase textural	Contenido aproximado de arcilla (%)
<p>1. No es posible hacer un rollo de 7 mm (diámetro aproximado al de un lápiz).</p> <p>Arenosa. Cuando el suelo tiene gránulos relativamente grandes (mayores de 0.2 mm de diámetro), es muy pesado y con alta porosidad.</p>	<p>No se puede rayar con una navaja. No queda material fino entre los dedos. No es polvo.</p>	Arenosa	<5
			

Cuadro 2. Criterios para la determinación de la clase textural del suelo bajo condiciones de humedad. (Continuación).

Criterios		Clase textural	Contenido aproximado de arcilla (%)
<p>2. Es posible hacer un rollo de 3-7mm (diámetro aproximado a la mitad del lápiz), pero se rompe al intentar doblarlo. Se adhiere a los dedos.</p>	<p>Moderadamente cohesivo. Ligeramente áspero y rugoso al frotarlo entre los dedos.</p>	Franca	8-27
	<p>Rugoso al frotarlo con los dedos. Moderadamente pegajoso, inclusive puede formarse una tira recta.</p>	Franco arenosa	20-35
<p>3. Posible de hacer un rollo de 3mm o menos y de hacer un aro de 3cm de diámetro. Cohesivo, pegajoso, se raya fácilmente con las uñas y se imprime bien la huella. Forma terrones fácilmente moldeables en húmedo, pero difíciles de romper en seco. Algunas arcillas son expandibles ya que al secarse pueden formar grietas.</p>	<p>Algunos gránulos se sienten al frotarse. Tiene alta plasticidad y adhesividad.</p>	Arcillosa	40-60
			

4) Descripción de la capa superficial del suelo: tono e intensidad del color en húmedo. Se describe la caracterización del tono (también llamado Hue o Matiz) e intensidad del color del suelo en estado húmedo. Los parámetros se generalizaron a partir del sistema de color Munsell (Cuadro 3). Se

consideran únicamente los tonos más frecuentes de suelo en México, sin embargo, algunos tonos que pueden existir en territorio nacional tales como: verde-azulados, amarillos y rosas pueden ser descritos adicionalmente.

Cuadro 3. Tonos e intensidades de color del suelo (pardo o café, rojo, gris, blanco y negro), de acuerdo con el sistema de color Munsell.

Tono pardo o café



Pardo o café oscuro

Pardo o café claro

Tono rojo



Rojo oscuro

Rojo claro

Cuadro 3. Tonos e intensidades de color del suelo (pardo o café, rojo, gris, blanco y negro), de acuerdo con el sistema de color Munsell. (Continuación).

Tono gris



Gris oscuro

Gris claro

Tono blanco y negro








Blanco

Negro

5) Descripción de la capa superficial del suelo: pedregosidad interna. La pedregosidad interna (profundidad de 30cm) del suelo se define por los fragmentos gruesos (> 2mm) existentes, los

cuales se encuentran en categorías de volúmenes (Cuadro 4), mismos que se estiman visualmente, de acuerdo con la Figura 3.

Cuadro 4. Categorías de pedregosidad interna del suelo.

				
1. Escaso o nulo. Contiene menos del 5% del volumen de suelo.	2. Leve. Contiene de 6 al 15% del volumen de suelo.	3. Moderado. Contiene de 16 a 40% del volumen de suelo.	4. Fuerte. Contiene de 41 a 80% del volumen de suelo.	5. Excesivo. Contiene más de 80% del volumen de suelo.

6) Descripción de la capa superficial del suelo: pedregosidad superficial. La pedregosidad superficial o afloramientos rocosos se categoriza en clases similares a la pedregosidad interna, mediante el uso de guías visuales.

Además de las descripciones anteriores, se incluyen las principales especies de árboles, arbustos y herbáceas, así como sus características (intervalos de altura).

Para definir tendencias temporales de los cambios en los almacenes de carbono de los bosques y selvas, se

caracterizan sus procesos (conservación, degradación, regeneración), además de la historia (uso previo) de los cambios en la parcela (fecha y tipo de cambio).

Relascopio de Bitterlich

Para estimar el área basal de los árboles en la parcela se utiliza el relascopio de Bitterlich (Romahn de la Vega, 1999), tal como se muestra en la Figura 3.

El uso del relascopio se implementa en cuatro puntos distribuidos sobre la parcela (Figura 4), en donde sobre el centro, punto 1, se realiza un conteo adicional, acotado a un área de 1000 m².

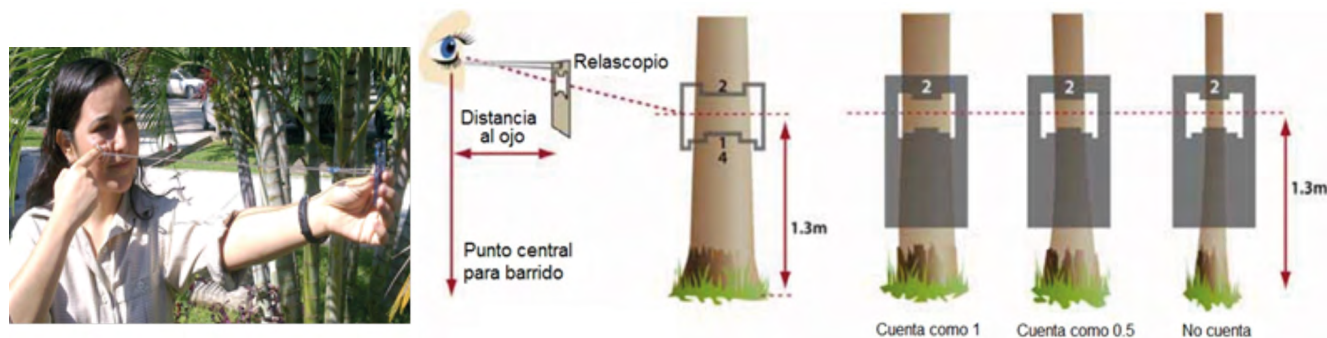


Figura 3. Uso del relascopio de Bitterlich y conteo de árboles para un factor de área basal (K) de 2.

Distribución de los 4 puntos para el conteo de árboles

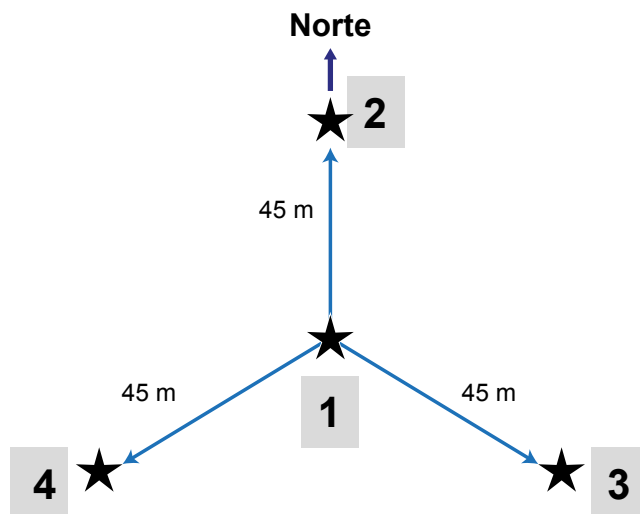


Figura 4. Posicionamiento de los conteos de árboles con el relascopio de Bitterlich.

Los factores de área basal (K) que se utilizan son 0.5, 1 y 2; el adecuado corresponde con el número de árboles que se cuentan (Kershaw *et al.*, 2016).

Conteo de materia muerta mayor o igual a 7.5cm

Para una estimación de la materia muerta sobre la superficie (material caído leñoso o combustibles) se realizan conteos sobre los transectos 1 a 2, 1 a 3 y 1 a 4 de la Figura 5, de piezas mayores o iguales a 7.5cm de diámetro sobre la superficie del suelo del material leñoso caído, describiendo el grado de putrefacción de la materia muerta, de la siguiente manera: corteza

intacta, con hojas y ramas finas presentes; corteza intacta, con ramas finas presentes, pero sin hojas; la corteza se empieza a pudrir y no hay hojas; la corteza está separada, la mayor parte podrida y no hay hojas; completamente podrida la corteza, sin hojas y las ramas son separables.

Representatividad espacial

Finalmente, se caracteriza la representatividad espacial de la parcela de muestreo, tal como se muestra en la Figura 5.

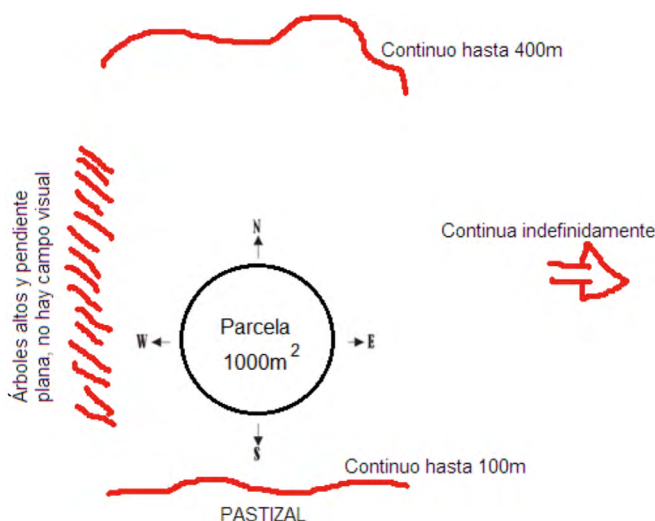


Figura 5. Ejemplo de la representación espacial de la parcela de muestreo.

Muestras pareados y estimaciones integrando datos duros y blandos

Para codificar la información de la función acumulada de probabilidad es posible usar las variables indicadoras (Journel, 1983), asociadas al muestreo cuantitativo:

$$I(x; z_c) = P(Z(x) \leq z_c | Z(x)) = \begin{cases} 1, & Z(x) \leq z_c \\ 0, & Z(x) > z_c \end{cases} \quad (1)$$

El momento de orden uno de la variable indicadora es:

$$E[I(x; z_c)] = P[Z(x) \leq z_c] = F(z_c) \quad (2)$$

donde $F(z_c)$ es la distribución de probabilidad acumulada.

Para definir la calidad de la variable indirecta \hat{Z} (muestreo semicuantitativo) es necesario definir las métricas del error de una mala clasificación (Alabert, 1987):

$$p_1 = P(\hat{Z}(x) \leq z_c | Z(x) \leq z_c) \quad (3)$$

$$p_2 = P(\hat{Z}(x) \leq z_c | Z(x) > z_c) \quad (4)$$

Una variable indirecta \hat{Z} se considera de buena calidad si $p_1 \rightarrow 1$ $p_2 \rightarrow 0$. En el caso de $p_1 = p_2$ la variable \hat{Z} no contiene información.

Las probabilidades de mala clasificación pueden estimarse usando datos de calibración entre variables duras (datos cuantitativos) y blandas (datos semicuantitativos) (Figura 6), lo que permite establecer métricas de incertidumbre para la fusión de información.

La estimación de las probabilidades de la función indicador de verosimilitud está definida por el número de puntos que caen dentro de cada región (Alabert, 1983):

$$p_1(z_c) = \frac{A}{A+D} \quad (5)$$

$$p_2(z_c) = \frac{B}{B+C} \quad (6)$$

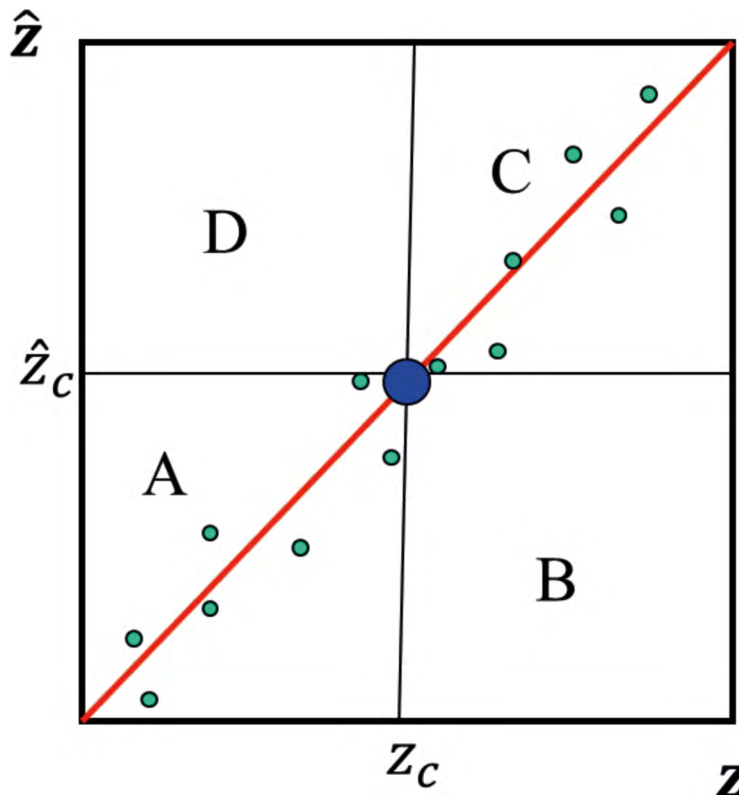


Figura 6. Relación entre la variable dura (Z) y la blanda (\hat{Z}) para estimar las probabilidades de mala clasificación.

En el caso de intervalos asociados a las variables, la Figura 7 muestra el uso de la relación entre la variable dura y la blanda.

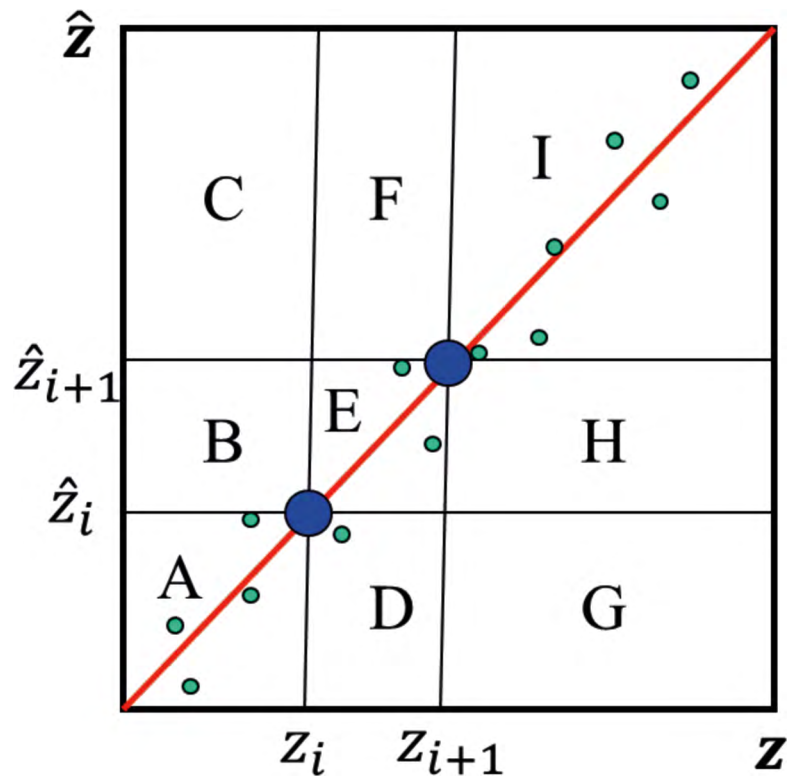


Figura 7. Relación entre la variable dura y la blanda, caso de clases.

De la Figura 7, las probabilidades de clasificación pueden estimarse (Wingle y Poeter, 1998) de:

$$p_1 = \frac{E}{D + E + F} \quad (7)$$

$$p_2 = \frac{B+H}{A+B+C+G+H+I} \quad (8)$$

Los tipos de datos, sus formas y medidas de incertidumbre, se muestran en el Cuadro 5. En el caso del rango de valores, se desconocen sus valores dentro del intervalo, lo cual no es equivalente a una distribución de probabilidad uniforme. El uso de valores arriba o debajo de un umbral permite establecer

las condiciones a cumplir por las estimaciones de datos. El uso de métricas de incertidumbre de los datos indirectos establece criterios de la calidad de la información. Finalmente, el uso de distribuciones de probabilidad permite utilizar el conocimiento *a priori* de la información.

La codificación de los datos duros y blandos sigue reglas simples de cumplimiento de los límites establecidos (Alabert, 1987; Goovaerts, 1997; Wingle *et al.*, 1998; Zhu and Journel, 1993).

Un primer paso consiste en definir los intervalos de la variable para poder codificar (vector de información) los diferentes tipos de datos en $N_c + 1$ intervalos. La Figura 8 muestra la codificación de los distintos tipos de datos definidos en el Cuadro 5.

Cuadro 5. Tipos de datos, su formato y medidas de incertidumbre.

Tipo de Datos	Categoría Datos	Formato	Medida de incertidumbre
Duro		Valor único de $z(x)$	Sin incertidumbre en $z(x)$
	Tipo A	Valor único impreciso $\hat{z}(x)$	Índice de calidad
	Tipo B1	$[z_{min}, z_{max}]$ $z_{min} \leq z(x) \leq z_{max}$	Anchura del intervalo
Blando	Tipo B2	$z(x) \leq z_{max}$	Límite superior
	Tipo B3	$z(x) \geq z_{min}$	Límite inferior
	Tipo C	Distribución de probabilidad	Distribución de probabilidad

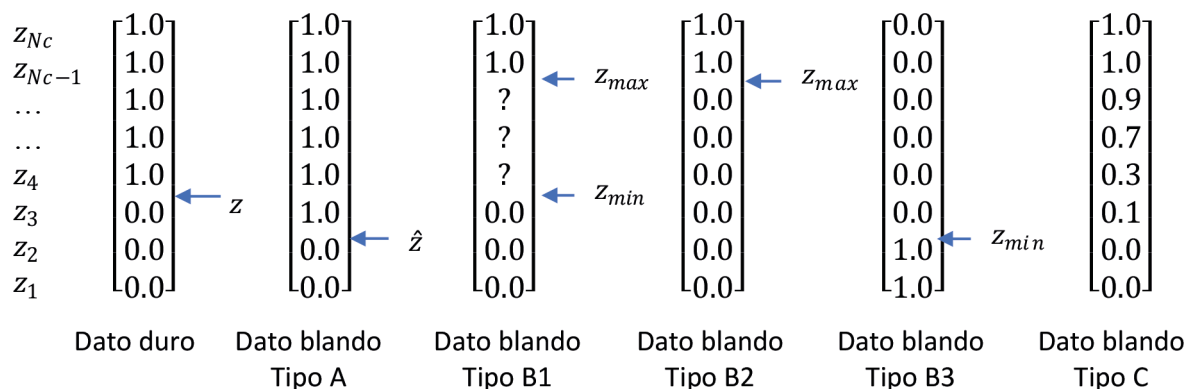


Figura 8. Codificación de los distintos tipos de datos. La posición de la flecha define el valor o valores umbral utilizados.

Con el uso de datos duros (Nh) y datos blandos (Ns), * se utiliza para connotar estimaciones) de: la estimación de $F(z_k)$ puede realizarse (el superíndice

$$F^*(z_k) = \omega \left[\sum_{\alpha=1}^{Nh} v_{\alpha} i(x_{\alpha}; z_k) \right] + (1 - \omega) \left[\sum_{\beta=1}^{Ns} \lambda_{\beta} \frac{i(x_{\beta}; z_k) - p_2^*(x_{\beta}; z_k)}{p_1^*(x_{\beta}; z_k) - p_2^*(x_{\beta}; z_k)} \right] \quad (9)$$

con:

$$\omega = \frac{Nh}{Nh + Ns} \quad (10)$$

Los pesos ν_α y λ_β pueden establecerse como equivalentes a $\frac{1}{N_h}$ y $\frac{1}{N_s}$, respectivamente. Para el caso donde los datos están agrupados espacialmente, es necesario utilizar técnicas que reduzcan la influencia de estos datos, por lo que se puede utilizar la técnica de desagrupamiento de celdas (Journel, 1983).

Datos cuantitativos (duros) y semicuantitativos (blandos) de estimación

Con el objetivo de mostrar ejemplos de la integración de datos duros y blandos se consideran las estimaciones de la biomasa aérea usando el área basal

de los árboles y el carbono orgánico de los suelos, de acuerdo con los protocolos de muestreo cuantitativo o datos duros (PMC, 2011b) y muestreo semicuantitativo o datos blandos (PMC, 2011c).

Para el caso de datos cuantitativos para estimar la biomasa aérea y carbono, las estimaciones se realizan con relaciones alométricas generales, relacionadas con el diámetro normal D_n (de Jong *et al.*, 2010), o específicas, relacionadas con el diámetro normal y la altura total (Rojas-García *et al.*, 2015). El uso de relaciones alométricas establece una relación del tipo de vegetación con el área basal (AB) en la parcela de muestreo (Figura 9).

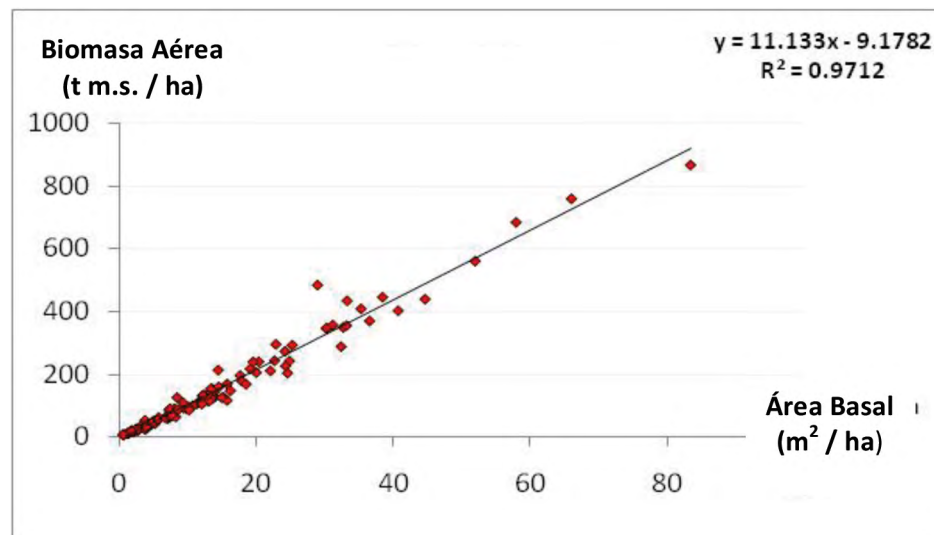


Figura 9. Relación entre el área basal ($m^2 ha^{-1}$) y la biomasa aérea (t de materia seca / ha) de los bosques mesófilos de montaña de Chiapas, con datos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos de la Comisión Nacional Forestal.

Para los datos semicuantitativos, con el uso de la técnica de Bitterlich, el área basal se estima de:

$$G = (FAB)(Conteo) \quad (11)$$

donde el área basal G está en $m^2 ha^{-1}$, FAB es el factor de área basal (K) y $Conteo$ se refiere al número de árboles contados asociados a K , Figura 3.

Para la estimación del almacén del carbono orgánico del suelo (COS) se requiere conocer la fracción de fragmentos gruesos ($> 2mm$) o FG del suelo, ya que se introducen errores en las estimaciones al no considerarlos (Mehler *et al.*, 2014; Poeplau *et al.*, 2017; Poesen y Lavee, 1994; Rytter, 2012). Los datos de FG son escasos en las bases de datos de COS disponibles (Kern, 1995), por lo que se requiere su

evaluación en campo o laboratorio para realizar las correcciones correspondientes.

La estimación del almacén COS puede realizarse por (Poeplau *et al.*, 2017):

$$COS = CO_{ff}DA(1 - FG)P \quad (12)$$

donde el COS está en $Mg C ha^{-1}$, CO_{ff} es la concentración (%) de carbono orgánico en la fracción fina del suelo ($\leq 2mm$), DA es la densidad aparente del suelo ($g cm^{-3}$), P es la profundidad del suelo (cm) y FG es la fracción (0-1) de fragmentos gruesos en el suelo (en masa). En muchas aplicaciones (Bautista *et al.*, 2016; Poeplau *et al.*, 2017) se utiliza FG como fracción en volumen, lo cual conduce a errores de estimación, aun cuando es posible realizar conversiones de estimaciones

volumétricas a las de masa, usando la densidad de las partículas minerales (2.7 g cm^{-3}). Mehler *et al.* (2014) han señalado que el uso de una densidad constante de las partículas minerales conduce a errores de estimación, ya que la densidad varía en función del intemperismo y porosidad de los suelos (Poesen y Lavee, 1994).

Para los datos semicuantitativos o blandos, la relación (10) se utiliza con FG en términos volumétricos, estimada visualmente con el uso de cuadros guía (Folk, 1951), tal como se discute en Bautista *et al.* (2016). La densidad aparente del suelo puede realizarse con estimaciones usando el cuadro guía (Cuadro 6) de FAO (2009). Las descripciones que se definen en el Cuadro 6, se adaptaron a las clases de compactación usadas en el muestreo semicuantitativo (PMC, 2011c).

Para realizar las estimaciones de CO_{ff} , es posible usar las tablas de color de Munsell (valor y matiz), dado que se han establecido relaciones empíricas (Fernández *et al.*, 1988; Franzmeier, 1988; Konen *et al.*, 2003; Schulze *et al.*, 1993; Steinhardt y Franzmeier, 1979; Wills *et al.*, 2007), que son dependientes de la humedad del suelo (Fernández *et al.*, 1988; Konen *et al.*, 2003) y su textura (Franzmeier, 1988; Schulze *et al.*, 1993; Steinhardt y Franzmeier, 1979). Las guías elaboradas por la FAO (2009), (Cuadro 7), se usaron como base para establecer relaciones entre el estado de humedad, la textura y el sistema de Munsell, de acuerdo con las clases definidas de textura y colores del muestreo semicuantitativo (PMC, 2011c).

Cuadro 6. Guías para estimación de la densidad aparente del suelo.

Observación	Forma frecuente del ped	Densidad aparente (kg dm^{-3}) Código
Suelos arenosos, limosos y francos con bajo contenido de arcilla		
Muchos poros, materiales húmedos se sueltan rápidamente de la barrena; materiales con poros vesiculares, suelos minerales con propiedades ándicas.	Granular	< 0,9 BD1
La muestra se desintegra al momento del muestreo, muchos poros visibles en la pared del perfil.	Granos simples, granular	0,9–1,2 BD1
La muestra se desintegra en fragmentos después de la aplicación de fuerza leve.	Granos simples, subangular, bloque angular	1,2–1,4 BD2
El cuchillo puede introducirse en el suelo húmedo con poca fuerza; la muestra se desintegra en pocos fragmentos, los cuales pueden aún dividirse.	Bloques angulares y subangulares, prismática, laminar	1,4–1,6 BD3
El cuchillo penetra solo 1-2 cm dentro el suelo húmedo, se requiere algo de esfuerzo, la muestra se desintegra en pocos fragmentos, los cuales no pueden ser sub-divididos.	Prismática, laminar y bloque angular	1,6–1,8 BD4
Se requiere de gran fuerza para introducir el cuchillo dentro del suelo, la muestra no puede ser desintegrada posteriormente.	Prismática	> 1,8 BD5

Cuadro 6. Guías para estimación de la densidad aparente del suelo. (Continuación).

Observación	Forma frecuente del ped	Densidad aparente (kg dm ⁻³) Código
Suelos francos con alto contenido de arcilla, suelos arcillosos		
Cuando se la deja caer, la muestra se desintegra en numerosos fragmentos, desintegración posterior de subfragmentos después de la aplicación de fuerza leve.	Bloques angulares	1,0–1,2 BD1
Cuando se la deja caer, la muestra se desintegra en pocos fragmentos, desintegración posterior de subfragmentos después de la aplicación de fuerza media.	Bloques angulares, prismática, laminar, columnar	1,2–1,4 BD2
Cuando se la deja caer, la muestra se mantiene mayormente intacta, mayor desintegración es posible si se aplica una gran fuerza.	Coherente, prismática, laminar (columnar, bloques angulares, laminar, forma de cuña)	1,4–1,6 BD3
Cuando se la deja caer, la muestra se mantiene intacta, no se puede lograr mayor desintegración aun si se aplica una muy gran fuerza.	Coherente (prismática, columnar, forma de cuña)	>1,6 BD4, 5

Nota: Si la materia orgánica es >2%, la densidad aparente debe ser reducida por 0.03 kg dm⁻³ por cada 1% de incremento en el contenido de la materia orgánica.

Cuadro 7. Estimación del contenido de materia orgánica, con base en el color del suelo de la tabla Munsell.

Color	Valor Munsell	Suelo húmedo			Suelo seco	
		A	AF, FA, F	FL, L, FYL, FY, FYA, YA, YL, Y	A	AF, FA, F
(%)						
Gris claro	7			< 0.3	< 0.5	< 0.6
Gris claro	6.5			0.3–0.6	0.5–0.8	0.6–1.2
Gris	6			0.6–1	0.8–1.2	1.2–2

Cuadro 7. Estimación del contenido de materia orgánica, con base en el color del suelo de la tabla Munsell. (Continuación).

Color	Valor Munsell	Suelo húmedo			Suelo seco		
		A	AF, FA, F	FL, L, FYL, FY, FYA, YA, YL, Y	A	AF, FA, F	FL, L, FYL, FY, FYA, YA, YL, Y
		(%)					
Gris	5.5			< 0.3	1–1.5	1.2–2	2–3
Gris	5	< 0.3	< 0.4	0.3–0.6	1.5–2	2–4	3–4
Gris oscuro	4.5	0.3–0.6	0.4–0.6	0.6–0.9	2–3	4–6	4–6
Gris oscuro	4	0.6–0.9	0.6–1	0.9–1.5	3–5	6–9	6–9
Gris negro	3.5	0.9–1.5	1–2	1.5–3	5–8	9–15	9–15
Gris negro	3	1.5–3	2–4	3–5	8–12	> 15	> 15
Negro	2.5	3–6	> 4	> 5	> 12		
Negro	2	> 6					

Nota: Si el croma está entre 3.5-6, adicionar 0.5 al valor; si el croma es > 6, adicionar 1.0 al valor.

En el caso de las estimaciones pareadas entre datos cuantitativos y semicuantitativos del COS, no se realizaron correcciones por fragmentos gruesos.

Parcelas de muestreo en la Región Sierra-Costa de Chiapas, México

En el año 2011, el Programa Mexicano del Carbono (PMC) organizó una campaña de muestreos, cuantitativos y semicuantitativos, como prueba de concepto del esquema de monitoreo comunitario (Paz *et al.*, 2012) en la Región Sierra-Costa de Chiapas, México. La Figura 10 muestra la localización de las comunidades donde se realizaron los muestreos.

Las seis comunidades consideradas y las estimaciones de los almacenes de carbono, se

documentan en Rojas-García *et al.* (2014), aunque para algunas de ellas no hay información completa o muestreos cuantitativos suficientes para el análisis pareado (datos duros). Las estimaciones que se muestran en el documento previamente mencionado, utilizan otro esquema de estimación que difiere de la integración de datos duros y blandos (Paz y de Jong, 2012).

La comunidad Pakayal cuenta con 10 muestreos cuantitativos pareados con 10 muestreos semicuantitativos, más un número suficiente de muestreos semicuantitativos adicionales. La Figura 11 muestran la localización de la comunidad y la distribución de muestreos. La Figura 12 muestra la distribución de los usos de suelo y vegetación en la comunidad.

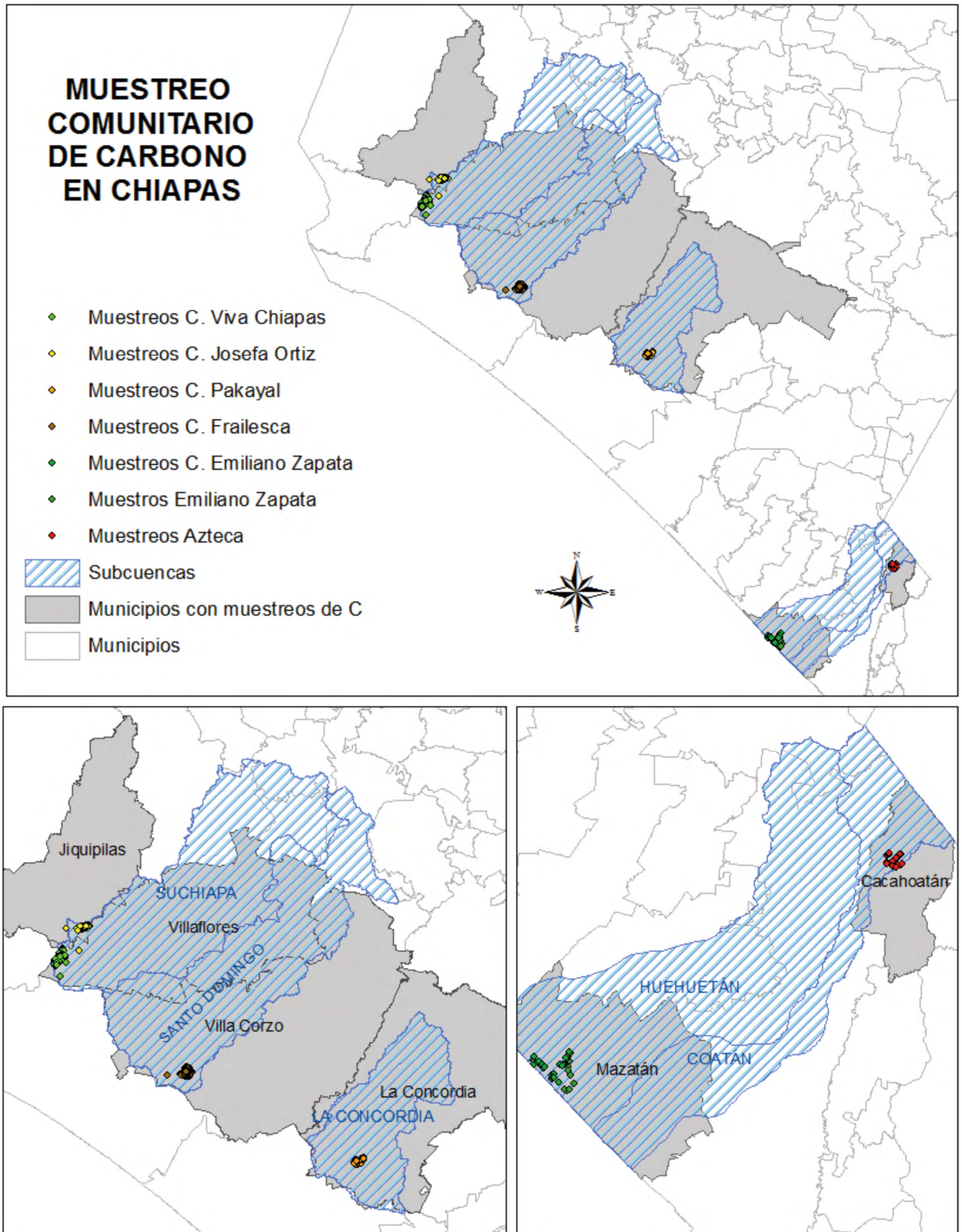


Figura 10. Ubicación general de los sitios de muestreo de carbono en Chiapas.

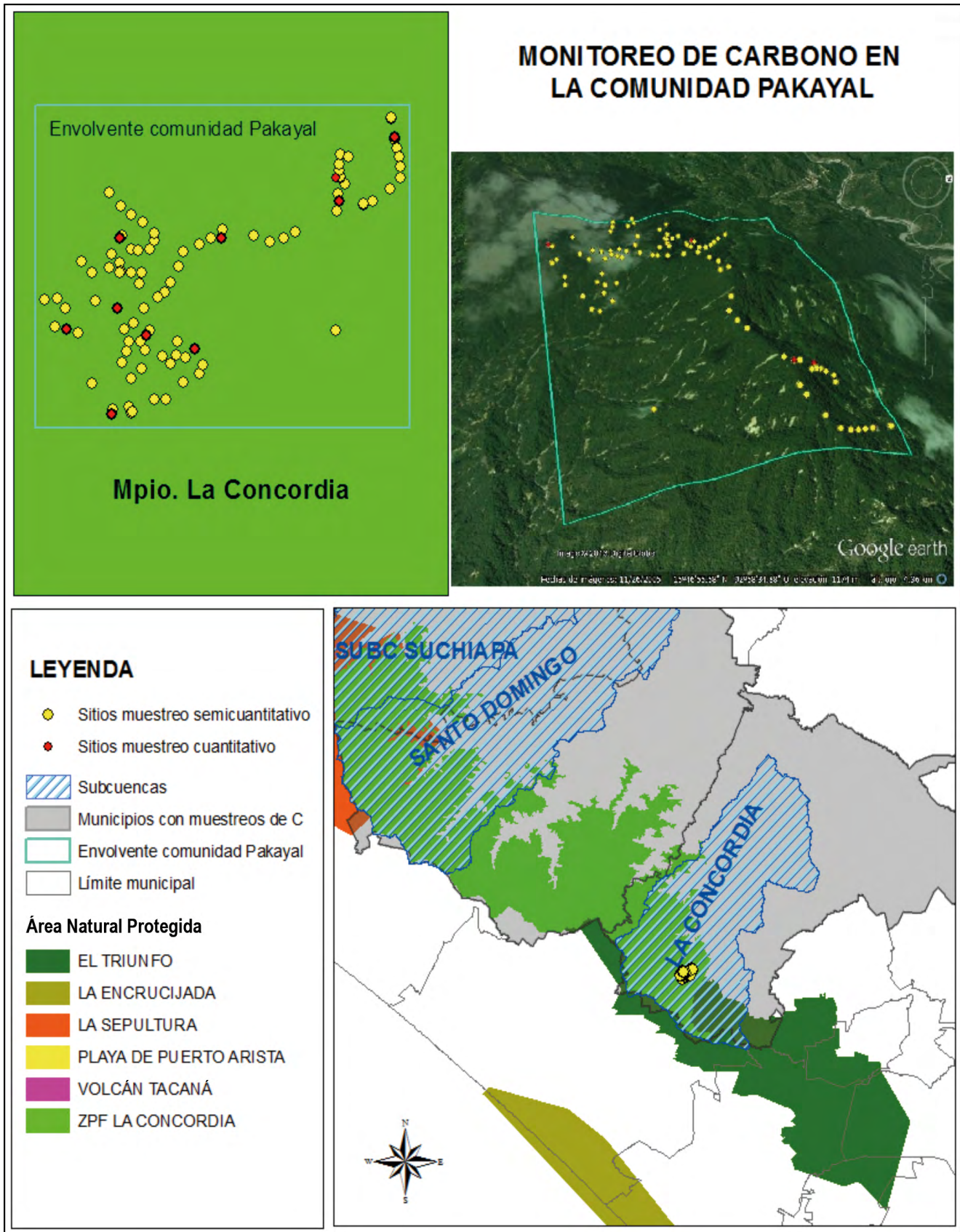


Figura 11. Sitios de monitoreo de carbono en la comunidad Pakayal.

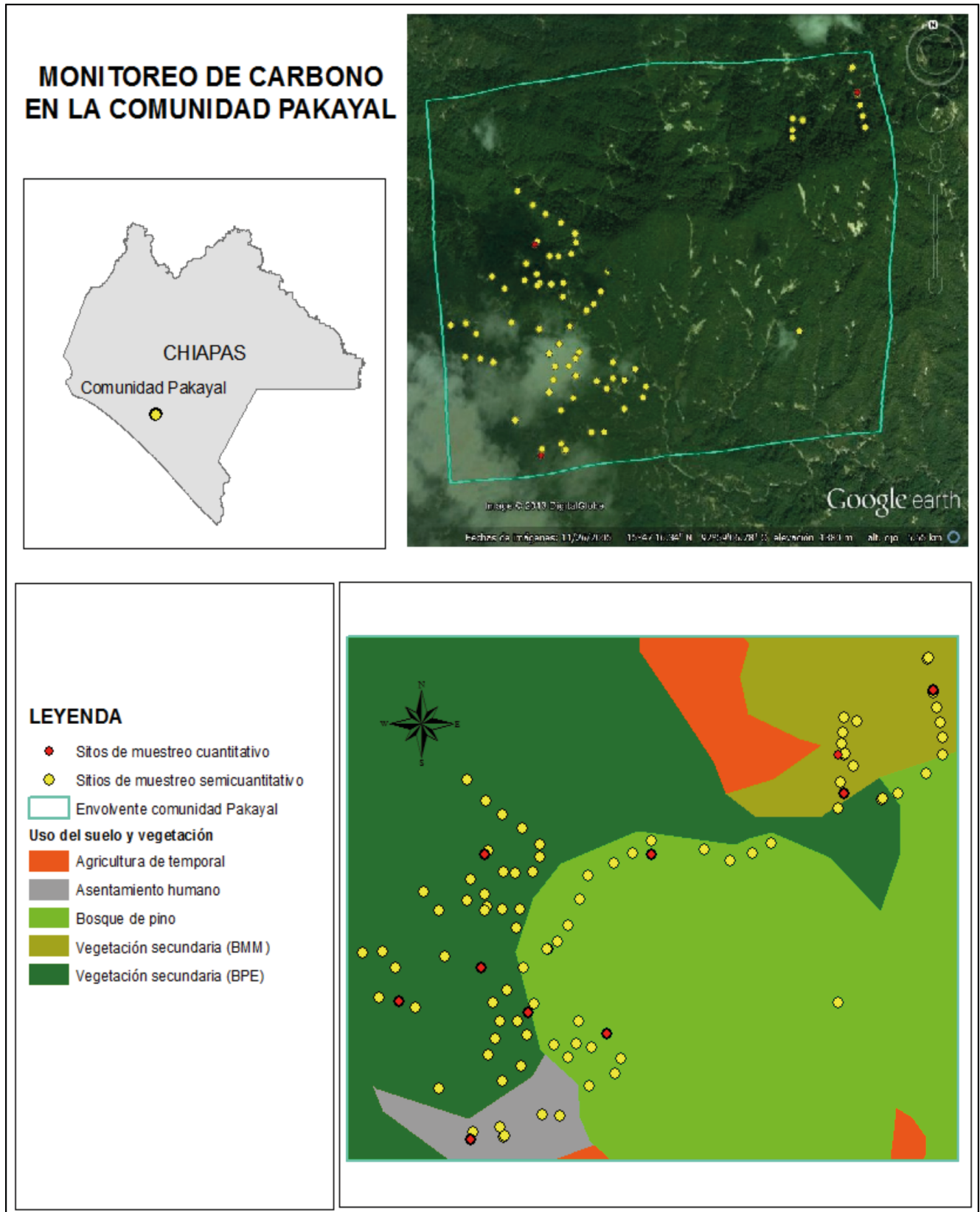


Figura 12. Uso del suelo y vegetación en los sitios de monitoreo de carbono de la comunidad Pakayal.

RESULTADOS

Estimación del área basal

Para estimar la biomasa aérea de las parcelas de muestreo cuantitativas se pueden utilizar relaciones alométricas (de Jong *et al.*, 2010; Rojas-García *et al.*, 2015) o las relaciones G-Biomasa aérea, tal como se muestra en la Figura 9. Si se considera que el tipo de

vegetación predominante en la comunidad Pakayal es el bosque mesófilo de montaña y los bosques de pino y pino-encino, se pueden utilizar las relaciones G-Biomasa aérea de la Figura 13. De las relaciones de la Figura 9 y 13, se puede establecer una relación única para los tipos de bosques de la comunidad, simplificando el proceso de estimación de la biomasa aérea a la estimación del área basal.

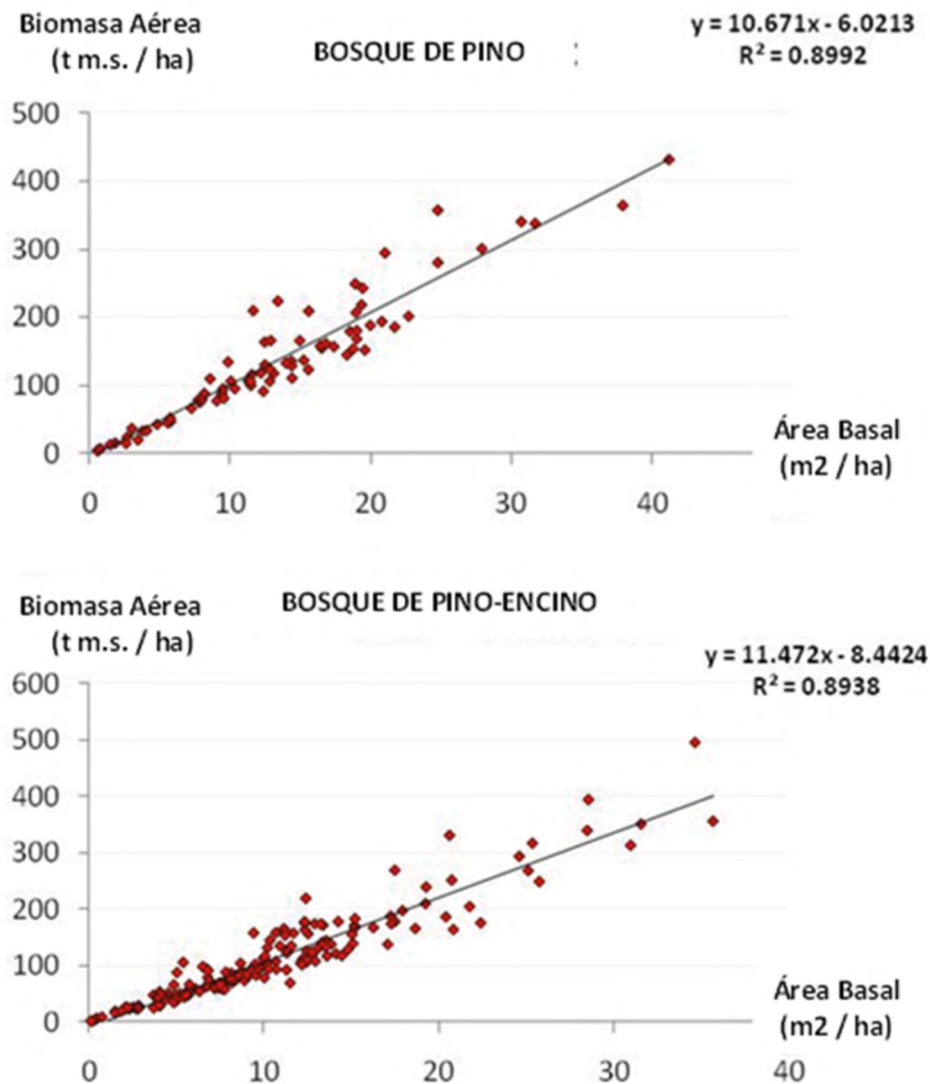


Figura 13. Relación entre el área basal (m² ha⁻¹) y la biomasa aérea (Mg ha⁻¹ de materia seca) de los bosques de pino y pino-encino de Chiapas, con datos del Inventario Nacional Forestal y de Suelos de la Comisión Nacional Forestal del 2009.

La Figura 13 muestra la relación entre los datos duros y blandos de G para los 10 muestreos cuantitativos y semicuantitativos pareados. La relación es de tipo, Figura 14a:

$$\hat{z} = a + bz \quad (13)$$

donde a y b son constantes del ajuste estadístico. Para la estimación de las probabilidades de clasificación p_1 y p_2 se puede transformar la relación (13), Figura 14b:

$$\frac{(z-a)}{b} = z \quad (14)$$

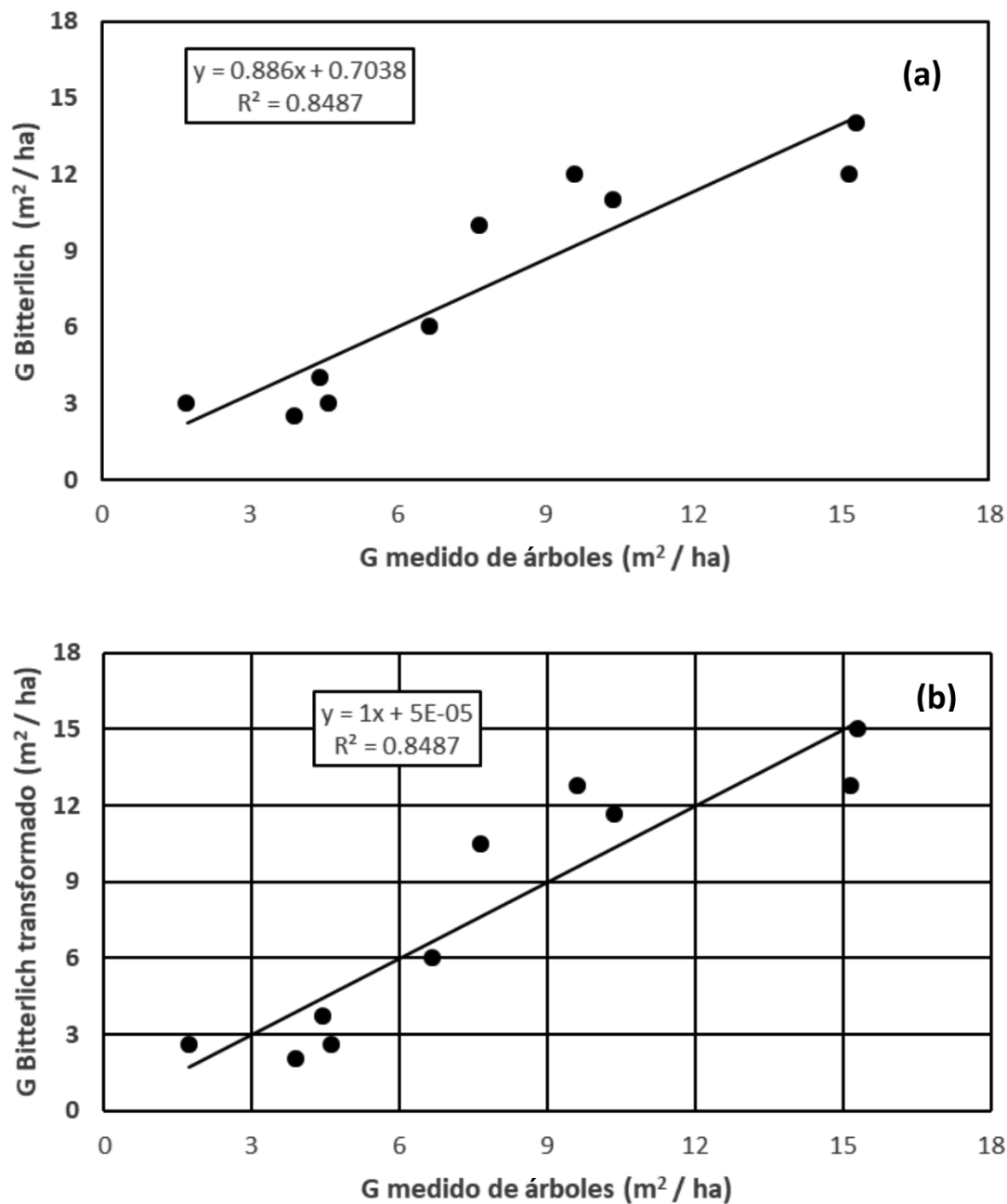


Figura 14. Relación entre datos duros y blandos para G. (a) datos originales y (b) datos transformados.

El Cuadro 8 muestra la codificación de los datos duros para G (m² ha⁻¹) para la distribución de probabilidad acumulada (límites superiores de z), con un promedio de 7.953 m² ha⁻¹.

Cuadro 8. Codificación de los datos duros z.

Límite Superior z	P ₁	P ₂	10.380	6.674	4.622	1.733	3.911	9.609	4.440	15.322	15.176	7.661
3	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
6	1	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0
9	1	0	0	1	1	1	1	0	1	0	0	1
12	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1
15	1	0	1	1	1	1	1	1	1	0	0	1
17	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

En el Cuadro 9 se muestra la codificación de los datos blandos para G (m² ha⁻¹), donde p₁ y p₂ se estimaron de acuerdo con la Figura 6 y relaciones (5) y (6). Nótese que para los límites superiores 15 y 17 m² ha⁻¹ se tiene p₂ = 0.5, por lo que no contiene información susceptible de usarse.

Cuadro 9. Codificación de los datos blandos \hat{z} pareados con datos duros z.

Límite Superior \hat{z}	p ₁	p ₂	11.621	5.978	2.592	2.592	2.027	12.750	3.720	15.007	12.750	10.492
3	1.000	0.222	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
6	1.000	0.167	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0
9	0.833	0.000	0	1	1	1	1	0	1	0	0	0
12	0.875	0.000	0	1	1	1	1	0	1	0	0	1
15	1.000	0.500	1	1	1	1	1	1	1	0	1	1
17	1.000	0.500	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

La distribución de probabilidad acumulada $F(z)$ de los datos duros se muestra en la Figura 15, en donde se observa que para $F(z) = 0.8$ los valores son constantes.

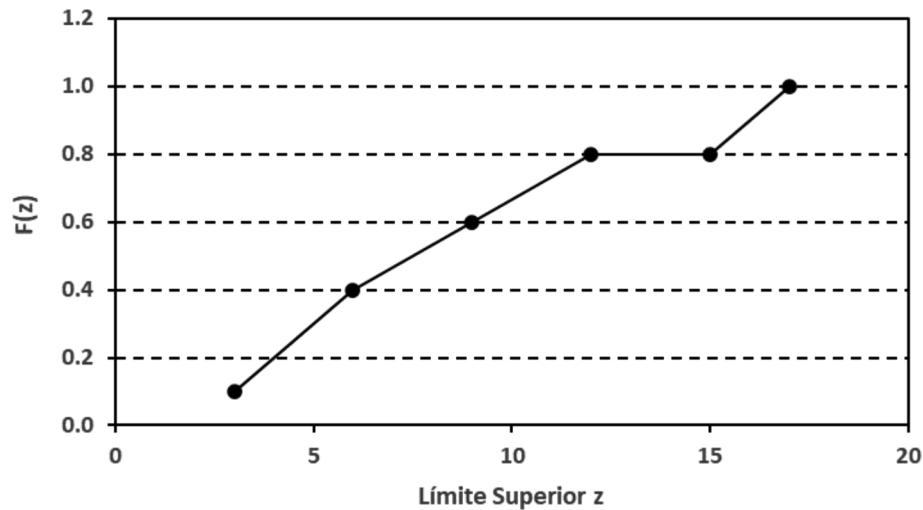


Figura 15. Distribución de probabilidad acumulada $F(z)$ para los datos duros.

En la Figura 16 se muestra la distribución de probabilidad acumulada con el uso de datos duros ($N_h = 10$) y datos blandos ($N_s = 27$), relación (9), donde los límites inferior y superior se extrapolaron linealmente (Goovaerts, 1997).

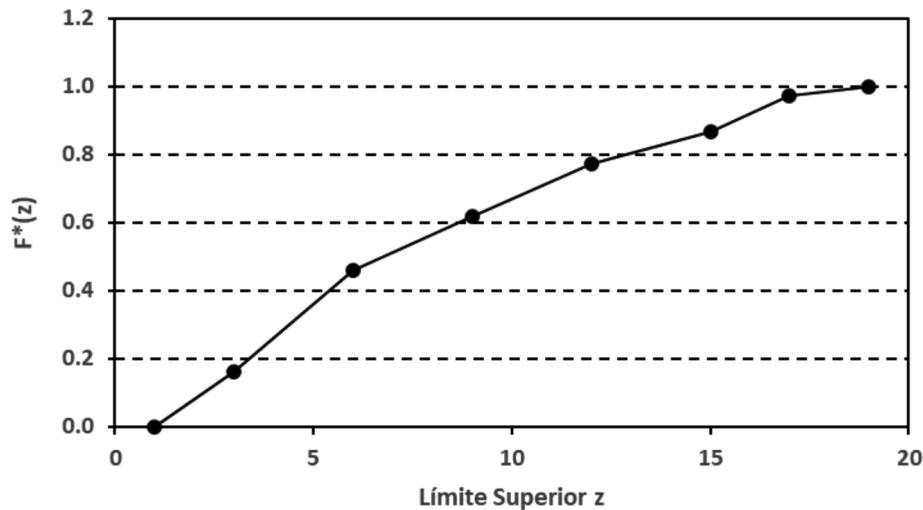


Figura 16. Distribución de probabilidad acumulada $F^*(z)$ para los datos duros y blandos con el uso de la relación (9) y extrapolando valores para el límite inferior y superior de la distribución.

El promedio de la estimación de G es de $7.943 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$, valor cercano al estimado con los datos duros. Con la distribución de probabilidad acumulada es posible definir el intervalo de confianza del promedio en términos no paramétricos.

Estimación del carbono orgánico del suelo

Para evaluar el contenido de carbono orgánico del suelo o COS (Mg C ha^{-1}) con datos de los muestreos semicuantitativos, se estimó la densidad aparente del suelo con el uso de las categorías de compactación de suelo establecidas y las clases de colores definidas. No se realizó corrección para los fragmentos gruesos en los datos cuantitativos, ni semicuantitativos.

La Figura 17a muestra la relación de la concentración de COS medida con datos duros (COS medidos) y estimada con datos blandos (COS estimado). En la Figura 17b se muestra la relación transformada entre los tipos de datos usando la relación (14). De acuerdo

con la información, la estimación de la distribución de probabilidad acumulada sigue los mismos pasos que en el caso del área basal G, discutida previamente.

El uso del promedio de las clases de densidad aparente (Cuadro 6) y de materia orgánica del suelo (carbono orgánico = $0.58 \times$ materia orgánica) (Cuadro 7), no refleja las incertidumbres en las estimaciones del COS. Una forma más adecuada de considerar las estimaciones de la densidad aparente y concentración de carbono orgánico en el COS es el uso de intervalos asociados a clases, tal como se sugiere en los cuadros 6 y 7. Para realizar estimaciones del COS, relación (12), se debe emplear la aritmética de intervalos (Moore, 1966).

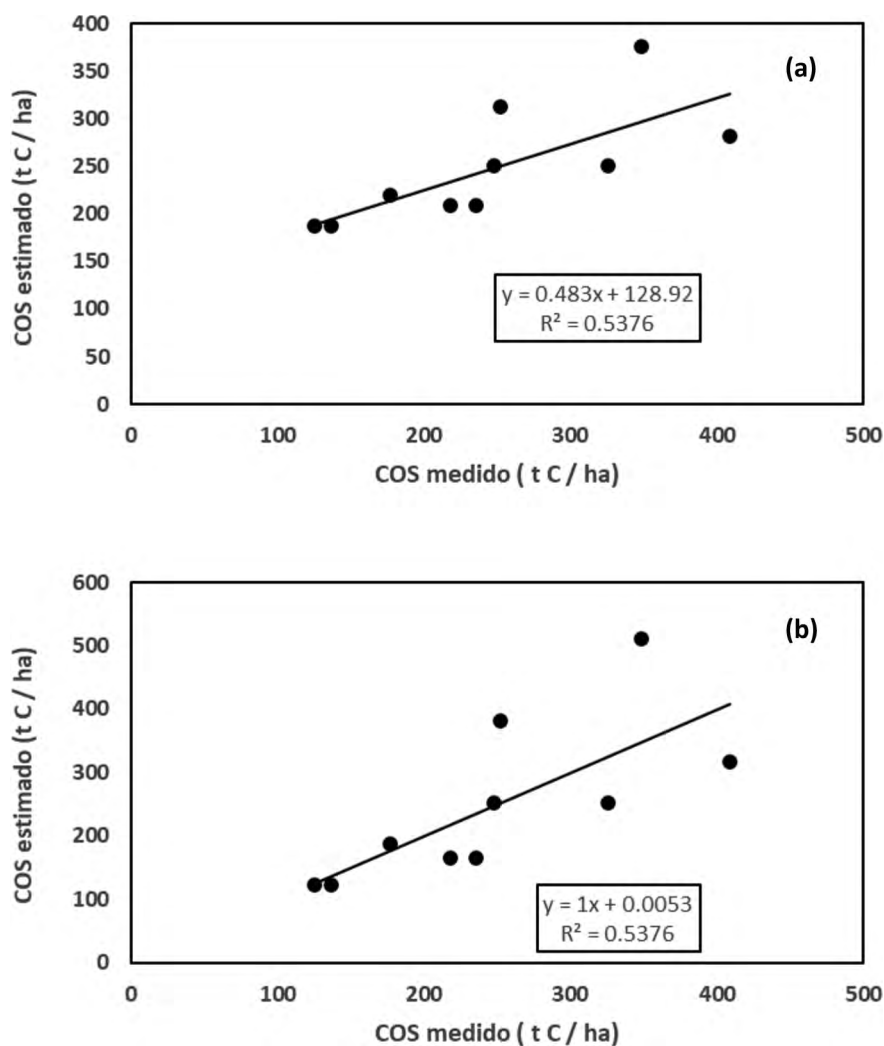


Figura 17. Relación entre datos duros (medidos) y blandos (estimados) para el carbono orgánico del suelo. (a) datos originales y (b) datos transformados.

DISCUSIÓN

La integración de datos duros y blandos a través de las probabilidades de clasificación, admite fusionar información de muestreos profesionales (cuantitativos) y comunitarios (semicuantitativos) en forma correcta, permitiendo el uso de datos indirectos objetivos o subjetivos para realizar estimaciones con diferentes niveles de incertidumbre. La determinación de las probabilidades de clasificación p_1 y p_2 permite cuantificar la incertidumbre en las relaciones entre datos duros y blandos, de tal manera que la contribución de los datos blandos a los datos duros puede incorporarse en forma adecuada.

Los resultados obtenidos de la aplicación de la metodología de integración de fuentes de información a las comunidades de la Región Sierra-Costa, particularmente en la comunidad Pakayal, muestran el potencial para reducir las incertidumbres al considerar el uso de variables indirectas fácilmente medibles en campo, reduciendo tiempos y costos de los inventarios de los almacenes de carbono.

Para extender el uso y precisión del uso de datos blandos es posible la utilización de dispositivos móviles (celulares o SmartPhones) en los monitoreos comunitarios (Pratihast *et al.*, 2013b). Para el caso del área basal de los árboles, el uso de la técnica de Bitterlich se ha implementado en dispositivos móviles con resultados aceptables (Ficko, 2020; Molinier *et al.*, 2016; Pitkänen *et al.*, 2022; Rybakov *et al.*, 2018; Vastaranta *et al.*, 2015), así como las estimaciones del diámetro normal y la altura total (Vastaranta *et al.*, 2015) o la altura total de los árboles (Bijak y Sarzynski, 2015).

La estimación del mantillo mediante el uso de dispositivos móviles también ha dado buenos resultados (Laamrani *et al.*, 2018).

Aun cuando se ha propuesto el uso de dispositivos móviles para estimar los componentes del almacén de carbono orgánico del suelo mediante estimaciones indirectas y visuales, usando las relaciones de FAO (2009) para la densidad aparente y la materia orgánica del suelo (Bautista *et al.*, 2016), el proceso automático de las componentes se ha implementado en diferentes aplicaciones.

Se ha considerado la evaluación del color del suelo para la estimar la concentración de carbono orgánico (CO) con el sistema de color Munsell-HVC

(Hue, Value, Chroma) en aplicaciones de dispositivos móviles (Fan *et al.*, 2017; Gómez-Robledo *et al.*, 2013) y los resultados han sido mixtos, pero también pueden usarse otros sistemas (Viscarra *et al.*, 2006). El sistema de la Comisión Internationale l'Eclairage denominado CIE-L*a*b* se ha propuesto como un sustituto mejor que el sistema de Munsell (Melville y Atkinson, 1985) y se utilizó para caracterizar los óxidos de Fe del suelo (Kirillova *et al.*, 2015; Moritsuka *et al.*, 2014; Viscarra-Rosell *et al.*, 2008; Vodyanitskii y Kirillova, 2016; Vodyanitskii y Savichev, 2017). El CO ha sido relacionado con L* (Baumann *et al.*, 2016; Moritsuka *et al.*, 2014; Vodyanitskii y Kirillova, 2016) y con los parámetros L*, a* y b* usando relaciones lineales (Jorge *et al.*, 2021; Liles *et al.*, 2013; Vodyanitskii y Savichev, 2017) que mejoran las correlaciones obtenidas. La humedad del suelo interfiere con las relaciones de CO para valores mayores del 10%, por lo que debe considerarse al momento de establecer relaciones con CIE-L*a*b* (Fu *et al.*, 2019).

Los dispositivos móviles con estimaciones del color del suelo han sido propuestos para la ciencia ciudadana (Jorge *et al.*, 2021) de estimaciones masivas. Las relaciones establecidas por FAO (2009) para el caso del color y la textura del suelo usando el sistema de Munsell, pueden convertirse al sistema CIE-L*a*b* (Kirillova *et al.*, 2015) de modo que pueda usarse para estimaciones de ciencia ciudadana.

El uso de dispositivos móviles también se ha utilizado en estimaciones de fragmentos gruesos, en términos volumétricos y gravimétricos, con resultados alentadores (Gallegos *et al.*, 2021; Jiang *et al.*, 2020; Rahmani *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019).

CONCLUSIONES

La integración de datos duros (cuantitativos) y blandos (semicuantitativos) usando probabilidades de clasificación, permite el uso intensivo de información indirecta de bajo costo y rápida. Con el enfoque de integración de datos, el monitoreo comunitario es fácil de implementar, reduciendo la complejidad de sus estimaciones, sin disminuir artificialmente las incertidumbres asociadas a los diferentes tipos de datos.

La extensión de los monitoreos comunitarios al uso de dispositivos móviles, permite estandarizar los procesos de evaluación en forma precisa, facilitando la estimación de las componentes de los almacenes de carbono.

RECONOCIMIENTO

El autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo a través del FORDECYT-PRONACES para realizar este trabajo mediante el financiamiento al proyecto 319069 “Resiliencia y estabilidad socioecológica de la cafecultura mexicana bajo sombra: hacia nuevos paradigmas”

LITERATURA CITADA

- Alabert, F. 1987. Stochastic Imaging of Spatial Distributions using Hard and Soft Information. M.Sc. Thesis. Stanford University. Stanford, CA. 416 p.
- Angelsen, A., C. Martius., V. De Sy., A. E. Duchelle., A. M. Larson and P. T. Thuy. 2021. REDD+: La Transformación. Lecciones y Nuevas Direcciones. CIFOR. Bogor, Indonesia. 338 p.
- Baumann, K., I. Schöning., M. Schrupf., R. H. Ellerbrock and P. Fourier. 2016. Rapid assessment of soil organic matter: soil color analysis and Fourier transform infrared spectroscopy. *Geoderma* 278:49-57.
- Bautista, F., E. García and A. Gallegos. 2016. The App SOC plus a tool to estimate and calculate organic carbon in the soil profile. *Journal of Applied Research and Technology* 14:135-139.
- Bijak, S. and J. Sarzyński. 2015. Accuracy of smartphone applications in the field measurements of tree height. *Folia Forestalia Polonica* 57: 240–244.
- Brofeldt, S., I. Theilade., N. D. Burgess., F. Danielsen., M. K. Poulsen., T. Adrian., T. N. Bang., A. Budiman., J. Jensen., A. E. Jensen., Y. Kurniawan., S. B. L. Laegaard., Z. Mingxu., M. van Noordwijk., S. Rahayu., E. Rutishauser., D. Schmidt-Vogt., Z. Warta and A. Widayati. 2014. Community monitoring of carbon stocks for REDD+: does accuracy and cost change over time? *Forests* 5:1834-1854.
- Climate Action Reserve. 2020. Protocolo Forestal para México. Versión 2.0. https://www.climateactionreserve.org/wp-content/uploads/2020/08/Mexico_Forest_Protocol_V2.0_Espanol_Package_080420.pdf (Consulta: octubre 10, 2021).
- CONAFOR. 2009. Manual y Procedimientos para el Muestreo de Campo (Re-Muestreo 2009). Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jalisco, México. 140 p.
- Danielsen, F., M. Skutsch., N. D. Burgess., P. M. Jensen., H. Andriandrasana., B. Karky., R. Lewis., J. C. Lovett., J. Massao., Y. Ngaga., P. Phartiyal., M. K. Poulsen., S. P. Singh., S. Solis., M. Sorensen., A. Tewari., R. Young and E. Zahabu. 2011. At the heart of REDD+: a role for local people in monitoring forests? *Conservation Letters* 4:158-167.
- Danielsen, F., N. D. Burgess., A. Balmford., P. F. Donald., M. Funder., J. P. G. Jones., P. Alviola., D. S. Baleté., T. Blomley., J. Brashares., B. Child., M. Enghoff., J. Fjeldsa., S. Holt., H. Hubertz., A. E. Jensen., P. M. Jensen., J. Massao., M. M. Mendoza., Y. Ngaga., M. K. Poulsen., R. Rueda., M. Sam., T. Skielboe., C. Stuart-Hill., E. Topp-Jorgensen and D. Yonten. 2009. Local participation in natural resource monitoring: a characterization of approaches. *Conservation Biology* 23:31-42.
- de Jong, B., C. Anaya., O. Maser., M. Olguín., F. Paz., J. Etchevers., R. D. Martínez., G. Guerrero and C. Balbontín. 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260:1689-1701.
- Fan, Z., J. E. Herrick., R. Saltzman., C. Matteis., A. Yudina., N. Nocella., E. Crawford., R. Parker and J. Van Zee. 2017. Measurement of soil color: a comparison between smartphone camera and the Munsell color charts. *Soil Science Society of America Journal* 81:1139-1146.
- FAO. 2009. Guía para la Descripción de Suelos. Roma, Italia. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2016000087> (Consulta: agosto 03, 2021).
- FAO. 2020. A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes. – GSOC-MRV Protocol. Rome, Italy. 140 p.
- Fernández, R. N., D. G. Schulze., D. L. Coffin and G. E. Van Scoyoc. 1988. Color, organic matter, and pesticide adsorption relationships in a soil landscape. *Soil Science Society of America Journal* 52:1023-1026.
- Ficko, A. 2020. Bayesian evaluation of smartphone applications for forest inventories in small forest holdings. *Forests* 11:1148. DOI:10.3390/f11111148.
- Folk, R. L. 1951. A comparison chart for visual percentage estimation. *Journal of Sedimentary Petrology* 21:32-33.
- Franzmeier, D. P. 1988. Relation of organic matter content to texture and color of Indiana soils. *Proceedings of the Indiana Academy of Sciences* 98:463-471.
- Fu, Y., P. Taneja., S. Lin., W. Ji., V. Adamchuk., P. Daggupati and A. Biswas. 2019. Predicting soil organic matter from cellular phone images under varying soil moisture. *Geoderma* 361:114020. DOI:10.1016/j.geoderma.2019.114020.
- Gallegos, A., F. García-Olía., A. Pereira-Corona and F. Bautista. 2021. Digital soil morphometrics of coarse fragments and horizon delineation in soil profiles from Central Mexico. *Geoderma Regional* 26: e00403. DOI:10.1016/j.geodrs.2021.e00403.
- GOFC-GOLD. 2016. A Sourcebook of Methods and Procedures for Monitoring and Reporting Anthropogenic Greenhouse Gas Emissions and Removals Associated with Deforestation, Gains and Losses of Carbon Stocks in Forests Remaining Forests, and Forestation. GOFC-GOLD Report version COP22-1. GOFC-GOLD Land Cover Project Office. Wageningen University, The Netherlands. 268 p.

- Gómez-Robledo, L., N. López-Ruiz., M. Melgosa., A. J. Palma., L. F. Capitán-Vallvey and M. Sánchez-Marañón. 2013. Using the mobile phone as Munsell soil-colour sensor: an experiment under controlled illumination conditions. *Computers and Electronics in Agriculture* 99:200-208.
- Goovaerts, P. 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press. New York, U.S.A. 483 p.
- Hawthorne, S. and M. Boissiere. 2014. *Literature Review of Participatory Measurement, Reporting and Verification (PMRV)*. Working Paper 152. CIFOR. Bogor, Indonesia. 27 p.
- Hawthorne, S., M. Boissiere., M. E. Felker and S. Atmadja. 2016. Assessing the claims of participatory measuring, reporting and verification (PMR) in achieving REDD+ outcomes: a systematic review. *Plos One* 11: e0157826. DOI: 10.1371/journal.pone.0157826.
- Hewson, M., K. Steininger y S. Pesmajoglou. 2014. *Manual de Medición, Reporte y Verificación (MRV) de REDD+ Versión 2.0*. Programa de Carbono Forestal, Mercados y Comunidades financiado por USAID. Washington, D.C., USA. 43 p.
- IPCC. 2003. *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Edited by Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraiishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC. 590 p.
- IPCC. 2006. *Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. H.S. Eggleston, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, and K. Tanabe (eds.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan. 20 p.
- Jiang, Z. D., Q. B. Wang., K. Adhikari., K. R. Brye., Z. X. Sun., F. J. Sun and P. R. Owens. 2020. A vertical profile imaging method for quantifying rock fragments in gravelly soil. *Catena* 193:104590. DOI: 10.1016/j.catena.2020.104590
- Jorge, N. F., J. Clark., M. L. Cárdenas., H. Geoghegan and V. Shannon. 2021. Measuring soil colour to estimate soil organic carbon using large-scale citizen science-based approach. *Sustainability* 3:11029. DOI:10.3390/du131911029
- Journel, A. G. 1983. Nonparametric estimation of spatial distributions. *Mathematical Geology* 15:445-468.
- Kern, J.S. 1995. Geographic patterns of soil water-holding capacity in the contiguous United States. *Soil Science Society of America Journal* 59:1126-1133.
- Kershaw, J. A., M. J. Ducey., T. W. Beers and B. Husch. 2016. *Forest Mensuration*. 5th ed. John Wiley and Sons. DOI: 10.1002/9781118902028.
- Kirillova, N. P., Y. N. Vodyanitskii and T. M. Sileva. 2015. Conversion of soil color parameters from Munsell system to the CIE-L*a*b* system. *Eurasian Soil Science* 48:468-475.
- Konen, M. E., C. L. Burras and J. A. Sandor. 2003. Organic carbon, texture, and quantitative color measurement relationship for cultivated soils in North Central Iowa. *Soil Science Society of America Journal* 67:1823-1830.
- Laamrani, A., R. Pardo-Lara, A., A. Berg., D. Branson and P. Joose. 2018. Using a mobile device “App” and proximal remote sensing technologies to assess soil cover fractions on agricultural fields. *Sensors* 18:708. DOI:10.3390/s18030708.
- Larrazábal, A., M. K. McCall., T. H. Mwampamba and M. Skutsch. 2012. The role of community carbon monitoring for REDD+: a review of experiences. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4:707-716.
- Liles, G. C., D. E. Beaudette., A. T. O’Green and W. R. Horwath. 2013. Developing predictive soil C models for soils using quantitative color measurements. *Soil Science Society of America Journal* 77:2173-2181.
- McCall, M. K., N. Chutz and M. Skutsch. 2016. Moving from measuring, reporting, verification (MRV) of forest carbon to community mapping, measuring, monitoring (MMM): perspectives from Mexico. *Plos One* 11: e0146038. DOI: 10.1371/journal.pone.0146038.
- Mehler, K., I. Schöning and M. Beerli. 2014. The importance of rock fragment density for the calculation of soil bulk density and soil organic carbon stocks. *Soil Science Society of America Journal* 78:1186-1191.
- Melville, M. D. and G. Atkinson. 1985. Soil colour: its measurement and its designation in models of uniform colour space. *Journal of Soil Science* 36:495-512.
- Molinier, M., C. A. López-Sánchez., T. Toivanen., I. Korpela., J. J. Corral-Rivas., R. Tegujeff and T. Häme. 2016. Relasphone – mobile and participative in situ forest biomass measurements supporting satellite image mapping. *Remote Sensing* 8:869. DOI:10.3390/rs8100869.
- Moore, R. E. 1966. *Interval Analysis*. Prentice Hall. Englewood Cliff, New Jersey. Science 158:365. DOI: 10.1126/science.158.3799.365.
- Moritsuka, N., K. Matsuoka., K. Katsura., S. Sano and J. Yanai. 2014. Soil color analysis for statistically estimating total carbon, total nitrogen and active iron contents in Japanese agricultural soils. *Soil Science and Plant Nutrition* 60:474-485.
- Palmer-Fry, B. 2011. Community forest monitoring in REDD+: The “M” in MRV? *Environmental Science & Policy* 14:181-187.
- Paz, F. y B. de Jong. 2012. *Desarrollo de una estrategia de mapeo del carbono en ecosistemas terrestres usando fusión de información cuantitativa y semicuantitativa en campo bajo el principio de conservación de la incertidumbre*. pp. 275-280. En: F. Paz y R. Cuevas (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.

- Paz, F., B. de Jong., S. Covaleda., M. G. Morales., I. Amezcua., J. C. Gómez., M. M. Torres y A. Vargas. 2012. Monitoreo forestal comunitario en la Sierra Madre de Chiapas. pp. 759-766. En: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.
- Pitkänen, T. P., M. Rätty., P. Korhonen and J. Vauhkonen. 2022. Using auxiliary data to rationalize smartphone pre-harvest forest mensuration. *Forestry* 95:247-260.
- PMC. 2011a. Manual de criterios para la selección de las parcelas de muestreo cuantitativas y semicuantitativas (Versión 1.31). Coordinación: F. Paz, Colaboradores: M. Casiano, C.O. Cruz, J. Argumedo, B. de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México. 60 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php> (Consulta: noviembre 12, 2021).
- PMC. 2011b. Manual de campo para el Inventario Forestal Estatal Cuantitativo (Versión 2.11). Coordinación: F. Paz, Colaboradores: M. Casiano, C.O. Cruz, J. Argumedo, B. de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México. 129 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php> (Consulta: noviembre 19, 2021).
- PMC. 2011c. Muestreo semicuantitativo. Inventario Forestal Estatal Cuantitativo, Bosques y Selvas. Manual de Referencia (Versión 2.1). Coordinación: Fernando Paz, Colaboradores: Marcos Casiano, Carlos O. Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México. 49 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php> (Consulta: noviembre 24, 2021).
- PMC. 2015. Manual de procedimientos inventario semicuantitativo de carbono+. Estudio de factibilidad Técnica para el pago de bonos de carbono en el Estado de México (RETUS con BASES EDOMEX). Coordinación: Fernando Paz, Colaboradores: Fabiola Rojas-García y Julio Cesar Wong. Texcoco, Estado de México, México. 58 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php> (Consulta: noviembre 27, 2021).
- Poeplau, C., C. Vos and A. Don. 2017. Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *Soil* 3:61-66.
- Poesen, J. and H. Lavee. 1994. Rock fragments in top soils: significance and processes. *Catena* 23:1-28.
- Post, W. M., R. C. Izaurralde., L. K. Mann and N. Bliss. 2001. Monitoring and verifying changes of organic carbon in soil. *Climate Change* 51:73-99.
- Pratihast, A. K., M. Herold., V. Avitable., S. de Bruin., H. Bartholomeus., C. M. Souza and L. Ribbe. 2013b. Mobile devices for community-based REDD+ monitoring: a case study for Central Vietnam. *Sensors* 13:21-38.
- Pratihast, A. K., M. Herold., V. Sy., D. Murdiyarso and M. Skutsch. 2013a. Linking community-based and national REDD+ monitoring: a review of the potential. *Carbon Management* 4:91-104.
- Rahmani, H., G. Scanlan., M. Bennamoun and R. Bowles. 2019. Automated segmentation of gravel particles from depth images of gravel-soil mixtures. *Computers and Geosciences* 128:1-10.
- Rojas-García, F., B. H. J. de Jong., P. Martínez-Zurimendi y F. Paz-Pellat. 2015. Database of 478 allometric equations to estimate biomass for Mexican trees and forests. *Annals of Forest Science* 72:835-864.
- Rojas-García, F., M. I. Marín-Sosa y F. Paz Pellat. 2014. Monitoreo de Carbono en Seis Comunidades Ubicadas en la Sierra madre en el Estado de Chiapas. Consultoría: Estudio de Factibilidad para promover el acceso de los usuarios del suelo a mecanismos de mercado de los SE carbono, agua y biodiversidad en la región Sierra-Costa de Chiapas, preparado por Kibeltik Clima y Medio Ambiente para Conservación Internacional México. San Cristóbal de las Casas. Chiapas. http://pmcarbono.org/pmc/biblioteca/doc_socios.php (Consulta: diciembre 03, 2021).
- Romahn de la Vega, C. 1999. Relascopia, Una Técnica de Medición Forestal. División de Ciencias Forestales. Universidad Autónoma de Chapingo. México. 116 p.
- Rybakov, G., J. Peuhkurinen., P. Latva-Käyrä., M. Villikka., S. Sirparanta., A. Kolesnikov., V. Juntila and T. Kauranne. 2018. Combining camera relascope-measured field plots and multi-seasonal Landsat 8 imagery for enhancing the forest inventory of boreal forests in Central Russia. *Remote Sensing* 10:1796. DOI:10.3390/rs10111796.
- Rytter, R. M. 2012. Stone and gravel contents of arable soils influence estimates of C and N stocks. *Catena* 95:153-159.
- Schulze, D. G., J. L. Nagel., G. E. Van Scoyoc., T. L. Henderson., M. F. Baugardner and D. E. Stott. 1993. Significance of organic matter in determining soil colors. In: M. Bigham and E.J. Sjolokosz (eds.). *Soil Color*. SSSA Special Publication No. 31. Madison, WI, USA.
- Skutsch, M. 2011. *Community Forest Monitoring: Opportunities for the Carbon Market*. Earthscan. London, UK. 208 p.
- Skutsch, M. and E. Turnhout. 2020. REDD+: if communities are the solutions, what is the problem? *World Development* 130:104942. DOI: 10.1016/j.worlddev.2020.104942.
- Skutsch, M., E. Turnhout., M. J. Vijge., M. Herold., T. Wits., J. W. den Vesten and A. Balderas Torres. 2014b. Options for the national framework for benefit distribution and their relation to community-based and national REDD+ monitoring. *Forests* 5:1596-1617.
- Skutsch, M., M. K. McCall and A. P. Larrazábal. 2014a. Balancing view of community monitoring: the case of REDD+, Balancing views on community monitoring: the case of REDD+. A response to "towards a more balanced view on the potentials of locally-based monitoring". *Biodiversity and Conservation* 23:233-236.

- Steinhardt, G. C. and D. P. Franzmeier. 1979. Comparison of organic matter content with soil color for silty loam soils of Indiana. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 10:1271-1277.
- Vastaranta M., E. G. Latorre., V. Luoma., N. Saarinen., M. Holopainen and J. Hyypä. 2015. Evaluation of a smartphone app for forest sample plot measurements. *Forests* 6: 1179–1194.
- VCS. 2020. VCS Methodology VM0042. Methodology for Improved Agricultural Land Management. Version 1.0, Sectoral Scope 14. Document prepared by TerraCarbob LLC.113 p.
- Viscarra, R., B. Minasny., P. Roudier and A. B. McBratney. 2006. Colour space models for soil science. *Geoderma* 133:320-337.
- Viscarra-Rossel, R. A., Y. Fouad and C. Walter. 2008. Using digital camera to measure soil organic carbon and iron contents. *Bio-systems Engineering* 100:149-159.
- Vodyanitskii, Y. N. and A. T. Savichev. 2017. The influence of organic matter on soil color using the regression equations of optical parameters in the system CIE-L*a*b*. *Annals of Agrarian Science* 15:380-385.
- Vodyanitskii, Y. N. and N. P. Kirillova. 2016. Application of the CIE-L*a*b* system to characterize soil color. *Eurasian Soil Science* 49:1259-1268.
- Wills, S. A., C. L. Burras and J. A. Sandor. 2007. Prediction of soil organic carbon content using field and laboratory measurements of soil color. *Soil Science Society of America Journal* 71:380-388.
- Wingle, W. L. and E. P. Poeter, 1998. Classes vs. thresholds: A modification to traditional indicator simulation, *Advances in Geostatistics*, 1998 AAPG Annual Meeting. http://www.uncert.com/wwingle/pubs/aapg_98/class.pdf (Consulta: agosto 23, 2021).
- Wingle, W. L., E. P. Poeter and S. A. McKenna. 1998. *UNCERT User's Guide (Version 1.16 ±)*. Department of Geology and Geological Engineering. Colorado School of Mines. Golden, CO. 461 p.
- Zhang, Y., A. E. Hertemink and J. Huang. 2019. Quantifying coarse fragments in soil samples using a digital camera. *Eurasian Soil Science* 52:954-962.
- Zhu H., and A. G. Journel. 1993. Formatting and integrating soft data: stochastic imaging via the Markov-Bayes algorithm. *In*: A. Soares A. (ed.). *Geostatistics Tróia '92. Quantitative Geology and Geostatistics*, Vol 5. Springer, Dordrecht.

SISTEMA DE MEDICIÓN/MONITOREO, REPORTE Y VERIFICACIÓN (MRV) ASOCIADO AL BANCO MEXICANO DEL CARBONO: RASGOS PRINCIPALES

MEASUREMENT/MONITORING, REPORTING AND VERIFICATION (MRV) SYSTEM ASSOCIATED WITH THE MEXICAN CARBON BANK: MAIN FEATURES

Fernando Paz-Pellat^{1‡}

¹Programa Mexicano del Carbono y Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

[‡]Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

RESUMEN

El sistema de medición/monitoreo, reporte y verificación (MRV) es un factor crítico en la implementación de los mercados del carbono. Bajo la perspectiva de la iniciativa del Banco Mexicano del Carbono (BAMCAR) del Programa Mexicano del Carbono, el sistema MRV puede simplificarse para considerar solo la conservación de los almacenes de carbono, principalmente forestal. La estrategia de muestreo del sistema MRV de BAMCAR considera la diferencia mínima detectable en los almacenes de carbono para la implementación del diseño experimental. De igual manera, se considera la incertidumbre asociada a las estimaciones, para definir procedimientos de muestreo y verificación de los datos. En otra perspectiva, la fusión (integración) de datos duros (cuantitativos) y blandos (semicuantitativos) permite el desarrollo de estrategias de sistemas MRV que consideran a los inventarios comunitarios y profesionales en un marco común, que permite realizar estimaciones respetando las incertidumbres asociadas a los datos blandos. La estimación de la distribución de probabilidad acumulada, mediante el uso de variables indicadoras, permite obtener la caracterización completa de los errores de estimación (intervalos de confianza). La extensión de las estimaciones con un procedimiento óptimo de estimación (Kriging), permite hacer uso intensivo de los datos duros y blandos para definir las funciones indicadoras de covarianza espacial, incrementando el número de datos disponibles.

Palabras clave: diferencia mínima detectable; errores tipo I y II; distribución acumulada de probabilidad; variables indicadoras; datos duros y blandos; funciones indicadoras de covarianza.

ABSTRACT

The measurement/monitoring, reporting and verification (MRV) system is a critical factor in the implementation of carbon markets. Under the perspective of the initiative of the Mexican Carbon Bank (BAMCAR) of the Mexican Carbon Program, the MRV system can be simplified to consider only the conservation of carbon stocks, mainly in the forest sector. The sampling strategy of the BAMCAR MRV system considers the minimum detectable difference in carbon stocks for the implementation of the experimental design. Likewise, the uncertainty associated with the estimates is considered to define sampling and data verification procedures. From another perspective, the fusion (integration) of hard (quantitative) and soft (semi-quantitative) data allows the development of MRV system strategies that consider community and professional inventories in a common framework that allows estimates

to be made while respecting the uncertainties associated with the soft data. The estimation of the cumulative probability distribution using indicator variables allows to obtain the complete characterization of the estimation errors (confidence intervals). The extension of the estimates with an optimal estimation procedure (Kriging) allows intensive use of hard and soft data to define the indicator functions of spatial covariance, increasing the number of available data.

Keywords: *minimum detectable difference; type I and II errors; cumulative probability distribution; indicator variables; hard and soft data; indicator covariance functions.*

INTRODUCCIÓN

Los mecanismos de pagos de créditos o bonos de carbono, requieren que las actividades de reducción de emisiones de gases efecto invernadero (GEI) o de secuestro de carbono sean medibles y verificables por terceros, para considerarse como susceptibles de recibir incentivos financieros. En el sector forestal, por ejemplo, el mecanismo REDD+ (Reducción de Emisiones de GEI por Deforestación y Degradación forestal evitada más la conservación e incremento de los almacenes de carbono y el manejo forestal sustentable) (Angelsen *et al.*, 2021) requiere de un sistema de medición/monitoreo, reporte y verificación (MRV) que asegure (verifique) el cumplimiento de los estándares de reducción de emisiones (Hewson *et al.*, 2014). Asimismo, en otras actividades o sectores, el cumplimiento de estándares o protocolos para reducción de emisiones o secuestro de carbono para generar bonos de carbono certificados (verificados), es una actividad crítica (Climate Action Reserve, 2020; FAO, 2019, 2020; GOFC-GOLD, 2016; IPCC, 2003, 2006, 2019; VCS, 2012c, 2020). Los sistemas MRV generalmente participan en una proporción importante de los costos de implementación, por lo que es necesario reducirlos a través de enfoques metodológicos alternativos, confiables y robustos.

En la iniciativa del Banco Mexicano del Carbono (BAMCAR) del Programa Mexicano del Carbono (PMC) el sistema MRV se planteó para incorporar esquemas de muestreo con menos requerimientos y sistemas de medición/monitoreo que permitan la participación de las comunidades (McCall *et al.*, 2016; Paz *et al.*, 2012; Skutsch, 2011), en conjunto con sistemas basados en conocimiento experto de tipo profesional.

La iniciativa de BAMCAR en sector forestal está orientada, principalmente, a la conservación

(no deforestación y no degradación forestal) de los almacenes de carbono en los bosques, por lo que es importante direccionar los esquemas de muestreo y medición/monitoreo a esta actividad.

En el presente trabajo se presentan y discuten los principales rasgos del sistema MRV asociado a BAMCAR, para establecer lineamientos generales para el desarrollo de protocolos, principalmente forestales; aunque cabe señalar que el enfoque sectorial y de actividades de BAMCAR es más amplio.

Sistema MRV asociado a BAMCAR

Los principales rasgos del sistema MRV asociado a BAMCAR son el protocolo de muestreo y verificación, así como el de fusión (integración) de información de los monitoreos comunitarios con los profesionales.

Protocolo de muestreo y verificación

El diseño de muestreo para el proceso de caracterización y verificación de los cambios de los almacenes de carbono, es crítico para determinar las variaciones asociadas a los almacenes y definir sus costos. El muestreo más utilizado es el estratificado, el cual se basa en la delimitación de estratos o clases de los objetos con propiedades similares, a través del análisis de los factores o atributos que contribuyen a definir sus rasgos característicos (VCS, 2012a). Delimitados los estratos, promedios y desviaciones estándar, el siguiente paso consiste en asignar el número de muestras a cada estrato (Pearson *et al.*, 2007; UNFCCC, 2010). A diferencia del muestreo aleatorio simple (un solo estrato), el muestreo estratificado requiere de menos muestras.

En el caso de BAMCAR, el enfoque de muestreo debe estar orientado a detectar cambios en los almacenes de carbono (la hipótesis nula corresponde a no cambios), por lo que el diseño debe detectar la

diferencia mínima detectable (DMD) en sitios pareados (mismas unidades experimentales) con un tratamiento (Zar, 2010):

$$\delta \geq \left(\frac{s}{\sqrt{n}}\right) (t_{\alpha(2),v} + t_{\beta(1),v}) \quad (1)$$

donde δ es la MDD, s es la desviación estándar de las diferencias de la variable analizada, n es el número de muestras (réplicas), $v = n - 1$, son los grados de libertad de la distribución t relevante, $t_{\alpha(2)}$ el valor crítico, doble cola, de la distribución t a un nivel de significancia α (error tipo I) y $t_{\beta(1)}$ es el cuartil, una sola cola, de la distribución t correspondiente a una probabilidad β de error tipo II. El número de muestras puede determinarse de:

$$n \geq \left(\frac{s}{\delta}\right)^2 (t_{\alpha(2),v} + t_{\beta(1),v})^2 \quad (2)$$

El nivel α es la probabilidad de cometer un error tipo I (la hipótesis nula es cierta, pero es incorrectamente rechazada por la prueba) y β es una probabilidad que está asociada al error tipo II (rechazo de la hipótesis nula de no cambio cuando en realidad un cambio ha ocurrido).

Para el caso de un diseño experimental independiente (diferentes unidades experimentales), es necesario cambiar \sqrt{n} por $\sqrt{\frac{n}{2}}$ en la relación (1) y utilizar $2\left(\frac{s}{\delta}\right)^2$ en lugar de $\left(\frac{s}{\delta}\right)^2$ en la relación (2) y utilizar $v = 2(n - 1)$.

Es práctica común utilizar $\alpha = 0.05$ y $\beta = 0.2$, aunque esta regla ha sido cuestionada por Di Stefano (2003), por lo que es necesario realizar un análisis racional para determinar α y β al considerar los costos relativos de los errores tipo I y II.

Las relaciones que se muestran, son válidas para varianzas similares en el tiempo t_0 y t_1 de las unidades experimentales pareadas. Para el caso de varianzas diferentes, es necesario realizar ajustes a las relaciones utilizadas (Zar, 2010). Si $n \geq 30$, la prueba es robusta y muestra efectos resistentes a violar la hipótesis de la prueba t con $\alpha = 0.05$, a pesar de las disparidades entre σ_0^2 y σ_1^2 (Zar, 2010). Si las varianzas son iguales, la prueba t es muy robusta a la no normalidad (Zar, 2010). Si las varianzas no son iguales y n es diferente, la probabilidad de un error tipo I será diferente del α establecido.

El enfoque de muestreo propuesto está orientado a la detección de diferencias mínimas detectables de los cambios de los almacenes de carbono, por lo que el número de muestras es función de la variabilidad espacial presente.

Para el proceso de verificación de los cambios en los almacenes de carbono se puede utilizar un muestreo secuencial (Climate Action Reserve, 2012; Fairweather, 1985), donde se establecen reglas para parar el muestreo, cuando las condiciones establecidas han sido satisfechas.

Manejo de la incertidumbre en las estimaciones

Para la cuantificación del carbono no es necesario medir todos los cambios en los almacenes, a menos de que haya evidencia de las actividades que los provocan, simplificando el proceso de análisis (Hamburg, 2000).

La estimación de la incertidumbre en los cambios de los almacenes de carbono, se basan en los intervalos de confianza establecidos (IPCC, 2003), por lo que se ha propuesto la utilización de factores de descuento para el manejo de la incertidumbre (Hamburg, 2000; Schlamadinger *et al.*, 2005). La Figura 1 muestra una propuesta (Schlamadinger *et al.*, 2005) para descontar los bonos de carbono por la incertidumbre asociada, utilizando intervalos de confianza. El bono se recibe completo si se utiliza el límite inferior del intervalo de confianza y sufre descuentos progresivos al acercarse al límite superior.

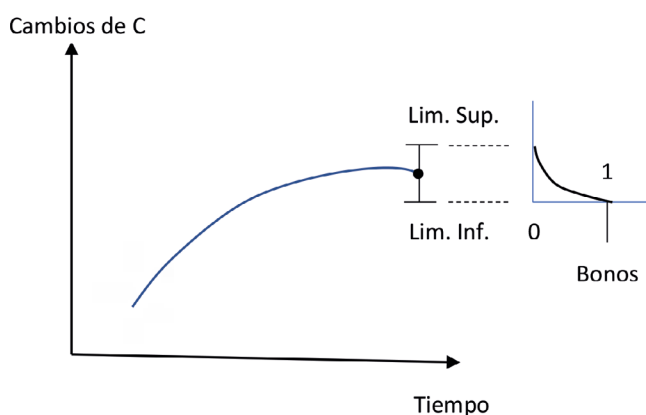


Figura 1. Descuento de bonos de carbono en función del intervalo de confianza de los cambios de los almacenes de carbono. Adaptado de Schlamadinger *et al.* (2005).

Para evitar, particularmente, sobreestimaciones se ha propuesto adoptar el principio del conservadurismo (Grassi *et al.*, 2008; Mollicone *et al.*, 2007), el cual aplica criterios conservadores en las estimaciones. Por ejemplo, si no se cuenta con todas las estimaciones de los almacenes, entonces se pueden eliminar los almacenes sin información (Grassi *et al.*, 2008).

Los reportes de emisiones de GEI o secuestro de carbono deben ser transparentes, consistentes, comparables, completos y precisos (Grassi *et al.*, 2008). Así, para reportes incompletos, el principio del conservadurismo evita las sobreestimaciones.

En la Figura 2 se muestran dos enfoques para considerar la incertidumbre en las estimaciones de los almacenes.

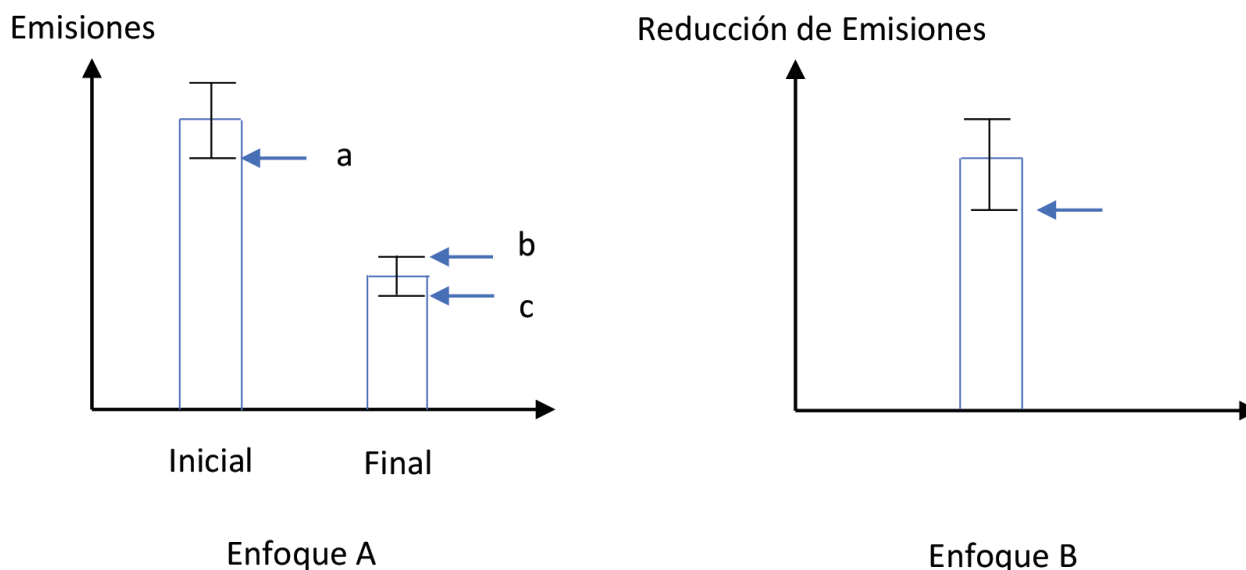


Figura 2. Perspectivas para aplicación de enfoques de conservadurismo en emisiones. Adaptado de Grassi *et al.* (2008).

En el enfoque A1 se pueden utilizar dos esquemas: $A1 = a - c$ basado en el concepto de línea base conservadora y $A2 = a - b$, basado en el estimado mínimo confiable (*reliable minimum estimate*; IPCC, 2003). En el caso del enfoque B, se usa el límite inferior del estimado del intervalo de confianza de las reducciones de emisiones. Grassi *et al.* (2008) han propuesto que el enfoque B es más adecuado para el mecanismo REDD+. No obstante, Sheng (2017) argumenta que el enfoque B no es consistente con la meta de establecer un sistema MRV confiable, por lo que se recomienda el enfoque A basado en el estimado mínimo confiable.

La estimación de los bonos de carbono puede establecerse en función del intervalo de confianza, definiendo un valor crítico en donde no se aplican descuentos y, posteriormente, definir descuentos en forma proporcional al error de estimación, hasta un umbral en donde el muestreo no mejora el error y se rechaza la estimación aplicable al límite impuesto (Climate Action Reserve, 2020).

Estimados de cambios en el carbono orgánico de los suelos

Para ejemplificar las aplicaciones de la diferencia mínima detectable (DMD), en esta sección se analiza el caso del carbono orgánico de los suelos. Pueden revisarse los protocolos para estimar los almacenes (VCS, 2012b), así como los asociados a estimar los cambios de los almacenes de carbono (VCS, 2012c), para tener un contexto de metodologías aceptadas; aunque diferentes a la propuesta.

La detección de cambios en el carbono orgánico de los suelos (COS) forestales y de diferencias entre los tratamientos, es importante para entender las alteraciones en el secuestro de carbono (Conen *et al.*, 2003; Homann *et al.*, 2001; Post *et al.*, 2001). La DMD en los suelos forestales es típicamente grande (Conant *et al.*, 2003; Homann *et al.*, 2001; Yanai *et al.*, 2003). Los suelos forestales no perturbados tienen almacenes del COS con valores altos (Conant *et al.*, 2003; Yanai *et al.*, 2003), por lo que los métodos deben considerar la variabilidad espacial en el caso de resolver los cambios

con relación a almacenes de carbono grandes en los suelos (Post *et al.*, 2001).

Las DMD pueden reducirse al seleccionar diseños experimentales ventajosos (Conant *et al.*, 2003; Homann *et al.*, 2001; Yanai *et al.*, 2003). Por ejemplo, se ha observado una disminución considerable en las DMD en muestreos pareados con relación a muestreos independientes (Ellert *et al.*, 2002; Yanai *et al.*, 2003); aunque Conant *et al.* (2003) solo observó estas diferencias en tres de cuatro sitios, atribuyendo las diferencias a la variabilidad espacial observada.

El uso de modelos para analizar cambios en los almacenes del COS, se ha utilizado para predecir los cambios a futuro después de la primera medición (Conen *et al.*, 2003; Nécipalová *et al.*, 2014; Smith, 2004). Los modelos de simple parametrización como el RothC (Coleman y Jenkinson, 1996) pueden ser útiles en la consecución de este objetivo.

El uso de técnicas geoestadísticas (Govaerts, 1997) para reducir los errores de estimación, es recomendable, ya que considera la variabilidad espacial del COS, (Allen *et al.*, 2010; Kirwan *et al.*, 2005; Mooney *et al.*, 2007).

La detección de la DMD se ha usado en tratamientos únicos (Ellert, 2002; Kravchenko y Robertson, 2011; Maillard *et al.*, 2017; Yanai *et al.*, 2003) y múltiples (Conant *et al.*, 2003; Garten y Wullschleger, 1999; Homann *et al.*, 2001, 2008).

Para estimar la DMD puede utilizarse el coeficiente de variación ($CV = s/m$. desviación estándar entre el promedio) para el caso de muestreos independientes (Conant *et al.*, 2003; Maillard *et al.*, 2017):

$$\Delta \geq \left(\frac{CV}{\sqrt{\frac{n}{2}}} \right) (t_{\alpha(2),v} + t_{\beta(1),v}) \quad (3)$$

donde Δ es la DMD (en % de la media de la primera medición), CV es el coeficiente de variación de la primera medición (%).

El almacén del COS se estima de (Poeplau *et al.*, 2017):

$$COS = CCO \times DAP_{ff} \times (1 - FG_v) \times P \times 0.1 \quad (4)$$

donde COS ($Mg\ C\ ha^{-1}$) es el almacén de carbono, CCO es la concentración de carbono orgánico del suelo ($mg\ C\ g^{-1}$ suelo fino), DAP_{ff} es la densidad aparente del suelo fino ($\leq 2mm$) ($g\ suelo\ cm^{-3}$ suelo fino), FG_v es la

fracción de fragmentos grueso ($> 2mm$) por volumen y P es la profundidad del suelo (cm).

La variabilidad del COS es dependiente de la escala (Vanguelova *et al.*, 2016) y está asociada a diversos factores (FAO, 2019), tales como el clima, el tipo de suelo, la hidrología, la topografía, el uso del suelo, su manejo e historia de uso. Vanguelova *et al.* (2016) revisa las fuentes de error e incertidumbres, así como los métodos de medición de las variables que intervienen en la estimación del almacén del COS, relación (4), desde la perspectiva de la escala de muestras, parcela, paisaje, región y país.

Vandenbygaart y Angers (2006) discuten las barreras para realizar mediciones precisas de las variables que intervienen en la estimación del COS, relación (4). Estos autores presentan sugerencias para reducir los errores tipo II. Uno de los procesos más críticos para la estimación del COS, es el uso de la masa equivalente del suelo (MES), compensación de cambios en la densidad aparente del suelo (Ellert y Bettany, 1995). Otro factor a considerar es si el COS se encuentra en estado estacionario (máximo o mínimo valor), ya que, de ser así, no se esperan cambios de estado. Los análisis de la densidad aparente del suelo, la concentración del carbono orgánico y el almacén del COS, ha sido analizada por Chaudhuri *et al.* (2011) con relación a diferentes usos del suelo, concluyendo que los cambios no están relacionados con el uso del suelo y dependen de factores específicos a los sitios.

Fusión (integración) de información

El uso de información semicuantitativa (cualitativa) en la medición/monitoreo de los almacenes de carbono ha sido propuesto por Paz *et al.* (2012), como un medio para la fusión (integración) de información multi-fuente (Paz y de Jong, 2012). De esta manera se utiliza el concepto de capacidades diferenciadas en las mediciones/monitoreos de los almacenes de carbono, con estimaciones indirectas, usando monitoreo comunitario y mediciones convencionales, profesionales. Se han establecido protocolos para las mediciones semicuantitativas (PMC, 2011c, 2015), así como aquellos relacionados con los muestreos cuantitativos o convencionales (PMC, 2011b), diseñados en función de los lineamientos establecidos por la Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) en el Inventario Nacional Forestal y de Suelos (INFyS) (CONAFOR, 2009). También se han establecido los lineamientos para los muestreos cuantitativos y semicuantitativos (PMC, 2011a).

El uso de información indirecta (imprecisa) requiere de la noción de calidad de los datos, la cual es un criterio legítimo para su clasificación. El procedimiento utilizado para la integración de información “blanda” o indirecta se fundamenta en el Teorema de Bayes. En lo siguiente se presenta una discusión de la integración de información blanda y dura (mediciones convencionales), con base en los desarrollos de Alabert (1987), documentados también en Wingle y Poeter (1998).

Teorema de Bayes. Se utilizará la convención de denotar a la variable aleatoria dura como \hat{z} y a la variable aleatoria z como blanda.

El Teorema de Bayes, a nivel de distribuciones de probabilidad, puede plantearse como:

$$f(z|\hat{z}) = \frac{f(\hat{z}|z) \times f_z(z)}{f_{\hat{z}}(\hat{z})} \quad (5)$$

donde:

$f_z(z)$ es la función densidad de probabilidad marginal de la variable aleatoria Z

$f_{\hat{z}}(\hat{z})$ es la función densidad de probabilidad marginal de la variable aleatoria \hat{Z}

$f(z|\hat{z})$ es la función densidad de probabilidad la variable aleatoria Z dado $\hat{Z} = \hat{z}$

$f(\hat{z}|z)$ es la función densidad de probabilidad la variable aleatoria \hat{Z} dado $Z = z$

En la relación (5) el término $f_{\hat{z}}(\hat{z})$ es una constante, por lo que la función de verosimilitud $f(\hat{z}|z)$ determina la actualización de la densidad de probabilidad *a priori* $f_z(z)$ a la densidad de probabilidad *a posteriori* $f(z|\hat{z})$.

La Figura 3 muestra un ejemplo del uso del Teorema de Bayes para la actualización de las probabilidades con base en la función de verosimilitud $f(\hat{z}|z)$.

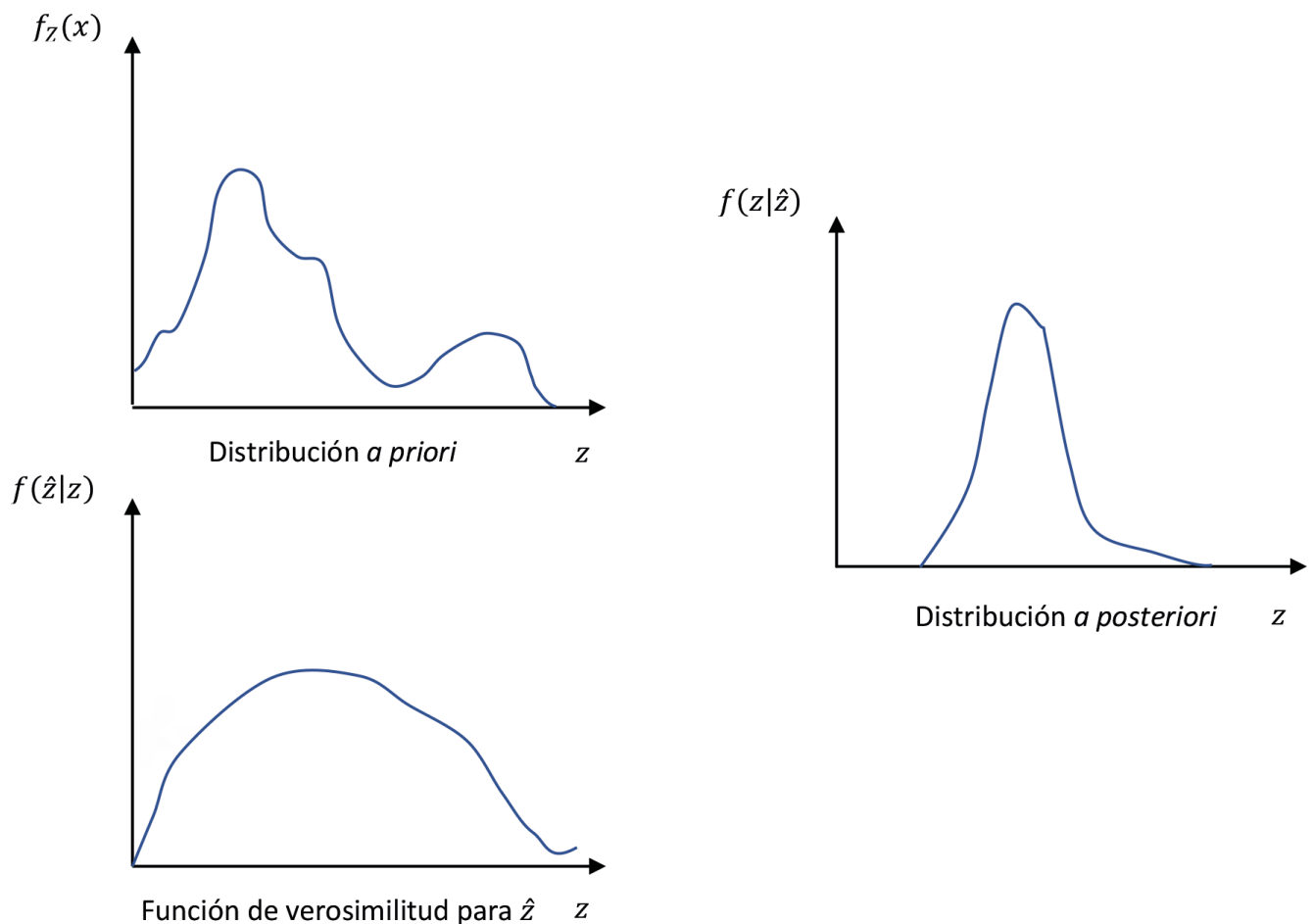


Figura 3. Actualización de probabilidades con el uso de la función de verosimilitud.

En el caso de datos duros (sin error), la Figura 4 muestra el uso del Teorema de Bayes que expone que

la función de verosimilitud genera estimaciones de datos duros.

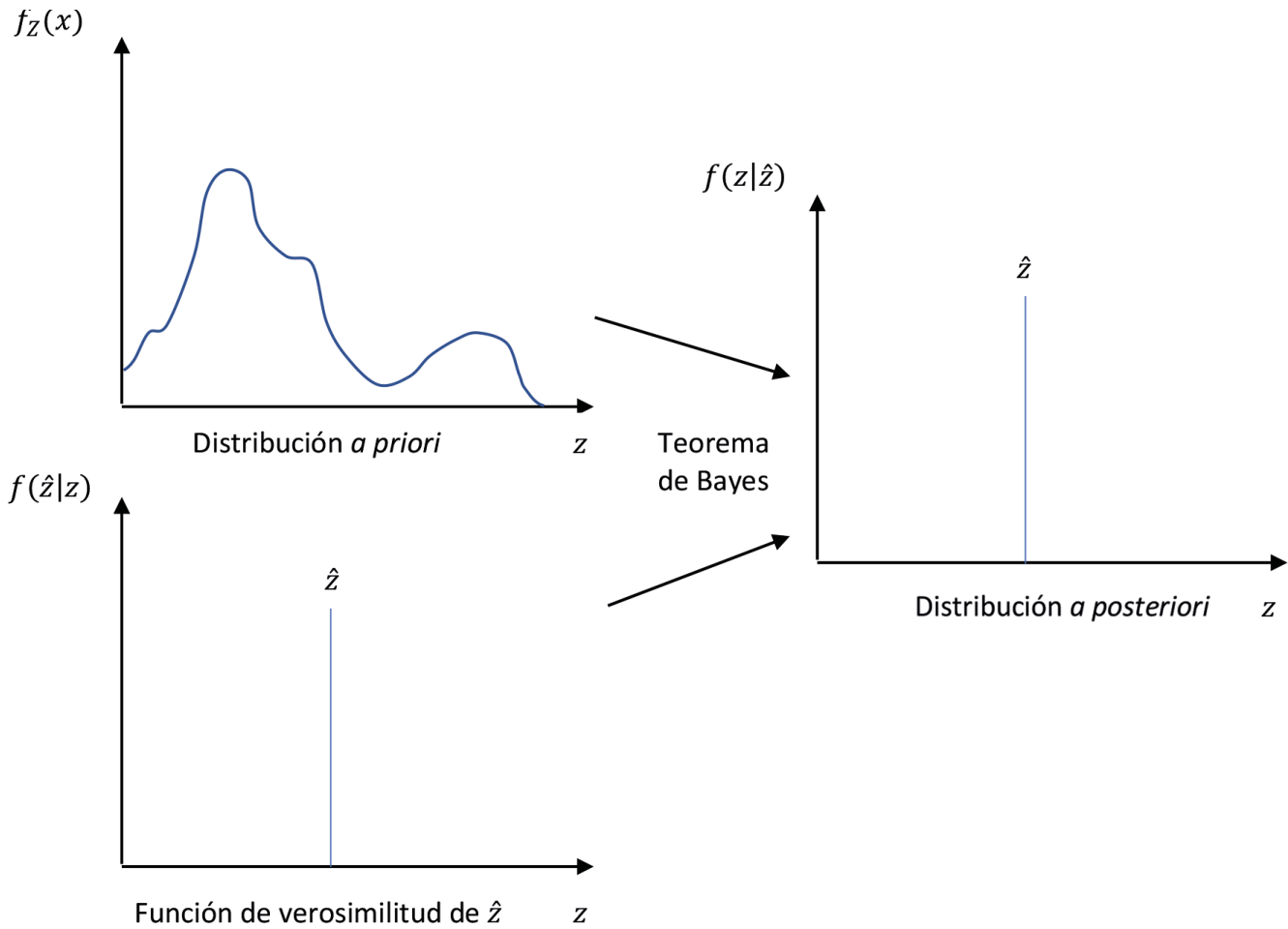


Figura 4. Actualización de probabilidades para datos duros.

El caso, en el que la función de verosimilitud no aporta información (tipo distribución de probabilidad uniforme), se muestra en la Figura 5, mediante la aplicación del Teorema de Bayes.

Variables indicadoras. Para codificar información de la función acumulada de probabilidad, es posible el uso de variables indicadoras:

$$I(x; z_c) = P(Z(x) \leq z_c | Z(x)) = \begin{cases} 1, & Z(x) \leq z_c \\ 0, & Z(x) > z_c \end{cases} \quad (6)$$

El momento de orden uno de la variable indicadora es:

$$E[I(x; z_c)] = P[Z(x) \leq z_c] = F(z_c) \quad (7)$$

donde $F(z_c)$ es la distribución de probabilidad acumulada.

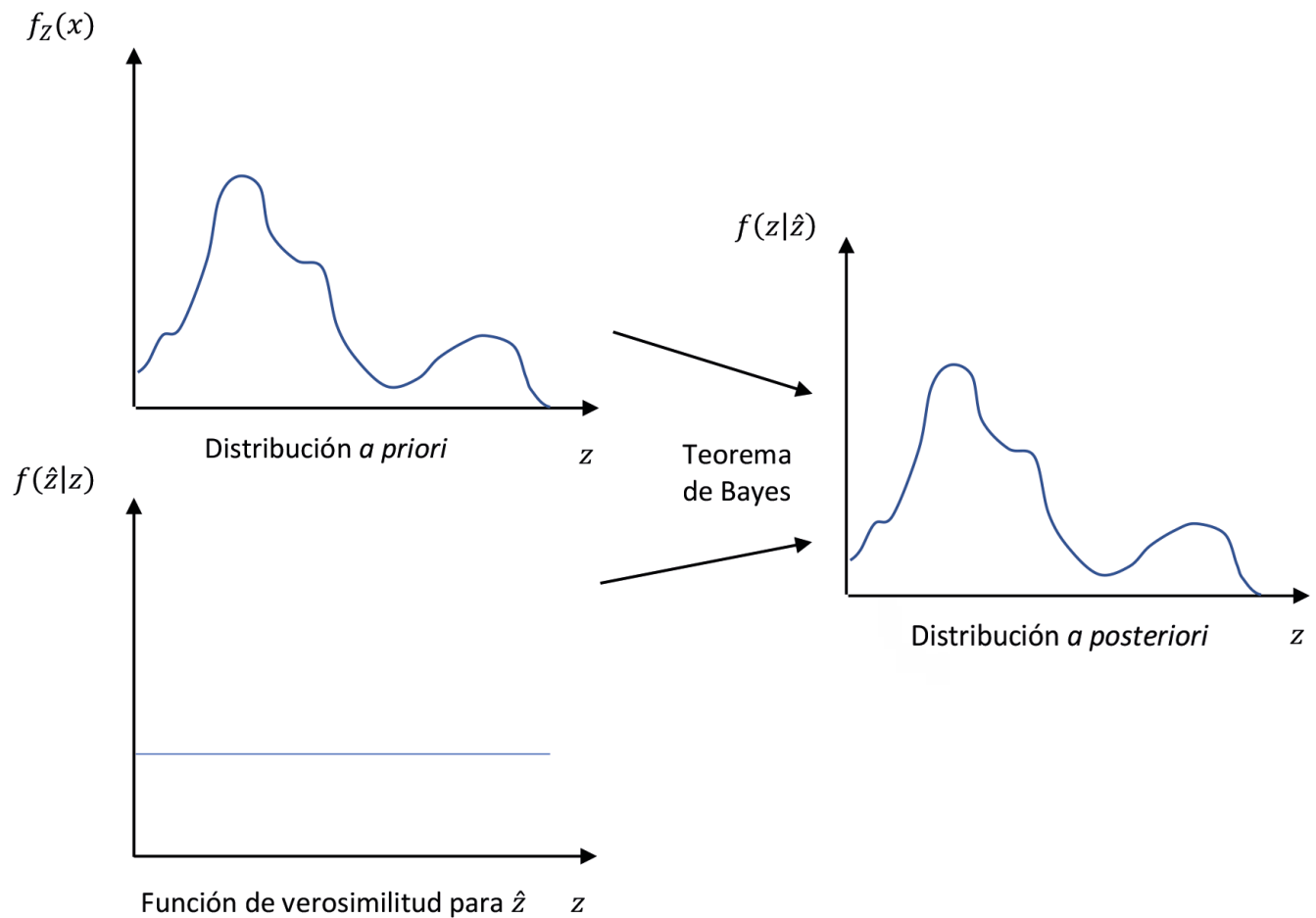


Figura 5. Actualización de probabilidades para el caso de no información.

El momento de orden dos está definido por:

$$E[I(x; z_c)I(x + h; z_c)] = P[Z(x) \leq z_c, Z(x + h) \leq z_c] = K_I(h; z_c) \quad (8)$$

que es la función de covarianza indicador no centrada.

La función de covarianza indicadora centrada está dada por:

$$C_I(h; z_c) = K_I(h; z_c) - F^2(z_c) \quad (9)$$

Función indicadora de verosimilitud. Para definir la calidad de la variable indirecta \hat{z} es necesario definir las métricas del error de una mala clasificación:

$$p_1 = P(\hat{Z}(x) \leq z_c | Z(x) \leq z_c) \quad (10)$$

$$p_2 = P(\hat{Z}(x) \leq z_c | Z(x) > z_c) \quad (11)$$

Una variable indirecta \hat{z} se considera de buena calidad si $p_1 \rightarrow 1, p_2 \rightarrow 0$. En el caso de $p_1 = p_2$ la variable \hat{z} no contiene información.

La función indicadora de verosimilitud está caracterizada completamente por:

$$L_{kk}(\hat{i}, i) = P(\hat{i}(x; z_k) | i(x; z_k)) \quad (12)$$

$$L_{kk}(1,1) = p_1(z_k)$$

$$L_{kk}(1,0) = p_2(z_k)$$

$$L_{kk}(0,1) = 1 - p_1(z_k)$$

$$L_{kk}(0,0) = 1 - p_2(z_k)$$

Para una prueba de hipótesis, la función indicadora de verosimilitud define toda la información requerida para la hipótesis nula H_0 (Cuadro 1).

Cuadro 1. Prueba de hipótesis.

	H_0 cierta	H_0 falsa
Aceptar H_0	Decisión correcta p_1	Error tipo II p_2
Rechazar H_0	Error tipo I $1 - p_2$	Decisión correcta $1 - p_2$

Las probabilidades de mala clasificación pueden estimarse usando datos de calibración entre variables duras y blandas (Figura 6), lo que permite establecer métricas de incertidumbre para la fusión de información.

La estimación de las probabilidades de la función indicador de verosimilitud está definida por el número

de puntos que caen dentro de cada región:

$$p_1(z_c) = \frac{A}{A+D} \tag{13}$$

$$p_2(z_c) = \frac{B}{B+C} \tag{14}$$

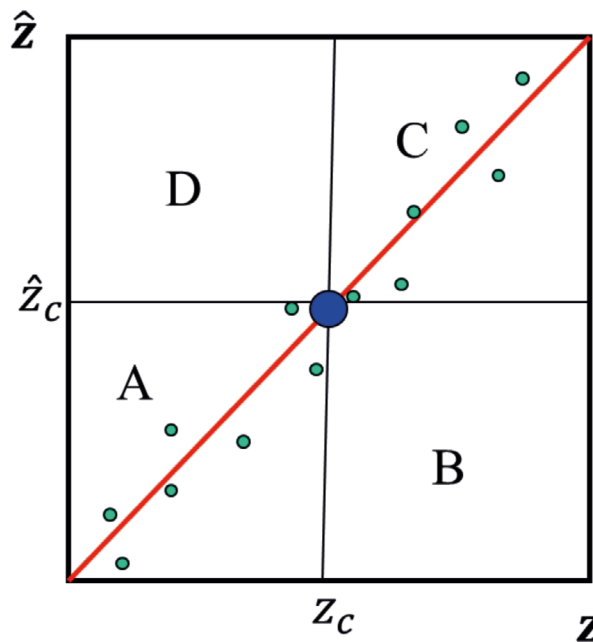


Figura 6. Relación entre la variable dura y la blanda para estimar las probabilidades de mala clasificación.

La estimación de la función indicadora de verosimilitud no es equivalente al conocimiento de la función de verosimilitud completa $f(\hat{z}|z)$, pero es suficiente para el proceso de estimación (Alabert, 1987).

Para el caso de clases o tipos de variables blandas, podemos definir la variable indicadora:

$$I(x; c_i) = \begin{cases} 1, & \text{si } Z(x) = c_i \\ 0, & \text{si } Z(x) \neq c_i \end{cases} \tag{15}$$

definida para las diferentes clases c_i .

Las clases c_i están dadas por:

$$c_i = \begin{cases} 1, & Z(x) \leq z_1 \\ 2, & z_1 < Z(x) \leq z_2 \\ \dots & \dots \\ K, & z_{K-1} < Z(x) \leq z_K \\ K + 1, & Z(x) > z_K \end{cases} \tag{16}$$

La Figura 7 muestra la relación entre la variable dura y la blanda para el caso del uso de clases.

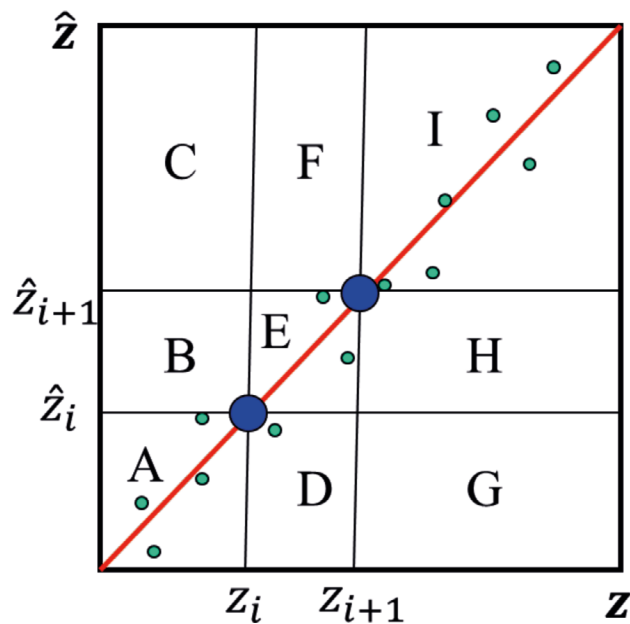


Figura 7. Relación entre la variable dura y la blanda, caso de clases.

Las probabilidades de mala clasificación están dadas por el número de puntos en las diferentes regiones de la Figura 7:

$$p_1 = \frac{E}{D + E + F} \tag{17}$$

$$p_2 = \frac{B+H}{A+B+C+G+H+I} \tag{18}$$

Codificación de información dura y blanda. Los tipos de datos, sus formas y medidas de incertidumbre se muestran en el Cuadro 2. En el caso del intervalo, se desconocen sus valores dentro del mismo, lo cual no es equivalente a una distribución de probabilidad uniforme. El uso de valores arriba o debajo de un umbral permite establecer las condiciones a cumplir por las estimaciones de datos. El uso de métricas de incertidumbre de los datos indirectos establece criterios de la calidad de la información. Finalmente, el uso de distribuciones de probabilidad permite utilizar el conocimiento *a priori* de la información.

Cuadro 2. Tipos de datos, su formato y medidas de incertidumbre.

Tipo de Datos	Categoría Datos	Formato	Medida de incertidumbre
Duro		Valor único de $z(x)$	Sin incertidumbre en $z(x)$
	Tipo A	Valor único impreciso $\hat{z}(x)$	Índice de calidad
	Tipo B1	$[z_{min}, z_{max}]$ $z_{min} \leq z(x) \leq z_{max}$	Anchura del intervalo
Blando	Tipo B2	$z(x) \leq z_{max}$	Límite superior
	Tipo B3	$z(x) \geq z_{min}$	Límite inferior
	Tipo C	Distribución de probabilidad	Distribución de probabilidad

La codificación de los datos duros y blandos sigue reglas simples de cumplimiento de los límites establecidos (Alabert, 1987; Govaerts, 1997; Wingle *et al.*, 1998; Zhu and Journel, 1993).

Un primer paso consiste en definir los intervalos de la variable para poder codificar (vector de información) los diferentes tipos de datos en $N_c + 1$ intervalos. La Figura 8 muestra la codificación de los distintos tipos de datos definidos en el Cuadro 1.

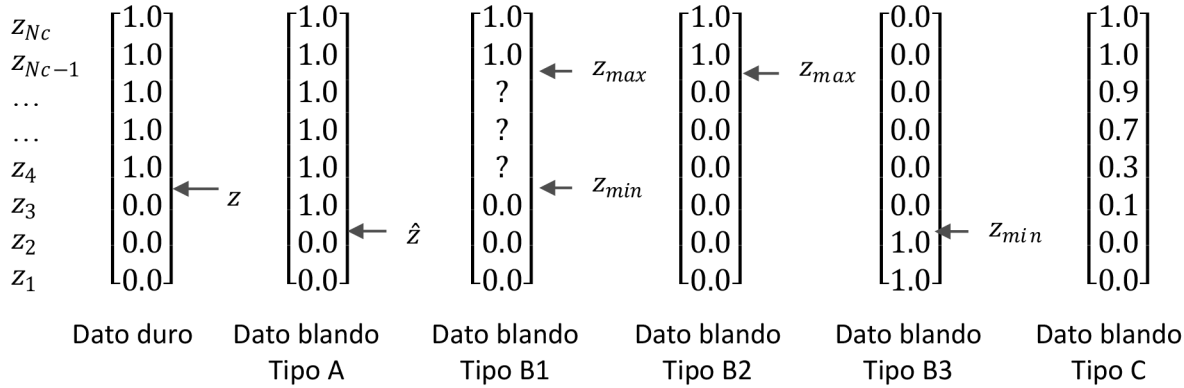


Figura 8. Codificación de los distintos tipos de datos. La posición de la flecha define el valor o valores umbral utilizados.

Estimación de la distribución de probabilidad acumulada

De las definiciones del promedio de variables indicadores duras y blandas se tiene:

$$P[Z(x) \leq z_k] = E[I(x; z_k)] = F(z_k) \quad (19)$$

$$P[\hat{Z}(x) \leq z_k] = E[\hat{I}(x; z_k)] = \hat{F}(z_k) \quad (20)$$

Bajo la hipótesis de estacionariedad de las funciones indicadoras y las probabilidades de mala clasificación es posible obtener:

$$\hat{F}(z_k) = p_1(z_k)x F(z_k) + p_2(z_k)z[1 - F(z_k)] \quad (21)$$

por lo que para $p_1(z_k) \neq p_2(z_k)$ la relación (21) puede ser puesta como:

$$F(z_k) = \frac{\hat{F}(z_k) - p_2(z_k)}{p_1(z_k) - p_2(z_k)} \quad (22)$$

Con el uso de datos duros (N_h) y datos blandos (N_s), la estimación de $F(z_k)$ puede realizarse (el superíndice * se utiliza para connotar estimaciones) de:

$$F^*(z_k) = \omega \left[\sum_{\alpha=1}^{N_h} v_\alpha i(x_\alpha; z_k) \right] + (1 - \omega) \left[\sum_{\beta=1}^{N_s} \lambda_\beta \frac{\hat{i}(x_\beta; z_k) - p_2^*(x_\beta; z_k)}{p_1^*(x_\beta; z_k) - p_2^*(x_\beta; z_k)} \right] \quad (23)$$

con:

$$\omega = \frac{N_h}{N_h + N_s} \quad (24)$$

Los pesos v_α y λ_β pueden establecerse como equivalentes a $\frac{1}{N_h}$ y $\frac{1}{N_s}$, respectivamente. Para el caso donde los datos están agrupados espacialmente,

es necesario utilizar técnicas que reduzcan su influencia, por lo que se puede utilizar la técnica de desagrupamiento de celdas (Journel, 1983).

Estimaciones óptimas de variables espaciales

Para la incorporación de la información espacial, en el proceso de estimación se utiliza la función covariograma que permite realizar un proceso de estimación denominado Kriging (Govaerts, 1987;

Isaaks y Srivastava, 1989). El uso de variables indicadoras plantea covariogramas indicadores para la estimación de distribuciones espaciales usando el Kriging indicador (Journel, 1983). Para el caso del uso de datos duros y blandos, el Kriging blando permite realizar estimaciones en el marco de variables indicadoras.

La integración de información dura y blanda para estimar el covariograma indicador duro puede establecerse al plantear un par de hipótesis.

Una primera hipótesis se plantea para las variables indicadoras $I(x; z_k)$ en la localización x e $\hat{I}(y; z_k)$ en la localización y :

$$P(Z(x) \leq z_k | Z(y) \leq z_k, Z(y) \leq z_k) = P(Z(x) \leq z_k | Z(y) \leq z_k) \quad (25)$$

$$P(Z(x) \leq z_k | Z(y) > z_k, Z(y) \leq z_k) = P(Z(x) \leq z_k | Z(y) > z_k) \quad (26)$$

que plantea que la información en $Z(x)$ contenida en $\hat{Z}(y)$ es despreciable comparada con la información contenida en $Z(x)$. Es razonable suponer que la información combinada $\hat{Z}(y)$ y $Z(x)$ no es más informativa que el valor verdadero de solo $Z(y)$. Bajo la hipótesis planteada, la relación entre los covariogramas se establece para el covariograma cruzado:

$$C_{I\hat{I}}(h; z_k) = [p_1(z_k) - p_2(z_k)]C_I(h; z_k) \quad (27)$$

Una segunda hipótesis puede plantearse para las variables indicadoras $\hat{I}(x; z_k)$ en la localización x e $\hat{I}(y; z_k)$ en la localización y :

$$P(\hat{Z}(x) \leq z_k | Z(y) \leq z_k, \hat{Z}(x) \leq z_k) = P(\hat{Z}(x) \leq z_k | Z(y) \leq z_k) \quad (28)$$

$$P(\hat{Z}(x) \leq z_k | Z(y) > z_k, \hat{Z}(x) \leq z_k) = P(\hat{Z}(x) \leq z_k | Z(y) > z_k) \quad (29)$$

que plantea que la información en $\hat{Z}(x)$ contenida en $\hat{Z}(y)$ es despreciable comparada con la información contenida en el valor verdadero $Z(y)$. Bajo esta hipótesis el covariograma indicador de $\hat{Z}(x)$ está relacionado con el duro:

$$C_{I\hat{I}}(h; z_k) = [p_1(z_k) - p_2(z_k)]^2 C_I(h; z_k) \quad (30)$$

Las dos hipótesis son más conocidas como hipótesis de Markov-Bayes (Almeida y Journel, 1996; Journel, 1999; Shmaryan y Journel, 1999; Zhu y Journel, 1993).

De la consideración de las hipótesis de Markov-Bayes, donde un dato duro siempre prevalece sobre cualquier dato blando co-colocado, la integración de datos duros y blandos para estimar la función indicadora del covariograma dura estará dada por:

$$C_I^*(h; z_k) = \omega_1 [C_I^*(h; z_k)] + \omega_2 \left[\frac{C_{I\hat{I}}^*(h; z_k)}{p_1^*(z_k) - p_2^*(z_k)} \right] + \omega_3 \left[\frac{C_I^*}{\{p_1^*(z_k) - p_2^*(z_k)\}^2} \right] \quad (31)$$

Con:

$$\omega_1 = \frac{Nh}{N_{tot}} \quad (32)$$

$$\omega_2 = \frac{Ns}{N_{tot}} \quad (33)$$

$$\omega_3 = 1 - (\omega_1 + \omega_2) \quad (34)$$

El número de pares de la relación (31) está dado por: $N_h^2 + N_h N_s + N_s^2$.

Estimadores tipo E

La metodología de integración de datos duros y blandos se planteó para estimar la distribución probabilidad acumulada $F(z)$, por lo que permite la estimación directa, no paramétrica, del intervalo de confianza de la estimación.

El valor promedio de estimación (tipo E) puede determinarse directamente de la distribución de probabilidad $F(z)$. Para esto se pueden usar modelos que permitan interpolar datos para una mejor caracterización de la función, o para extrapolarse para determinar los límites asociados a la distribución de probabilidad acumulada (Deutsch y Journel, 1998; Govaerts, 1987).

El software para realizar estimaciones con el Kriging está generalmente disponible en diferentes sistemas (Deutsch y Journel, 1998; Wingle *et al.*, 1999).

Una alternativa empírica para las estimaciones espaciales es el uso de interpoladores basados en el inverso ponderado de la distancia (Burrough, 1986):

$$\alpha_{\beta} = \frac{\sum_{\beta=1}^N \left(\frac{x_{\beta}}{d_{\beta}^p} \right)}{\sum_{\beta=1}^N \left(\frac{1}{d_{\beta}^p} \right)} \quad (35)$$

donde d es la distancia Euclidiana entre el punto a interpolar y el resto de los datos espaciales, p es la potencia de la distancia, generalmente $p = 2$.

COMENTARIOS FINALES

Los métodos planteados para el diseño experimental y la integración de datos duros y blandos, definen el camino para su uso conjunto en el sistema de medición/monitoreo, reporte y verificación, dada la dependencia con los errores tipo I y II.

La integración (fusión) de información dura y blanda permite el acoplamiento de sistemas de monitoreo comunitario con el profesional, definiendo la equivalencia de la información contenida en ambos tipos de datos: datos semicuantitativos o blandos para el monitoreo comunitario y datos cuantitativos o duros para el profesional.

El uso de datos blandos permite contar con datos complementarios a los duros, los cuales generalmente son escasos, por lo que pueden realizarse estimaciones en el contexto de relativamente pocos datos duros.

RECONOCIMIENTO

El autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo a través del FORDECYT-PRONACES para realizar este trabajo mediante el financiamiento al proyecto 319069 “Resiliencia y estabilidad socioecológica de la cafecultura mexicana bajo sombra: hacia nuevos paradigmas”

LITERATURA CITADA

- Alabert, F. 1987. Stochastic Imaging of Spatial Distributions using Hard and Soft Information. M.Sc. Thesis. Stanford University. Stanford, CA. 416 p.
- Allen, D. E., M. J. Pringle, K. L. Page and R. C. Dalal. 2010. A review of sampling designs for the measurement of soil organic carbon in Australian grazing lands. *The Rangeland Journal* 32:227-246.
- Almeida, A. S. and A. G. Journel. 1996. Joint simulation of multiple variables with Markov-type coregionalization model. *Mathematical Geology* 26:565-588.
- Angelsen, A., C. Martius, V. De Sy, A. E. Duchelle, A. M. Larson y P. T. Thuy. 2021. REDD+: La Transformación. Lecciones y Nuevas Direcciones. CIFOR. Bogor, Indonesia. 338 p.
- Burrough, P. A. 1986. Principles of Geographical Information for Land Resource Assessment. Monographs on Soil and Resources Survey No. 12. Oxford Science Publications – Clarendon Press. Oxford, UK. 220 p.
- Chaudhuri, S., E. M. Pena-Yewtukhiw, L. M. McDonald, J. Skousen and M. Sperow. 2011. Land use effects on sample size requirements for soil organic carbon stock estimations. *Soil Science* 176:110-114.
- Climate Action Reserve. 2012. Updated Guidance for Verification of Sampled Pools for forest Projects. Supplemental Verification Methodology. <https://www.climateactionreserve.org/wp-content/uploads/2009/03/Supplemental-Verification-Methodology-Sequential-Sampling-11.pdf> (Consulta: septiembre 18, 2021).
- Climate Action Reserve. 2020. Protocolo Forestal para México. Versión 2.0. México. https://www.climateactionreserve.org/wp-content/uploads/2020/08/Mexico_Forest_Protocol_V2.0_Espanol_Package_080420.pdf (Consulta: octubre 10, 2021).
- Coleman, K. and S. D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3: a model of the turnover of carbon in soil. pp. 237-246. *In*: Powlson, D. S., P. Smith and J. U. Smith (eds.). Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing Long-term Datasets. Springer-Verlag. Berlin.
- CONAFOR. 2009. Manual y Procedimientos para el Muestreo de Campo (Re-Muestreo 2009). Inventario Nacional Forestal y de Suelos. Comisión Nacional Forestal. Guadalajara, Jalisco, México. 140 p.
- Conant, R. T., G. R. Smith and K. Paustian. 2003. Spatial variability of soil carbon in forested and cultivated sites: implications for change detection. *Journal of Environmental Quality* 32:278-286.
- Conen, F., M. V. Yakutin and A. D. Sambuu. 2003. Potential for detecting changes in soil organic carbon concentrations resulting from climate change. *Global Change Biology* 9:1515-1520.

- Deutsch, C. V. and A. G. Journel. 1998. *GSLIB, Geostatistical Software Library and User's Guide*. Second Edition. Oxford University Press. New York, U.S.A. 375 p.
- Di Stefano, J. 2003. How much power is enough? Against the development of an arbitrary convention for statistical power calculations. *Functional Ecology* 17:707-709.
- Ellert, B. H. and J. R. Bettany. 1995. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting managements regimes. *Canadian Journal of Soil Science* 75:529-538.
- Ellert, B. H., H. H. Janzen and T. Entz. 2002. Assessment of a method to measure temporal change in soil carbon storage. *Soil Science Society of America Journal* 66:1687-1695.
- Fairweather, S. E. 1985. Sequential sampling for assessment of stocking adequacy. *Northern Journal of Applied Forestry* 2:5-8.
- FAO. 2019. *Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems. Guidelines for assessment*. Rome, Italy. 145 p.
- FAO. 2020. *A protocol for measurement, monitoring, reporting and verification of soil organic carbon in agricultural landscapes. GSOC-MRV Protocol*. Rome, Italy. 140 p.
- Garten, C. T. and S. D. Wulldchleger. 1999. Soil carbon inventories under a bioenergy crop (switchgrass): measurement limitations. *Journal of Environmental Quality* 28:1359-1365.
- GOFC-GOLD. 2016. *A Sourcebook of Methods and Procedures for Monitoring and Reporting Anthropogenic Greenhouse Gas Emissions and Removals Associated with Deforestation, Gains and Losses of Carbon Stocks in Forests Remaining Forests, and Forestation*. GOFC-GOLD Report version COP22-1. GOFC-GOLD Land Cover Project Office. Wageningen University, The Netherlands. 268 p.
- Govaerts, P. 1997. *Geostatistics for Natural Resources Evaluation*. Oxford University Press. New York, U.S.A. 483 p.
- Grassi, G., S. Monni, S. Federici, F. Achard and D. Mollicone. 2008. Applying the conservativeness principle to REDD to deal with the uncertainties of the estimates. *Environmental Research Letters* 3:1-12. DOI:10.1088/1748-9326/3/3/035005
- Hamburg, S. P. 2000. Simple rules for measuring change in ecosystem carbon in forestry-offset projects. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 5:27-37.
- Hewson, M., K. Steininger y S. Pasmajoglou. 2014. *Manual de Medición, Reporte y Verificación (MRV) de REDD+ Versión 2.0*. Programa de Carbono Forestal, Mercados y Comunidades financiado por USAID. Washington, D.C., U.S.A. 43 p.
- Homann, P. S., B. T. Bormann and J. R. Boye. 2001. Detecting treatment differences in soil carbon and nitrogen resulting from forest manipulations. *Soil Science Society of America Journal* 65:463-469.
- Homann, P. S., B. T. Bormann, J. R. Boyle, R. L. Darbyshire and R. Bigley. 2008. Soil C and N minimum detectable changes and treatment differences in a multi-treatment forest experiment. *Forest Ecology and Management* 255:1724-1734.
- IPCC. 2003. *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC. Hayama, Japan. 590 p.
- IPCC. 2006. *Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.
- IPCC. 2019. *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Switzerland. 15 p.
- Isaaks, E. H. and R. M. Srivastava. 1989. *Applied Geostatistics*. Oxford University Press. New York, U.S.A. 592 p.
- Journel, A. G. 1983. Nonparametric estimation of spatial distributions. *Mathematical Geology* 15:445-468.
- Journel, A. G. 1986. Constrained interpolation and qualitative information – the soft kriging approach. *Mathematical Geology* 18:269-286.
- Journel, A. G. 1999. Markov models for cross-covariances. *Mathematical Geology* 31:955-964.
- Kirwan, N., M. A. Oliver, A. J. Moffati and G. W. Morgan. 2005. Sampling the soil in long-term forest plots: the implications of spatial variation. *Environmental Monitoring and Assessment* 111:149-172.
- Kravchenko, A. N. and G. P. Robertson. 2011. Whole-profile soil carbon stocks: the danger of assuming too much from analyses of too little. *Soil Science Society of America Journal* 75:235-240.
- Maillard, E., B. G. McConkey and D. A. Angers. 2017. Increased uncertainty in soil carbon stock measurement with spatial scale and sampling profile depth in world grasslands: a systematic analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 236:268-276.
- McCall, M. K., N. Chutz and M. Skutsch. 2016. Moving from measuring, reporting, verification (MRV) of forest carbon to community mapping, measuring, monitoring (MMM): perspectives from Mexico. *Plos One* 11: e014603. DOI: 10.1371/journal.pone.0146038.
- Mollicone, D., A. Freibauer, E. D. Schulze, S. Braatz, G. Grassi and S. Federici. 2007. Elements for the expected mechanisms on 'reduced emissions from deforestation and degradation, REDD' under UNFCCC. *Environmental Research Letters* 16: 3582-3588. DOI:10.1088/1748-9326/2/4/045024.
- Mooney, S., K. Gerow, J. Antle, S. Capalbo and K. Paustian. 2007. Reducing standard errors by incorporating spatial autocorrelation into a measurement scheme for soil carbon credits. *Climate Change* 80:55-72.
- Necpálová, M., R. P. Anex, A. N. Kravchenko, L. J. Abedndroth, S. J. del Grosso, W. A. Dick, M. J. Helmers, D. Hetzmann, J. G. Lauer, E. D. Nafziger, J. E. Sawyer, P. C. Scharf, J. S. Strock

- and M. B. Villamil. 2014. What does it take to detect a change in soil carbon stock? A regional comparison of minimum detectable difference and experiment duration in the north central United States. *Journal of Soil and Water Conservation* 69:517-531.
- Paz, F. y B. de Jong. 2012. Desarrollo de una estrategia de mapeo del carbono en ecosistemas terrestres usando fusión de información cuantitativa y semicuantitativa en campo bajo el principio de conservación de la incertidumbre. pp. 275-280. En: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono*. Texcoco, Estado de México, México.
- Paz, F., B. de Jong., S. Covalada, M. G. Morales, I. Amezcua, J. C. Gómez, M. M. Torres y A. Vargas. 2012. Monitoreo forestal comunitario en la Sierra Madre de Chiapas. pp. 759-766. En: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2011. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono*. Texcoco, Estado de México, México.
- Pearson, T. R. H., S. L. Brown and R. A. Birdsey. 2007. *Measurement Guidelines for the Sequestration of Forest Carbon*. General Technical Report NRS-18. Northern Research Station. Forest Service. 42 p.
- PMC. 2011a. Manual de criterios para la selección de las parcelas de muestreo cuantitativas y semicuantitativas (Versión 1.31). Coordinación: F. Paz, Colaboradores: M. Casiano, C. O. Cruz, J. Argumedo, B. de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México. 60 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php> (Consulta: diciembre 08, 2021).
- PMC. 2011b. Manual de campo para el Inventario Forestal Estatal Cuantitativo (Versión 2.11). Coordinación: F. Paz, Colaboradores: M. Casiano, C. O. Cruz, J. Argumedo, B. de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México. 129 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php> (Consulta: diciembre 13, 2021).
- PMC. 2011c. Muestreo semicuantitativo. Inventario Forestal Estatal Cuantitativo, Bosques y Selvas. Manual de Referencia (Versión 2.1). Coordinación: Fernando Paz, Colaboradores: Marcos Casiano, Carlos O. Cruz, Jesús Argumedo, Ben de Jong, R. Flores y S. Ochoa. Texcoco, Estado de México, México. 49 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php> (Consulta: diciembre 12, 2021).
- PMC. 2015. Manual de procedimientos inventario semicuantitativo de carbono+. Estudio de factibilidad Técnica para el pago de bonos de carbono en el Estado de México (RETUS con BASES EDOMEX). Coordinación: Fernando Paz, Colaboradores: Fabiola Rojas-García y Julio Cesar Wong. Texcoco, Estado de México, México. 58 p. <http://pmcarbono.org/pmc/publicaciones/manuales.php> (Consulta: diciembre 08, 2021).
- Poepflau, C., C. Vos and A. Don. 2017. Soil organic carbon stocks are systematically overestimated by misuse of the parameters bulk density and rock fragment content. *Soil* 3:61-66.
- Post, W. M., R. C. Izaurralde, L. K. Mann and N. Bliss. 2001. Monitoring and verifying changes of organic carbon in soil. *Climate Change* 51:73-99.
- Schlamadinger, B., L. Ciccicarese, M. Dutschke, P. M. Fearnside, S. Brown and D. Murdiyarso. 2005. Should we include avoidance of deforestation in the international response to climate change? pp. 26-41. In: D. Murdiyarso and H. Herawati (eds.). *Carbon Forestry: Who Will Benefit? Proceedings of Workshop on Carbon Sequestration and Sustainable Livelihoods*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Sheng, J. 2017. Effect of uncertainties in estimated carbon reduction from deforestation and forest degradation on required incentive payments in developing countries. *Sustainability* 9:1608. DOI:10.3390/su9091608
- Shmaryan, L. E. and A. G. Journel. 1999. Two Markov models and their application. *Mathematical Geology* 31:965-988.
- Skutsch, M. 2011. *Community Forest Monitoring: Opportunities for the Carbon Market*. Earthscan. London, UK. 208 p.
- Smith, P. 2004. How long before a change in soil organic carbon can be detected? *Global Change Biology* 10:1878-1883.
- UNFCCC. 2010. Calculation of the Number of Sample Plots for Measuring within A/R CDM Project Activities. A/R Methodological Tool. EB 58 Report Annex 15. <https://cdm.unfccc.int/methodologies/ARmethodologies/tools/ar-am-tool-03-v2.1.0.pdf> (Consulta: septiembre 28, 2021).
- Vandenbygaart, A. J. and D. A. Angers. 2006. Towards accurate measurements of soil organic carbon stock change in agroecosystems. *Canadian Journal of Soil Science* 86:465-471.
- Vangelova, E. I., E. Bonifacio, D. De Vos, M. R. Hoosbeck, T. W. Berger, L. Vesterdal, K. Armolaitis, L. Celi, L. Dinca, O. J. Kjonaas, P. Pavienda, J. Pumpanen, Ü. Püttsepp, B. Reidy, P. Simoncic, B. Tobin and M. Zhiyanski. 2016. Source of errors and uncertainties in the assessment of forest soil carbon stock at different scales – review and recommendations. *Environmental Monitoring and Assessment* 188:630. DOI:10.1007/S10661-016-5608-5.
- VCS. 2012a. VCS Module VMD0018, Methods to Determine Stratification. Version 1.0. Sectoral Scope 14. Document prepared by The Earth Partners LLC. 10 p.
- VCS. 2012b. Approved VCS Methodology VM0021. Soil Carbon quantification Methodology. Version 1.0, Sectoral Scope 14. Document prepared by The Earth Partners LLC. 30 p.
- VCS. 2012c. VCS Module VMD0021. Estimation of Stocks in the Soil Carbon Pool. Version 1.0. sectoral Scope 14. Document prepared by The Earth Partners LLC. 33 p.
- VCS. 2020. VCS Methodology VM0042. Methodology for Improved Agricultural Land Management. Version 1.0, Sectoral Scope 14. Document prepared by TerraCarbob LLC. 113 p.

- Wingle, W. L. and E. P. Poeter. 1998. Classes vs. thresholds: A modification to traditional indicator simulation, *Advances in Geostatistics*, 1998 AAPG Annual Meeting. http://www.uncert.com/wwingle/pubs/aapg_98/class.pdf (Consulta: septiembre 03, 2021).
- Wingle, W. L., E. P. Poeter and S. A. McKenna. 1998. *UNCERT User's Guide (Version 1.16 ±)*. Department of Geology and Geological Engineering. Colorado School of Mines. Golden, CO. 461 p.
- Wingle, W. L., E. P. Poeter and S. A. McKenna. 1999. *UNCERT: Geostatistics, uncertainty analysis and visualization software applied to groundwater flow and contaminant transport modeling*. *Computers and Geosciences* 25:365-376.
- Yanai, R. D., S. V. Stehman, M. A. Arthur, C. E. Prescott, A. J. Friedland, T.G. Siccama and D. Binkley. 2003. Detecting change in forest floor carbon. *Soil Science Society of America Journal* 67:1583-1593.
- Zar, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis*. Fifth Edition. Prentice Hall. 255 p.
- Zhu H. and A. G. Journel. 1993. Formatting and integrating soft data: stochastic imaging via the Markov-Bayes algorithm. *In*: Soares A. (ed.). *Geostatistics Tróia '92*. Quantitative Geology and Geostatistics, Vol 5. Springer, Dordrecht.

MODELO DE ESTADOS Y TRANSICIONES JERÁRQUICOS INTEGRADOS Y MULTIESCALARES DEL CARBONO Y OTROS COMPONENTES (MEJICO)

MODEL OF INTEGRATED AND MULTI-SCALE HIERARCHICAL STATES AND TRANSITIONS OF CARBON AND OTHER COMPONENTS (MEJICO)

Fernando Paz-Pellat^{1‡}

¹Programa Mexicano del Carbono y Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Carretera México-Texcoco km 36.5, CP 56230, Montecillo, Texcoco, Estado de México.

[‡]Autor para correspondencia: ferpazpel@gmail.com

RESUMEN

El uso de modelos para la modelar dinámica del carbono de los diferentes almacenes definidos por el IPCC es un reto, si se considera la información disponible. Con base en la experiencia del Programa Mexicano del Carbono en el uso de Modelos de Estados y Transiciones (MET), el cual constituye un enfoque simplificado de modelación con mínimos requerimientos de datos, con el supuesto de estado estacionario de los estados (clases de uso del suelo y vegetación, USyV), se presenta el modelo de estados y transiciones jerárquicos integrados y multiescalares del carbono y otros componentes (MEJICO). Este modelo se desarrolló para diferentes almacenes y componentes relacionados con los cambios de USyV: biomasa aérea viva, biomasa subterránea viva, índice de área foliar, cobertura proyectiva foliar, biomasa aérea y subterránea muerta, material leñoso caído, mantillo y carbono orgánico del suelo. Adicionalmente, se presenta un enfoque de modelación para la riqueza de especies (y grupos funcionales) vasculares, acoplándola a la cobertura proyectiva foliar. Una estrategia similar se utilizó para modelar el coeficiente de escurrimiento y la erosión del suelo.

Palabras clave: *almacenes de carbono del IPCC; modelos de estados y transiciones; cobertura proyectiva foliar; riqueza de especies vasculares; coeficiente de escurrimiento.*

ABSTRACT

The use of models for the carbon dynamics of the different pools defined by the IPCC is a challenge, considering the available information. Based on the experience of the Mexican Carbon Program in the use of State and Transition Models (STM), which is a simplified modeling approach with minimal data requirements, under the assumption of steady state of the states (soil use and vegetation classes, SUandV), the model of integrated and multiscale hierarchical states and transitions of carbon and other components (MEJICO) is presented. This model is developed for different pools and components in relation to changes in SzandV: live aboveground biomass, live belowground biomass, leaf area index, projective leaf cover, dead aboveground and belowground biomass, fallen woody material, litter, and soil organic carbon. Additionally, a modeling approach for the richness of vascular species (and functional groups) is presented, coupling it to the projective foliar cover. A similar strategy was used to model the runoff coefficient and soil erosion.

Keywords: *IPCC carbon pools; state and transition models; projective leaf cover; richness of vascular species; runoff coefficient.*

INTRODUCCIÓN

La modelación de la dinámica del carbono en los diferentes almacenes de los ecosistemas terrestres es un paso hacia esquemas de reducción de la incertidumbre en las estimaciones de las emisiones de gases efecto invernadero o GEI (IPCC, 2003, 2006), dentro de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (CMNUCC). Implementar un nivel 3 (*tier 3*) en los inventarios nacionales de emisiones de GEI (INEGEI) es algo deseable, que requiere el uso de modelos de dinámica del carbono con enfoques empíricos, de proceso o híbridos.

Algunos ejemplos de implementación de *tier 3* en los INEGEI se encuentran Canadá, con el uso del Modelo CBM-FS (Kurz *et al.*, 1993) y, Australia, con el Modelo FullCAM (DCCEE, 2012), de los cuales, el CBM-FS se ha analizado para su implementación en México (Kurz *et al.*, 2012; Tinoco-Rueda *et al.*, 2012). Existen otros modelos que se desarrollaron con objetivos similares, pero no se han aplicado a escala de países, entre los que destaca el Modelo CO2FIX (Mohren y Goldewick, 1990), el cual se ha actualizado y expandido en varias ocasiones (Mäser *et al.*, 2003; Nabuurs *et al.*, 2002; Schelhaas *et al.*, 2004), para incluir diferentes almacenes y procesos.

El uso de modelos de proceso, o híbridos, plantea grandes retos para caracterizar las actividades, naturales o antropogénicas, a analizar, lo cual es dependiente de la información de los usos del suelo y vegetación (USyV) disponibles a la escala de análisis. En México, el Programa Mexicano del Carbono (PMC) ha desarrollado esquemas de modelación a escala local o estatal, con diferentes grados de éxito, mediante el uso de Modelos de Estados y Transiciones (MET) (Covaleda *et al.*, 2016, 2017, 2018, 2019a y b; Paz *et al.*, 2012), los cuales definen a los Estados como clases de USyV del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), que se discuten en Paz-Pellat *et al.* (2019). Los MET se componen de tres elementos: los estados, las transiciones y los umbrales. Un estado es un complejo reconocible, resistente y resiliente de dos componentes: el suelo y la estructura de la vegetación. La vegetación y el suelo están conectados a través de procesos ecológicos integrales que interactúan para producir un equilibrio sostenido, lo que se expresa por un conjunto específico de comunidades vegetales (Stringham *et al.*, 2001). Cuando uno o más de los procesos ecológicos primarios responsables del

mantenimiento del equilibrio de un estado se degradan (por causas naturales o antrópicas) por debajo del punto de la “auto-reparación”, se dice que se ha cruzado un umbral. En ausencia de una restauración activa, se forma un nuevo estado y también un nuevo umbral. Por otra parte, una transición es una trayectoria de cambio, precipitada por eventos naturales y/o acciones de manejo que degradan la integridad de uno o más de los procesos ecológicos primarios. Las transiciones pueden ser reversibles o irreversibles, una vez que se ha cruzado un umbral (Stringham *et al.*, 2001). Los MET aproximan el equilibrio suelo-vegetación de los ecosistemas, de tal forma que definen trayectorias de evolución (tiempo en forma implícita) de la dinámica observada. La ventaja de los MET es que se pueden aplicar en forma operacional para el manejo de los bosques (y otros tipos de vegetación) y permiten evaluar el impacto de estrategias de perturbación (manejo o natural), como sumidero (captura) o fuente (liberación) de carbono. Los MET definen de forma clara trayectorias reversibles o irreversibles de manejo, de tal forma que permiten analizar y evaluar los costos de la captura de carbono en el ecosistema forestal, bajo una estrategia de manejo dada (Covaleda *et al.*, 2016, 2017, 2018, 2019b). Si el sistema suelo-vegetación sobrepasa un umbral de degradación irreversible, la recuperación del estado inicial (bosque sin perturbar) es prácticamente imposible en términos operacionales. Por ello, si el sistema está en la condición de máxima degradación, los intentos por restaurar las funciones del ecosistema (*p.ej.* captura de carbono) serán poco útiles en términos de los costos asociados. No obstante, si un sistema está en un estado transicional, la restauración es viable. Por tanto, los MET son capaces de incorporar actividades y prácticas de manejo que entrarían en los mecanismos de los mercados de carbono, al proponer prácticas que eviten la degradación de los ecosistemas forestales y mantengan o incrementen los almacenes de carbono en otras actividades productivas (agricultura, ganadería, etc.). Además, estos modelos pueden proporcionar retroalimentación adecuada y oportuna, a los diseñadores de políticas, sobre la efectividad de las estrategias de intervención para controlar los factores que promueven la deforestación y degradación de los bosques.

El uso de clases de USyV *sensu* INEGI, como insumo básico de los MET, condiciona el desarrollo de modelos a nivel agregado (comunidades vegetales), pero pueden analizarse a nivel desagregado en la jerarquía del sistema de clasificación del INEGI (Paz

et al., 2019), para implementar sistemas multi-escala de análisis (“de abajo hacia arriba” y “de arriba hacia abajo”). La estructura del sistema del INEGI permite una integración de escalas jerárquicas para analizar en forma multi-escala las implementaciones (Casiano-Domínguez y Paz-Pellat, 2017, 2019).

En este trabajo se presenta el Modelo de Estados y transiciones Jerárquicos Integrados y multiescalares del Carbono y Otros componentes (MEJICO), como una extensión de las versiones previas de los MET, para considerar todos los almacenes de carbono definidos por el IPCC (2006), así como la respuesta hidrológica y de erosión / transporte de sedimentos y, la respuesta de la diversidad de las plantas vasculares. Se consideran aspectos económicos-financieros y otros asociados a MEJICO, pero no se discuten en este trabajo, ya que objetivo está orientado a la parte técnica del modelo.

Modelo de estados y transiciones jerárquicos integrados y multiescalares del carbono y otros componentes

En esta sección se presentan los diferentes módulos de MEJICO y su forma de parametrización con la información disponible. Los únicos datos que se consideran, por estar disponibles, tanto en el estado inicial (donde se operará un cambio), como en el final (cambio operado), son los valores del almacén de carbono y otras componentes, como el tiempo de paso; es decir, el tiempo que tarda el almacén de pasar del

estado inicial al final. Una hipótesis principal implícita en MEJICO es la suposición de estado estacionario (equilibrio) de los almacenes de carbono.

Dado que los tiempos de los modelos están en años, en todos los casos, para MEJICO los tiempos de paso son anuales.

Biomasa aérea viva

El modelo CBM-FS (Kurz et al., 1993) utiliza un tipo de crecimiento de la biomasa aérea viva (Bav) compuesto por modelos matemáticos por fases independientes, unidas entre sí (Kurz y App, 1999). El modelo es empírico, cuyo rasgo principal es una función decreciente en la fase de post madurez de los rodales de bosques. En el modelo FullCAM de Australia (Richards y Brack, 2004; Waterworth et al., 2007), se utilizan modelos semi-empíricos, los cuales se calibran con datos de campo. En el caso del CO2FIX, el enfoque de modelación utiliza la función de Chapman-Richards (Chapman, 1961; Richards, 1959).

El uso de modelos matemáticos de tipo empírico, puede aproximarse por familias de funciones (García, 2005; Koya y Goshu, 2013; Ricker, 1979; Zeide, 1993), para seleccionar el mejor. No obstante, el modelo seleccionado para la biomasa aérea viva obedece a criterios de flexibilidad y parametrización con el uso de datos disponibles, simples de utilizar y entender. En el modelo MEJICO, se utiliza el sigmoide asimétrico (modelo beta) de Yin et al. (2003) para la modelación de la Bav:

$$\begin{aligned}
 &Bav(t) = Bav, i, \text{ para } t < t_i \\
 &Bav(t) = Bav, i + (Bav, f - Bav, i) \left(1 + \frac{t_f - t}{t_f [1 - f_i]} \right) \left(\frac{t - t_i}{t_f - t_i} \right)^{\frac{t_f - t_i}{t_f (1 - f_i)}} \\
 &Bav(t) = Bav, f, \text{ para } t > t_f
 \end{aligned} \tag{1}$$

que puede ser escrita como:

$$Bav(t) = Bav, i + (Bav, f - Bav, i) \left(1 + \frac{1}{1 - f_i} \right) \left(\frac{t}{t_p} \right)^{\frac{1}{1 - f_i}} \tag{2}$$

donde t_i es el tiempo de inicio de la transición y el tiempo final es $t_f = t_i + t_p$, con t_p como el tiempo de paso de un estado al otro. Las restricciones de la ecuación (1) y (2) son: $Bav, f > Bav, i$, $0 \leq f_i < 1$. El modelo beta requiere del conocimiento de las biomásas aéreas vivas finales Bav, f , e inicial Bav, i , el tiempo de paso (estado estacionario) t_p

para alcanzar Bav, f a partir de Bav, i y el tiempo cuando la tasa de crecimiento (CM) es máxima o t_m , que puede ser obtenida de $t_m = f_i t_p$

Al usar $t_m = f_i t_p$, con diferentes valores de f_i , la Figura 1 muestra la flexibilidad del modelo beta para modelar diferentes patrones asimétricos de la variable Y.

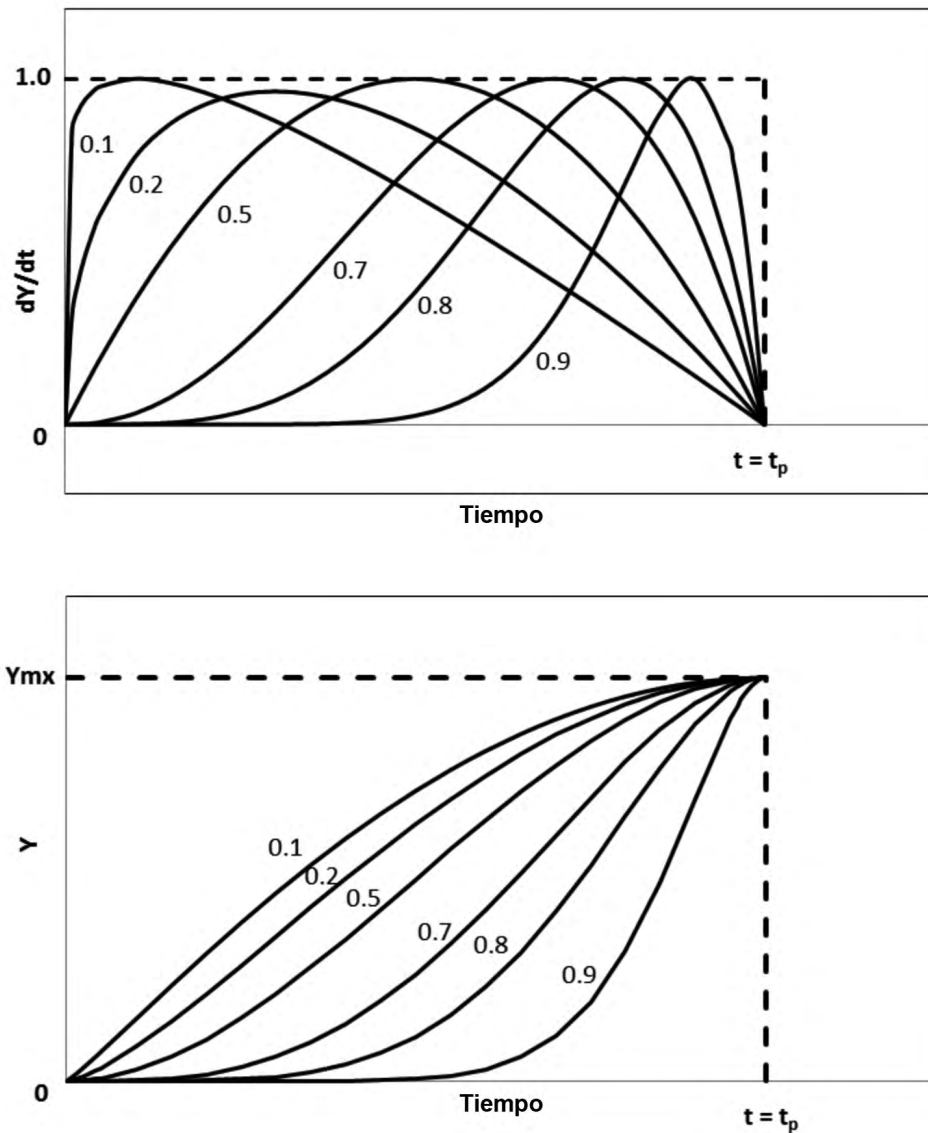


Figura 1. Patrones asociados al variar f_i de la relación $t_m = f_i t_p$ del modelo beta.

El parámetro f_i puede analizarse en sus límites. Cuando $f_i = 0$, $t_m = 0$, el modelo beta se convierte en una ecuación cuadrática:

$$Y = \frac{Y_{mx}(2t_p - t)t}{t_p^2} \quad (3)$$

En el otro extremo con $f_i = 1$, $t_m = t_p$, el modelo beta se convierte en una ecuación cúbica:

$$Y = \frac{Y_{mx}(3t_p - 2t)t^2}{t_p^3} \quad (4)$$

De estos resultados, la función beta representa una ecuación polinómica general, que en forma similar a la función de Chapman-Richards, representa un sigmoide generalizado.

La Figura 2 representa en forma gráfica los parámetros de la función beta: Y_{mx} (valor máximo, $B_{av,f}$ de la relación 1), Y_{mi} (valor inicial, igual a 0 en la figura, $B_{av,i}$ de la relación 1), el tiempo de paso (t_p) y el tiempo t_m donde se presenta la tasa de incremento máxima de la variable Y . En el caso de los MET (MEJICO) los datos utilizados son el valor del estado inicial, el valor del estado final y el tiempo de paso. La única variable por definir es t_m (o f_i).

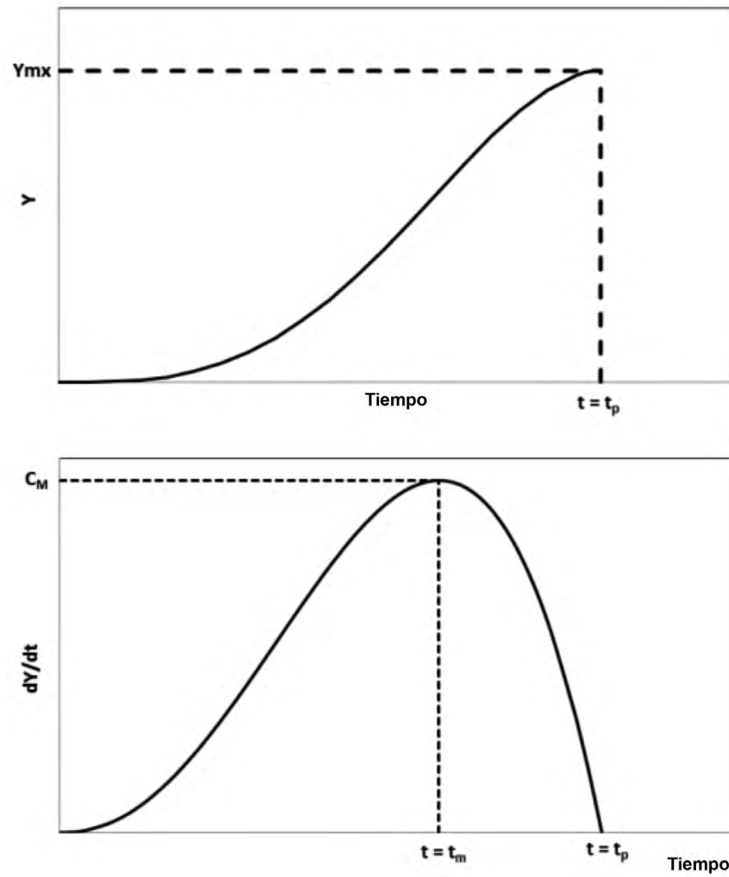


Figura 2. Parámetros del modelo beta, términos acumulados e instantáneos.

Decrecimiento de la biomasa aérea viva. En el caso de procesos de degradación de la vegetación ($B_{av,i} > B_{av,f}$), el modelo de crecimiento se parametriza en

forma similar al caso del crecimiento de la vegetación. La Figura 3 muestra un ejemplo del decrecimiento de la vegetación.

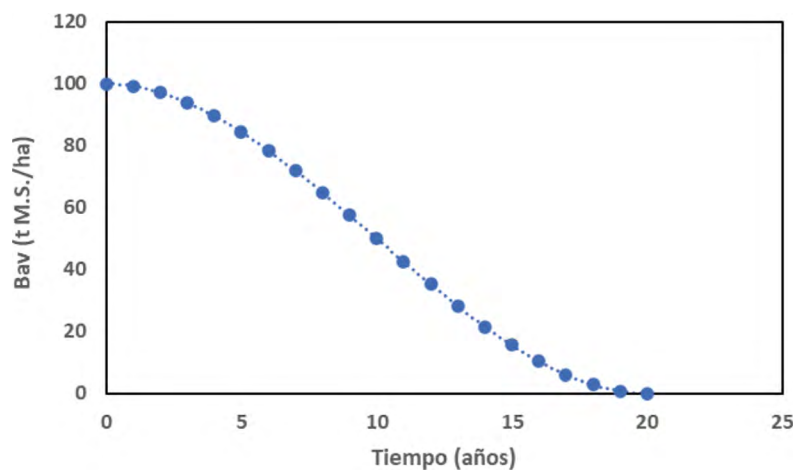


Figura 3. Modelo de decrecimiento ($B_{av,i} = 100$, $B_{av,f} = 0$, $t_p = 20$, $f_i = 0.5$).

Manejo de extracciones de la biomasa aérea viva. Las extracciones de biomasa aérea viva (parte leñosa) se consideran en un registro con el año de la extracción y la biomasa extraída, pudiendo definir cualquier número de años para las extracciones. En el modelo de la biomasa aérea viva se lleva la contabilidad de los incrementos anuales, hasta el año de la extracción. A la biomasa acumulada se le resta la extracción, por lo que se ajusta la biomasa acumulada para el año en cuestión. El modelo reinicia el crecimiento a partir del año de la extracción, pero con una $B_{av,f}$ ajustada (se le resta la extracción), para un t_p fijo. La tasa de crecimiento

después de la extracción es la correspondiente al crecimiento de la biomasa ajustada.

En la modelación de extracción de leña es más difícil realizar estimaciones confiables. Una alternativa es utilizar un enfoque de modelación con el modelo WISDOM (Masera *et al.*, 2006), el cual se parametrizó para México. En la línea del enfoque del modelo WISDOM para escalas locales, Ghilardi *et al.* (2009) usa la razón F_f de biomasa aérea a biomasa para leña de acuerdo con Cuadro 1. Con este enfoque es posible estimar F_f y usarlo en el modelo del crecimiento neto de la biomasa aérea viva.

Cuadro 1. Estimaciones de F_f . Fuente: Ghilardi *et al.* (2009).

Clase de cobertura	F_f
Agricultura	0.2
Bosques secundarios	0.6
Bosques de abeto	0.4
Pastizales	0.2
Bosques de encino	0.8
Bosques de pino	0.4
Bosques de pino-encino	0.6
Matorrales	0.8

Ejemplos de modelación

La parametrización que se define por la ecuación (1) o (2) permite el seguimiento temporal de actividades. Por ejemplo, en la Figura 4, se simula el comportamiento del sistema acahual-milpa, en un proceso de regeneración del bosque, donde $B = B_{av}$ con $B_i = 0$, $B_f = 100$, $t_i = 0$, $t_p = 20$, $f_i = 0.6$. Se parte de que el bosque se cortó (roza y tumba) totalmente en el año 0 y se regeneró hasta el año 10; se cortó para sembrar una

milpa de maíz que se mantuvo por cuatro años (año 14) y en el año 15 se restableció el acahual, mismo que se mantuvo por 15 años, para después volver a convertirlo en milpa (año 31), estado en el que permaneció durante cuatro años más, para finalmente abandonarse (año 35), lo que permitió que la vegetación se regenerara a su condición inicial, después de 20 años (año 54). En el ejemplo no se considera la biomasa aérea viva de los cultivos.

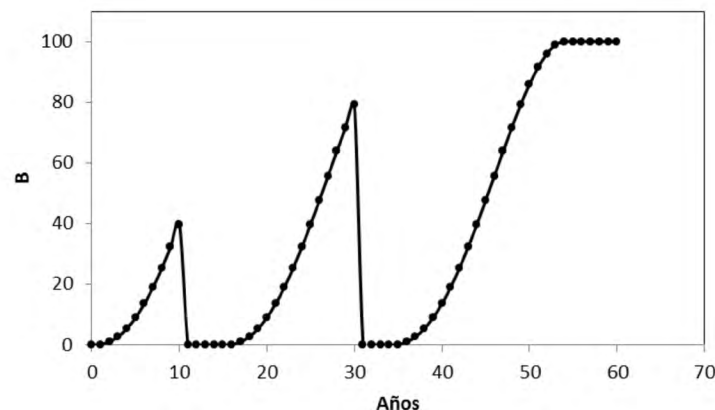


Figura 4. Secuencia de regeneración de bosque-milpa-acahual-milpa-bosque secundario.

Otro ejemplo se muestra en la Figura 5, bajo los mismos parámetros del bosque de la Figura 4. El proceso inició en el año 0, cuando el bosque tenía una biomasa de 50 y se dejó crecer por 10 años (biomasa = 69.9); en año 11 se realizó una extracción de biomasa del 20%, en el año 12 una del 10% y, finalmente, en el año 13 se extrajo un 10% adicional (todas las

extracciones con referencia a la biomasa en el año 10). A partir del año 14, el bosque se dejó para regenerarse por 20 años (año 33), después de lo cual se cortó totalmente para establecer una milpa que duró siete años, para finalmente abandonarla en el año 41, con la finalidad de que el bosque se regenerara y pasara a bosque secundario.

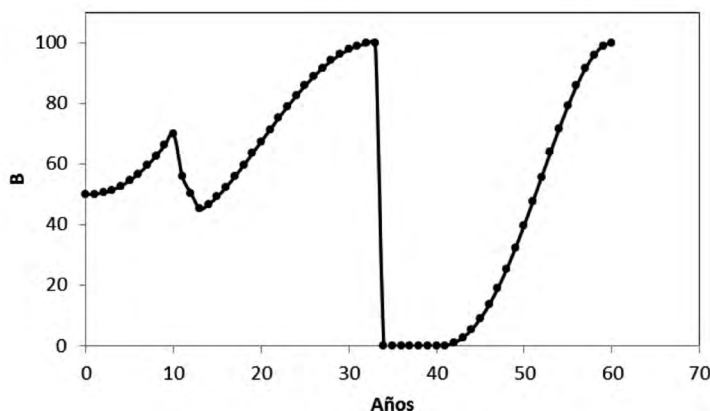


Figura 5. Secuencia de regeneración de bosque-extracciones-achahual-milpa-bosque secundario.

El caso de la Figura 5, se tiene el problema de que al usar la ecuación (1) o (2), en forma directa, se supone que la biomasa inicial (B_i) en cualquier tiempo del crecimiento se encuentra en estado estacionario. Para evitar esta situación, es necesario reajustar los tiempos iniciales (t_i) para que reflejen el estado previo del crecimiento. Así, para el año 0 el tiempo asociado a $B = 50$ es 11.3 años y para $B = 64.8$ (remanente después de las extracciones – después del ajuste al crecimiento inicial antes de las extracciones) es 13.1 años. La Figura

6 muestra los resultados después de los ajustes que se mencionan.

El problema de los ajustes se resuelve fácilmente si, además de la definición del estado inicial, se considera como requisito para la parametrización del modelo, el tiempo que se mantuvo en ese estado. Este tiempo de permanencia en el estado inicial, previo a la transición al estado final, define t_i y con este valor se estima B_i en el año 0. Así, bajo esta consideración se tiene que $t_f = t_p$ en la ecuación (1) o (2).

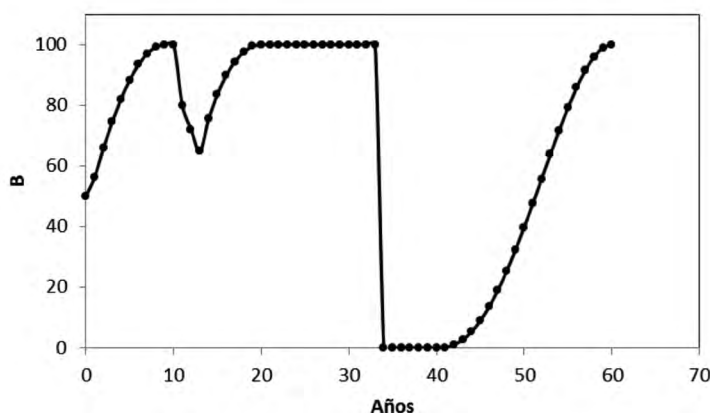


Figura 6. Secuencia de regeneración de bosque-extracciones-achahual-milpa-bosque secundario, con ajustes en los inicios del crecimiento.

Modelación de la sucesión vegetal. Tal como se discutió en el apartado anterior, las clases de USyV en sucesión vegetal (Paz-Pellat *et al.*, 2019) requieren de información adicional para poder modelar el crecimiento en forma adecuada. Desafortunadamente, la información temporal de las sucesiones vegetales no está disponible, por lo que se requiere de estimaciones.

Para caracterizar las diferentes etapas de una sucesión vegetal (dominancia herbácea → arbustiva → arbórea), es necesario definir los tiempos de finalización de las sucesiones (t_{herb} , t_{arbu} , t_{arbo}), donde

el tiempo de paso (t_p) puede ser mayor que t_{arbo} . En el caso de vegetación arbustiva se requiere (t_{herb} , t_{arbu} , -999), donde -999 significa que no aplica. La Figura 7 muestra un ejemplo de asignación de los tiempos de fases de sucesión vegetal.

En el caso de un proceso de decrecimiento, la Figura 8 muestra un ejemplo de la asignación de los tiempos de las fases de sucesión de la vegetación, cuando existen las tres fases. Para la vegetación arbustiva solo existen dos fases: herbácea y arbustiva, por lo que la fase arbórea tiene un valor de -999.

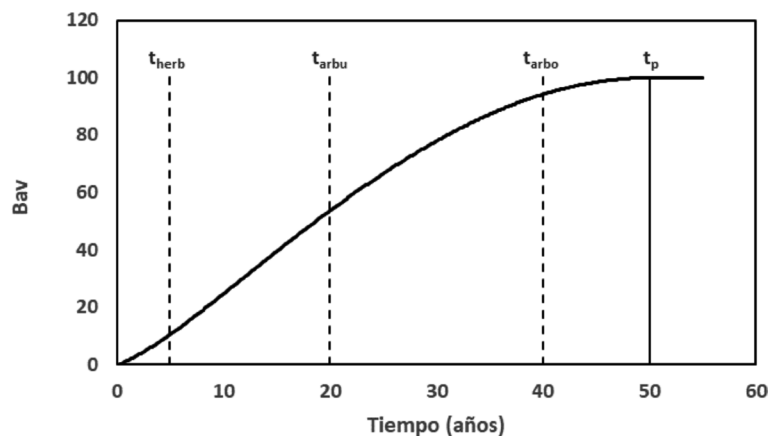


Figura 7. Tiempos asociados a la terminación de las fases de una sucesión vegetal (creciente).

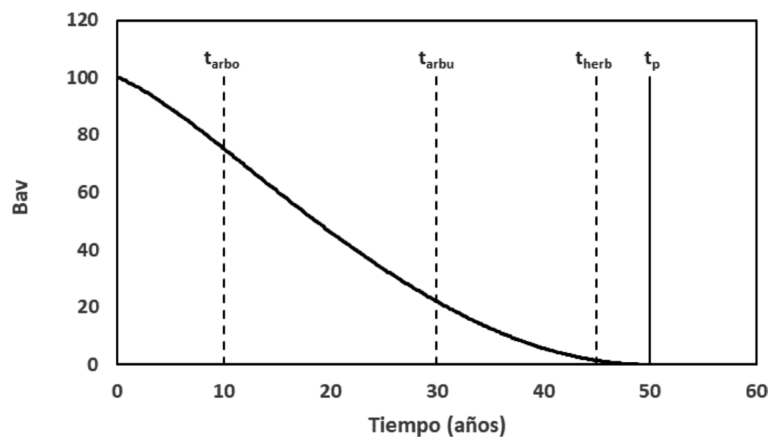


Figura 8. Tiempos asociados a la terminación de las fases de una sucesión vegetal (decreciente).

Con los tiempos asignados a las fases de una sucesión vegetal, pueden estimarse los valores de Bav a partir de Bav_f , t_p y f_t (relación 2). $Bav_i = 0$ en todos estos casos, aun cuando el tiempo asociado a $Bav_i > 0$ es negativo. El utilizar $Bav_i = 0$ evita los problemas de inicialización del modelo.

En el caso de cambio de uso del suelo y vegetación, el modelo se reinicializa para $Bav_i = 0$, que implica la remoción del total de la vegetación del estado inicial. Esto es necesario para considerar usos del suelo que no se encuentran en sucesión.

Modelación del manejo de la vegetación. Para el caso de la clase de USyV bosques cultivados (BC) y otros tipos de USyV, el manejo de la vegetación puede

caracterizarse con modelos de respuestas tipo 1 y tipo 2 (Snowdon, 2002). Para modelar las respuestas, el modelo (2) de la Bav se modifica como:

$$Bav(t) = Bav,i + (Bav,f - Bav,i)f_b \left(1 + \frac{1}{1-f_t f_f}\right) \left(\frac{t}{t_p}\right)^{\frac{1}{1-f_t f_f}} \quad (5)$$

donde el caso $f_b = 1$ y $f_f = 1$ representa el caso de no respuestas tipo 1 o 2.

Una respuesta tipo 1, se caracteriza por un incremento temporal en la tasa de crecimiento, que reduce el tiempo para lograr C_m , por lo que las trayectorias temporales, con y sin respuesta, siguen líneas temporales aproximadamente paralelas en el tiempo, después de aplicada la respuesta. Las respuestas tipo 1 se obtienen con efectos nulos, o pequeños, en el suelo o propiedades del sitio. Algunos ejemplos son el uso de fertilizante durante el establecimiento de plantas en sitios fértiles, el control de malezas y la aplicación de fertilizante nitrogenado después de cortas y podas. Mason (1996) revisa las hipótesis asociadas a las respuestas tipo 1, $f_f < 1$ y $f_b > 1$, observando un ligero incremento.

Una respuesta tipo 2, representa un cambio sostenido en la productividad vegetal, particularmente

asociado al incremento de la Bav en su pico, lo cual se refleja en un aumento de Bav,f . Las respuestas temporales, con y sin respuesta, se vuelven divergentes. Una respuesta tipo 2 ocurre típicamente al suministrar un nutriente limitante en forma sostenida. Por ejemplo, el uso de un fertilizante fosfatado en un suelo deficiente en fósforo. Otro ejemplo es el uso de riegos y fertilizaciones nitrogenadas repetidas. Al cesar los tratamientos, se puede provocar la reversión hacia las características iniciales del sitio, con una respuesta tipo 2 “negativa”. En términos del modelo de las respuestas tipo 2, $f_f < 1$ y $f_b > 1$, se incrementa fuertemente. Por lo general f_f de las respuestas 1 y 2 es similar.

La Figura 9 muestra ejemplos del crecimiento de Bav asociado a respuestas tipo 1 y tipo 2.

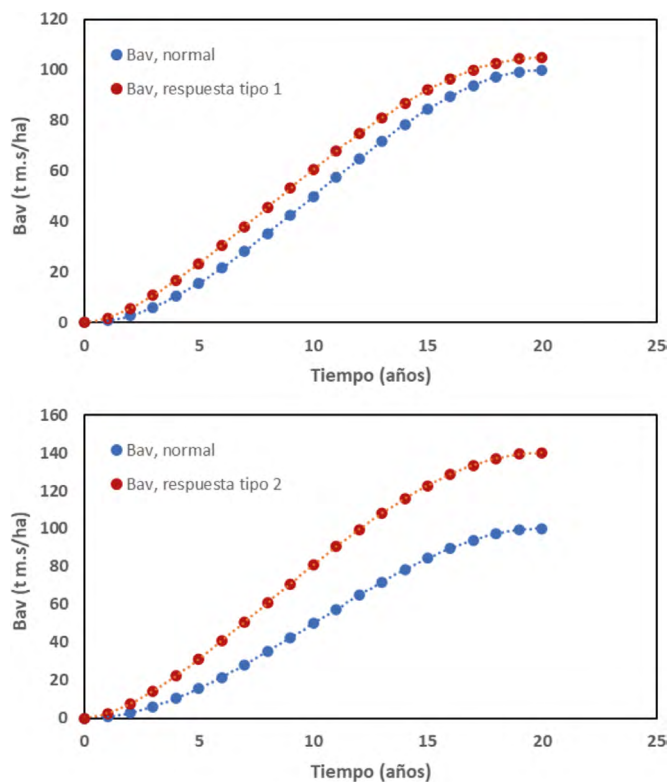


Figura 9. Modelación de respuestas tipo 1 y 2 del crecimiento de Bav: a) Condición normal $Bav,i = 0$, $Bav,f = 100$, $t_p = 20$, $f_t = 0.5$; respuesta tipo 1: $f_b = 1.05$, $f_f = 0.8$. b) Condición normal $Bav,i = 0$, $Bav,f = 100$, $t_p = 20$, $f_t = 0.5$; respuesta tipo 1: $f_b = 1.40$, $f_f = 0.8$.

Índice de área foliar y cobertura proyectiva del follaje

La estimación del índice de área foliar (IAF) se realiza a partir de:

$$\begin{cases} IAF = a(Bav)^b, t \leq t_m \\ IAF = IAFmx, t > t_m \end{cases} \quad (6)$$

donde IAFmx es el valor máximo del IAF, a y b son constantes empíricas. El uso del IAF es importante, ya que su valor máximo (IAFmx) define el punto de la tasa máxima de crecimiento (Cm) de Bav (Gower *et al.*, 1994; Ryan *et al.*, 1997; Waring *et al.*, 1981).

La constante b para plantas leñosas tiene valores entre 0.9 y 1.1, por lo que se puede usar $b = 1$. Para plantas herbáceas, se puede usar $b = 1.2$. La estimación de la constante a se evalúa al despejarla de la relación (6) y suponiendo valores de los valores máximos. Por ejemplo, para plantas leñosas para $IAF = 6$, se puede suponer $Bav = 150 \text{ t m.s. ha}^{-1}$, por lo que $a = 0.04$. Para plantas herbáceas, $IAF = 5$, $Bav = 20 \text{ t m.s. ha}^{-1}$, $b = 1.2$, entonces $a = 0.137$.

En el Cuadro 2 se muestran valores de la media y desviación estándar del IAF como guía para asignar valores de la media (IAFm) a las diferentes clases de USyV.

Cuadro 2. Estimaciones de IAF de diferentes clases de vegetación. Fuente: Asner *et al.* (2003).

Clase vegetación o bioma	Media	Desv. Est.
Desierto polar/Tundra alpina	3.85	2.37
Tundra húmeda	0.82	0.47
Bosque boreal	3.11	2.28
Sabana templada	1.37	0.83
Bosque templado de hoja ancha siempre verde	5.4	2.32
Bosque templado mixto	5.26	2.88
Bosque templado de coníferas	6.91	5.85
Bosque templado caducifolio	5.3	1.96
Humedal templado	6.66	2.41
Cultivo templado	4.36	3.71
Plantación templada	9.19	4.51
Pradera media alta	2.03	5.79
Pradera corta	2.53	0.32
Matorral árido	1.88	0.74
Matorral mediterráneo	1.71	0.76
Humedal tropical	4.95	0.28
Sabana tropical	1.81	1.81
Bosque tropical de hoja ancha siempre verde	5.23	2.61
Bosque tropical caducifolio	4.67	3.08
Pastizal tropical	2.85	2.62
Cultivo tropical	3.65	2.14
Plantación tropical	9.91	4.31

Las estimaciones de la fracción de cobertura aérea del follaje o cobertura proyectiva foliar (CPF, en porcentaje) se estima de la Ley de Beer-Lambert con el uso del coeficiente de extinción k_e :

$$CPF = 100[1 - \exp(-k_e IAF)] \quad (7)$$

En el Cuadro 3 se muestran valores de k_e para distintas clases de USyV, que pueden utilizarse como guías de estimación.

Cuadro 3. Estimaciones de k_e para diferentes clases de vegetación. Fuente: Asner *et al.* (2003).

Clase vegetación o bioma	k_e
Bosque hoja ancha	0.59
Bosque mixto	0.52
Bosque hoja acicular	0.45
Cultivo templado	0.62
Humedal	0.55
Plantación templada	0.45
Pradera / Pastizal	0.50
Matorral	0.56
Selva	0.59
Cultivo tropical	0.62
Plantación tropical	0.59

Para visualizar el modelo propuesto, la Figura 10 muestra el caso de una sucesión de un bosque de hoja ancha, con los siguientes parámetros: $t_i = 0$, $t_p = 20$, $t_m = 14$, $B_i = 0$ y $B_f = 100$. La Figura 11 muestra la

estimación de IAF ($a = 0.04$, $b = 1$) y la CPF ($k_e = 0.59$) del ejemplo de la sucesión de la Figura 9. El valor de CPF corresponde al total del follaje de la vegetación (CPF_T).

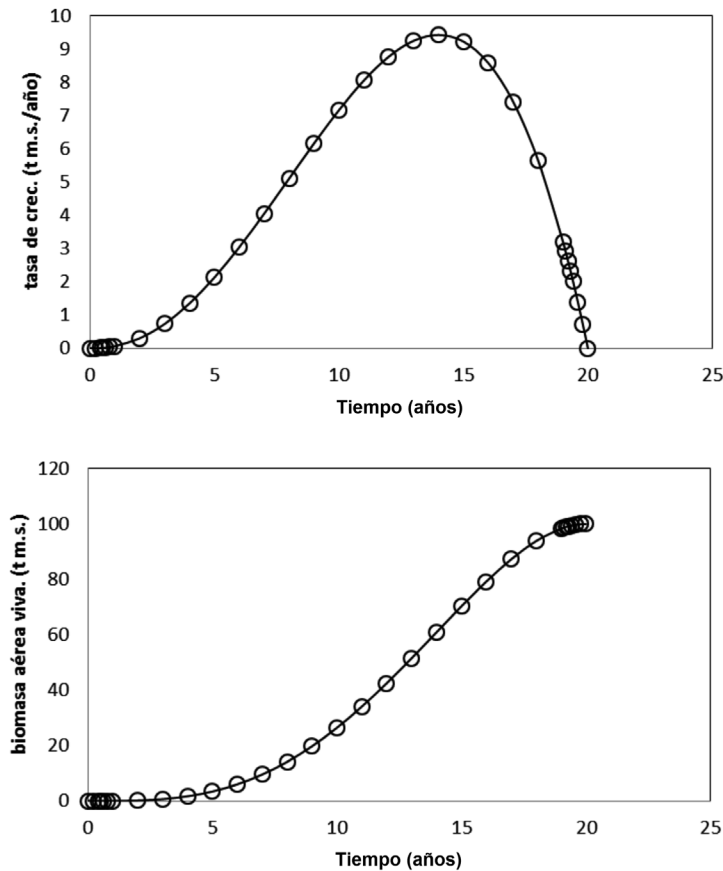


Figura 10. Ejemplo de una sucesión de un bosque de hoja ancha, biomasa aérea viva.

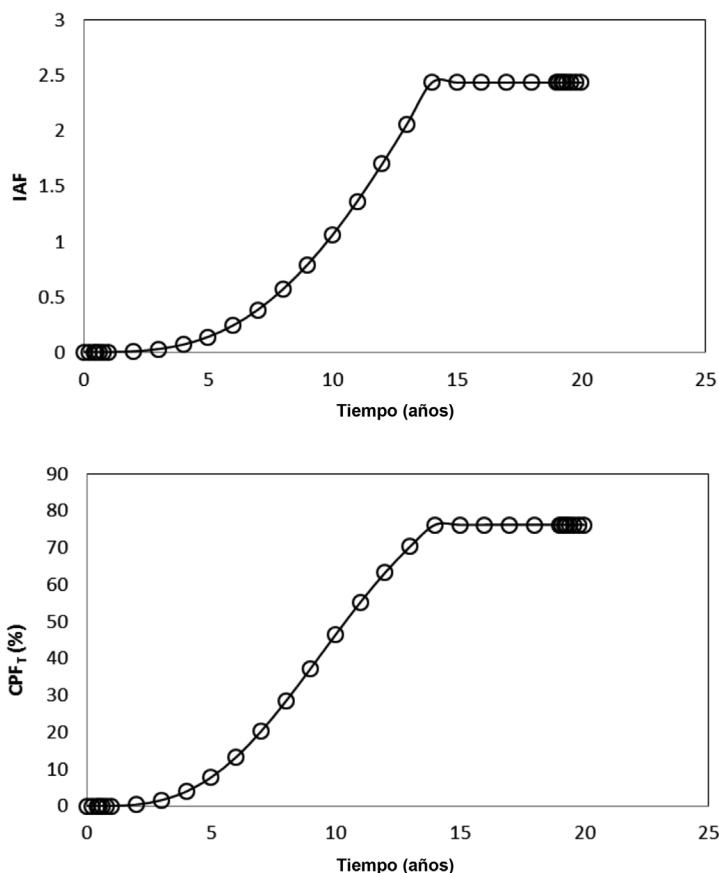


Figura 11. Estimación del IAF y CPF_T de la sucesión de la Figura 8.

Como otro ejemplo, la Figura 12 muestra la evolución temporal de la biomasa aérea viva (en t C/ha) y la cobertura proyectiva del follaje (CPF, en %), que se modeló a partir de la relación entre la biomasa y el IAF, además del uso de la Ley de Beer-Lambert para convertir los valores de IAF a CPF. El ejemplo muestra que la respuesta hidrológica (en función de CPF) es diferente que la que se asocia al carbono.

En lo general, la modelación de procesos forestales (turno biológico, económico, etc.) puede ser fácilmente implementada en el modelo.

El uso de la cobertura proyectiva foliar para darle seguimiento a las estimaciones de MEJICO permite el uso de la tecnología de sensores remotos para estimar CPF en forma confiable (Paz y Beltrán, 2014; Paz-Pellat, 2018).

Cobertura proyectiva foliar del estrato superior e inferior. En los trabajos de Specht (1972) sobre equilibrio de comunidades de vegetación, la cobertura proyectiva del follaje (CPF) de la comunidad de plantas se divide en un estrato superior o ES (CPF_{ES}) y, uno inferior o EI (CPF_{EI}), Figura 13. Para comunidades con dominio de especies arbóreas, la distinción de estratos es una altura de 2.0 m (Specht y Morgan, 1981; Specht y Specht, 1993; Specht y Tyler, 2010). En el caso de matorrales, pastizales y cultivos, la separación entre el estrato superior e inferior debe contemplar alturas que reflejen la partición de recursos en la comunidad (Specht y Morgan, 1981).

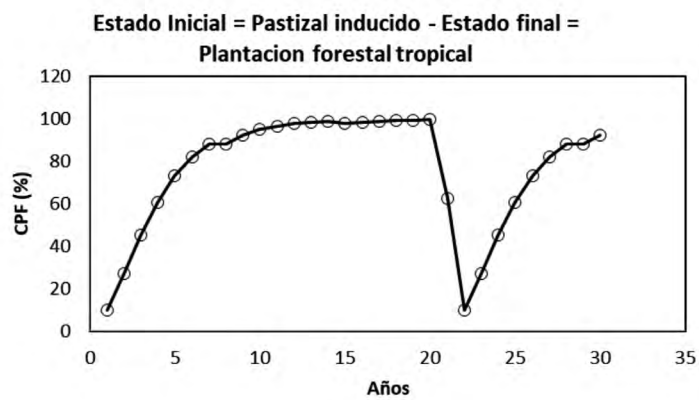
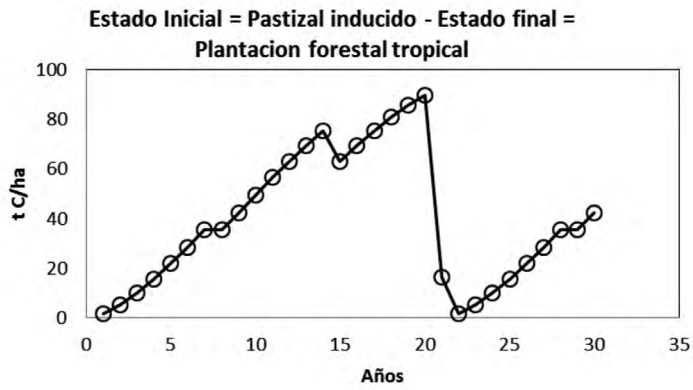


Figura 12. Ejemplo de modelación de la dinámica del carbono (Bav) y la cobertura proyectiva del follaje (CPF).

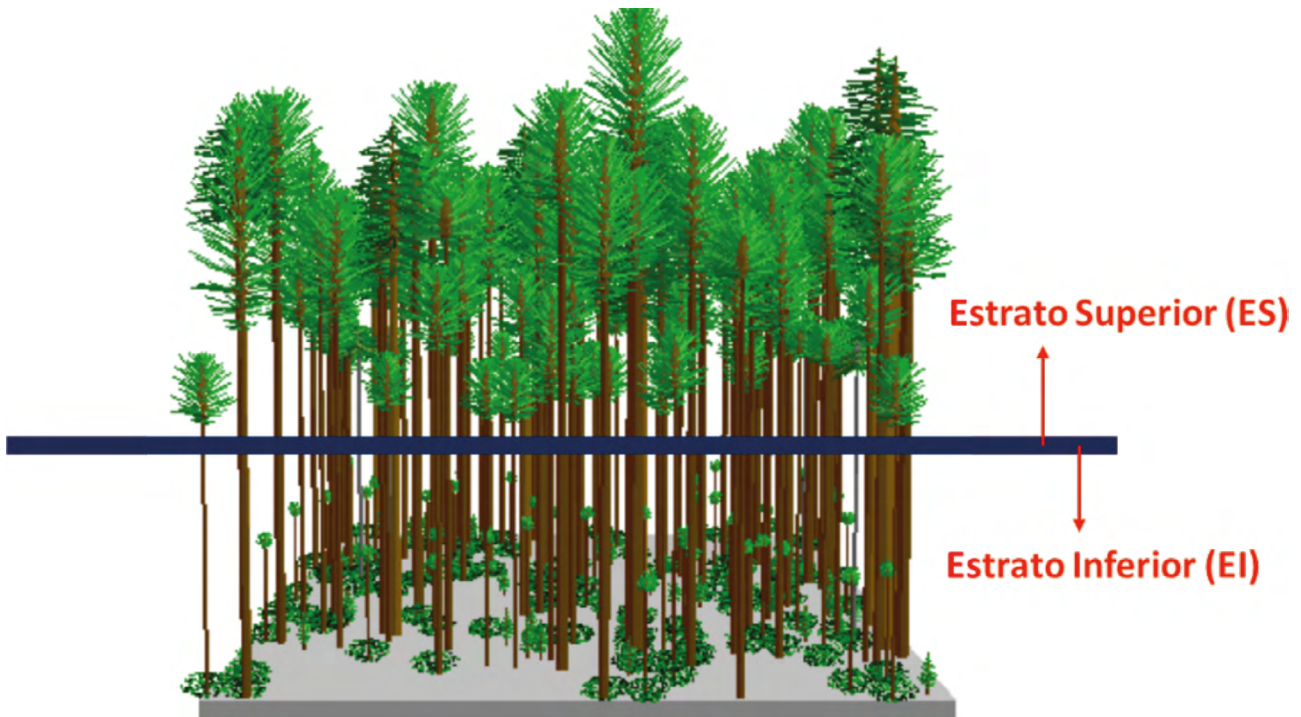


Figura 13. División del follaje en una comunidad de plantas en estrato superior e inferior.

El follaje del estrato superior intercepta la mayoría de la radiación solar fotosintética y está expuesto a un mayor estrés evaporativo.

El rasgo estructural más importante de una comunidad de plantas perennes siempre verdes (y caducifolias), parece ser la distribución y orientación del área foliar, del tope al fondo de la comunidad,

con relación a la componente directa y difusa de la radiación. Estos atributos estructurales, junto con la resistencia al flujo del agua, determinan el valor del coeficiente evaporativo k (Specht, 1972). De estas consideraciones, Specht (1972) plantea una relación empírica entre k y CPF_{ES} (Figura 14).

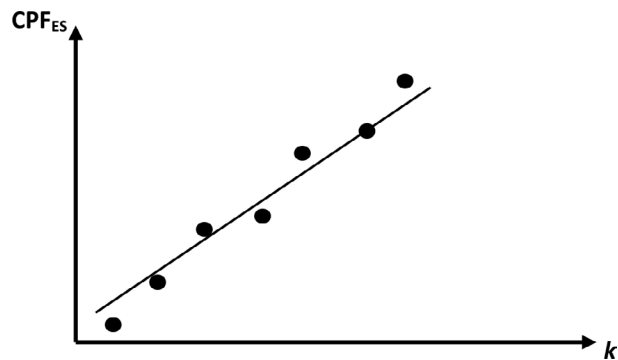


Figura 14. Relación empírica entre el coeficiente evaporativo k con CPF_{ES} (Specht, 1972).

La relación entre la cobertura proyectiva foliar (CPF) y el coeficiente evaporativo k (mm^{-1}) se estableció como (Specht, 2000):

$$\begin{cases} CPF_{ES} = 9,770k - 7.15 \quad (n = 54, R^2 = 0.95) \\ CPF_{EI} = 5,880k - 10.04 \quad (n = 29, R^2 = 0.87) \\ CPF_T = 15,350k + 5.80 \quad (n = 29, R^2 = 0.93) \end{cases} \quad (8)$$

El coeficiente evaporativo k puede estimarse de (Specht, 2000):

$$k = 2.3E_0^{-0.86} \quad (9)$$

donde E_0 (mm) es la evapotranspiración potencial.

Las observaciones de Specht y Morgan (1981) de la CPF de los estratos superior e inferior, para comunidades clímax arbóreas, arbustivas y herbáceas, fueron la base para el planteamiento de condiciones de equilibrio entre ambos estratos y la condición de que la suma del FPC de ambos estratos (FPC_T) permanece invariante (Figura 15). Estas condiciones de equilibrio para una sucesión pírrica (Specht y Jones, 1971) se esquematizan en la Figura 16.

El modelo de equilibrio para sucesiones vegetales se muestra en forma esquemática en la Figura 17.

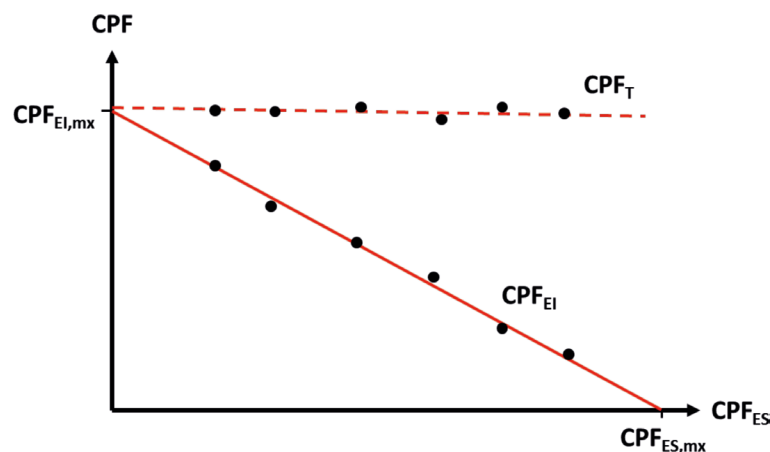


Figura 15. Relaciones de equilibrio entre los CPF de comunidades clímax de vegetación.

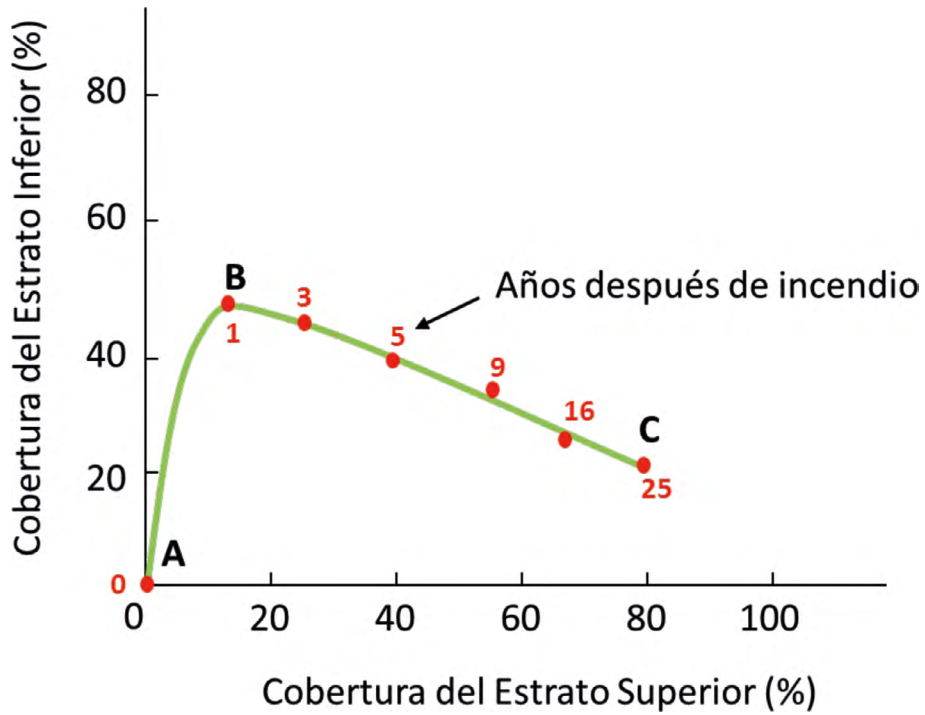


Figura 16. Esquematización de la evolución de las coberturas proyectivas foliares en una sucesión pírrica. Adaptado de Specht y Jones (1981).

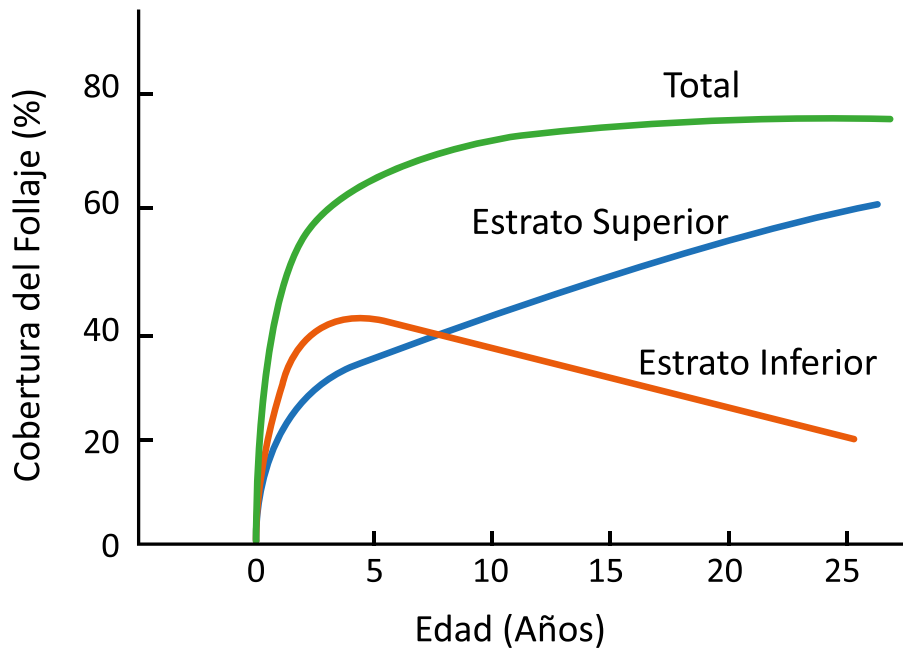


Figura 17. Modelo conceptual de las condiciones de equilibrio entre las coberturas proyectivas foliares durante el proceso de sucesión a una comunidad clímax de vegetación.

Las condiciones de equilibrio del FPC, en comunidades clímax, también se observaron en comunidades vegetales en humedales (Specht, 2009). En EUA se encontró, también, una relación entre la cobertura del follaje del estrato superior y la del inferior (Figura 15), para comunidades vegetales maduras (Tausch *et al.*, 1981; Tausch y Tueller, 1990).

El modelo de Specht se planteó para comunidades naturales clímax y su sucesión, por lo que, aparentemente, solo es aplicable a estos casos. Los modelos de estados y transiciones de MEJICO plantean estados bajo condiciones de estado estacionario (EE), por lo que los datos de carbono no cambian de valor y, no necesariamente de equilibrio (EQ). Aunque por manejo antropogénico un EE aproxima un EQ (el sistema se mantiene sin cambio, al introducir insumos o manejos para conservarlo en esta situación), no es claro si es posible utilizar el modelo de Specht en condiciones de manejo o modificación de los estados de MEJICO. En el caso de bosques incendiados, Macfarlane *et al.* (2010) recientemente plantearon una relación similar al caso mostrado en la Figura 15, pero en términos

de IAF. Neilson (1995) utilizó una relación similar a la de Macfarlane *et al.* (2010) (LAI plantas leñosas *versus* LAI pastos) para el desarrollo de un modelo de vegetación clímax potencial, en donde la relación Tp/Eo (transpiración de las plantas / evapotranspiración potencial) se parametrizó en función del IAF. Los resultados que se obtuvieron por este modelo fueron razonablemente buenos.

Hay evidencia experimental del esquema de compensación entre estratos de la Figura 15, para bosques naturales y bajo manejo (González-Hernández *et al.*, 1998; Groove, 1988; Long y Turner, 1975); aunque en el caso de plantaciones sujetas a tratamientos de poda, los resultados no son compatibles con dicha tendencia (Riegel *et al.*, 1992). No obstante, en el caso de las plantaciones forestales White *et al.* (2010) presentan evidencia indirecta de condiciones de equilibrio en el IAF (relación no lineal entre Ea/Eo - evapotranspiración actual / evapotranspiración potencial - con el IAF).

El modelo propuesto para CPF_{EI} , de acuerdo con el concepto de equilibrio de sucesiones vegetales, es el siguiente:

$$\left\{ \begin{array}{l} CPF_{EI} = CPF_T, t_i \leq t < t_h \\ CPF_{EI} = CPF_T(t = t_h) - \left[\frac{100 - CPF_T(t = t_h)}{100} \right] t, t_h \leq t \leq t_p \\ CPF_{EI} = CPF_{EI}(t = t_p), t > t_p \end{array} \right. \quad (10)$$

donde t_h es el tiempo cuando la cobertura del estrato inferior alcanza su valor máximo, que se estima a partir de $f_h = t_h/t_m$

La cobertura proyectiva foliar del estrato superior se obtiene de la relación:

$$CPF_{ES} = CPF_T - CPF_{EI} \quad (11)$$

La aplicación de las relaciones (10) y (11), $t_h = 7$, define la trayectoria temporal de la CPF_{EI} y CPF_{ES} , tal como se muestra en la Figura 18.

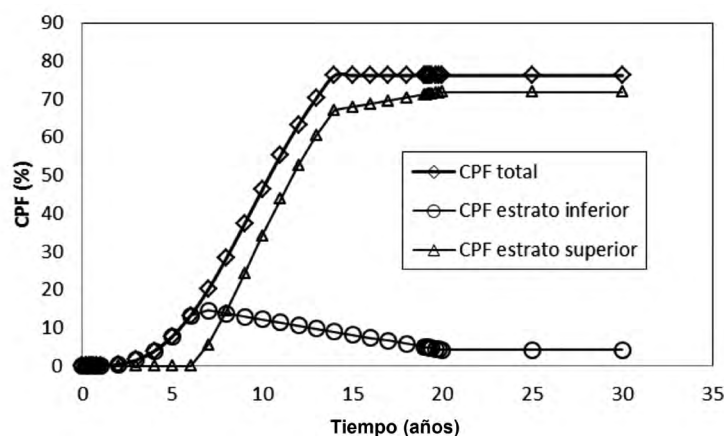


Figura 18. Evolución temporal de CPF_T , CPF_{EI} y CPF_{ES} de la sucesión de la Figura 8 y 9.

La hipótesis principal del modelo propuesto es, que la composición de la vegetación hasta el tiempo $t = t_h$ es de solo el estrato inferior y a partir de ese tiempo se inicia el estrato superior. Esta hipótesis es congruente con la evidencia experimental (p.ej. Wang *et al.*, 2010).

El modelo propuesto de la dinámica de las coberturas proyectivas del follaje puede aplicarse a “sucesiones” naturales (dinámicas del crecimiento), bajo las siguientes consideraciones:

1. Para plantaciones forestales o cultivos leñosos (p.ej. frutales), si no hay limpieza de hierbas y malezas, se puede usar un valor de t_h . En el caso de que se haga limpieza de hierbas y malezas, $t_h = 0$ y la cobertura total es igual a la del estrato superior (el estrato inferior no existe).
2. Para pastizales y cultivos no leñosos, $t_h = t_m$. Esta condición implica la no existencia del estrato superior (perspectiva de bosques).
3. Generalmente, si se define el valor de t_h se pueden considerar estratos inferiores específicos para un tipo de vegetación, o bien, suprimir un estrato cualquiera.

En lo general, para cualquier tipo de vegetación, la estimación del coeficiente evaporativo k define el máximo potencial del crecimiento sin asistencia humana. En caso de k , se incrementa artificialmente y la cobertura del follaje asociada al agua adicional solo puede sostenerse al mantener la fuente de agua. Para cultivos o plantaciones sin riego, la biomasa y follaje máximo, que son los que están en equilibrio con el clima, pueden ser menores a su potencial. Sin embargo, estas comunidades no pueden considerarse como clímax, a menos que se exploten completamente los recursos disponibles.

Riqueza de especies y grupos funcionales

Con el uso de una zonificación por regiones climáticas (Specht y Specht, 1989), Cuadro 4, Specht *et al.* (1991) y Specht y Specht (1993) desarrollaron relaciones entre el coeficiente evaporativo k (cm^{-1}) y la diversidad de especies (S , riqueza de plantas vasculares) en comunidades clímax:

Cuadro 4. Caracterización de las regiones climáticas. Fuente: Specht y Specht (1989).

Región Climática	Radiación solar global ($\text{MJ m}^{-2} \text{ día}^{-1}$)	Temperatura media anual ($^{\circ}$)	No. de meses de la estación de crecimiento del estrato superior por zona climática		
			Tropical	Subtropical	Templado
Tropical (monzón)	21.4	25.3	10	5	0
Subtropical	20	20.3	5	7	5
Templado cálido	17.1	15.5	0	4	6
Templado frío	14.5	11.8	0	1.0 - 2.0	6
Montano	14.2	6.9	0	0	0

Región tropical:

$$\begin{cases} \ln(S_T) = 2.19 + 34.79k, (n = 20, R^2 = 0.94) \\ \ln(S_{ES}) = 0.92 + 40.02k, (n = 29, R^2 = 0.98) \end{cases} \quad (12)$$

Región subtropical:

$$\begin{cases} \ln(S_T) = 2.54 + 28.10k, (n = 15, R^2 = 0.91) \\ \ln(S_{ES}) = 0.01 + 45.90k, (n = 9, R^2 = 0.93) \end{cases} \quad (13)$$

Región templada cálida:

$$\begin{cases} \ln(55 - S_T) = 4.55 - 64.23k, (n = 7, R^2 = 0.89) \\ \ln(S_{ES}) = 0.21 + 20.49k, (n = 16, R^2 = 0.71) \end{cases} \quad (14)$$

En el caso de la región templada cálida, el EI forma la mayor parte de la comunidad hasta la zona climática húmeda y después cae marcadamente al ser reemplazada por plantas no vasculares (criptógamas).

El número de especies del estrato inferior se calcula de la siguiente manera:

$$S_{EI} = S_T - S_{ES} \quad (15)$$

El estrato superior es el que determina, principalmente, la riqueza de plantas en la comunidad. Las especies del ES se relacionan cercanamente con las condiciones de humedad del suelo, con variaciones en la respuesta dependientes de la región climática en que se encuentren. La relación entre la productividad del dosel y la diversidad total de especies de la comunidad, requiere de la incorporación del estrato inferior. El EI recibe el remanente de la radiación solar incidente, después de la intercepción del ES, por lo que la fotosíntesis y la productividad de este estrato es limitada. La cantidad de energía solar recibida por el EI varía con la latitud y la CPF_{ES}. Generalmente, se recibe menos radiación por el EI en una comunidad cerrada, en comparación con una abierta.

La relación entre la riqueza de especies del estrato inferior (S_{EI}) es lineal, e inversamente proporcional a

CPF_{ES} (Specht *et al.*, 2006; Specht y Morgan, 1981). Este patrón se muestra en la sucesión pírca de una comunidad vegetal (Specht y Morgan, 1981), lo que muestra qué, a medida que el bosque tiende a la madurez, la diversidad de especies del EI disminuye y la del ES se incrementa.

Con el uso de las relaciones $k - CPF$, relaciones (8), tipo $CPF = c + dk$, se pueden despejar para k y sustituirlas en las relaciones (12) a (14), tipo $S = \exp(e+fk)$, con lo que se obtiene:

$$S = \exp(A + BxCPF) \quad (16)$$

donde A y B son constantes que se evalúan de las relaciones (8) y (12) a (14).

De la relación (16) es posible estimar la evolución de S (S_T, S_{ES}, S_{EI}) en función de la CPF (CPF_T, CPF_{ES}, CPF_{EI}).

Relaciones entre cobertura proyectiva foliar y riqueza especies

A partir de datos de muestreos en el Estado de México se obtuvo la información expuesta en la Figura 19, que muestra las relaciones entre CPF_{ES} y S para sucesiones en bosques (todos los tipos).

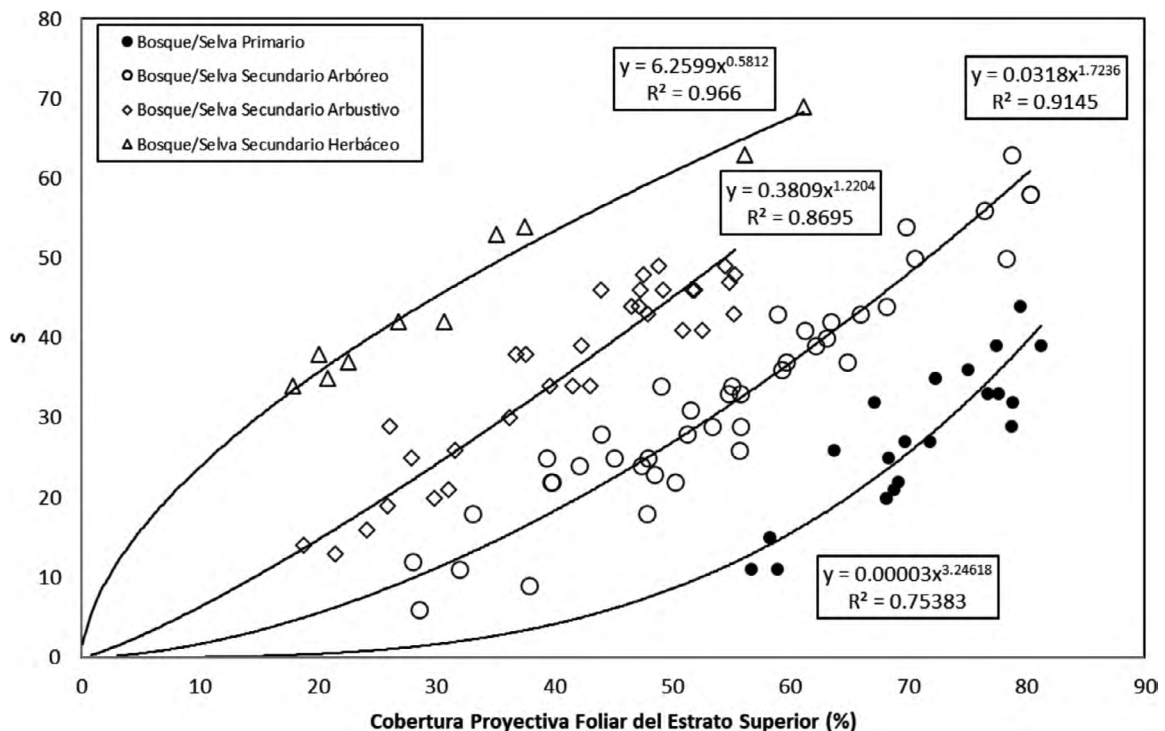


Figura 19. Relaciones entre CPF_{ES} versus S para las sucesiones de bosques en el Estado de México.

Las relaciones de la Figura 19 son del tipo:

$$S = A(CPF_{ES})^B \quad (17)$$

Los parámetros A y B de las relaciones de la Figura 17 están relacionados entre sí, tal como se muestra en la Figura 20.

que difiere de la ecuación (16) definida previamente.

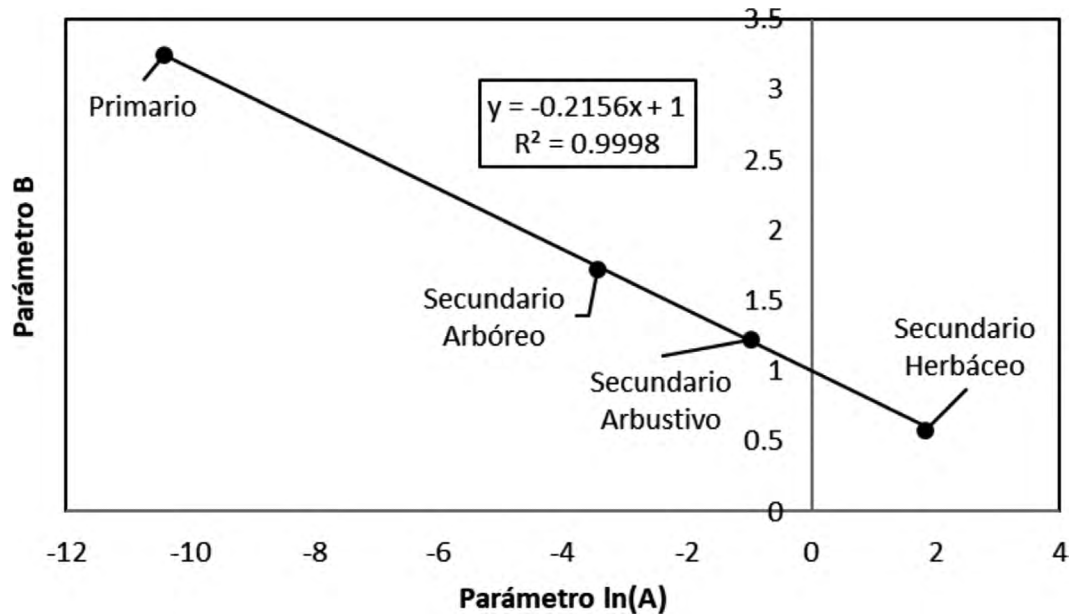


Figura 20. Relación entre los parámetros A y B de las fases de sucesión de bosques.

La Figura 21 muestra la relación entre los cultivos, pastizales y matorrales. parámetros A y B de las relaciones CPF_{ES} -S para

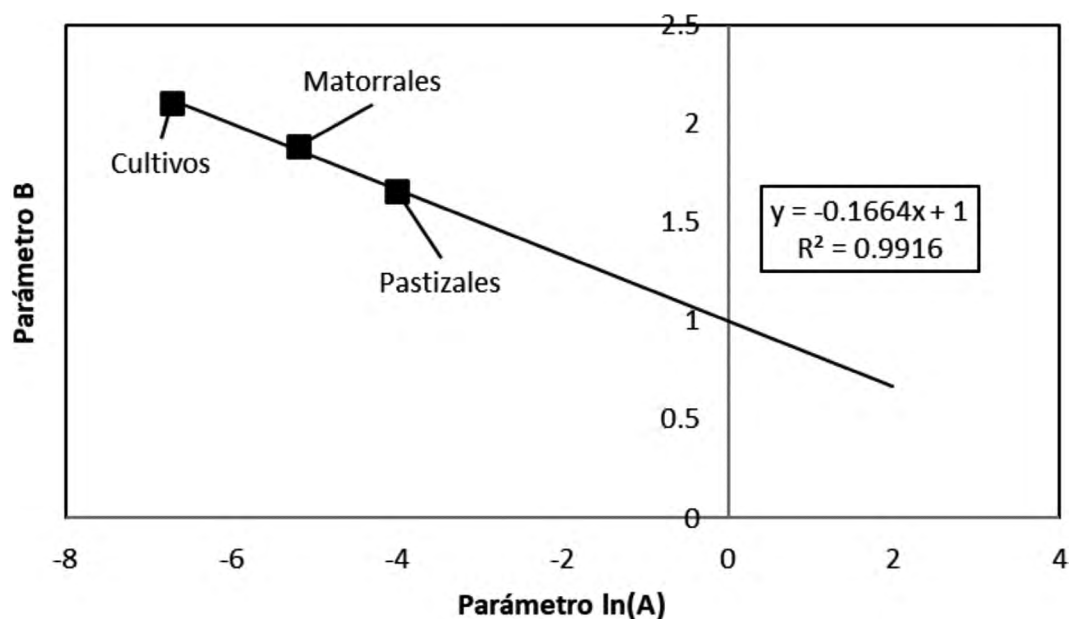


Figura 21. Relación entre los parámetros A y B de cultivos, pastizales y matorrales.

Relación entre riqueza de especies y de grupos funcionales

La riqueza de especies de plantas vasculares (S) puede obtenerse a partir del uso de la riqueza de grupos funcionales de plantas vasculares (Sg). Una clasificación que se utiliza para definir grupos funcionales es la de Gillison (2002, 2006) y, Gillison y Carpenter (1997), en donde se describe a cada especie como un modelo funcional de dos componentes: su estructura fotosintética y su sistema vascular de

soporte. La estructura fotosintética se caracteriza de acuerdo con la unidad foliar funcional más repetitiva, atendiendo a su tamaño, inclinación, clorotipo y forma. El sistema vascular de soporte se describe con base en las formas de vida de Raunkiær y una clasificación de sistemas radicales adventicios.

La relación entre S y Sg para una clase de USyV es de tipo lineal (Sánchez-Sánchez *et al.*, 2021): $S = g + hSg$, ver Figura 22 para ejemplos.

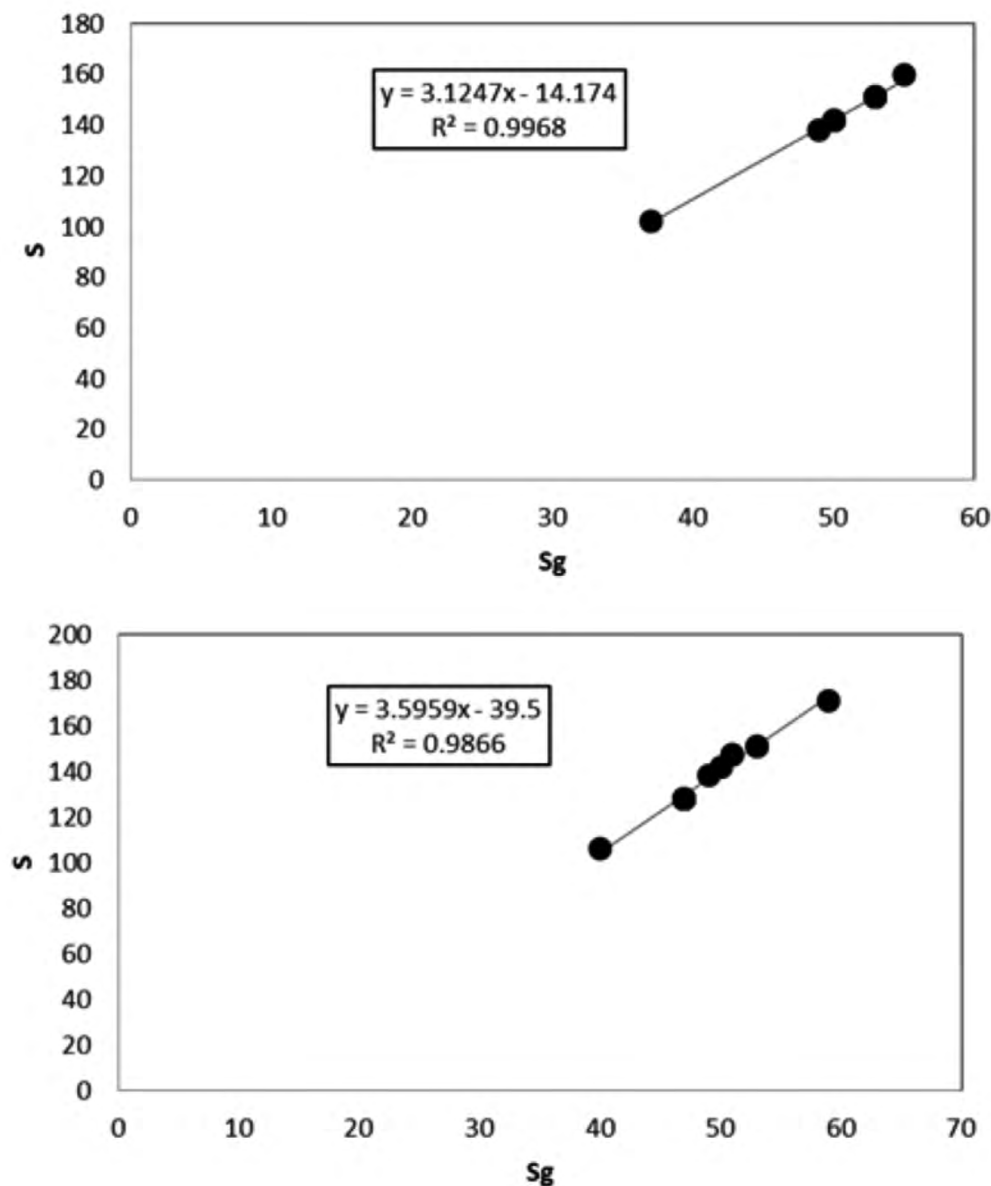


Figura 22. Relaciones entre Sg y S para diferentes clases de USyV.

Biomasa subterránea viva

La biomasa subterránea viva (B_{sv}) se estima a partir de la biomasa aérea viva (B_{av}) de acuerdo con la relación (Cheng y Niklas, 2007):

$$B_{sv} = 0.519B_{av}^{1.03} \quad (18)$$

La relación (18) es una actualización de la propuesta por Cairns *et al.* (1997), utilizada por de Jong *et al.* (2010) en los inventarios nacionales de emisiones de GEI en México. De ser necesario, puede utilizarse la relación de Cheng y Niklas, en función del tipo de vegetación.

Biomasa aérea muerta en pie, material leñoso caído y mantillo

La biomasa aérea muerta en pie (B_{am}), la biomasa leñosa caída (B_{lc}) y el mantillo sobre la superficie (B_{ms}), pueden caracterizarse, parcialmente, con el modelo de Smith y Heath (2002). En el caso del mantillo (B_{ms}), que suele dividirse en hojarasca (B_{hs}) y capa de fermentación (B_{fs}), el modelo se aplica a la suma de las capas individuales o a éstas.

Las estimaciones se realizan para dos condiciones (se usa B_{mm} para denotar todos los tipos de biomasa definidos): $B_{mm,i} < B_{mm,f}$ (crecimiento) y $B_{mm,i} > B_{mm,f}$ (decrecimiento).

Para el caso del crecimiento, el modelo está dado por:

$$B_{mm} = B_{mm,i} + (B_{mm,f} - B_{mm,i}) \left(\frac{a}{b + t} \right) \quad (19)$$

donde $a = (f_{cp})(B_{mm,f} - B_{mm,i})$ y f_{cp} es un factor de crecimiento potencial de B_{mm} ($f_{cp} > 1$). La constante b se estima de:

$$b = \frac{at_p}{(B_{mm,f} - B_{mm,i})} - t_p \quad (20)$$

Para el caso del decrecimiento, el modelo está dado por:

$$B_{mm} = c \exp\left(-\frac{t}{d}\right) \quad (21)$$

donde $c = B_{mm,i}$ y d se obtiene de:

$$d = \frac{t_p}{\ln\left(\frac{B_{mm,f}}{c}\right)} \quad (22)$$

La relación (21) no está definida para $B_{mm,f} = 0$, por lo que es necesario usar $B_{mm,f} = 0.01$.

Para el piso forestal (material leñoso caído más mantillo) Smith y Heath (2002) plantearon el modelo como la suma de la componente de crecimiento y decrecimiento, para simular los patrones observados (Covington, 1981; Yanai *et al.*, 2003). En el caso de MEJICO no hay información suficiente para realizar la tarea, por lo que se definieron patrones genéricos en función del crecimiento o decrecimiento.

La Figura 23 muestra un ejemplo del caso de crecimiento de B_{mm} y la Figura 24 de decrecimiento.

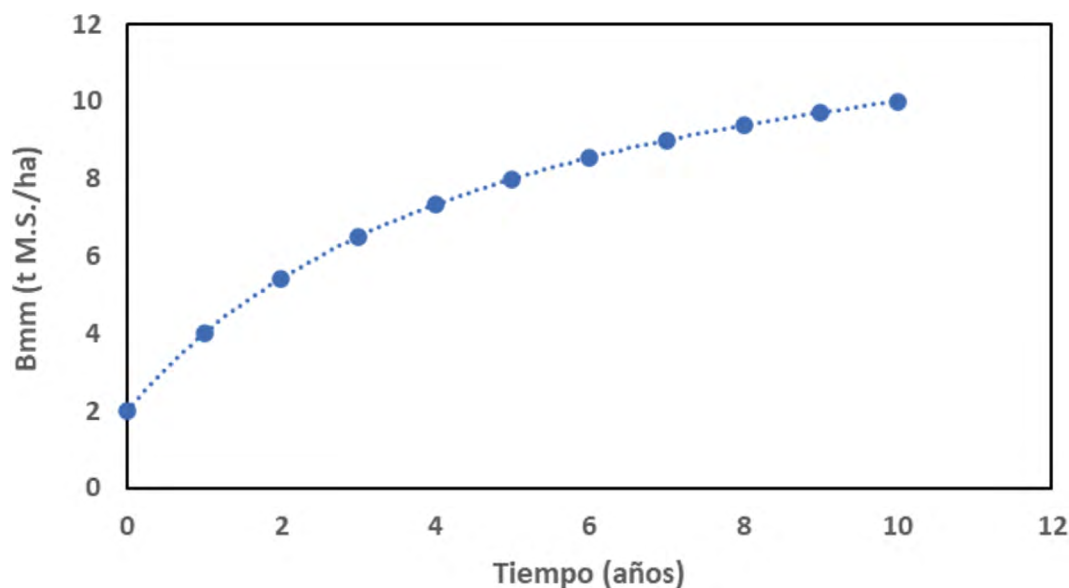


Figura 23. Ejemplo del caso de crecimiento de B_{mm} ($B_{mm,i} = 2$, $B_{mm,f} = 10$, $t_p = 10$, $f_{cp} = 1.5$).

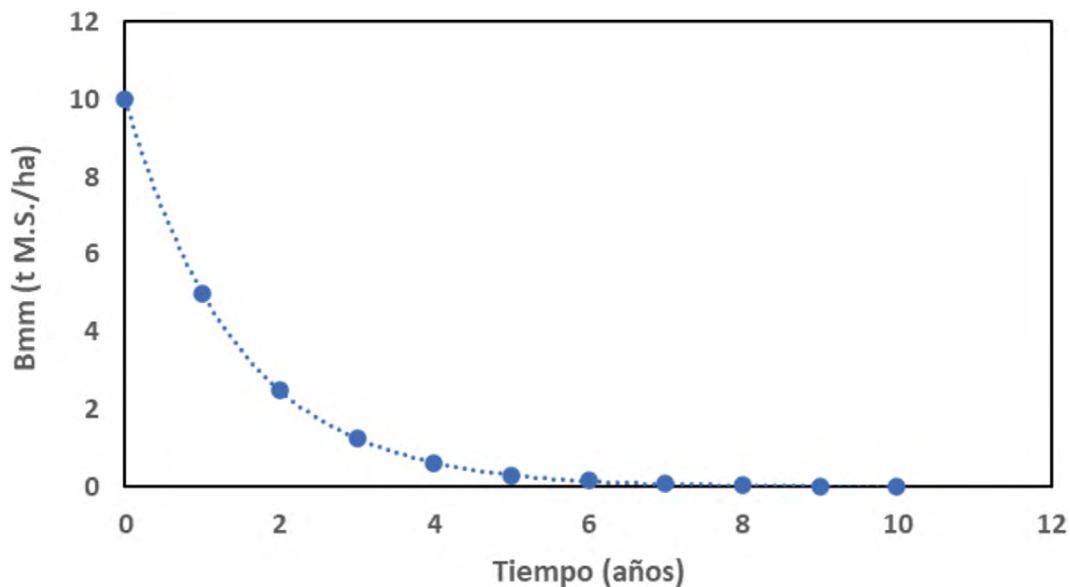


Figura 24. Ejemplo del caso de decrecimiento de Bmm ($B_{mm,i} = 10$, $B_{mm,f} = 0.01$, $t_p = 10$).

Biomasa subterránea muerta

La biomasa subterránea muerta (Bsm) se estima de la relación de Cheng y Niklas (2007), a través del uso de la biomasa aérea muerta (Bam), la cual puede ajustarse hacia arriba para definir el valor inicial de Bam, o bien, se puede usar el valor actual.

Carbono orgánico del suelo

La modelación de la dinámica del carbono orgánico de los suelos (COS) con modelos de procesos (*p.ej.* Coleman y Jenkinson, 1996), requiere de datos no disponibles en México, por lo que se ha propuesto el uso de parametrizaciones empíricas (Conant *et al.*, 2001; Poeplau *et al.*, 2011; West y Post, 2002), aunque con resultados mixtos (buenos y malos ajustes estadísticos). Como una primera aproximación, también se han propuesto otros enfoques de modelación, como los de tipo lineal y por factores (Ogle *et al.*, 2004, 2005).

Para tener patrones estandarizados de la dinámica del COS, se utilizan funciones de respuesta ante cambios típicos de USyV (West *et al.*, 2003), con Y como la tasa de cambio anual (%/año):

1. Conversión de bosque a agricultura.

$$Y = [8 \exp(-0.66t) + 2 \exp(-0.16t)] b \quad (23)$$

donde $b = 1.0 \pm 0.16$ para la media e intervalo de confianza al 95%. El tiempo de paso es de 15-50, años, con un valor típico de 20 años.

1. Labranza tradicional a labranza de conservación.

$$Y = -1.7a \exp \left[-0.5 \left(\frac{\ln \left(\frac{t}{x_0} \right)}{b} \right)^2 \right] \quad (24)$$

donde $a = 0.98 \pm 0.21$ para la media e intervalo de confianza al 95%, $x_0 = 4.0$ y $b = 0.6$. El tiempo de paso es 15-20 años, con valor típico de 20 años.

1. Conversión de agricultura a bosque

$$Y = -1.03a \exp \left[-0.5 \left(\frac{\ln \left(\frac{t}{x_0} \right)}{b} \right)^2 \right] \quad (25)$$

donde $a = 1.03 \pm 0.97$ para la media e intervalo de confianza al 95%, $x_0 = 14.0$ y $b = 0.55$. El tiempo de paso es 40-60 años, con un valor típico de 50 años.

La estimación del COS se realiza a partir de:

Caso $COS_i > COS_f$ (tipo conversión de bosque a agricultura).

$$COS = COS_i - COS_i \left(\frac{PA}{100} \right)^{\left[\frac{1 - \frac{COS_f}{COS_i}}{\frac{PA t_p}{100}} \right]} \quad (26)$$

donde PA está definida por:

$$PA = \sum_0^t Y \quad (27)$$

y PA_{t_p} está definida por:

$$PA_{t_p} = \sum_0^{t_p} Y \quad (28)$$

Caso $COS,i < COS,f$ (labranza convencional a labranza de conservación; agricultura a bosque).

$$COS = COS,i + COS,i \left(\frac{PA}{100} \right) \left[\frac{1 - \frac{COS,f}{COS,i}}{\frac{PA_{t_p}}{100}} \right] \quad (29)$$

donde PA está definida por:

$$PA = \sum_1^t Y \quad (30)$$

y PA_{t_p} está definida por:

$$PA_{t_p} = \sum_1^{t_p} Y \quad (31)$$

Para el caso de la relación (29), el caso $COS,i = 0$ no está definido, por lo que se utiliza $COS,i = 0.01$. Para la situación de $COS,i < COS,f$, la relación (24) se utiliza para $t_p \leq 30$ y la relación (25) para $t_p > 20$.

En la Figura 25 y 26 se muestran ejemplos de la evolución temporal del COS.

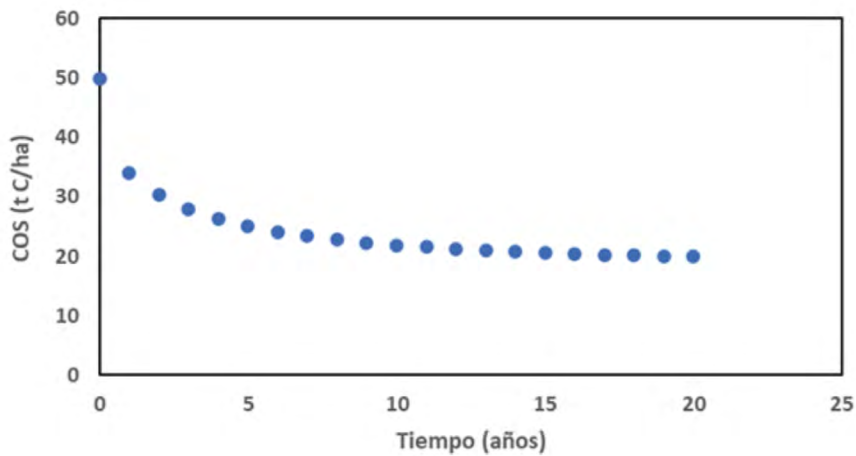


Figura 25. Ejemplo de $COS,i > COS,f$ ($COS,i = 50$, $COS,f = 20$, $t_p = 20$).

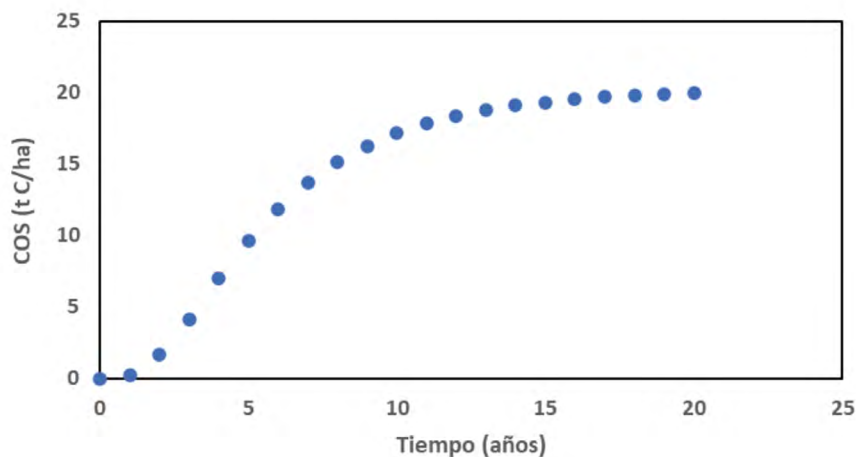


Figura 26. Ejemplo de $COS,i < COS,f$ ($COS,i = 0.01$, $COS,f = 20$, $t_p = 20$).

Heath *et al.* (2002) no encontraron evidencia concluyente de cambios en el COS debidos a la extracción maderable de bosques y su regeneración inmediata, por lo que se pueden modelar procesos complejos del COS en forma simple.

Coefficiente de escurrimiento

El coeficiente de escurrimiento (Q/P, Q = Escurrimiento, P = Precipitación) define la respuesta hidrológica ante un cambio de USyV. Asimismo, la erosión (E) del suelo puede ponerse en función de Q/P. En lo siguiente, se propone un modelo para estimar Q/P siguiendo los desarrollos de modelos de erosión (Renard *et al.*, 1991; USDA-ARS, 2008; Wischmeier y Smith, 1978) y otros conceptos.

El modelo de Q/P está definido por:

$$\frac{Q}{P} = (FCPF)(FP)(FG) \tag{32}$$

FCPF es un factor que se define en función de la CPF (CPF_T) de acuerdo con los modelos empíricos revisados por Duran y Rodríguez (2008, 2009). En la Figura 27 se muestran patrones hipotéticos de la relación CPF – Q/P (Rogers y Schumm, 1991). Los patrones iniciales de Q/P, hasta un valor aproximado de CPF = 20%, muestran patrones crecientes (Hartanto *et al.*, 2003; Nunes *et al.*, 2011; Roger y Schumm, 1991), decrecientes (Cerde, 1998; Garcia-Estringana *et al.*, 2010; McIvor *et al.*, 1995) o en meseta (Shit *et al.*, 2012; Vásquez-Méndez, *et al.*, 2010).

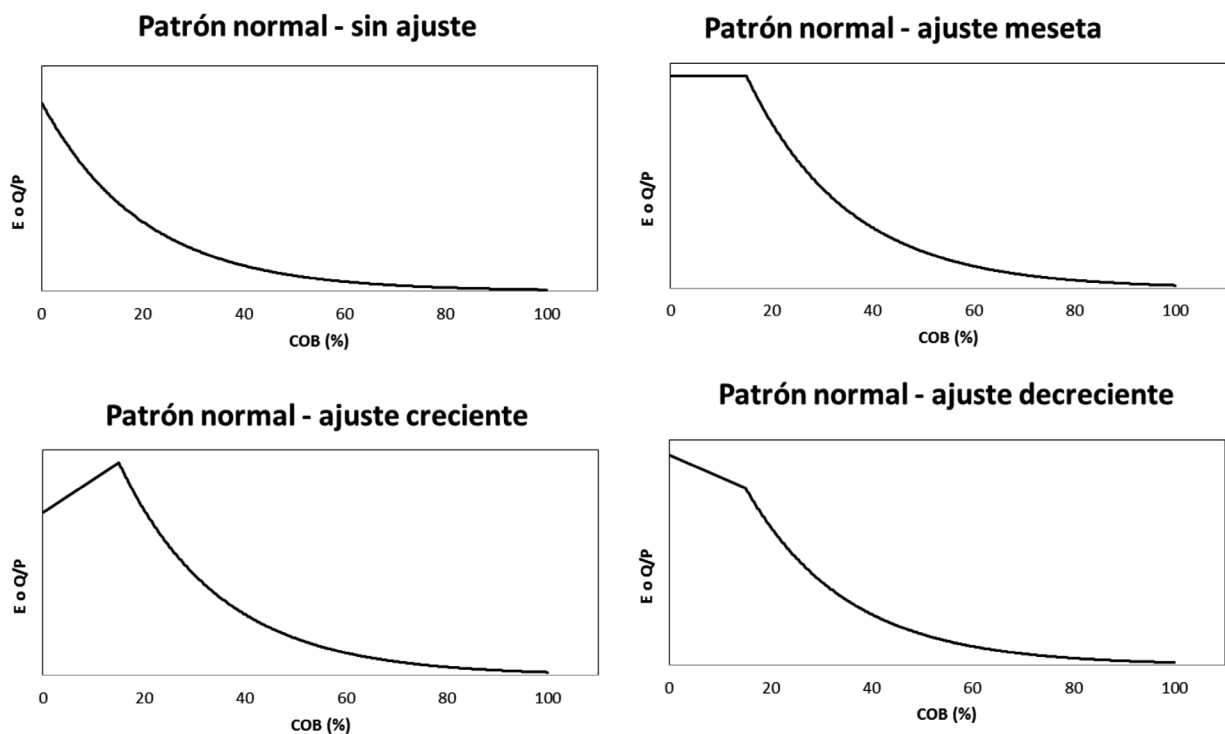


Figura 27. Patrones hipotéticos entre COB-E o COB-(Q/P). Adaptada de Rogers y Schumm (1991).

Para la región de CPF ≤ 20, el valor inicial de Q/P está en función de la textura del suelo (Cuadro 5), para el caso de CPF = 0 (suelo desnudo).

Cuadro 5. (Q/P)_{0t} para texturas del suelo.

Textura del suelo	(Q/P) _{0t}
Gruesa	0.20
Media	0.35
Fina	0.60

El valor de $(Q/P)_0$, para CPF = 0 (suelo desnudo), estará dado por:

$$\left(\frac{Q}{P}\right)_0 = \left(\frac{Q}{P}\right)_{0t} (1.4 - 0.2MO) \quad (33)$$

El modelo para FCPF, caso de CPF ≤ 20, está dado por:

$$FCPF = \left(\frac{Q}{P}\right)_0 + cCPF \quad (34)$$

donde c está dado por:

$$c = \frac{\left(\frac{Q}{P}\right)_{20} - \left(\frac{Q}{P}\right)_0}{20} \quad (35)$$

$$\left(\frac{Q}{P}\right)_{20} = \left(\frac{Q}{P}\right)_0 FA \quad (36)$$

donde FA es un factor de ajuste, FA = 0.95 por defecto. El modelo para FCPF, caso de CPF > 20, está dado por:

$$FCPF = \left[\frac{\left(\frac{Q}{P}\right)_{20}}{\exp(-20b)} \right] \exp(-bCPF) \quad (37)$$

donde b está dado por:

$$b = \frac{\ln\left[\left(\frac{Q}{P}\right)_{20}\right] - \ln\left[\left(\frac{Q}{P}\right)_{100}\right]}{80} \quad (38)$$

El valor de $(Q/P)_{100}$ corresponde al caso de CPF = 100%. El Cuadro 6 muestra valores estimados para diferentes clases de USyV, para usarse como guía en las estimaciones. Estos valores son aproximaciones iniciales para el modelado.

Cuadro 6. $(Q/P)_{100}$ para diferentes clases de USyV.

Uso del suelo y vegetación	$(Q/P)_{100}$	Observación
Bosque	0.05	Con estrato inferior desarrollado
Selva	0.02	Con estratos múltiples
Reforestaciones / forestaciones (monocultivos)	0.10	Uso de una sola especie o pocas
Plantaciones sin malezas o estrato herbáceo	0.20	Prácticas de deshierbe
Plantación con malezas o estrato herbáceo	0.10	Sin prácticas de deshierbe
Matorrales	0.25	Condición natural
Pastizales	0.08	Naturales, inducidos o cultivados
Cultivos anuales	0.30	Cultivos de un solo ciclo, con suelo en descanso
Cultivos perennes herbáceos	0.15	Cobertura del suelo todo el año
Cultivos arbustivos sin malezas o estrato herbáceo	0.30	Prácticas de deshierbe
Cultivos arbustivos con malezas o estrato herbáceo	0.20	Sin prácticas de deshierbe
Cultivos arbóreos sin malezas o estrato herbáceo	0.25	Prácticas de deshierbe
Cultivos arbóreos con malezas o estrato herbáceo	0.15	Sin prácticas de deshierbe

El factor de pendiente (FP) está dado por:

$$FP = \left(\frac{p\%}{9}\right)^{0.25} \quad (39)$$

donde $p\%$ es la pendiente del terreno (en %).

Finalmente, el factor de geoforma (FG) se define en el Cuadro 7, de acuerdo con las geoformas de la Figura 28.

Cuadro 7. Factor de ajuste de geoformas.

Patrón de la Geoforma	FG
Uniforme	1.00
Convexo	1.25
Cóncavo	0.20
Complejo Convexo – Cóncavo	0.35
Complejo Cóncavo - Convexo	0.30

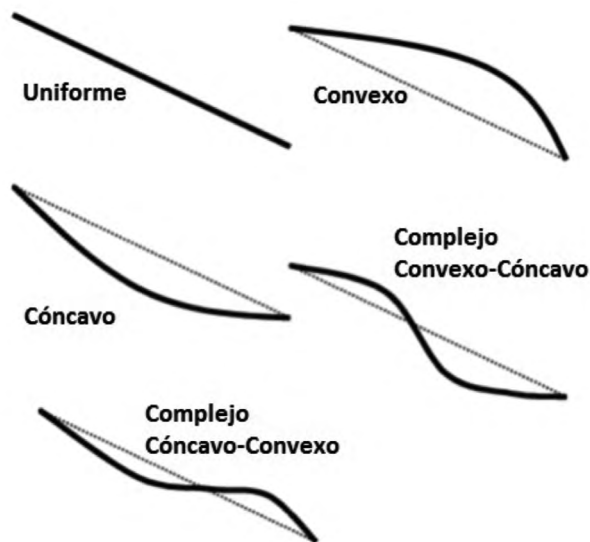


Figura 28. Geoformas usadas en el factor de ajuste.

El modelo de (Q/P) permite estimar los flujos (Q), dadas las estimaciones de la precipitación (P), y así realizar balances hidrológicos para estimar la recarga (y flujo subsuperficial) de los acuíferos. El modelo está en función de la evolución temporal de CPF, la cual puede modelarse de la biomasa aérea viva.

Para la relación del coeficiente de escurrimiento con la erosión ($t\ ha^{-1}$), se utiliza la relación de Maetens *et al.* (2012) adaptada:

$$E = 251.9 \left(\frac{Q}{P}\right)^{1.626} \quad (40)$$

El transporte de sedimentos producto de la erosión del suelo puede analizarse en función del tiempo de transporte (Fernandez *et al.*, 2003), que puede ponerse en función de la distancia recorrida (Parsons y Stromberg, 1998). De esta forma, la tasa de transporte de sedimentos (TTS) está dada por (Knight, 1998):

$$TTS = \exp(-0.05D) \quad (41)$$

donde D (m) es la distancia recorrida por los sedimentos y $0 \leq TTS \leq 1$.

COMENTARIOS FINALES

MEJICO se presentó en sus diferentes módulos de almacenes del carbono en clases de USyV. El modelo se planteó con la finalidad de parametrizarse con información disponible o estimada fácilmente en las aplicaciones. Adicionalmente, la modelación de la riqueza de especies (y grupos funcionales) se acopló a la evolución de la CPF. Algo similar se realizó para el coeficiente de escurrimiento y la erosión de los suelos. MEJICO modela la dinámica del carbono, el agua y la diversidad vegetal, permitiendo una visión integral de los servicios ecosistémicos.

Desde la perspectiva de la Iniciativa del Banco Mexicano del Carbono del Programa Mexicano del Carbono, MEJICO permite analizar el potencial de diferentes estrategias de intervención.

RECONOCIMIENTO

El autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por el apoyo a través del FORDECYT-PRONACES para realizar este trabajo mediante el financiamiento al proyecto

319069 “Resiliencia y estabilidad socioecológica de la cafecultura mexicana bajo sombra: hacia nuevos paradigmas”

LITERATURA CITADA

- Asner, G. P., J. M. O. Scurlock and J. A. Hicke. 2003. Global synthesis of leaf area index observations: implications for ecological and remote sensing studies. *Global Ecology and Biogeography* 12:191-205.
- Cairns, M. A., S. Brown, E. H. Helmer and G. A. Baumgardner. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* 111: 1–11.
- Casiano-Domínguez, M. y F. Paz-Pellat. 2017. Estructura anidada de actividades para la estimación de costos de oportunidad para REDD+ y RETUS. *Elementos para Políticas Públicas* 1:103-1124.
- Casiano-Domínguez, M. y F. Paz-Pellat. 2019. Datos multi-escala para inventarios de gases de efecto invernadero en los sistemas agrícolas de México. *Elementos para Políticas Públicas* 3:83-104.
- Cerda, A. 1998. The influence of geomorphological position and vegetation cover on the erosional and hydrological processes on a Mediterranean hillslope. *Hydrological Processes* 12:661-671.
- Chapman, D. G. 1961 Statistical problems in population dynamic. *Proceedings of the 4th Berkeley symposium on mathematical statistics and probability*. University of California Press. Berkeley, USA. pp. 153-186.
- Cheng, D. L. and K. J. Niklas. 2007. Above- and below-ground biomass relationships across 1534 forested communities. *Annals of Botany* 99: 95-102.
- Coleman, K. and S. D. Jenkinson. 1996. RothC-26.3: a model of the turnover of carbon in soil. pp. 237-246. *In*: Powlson, D. S., P. Smith and J. U. Smith (eds.). *Evaluation of Soil Organic Matter Models using Existing Long-term Datasets*. Springer-Verlag. Berlin.
- Conant, R. T., K. Paustian and E. T. Elliot. 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications* 11:343-355.
- Covalada, S., F. Paz y B. de Jong. 2019a. Modelos de estados y transiciones para los almacenes de carbono de las principales regiones de Chiapas, México. *Elementos para Políticas Públicas* 3:183-226.
- Covalada, S., F. Paz y A. Ranero. 2016. Carbono edáfico en Chiapas: planteamiento de políticas públicas de mitigación de emisiones. *Terra Latinoamericana* 34:97-112.
- Covalada, S., F. Paz y A. Ranero. 2017. Propuesta de escenarios de intervención para REDD+ y RETUS a nivel regional en el estado de Chiapas, México. *Elementos para Políticas Públicas* 1:87-102.

- Covaleda, S., F. Paz-Pellat y A. Ranero. 2018. Escenarios de mitigación de emisiones para el sector rural del Estado de Chiapas utilizando modelos de estados y transiciones. *Madera y Bosques* 24: e2401897. DOI:21829/myb.2018.2401897
- Covaleda, S., F. Paz-Pellat, A. Ranero-Puig, M. I. Marín-Sosa, M. Casiano-Domínguez, B. de Jong, J. D. Etchevers-Barra y A. Velázquez-Rodríguez. 2019b. Capítulo 24: Escenarios asociados al ciclo del carbono y sus interacciones: estado de Chiapas. pp. 573-602. En: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez. *Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde*. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México.
- Covington, W. W. 1981. Changes in the forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology* 62:41-48.
- DCCEE. 2012. Australian National Greenhouse Accounts. National Inventory Report 2010. Department of Climate Change and Energy Efficiency. Australian Government. 244 p.
- de Jong, B., C. Anaya, O. Masera, M. Olguín, F. Paz, J. Etchevers, R. D. Martínez, G. Guerrero and C. Balbontín. 2010. Greenhouse gas emissions between 1993 and 2002 from land-use change and forestry in Mexico. *Forest Ecology and Management* 260:1689-1701.
- Duran, V. H. and C. R. Rodríguez. 2008. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers: a review. *Agronomy for Sustainable Development* 28:65-86.
- Duran, V. H. and C. R. Rodríguez. 2009. Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. pp. 785-811. *In: Lichtfouse, E. et al.* (eds.). *A review: Sustainable Agriculture*. Springer-Verlag. Germany.
- Fernandez, C., J. Q. Wu, D. K. McCool and C. O. Stökle. 2003. Estimating water erosion and sediment yield with GISS, RUSLE and SEDD. *Journal of Soil and Water Conservation* 58:128-136.
- García, O. 2005. Unifying sigmoid univariate growth equations. *FBMIS* 1:66-68.
- García-Estringana, P., N. Alonso-Blázquez, M. J. Marques, R. Bienes and J. Alegre. 2010. Direct and indirect effect of Mediterranean vegetation on runoff and soil loss. *European Journal of Soil Science* 61:174-185. DOI:10.1111/j.1365-2389.2009.01221.x.
- Ghilardi, A., G. Guerrero and O. Masera. 2009. A GIS-based methodology for highlighting fuelwood supply/demand imbalances at the local level: a case study for Central Mexico. *Biomass and Bioenergy* 33: 957-972.
- Gillison, A. N. 2002. A generic, computer assisted method for rapid vegetation classification and survey: tropical and temperate case studies. *Conservation Ecology* 6:3.
- Gillison, A. N. 2006. A field manual for rapid vegetation classification and survey for general purposes. CIFOR. Jakarta, Indonesia. 85 p.
- Gillison, A. N. and G. Carpenter. 1997. A generic plant functional attribute set and grammar for dynamic vegetation description and analysis. *Functional Biology* 11: 775-783.
- González-Hernández, M. P., F. J. Silva-Pando and M. Casal-Jiménez. 1998. Production patterns of understory layers in several Galician (NW Spain) woodlands. Seasonality, net productivity and renewal rates. *Forest Ecology and Management* 109: 251-259.
- Gower, S. T., H. L. Gholz, K. Nakane and V. C. Baldwin. 1994. Production and allocation patterns of pine forests. *Ecological Bulletins* 43:115-135.
- Groove, T.S. . 1988. Growth responses of trees and understory to applied nitrogen and phosphorus in Karri (*Eucalyptus diversicolor*) forest. *Forest Ecology and Management* 23:87-103.
- Hartanto, H., R. Prabhu, A. S. E. Widayat and C. Asdak. 2003. Factors affecting runoff and soil erosion: plot level soil loss monitoring for assessment sustainability of forest management. *Forest Ecology and Management* 180:361-374.
- Heath, L. S., R. A. Birdsey and D. W. Williams. 2002. Methodology for estimating soil carbon for the forest carbon budget model of the United States, 2001. *Environmental Pollution* 116:373-380.
- IPCC. 2003. Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. Edited by Jim Penman, Michael Gytarsky, Taka Hiraishi, Thelma Krug, Dina Kruger, Riitta Pipatti, Leandro Buendia, Kyoko Miwa, Todd Ngara, Kiyoto Tanabe and Fabian Wagner. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC. Japan. 590 p.
- IPCC. 2006. Agriculture, forestry and other land use IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. *In: Eggleston, H. S., L. Buendía., K. Miwa., T. Ngara and K. Tanabe* (eds.). Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme. Institute for Global Environmental Strategies. Hayama, Japan.
- Knight, S. 1998. ESFM Project: water quality and quantity for the upper and lower North East, Southern RFA regions. NSW Comprehensive Regional Assessments. Project Number NA 61/ESFM. Sidney, Australia. 152 p.
- Koya, P. R. and A. T. Goshu. 2013. Generalized mathematical model for biological growths. *Open Journal of Modelling and Simulation* 1:42-53.
- Kurz, W. A., and M. J. Apps. 1999. A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecological Applications* 9: 526-547.
- Kurz, W. A., B. de Jong, M. Olguín, F. Paz, G. Ángeles-Pérez, C. E. Zermeño-Benítez, C. Smith, G. Stinson y R. Birdsey. 2012. Modelling forest carbon budgets in Mexico: progress and challenges. pp. 793-796. En: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano. Texcoco, Estado de México, México.

- Kurz, W. A., M. J. Apps, T. M. Webb and P. J. McNamee. 1993. Carbon budget of the Canadian forest sector. Phase I. Simulation 61: 139-144.
- Long, J. N. and J. Turner. 1975. Aboveground biomass of understory and overstorey in an age sequence of four Douglas-fir stands. *Journal of Applied Ecology* 12: 179-188.
- Macfarlane, C., T. Lardner, K. Pattersb and A. H. Grigg. 2010. A new model for predicting understory leaf area biomass in eucalypt forest to test the ecohydrological equilibrium theory. *Methods in Ecology and Evolution* 1: 371-379.
- Maetens, W., M. Vanmaercke, J. Poesen, B. Jankauskas, G. Jankauskiene and I. Ionita. 2012. Effects of land use on annual runoff and soil loss in Europe and the Mediterranean: a meta-analysis of plot data. *Progress in Physical Geography* 36:599-653.
- Masera, O., A. Ghilardi, R. Drigo and M. A. Trossero. 2006. WISDOM: a GIS-based supply demand mapping tool for wood fuel management. *Biomass and Bioenergy* 30: 618-637.
- Masera, O. R., J. F. Garza-Caligaris, M. Kanninen, T. Karjalainen, J. Liski, G. J. Nabuurs, A. Pussinen, B. H. J. de Jong and G. M. J. Mohren. 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO₂FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164: 177-199.
- Mason, E. G. 1996. Planning forest establishment operations with a computerized decision-support system: a case study analysis of decision-making over full rotation. *New Zealand Journal of Forestry Science* 26:222-234.
- McIvor, J. G., J. Williams and C. J. Gardener. 1995. Pasture management influences runoff and soil loss in the semi-arid tropic. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 35:55-65.
- Mohren, G. M. J. and C. G. M. K. Goldewijk. 1990. CO₂FIX: A dynamic model of the CO₂-fixation in forest stands. Model documentation and listing. Research Institute for Forestry and Urban Ecology. Wageningen, The Netherlands.
- Nabuurs, G. J., J. F. Garza-Caligaris, M. Kanninen, T. Karjalainen, T. Lapvetelainen, J. Liski, O. Masera, G. M. J. Mohren, M. Olgin, A. Pussinen and M. J. Schelhaas. 2002. CO₂FIX V2.0. Manual of a modeling framework for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems and wood products. ALTE-RRA Report 445. Wageningen, The Netherlands. 48 p.
- Neilson, R. P. 1995. A model for predicting continental-scale vegetation distribution and water balance. *Ecological Applications* 5: 362-385.
- Nunes, A. N., A. C. de Almeida and C. O. A. Coelho. 2011. Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal. *Applied Geography* 31:687-699.
- Ogle, S. M., F. J. Breidt and K. Paustian. 2005. Agricultural management impacts on soil organic carbon storage under moist and dry climatic conditions of temperate and tropical regions. *Biogeochemistry* 72:87-121.
- Ogle, S. M., R. T. Conant and K. Paustian. 2004. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Environmental Management* 33:474-484.
- Parsons, A. J. and S. G. L. Stromberg. 1998. Experimental analysis of size and distance travel of unconstrained particles in interrill flow. *Water Resources Research* 34:2377-2388.
- Paz-Pellat, F. 2018. Estimación de la cobertura aérea de la vegetación herbácea usando sensores remotos. *Terra Latinoamericana* 36:239-259.
- Paz, F. y A. Beltrán. 2014. Evaluación de los servicios ambientales hidrológicos de predios apoyados por PROBOSQUE en el Estado de México y su asociación al carbono forestal. pp. 492-500. En: Paz, F. y J. Wong (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2014*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México.
- Paz, F., B. de Jong, M. I. Marín, F. Ibarra, M. Reyes, F. Pascual y E. Medrano. 2019. Implementación multi-escala del mecanismo REDD+: Una prueba de concepto en Chiapas, México. *Elementos para Políticas Públicas* 3:227-256.
- Paz, F., S. Covalada., A. Ranero., X. Ugarte., E. Esquivel., M.I. Marín., R. Cuevas., B. de Jong y J.D. Etchevers. 2012. Estudio de Factibilidad para el mecanismo REDD+ en Chiapas. http://www.pmc carbono.org/pmc/proyectos/CI_Factibilidad_REDD+.php (Consulta: febrero 03, 2021).
- Paz-Pellat, F., V. M. Romero-Benítez, J. A. Argumedo-Espinoza, M. Bolaños-González, B. de Jong, J. C. de la Cruz-Cabrera y A. Velázquez-Rodríguez. 2019. Capítulo 23: Dinámica del uso del suelo y vegetación. pp. 529-572. En: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez. *Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde*. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México.
- Poeplau, C., A. Don, L. Vesterdal, J. Leifeld, B. Van Wesemael, J. Schumacher and A. Gensior. 2011. Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* 17:2415-2427.
- Renard, K. G., G. R. Foster, G. A. Weesies and J. R. Porter. 1991. RUSLE: revised universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation* 46:30-33.
- Richards, F. J. 1959. A flexible growth function for empirical use. *Journal of Experimental Botany* 10:290-300.
- Richards, G. P. and C. Brack. 2004. A continental biomass stock and stock change estimation approach for Australia. *Australian Forestry* 67: 284-288.
- Ricker, W. E. 1979. Growth rates and models. *Fish Physiology* 8:677-743.

- Riegel, G. M., R. F. Miller and W. C. Krueger. 1992. Competition for resources between understory vegetation and overstorey *Pinus ponderosa* in Northeastern Oregon. *Ecological Applications* 2: 71-85.
- Rogers, R. D. and S. A. Schumm. 1991. The effect of sparse vegetation on erosion and sediment yield. *Journal of Hydrology* 123:19-24.
- Ryan, M. G., D. Binkley and J. H. Fownes. 1997. Age-related decline in forest productivity: pattern and process. *Advances in Ecological Research* 27:213-262.
- Sánchez-Sánchez, C., F. Paz-Pellat, P. Hernández de la Rosa, A. S. Velázquez-Rodríguez, H. Vibrans, J. Vargas-Hernández, J. I. Valdez-Hernández y J. R. Valdez Lazalde. 2021. Riqueza de especies y tipos funcionales: su relación en bosques de oyamel del Monte Tláloc, Estado de México. *Madera y Bosques*. DOI:10.21829/myb.2021.2742427.
- Schelhaas, M. J., P. W. van Esch, T. A. Groen, B. H. J. de Jong, M. Kanninen, J. Liski, O. Maser, G. M. J. Mohren, G. J. Nabuurs, T. Palosuo, L. Pedroni, A. Vallejo and T. Vilén. 2004. CO2FIX V 3.1 – A modeling framework for quantifying carbon sequestration in forest ecosystems. *ALTERRA Report* 1068. Wageningen, The Netherlands.
- Shit, P. K., G. S. Bhunia and R. Maiti. 2012. Effect of vegetation cover on sediment yield: an empirical study through plants experiment. *Journal of Environment and Earth Science* 2:32-40.
- Smith, J. E. and L. S. Heath. 2002. A model of forest floor carbon mass of United States forest types. *Research Paper NE-722*. Northeastern Research Station. Forest Service. United States Department of Agriculture. Delaware, OH. 37 p.
- Snowdon, P. 2002. Modeling type 1 and type 2 growth responses in plantations after application of fertilizer and other silvicultural treatments. *Forest Ecology and Management* 163: 229-244.
- Specht, A. and R. L. Specht. 1993. Species richness and canopy productivity of Australian plant communities. *Biodiversity and conservation* 2:152-167.
- Specht, R. L. 1972. Water use by perennial evergreen plant communities in Australia and Papua New Guinea. *Australian Journal of Botany* 20:273-299.
- Specht, R. L. 2000. Savannah woodland vegetation in the South-East District of South Australia: the influence of evaporative aerodynamics on the foliage structure of the understory invaded by introduced annuals. *Austral Ecology* 26:588-599.
- Specht, R. L. 2009. Structure and species richness in wetland continua on sandy soils in subtropical and tropical Australia. *Austral Ecology* 34:761-772.
- Specht, R. L. and D. G. Morgan. 1981. The balance between the foliage projective covers of overstorey and understory strata in Australian vegetation. *Australian Journal of Ecology* 6:193-202.
- Specht, R. L. and A. Specht. 1989. Canopy structure in *Eucalyptus* – dominated communities in Australia along climatic gradients. *Acta Oecologica* 10:191-213.
- Specht, R. L. and M. J. Tyler. 2010. The species richness of vascular plants and amphibia in major plant communities in temperate to tropical Australia: relationship with annual biomass production. *International Journal of Ecology* 1-17. DOI:10.1155/2010/635852.
- Specht, R. L. and R. Jones. 1971. A comparison of the water use by heath vegetation at Frankestod, Victoria, and Dark Island Soak, South Australia. *Australian Journal of Botany* 19:311-326.
- Specht, R. L., G. Batiannoff and R. D. Reeves. 2006. Vegetation structure and biodiversity along the Eucalypt Forest to rain forest continuum on the serpentinite soil catena in a subhumid area of Central Queensland, Australia. *Austral Ecology* 32:394-407.
- Specht, R. L., H. T. Clifford, M. Arianoutson, L. H. Bird, M. P. Bolton, P. I. Forster, R. I. Grundy, E. E. Hegarty and A. Specht. 1991. Structure, floristics and species richness of plant communities in Southeast Queensland. *Proceedings of the Royal Society of Queensland* 101:27-78.
- Stringham, T. K., W. C. Krueger and P. L. Shaver. 2001. States, transitions and thresholds: Further refinement for rangeland applications. *Special Report* 1024. Agricultural Experiment Station Oregon State University Corvallis. OR, USA.
- Tausch, R. J. and P. T. Tueller. 1990. Foliage biomass and cover relationships between tree- and shrub-dominated communities in pinyon-juniper woodlands. *Great Basin Naturalist* 5: 121-134.
- Tausch, R. J., N. E. West and A. A. Nabi. 1981. Tree age and dominance patterns in Great Basin pinyon-juniper woodlands. *J. Range Manage* 34: 259-64.
- Tinoco-Rueda, J. A., J. Etchevers-Barra, F. Paz-Pellat y M. Olguín-Álvarez. 2012. Uso del modelo CBM-CFS3 para la simulación de la dinámica del carbono en la Sierra Mazateca de Oaxaca. pp. 448-453. En: Paz, F. y R. Cuevas (eds.). *Estado Actual del Conocimiento del Ciclo del Carbono y sus Interacciones en México: Síntesis a 2011*. Serie Síntesis Nacionales. Programa Mexicano. Texcoco, Estado de México, México.
- USDA-ARS. 2008. Revised Universal Soil Loss Equation Version 2. User's Reference Guide (Draft). USA – Agricultural Research Service. Washington, D.C.
- Vásquez-Méndez, R., E. Ventura-Ramos, K. Oleschko, L. Hernandez-Sandoval, J. F. Parrot and M. A. Nearing. 2010. Soil erosion and runoff in different vegetation patches from semiarid Central Mexico. *Catena* 80:162-169.
- Wang, K., R. Shao and Z. Shanguan. 2010. Change in species richness and community productivity during succession on the loess plateau (China). *Polish Journal of Ecology* 58:549-558.
- Waring, R. H., K. Newman and J. Bell. 1981. Efficiency of tree crowns and stemwood production at different canopy leaf densities. *Forestry* 54:129-137.

-
- Waterworth, R. M., G. P. Richards, C. L. Brack and D. M. W. Evans. 2007. A generalized hybrid process-empirical model for predicting plantation forest growth. *Forest Ecology and Management* 238: 231-243.
- West, T. O. and W. M. Post. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis. *Soil Science Society of America Journal* 66:1930-1946.
- West, T. O., G. Marland, A. W. King, W. M. Post, A. K. Jain and K. Andrasko. 2003. Carbon management response curves: estimates of temporal soil carbon dynamics. *Environmental Management* 33:507-518.
- White, D. A., M. Battaglia, D. S. Meudham, D. S. Crombte, J. Kinai and J. F. McGrath. 2010. Observed and modeled leaf area index in *Eucalyptus globulus* plantations: tests of the optimality and equilibrium hypothesis. *Tree Physiology* 30:831-844. DOI:10.1093/treephys/tpq037.
- Wischmeier, M. H. and D. D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses. *A Guide to Conservation Planning*. USDA Handbook 537. U.S. Gov. Print. Off. Washington, D.C.
- Yanai, R. D., W. S. Currie and C. L. Goodale. 2003. Soil carbon dynamics after forest harvest: an ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems* 6:197-212.
- Yin, X., J. Goudriaan, E. A. Latinga, J. Vos and H. J. Spiertz. 2003. A flexible sigmoid function of deterministic growth. *Annals of Botany* 91: 361-371.
- Zeide, B. 1993. Analysis of growth equations. *Forest Science* 39:594-616.



PMC
Programa Mexicano del Carbono