





# Identificando configuraciones de iluminación que optimizan la clasificación de tipos de bosque montañoso en imágenes satelitales: Una aproximación basada en modelización 3D

Identifying illumination configurations that optimize the classification of mountainous forest types in satellite images: An approach based on 3D modelling

Juan Andrés Almazán González <sup>a</sup> , Stéphane Couturier <sup>\*\*</sup> ,  
Jorge Prado Molina <sup>a</sup> , Lilia de Lourdes Manzo Delgado <sup>a</sup> 

\* Autor de correspondencia: <sup>a</sup> Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Geografía, Laboratorio de Análisis Geo-Espacial (LAGE), Ciudad de México, México, [andres@geografia.unam.mx](mailto:andres@geografia.unam.mx)

## RESUMEN

La conservación de la biodiversidad tropical ha llevado a la necesidad de inventarios forestales extensos y precisos en zonas montañosas, donde las imágenes satelitales y la modelización de transferencia radiativa de los bosques han adquirido mucha relevancia. Los algoritmos de clasificación de imágenes de última generación (*i.e.* aprendizaje automático), aplicados con información auxiliar del relieve, se han revelado relativamente exitosos para el mapeo de tipos de bosques, sin embargo, la exactitud de la clasificación se mide solamente en promedio sobre áreas extensas, y poca atención se ha vertido en predecir las configuraciones de iluminación que en realidad causan alta incertidumbre en los resultados de la clasificación. En este artículo, se presenta una metodología basada en el simulador de imágenes Discrete Anisotropic Radiative Transfer (DART), para determinar si los tipos de bosque son distinguibles o no en configuraciones de terreno escarpado. Este trabajo describe la comparación de escenas forestales simuladas y reales en imágenes de alta resolución espacial (4 m). El método se aplicó para la estimación de la separabilidad espectral de tres tipos de bosques (encino, pino y selva alta perennifolia) en terrenos escarpados en México. Para ángulos de incidencia solar extremos (muy pequeños o muy grandes), el bosque de pino y la selva alta resultaron indistinguibles, y en contraste, fueron distinguibles en laderas cercanas al plano perpendicular solar. En consecuencia, para incluir un máximo de configuraciones favorables de laderas, recomendamos incorporar imágenes adquiridas en la mañana y en la tarde en el entrenamiento de los algoritmos de aprendizaje automático.

*Palabras clave:* clasificación, imágenes, DART, aprendizaje.

## ABSTRACT

The conservation of biodiversity in the tropics has prompted the need for extended and accurate forest inventories in mountainous landscapes, where satellite imagery and radiative transfer modeling of forests have acquired much relevance. Last-generation classification algorithms (*i.e.* machine learning) using terrain information have proven useful for mapping forest types, however, the accuracy of classifications is measured on average over a large extent, and little emphasis has been placed on predicting which illumination configurations could in fact cause high uncertainty in the classification results. This paper presents a 3D modeling approach adapted to the Discrete Anisotropic Radiative Transfer (DART) image simulator, which indicates whether forest types are distinguishable in a set of steep terrain configurations. The approach also describes a comparison of simulated and real forest scenes on slopes at high (4 m) spatial resolution. This method was applied to estimate the spectral separability of three forest types (oak, pine, and high tropical forests) on steep terrain in Mexico. For extreme (low or high) solar incidence angles, the pine and high tropical forests were indistinguishable, and by contrast, they were distinguishable on slopes near to the solar perpendicular plane. As a consequence, to maximize favourable slope configurations, we recommend to incorporate images acquired in the morning and in the afternoon for machine learning classification algorithms.

*Keywords:* classification, images, DART, machine learning.

## INTRODUCCIÓN

Los esfuerzos internacionales de conservación de la biodiversidad forestal han llevado a la necesidad de contar con mapas de inventarios forestales extensos y preci-

sos. En el cinturón tropical, el inventario es especialmente relevante en alta resolución y en topografía accidentada, donde quedan parches de bosque nativo debido al difícil acceso para extraer recursos de ellos. Por ejemplo, en México existe una amplia gama de tipos de bosque, desde

templados hasta tropicales (INEGI 2016). Los parches de bosques templados y tropicales pueden ensamblarse en un patrón intrincado a lo largo de los transectos altitudinales en las formaciones montañosas, lo que hace que su distinción en terreno escarpado sea una tarea importante para el mapeo de la biodiversidad.

El modelado 3D de bosques ofrece muchas ventajas para los inventarios forestales (Schneider *et al.* 2014, Qi *et al.* 2018). Por ejemplo, el mapeo de árboles basado en el inventario de parcelas permite la estimación precisa de índices estructurales de gran importancia, como la distribución de brechas en el dosel (Silbernagel y Moeur 2001). La simulación de la señal de teledetección basada en el modelado forestal en 3D ha ayudado ampliamente a generalizar atributos biofísicos, estructurales o índices de complejidad útiles para los inventarios forestales (Banskota *et al.* 2015, Guan *et al.* 2022). La reflectancia promedio de rodales homogéneos se ha simulado con modelos directos de dispersión del dosel a nivel subpíxel y se ha evaluado con éxito en rodales principalmente de coníferas, que consisten en individuos repetidos de una o dos especies (Disney *et al.* 2006, Malenovsky *et al.* 2008, Laurent *et al.* 2011, de Castro Oliveira *et al.* 2017), en donde la contribución del sotobosque en la simulación es de un solo tipo de suelo/pasto. En consecuencia, la comparación exitosa con imágenes reales se realizó para entornos forestales de dosel y sotobosque relativamente homogéneos. Por otro lado, se han utilizado imágenes multiespectrales del satélite IKONOS (resolución espacial 4 m) para el análisis de bosques taxonómicamente cercanos (Wang *et al.* 2004, Thenkabail *et al.* 2004) e imágenes QuickBird (resolución submétrica) para la descripción y mapeo de la estructura del dosel en selvas (Barbier *et al.* 2010). Más recientemente, se han utilizado imágenes Planet para clasificar vegetación boscosa y no boscosa en Australia (Barnetson *et al.* 2019) y para clasificar selvas en Vietnam (Hoi *et al.* 2021), pero sigue siendo poco explorado hasta la fecha la distinción entre bosques sobre relieve pronunciado.

El modelo de trazado de rayos 3D Discrete Anisotropic Radiative Transfer (DART) (Gastellu-Etchegorry *et al.* 2004, Gastellu-Etchegorry *et al.* 2015) simula imágenes de sensores remotos de parcelas forestales de alta resolución (1 - 5 m) para un extenso panel de configuraciones experimentales amovibles (Malenovsky *et al.* 2008, Couturier *et al.* 2009, Qi *et al.* 2018), como la vista y la dirección del sol, el tipo de atmósfera, la topografía, especies de árboles distintas, etc. Este simulador ha sido probado exitosamente contra imágenes reales de parcelas forestales relativamente homogéneas en terreno plano (Couturier *et al.* 2009, de Castro Oliveira *et al.* 2017), pero podría servir también para el análisis sistematizado del comportamiento radiométrico de imágenes de bosques en pendiente pronunciada.

Las mediciones de campo necesarias para una simulación de transferencia radiativa de una escena de vegetación 3D incluyen aspectos del dosel y del sotobosque. La posición de los árboles, la estructura del dosel y sus pro-

piedades ópticas (POS), el índice de área foliar (LAI, por sus siglas en inglés) y las propiedades ópticas de la hoja (POH) se encuentran entre las características importantes del dosel. Un desafío para la medición de la estructura y la posición de los árboles es la gran cantidad de parámetros potenciales en entornos forestales complejos. Asimismo, la multiplicidad de tipos de suelo y especies arbóreas dificulta una fácil evaluación de POS y POH en una parcela forestal. Un objetivo de esta investigación es encontrar un procedimiento para la evaluación simplificada de estos aspectos en el ámbito de terrenos escarpados.

Los parámetros del sotobosque incluyen principalmente las propiedades ópticas del suelo y de la vegetación baja (pasto y arbustos). Autores como Pinty *et al.* (1998) sugieren que en el caso de un LAI bajo del dosel, pueden ocurrir fuertes sesgos en la reflectancia del dosel si se supone que la reflectancia del suelo es lambertiana (idéntica en todas las direcciones). Sin embargo, la distribución de los componentes superficiales de un sotobosque real implica comportamientos fuertemente anisotrópicos de la reflectancia (Couturier *et al.* 2009). Después de que las simulaciones preliminares demostraran la invariancia de los resultados con o sin la consideración de la vegetación de sotobosque en los entornos forestales estudiados, esta investigación se centró en las propiedades ópticas del suelo.

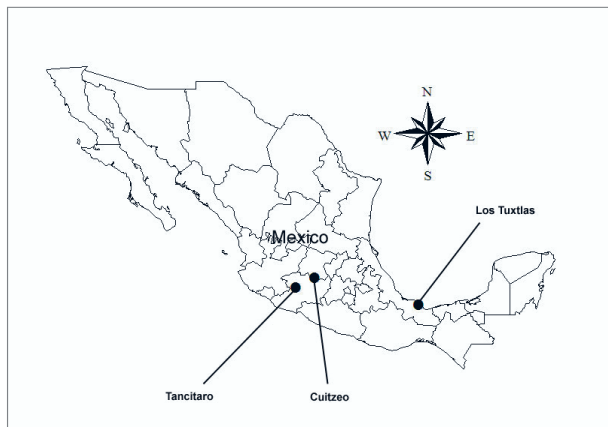
Otro aspecto fundamental de las condiciones ambientales es el relieve, mismo que se puede explorar utilizando la simulación de parcelas forestales con pendiente constante. En particular, el modelado de la señal de bosques en terreno escarpado es útil para la predicción de resultados de una clasificación después de una corrección topográfica. Si en un mismo terreno de fuerte pendiente, las señales de dos parcelas forestales distintas son inseparables, es poco probable que estas señales se vuelvan separables después de la aplicación de una corrección topográfica común, puesto que consiste generalmente en la multiplicación de la señal por un factor dependiente solamente del terreno. Por este motivo, la modelización de bosques nos permite en este trabajo calcular la separabilidad espectral *a priori* de bosques en terreno accidentado, dejando el estudio del comportamiento de métodos de corrección topográfica específicos para otras investigaciones.

En este artículo, proponemos un marco metodológico para la comparación entre las señales de diferentes tipos de bosque en una configuración de pendiente pronunciada. Este marco metodológico incluye la modelación 3D de bosques y su comparación con señales reales de teledetección en el caso de un dosel heterogéneo (múltiples especies, espaciamiento heterogéneo) y condiciones complejas del terreno (suelo heterogéneo, terreno variable) a alta resolución espacial. En este sentido, el objetivo de este artículo es triple: (1) presentar un marco que incluya un conjunto de procedimientos de medición de campo (para el dosel superior e inferior, incluido terreno variable) para la comparación de señales de teledetección simuladas y reales en alta resolución, (2) probar este marco

para el caso de imágenes multiespectrales reales de 4 m de resolución espacial sobre bosques en terreno inclinado (tipos comunes de bosques a nivel comunidad vegetal del Inventario Nacional Forestal de México, o NFI, a saber, encino, pino y selva alta perennifolia), aprovechando una campaña detallada de descripción de parcelas de bosque en el año 2005 (Couturier *et al.* 2009), y (3) aplicar ese marco metodológico en el caso práctico de la estimación de la separabilidad espectral entre tipos de bosque en pendiente pronunciada para el caso de un conjunto de ángulos de exposición. Una pregunta clave de esta investigación es si un enfoque genérico, basado en modelación, puede servir como guía para la evaluación de inventarios forestales a escala de paisaje en escenarios de terreno accidentado.

## MÉTODOS

*Áreas de estudio.* Nos enfocamos en tres sitios de México (figura 1) donde están representados tres principales biomas forestales y donde imágenes del satélite IKONOS estaban disponibles. En cada sitio, se seleccionó y censó una parcela de un tipo de bosque en pendiente (cuadro 1), como parte de una campaña más amplia que incluía parcelas en



**Figura 1.** Ubicación de los sitios de estudio.

Location of the study sites.

terreno plano (Couturier *et al.* 2009). El sitio ‘Tancítaro’ se encuentra en las tierras comunales de San Juan Parangaricutiro, estado de Michoacán, cerca de la reserva natural de la cima del volcán Tancítaro. Este sitio se encuentra a unos 2.200 m s.n.m. y el clima es cercano a templado subhúmedo. Se seleccionó una parcela dominada por *Pinus pseudostrobus* Lindl. El sitio ‘Cuitzeo’ está en las tierras ejidales de El Cerro, estado de Michoacán, cerca del lago Cuitzeo. Este sitio está a unos 2.050 m s.n.m. y el clima es intermedio entre tropical seco y templado subhúmedo. Se seleccionó una parcela dominada por *Quercus deserticola* Trel. Finalmente, el sitio ‘Los Tuxtlas’ se encuentra en las tierras ejidales de La Perla de San Martín, estado de Veracruz, dentro de la reserva de la biosfera de Los Tuxtlas. El pueblo está cerca de la costa, en las faldas del volcán San Martín a unos 900 m s.n.m. El clima es principalmente tropical húmedo. Se seleccionó una parcela de selva alta perennifolia madura bien conservada. En adelante, denominamos rodales a porciones extensas de bosque que incluyen a la parcela forestal y cuya orientación del terreno es similar a la de la parcela forestal.

*Mediciones en el terreno.* El levantamiento en campo de las parcelas forestales consistió en la recopilación de características del dosel (posición de los árboles, estructura del dosel, incluida la Cobertura de Copa (CC), e Índice de Área Foliar) y características del sotobosque (propiedades ópticas del suelo, vegetación herbácea / arbustiva), como se detalla a continuación. Este estudio fue parte de una campaña de campo más amplia de marzo - abril de 2005 con parcelas sobre terreno plano (Couturier *et al.* 2009). Las parcelas forestales se seleccionaron sobre una pendiente relativamente constante cuyo promedio se midió con un clinómetro. Las POH se derivaron de la calibración de imágenes reales. Un criterio clave para la selección de las parcelas fue la representatividad de la CC con respecto a la masa forestal circundante. Para cada parcela forestal, se utilizaron cinco parcelas cercanas adicionales del mismo tamaño, en el mismo rodal de bosque, para estimar la variabilidad dentro de esa clase de bosque (variación intraclase). En estas parcelas (en adelante, parcelas de referencia), también se midió la CC, el LAI y las propiedades ópticas del suelo.

**Cuadro 1.** Ubicación y geometría de las parcelas de bosque. El tamaño en píxeles corresponde a escenas multiespectrales IKONOS ortorectificadas (4 m de resolución espacial).

Location and geometry of the forest plots under study. The size in pixels corresponds to orthorectified IKONOS multispectral scenes (4 m spatial resolution).

Tipo de bosque	Sitio	Tamaño de la parcela		Inclinación y exposición	
		En el terreno (m)	En la imagen (# píxel)		
Bosque de encino	Cuitzeo	20 x 40	47	18 °	Noreste
Bosque de pino	Tancítaro	25 x 50	70	27 °	Sur
Selva alta perennifolia	Los Tuxtlas	50 x 50	137	30 °	Este

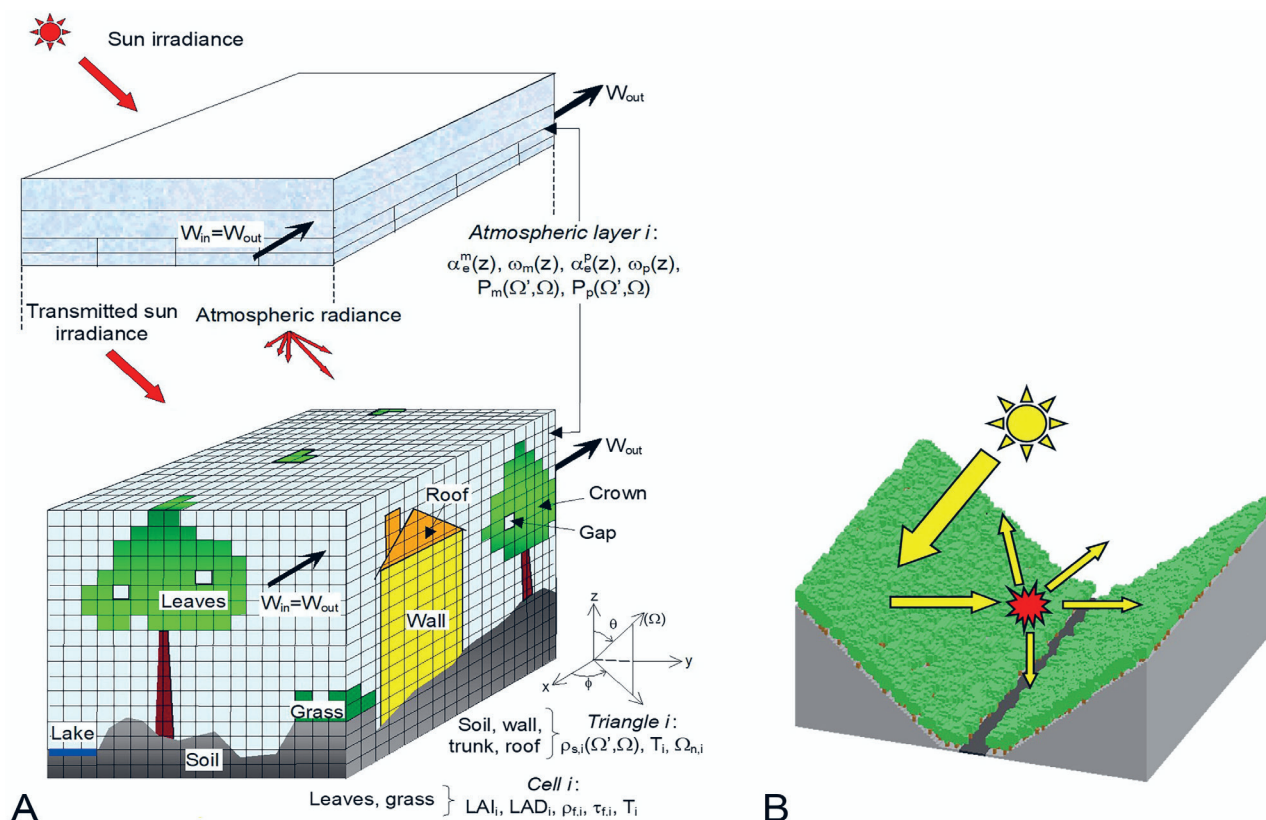
*Mediciones de la estructura aérea del bosque.* Las parcelas forestales son rectangulares, marcadas con cintas métricas para registrar las posiciones relativas de los árboles. La estimación de CC se realizó utilizando dos cintas métricas cruzadas en el suelo: se midió la porción de las cintas que interceptaban la cobertura de copa proyectada en el suelo y se dividió por la longitud total de las cintas. Se realizó un inventario botánico para árboles mayores de 10 cm de DAP (selva alta) o de 5 cm de DAP (otros tipos de bosque). Con simulaciones preliminares, se observó que la inclusión de árboles individuales de menos de 10 cm (selva alta) o 5 cm de DAP (otros tipos de bosque) no modificó los resultados en cuanto a la distinción entre tipos de bosque. El número de especies

inventariadas aparece en el cuadro 2. Se midieron las dimensiones de la copa para cada árbol individual inventariado. La envolvente de cada copa se aproximó mediante un elipsoide cuyos ejes se alinearon a la orientación de la parcela rectangular, y cuyas coordenadas horizontales extremas se evaluaron visualmente en el suelo, utilizando brújulas y cintas métricas. Las dimensiones verticales fueron evaluadas por expertos forestales locales y con un clinómetro. A veces, se necesitaba más de un elipsoide para aproximar la geometría de la corona. La estructura del dosel en 3D y el CC (cuadro 2) fue sintetizada (archivo .xml) y convertida en una representación con celdas cúbicas y superficies opacas (figura 2) (Gastellu-Etchegorry *et al.* 2015). El volumen de los elipsoi-

**Cuadro 2.** Estructura del dosel por tipo de bosque. LAI = Índice de Área Foliar.

Canopy structure by forest type. LAI = Leaf Area Index.

Tipo de bosque	Número de especies	% Cobertura de las copas en la parcela	% Cobertura de las copas en el rodal	LAI en la parcela	LAI en el rodal Mín Máx
Bosque de encino	4	80 %	75 – 88 %	2,3	1,8 2,6
Bosque de pino	9	64 %	48 - 75 %	5,1	3,8 7,0
Selva alta perenifolia	46	92 %	84 – 96 %	9,5	8,9 10,5



**Figura 2.** Modelación DART del sistema paisaje – atmósfera: A) Representación general. B) Representación del relieve en forma de valle seleccionado para las simulaciones en esta investigación. Adaptado de Martin (2006).

The DART model of the landscape-atmosphere system: A) General representation. B) Representation of the relief in the form of a valley selected for the simulations in this research. Adapted from Martin (2006).

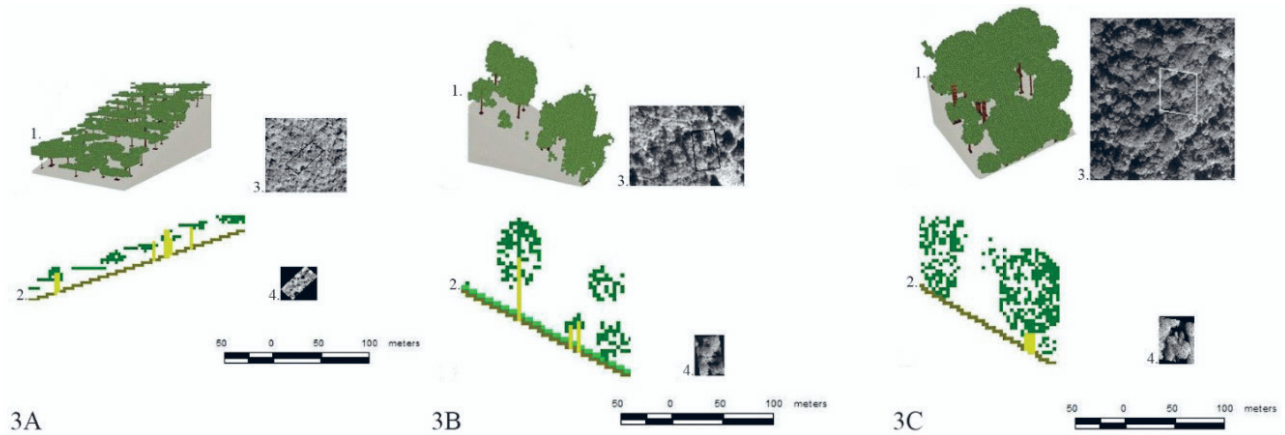


des se rellenó con celdas turbidas (simulando hojas) y celdas de aire (simulando agujeros en el dosel) según un índice de llenado (Gastellu-Etchegorry 2006). En un paso preliminar, se probó un conjunto de índices de llenado para la simulación de árboles grandes en cada entorno forestal. Se retuvo el índice de llenado que se aproximaba visualmente a la apariencia de la textura de estos grandes árboles en la imagen IKONOS pancromática de 1 m. La estructura 3D y el perfil vertical del dosel se ilustran con la interfaz JAVA 3D del modelo DART (figura 3A1, 3A2, 3B1, 3B2, 3C1 y 3C2).

Las estimaciones del LAI efectivo se realizaron a partir de mediciones tomadas con el Sistema de Análisis de Dosel SUNSCAN (Delta-T Devices Ltd, Cambridge, Reino Unido). Una sonda lineal que contiene 64 fotodiodos mide la radiación interceptada por el dosel mientras que, al mismo tiempo, sensores sombreados y no sombreados colocados en un claro leen las radiaciones solares directas y difusas. Los supuestos y principios subyacentes a la de-

rivación del LAI a partir de estas mediciones se detallan en Potter *et al.* (1996), y su limitación se discutió en Couturier *et al.* (2009). Para cada parcela, se realizó un conjunto de 16 estimaciones de LAI a lo largo de dos transectos perpendiculares de 20 m de largo dentro de su perímetro. Se realizaron 10 estimaciones de LAI adicionales de manera similar y se promediaron dentro de cada parcela de referencia (un total de 50 mediciones de LAI). Algunas de estas 50 mediciones asociadas con valores elevados de LAI se pudieron identificar en la imagen pancromática de IKONOS, y sirvieron para la calibración de las POH (ver sección sobre imágenes simuladas). Correspondían a parcelas de 8 m x 8 m con coronas bien iluminadas.

*Mediciones del sotobosque.* El suelo desnudo, la roca y el suelo cubierto de hojarasca caracterizaron las condiciones del terreno en todas las parcelas y rodales forestales, a excepción de la parcela de bosque de pino donde el suelo



**Figura 3.** Modelación de las parcelas analizadas de bosque en relieve pronunciado (3A: Bosque de encino; 3B: Bosque de pino; 3C: Selva alta perennifolia). 1) Visualización 3D de la parcela modelada por Discrete Anisotropic Radiative Transfer (DART); 2) Perfil vertical de la parcela modelada (tamaño de celda: 50 cm para Encino, 1 m para Pino y Selva alta); 3) Imagen pancromática IKONOS del bosque; 4) Imagen pancromática derivada de la simulación DART.

Modelling of the forest plots on steep terrain (3A: Oak forest; 3B: Pine forest; 3C: High tropical humid forest). 1) 3D visualization of the forest plot modeled by Discrete Anisotropic Radiative Transfer (DART); 2) Vertical profile of the modeled plot (cell size: 50 cm for Oak forest, 1 m for Pine and High tropical humid forest); 3) IKONOS panchromatic image of the forest; 4) Panchromatic image derived from the DART simulation.

**Cuadro 3.** Propiedad óptica del sotobosque (POS). Parámetros derivados del módulo SOILSPECT implementado en DART.

Sub-canopy Optical Property (SOP). Parameters derived from the SOILSPECT module implemented in DART.

Tipo de bosque	Componente dominante del sub-dosel	Albedo de dispersión simple				Rugosidad $h$	Parámetros de la función de fase de dispersión			
		IRC	Rojo	Verde	Azul		$b1$	$b2$	$c1$	$c2$
Bosque de encino	Hojarasca gris en descomposición	0,55	0,42	0,26	0,23	0,36	0,23	0,16	0,19	0,28
Bosque de pino	Pasto en suelo rico en humus	0,45	0,42	0,23	0,21	0,49	0,94	-0,37	0,30	-0,23
Selva alta perennifolia	Hojarasca café oscuro	0,52	0,39	0,32	0,28	0,43	0,28	-0,76	0,25	-0,09

estaba cubierto casi en su totalidad por pasto. Se recolectaron los componentes biofísicos dominantes en el sotobosque (incluyendo suelo rico en humus y dos tipos de hojarasca) para llevarlos a mediciones de reflectancia bidireccional en laboratorio utilizando un espectrorradiómetro portátil de 512 canales (Grupo de Investigación Geofísica y Ambiental [GER] 1500), y se derivó la propiedad óptica del sotobosque (POS) (cuadro 3) de cada parcela forestal, caracterizadas en el software DART, a partir de estas mediciones (Couturier *et al.* 2009). Para estimar la variabilidad intraclase de la reflectancia del suelo en el bosque circundante, caracterizamos el sotobosque de las 5 parcelas de referencia en cada rodal forestal.

*Adquisición de imágenes satelitales reales.* Se adquirieron tres escenas IKONOS (pancromáticas y multiespectrales), disponibles para cubrir los sitios de interés (cuadro 4), en un periodo previo a la campaña de medición en campo. Se crearon tres sub-imágenes, cada una conteniendo una parcela forestal, a partir de las escenas multiespectrales de IKONOS (figura 3A3, 3B3 y 3C3). La geometría de cada sub-imagen se corrigió de forma independiente usando la sub-imagen pancromática de 1 m de resolución espacial y lecturas de GPS en puntos conspicuos del terreno. A continuación, los números digitales de las bandas multiespectrales de IKONOS se convirtieron en reflectancia en la parte superior de la atmósfera (*top of atmosphere reflectance*) utilizando la fórmula de irradiación solar estándar proporcionada por Space Imaging.

*Simulación de imágenes.* En el contexto de esta investigación, se probó el simulador DART en su modo directo, como un proxy para las escenas IKONOS. En todas las parcelas forestales, se supuso que la forma de la copa de los árboles era elipsoidal y que la distribución del ángulo de las hojas era esférica. La simulación de trazado de rayos se basa en infinitas réplicas horizontales de la escena 3D (Gastellu-Etcheberry *et al.* 2015). Para atender nuestro propósito, se construyó una escena simétrica en forma de valle (figura 2B) que incluye la parcela de bosque en una de sus pendientes. Por su importante componente de luz dispersada de la pendiente opuesta, este escenario está adaptado para el caso de parcelas de

bosque en fondo de valle y no para parcelas cerca de la cresta o parcelas sin ladera opuesta. Las mediciones en superficies homogéneas y en parcelas de referencia de cada escena IKONOS nos permitieron invertir los parámetros atmosféricos de las imágenes como se explica en Couturier *et al.* (2009). Se asumió que la reflectancia de la hoja (ambos lados) y la transmitancia eran iguales y se asignó a las POH un valor espectral único para todos los árboles en la parcela forestal. Esta propiedad óptica de hoja de la parcela forestal se derivó de áreas simuladas de 8 m x 8 m correspondientes a copas iluminadas y CC de 100 %. Se emplearon las propiedades ópticas de la base de datos ASTER (ASTER 2003) para el pasto que constituye el sotobosque del bosque de pinos.

*Método para la evaluación de separabilidad.* La separabilidad entre clases de bosque se midió usando la Distancia Euclidiana (ED: la diferencia cuadrática entre números multidimensionales) y la distancia Bhattacharyya (BD, por su sigla en inglés), usadas en Couturier *et al.* (2009). La distancia  $BD_{ij}$ , entre parcelas forestales  $i$  y  $j$  observadas en imágenes multiespectrales, fue calculada acorde con Landgrebe (2000):

$$BD_{ij} = \frac{1}{8} [\mu_i - \mu_j]^T \left[ \frac{\Sigma_i + \Sigma_j}{2} \right]^{-1} [\mu_i - \mu_j] + \frac{1}{2} \ln \frac{\frac{1}{2} [\Sigma_i + \Sigma_j]}{\sqrt{|\Sigma_i| |\Sigma_j|}} \quad [1]$$

donde  $\mu_i$  es un vector de dimensión  $B$ , el número de bandas espectrales, que contiene el valor promedio de los píxeles de la parcela  $i$ , y  $\Sigma_i$  es la matriz de covarianza de los valores de los píxeles de la parcela  $i$ .

La BD se calculó primero entre imágenes simuladas por DART e imágenes IKONOS, lo que produjo la “distancia DART-IKONOS” para las parcelas forestales. A continuación, en los tres escenarios forestales, se aplicaron modificaciones a tres parámetros de entrada de las simulaciones, a saber, CC, LAI y  $\rho_u$  (reflectancia del sotobosque), de acuerdo con la variación medida en las parcelas de referencia: para cada escenario forestal se seleccionó el valor mínimo y máximo de CC, LAI (ver cuadro 2 para ambos parámetros) y  $\rho_u$ . Los  $\rho_u$  mínimo y máximo se refieren al sotobosque caracterizado por, respectivamente, el albedo de dispersión simple más bajo y el más alto de todas las parcelas de referencia. Como resultado, se calculó un conjunto de ocho simulaciones S (CC, LAI,  $\rho_u$ ) por entorno forestal, con estos tres parámetros iguales al valor mínimo o máximo. Por ejemplo, S (CCmin, LAImax,  $\rho_u$  min) es una de estas simulaciones. Se calcularon las distancias entre todos los pares de estas ocho simulaciones, lo que dio lugar a un total de 28 distancias para cada parcela forestal. El máximo de estas distancias expresó la variación intraclase de un entorno forestal. Asumimos que esta distancia máxima se acercaba razonablemente al máximo de todas las distancias posibles dentro de un tipo de bosque si se hubiera explorado todo el espacio

**Cuadro 4.** Configuraciones de adquisición de las imágenes IKONOS.  $\theta_s$  es el ángulo cenital solar y  $\varphi_v$  es el ángulo acimutal de vista.

Acquisition configuration of IKONOS imagery.  $\theta_s$  is the solar zenithal angle and  $\varphi_v$  is the viewing azimuthal angle.

Sitio	Fecha de adquisición	$\theta_s$ (°)	$\varphi_s$ (°)	$\theta_v$ (°)	$\varphi_v$ (°)
Cuitzeo	04-03-2003	33,2	141,5	14,7	358,9
Tancítaro	20-11-2002	40,9	162,9	21,9	290,4
Los Tuxtlas	29-11-2004	43,1	157,6	21,8	33,3

de variables (CC, LAI, pu). La señal DART se consideró similar a la señal IKONOS si la distancia DART-IKONOS era inferior a la variación intraclase modelada por DART.

Como segundo paso, se simularon imágenes de las tres parcelas de bosque en orientaciones distintas de la pendiente, fijando las condiciones atmosféricas, de vista y de iluminación solar a las condiciones de adquisición en el sitio de Tancitaro, por ser el de menor interferencia de partículas atmosféricas (Couturier *et al.* 2009). Finalmente, como tercer y último paso, se simularon los tipos de bosque en siete ángulos de pendiente distintos, desde 10 ° hasta 40 °, con el supuesto de que la estructura de la parcela inventariada era representativa de la estructura del bosque para este rango de pendientes.

En los pasos dos y tres, se estimaron las distancias entre pares de tipos de bosque, así como la variación intraclase para cada orientación y pendiente, con el objetivo de evaluar la separabilidad (distancia entre tipos de bosque inferior a la variación intraclase de alguno de los dos) o no (caso contrario) de las clases de bosque en condición de terreno con relieve pronunciado.

## RESULTADOS Y DISCUSION

*Estudio de validación de las imágenes simuladas con imágenes reales.* En todos los tipos de bosque, la distancia DART-IKONOS fue menor que la variación intraclase (cuadro 5), lo que indica una buena concordancia radiométrica.

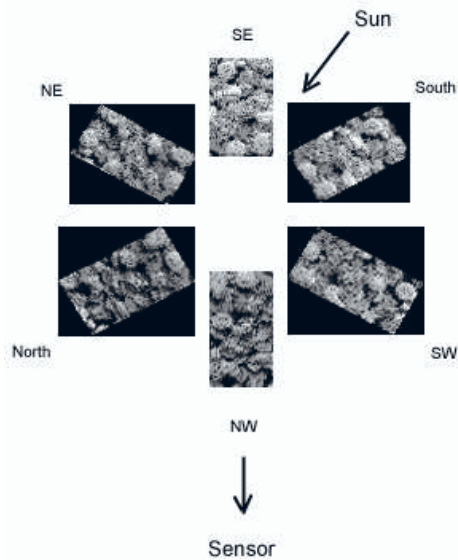
**Cuadro 5.** Comparación radiométrica entre imágenes IKONOS y señales simuladas DART de parcelas de bosque en los sitios de Cuitzeo, Tancitaro y Los Tuxtlas, México. Las distancias euclidianas (porcentaje de reflectancia) derivan de un promedio de reflectancia sobre una superficie de 25 m x 25 m. Las distancias intra-clase determinan la similitud o disimilitud entre la señal DART y la señal real de la imagen IKONOS. La información de reflectancia sobre parcelas planas está derivada del estudio de Couturier *et al.* (2009) y corresponde a las imágenes IKONOS.

Radiometric comparison between IKONOS images and simulated DART signals of forest plots at the sites of Cuitzeo, Tancitaro and Los Tuxtlas, Mexico. Euclidean distances (reflectance percentage) are derived from average reflectance over a 25 m x 25 m surface. The intra-class distances determine the similarity or dissimilarity between the DART signal and the real signal of the IKONOS image. The reflectance information on flat plots is extracted from the study by Couturier *et al.* (2009) and corresponds to the IKONOS images.

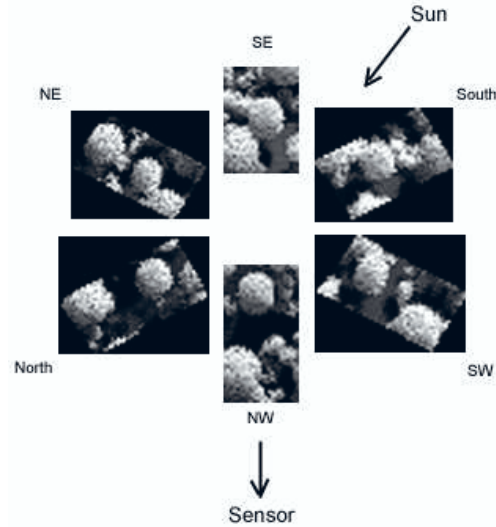
		Bosque de encino				
		Todas bandas	Azul	Verde	Rojo	IRC
Distancia euclidiana entre valores promedios de reflectancia	DART - IKONOS	0,3	0,7	0,0	0,3	0,1
	Variación intra-clase	1,2	0,9	1,4	1,5	1,1
	Parcela en pendiente vs parcela plana	2,0	0,2	0,8	0,4	6,4
Distancia Bhattacharyya	DART - IKONOS	1,26E-01	4,60E-04	6,90E-05	1,50E-03	3,10E-06
	Variación intra-clase	2,54E-01	9,00E-04	4,50E-03	3,30E-03	1,50E-03
	Parcela en pendiente vs parcela plana	1,38E+00	1,00E-03	2,00E-03	2,50E-04	3,30E-02
		Bosque de pino				
		Todas bandas	Azul	Verde	Rojo	IRC
Distancia euclidiana entre valores promedios de reflectancia	DART - IKONOS	0,4	0,4	0,4	0,5	0,4
	Variación intra-clase	1,0	0,8	2,0	0,4	0,7
	Parcela en pendiente vs parcela plana	0,6	0,1	0,3	0,7	1,5
Distancia Bhattacharyya	DART - IKONOS	1,57E-01	1,30E-04	1,40E-03	1,10E-04	2,80E-05
	Variación intra-clase	1,60E-01	3,50E-03	2,30E-04	3,30E-05	7,80E-06
	Parcela en pendiente vs parcela plana	2,43E-01	3,20E-05	3,70E-04	1,50E-03	2,50E-04
		Selva alta perennifolia				
		Todas bandas	Azul	Verde	Rojo	IRC
Distancia euclidiana entre valores promedios de reflectancia	DART - IKONOS	0,8	0,2	0,2	0,3	2,4
	Variación intra-clase	2,4	1,3	2,2	1,3	4,9
	Parcela en pendiente vs parcela plana	1,0	1,6	1,1	0,4	1,1
Distancia Bhattacharyya	DART - IKONOS	2,06E-01	7,20E-04	1,20E-04	2,90E-04	1,20E-04
	Variación intra-clase	3,03E-01	5,40E-04	9,00E-04	3,30E-03	1,10E-02
	Parcela en pendiente vs parcela plana	6,60E-02	6,00E-05	2,90E-06	4,00E-05	4,10E-05

trica entre las imágenes IKONOS (figura 3A3, 3B3 y 3C3) y las imágenes derivadas de DART (figura 3A4, 3B4 y 3C4). BD expresa una distancia entre distribuciones multidimensionales, asumiendo una forma gaussiana (Kailath 1967). Los valores BD de DART-IKONOS en la columna "Todas bandas" del cuadro 4 son más bajos que los valores BD intraclase, lo que indica una similitud entre las distribuciones de valores de píxeles de DART-IKONOS en el espacio de cuatro dimensiones. Las aproximaciones simplificadoras sobre la estructura del dosel del bosque (especialmente las copas modeladas por formas elipsoidales) limitaron la semejanza de las imágenes simuladas por DART con las imágenes reales de IKONOS a una resolución de 1 m, especialmente para la selva alta (diferencia de apariencia de las copas emergentes en la figura 3C3 y 3C4). A pesar de esta limitación, las simulaciones DART se aproximan a la señal real a 4 m de resolución espacial de la imagen IKONOS multispectral, con mayor precisión que la variación de la señal intraclase, incluso para rodales de selva alta.

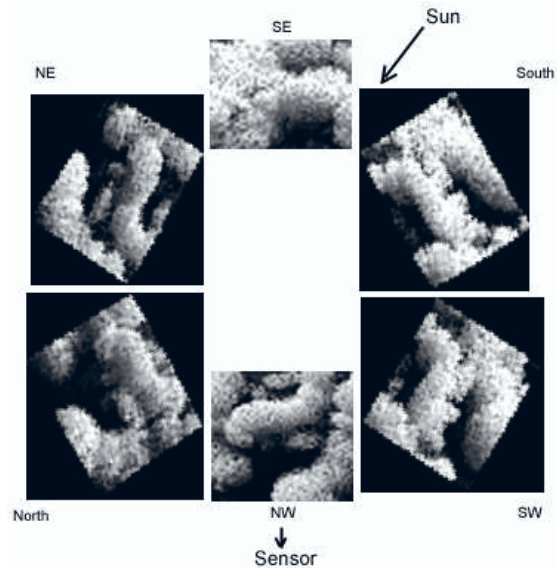
*Separabilidad de las parcelas de bosque en función de la orientación.* Las imágenes de las tres parcelas de bosque simuladas en 6 orientaciones (figura 4) demuestran una variación importante del contraste en función del ángulo acimutal de la pendiente. Se observa un patrón de variación fuerte en la banda NIR en función de la orientación debido a la sombra de las copas. Como se documenta en los estudios de sensibilidad en función del ángulo de incidencia solar (Soenen *et al.* 2008), los bosques más expuestos al sol (orientación Sur-Sureste) reflejan más luz NIR hacia el sensor, que los bosques menos expuestos al sol (orientación norte-noroeste), a lo largo del plano solar (plano que incluye al sol y a la normal a la superficie terrestre).



4A



4B



4C

**Figura 4.** Imágenes simuladas de las parcelas de bosque. 4A: Bosque de encino (pendiente de 18 °); 4B: Bosque de pino (pendiente de 27 °); 4C: Selva alta perennifolia (pendiente de 30 °). Las imágenes fueron simuladas en la banda del Infrarrojo Cercano (IRC) a 1m de resolución espacial para seis ángulos acimutales de la pendiente (0, 60, 120, 180, 240, y 300 °). La posición angular del sol es 40,9 ° cenit y 162,9 ° acimut (condiciones de adquisición de IKONOS en el sitio del Tancitaro). Para fines de comparación visual, el mismo realce radiométrico fue aplicado a los tonos de gris.

Simulated images of the forest plots. 4A: Oak forest (18 ° slope); 4B: Pine forest (27 ° slope); 4C: High tropical humid forest (30 ° slope). The images were simulated in the Near Infrared band, at 1m spatial resolution, for six slope azimuthal angles (0, 60, 120, 180, 240, and 300 °). Solar zenith angle is 40,9 °, and solar azimuth angle is 162,9 ° (acquisition of the real IKONOS image in the Tancitaro site). For visual comparison purposes, the same radiometric enhancement was applied to all grey values.



La reflectancia promedio de la banda Infrarrojo Cercano (IRC) muestra un patrón de variación fuerte en función de la exposición al sol. Entre las configuraciones menos y más expuestas, existe un aumento de reflectancia de 4,8 %, 3,2 % y 4,5 % para, respectivamente, el bosque de encino, el bosque de pino, y la selva alta (cuadro 6), una variación considerable respecto de las variaciones intraclase registradas en el cuadro 5. La distancia euclidiana presenta pocos casos de separabilidad porque la variación intra-clase se encuentra sistemáticamente alta (cuadro 5), por lo que esta distancia resulta poco precisa para nuestro propósito. En contraste, acorde con la distancia de Bhattacharyya (BD), el bosque de encino se encuentra separable de los demás bosques para todas las orientaciones menos una, siendo el bosque de encino separable en terreno plano también con el bosque de pino y la selva alta en el estudio anterior de Couturier *et al.* 2009. El bosque de encino se encuentra visualmente muy distinto a los demás bosques (figura 4), debido a una menor dispersión múltiple en el dosel (LAI bajo) y al área de sombra limitada en todas las orientaciones.

Por otro lado, el bosque de pino y la selva alta, relativamente distintos visualmente (figura 4A y 4B), no fueron separables para cuatro de las 6 orientaciones del terreno, a pesar de su distinción en terreno plano en el estudio de Couturier *et al.* 2009. El similar ensamblaje de sombras inducido por el relieve pronunciado hace aparecer similares el bosque de pino y la selva alta perennifolia. Una explicación relacionada puede ser una limitación de la distancia de Bhattacharyya (BD) que se desarrolló como una medida estadística de comparación entre dos distribuciones normales (Kailath 1967). Con la ocurrencia de numerosas sombras, el histograma puede presentar un pico secundario (moda), por lo que se aleja de la distribución normal. En estas condiciones, las distancias intra-clase pueden resultar artificialmente altas. El supuesto de forma gaussiana es una debilidad conocida de la distancia Bhattacharyya. Distancias alternativas basadas en histogramas podrían ser recomendables (*i.e.* la distancia entre funciones de densidad de distribución, utilizadas en Xu *et al.* 2003) para realizar la medición de separabilidad entre clases, sin embargo, suelen requerir un número mucho

**Cuadro 6.** Comparación radiométrica entre imágenes simuladas DART de las parcelas de bosque (encino y pino, selva alta perennifolia) con orientación de: 0, 60, 120, 180, 240, y 300 ° respecto del Sur. Las distancias euclidianas (porcentaje de reflectancia) se aplicaron a promedios de reflectancia sobre una superficie de 25 m x 25 m. Las distancias entre clases en itálica y negrita indican casos en los que las clases son separables (la distancia entre clases es mayor que la variación intra-clase). Los parámetros de adquisición simulados son los de la imagen satelital IKONOS sobre el sitio Tancitaro.

Radiometric comparison between simulated DART images of the forest plots (oak and pine forests, tropical humid forest) with angular orientation of 0, 60, 120, 180, 240, and 300 ° with respect to the South. Euclidean distances (percentage reflectance) were applied to reflectance averages over a 25 m x 25 m surface. Inter-class distances in italics and bold indicate cases where the classes are separable (inter-class distance is greater than the intra-class variation). The simulated acquisition parameters are those of the IKONOS satellite image of the Tancitaro site.

		Distancias inter-clase	Sur	Sureste	Suroeste	Noreste	Norte	Noroeste
Distancia euclidiana entre valores promedio de reflectancia	Pino vs encino		1,6	<b>2,4</b>	<b>1,6</b>	<b>1,6</b>	1,3	<b>2,1</b>
	Encino vs selva alta		0,9	1,5	0,9	0,9	0,5	<b>1,6</b>
	Pino vs selva alta		1,2	1,1	1,1	0,7	1,0	0,7
Distancia Bhattacharyya	Pino vs encino		<b>1,684</b>	<b>3,616</b>	<b>1,446</b>	<b>2,034</b>	<b>2,887</b>	<b>3,568</b>
	Encino vs selva alta		0,369	<b>1,404</b>	<b>0,848</b>	<b>0,848</b>	<b>0,486</b>	<b>1,226</b>
	Pino vs selva alta		0,237	0,276	<b>0,334</b>	<b>0,366</b>	0,170	0,095
		Distancias intra-clase	Sur	Sureste	Suroeste	Noreste	Norte	Noroeste
Distancia euclidiana entre valores promedio de reflectancia	Encino		1,8	1,6	1,5	1,2	1,2	1,3
	Pino		0,9	1,2	0,9	1,0	1,4	0,8
	Selva alta		2,2	2,4	1,7	1,8	1,6	1,6
Distancia Bhattacharyya	Encino		0,376	0,354	0,342	0,281	0,132	0,201
	Pino		0,146	0,284	0,283	0,256	0,295	0,103
	Selva alta		0,320	0,328	0,169	0,177	0,133	0,177

mayor de píxeles para que la comparación entre histogramas pueda ser robusta.

*Separabilidad de los tipos de bosque en función de la orientación y de la pendiente.* Con pendiente variable, encontramos la tendencia de que las configuraciones extremas de exposición al sol (casos de orientación Sur y Sures-te: ángulo de incidencia solar bajo, minimizando sombras; casos Norte y Noroeste: ángulo de incidencia solar alto, maximizando sombras) inducen menor separabilidad entre el bosque de pino y la selva alta (cuadro 7). En contraste, las configuraciones de incidencia solar intermedia (orientaciones Suroeste y Noreste, cercanas al plano perpendicular solar), o de bajo ángulo de pendiente (10 ° y 15 °), propician una mejor separabilidad entre el bosque de pino y la selva alta.

## CONCLUSIONES

Los principales procesos de deforestación en la franja subtropical se han producido en terrenos de fácil acceso, caracterizados por una topografía relativamente suave. Gran parte de la biodiversidad permanece en laderas em-

pinadas, en donde la clasificación de los tipos de bosques podría beneficiarse de información valiosa derivada de modelos 3D de transferencia radiativa. Esta investigación presenta un marco metodológico basado en el simulador DART para explorar limitaciones de los sensores remotos en distinguir bosques de encino, pino y tropical húmedo en México, en terreno con relieve pronunciado.

La diferencia del patrón espectral entre las imágenes DART y las imágenes reales IKONOS se encontró dentro de la variación intraclase simulada en los tres tipos de bosques, por lo que el simulador DART se usó como un proxy de las imágenes IKONOS para evaluar la separabilidad de las clases de bosque en configuración de exposición variable. El diseño basado en una escena en forma de valle probó ser eficiente para estimar a 4 m de resolución espacial la distribución de reflectancia de los bosques; Se consideraron adecuadas las siguientes simplificaciones en el protocolo experimental de simulación: la forma elipsoidal de las copas, la aproximación esférica para la distribución del ángulo de la hoja, dos propiedades ópticas generales (POH y POS) para representar, respectivamente, las propiedades ópticas de las hojas y las propiedades ópticas del Subdosel.

**Cuadro 7.** Separabilidad entre tipos de bosque (encino, pino y selva alta perennifolia) acorde con la distancia de Bhattacharyya (equivalente a una clasificación contextual de Máxima Probabilidad) en función de la configuración del relieve. Los parámetros de adquisición simulados son los de la imagen satelital IKONOS en el sitio de Tancitaro e incluyen una configuración solar con ángulo cenital de 40,9 ° y acimutal de 162,9 °, y una configuración de vista con ángulo cenital de 21,9 ° y acimutal de 270 °.

Separability among forest types (oak, pine and high tropical humid forests) according to the Bhattacharyya distance (equivalent to a contextual Maximum Likelihood classification) in function of the relief configuration. The acquisition parameters are those of the IKONOS satellite imagery over the Tancitaro site: solar configuration with 40.9 ° zenith angle and 162.9 ° azimuth angle; viewing configuration with 21.9 ° zenith angle and 290.4 ° azimuth angle.

Ángulo Acimutal (Orientación):	0 ° (Sur)	60 ° (Suroeste)	120 ° (Noroeste)	180 ° (Norte)	240 ° (Noreste)	300 ° (Sureste)
Ángulo de la pendiente:						
10 °	Ambigüedad Pino-Selva alta	Todo separable	Todo separable	Todo separable	Todo separable	Ambigüedad Pino-Selva alta
15 °	Ambigüedad Pino-Selva alta	Todo separable	Todo separable	Todo separable	Todo separable	Ambigüedad Pino-Selva alta
20 °	Todo separable	Todo separable	Todo separable	Ambigüedad Pino-Selva alta	Todo separable	Ambigüedad Pino-Selva alta
25 °	Todo separable	Todo separable	Ambigüedad Pino-Selva alta	Ambigüedad Pino-Selva alta	Todo separable	Ambigüedad Pino-Selva alta
30 °	Ambigüedad Pino-Selva alta y Encino-Selva alta	Todo separable	Ambigüedad Pino-Selva alta	Ambigüedad Pino-Selva alta	Todo separable	Ambigüedad Pino-Selva alta
35 °	Ambigüedad Pino - Selva alta	Todo separable	Ambigüedad Pino-Selva alta	Ambigüedad Pino-Selva alta	Todo separable	Ambigüedad Pino-Selva alta
40 °	Todo separable	Todo separable	Ambigüedad Pino-Selva alta	Ambigüedad Pino-Selva alta	Ambigüedad Pino-Selva alta	Ambigüedad Pino-Selva alta

Luego, se analizó la separabilidad *a priori* entre los tres tipos de bosque en imágenes multiespectrales de 4 m de resolución espacial, para siete ángulos de pendiente (de 10 ° a 40 °) y seis orientaciones (incrementos de ángulos acimutales de 60 °), un total de 42 configuraciones de iluminación. Acorde con nuestros resultados de separabilidad con la Distancia Bhattacharyya, el bosque de encino fue distinguible en casi todas las configuraciones de terreno. En contraste, cerca del plano de incidencia solar (orientaciones Sur y Sureste, y orientaciones Norte y Noroeste), el bosque de pino y la selva alta resultaron indistinguibles, pese a ser distinguibles en terreno plano (Couturier *et al.* 2009). Se sugiere incorporar imágenes adquiridas en la mañana y en la tarde para obtener ángulos de incidencia solar intermedios en la mayoría de las laderas. Enfocando el entrenamiento del algoritmo de clasificación en las áreas de ángulo de incidencia intermedio (orientaciones cercanas al plano perpendicular solar en la mañana o en la tarde) se podría optimizar la configuración de iluminación en un máximo de sitios de una zona montañosa.

Los desarrollos hacia el modelado de elementos de árboles más realistas y diversos están en desarrollo, y podrían servir para acercarse a la distribución de reflectancia en imágenes recientes de más alta resolución (*i.e.* imágenes Worldview o Planet), también utilizadas en la clasificación de tipos de bosque (Hoi *et al.* 2021). Por lo pronto, el método descrito en este artículo se puede directamente utilizar para la resolución espacial de sensores como SPOT-6/7, o como Sentinel-2 de acceso gratuito y con mejor capacidad de discriminación espectral entre tipos de bosque.

## CONTRIBUCIÓN DE AUTORES

Juan Andrés Almazán González: Utilización de modelos de incertidumbre y separabilidad para la conceptualización de la investigación. Realización de los estudios de sensibilidad de las imágenes. Participación en la redacción principal del manuscrito. Stéphane Couturier: Realización del trabajo de campo. Calibración de las imágenes simuladas. Participación en la redacción principal del manuscrito. Jorge Prado Molina: Participación en la conceptualización de la investigación. Gestión administrativa para la obtención de recursos computacionales utilizados para la investigación. Revisión y sugerencias en etapas finales del manuscrito. Lilia Manzo Delgado: Conceptualización de la problemática de conservación de bosques en laderas. Búsqueda bibliográfica. Revisión y sugerencias en etapas avanzadas del manuscrito.

## FINANCIAMIENTO

Esta investigación fue financiada por fondos públicos en México: Proyecto PAPIIT IN304722 (recursos UNAM); Proyecto LANOT (Laboratorio Nacional de Observación de la Tierra 2022) (recursos CONACYT); Proyecto CONACYT A1-S-34633.

## REFERENCIAS

- ASTER. 2003. Spectral database, NASA/JPL, <http://speclib.jpl.nasa.gov>
- Banskota A, SP Serbin, RH Wynne, VA Thomas, MJ Falkowski, N Kayastha, JP Gastellu-Etchegorry, PA Townsend. 2015. An LUT-based inversion of DART model to estimate forest LAI from hyperspectral data. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* 8(6): 3147-3160. DOI: <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2401515>
- Barbier N, P Coutron, C Proisy, Y Malhi, JP Gastellu-Etchegorry. 2010. The variation of apparent crown size and canopy heterogeneity across lowland Amazonian forests. *Global Ecology and Biogeography* 19(1): 72-84. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00493.x>
- Barnetson J, S Phinn, P Scarth. 2019. Mapping woody vegetation cover across Australia's arid rangelands: Utilising a machine-learning classification and low-cost Remotely Piloted Aircraft System. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 83: 101909. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.101909>
- Castro Oliveira J, JB Feret, FJ Ponzoni, Y Nouvellon, JP Gastellu-Etchegorry, OC Campoe, JL Stape, LCE Rodriguez, G Le Maire. 2017. Simulating the canopy reflectance of different eucalypt genotypes with the DART 3-D model. *IEEE journal of selected topics in applied earth observations and remote sensing* 10(11): 4844-4852. DOI: <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2017.2690000>
- Chen JM, J Cihlar. 1996. Retrieving leaf area index of boreal conifer forests using Landsat TM images. *Remote Sensing of Environment* 55: 153-162. DOI: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00195-6](https://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00195-6)
- Couturier S, JP Gastellu-Etchegorry, P Patiño, E Martin. 2009. A model-based performance test for forest classifiers on remote sensing imagery. *Forest Ecology and Management* 257: 23-37. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.08.017>
- Disney M, P Lewis, P Saich. 2006. 3D modeling of forest canopy structure for remote sensing simulations in the optical and microwave domains. *Remote Sensing of Environment* 100: 114-132. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.10.003>
- Gastellu-Etchegorry JP, E Martin, F Gascon. 2004. DART: a 3-D model for simulating satellite images and surface radiation budget. *International Journal of Remote Sensing* 25(1): 75-96. DOI: <https://doi.org/10.1080/0143116031000115166>
- Gastellu-Etchegorry JP. 2006. Hapke handbook, CESBIO, Toulouse, France. 15 p. Consultado el 27 Jul. 2024. Disponible en <http://www.cesbio.ups-tlse.fr>
- Gastellu-Etchegorry JP, T Yin, N Lauret, T Cajgfinger, T Gregoire, E Grau, JB Feret, M Lopes, J Guilleux, G Dedieu, Z Malenovsky, B Douglas Cook, D Morton, J Rubio, S Durrieu, G Cazanave, E Martin, T Ristorcelli. 2015. Discrete Anisotropic Radiative Transfer (DART 5) for Modeling Airborne and Satellite Spectroradiometer and LIDAR Acquisitions of Natural and Urban Landscapes. *Remote Sensing* 7(2): 1667. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs70201667>
- Guan Z, A Abd-Elrahman, V Whitaker, S Agehara, B Wilkinson, JP Gastellu-Etchegorry, B Dewitt. 2022. Radiative Transfer Image Simulation Using L-System Modeled Strawberry Canopies. *Remote Sensing* 14: 548. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs14030548>

- Hoi ND, NT Dung, NQ Khanh, DH Cuong, KS Ilyich, HD Toan. 2021. Remote sensing planet images application in mapping the status of tropical forests: A case research in Kontum Province, Vietnam. *Indian Journal of Ecology* 48(4): 970-976. Consultado 27 Jul. 2024. Disponible en <https://www.indianjournals.com/ijor.aspx?target=ijor:ije1&volume=48&issue=4&article=003>
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2016. Conjunto de Datos Vectoriales de Uso del Suelo y Vegetación Escala 1:250000, Serie VI.
- Kailath, T. 1967. The divergence and Bhattacharyya distance measures in signal selection. *IEEE Transactions in Communication Theory* 15: 152-160. DOI: <https://doi.org/10.1109/TCOM.1967.1089532>
- Landgrebe DA. 2000. Information extraction principles and methods for multispectral and hyperspectral image data. In *Information Processing for Remote Sensing*, Chap. 1, ed. CH Chen, World Scientific Publishing, River Edge, New Jersey. DOI: [https://doi.org/10.1142/9789812815705\\_0001](https://doi.org/10.1142/9789812815705_0001)
- Laurent VCE, W Verhoef, JGPW Clevers, ME Schaepman. 2011. Estimating forest variables from top-of-atmosphere radiance satellite measurements using coupled radiative transfer models. *Remote Sensing of Environment* 115: 1043-1052. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.12.009>
- Malenovsky Z, E Martin, L Homolova, JP Gastellu-Etchegorry, R Zurite-Milla, ME Schaepman, R Pokorny, JGPW Clevers, P Cudlin. 2008. Influence of woody elements of a Norway spruce canopy on nadir reflectance simulated by the DART model at very high spatial resolution. *Remote Sensing of Environment* 112: 1-18. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.02.028>
- Martin E. 2006. DART: Modele 3D multispectral et Inversion d'images optiques de satellite - application aux couverts forestiers. Tesis Doctoral. Paul Sabatier University. Toulouse, France. 195 p.
- Pinty B, MM Verstraete, N Gobron. 1998. The effect of soil anisotropy on the radiance field emerging from vegetation canopies. *Geophysical Research Letters*. 25 (6): 797-800. DOI: <https://doi.org/10.1029/98GL00383>
- Potter E, J Wood, C Nicholl. 1996. Sunscan Canopy Analysis System, User Manual v1.05, Delta-T Devices Ltd, Cambridge, UK. Consultado el 9 de mayo de 2024. Disponible en <http://www.delta-t.co.uk/manual.html>
- Qi J, JP Gastellu-Etchegorry, T Yin. 2018. Reconstruction of 3D Forest Mock-Ups from Airborne LiDAR Data for Multispectral Image Simulation Using DART Model. In *IGARSS 2018 July. International Geoscience and Remote Sensing Symposium (3975-3978)*. IEEE, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1109/IGARSS.2018.8517627>
- Schneider FD, R Leiterer, F Morsdorf, JP Gastellu-Etchegorry, N Lauret, N Pfeifer, ME Schaepman. 2014. Simulating imaging spectrometer data: 3D forest modeling based on LiDAR and *in situ* data. *Remote Sensing of Environment* 152: 235-250. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.06.015>
- Silbernagel J, M Moeur. 2001. Modeling canopy openness and understory gap patterns based on image analysis and mapped tree data. *Forest Ecology and Management* 149(1-3): 217-233. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00556-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00556-9)
- Soenen SA, DR Peddle, CA Coburn, RJ Hall, FG Hall. 2008. Improved topographic correction of forest image data using a 3-D canopy reflectance model in multiple forward mode. *International Journal of Remote Sensing* 29(4): 1007-1027. DOI: <https://doi.org/10.1080/01431160701311291>
- Thenkabail PS, EA Enclona, MS Ashton, C Legg, MJ De Dieu. 2004. Hyperion, IKONOS, ALI, and ETM+ sensors in the study of African rainforests. *Remote Sensing of Environment* 90: 23-43. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2003.11.018>
- Wang L, WP Sousa, P Gong, GS Biging. 2004. Comparison of IKONOS and Quickbird images for mapping mangrove species on the Caribbean coast of Panama. *Remote Sensing of Environment* 91: 432-440. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.04.005>
- Xu B, P Gong, E Seto, R Spear. 2003. Comparison of gray-level reduction and different texture spectrum encoding methods for land-use classification using a panchromatic IKONOS image. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 69(5): 529-536. DOI: <https://doi.org/10.14358/PERS.69.5.529>

Recibido: 21/09/2023  
Aceptado: 27/07/2024