

EVALUACIÓN DE LA DETECCIÓN DE LA DEFORESTACIÓN Y DEGRADACIÓN USANDO CLASLITE: ESTUDIO DE CASO EN UN ÁREA MONTAÑOSA DE TRANSICIÓN EN BOLIVIA

Evaluation of deforestation and degradation detection using CLASlite: case study in a transition mountainous area from Bolivia

Oswaldo Maillard^{1,2}, Victoria Aguilera¹ & Gerson Uyuni^{1,3}

¹Fundación Natura Bolivia, Calle Río Totaitú 15, entre Radial Castilla y Calle 1, Barrio Las Palmas, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

²Dirección actual: Fundación para la Conservación del Bosque Chiquitano, Barrio Las Palmas Calle 6 Oeste N 9, Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. Autor de correspondencia: hylopezus@gmail.com, omaillard@fcbc.org.bo

³Dirección actual: ROMENEC SRL, Zona Cala, Calle José García Mesa N 1948, Cochabamba, Bolivia.

Resumen. Se realizó un análisis multitemporal de la deforestación y degradación en el Área Natural de Manejo Integrado Río Grande y Valles Cruceños (ANMI RGyVC) a través de la herramienta CLASlite 3.3. Se utilizaron imágenes satelitales Landsat TM y OLI de la época seca y húmeda de los años 2008, 2011 y 2014. La clasificación se efectuó usando tres diferentes valores para la vegetación fotosintética (PV) y suelo (S) en el árbol de decisión de CLASlite ($PV \geq 80 - S < 20$, $PV \geq 82 - S < 18$, $PV \geq 84 - S < 16$). Se determinó la deforestación y degradación del bosque para los periodos 2008-2011 y 2011-2014. Se evaluó la precisión de clasificación del año 2014 y 2017, usando dos diferentes combinaciones de PV/S y umbrales (93, 50) y tres opciones de enmascaramiento (por defecto, reducido, no enmascarado, FMask). Se determinó además la dinámica fenológica en cuatro pisos altitudinales (basal, premontano, montano bajo, montano y alpino) para el periodo 2000-2014, a través de un análisis de series temporales de NDVI. Los resultados obtenidos en cuanto a la superficie boscosa para 2008, 2011 y 2014, fueron muy variados tanto, para las dos estaciones como para las tres combinaciones en el árbol de decisión, con una tendencia positiva para la época seca y negativa para la húmeda. Con la validación de campo se determinó que el nivel de precisión de la clasificación fue muy bajo para ambos años. Estos resultados pueden deberse a la dinámica fenológica de la vegetación detectado en el NDVI, el cual muestra una alta variabilidad por mes y año, relacionada en algunos años a la temperatura.

Palabras claves: cobertura boscosa, dinámica fenológica, Landsat, valles secos interandinos.

Abstract. A multi-temporal analysis of deforestation and degradation was developed for the Rio Grande and Valles Cruceños Integrated Management Area (ANMI RGyVC), through CLASlite 3.3 tool. Landsat TM and OLI satellite images of the dry and wet season of 2008, 2009, 2011 and 2014 were used. The classification was carried out using different values for photosynthetic vegetation (PV) and soil (S) in the decision tree of CLASlite ($PV \geq 80 - S < 20$, $PV \geq 82 - S < 18$, $PV \geq 84 - S < 16$). Deforestation and forest degradation were determined for the periods 2008-2011 and 2011-2014. The accuracy assessment of 2014 and 2017 was evaluated, using two different combinations of PV/S and thresholds (93, 50) and three masking options (by default, reduced, not masked, FMask). The phenological dynamic was also determined in four altitudinal levels (basal, premontane, low montane, montane and alpine) for the period 2000-2014, through an analysis of time series of NDVI. The results obtained in terms of forest area for 2008, 2011 and 2014 were very varied for both seasons and for the three combinations in the decision tree, with a positive trend for the dry season and negative for the wet season. With the field validation it was determined

that the level of precision of the classification was very low for both years. These results may be due to the phenological dynamics of the vegetation detected in the NDVI, which shows a high variability per month and year, related in some years to the temperature.

Key words: forest cover, interandean dry valleys, Landsat, phenology dynamics.

INTRODUCCIÓN

A una escala global, hasta el año 2012, Bolivia fue categorizada como uno de los países con mayor incremento en la pérdida de cobertura boscosa (Hansen *et al.*, 2013). Estos cambios de la cobertura boscosa, fueron dados principalmente en las tierras bajas (<500 m), siendo la expansión de la ganadería y la agricultura mecanizada de mediana y gran escala las principales causas (Müller *et al.*, 2012; Müller *et al.*, 2014); en tanto que la degradación de los bosques estaría asociada principalmente a los incendios forestales, la extracción de madera, la extracción de leña y el ramoneo (Müller *et al.*, 2014).

La deforestación es un proceso continuo que incluso se encuentra presente en las áreas protegidas del país (Cuellar *et al.*, 2012; SERNAP, 2013). Durante el periodo conformado entre los años 2000 y 2010, se perdieron 49.8 mil ha de bosque en espacios protegidos de carácter nacional, y otras 71.1 mil ha fueron deforestadas en áreas protegidas departamentales y municipales (Cuellar *et al.*, 2012). Estos cambios en la cobertura del suelo son factores importantes que deben tener prioridad en la investigación por su gran impacto sobre la biodiversidad y en el cambio climático.

Se ha comprobado que los sensores remotos, en combinación con datos de verificación de campo, son una herramienta muy útil para detectar cambios en el paisaje en una serie de tiempo en las áreas protegidas. Si bien existen diferentes tipos de imágenes satelitales (ej. MODIS, Landsat, Sentinel) y herramientas tecnológicas automatizadas (ej. IMPACT Toolbox, Google Earth Engine) para procesarlas, se hace necesario identificar los más idóneos para realizar un monitoreo eficiente. Para obtener resultados confiables con estas herramientas es necesario medir su eficacia y de esa manera minimizar los posibles errores generados. Una de las tecnologías automatizadas más conocidas para el monitoreo de la deforestación y degradación en bosques tropicales es CLASlite (Bryan *et al.*, 2013; Lui & Coomes, 2015; Reimer *et al.*, 2015), pero en bosques de Bolivia, esta herramienta ha sido escasamente utilizada (ej. Bustillos & Ferreira, 2010; OTCA-MMAyA, 2016; Maillard, 2018; Maillard *et al.*, 2018). Los análisis derivados por CLASlite han ayudado eficientemente a identificar pérdidas de cobertura forestal dentro de áreas protegidas, como es el caso de la minería en la Amazonía peruana (Asner & Tupayachi, 2017).

En este estudio de caso metodológico, se evaluó con la herramienta CLASlite 3.3 la detección automatizada de la cobertura terrestre (bosque, no bosque, suelo), así como la deforestación y degradación del bosque para las épocas seca y húmeda en los periodos 2008-2011 y 2011-2014 en el Área Natural de Manejo Integrado Río Grande y Valles Cruceños, un área protegida departamental ubicada en una zona transición montañosa en la región central de Bolivia.

ÁREA DE ESTUDIO

El Área Natural de Manejo Integrado Río Grande y Valles Cruceños (ANMI RGYVC), es un área protegida departamental con una extensión de 733.915 ha, la cual se sitúa al Oeste del departamento de Santa Cruz, en los municipios de Postrovalle, Pucará, Samaipata, Vallegrande, Moro Moro, Cabezas y Gutiérrez. El ANMI RGYVC limita con otras áreas protegidas, como el Santuario de Vida Silvestre y Área Natural de Manejo Integrado Laguna Esmeralda, situada al

Norte, el Área Protegida Municipal Parabanó en el Oeste y el Parque Nacional y Área Natural de Manejo Integrado Iñaño en el Sur.

El paisaje presente en la región es bastante heterogéneo debido a su topografía. En la parte occidental se encuentran una alta diversidad de ambientes debido a la presencia de serranías plegadas de los Andes Orientales, los cuales se dirigen en dirección de Norte a Sur y que están intersectadas por valles amplios y estrechos. Hacia la parte oriental, la elevación de casi 3.000 m desciende dramáticamente hasta a 427 m, convirtiéndose en una llanura aluvial. Geomorfológicamente el ANMI RGyVC se encuentra ubicada en dos importantes provincias geológicas del país, la Cordillera Oriental de los Andes y el Subandino (Suárez-Soruco, 2000). La época húmeda se sitúa entre los meses de octubre a marzo, y la época seca de abril a septiembre. La precipitación media anual es de 281 mm y 1.764 mm, registradas a una altitud de 880 y 2.030 m, respectivamente.

Estas variaciones topográficas y climáticas hacen posible que confluyan diversas regiones biogeográficas y ecorregiones. La clasificación de Bolivia propuesta por Navarro (2011) sugiere la presencia de la Región Brasileño-Paranense, Región Chaqueña y principalmente la Región Andina Tropical. En tanto que según Ibisich & Mérida (2003), sugiere la presencia de las ecorregiones del Bosques Tucumano-Boliviano, los Bosques Secos Interandinos, el Chaco Serrano, el Gran Chaco y los Yungas. Cada una de estas ecorregiones es caracterizada por presentar diferentes tipos de hábitats propios de la región. Los hábitats van desde lagunas y ríos, bosques altos, deciduos y secos, bosques de exuberante vegetación, con epífitas y helechos, pastizales de altura, y los bosques secos de la llanura. El Bosque Tucumano-Boliviano es naturalmente muy fragmentado, con presencia de bosques siempre verdes aislados en cimas de varias serranías subandinas. El Bosque Seco Interandino es una ecorregión naturalmente muy fragmentada y heterogénea con distintas afinidades biogeográficas. El Chaco Serrano es una transición muy importante del Gran Chaco hacia la zona andina, produciendo una mezcla singular de elementos florísticos andinos y de llanura. El Gran Chaco se encuentra entre las zonas más cálidas y secas de todo el país. Los Yungas son considerados como el centro de endemismo más importante de Bolivia en términos de biodiversidad.

MÉTODOS

CLASlite

Con la finalidad de obtener un mapa de la cobertura boscosa, se utilizaron imágenes satelitales Landsat TM 5 y Landsat OLI, las cuales se caracterizan por presentar una resolución espacial moderada de 30 m. Estas imágenes satelitales de la escena 231-073 fueron descargadas desde el portal de internet del USGS (Servicio Geológico de los Estados Unidos, <https://earthexplorer.usgs.gov>), con una cobertura nubosa menor al 10% y provenían del final de la época seca (23/Sep/2008, 16/Sep/2011, 23/Ago/2014) y el inicio de la húmeda (9/Oct/2008, 18/Oct/2011, 11/Nov/2014). Las escenas fueron procesadas y clasificadas con ayuda del CLASlite 3.3 (Sistema de Análisis Landsat de Carnegie – Lite), un paquete de software diseñado para la identificación altamente automatizada de la deforestación y degradación de bosques a partir de imágenes de satélite de sensores remotos, el cual fue desarrollado por el Departamento de Ecología Global de la Institución Carnegie para la Ciencia. A través del algoritmo AutoMCU (Segregación Espectral Automatizada Monte Carlo), CLASlite ofrece la particularidad de analizar automáticamente la cobertura fraccionaria de sub-píxeles de la vegetación viva del dosel o vegetación fotosintética (PV), vegetación muerta o vegetación no fotosintética (NPV), y superficie

expuesta (S) o sustrato expuesto (Asner *et al.*, 2009). Estas coberturas fraccionales son los principales determinantes de la composición, estructura, biomasa, fisiología y procesos biogeoquímicos del bosque. Asner *et al.* (2009) indican que, CLASlite usa árbol de decisión simple para convertir los resultados de imagen único de AutoMCU, donde el valor estándar usado para determinar PV es $\geq 80\%$ y $< 20\%$ para S. En el presente estudio se han realizado clasificaciones para las mismas imágenes usando los valores alternos de $\geq 82\%$ y $\geq 84\%$ para PV, y $< 18\%$ y $< 16\%$ para S, esto con la finalidad de poder comparar y determinar cuál es el más apropiado para monitorear los bosques en la región del ANMI RGyVC. Por otro lado, la versión 3.3 de CLASlite permite cuatro opciones de enmascaramiento para la eliminación de nubes, sombras de nubes, sombras del terreno y agua para cada imagen. Estas opciones son el enmascaramiento normal (enmascaramiento por defecto), el enmascaramiento reducido, no enmascarar y Fmask. Para el estudio, se realizaron diferentes pruebas de enmascaramiento para la escena de la época húmeda del año 2014 y una escena adicional como control para el año 2017, efectuando un cruce con diferentes umbrales (93 y 50) y dos combinaciones en PV y S para los valores en el árbol de decisión. Para determinar los cambios en la vegetación se mantuvieron los valores por defecto en los controles deslizantes de 50% para deforestación y 25% para degradación. El resultado final fueron mapas de deforestación y degradación para dos periodos (2008-2011, 2011-2014) y dos épocas (húmeda y seca) usando diferentes valores en el árbol de decisión. La tasa de deforestación se calculó usando la ecuación de Puyravaud (2003).

Dinámica fenológica

El Índice de Vegetación Normalizado (NDVI) puede ser usado como un estimador de la fenología y un indicador del comportamiento estacional de la vegetación. Los valores del NDVI varían de -1 y 1, donde los valores cercanos a -1 indican poca actividad fotosintética y por ende poco crecimiento o reducción de la vegetación, en tanto que, los valores cercanos a 1 reflejan una alta actividad fotosintética. El NDVI permite hacer un monitoreo de la vegetación en periodos de tiempo cortos o recurrentes, y es uno de los índices más ampliamente utilizados, dado que, en diversos estudios se han determinado relaciones significativas entre este índice y aspectos claves de la estructura y funcionalidad de los ecosistemas, tales como el contenido de biomasa (Tucker *et al.*, 1985), el índice de área foliar (Steltzer & Welker, 2006) y la productividad primaria neta aérea (Paruelo *et al.*, 1997). De los portales USGS y Libra se descargaron además otras 36 imágenes satelitales Landsat TM 5 (26) y Landsat OLI (10), del periodo comprendido entre el año 2000 y el 2014.

Para esta región existen muy pocas escenas con bajo porcentaje de cobertura de nubes. Los NDVI fueron calculados con ayuda de ArcGis 10.2 a través de las bandas infrarrojas cercana (NIR) y roja (RED). Debido a que las ecorregiones del ANMI RGyVC están marcadas por las gradientes altitudinales y las condiciones climáticas (temperatura y precipitación), dando una diversidad alta de paisajes, se realizó una categorización de sitios homogéneos mediante la clasificación de sistemas de zonas de vida propuesto por Holdridge (1947). Se realizó una intersección entre el modelo digital de elevación (DEM) del sensor Aster GDEM versión 2 (<http://gdem.ersdac.jspacesystems.or.jp>) y la temperatura media anual ($^{\circ}\text{C}$) proporcionado por WorldClim (www.worldclim.org). Esto permitió obtener cinco pisos altitudinales (zonas de vida o formaciones vegetales homogéneas), las cuales se pueden diferenciar en basal ($> 24^{\circ}\text{C}$, 0-700 msnm), premontano ($24-28^{\circ}\text{C}$, 700-1.400 m), montano bajo ($18-12^{\circ}\text{C}$, 1.400-2.700 m), montano ($12-6^{\circ}\text{C}$, 2.400-3.700 m), y alpino ($6-3^{\circ}\text{C}$, 2.800-4.100 m) (Figura 1).

Posteriormente se realizó el análisis fenológico mensual y anual. En ArcGis, se diseñaron cinco líneas longitudinales aleatorias por cada piso altitudinal, distribuyéndose 16 puntos por estrato/año en intervalos de 0.5 km a lo largo de la línea, tratando de descartar áreas antrópicas, nubes, cuerpos de agua o sombras de serranías (Figura 1). Como resultado de estos análisis, se calcularon las correlaciones entre los valores de NDVI y temperatura media anual ($^{\circ}\text{C}$), y se determinó el coeficiente de determinación (r^2) entre dichas variables.

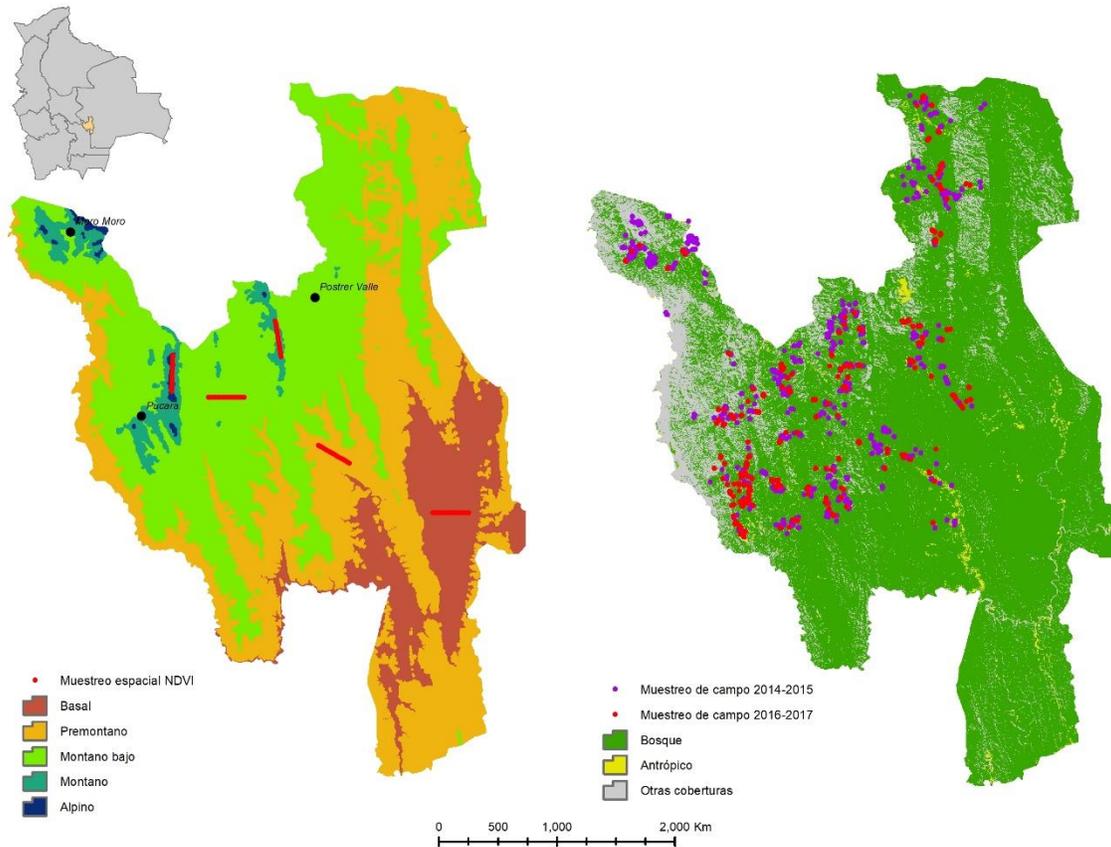


Figura 1. Sitios de muestreo espacial de NDVI en las zonas de vida (izquierda) y sitios de muestreo de campo de validación (derecha).

Evaluación de la exactitud

Para evaluar el nivel de incertidumbre de la clasificación resultante del CLASlite para la escena del año 2014, se emplearon 1.174 puntos de verificación en campo. En esta verificación se evaluaron las clases bosque, no bosque y antrópico. El 4% (52) de la distribución de las muestras de campo para la evaluación fue realizada de forma aleatoria por estrato a través de la herramienta Geospatial Modeling Environment (www.spatial ecology.com), 2% (21) identificando las áreas de probabilidad de cambio, y el 94% (1.101) restante en base al monitoreo de campo que se realiza anualmente en las áreas ARAs (Acuerdos Recíprocos por Agua) que fueron establecidas por la Fundación Natura Bolivia durante el periodo 2014-2015.

Para la escena del año 2017 se obtuvieron 952 puntos de campo, obtenidas durante el monitoreo de los ARAs en el periodo 2016-2017. Con los resultados de la validación se creó una matriz de confusión para posteriormente medir la diferencia entre el mapa real observado y las muestras obtenidas con el coeficiente Kappa (Congalton & Green, 2009).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Cobertura boscosa

Al probar diferentes combinaciones de parámetros de algoritmo para la herramienta de mapeo de cobertura forestal CLASlite, se pudo determinar cómo cada parámetro influyó en la precisión del mapeo. Los resultados obtenidos de la clasificación de las imágenes satelitales variaron en relación a la época y los valores usados en las tres combinaciones en el árbol de decisión para PV y S. En la época seca, todos los resultados muestran tendencias positivas en cuanto al crecimiento de la superficie de la cobertura boscosa desde el año 2008 al 2014, en tanto que en la época húmeda, los datos obtenidos para los mismos años y combinaciones siguieron tendencias notablemente negativas (Figura 2; Anexo 1).

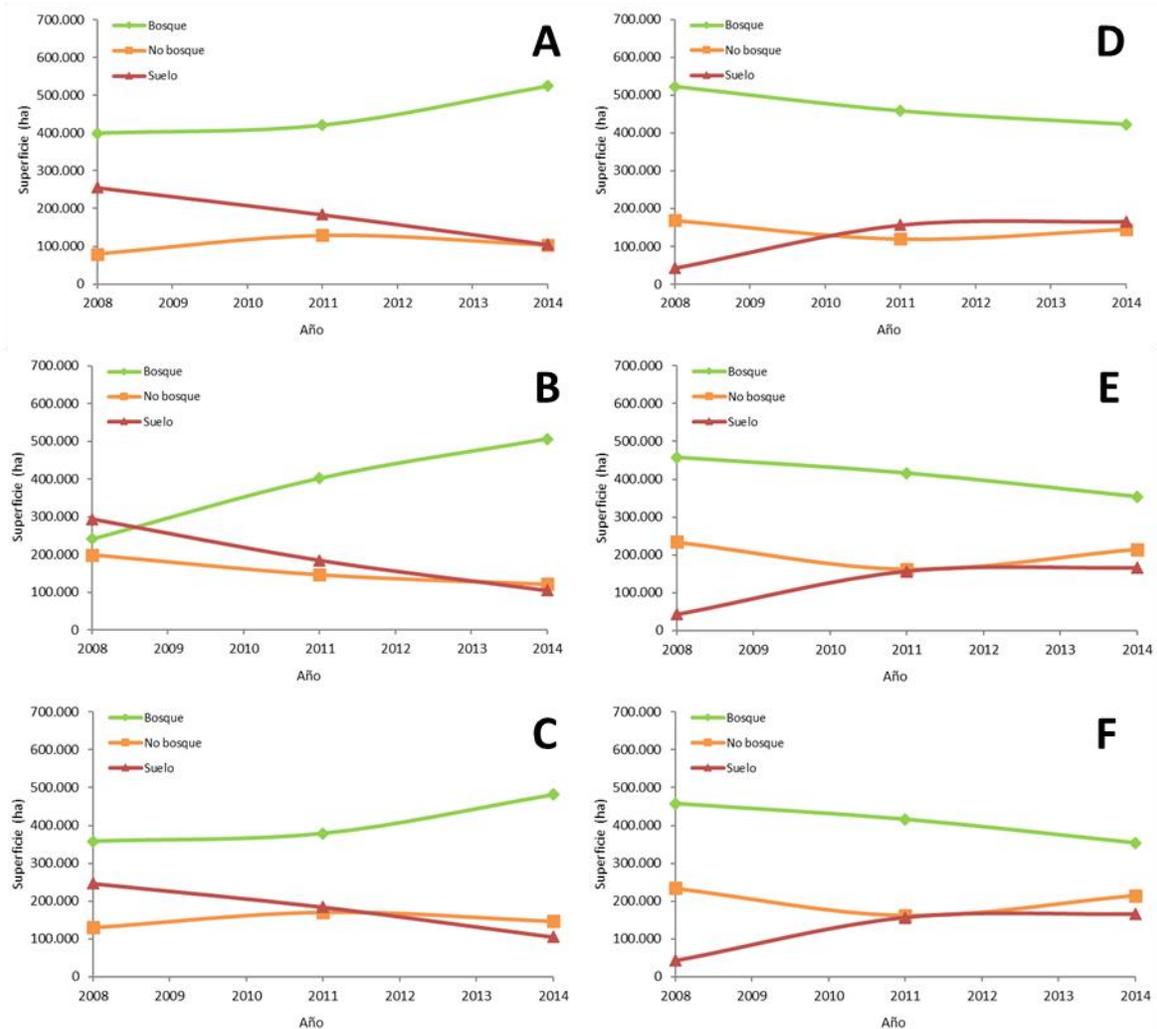


Figura 2. Superficie de bosque, no bosque y suelo para las épocas seca y húmeda en el análisis de tres años (2008, 2011, 2014) usando diferentes valores para el índice de vegetación fotosintética (PV) y suelo (S) en el árbol de decisión. Época seca: a) $PV \geq 80 - S < 20$, b) $PV \geq 82 - S < 18$, c) $PV \geq 84 - S < 16$. Época húmeda: d) $PV \geq 80 - S < 20$, e) $PV \geq 82 - S < 18$, f) $PV \geq 84 - S < 16$.

Proporcionalmente, en la estación seca la superficie boscosa del ANMI RGyVC presentó en el año 2008 una extensión oscilante entre el 54% ($PV \geq 80 - S < 20$), 33% ($PV \geq 82 - S < 18$) y 49%

($PV \geq 84 - S < 16$), y ésta se incrementó dudosamente en el 2014 a 72% ($PV \geq 80 - S < 20$), 69% ($PV \geq 82 - S < 18$) y 66% ($PV \geq 84 - S < 16$) (Figura 2; Anexo 1).

En la época húmeda, CLASlite muestra que el bosque presentaba en el 2008 una superficie que oscilaba entre un 71% ($PV \geq 80 - S < 20$), 67% ($PV \geq 82 - S < 18$) y 62% ($PV \geq 84 - S < 16$), la cual se redujo aparentemente en el 2014 a un 58% ($PV \geq 80 - S < 20$), 53% ($PV \geq 82 - S < 18$) y 48% ($PV \geq 84 - S < 16$). En relación a otros estudios, el SERNAP (2013) indica una extensión de 522.599 ha de bosque, lo que representa 71% del total del área protegida para el año 2010, valor que no se asemeja a los obtenidos en el presente trabajo para el año 2011, donde se obtuvieron valores entre el 52% y 62% de cobertura boscosa. Esto muestra claramente que las combinaciones de parámetros de algoritmo por parte del operador, dan diferentes resultados. Beig *et al.* (2017), encontraron que el parámetro de porcentaje de suelo expuesto (S) en CLASlite mostró ser el más influyente en la detección de cobertura forestal, de forma que, cuanto menor el parámetro, menor el área mapeada como cobertura forestal.

Deforestación y degradación

En la época seca, los resultados muestran una aparente regeneración del bosque entre el año 2008 y 2014, ya que la tasa de deforestación con los valores de $PV \geq 80 - S < 20$ fue de 0.05, para $PV \geq 82 - S < 18$ fue de 0.12 y 0.04 para $PV \geq 84 - S < 16$ (Anexo 2). En tanto que, en la época húmeda se muestra una pérdida de la cobertura boscosa con una tasa de -0.03 para $PV \geq 80 - S < 20$ y $PV \geq 82 - S < 18$, en tanto que, para $PV \geq 84 - S < 16$ fue de 0.04 (Anexo 2). En cuanto a la deforestación anual, existe también una amplia diferencia al hacer la comparación entre las dos estaciones (Anexo 2). En la época seca, el análisis muestra que no existe deforestación anual, sino que el bosque se incrementó en un rango entre los 10.372 y 22.089 ha al cambiar los valores en PV y S; mientras que, para la época húmeda se evidencia una deforestación con un rango de 8.358 a 8.732 ha en un periodo de 6 años de análisis. Los datos provenientes a la época húmeda parecen más cercanos a la realidad, ya que otros estudios sobre deforestación (Cuellar *et al.*, 2012; Uyuni *et al.*, 2014) han detectado una creciente pérdida de la cobertura boscosa para el ANMI RGyVC.

Como resultado de este análisis multitemporal, se detectó que en el periodo 2008-2011, en la época seca existiría una deforestación de entre 16.290 ha (2.3%) a 17.435 ha de bosque (2.2%), en tanto que en la húmeda del mismo periodo se perdieron entre 729 ha (0.1%) a 28.002 ha (3.8%). Para el periodo 2011-2014, en la época seca se habrían deforestado entre 54.961 ha (7.5%) a 60.308 ha (8.2%), en tanto que para la época húmeda de ese periodo se perdieron entre 5.426 a 5.507 ha (0.7%) (Anexo 2). Por otro lado, la superficie de degradación detectada por CLASlite fue más baja en relación a la deforestación. En la época seca del periodo 2008-2011 fue del 1.7% (12.324-12.812 ha) del total de la superficie del ANMI RGyVC, en tanto que en la húmeda osciló entre 0.1% (456 ha) y 3.0% (21.674 ha). En el periodo 2011-2014 se registró una degradación del 1.6% (11.645-11.939 ha) en la época seca y 0.8% (5.983-6.075 ha) en la época húmeda.

Estos resultados sobreestiman los cambios de la cobertura en el ANMI RGyVC. Cuellar *et al.* (2012), reportan una pérdida total de 3.975 ha de bosque en esta área protegida entre los años 2000 y 2010, en tanto que el SERNAP (2013), registra 10.495 ha pérdidas para el mismo periodo. Por otro lado, Uyuni *et al.* (2014) encontraron que en el ANMI RGyVC la deforestación creció de 3.757 ha en 1990 a 9.896 ha en el 2011, con una tasa de deforestación de -0.04, un promedio anual de deforestación de 275 ha, y una estimación de 15.449 ha que se podrían perder hasta el 2030.

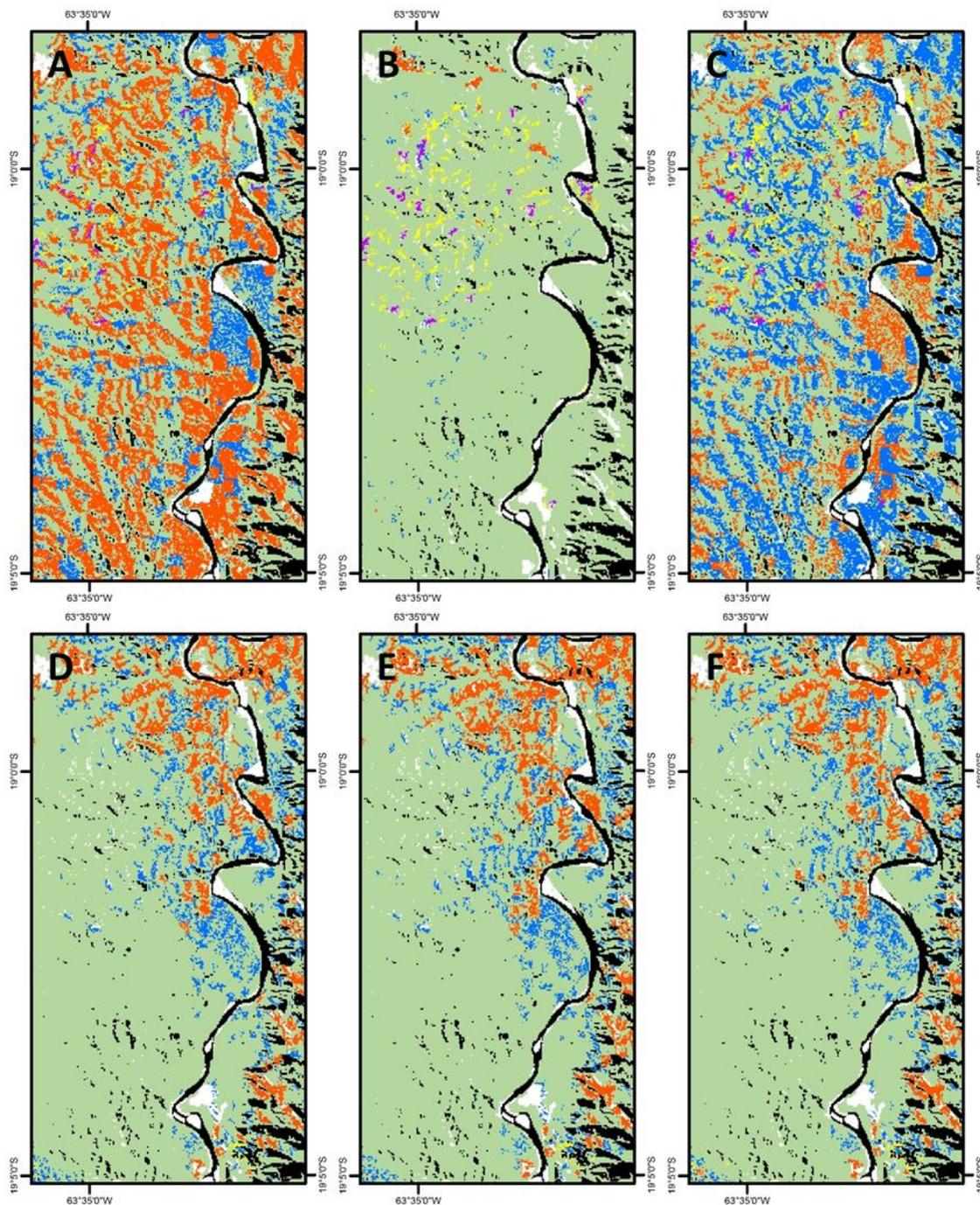


Figura 3. Deforestación 2008-2011 (rojo) y 2011-2014 (púrpura), degradación 2008-2011 (azul) y 2011-2014 (amarillo) identificada por CLASlite en la región del Río Grande en el ANMI RGyVC, en relación a la cobertura boscosa (verde), no boscosa (blanco) y suelo (negro) del 2014. Época seca: a) $PV \geq 80 - S < 20$, b) $PV \geq 82 - S < 18$, c) $PV \geq 84 - S < 16$. Época húmeda: d) $PV \geq 80 - S < 20$, e) $PV \geq 82 - S < 18$, f) $PV \geq 84 - S < 16$.

Al realizar una comparación entre periodos (2008-2011, 2011-2014) para la región del ANMI RGyVC (Figura 3), en el área Oeste de la Laguna Tatarenda, un sector donde predominan los bosques caducifolios, se puede observar un contraste entre los resultados. En la época seca la variación de la deforestación y degradación entre periodos varía notablemente, donde la deforestación es mayor a las otras coberturas al usar $PV \geq 80 - S < 20$ y la degradación se incrementó

considerablemente en $PV \geq 84 - S < 16$. Sin embargo, en la época húmeda, estas variaciones parecen ser menores en relación a la seca.

En el proceso de determinar la deforestación y degradación, CLASLite detecta los cambios en la vegetación fotosintética entre dos escenas en base a características espectrales, pero no discrimina si el cambio es producido por la acción del hombre (ej. cultivos) o si tienen un origen natural (Allnutt *et al.*, 2013). Beig *et al.* (2017), indican que CLASLite ha demostrado ser muy eficaz en el mapeo de áreas forestales ya consolidadas, pero la eficiencia disminuye para las áreas más cercanas al lecho del río, que son las más susceptibles a la dinámica de los ríos. Los cambios por procesos naturales deberían ser menos frecuentes en la zona del ANMI RGYVC considerando el relieve montañoso que está en mayor proporción dentro de ésta protegida, donde los cursos de los ríos no cambian dramáticamente en relación a otras regiones bajas del país (ej. Amazonía), y solo los procesos de erosión hídrica deberían generar los mayores cambios naturales. No se descartan que este error de clasificación se deba además a otros factores. Chávez *et al.* (2013), encontraron áreas con alta vegetación de *Guadua* spp., o en proceso de floración, en el bosque amazónico en Perú, las cuales fueron detectadas como deforestación por este clasificador al presentar un mayor grado de reflectancia.

Evaluación de la exactitud

Los puntos de verificación de campo han permitido concluir que la clasificación de la cobertura vegetal en el ANMI RGYVC para los años 2014 y 2017 no son aun completamente aceptables. En el coeficiente Kappa, los resultados no pasan del 0.07% en todas las combinaciones realizadas del árbol de decisión, umbrales y mejoras con enmascaramiento (Anexo 3). Durante la validación de campo se encontraron que algunas áreas que fueron clasificadas por CLASLite como deforestación eran en realidad sitios donde se habían implementado áreas de cultivos y éstas fueron abandonadas en periodos de 5-10 años por lo que se encontraban en proceso de regeneración (barbecho). La regeneración en los bosques caducifolios no es tan rápida a comparación de los bosques amazónicos. Esto no quiere reflejar que el clasificador tenga problemas, puesto que, estudios recientes en las zonas bajas de Perú (Chávez *et al.*, 2013), Sierra Leona (Lui & Coomes, 2015), Indonesia (Arjasakusuma *et al.*, 2018) y áreas montañosas en Kenya (Haruna *et al.*, 2014), han obtenido valores altos en Kappa al evaluar la precisión de clasificación usando CLASLite. Para Bolivia, Maillard (2018) obtuvo también un valor alto en la matriz de Kappa en la validación de campo en un área donde existen fragmentos de Bosque Amazónico y transición a Bosque Yungueño usando CLASLite; en tanto que, Maillard *et al.* (2019) con el uso de este mismo programa obtuvieron valores aceptables con la matriz de error de Olofsson para una clasificación en un área al Este de Bolivia y con presencia de Bosque Amazónico y transición con el Bosque Seco Chiquitano.

Opciones de enmascaramiento

Es importante además indicar que las imágenes de satélite no presentan una cobertura de nubosidad mayor al 10%, visualmente en la húmeda algunas pequeñas áreas presentan nubes, pero no se aprecia una fuente importante de contaminación atmosférica (ej. niebla) por lo que, esto no debería representar un problema en la clasificación considerando además la corrección atmosférica que realiza CLASLite. Las escenas de la época húmeda parecen ser las mejores para hacer monitoreo de los bosques usando CLASLite, debido a la dinámica fotosintética de los bosques caducifolios. En este sentido, se realizaron otras pruebas de clasificación con solo la imagen satelital del 2014 y 2017, usando las otras opciones de enmascaramientos (enmascaramiento

reducido, no enmascarar y Fmask) y de esta manera determinar si existen cambios notables con los valores por defecto propuesto por CLASlite donde se eliminan nubes, sombras de nubes, sombras del terreno y agua (Asner *et al.*, 2009). Reimer *et al.* (2015), encontraron en un área boscosa de tierras bajas y montañosas de Colombia que, el proceso de enmascaramiento permitió reducir los problemas de sobredetección de la deforestación, por lo que usaron los valores por defecto y la opción de enmascaramiento reducido. En tanto que, en un análisis de bosques amazónicos de Várzea en Brasil, Beig *et al.* (2017), determinaron que la herramienta de enmascaramiento no es completamente eficiente.

Dinámica fenológica

Algunas posibles explicaciones sobre las fuentes potenciales de error de la clasificación de CLASlite pueden deberse al comportamiento fotosintético de la vegetación predominante que está sujeto a los cambios del clima (ej. cambios en la temperatura, precipitación y humedad). En el análisis fenológico mensual, se registró la mayor actividad fotosintética en el ANMI RGYVC en los meses de enero, marzo, abril, mayo y diciembre, en tanto que los meses en que baja absorción de la clorofila fueron junio, julio, agosto, septiembre y octubre (Figura 4). En los meses con altos valores de NDVI fue donde se registró el mayor contenido de humedad, debido a la actividad constante de la clorofila registrada. En cuanto a zonas con baja actividad fotosintética, la vegetación ingresa en un proceso de dormancia para poder ahorrar energías durante la época seca. En los meses con valores bajos de NDVI, se presenta alto riesgo a quemas por la disponibilidad materia orgánica. La caída del área foliar en estos meses dan un potencial para la ocurrencia de incendios forestales. En cuanto al análisis por estrato, el piso altitudinal que presenta la mayor dinámica es el basal (Figura 4). El piso basal comprende los bosques caducifolios, donde se evidencia una diferencia marcada de valores entre un mes y otro. Por otro lado, los demás estratos están en función a la estructura de la vegetación, pero siguen un comportamiento paralelo y en función a las estaciones del año. Los resultados indican además que existió una alta correlación espacial ($p < 0.05$) para los años 2000 ($r^2=0.93$), 2011 ($r^2=0.95$) y 2013 ($r^2=0.92$), entre la temperatura media mensual y el comportamiento fotosintético de la vegetación (NDVI) en el ANMI RGYVC. Vázquez *et al.* (2013), indican que la dinámica de la vegetación está en función a los cambios climáticos o eventos naturales como la sequía, exceso hídrico o estrés hídrico.

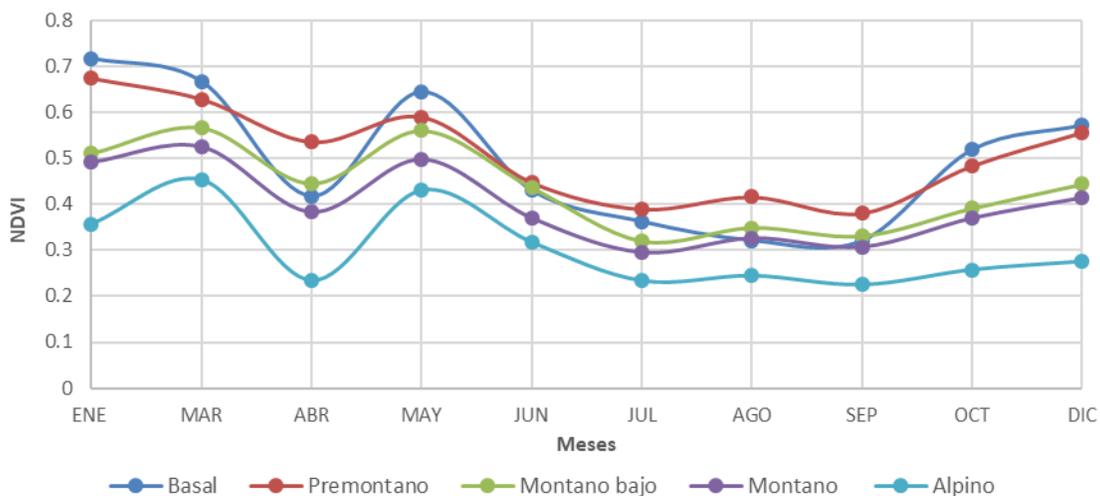


Figura 4. Comportamiento fotosintético mensual promedio en los cinco pisos altitudinales en el ANMI RGYVC, para el periodo 2000-2014.

En el análisis fenológico anual se evidencia que, en el año 2000, cada uno de los estratos muestra una diferencia notable en el valor de NDVI por la composición florística, pero la tendencia anual es paralela en cada uno de los estratos (Figura 4). En el año 2005, la actividad fotosintética fue más alta en comparación con los demás años, en cambio en los años 2010 y 2013 se registró un valor bajo de NDVI, y fue donde se registró un alto grado de estrés hídrico de la vegetación (Figura 5). En cuanto al análisis por estrato, el piso altitudinal basal fue el que registró mayor actividad fotosintética, seguido por el piso premontano; y los estratos que presentaron baja actividad fotosintética fueron los pisos del tipo montano bajo, montano y alpino (Figura 5). Los estratos que presentan valores altos de NDVI son por la presencia de bosques siempre verdes y caducifolios, y los NDVI que presentan valores bajos se debe al tipo de vegetación (bosques semiáridos a áridos, matorrales y sabanas). En un análisis ecorregional, Crezee (2015), encontró que en el ANMI RG-VC existe una notoria variación espacial en la biomasa aérea, la estructura del bosque y la composición de las especies, en el que la biomasa aérea del Bosque Tucumano-Boliviano (201 t/ha), el Bosque Seco Interandino (78 t/ha), y el Chaco Serrano (178 t/ha), está fuertemente relacionada con el estrés por sequía o déficit hídrico climático más que por la elevación.

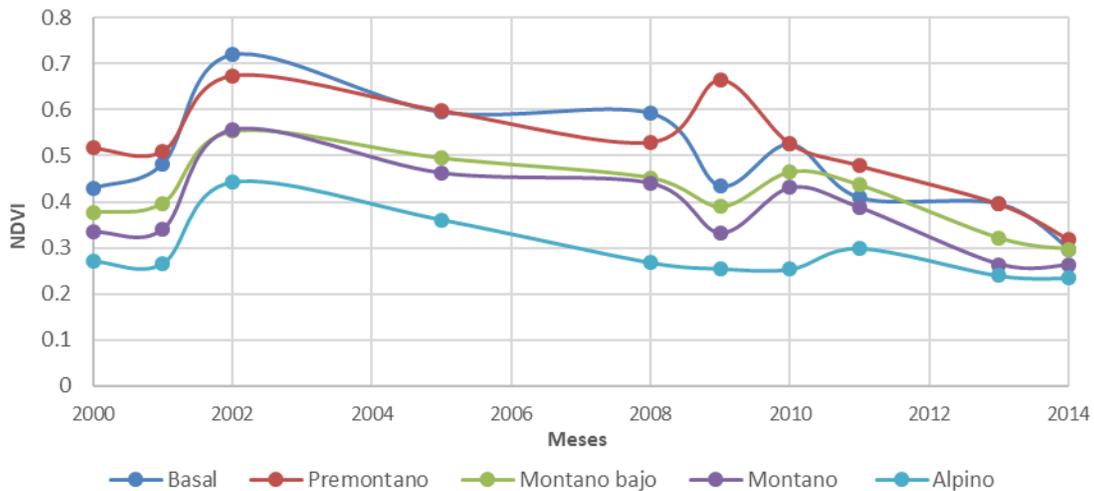


Figura 5. Comportamiento fotosintético anual promedio en los cinco pisos altitudinales en el ANMI RGyVC, para el periodo 2000-2014.

CONCLUSIONES

Si bien CLASlite contiene una biblioteca espectral extendida para todos los bosques neotropicales desde tierras bajas hasta ecosistemas montañosos, permitiendo cierto grado de la variación fenológica en los espectros, se ha comprobado que los cambios fenológicos en el ANMI RGyVC son muy altos entre meses y años. Este comportamiento afecta al momento de obtener datos con el sensor, por el motivo que los valores digitales de los bosques en estrés hídrico en la imagen de satélite son similares a los de otros tipos de coberturas (ej. matorral, pastizales) o ciertas áreas de cultivo, trayendo confusión en el proceso de interpretación y clasificación de una imagen de satélite. Se esperaría que las comparaciones entre imágenes satelitales clasificadas procedentes de diferentes estaciones muestren un rango amplio de resultados, pero no así entre las imágenes meses cercanos de un año. A pesar de esto, creemos que estos resultados nos han ayudado a evaluar los beneficios de utilizar CLASlite como una herramienta para identificar cambios en el paisaje en áreas de montaña donde se presenta una alta concentración de diferentes tipos de ecosistemas y de

transición entre los mismos. Creemos que es necesario seguir haciendo otras pruebas para ajustar y eliminar los artefactos en la clasificación y poder de esta manera realizar un mejor monitoreo de bosques, deforestación y degradación en áreas protegidas de montaña.

AGRADECIMIENTOS

A Eric Fox, Máximo García, Dionicio Toledo, Julio Cesar García, Benigno Mojica y Paola Luna, por su ayuda en la verificación de campo, sin la cual no hubiera sido posible la validación de la clasificación. Un revisor anónimo realizó importantes comentarios al manuscrito. Asimismo, a Greg Asner y al equipo CLASlite del Departamento de Ecología Global de la Institución Carnegie para la Ciencia por proporcionar el programa CLASlite.

LITERATURA CITADA

- ALLNUTT, T.F.; G.P. ASNER; C.D. GOLDEN & G.V.N. POWELL. 2013. Mapping recent deforestation and forest disturbance in northeastern Madagascar. *Tropical Conservation Science* 6(1):1–15.
- ARJASAKUSUMA, S.; M. KAMAL; M. HAFIZT & H.F. FORESTRIKO. 2018. Local-scale accuracy assessment of vegetation cover change maps derived from Global Forest Change data, ClasLite, and supervised classifications: case study at part of Riau Province, Indonesia. *Applied Geomatics* (10):205–217.
- ASNER, G.P.; D.E. KNAPP; A. BALAJI & G. PAEZ-ACOSTA. 2009. Automated mapping of tropical deforestation and forest degradation: CLASlite. *Journal of Applied Remote Sensing* 3:033543.
- ASNER, G. & R. TUPAYACHI. 2017. Accelerated losses of protected forests from gold mining in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters* 12(9):094004.
- BEIG, A.B.; B. DARSKI & T.S.F. SILVA. 2017. Mapeamento de mudanças na cobertura florestal das várzeas amazônicas utilizando o algoritmo CLASlite. *Anais do XVIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, INPE Santos, São Paulo*.
- BRYAN, J.; P. SHEARMAN, G. ASNER; D. KNAPP; G. AORO & B. LOKES. 2013. Extreme differences in forest degradation in Borneo: Comparing practices in Sarawak, Sabah, and Brunei. *PLoS ONE* 8(7):e69679 10.1371/journal.pone.0069679.
- BUSTILLOS, E. & W. FERREIRA. 2010. Estimación de la deforestación en el departamento de Cochabamba, Bolivia entre 2005-2009 mediante CLASlite. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 28:111–118.
- CHAVEZ, A.M.; R. FERNANDEZ; L. HUAMANI & R. MORENO. 2013. Comparación de áreas deforestadas a través de varias metodologías en la provincia de Tahuamanu, Madre de Dios, Perú. *Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, INPE Foz do Iguaçu, Paraná*.
- CONGALTON, R.G. & K. GREEN. 2009. *Assessing the accuracy of remotely sensed data. Principles and Practices. Second edition.* Lewis Publishers. Boca Raton.
- CREZEE, B. 2015. *Regional spatial variation in aboveground biomass, forest structure and species composition of Bolivian tropical dry forests. A remote sensing and field-based analysis.* Master Thesis. Utrecht University, the Netherlands.

- CUÉLLAR, S.; A. RODRÍGUEZ; J. ARROYO; S. ESPINOZA & D.M. LARREA. 2012. Mapa de deforestación de las tierras bajas y los Yungas de Bolivia 2000-2005-2010. Proyección Sistema de Coordenadas Geográficas Datum WGS84, Fundación Amigos de la Naturaleza (FAN), Santa Cruz de la Sierra, Bolivia. 1 Mapa col. 75x70 cm
- HANSEN, M.C.; P.V. POTAPOV; R. MOORE; M. HANCHER; S.A. TURUBANOVA; A. TYAKAVINA; D. THAU; S.V. STEHMAN; S.J. GOETZ; T.R. LOVELAND; A. KOMMAREDDY; A. EGOROV; L. CHINI; C.O. JUSTICE & J.R.G. TOWNSHEND. 2013. High-resolution global maps of 21st – century forest cover change. *Science* 342:850–853. *International Journal of Advances in Engineering & Technology* 7(4):1161–1169.
- HOLDRIDGE, LR. 1947. Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science* 105(2727):367–368.
- IBISCH, P.I. & G. MÉRIDA. 2003. Biodiversidad: La riqueza de Bolivia. Estado de conocimiento y conservación. Editorial FAN. Santa Cruz.
- LUI, G.V. & D.A. COOMES. 2015. A comparison of novel optical remote sensing-based technologies for forest-cover/change monitoring *Remote Sens* 7:2781–807
- MAILLARD, O. 2018. Proyección estimada de emisiones de CO₂e a causa de la deforestación en el municipio de San Carlos, Bolivia. *Kempffiana* 14(1):1–12.
- MAILLARD, O.; R. ANIVARRO; R. VIDES-ALMONACID & J.C. SALINAS. 2019. El impacto de la infraestructura vial en ecosistemas de alta fragilidad: El caso de la construcción de una carretera en el norte chiquitano, Bolivia. Pp. 119–149, *en*: Bolivia. Desafíos socioambientales en las tierras bajas (INTURIAS, M.; VON STOSCH, K.; BALDELOMAR, H. & RODRÍGUEZ, I. eds.) Instituto de Investigación Científica Social (IICS) de la Universidad Nur. Santa Cruz.
- MÜLLER, R.; D. MÜLLER; F. SCHIERHORN; G. GEROLD & P. PACHECO. 2012. Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: an analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change* 12(3):445–459.
- MÜLLER, R.; P. PACHECO & J.C. MONTERO. 2014. El contexto de la deforestación y degradación de los bosques en Bolivia: Causas. actores e instituciones. Documentos ocasionales 101. CIFOR. Bongor.
- NAVARRO, G. 2011. Clasificación de la vegetación de Bolivia. Fundación Simón I. Patiño-Departamento de Difusión, Cochabamba.
- OTCA-MMAYA. 2016. Memoria técnica de la deforestación 2014-2015. Organización del Tratado de Cooperación Amazónica-Ministerio de Medio Ambiente y Aguas). Equipo Sala Observación Bolivia OTCA. La Paz.
- PARUELO, J.M.; H.E. EPSTEIN; W.K. LAUENROTH & I.C. BURKE. 1997. ANPP estimates from NDVI for the Central Grassland Region of the US. *Ecology* 78:953–958.
- PUYRAVAUD, J.P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecol Manag* 177:593–596.

- REIMER, F.G.; P. ASNER & S. JOSEPH. 2015. Advancing reference emission levels in subnational and national REDD+ initiatives: a CLASlite approach. *Carbon Balance and Management* 10:5
- SERNAP. 2013. Deforestación y regeneración de bosques en Bolivia y en sus áreas protegidas para los periodos 1990-2000 y 2000-2010. Ed. Servicio Nacional de Áreas Protegidas, Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado y Conservación Internacional. La Paz.
- STELTZER, H. & J.M. WELKER. 2006. Modeling the effect of photosynthetic vegetation properties on the NDVI-LAI relationship. *Ecology* 87:2765–2772.
- SUÁREZ-SORUCO, R. 2000. Compendio de la geología de Bolivia. *Revista Técnica de Yacimientos Petrolíferos Fiscales Bolivianos (YPFB)* 18 (1–2). Cochabamba.
- TUCKER, C.J.; C.L. VANPREAT; M.J. SHARMAN & G. VAN ITTERSUM. 1985. Satellite remote sensing of total herbaceous biomass production in the Senegalese Sahel: 1980-1984. *International Journal of Remote Sensing* 7:233–249
- UYUNI, G.; J. MAGNE & O. MAILLARD. 2014. Análisis multitemporal de la deforestación en los parques Amboró y Área de Manejo Integrado Río Grande Valles Cruceños. Santa Cruz, Bolivia. Documento científico 2. Universidad Gabriel René Moreno, Carrera de Ingeniería Forestal. Santa Cruz.
- VÁZQUEZ, P.; E. ADEMA & B. FERNÁNDEZ. 2013. Dinámica de la fenología de la vegetación a partir de series temporales de NDVI de largo plazo en la provincia de La Pampa. *Asociación Argentina de Ecología. Ecología Austral* 23:77–86.

ANEXOS

Anexo 1. Superficie de bosque, no bosque y suelo (ha) para las épocas seca y húmeda en el análisis de tres años (2008, 2011, 2014), usando tres diferentes valores para vegetación fotosintética (PV) y suelo (S) en el árbol de decisión.

Año	Clase	Época seca			Época húmeda		
		80-20	82-18	84-16	80-20	82-18	84-16
2008	Bosque	398804	241101	357511	522642	494311	458044
	No bosque	78981	198982	129430	169198	197423	233690
	Suelo	255911	293682	246782	41909	42013	42008
2011	Bosque	420385	401757	378596	457926	436507	416151
	No bosque	129196	147259	170773	119735	140976	161202
	Suelo	184188	184746	184387	156125	156299	156431
2014	Bosque	525064	506163	481969	422342	391022	353259
	No bosque	103550	122409	146424	145694	177002	214762
	Suelo	105072	105111	105282	165658	165660	165645

Anexo 2. Deforestación y degradación (ha) calculada por CLASlite para las épocas seca y húmeda en dos periodos de análisis (2008-2011, 2011-2014), usando tres diferentes valores para vegetación fotosintética (PV) y suelo (S) en el árbol de decisión. Deforestación anual en base a Puyravaud (2003).

Período	Cambio cobertura	Época seca			Época húmeda		
		80-20	82-18	84-16	80-20	82-18	84-16
2008-2011	Deforestación	16997	17435	16290	28002	729	19007
	Degradación	12670	12812	12324	21674	456	16476
2011-2014	Deforestación	54961	56942	60308	5426	5507	5452
	Degradación	11939	11645	11722	5985	6075	5983
<i>Tasa deforestación</i>		<i>0.05</i>	<i>0.12</i>	<i>0.04</i>	<i>-0.03</i>	<i>-0.03</i>	<i>-0.04</i>
<i>Deforestación anual</i>		<i>-10522</i>	<i>-22089</i>	<i>-10372</i>	<i>8358</i>	<i>8607</i>	<i>8732</i>

Anexo 3. Superficie de bosque, no bosque y suelo (ha) para las escenas Landsat 2014 y 2017 del inicio de la época húmeda, usando dos diferentes valores para la vegetación fotosintética (PV) y suelo (S) en el árbol de decisión ($PV \geq 80 - S < 20$, $PV \geq 82 - S < 18$), dos diferentes umbrales (93, 50) y tres opciones de enmascaramiento (reducido, no enmascarado, FMask). Evaluación de la precisión (EP) obtenida en la matriz de Kappa.

Umbral/ Enmascarado	Clase	2014		2017	
		80-20	82-18	80-20	82-18
Umbral 93					
Enmascarado					
	Bosque	477543	439410	390575	390687
	No bosque	243280	281418	285322	287969
	Suelo	12806	12791	58016	55258
<i>EP</i>		<i>0.06</i>	<i>0.06</i>	<i>0.05</i>	<i>0.05</i>
No enmascarado					
	Bosque	477024	439958	390771	366452
	No bosque	248589	285637	287943	312336
	Suelo	8019	8024	55199	55126
<i>EP</i>		<i>0.06</i>	<i>0.05</i>	<i>0.04</i>	<i>0.03</i>

Umbral/ Enmascarado	Clase	2014		2017	
		80-20	82-18	80-20	82-18
F Mask					
	Bosque	364949	339899	390571	390629
	No bosque	127959	152992	288206	288201
	Suelo	240822	240833	55137	55083
<i>EP</i>		<i>0.04</i>	<i>0.04</i>	<i>0.05</i>	<i>0.03</i>
Umbral 50					
Enmascarado					
	Bosque	477282	439614	434521	408842
	No bosque	246945	284604	299393	325072
	Suelo	9406	9405	0	0
<i>EP</i>		<i>0.07</i>	<i>0.07</i>	<i>-0.03</i>	<i>-0.03</i>
No enmascarado					
	Bosque	480745	438558	434609	408793
	No bosque	252873	295051	299301	325121
	Suelo	17	17	0	0
<i>EP</i>		<i>0.07</i>	<i>0.06</i>	<i>-0.03</i>	<i>-0.04</i>
F Mask					
	Bosque	367397	342034	434589	408788
	No bosque	127811	153158	299325	325126
	Suelo	238527	238533	0	0
<i>EP</i>		<i>0.06</i>	<i>0.06</i>	<i>-0.03</i>	<i>-0.03</i>