



## 1. PRESENTACIÓN

El presente documento da cuenta del informe final de acuerdo con los términos de referencia acordados entre Corredor Biológico Mesoamericano-México (CBMM) y el Centro de Investigación en Geografía y Geomática “Ing. Jorge L. Tamayo”, A.C (CentroGeo) para el proyecto “Monitoreo socio-ambiental 2010–2011 del Proyecto Desarrollo Rural Sustentable en los Corredores Biológicos de Chiapas de los municipios de Benemérito de las Américas, Maravilla Tenejapa, Marqués de Comillas y Ocosingo”; inscrito, a su vez en el Convenio de Asignación de Recursos que celebraron por una parte el Fondo Institucional de Fomento Regional para el Desarrollo Científico, Tecnológico y de Innovación (Fordecyt) y el CentroGeo como parte del Sistema de Centros Públicos de Investigación Conacyt, para el “Desarrollo de Redes para la Gestión Territorial del Corredor Biológico Mesoamericano – México” obtenido en virtud de la carta compromiso signada por el CBMM.

Por este motivo, el presente documento da cuenta, por una parte de la metodología del monitoreo socio-ambiental de la zona, los resultados obtenidos hasta ahora en cuanto a la cubierta forestal en territorios ejidales de hasta 60 comunidades de los municipios de Benemérito de las Américas, Maravilla Tenejapa y Marqués de Comillas, y los procesos de actualización del Servicio de Información para la Gestión Territorial (SeIGT); mientras que, por otra, ofrece una semblanza de las acciones a desarrollar durante los siguientes meses, en cuanto los pasos a llevar para la implementación de dicha metodología. Se incluyen también el recuento final de los talleres y cursos realizados con las Agencias de Desarrollo Sustentable que trabajan tanto en la región, como en el resto de zonas de trabajo del Corredor Biológico Mesoamericano (reportados en los informes anteriores). Mientras que finalmente se da cuenta de los avances reportados en las actividades de investigación que se estarán realizando dentro de próximas fechas en el marco del convenio Fordecyt.



## 2. INTRODUCCIÓN

De acuerdo con los propósitos de monitoreo sociambiental planteados en el proyecto “Monitoreo socio-ambiental 2010–2011 del Proyecto Desarrollo Rural Sustentable en los Corredores Biológicos de Chiapas de los municipios de Benemérito de las Américas, Maravilla Tenejapa, Marqués de Comillas y Ocosingo”, se presenta la metodología para el monitoreo-socioambiental, basada en el monitoreo de la dinámica de la cubierta forestal que incluye: el análisis de procesos de la deforestación como un proceso, en donde lo que comúnmente se entiende por deforestación, no es más que una situación extrema que constituye un primer indicador de los procesos más específicos en la compleja dinámica de la cubierta forestal asociada a tierras ejidales dentro de una configuración muy compleja del paisaje.

Para el cumplimiento de dichos propósitos, se plantea la concepción de un sistema de monitoreo socio-ambiental, basado en la estimación de la cubierta forestal y su análisis de procesos atendiendo a la premisa de que la presión sobre los bosques es determinada, entre otras cosas, por su acceso al mercado, la naturaleza del uso del bosque y la seguridad en la tenencia de la tierra, por lo que varía en función del país, la región y el tiempo. Esta aproximación permite asociar de manera indirecta las variables estimadas del cambio de uso del suelo, deforestación, fragmentación y demás procesos involucrados en el estudio de la dinámica del capital natural que representa el bosque.

Las estimaciones de la cubierta forestal resultantes del proceso de percepción remota permiten la determinación de áreas de bosque de manera relativamente sencilla, reproducible y sistemática. De hecho, se convierten en una de las variables biofísicas más recurrentemente empleadas en la elaboración de indicadores para evaluar capital natural, en particular recursos naturales.

La cubierta forestal es uno de los 48 indicadores en el proceso de evaluación de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ONU, 2005). Es también uno de los cinco indicadores de evaluación de capital natural del Gobierno de Canadá dentro de la iniciativa para desarrollar Indicadores



de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible (ESDI) y que constituye el único indicador nacional periódicamente actualizado (Chen et al, 2006).

Lo anterior facilita resaltar algunas características del mapeo de áreas de bosque como indicador que permite evaluar la dinámica de la cubierta forestal. La primera de ellas y quizá la más importante, es que la definición de cubierta forestal es una construcción elaborada a partir de la asociación a una variable biofísica que puede ser medida de manera directa. La segunda es que su estimación, basada en el proceso de percepción remota, permite sistematizar su obtención lo que genera la posibilidad de reproducción de manera periódica. Finalmente la tercera, es que permite el análisis de procesos asociados a la ocupación del territorio. Así el concepto de cubierta forestal planteado en este estudio, permite la construcción, a partir de los diferentes porcentajes de masas arbóreas, de diferentes grados de cubierta forestal, desde los más cercanos al estado natural, incluyendo también asociaciones en diferente grado de alteración por clareo, fuego y otros muchos procesos, así como masas forestales en diferentes estadios de regeneración y conservación bajo manejo hasta coberturas por reforestación y plantaciones. Lo que significa un avance notable en el conocimiento de la importancia ambiental de la cubierta forestal dentro del ciclo hidrológico, la degradación de los suelos, la recarga del acuífero, la distribución de las especies y el resguardo de la biodiversidad.

Por lo anterior y en virtud de cumplir con los objetivos planteados para este proyecto, el planteamiento del monitoreo socio-ambiental está basado principalmente en el monitoreo de los recursos naturales y las condiciones socioeconómicas de hasta 60 comunidades de los municipios de Benemérito de las Américas, Marqués de Comillas, Maravilla Tenejapa y Ocosingo que, desde una perspectiva territorial amplia, conforman corredores biológicos en un paisaje heterogéneo de territorios ejidales y las Áreas Naturales Protegidas.



### 3. EL MONITOREO SOCIOAMBIENTAL

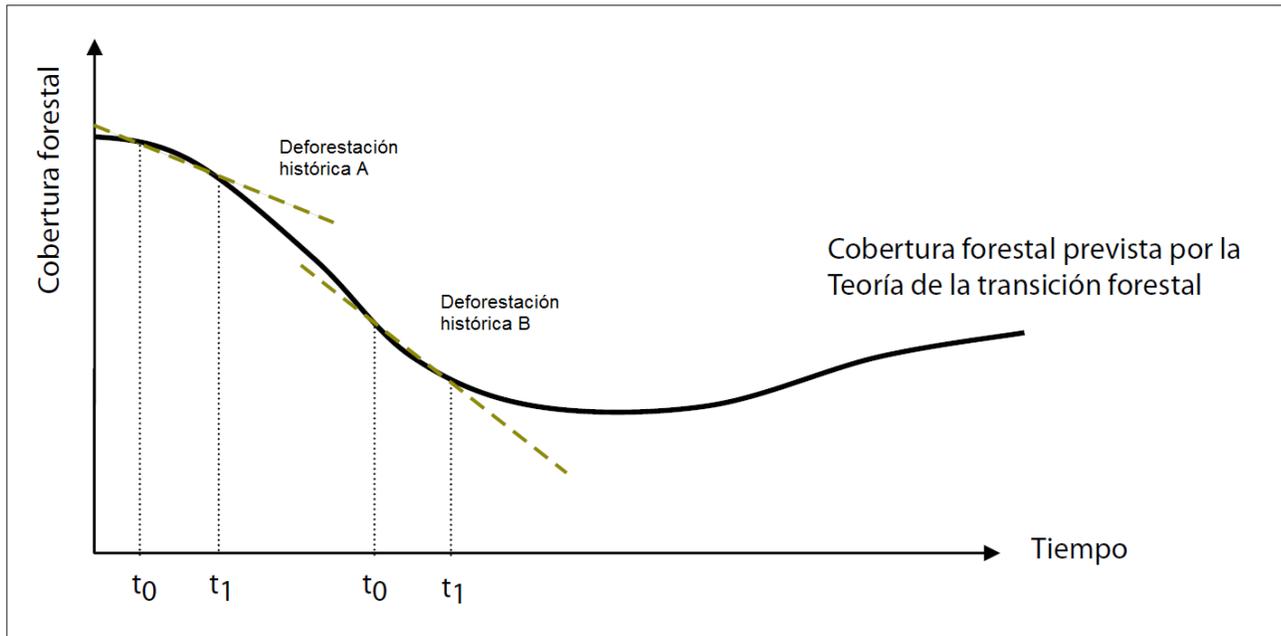
#### 3.1 Propuesta metodológica

Los procesos de deforestación tienen muchas causas y puede variar significativamente de un periodo a otro. La presión sobre los bosques varía en función del país y la región, al igual que con el tiempo. La presión humana sobre los bosques está determinada, entre otras cosas, por su acceso al mercado, la naturaleza del uso del bosque y la seguridad en la tenencia de la tierra. Ante la pregunta sobre ¿Cómo varían las tasas de deforestación a lo largo del tiempo? Lo que sabemos hasta ahora es que la deforestación pasada no permite predecir de manera precisa la deforestación futura.

Atendiendo a la Teoría de la Transición Forestal (Mather 1992; Angelsen 2007) las áreas forestales siguen un patrón caracterizado por un primer momento en donde los países presentan grandes masas forestales y bajas tasas de deforestación. Luego los ritmos de deforestación se aceleran, se aminoran, la cobertura forestal se estabiliza y eventualmente comienza a recuperarse. La Figura 1 muestra diferentes estimaciones de deforestación atendiendo a diferentes procesos de acuerdo con la teoría de la transición forestal.

Estos procesos históricos detonan en presiones sobre los bosques, que son definidas por las diferencias en el grado y la profundidad de la pobreza, la inestabilidad en la tenencia de la tierra que albergan y en las consecuencias ambientales de su conversión. Comprender estas diferencias es esencial para hacer recomendaciones de política pública apropiadas. Sobre la curva de cobertura forestal prevista por la Teoría de la transición forestal, pueden distinguirse tres

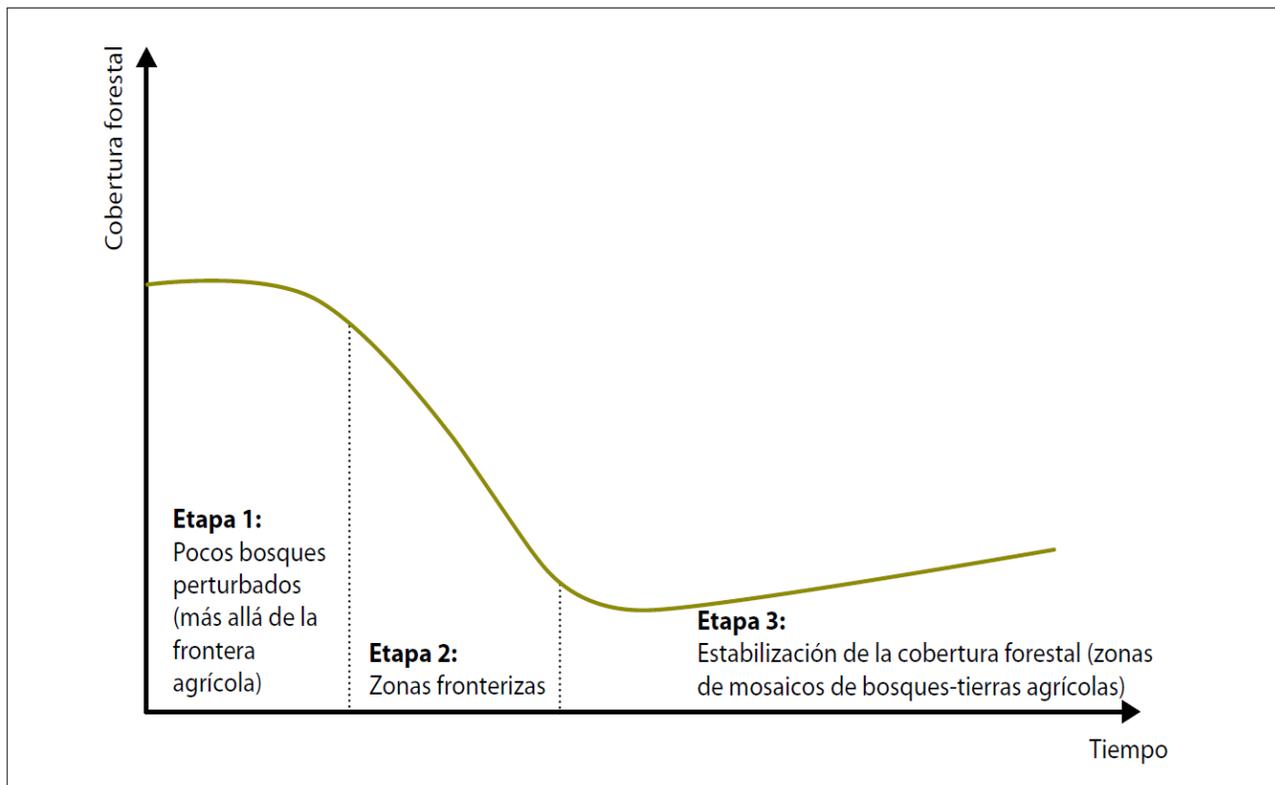
etapas asociadas a la distribución de los bosques y sus procesos de presión (Chomitz et al. 2006).



**Figura 1.** La transición forestal y la deforestación

La **Etapa 1** denominada zonas núcleo, caracterizada por grandes extensiones de bosques, pocos habitantes —aunque en su mayoría indígenas— y cierta presión sobre los recursos madereros. La **Etapa 2** zonas de frontera, en donde las presiones por deforestar y la degradación son marcadas y van en aumento, y el control suele ser inseguro y se halla en conflicto. Esta etapa se caracteriza por una expansión agrícola y pecuaria rápida y un alto índice de deforestación, enmarcado por reclamos de tierra y recursos, conflictos y disputas sobre la tenencia de la tierra. La **Etapa 3** zonas de mosaico de bosques-tierras agrícolas y pecuarias, donde normalmente la propiedad de la tierra está mejor definida, la densidad demográfica es mayor y

los mercados se encuentran más próximos, y la ordenación del bosque natural no puede, en muchos casos, competir (desde el punto de vista del tenedor de la tierra) con la agricultura o las plantaciones forestales. Si bien en estas zonas las tasas de deforestación ya no son tan elevadas, los bosques son poco densos y la biodiversidad local se encuentra amenazada (Figura 2).



**Figura 2.** La transición forestal y la deforestación

Esta tipología de bosque propuesta y el análisis histórico de la deforestación por regiones, permite un enfoque más adecuado sobre los procesos de deforestación observados en el país. Actualmente ya no es suficiente con asumir que la deforestación no se distribuye de manera similar en todas las regiones. Es muy probable que se necesiten distintos mecanismos de me-



dición para elaborar políticas que aborden los desafíos en términos de gobernanza, así como la deforestación y la degradación relacionada con los diferentes procesos de deforestación. Por ejemplo en cuanto al manejo de las Áreas Naturales Protegidas como zonas núcleo de bosques que son amenazadas por la frontera agrícola y pecuaria, van a necesitar nuevas políticas de públicas que permitan su inserción en esquemas más amplios y flexibles de conservación. Otro ejemplo interesante son las adecuaciones de políticas ya existentes que serán importantes para mejorar el manejo forestal en mosaicos de bosque-tierra agrícola y pecuaria, donde se concentra la degradación, y que podrían incluir la creación de nuevos mercados para servicios ambientales.

La presente metodología está planteada a partir de la definición y estimación de la cubierta forestal, como el insumo que permite el análisis de procesos de la deforestación en función de la configuración del paisaje que las actividades socioeconómicas determinan sobre una región y que se refleja en el uso de suelo de una región.

Con el propósito de establecer un mecanismo que permita la obtención sistemática de información de las modificaciones y tendencias en la dinámica de la cubierta forestal, se perfilan los siguientes componentes:

- Analizar la tendencia que se ha generado en los últimos años, identificando (en la medida de la información generada y disponible) los procesos socioeconómicos que determinan la modificación de la cubierta forestal
- Proponer un modelo de aproximación que permita analizar la dinámica de la cubierta forestal en la región



Se trata de una propuesta para el mapeo y caracterización de la cubierta forestal basada en el proceso de percepción remota, el empleo de imágenes de satélite, la aplicación de correcciones atmosféricas y algoritmos para la extracción de rasgos espaciales y espectrales. Para con ello dar pie a la aplicación de un método de reconocimiento de patrones que permita la generación de una clasificación binaria de cubierta forestal.

Finalizando con la aplicación de técnicas novedosas de validación de resultados, basados principalmente en la relación distribución y cantidad de los sets de datos para evaluación (Steman, 2009; Foody, 2009).

### 3.1.1 La cubierta forestal

La definición de cubierta forestal se sustentó en la estimación de la variable biofísica cobertura de copas. No obstante las masas forestales que califican como bosque bajo los criterios de la cobertura de copas también pueden incluirse dentro de los criterios de la cobertura de la corona. Siempre y cuando se considere que la cobertura de la corona puede experimentar variación estacional, especialmente en un bosque de hoja caduca (Ganey et al., 2008).

De acuerdo con lo anterior, es indispensable considerar cual será la variable biofísica adecuada sobre la cual se hará la estimación de la cubierta forestal así como la extensión mínima sobre la cual se obtendrá información pertinente que permita conocer el estado que guardan dichas masas forestales. Para dar respuesta a lo anterior, se revisan a continuación una serie de definiciones realizadas sobre cubierta forestal, con el propósito de establecer algunos valores de referencia.

Cubierta forestal de acuerdo con la definición expresada en el Protocolo de Kioto (UNFCCC, 2004) se entiende como "una extensión mínima de tierra de 0.5 a 1.0 ha con una cubierta de



copa de los árboles (o una densidad de población equivalente) de más del 10 al 30%, con árboles que tienen posibilidades de alcanzar una altura mínima en el lugar de 2 a 5 metros en su periodo de madurez”.

En este caso, un bosque puede incluir tanto formaciones forestales densas donde los árboles de diferentes cubiertas de dosel y sotobosques cubren una gran parte del suelo, como bosques abiertos. Los bosques naturales jóvenes y todas las plantaciones que aún tienen que alcanzar una densidad de copa del 10 al 30% o una altura en sus árboles de 2 a 5 metros son también considerados dentro del término bosque, al igual que las zonas que normalmente forman parte de una zona forestal que está temporalmente desprovista de árboles debido a la intervención humana como las cosechas o a causas naturales, pero que se espera vuelva a convertirse en bosque.

Otra definición, probablemente la más empleada es la que se propone en el Forest Resources Assessment Program de la FAO, en cuyo caso “Bosque” se define como las tierras de más de 0.5 hectáreas, con una cubierta de copa de más del 10%, que no son principalmente aprovechadas bajo uso agrícola o urbano (FRA, 2000)

Bajo esta perspectiva, los bosques están determinados tanto por la presencia de árboles y la ausencia de otros usos predominantes de la tierra. Los árboles deberían poder alcanzar una altura mínima de 5 metros in situ. Pueden no ser bosque las áreas de reforestación que aún no han alcanzado una densidad de copas del 10% o una altura de 5 metros, al igual que las zonas temporalmente despobladas, como resultado de la intervención humana o por causas naturales, que se espera se regeneren como el caso de áreas quemadas. El término “bosque” para la FAO incluye específicamente: viveros forestales y huertos semilleros que forman parte integral del bosque; caminos forestales, cortafuegos y otras pequeñas áreas abiertas; bosques de los parques nacionales, reservas naturales y otras zonas protegidas, con determinado valor científico, histórico, cultural o espiritual; cortavientos y fajas protectoras de árboles con una



superficie de más de 0,5 hectáreas y una anchura de más de 20 m; plantaciones utilizadas principalmente para fines forestales, incluidas las plantaciones de caucho y rodales de alcornoque. El término excluye específicamente los árboles plantados principalmente para la producción agrícola, por ejemplo en las plantaciones frutales y sistemas agroforestales.

Existe otra categoría definida por la FAO denominada "Otras Tierras Boscosas" y se refiere a la tierra no clasificada como "Bosque", que se extiende por más de 0.5 hectáreas; con árboles de una altura superior a 5 metros y una cubierta de copas de un 5 a 10 por ciento, o árboles capaces de alcanzar estos límites mínimos in situ; o que cuentan con una cubierta mixta de matorrales, arbustos y árboles superior al 10 por ciento. No incluye la tierra que se encuentra sometida a un uso predominantemente agrícola o urbano. (FRA, 2000).

De acuerdo con la autoridad encargada del monitoreo de la cubierta forestal en Canadá (CCRS, 2004) se define la cubierta forestal como cualquier zona terrestre que abarque al menos 1 hectárea con al menos 10% de cierre de la corona arbórea.

Esta última definición que atiende a la estimación de la cubierta forestal a partir de recursos de información provenientes del empleo de imágenes de satélite, incluye en su definición una característica importante en donde a la distancia a la cual ocurre la detección de las señales, no es posible distinguir las diferencias entre las copas de los árboles, por lo que este dato de la cobertura de la corona o cobertura del dosel no puede ser determinado con precisión.

Para evitar estos problemas, se sugiere que la definición de las copas se realice en el nivel de soporte, es decir, el porcentaje de la superficie del terreno que estaría cubierto por una proyección vertical descendente de todos los topes de los árboles. Aproximación empleada para la definición de la cubierta forestal en esta aproximación.



### 3.1.2 Definiciones e insumos

La definición de cubierta forestal basada en la variable cobertura de copas, representa el conjunto de todas las áreas de los árboles de proyección vertical sobre la superficie del suelo. Es importante considerar que esta definición toma en cuenta únicamente la proyección vertical de las copas, no importando la densidad en el perfil vertical de las mismas.

En función de lo anterior y de acuerdo con las referencias globales y regionales acerca de las definiciones empleadas para definir cubierta forestal, se continua empleando la siguiente definición de cubierta forestal para la región de estudio:

“Zonas cuyo porcentaje de la superficie de terreno cubierta por la proyección vertical arbórea varia ascendentemente a partir de entre el 10 y el 20%, sobre una extensión mínima de una hectárea, y que en promedio los individuos ahí presentes en ese arreglo, tienen una altura promedio cinco metros mínimo *in situ*”.

Esta definición basada en la estimación de la “cobertura de las copas” aplica a vegetación arbórea fotosintéticamente activa en la época de evaluación (puede incluir una fracción mínima de arbustos o árboles pequeños). Integra además la mayoría de los diversos tipos de bosque presentes en el sitio, sin diferenciar el tipo de uso de la cobertura (p. e. plantaciones forestales o áreas bajo manejo, entre otros) ni a la condición estacional (vegetación perenne o caducifolia) o sucesional (diferenciación entre vegetación primaria o secundaria).

Bajo esta perspectiva, la definición presentada está determinada tanto por la presencia de árboles bajo un arreglo espacial establecido y la ausencia predominante de otros usos de la tierra. Pero es importante mencionar que bajo este enfoque, la definición de bosque puede incluir extensiones de viveros forestales a cielo abierto, caminos forestales y áreas de reforestación

que estén dentro de la definición establecida. En cuanto a la disponibilidad de imágenes para su procesamiento digital, se cuenta con una acervo de la constelación SPOT que de acuerdo con la Tabla 1, se puede observar que las fechas empleadas sólo incluyen el periodo de secas para los años de toma y el promedio de intervalo de tiempo es de 370.5 días, siendo de 433 días para el periodo 2008-2009 y de 308 días para el periodo 2009-2010. Todas las escenas SPOT, se obtuvieron de la Estación de Recepción México de la constelación Spot (ERMEXS) a cargo del Gobierno de México representado por la Secretaría de Marina (SEMAR) y la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) y el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI).

Año de estudio	Satélite	Sensor	Fecha de toma	K / J	Elevación solar	Azimut solar
2008	Spot 2	HRV	06/12/2007	605/317	52.02	113.58
	Spot 2	HRV	06/12/2007	606/318	43.57	125.09
	Spot 4	HRVIR	26/12/2007	607/317	57.33	130.95
	Spot 4	HRVIR	26/12/2007	607/318	46.92	112.26
	Spot 4	HRVIR	16/01/2008	608/317	40.36	144.71
	Spot 4	HRVIR	16/01/2008	608/318	49.23	136.22
2009	SPOT 5	HRG-2	31/03/2009	606/317	62.2	114.65
	SPOT 5	HRG-2	31/03/2009	606/318	62.33	113.7
	SPOT 5	HRG-2	26/03/2009	607/317	60.49	117.32
	SPOT 5	HRG-2	07/01/2009	607/318	43.68	144.94
2010	SPOT 5	HRG-2	09/03/2010	606/317	57.91	129.97
	SPOT 5	HRG-2	09/03/2010	606/318	58.17	129.25
	SPOT 5	HRG-2	15/11/2009	607/317	50.41	150.5
	SPOT 5	HRG-2	15/11/2009	607/318	50.8	150.1

**Tabla 1.** Resumen de características de las imágenes de satélite SPOT

### 3.1.3 Pre-procesamiento

A partir de las imágenes de los satélites SPOT, la metodología planteada en este estudio consigue valores homogéneos de reflectancia a partir de correcciones geométricas y la generación de una corrección atmosférica mediante un proceso de ortorrectificación, que permiten la obtención de una serie de imágenes satelitales de alto contenido de información.



## Corrección geométrica

Las correcciones geométricas de las imágenes digitales, son transformaciones puntuales consistentes en cambiar de posición los pixeles originales de la imagen sin alterar sus valores digitales. En general, el proceso aplica un par de funciones diferentes como se muestra en la siguiente ecuación:

$$\begin{cases} U = f_1(x,y) = f_2(c,1) \\ V = g_1(x,y) = g_2(c,1) \end{cases}$$

Donde  $(x,y)$  y  $(c,1)$  son las coordenadas del pixel en forma vectorial y matricial, respectivamente, y  $(u,v)$  las coordenadas corregidas. El proceso de la corrección geométrica puede llevarse a cabo en dos niveles diferentes:

- 1) Riguroso, mediante el cual se pretende ajustar la imagen a un mapa de la zona o a otra imagen utilizada como referencia
- 2) Menos preciso, consistente en corregir solamente las anomalías sistemáticas derivadas de la inclinación de la órbita, del giro de la tierra y del tiempo de barrido, para lo cual no se requiere el conocimiento del terreno (Sobrino, 2000).

La corrección geométrica de las imágenes adquiridas para el proyecto, se corrigen hacia la imagen de referencia Geocover 2000 de Landsat con una resolución de 14.25 metros. Se realiza en el software PCI Geomatics con el modulo OrthoEngine; para realizar dicho proceso se tienen que definir parámetros cartográficos y tamaño de pixel de entrada y salida de la imagen, posteriormente se despliega la imagen no corregida y a su vez se despliega la imagen de referencia, una vez que están desplegadas ambas imágenes se empieza con la identificación de posibles rasgos para la colocación de puntos en ambas imágenes, ya que se tiene un buen ras-

go identificado en ambas imágenes se coloca el punto y así sucesivamente hasta tener una buena distribución de puntos y un error medio cuadrático menor a un pixel.

Es importante señalar que en el proceso de corrección geométrica se cuenta con las funciones de transformación y varían en cuanto al número de puntos colocados; procurando que para todas las imágenes se empleó una función de transformación con grado de polinomio de segundo orden. Una vez que se han colocado los puntos y elegido la función de transformación adecuada, se realiza el proceso de registro de la imagen y se elige el método de remuestreo mediante el cual se trasladan los valores digitales de sus posiciones en la imagen transformada a las posiciones definitivas en la imagen corregida, en este caso se elige el método de Interpolación Bilineal que en general se emplean en todos los procesos de remuestreo dentro de este estudio, salvo que se especifique lo contrario.

A continuación se muestra un esquema del proceso de la corrección geométrica (Figura 3); el cual muestra la secuencia de pasos a seguir en el primer proceso de la metodología general para derivar información de la Cubierta Forestal mediante el proceso de percepción remota.

### Corrección atmosférica

Los datos obtenidos principalmente por los sensores de satélites ópticos de alta resolución espacial se han convertido en una herramienta invaluable para muchos grupos interesados en el estudio, gestión, desarrollo y protección de nuestra población, el medio ambiente y los recursos. Por desgracia, las imágenes de satélite son a menudo oscurecidas por efectos atmosféricos como por ejemplo la niebla como resultado de condiciones en la atmósfera en el momento en que se capturó la imagen. La corrección atmosférica es un proceso utilizado para reducir o eliminar los efectos atmosféricos y revelar valores más reales de reflectancia de la superficie.

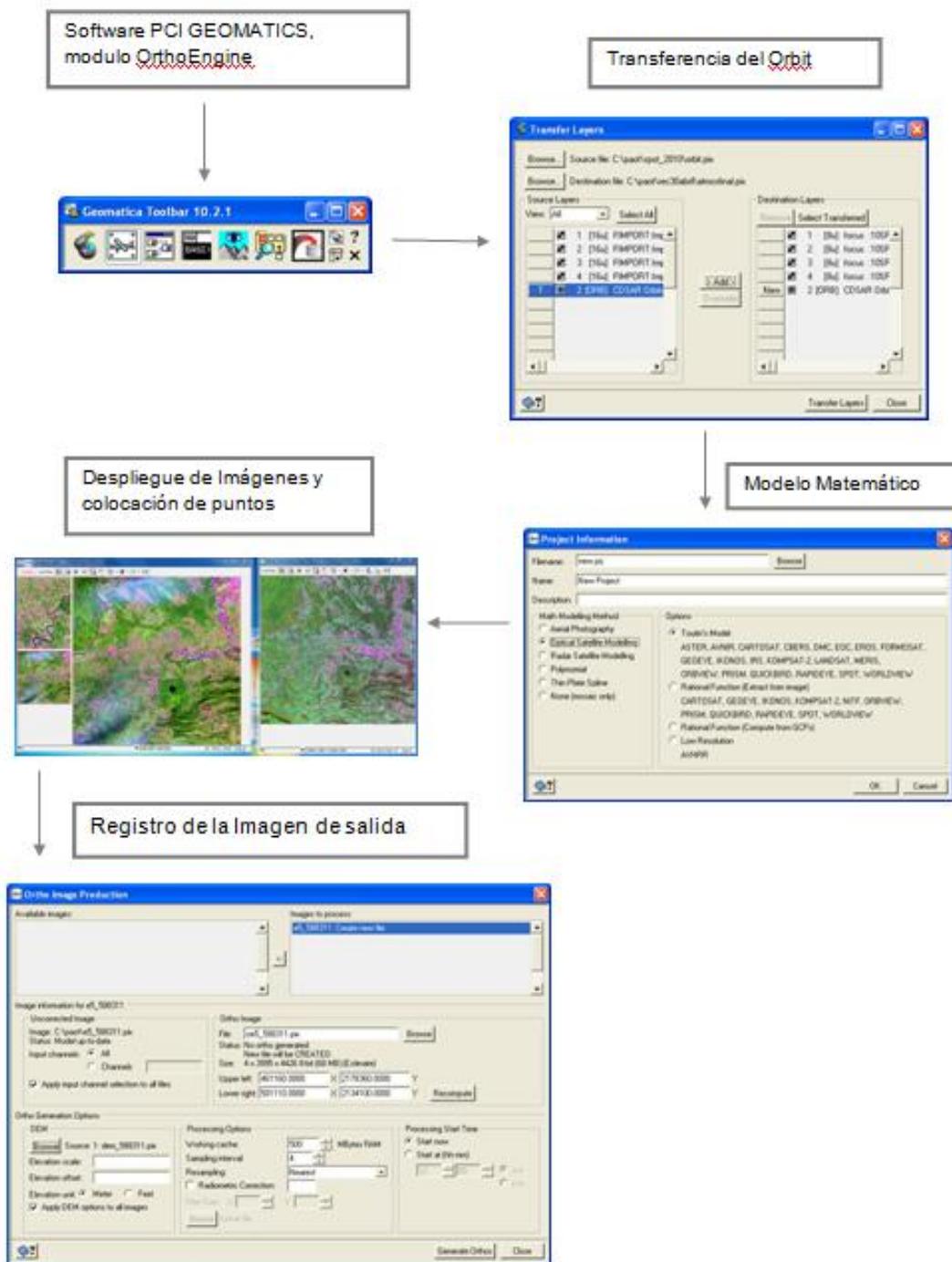


Figura 3. Esquema del Proceso de Corrección Geométrica



El modo particular en que la atmósfera afecta las imágenes de satélite, depende de las características de los sistemas de teledetección, desde este punto de vista, debe prestarse especial interés a las siguientes características; resolución espacial, resolución espectral y características de polarización. Para conseguir la corrección de la imagen captada deben estimarse las magnitudes de los procesos que contaminan la imagen; en el caso de los efectos atmosféricos, estos procesos son los de dispersión y absorción por gases, aerosoles y nubes. El conocimiento de sus características ópticas puede obtenerse de diversas fuentes:

- Climatología del área
- Imágenes de satélite
- Medidas del Suelo

Debe considerarse que las diversas aplicaciones presentan requerimientos diferentes y, por ello, necesitan distintos algoritmos de corrección atmosférica (Sobrino, 2000).

Dos procesos de corrección atmosférica están disponibles: ATCOR2, que se utiliza para la corrección de imágenes de satélite sobre terreno plano, y ATCOR3, que se utiliza para la corrección de imágenes de satélite sobre el terreno agreste. Ambos son algoritmos que trabajan con una base de datos de las funciones de corrección atmosférica, que se almacenan en tablas de búsqueda. Los algoritmos se han desarrollado principalmente para sensores de los satélites con un ángulo de barrido pequeño tales como Landsat y Spot, pero algunos sensores de amplio campo de visión (FOV), como el IRS-WIFS se apoyan también en estos modelos de corrección.

La corrección atmosférica de las imágenes empleadas en este estudio se realiza con el algoritmo ATCOR3 el cual utiliza datos de elevación para la adyacencia y la corrección de efectos de reflectividad bidireccional (Richter, 1996 (a); Richter, 1996 (b); Richter, 1998)



El proceso se realiza en el software PCI Geomatics. Para realizar dicho proceso es necesario contar con ciertos insumos como son: el archivo de los metadatos de la imagen a procesar, la imagen a procesar y el Modelo Digital de Elevación; es importante mencionar que el archivo que contenga el modelo digital de elevación debe de ser transferido a la imagen a procesar; ya que se tienen los insumos, se despliega la imagen a corregir en el visualizador Focus del software PCI Geomatics, posteriormente se elige en la barra de herramientas del visualizador la opción Analysis y después Atmospheric Correction, se despliega una ventana que se llama Atmospheric Correction Configuration en la cual se pide que se ingresen algunos de los metadatos de la imagen, llenando las siguientes opciones de la ventana de configuración:

- a) Imagen a Procesar, archivo al que se le aplicara el proceso
- b) Configuración de la Información de Elevación; se elige DEM(ATCOR3) se elige la imagen a procesar para definir el canal en donde se encuentra el modelo digital de elevación y se definen las unidades
- c) Información del Sensor; se define el tipo de sensor, el tamaño de pixel, la fecha y el archivo de calibración
- d) Información Atmosférica; se define el tipo de cobertura al que se le aplicara la corrección y el periodo al que corresponde la imagen
- e) Parámetros de Corrección; se define el Zenit Solar, el Azimuth solar, visibilidad y adyacencia

Ya que están definidos todos los parámetros de esta ventana de configuración se elige la opción de aplicar, para continuar con la opción del nombre de ATCOR *MetaLayer* en donde con botón secundario se despliega un submenú en donde se elige la opción *Run Atmospheric Co-*

rection y se despliega una nueva ventana de configuración en donde se llenan las siguientes opciones:

- Tipo de corrección, se elige la opción de Condiciones de variación espacial para SPOT y condiciones constantes para Landsat.
- Nombre de salida de la imagen, se le define un nombre al archivo
- Valores agregadas a los datos de salida, sólo se elige la opción de Albedo y se le asigna un nombre de salida

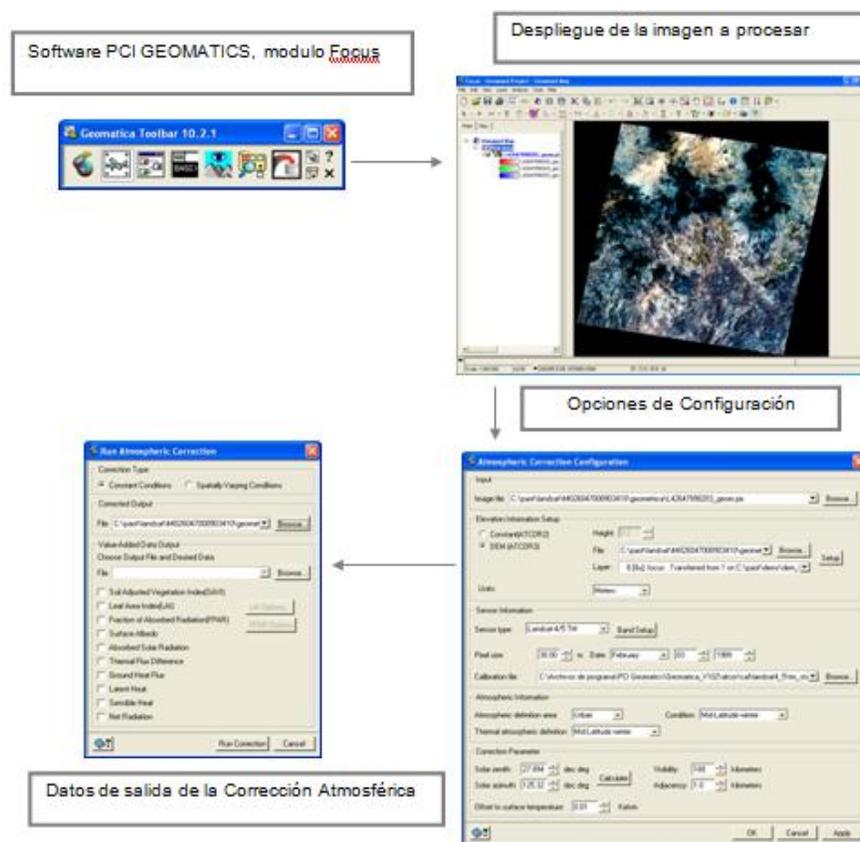


Figura 4. Esquema del Proceso de Corrección Atmosférica



El resultado de la corrección atmosférica es una imagen de la superficie de reflexión a escala con un rango de 0 a 255 para los datos de 8-bits y 65.535 para los datos de 0 a 16-bits. Si usted desea los valores sin escala o los valores en porcentaje de reflectancia, habrá que dividir los valores escalados datos de 8-bits por 4 y por 10 para los datos de 16-bits. Por ejemplo, 150 dividido por 10 es igual a 15% de reflectancia para una imagen de 16-bits. La Figura 4 presenta un esquema del proceso de Corrección Atmosférica.

### 3.1.4 Toma de datos en campo

Se continuará con el trabajo de toma de datos en campo con equipo GPS TRIMBLE® y toma de datos con radiómetro UniSpec, tanto en los ejidos de Marqués de Comillas, Maravilla Tenejapa y Benemérito de las Américas, como en las nuevas comunidades del municipio de Ocosingo. Adicional a ello se plantea la toma de datos en campo, tanto en trabajo colaborativo con CONABIO, como parte de los trabajos de investigación propios del proyecto FORDECYT.

#### 3.1.4.1 Determinación de parámetros biofísicos

Debido a que una amplia gama de modelos empleados en la agricultura, la ecología, el ciclo del carbón, el clima y otros estudios relacionados, requieren información sobre la composición del dosel en zonas boscosas para representar correctamente la radiación solar, la fracción de cielo visible y demás parámetros biofísicos. Una alternativa viable en el intento por relacionar los estudios del dosel con dichos modelos es la utilización de fotografía hemisférica (Gonsamo & Pellikka, 2006, 2008). Ésta provee una imagen vista hacia arriba de todo o parte del cielo que se obtienen con una cámara de video o fotográfica equipada con un lente hemisférico (*fisheye lens*) que se apunta al cenit.

La fotografía así lograda provee un registro permanente que puede ser analizado para determinar qué partes del cielo son visibles y cuales están siendo obstruidas por el dosel del bosque. Con ella se pueden capturar las diferencias en la arquitectura del dosel, debidas a compo-



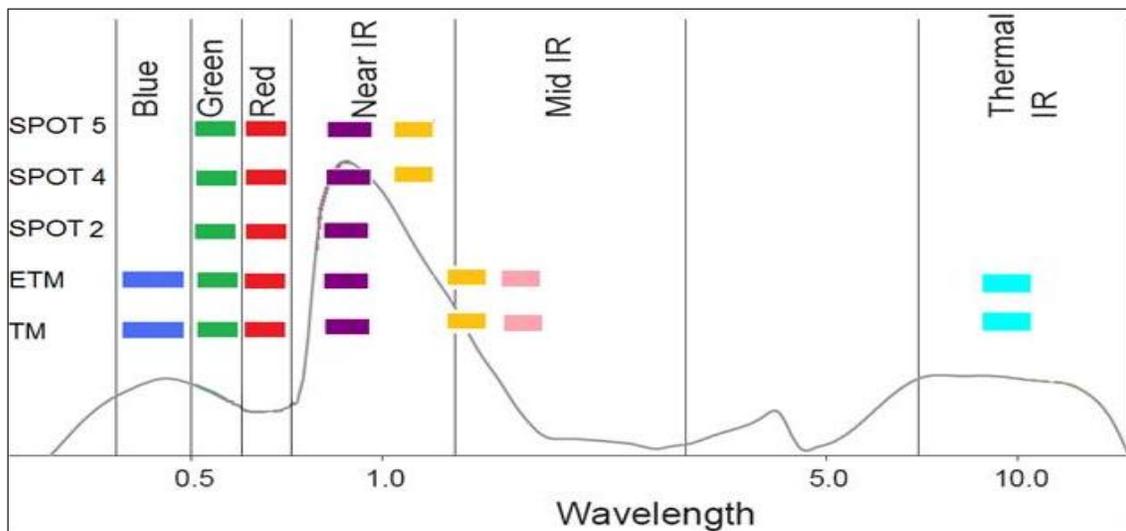
sición de especies, perturbaciones en el sitio y edad principalmente. Basados también en medidas de la geometría de la visibilidad del firmamento y obstrucción del mismo, pueden usarse las fotografías hemisféricas para calcular regímenes de radiación solar y características adicionales del dosel asociadas principalmente a parámetros biofísicos tales como índice de área foliar, ángulo medio de las hojas a diversas horas del día, cobertura sobre el suelo, etc.

En particular los parámetros biofísicos del dosel como el índice de área foliar (IAF) y la cobertura sobre el suelo (GndCover), se ofrecen a menudo como variables críticas en el estudio de la vegetación. Parámetros que además en general pueden estimarse mediante el empleo de diferentes longitudes de onda en regiones comunes del espectro electromagnético presentes en la mayoría de los sensores remotos para los estudios de vegetación (Jonckheere et al. 2004). El objetivo principal de esta propuesta es la de mejorar la determinación de parámetros biofísicos utilizando detección a corta distancia (fotografía hemisférica) y observaciones de percepción remota por satélite (imágenes de alta resolución del sensor SPOT-5 HRG). Se pretende que el estudio de los parámetros biofísicos LAI y GndCover se determinen también como un análisis comparativo mediante relaciones estadísticas entre las observaciones realizadas en campo y una serie de índices espectrales de vegetación calculados a partir del empleo de imágenes multiespectrales del sensor mencionado.

### 3.1.5 Análisis de regresión logística multivariada

A partir del año 2003, CentroGeo diseñó e implementó las pruebas de concepto con el propósito de generar información a nivel regional que permitiera la evaluación y el monitoreo de la cubierta forestal. Uno de los requisitos primarios del monitoreo de la cubierta forestal, es contar con evaluaciones periódicas y consistentes de la cobertura forestal. Durante varios años, el recurso de información del programa LANDSAT, ha generado información por varias décadas. Sin embargo, debido a los problemas con el corrector lineal del escáner del instrumento esencial, se originó un grave problema de "bandeamiento" en las imágenes del sensor ETM+, lo que repercutió en la imposibilidad de empleo de las imágenes generadas por dicho satélite.

Para este estudio, y como una continuación a los trabajos realizados con anterioridad, se propone una metodología que permite la generación de estimaciones de cobertura forestal a partir de imágenes SPOT, que fueran comparables con las obtenidas de las imágenes LANDSAT. Esta tarea no es un asunto trivial, ya que las características espaciales y espectrales de ambos satélites son muy diferentes entre sí, lo que genera un reto interesante de investigación en el proceso de Percepción Remota (Figura5).



**Figura 5.** Diferencias espectrales entre los sensores Landsat y SPOT

Sin embargo, es posible plantear una metodología que permita, en conjunto, generar información consistente de la cobertura general a partir del empleo de diferentes satélites; con un grado suficiente de comparación entre ambos. La manera en la que se realiza este procedimiento es a partir de métodos de regresión logística multivariada.

Éstos métodos se emplean cuando el número de variables explicatorias es mayor a uno; ya que permiten mostrar la relación entre una variable, en este caso la cubierta forestal, y una serie de variables que la definen, determinadas en esta caso a partir de las transformaciones



necesarias para la extracción de rasgos espectrales de las imágenes empleadas y variables topográficas extraídas de un Modelo Digital de Elevación.

Dichas transformaciones consisten en la estimación de índices de brillo (TCT brightness) verdor (TCT greenness) y humedad (TCT wetness) para el caso de las imágenes Landsat; estadísticas focales de las bandas verde rojo e infrarrojo cercano del sensor SPOT; índices de vegetación y variables topográficas.

El caso de las transformaciones TCT (Tasseled Cap Transformation) tanto para Landsat en sus sensores TM y ETM+, son una herramienta útil para la compresión de los datos del espectro en varias bandas vinculadas a las características físicas de la escena (Crist & Cicone, 1984). Construido originalmente para la comprensión de importantes fenómenos del desarrollo de los cultivos en el espacio espectral (Kauth & Thomas, 1976), la transformación tiene aplicaciones potenciales en la revelación de los atributos clave de bosques incluidas las especies, edad y estructura.

En cuanto a las estadísticas focales para el caso de las imágenes SPOT-5, se trata de operaciones de vecindad que permiten resaltar en vecindades los valores de un conjunto de píxeles, expresados ya sea como su promedio, máximo, mínimo, moda, valor mayor o menor. Son operaciones de frecuencia espacial que representan la tasa de cambio de los valores de reflectancia con sus vecinos dentro de una imagen (Richards & Jia, 1993).

Este procedimiento, permite generar a partir de imágenes SPOT-5 de 10 m de tamaño de píxel, en valores re muestreados en vecindarios de 3 x 3 valores de reflectancia con un tamaño de píxel de 30 m, valores homologables a los obtenidos mediante datos de los satélites *Landsat*.

La mayoría de los índices de la vegetación se agrupan ampliamente en tres categorías. La primera categoría tiene índices intrínsecos, tales como el RVI (*Ratio Vegetation Index*), el GRVI (*Green Ratio Vegetation Index*), y el NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). La segunda categoría están relacionados con la línea de suelo, tales como el SAVI (*Soil Adjusted Vegetation*



*Index*) y el (*Optimized Soil Adjusted Vegetation Index*). La tercera categoría está constituida por los índices ajustados atmosféricamente, tales como SLAVI (*Specific Leaf Area Vegetation Index*) y NCI (*Normalized Canopy Index*). A continuación se muestran los índices de vegetación propuestos en el análisis de este estudio y que pueden construirse a partir del empleo de dos o más bandas de satélites SPOT (Tabla 2)

Para el presente estudio, se ha optado por incluir exclusivamente índices ajustados atmosféricamente, en particular se realizarán pruebas tanto con SLAVI como con NCI respectivamente, tratando de resaltar parámetros presentes en la cubierta forestal.

Finalmente se incluyen las variables topográficas de elevación, pendiente, obtenidas a partir del Modelo Digital de Elevación con datos SRTM (Mora et al., 2007).

Toda esta información se utiliza como una herramienta descriptiva de los patrones de reflectancia/absorción de los diferentes rasgos en la superficie terrestre, y permitirá la identificación de diferentes tipos de superficies de diferenciación de la cobertura forestal.

Como se mencionó en un principio la técnica de reconocimiento de patrones empleada para la obtención de la cobertura forestal está basada en la aplicación de modelos de regresión logística multivariada (Ecuación 1). Este modelo empleado para la obtención de probabilidad es un método estadístico que incorpora una serie de variables independientes tales como: transformaciones espectrales y espaciales, índices de vegetación e información topográfica obtenida de un Modelo Digital de Elevación. Esta ecuación plantea, en este caso, como variable dependiente, la probabilidad de que un píxel pueda ser considerado cobertura forestal explicada a partir del número de factores planteados anteriormente para cada uno de los diferentes sensores. Clasificando con ello la probabilidad de cubierta forestal expresada como porcentaje.

$$P = \frac{1}{1 + e^{(a + b \cdot x_1 + \dots + n \cdot x_n)}} \text{ (Ecuación 1)}$$

Acronimo / Índice	Algoritmo *	Descripción y uso	Referencia
<b>RVI:</b> Ratio Vegetation Index	$RVI = \frac{\rho_{NIR}}{\rho_{RED}}$	Relacionado con los cambios en la cantidad de biomasa, contenido y concentración de pigmentos verdes	Jordan (1969)
<b>GRVI:</b> Green Ratio Vegetation Index	$GRVI = \frac{\rho_{NIR}}{\rho_{GREEN}}$	Relacionado con los cambios en la pared verde	Jordan (1969)
<b>DVI:</b> Difference Vegetation Index	$DVI = \rho_{NIR} - \rho_{RED}$	Resalta la condición de vigor de la cubierta vegetal	Tucker (1979)
<b>GDVI:</b> Green Difference Vegetation Index	$GDVI = \rho_{NIR} - \rho_{GREEN}$	Resalta condiciones asociadas a la pared verde	Tucker (1979)
<b>NDVI:</b> Normalized Difference Vegetation Index	$NDVI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{RED})}{(\rho_{NIR} + \rho_{RED})}$	. Los valores son normalizados por la cantidad de radiación incidente, reduciendo así el impacto de factores tales como pendiente y aspecto	Rouse <i>et al.</i> (1974)
<b>GNDVI:</b> Green Normalized Difference Vegetation	$GNDVI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{GREEN})}{(\rho_{NIR} + \rho_{GREEN})}$	Emplea la banda verde para determinar influencias del nitrógeno en el color de la hoja	Gitelson <i>et al.</i> (1996)
<b>SAVI:</b> Soil Adjusted Vegetation Index	$SAVI = \frac{(1+L)(\rho_{NIR} - \rho_{RED})}{(\rho_{NIR} + \rho_{RED} + L)}$	L se extiende a partir de 0 para cubiertas con mucha vegetación a 1 para cubiertas con muy poca vegetación.	Huete (1988)
<b>OSAVI:</b> Optimized Soil Adjusted Vegetation Index	$OSAVI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{RED})}{(\rho_{NIR} + \rho_{RED} + 0.16)}$	Optimiza el valor de L en la reducción de los efectos de brillo del suelo	Rondeaux <i>et al.</i> (1996)
<b>NLI:</b> Non-Linear Index	$NLI = \frac{(\rho_{NIR}^2 - \rho_{RED}^2)}{(\rho_{NIR}^2 + \rho_{RED}^2)}$	Apunta a linearizar las relaciones con los parámetros superficiales que tienden a ser no lineales	Goel y Quin (1994)
<b>GILI:</b> Green Non-Linear Index	$GILI = \frac{(\rho_{NIR}^2 - \rho_{GREEN}^2)}{(\rho_{NIR}^2 + \rho_{GREEN}^2)}$	Lineariza parámetros superficiales relacionados con la banda verde	-
<b>GSAVI:</b> Green Soil Adjusted Vegetation Index	$GSAVI = \frac{(1+L)(\rho_{NIR} - \rho_{GREEN})}{(\rho_{NIR} + \rho_{GREEN} + L)}$	Empleado para determinar requerimientos de nitrógeno en los cultivos de maíz	Huete (1988)
<b>GOSAVI:</b> Green Optimized Soil Adjusted Vegetation Index	$GOSAVI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{GREEN})}{(\rho_{NIR} + \rho_{GREEN} + 0.16)}$	Mejor ajuste en la determinación de requerimientos de nitrógeno	Rondeaux <i>et al.</i> (1996)
<b>NDWI:</b> Normalized Difference Water Index	$NDWI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{MIR})}{(\rho_{NIR} + \rho_{MIR})}$	Empleado para determinar presencia de agua en la vegetación	Gao (1996)
<b>SLAVI:</b> Specific Leaf Area Vegetation Index	$SLAVI = \frac{\rho_{NIR}}{(\rho_{RED} + \rho_{MIR})}$	Empleado para determinar el área específica de la hoja	Lymburner <i>et al.</i> (1996)
<b>NCI:</b> Normalized Canopy Index	$NCI = \frac{(\rho_{NIR} - \rho_{GREEN})}{(\rho_{NIR} + \rho_{GREEN})}$	Apunta a linearizar relaciones con parámetros empleando las bandas verde e infrarrojo medio	Vescovo y Gianelle (2007)

\* GREEN: Banda Verde; RED: Banda Roja; NIR: Banda Infrarrojo cercano; MIR: banda Infrarrojo medio

**Tabla 2.** Índices de vegetación obtenibles a partir de sensores SPOT

La manera en la que se generan la selección de los valores con los que se ejecuta la regresión, corresponde a la construcción de una máscara binaria de puntos, que incluyen las categorías de “bosque” y “no bosque”, elaborada a partir de los conglomerados del sistema secundario, de



donde a partir de los elementos visuales de tono, forma, tamaño, patrón, textura, sombra, y asociación extraídos de dichos conglomerados, se elabora la malla binaria con una densidad de puntos cada 4 km, que se emplean para la regresión.

Finalmente la manera en la cual se validan los resultados de la regresión es a partir del test estadístico Chi-cuadrado, el cual nos permite determinar si las variables están o no asociadas. Si al final del estudio concluimos que las variables no están relacionadas podremos decir con un determinado nivel de confianza, previamente fijado, que las variables empleadas son independientes.

### 3.1.6 El índice de cubierta forestal

A partir de los resultados obtenidos se genera una probabilidad binaria de que un pixel en la imagen corresponda o no a la clase forestal, en función de la definición planteada, obteniéndose con ello una cubierta binaria acerca de la cubierta forestal. Esta probabilidad expresada como un porcentaje es determinado el Índice de Cubierta Forestal, el cuál expresa como porcentaje la proyección vertical de las copas de los árboles sobre la superficie del suelo.

A partir de esta definición y la selección del umbral a partir del cual se define la clase cubierta forestal, se definen tanto el cálculo de los valores de cantidad de cubierta forestal reportado para las diferentes fechas previstas en el estudio, así como sus respectivos cálculos de tasas de deforestación o recuperación según sea el caso. Además de que determinan de manera significativa, los resultados del análisis de procesos sobre la deforestación.

### 3.1.7 Esquema de validación

Que un protocolo de muestreo cumpla los requisitos de un diseño de muestreo probabilístico, es el criterio de diseño más importante. Los diseños de muestreo de probabilidad permiten el pleno apoyo de la inferencia basada en el diseño para justificar el rigor de la exactitud estimaciones derivadas de la muestra (Stehman 1997).

Existen muchos y diversos procedimientos para el establecimiento de un esquema de validación. A continuación se resaltan algunas razones a considerar para la selección de uno u otro. La razón primaria para agrupar píxeles en grupos a la hora de la validación, es reducir el gasto de toma de datos de referencia. Por ejemplo, si los datos de referencia se obtienen mediante visitas sobre el terreno, la agrupación de los píxeles de la muestra por conjunto reduce los gastos de viaje. Si los datos de referencia se obtienen mediante la interpretación de fotografías aéreas, videografía, o imágenes de satélite, la agrupación de los píxeles de la muestra da una ventaja de costos, ya que reduce el número de fotografías o imágenes que podrían ser requeridos. La desventaja potencial del muestreo por conglomerados es que si el error de clasificación está altamente auto-correlacionado, el muestreo por conglomerados puede producir grandes errores con respecto a un diseño sin agrupar del mismo costo. Dos etapas de muestreo por conglomerados pueden reducir considerablemente los costos relativos, la primera es buscar la disminución de la varianza atribuible a la correlación positiva dentro del error de clasificación y la segunda es la generación de expresiones analíticas para la cuantificación de costos y comparaciones en la precisión de los clústers de muestreo existentes, pero la aplicación de esta teoría requiere cuantificar la correlación intra e inter cluster del error de clasificación, y las estimaciones fiables de estas cantidades son a menudo difíciles de obtener porque los tamaños de muestra que se necesitan son relativamente grandes (Cochran, 1977).

Históricamente, las ventajas del muestreo por conglomerados se han considerado en términos del equilibrio entre la precisión de los estimadores de precisión en función del tamaño del clúster (Moisen et al, 1994; Stehman, 1997). Revisar la función de muestreo por conglomerados se justifica porque los objetivos de precisión extendida, por ejemplo, la exactitud del pa-



trón de paisaje y la composición de la cubierta vegetal, y el cambio neto, requieren datos de referencia recogidos para la evaluación de las unidades más grandes que un pixel. El muestreo de conglomerados presenta una estructura natural de recogida de datos de referencia de diferentes unidades de dimensión de evaluación, una necesidad para evaluaciones de precisión multiescala. La decisión de emplear conglomerados ya no puede hacerse únicamente sobre la base de precisión frente a los costos, sino que ahora también es necesario considerar si los requisitos para los datos de referencia de un conjunto ampliado de los objetivos de la precisión buscada, son mejor satisfechos por muestreo único que por conglomerados.

Los estratos son grupos de píxeles concebidos de manera que cada píxel pertenece exactamente a un estrato y forma una partición de los estratos de la población de todos los píxeles. Los estratos más a menudo se construyen sobre la base de la clase mapa (categoría que se pretende evaluar) de cada píxel o basadas en la localización espacial de cada píxel (es decir, la estratificación espacial o geográfica). Normalmente la razón de estratificación por clases de mapa es asignar un tamaño de muestra desproporcionada en relación con las clases raras de cobertura (categorías que no se evalúan) para el objetivo de la estimación precisa de la exactitud de usuario de clase específico.

La estratificación geográfica también puede ser usada para controlar la asignación de la muestra, como por ejemplo, cuando la intención es aumentar el tamaño de la muestra dentro de una o más áreas geográficas relativamente pequeñas. Otro de los motivos para la estratificación geográfica es construir una muestra espacialmente equilibrada. Al particionar la región de interés en áreas o celdas del mismo tamaño (por ejemplo, cuadrados o hexágonos) y tomar muestras de cada celda con igual probabilidad la muestra se puede garantizar como bien distribuida espacialmente, convirtiéndola en una muestra sistemática (De Grujter et al, 2006). La estratificación geográfica se puede utilizar para controlar los costos, por ejemplo, la estratificación por la distancia de una carretera y luego con mayor intensidad de muestreo en el estrato cerca de la carretera (Edwards et al, 1998). Dado que la muestra de selección en cada estra-



to se aplica independientemente de los otros estratos, el muestreo estratificado permite la opción de utilizar diferentes diseños de muestreo en los diferentes estratos. La estratificación por lo tanto proporciona flexibilidad para adaptar el diseño para hacer frente a diferentes necesidades en diferentes estratos.

Una vez que las decisiones de si incluir o no grupos y estratos se han alcanzado, todavía queda por elegir el protocolo de asignación al azar de cómo se seleccionarán las unidades de muestreo. Los detalles de la aplicación de los protocolos de selección aleatoria simple y sistemática se pueden encontrar en los textos básicos de muestreo (Cochran, 1977; Lohr, 1999).

El muestreo aleatorio simple (SRS) es un protocolo general. La selección de uso múltiple que es fácilmente aplicable a seleccionar una muestra de las agrupaciones, una muestra de las unidades dentro de un grupo (de dos etapas de muestreo en racimo), o una muestra de unidades de un estrato. El muestreo sistemático (SYS) es generalmente motivado debido a su facilidad de aplicación en el campo y porque alcanza el criterio de equilibrio territorial, por tanto, también tiende a producir una mejor precisión que la SRS. Las desventajas potenciales de SYS son que puede conducir a una mala precisión si el intervalo de muestreo coincide con la periodicidad en la población (por ejemplo, si el error de clasificación es espacialmente periódico), y no es posible construir un estimador sin sesgo (o robusto) de la varianza. Ambos muestreos SRS y SYS pueden compartir la función de los diseños de muestreo probabilístico (es decir, cada elemento de la población tiene la misma probabilidad de ser seleccionado en la muestra).

Otros protocolos de selección que merecen alguna consideración para aplicaciones de evaluación de la exactitud en racimo son los muestreos adaptativos (ACS) (Thompson & Seber, 1996) y los Muestreo de Teselación General Aleatoria Estratificada (GRTS) (Stevens & Olsen, 2004). ACS es un protocolo de selección de la muestra construida de manera eficiente. Es posible la aplicación de ACS para evaluación de la fiabilidad del cambio porque el cambio es raro y generalmente espacialmente agrupado. GRTS es un protocolo innovador, que logra el equilibrio espacial y conserva su propiedad de aleatoriedad, incluso cuando haya una considerable falta de respuesta. Una aplicación potencial de GRTS sería cuando se requieren las visitas a campo



para obtener la clasificación de referencia, pero muchos lugares de la muestra son inaccesibles porque el terreno es difícil o remoto o un propietario del terreno no permite el acceso.

Si el suelo de referencia para clasificación de la cubierta se deriva de fotografías aéreas o imágenes de alta resolución obtenidas por satélite, entonces el problema de falta de respuesta suele ser menor (la cubierta de nubes frecuentes pueden ser una excepción), y puede ser más sencillo para lograr la ventaja del equilibrio territorial de GRTS mediante el uso de la estratificación geográfica o SYS. Por lo general, la elección de un protocolo de selección distinta del muestreo SRS o SYS incurrirá en un cierto aumento en la complejidad del diseño o análisis, y la desventaja de esto debe ser sopesada en relación con las ventajas que puedan resultar de la elección de un protocolo de selección más complejo.

Para este estudio se propone un esquema de validación, jerárquico, conformado por 3 niveles que constituyen el elemento principal del protocolo de muestreo.

Este proceso consiste en la generación de 3 tipos de coberturas, a) A nivel de toda la región por **estrato** en zonas heterogéneas, b). A nivel de **bloques** regulares generados de manera sistemática que incluyan al menos tierras ejidales de más de 2 ejidos, c) Por **conglomerado**, grupos de píxeles distribuidos de manera aleatoria dentro de los bloques y que incluyan el nivel de parcela.

### 3.1.8 Edición cartográfica

Una vez obtenidos los resultados sobre cubierta forestal, se procederá a editar la información, eliminando todos aquellos parches de bosque menores a una hectárea, de acuerdo con la definición planteada al principio de este documento. Por lo que el área mínima mapeable corresponderá a grupos de 9 píxeles cuyo cálculo de área es de 0.81 ha.

Los productos cartográficos resultantes, se entregaran en formato raster con una resolución espacial de 30 metros en el sistema de coordenadas correspondiente a la proyección UTM Zona 15 Norte Datum WGS84. Reportando para cada uno de ellos el valor de precisión general expresado en metros. Finalmente para efectos de producción cartográfica, los productos resultantes, se expresarán exclusivamente para los polígonos que definen el límite de la zona de estudio.

### 3.1.9 Análisis de procesos

Con los resultados obtenidos, se realizaran los cálculos de las tasas de deforestación anual, calculadas para comparar el área bajo cubierta forestal en la misma región para las diferentes fechas de toma.

De acuerdo con la FAO (2005), la tasa de deforestación anual es derivada de la fórmula de interés compuesto. De la misma forma, se emplea el cálculo estandarizado planteado por Puyravaud (2003).

$$q = \left( \frac{A_2}{A_1} \right)^{1/(t_2 - t_1)} - 1$$

$$r = \frac{1}{(t_2 - t_1)} \times \ln \frac{A_2}{A_1}$$

Donde:

A1= superficie de bosque al inicio del periodo  
A2 = superficie de bosque al final del periodo  
t1= año de inicio del periodo  
t2 = año final del periodo.

El cálculo de las tasas de deforestación, será global y calculado para las fachas promedio de las escenas para el periodo de tiempo de 2008-2012.

Otro de los resultados esperados es la obtención de patrones de fragmentación, que caractericen los resultados de cubierta forestal. La fragmentación de bosque se define, en este estudio, como "la desintegración de patrones existentes en la cantidad y continuidad de bosques". Esta desintegración da como resultado diferentes categorías de bosque remanente:



- bosque interior
- bosque perforado
- fragmentación de borde
- fragmentación indeterminada
- fragmentación en transición
- fragmentación de parches

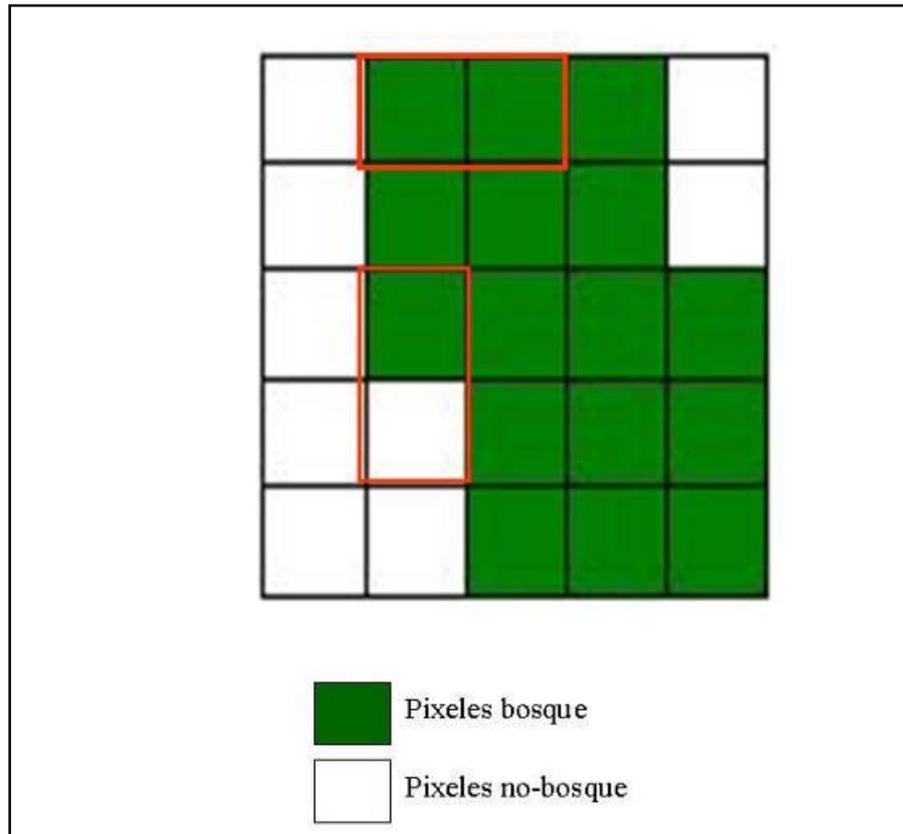
El análisis espacial de la fragmentación de bosques se realiza a través de un análisis de vecindarios sobre la información categórica de la cobertura forestal, en donde se estiman la cantidad de bosque y su continuidad de acuerdo con la Figura 6.

La cantidad de bosque [Pf] se estima a través del cálculo de la proporción de área que está cubierta con celdas que pertenecen a la categoría de bosque, en relación a una ventana de análisis:

$$Pf = \frac{\# \text{ pixeles de la categoría bosque}}{\# \text{ total de pixeles en la ventana}} = \frac{16}{25} = 0.64$$

Y la continuidad de bosque [Pff] se calcula como la probabilidad de adyacencia, dado que una celda de bosque, sus vecinos sean también bosque:

$$P_{ff} = \frac{\# \text{ pares bosque}}{\# \text{ pares al menos 1 bosque}} = \frac{23}{32} = 0.72$$

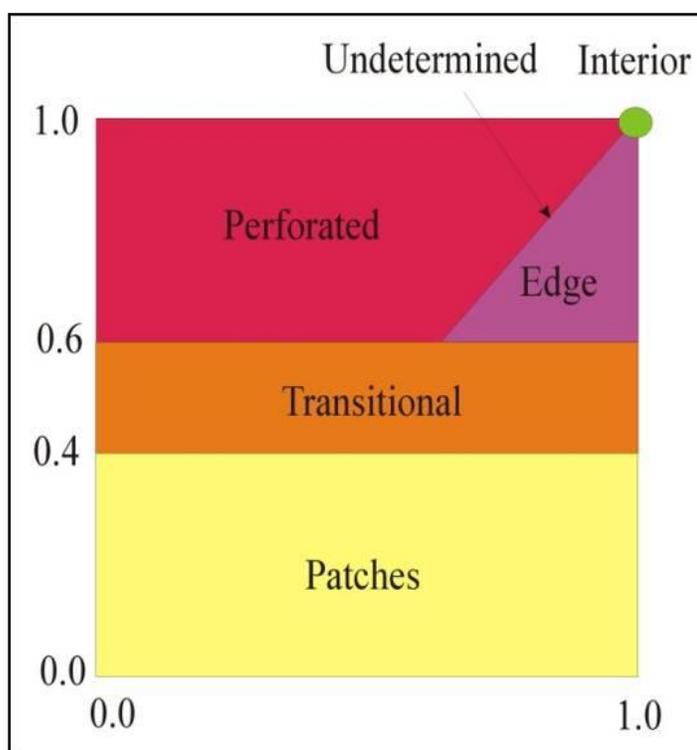


**Figura 6.** Cálculo de la cantidad de bosque [Pf] y su continuidad [Pff]

La combinación de las medidas de cantidad de bosque [Pf] y adyacencia [Pff] da como resultado la identificación de diferentes categorías de fragmentación al establecer los siguientes valores umbrales, cuyas categorías se muestran en la Figura 7.

- Bosque interior,  $P_f = 1.0$
- Parches,  $P_f < 0.4$

- En transición,  $0.4 < Pf < 0.6$
- Borde,  $Pf > 0.6$  y  $Pf - Pff > 0$
- Perforado,  $Pf > 0.6$  y  $Pf - Pff < 0$
- No determinada,  $Pf > 0.6$  y  $Pf = Pff$



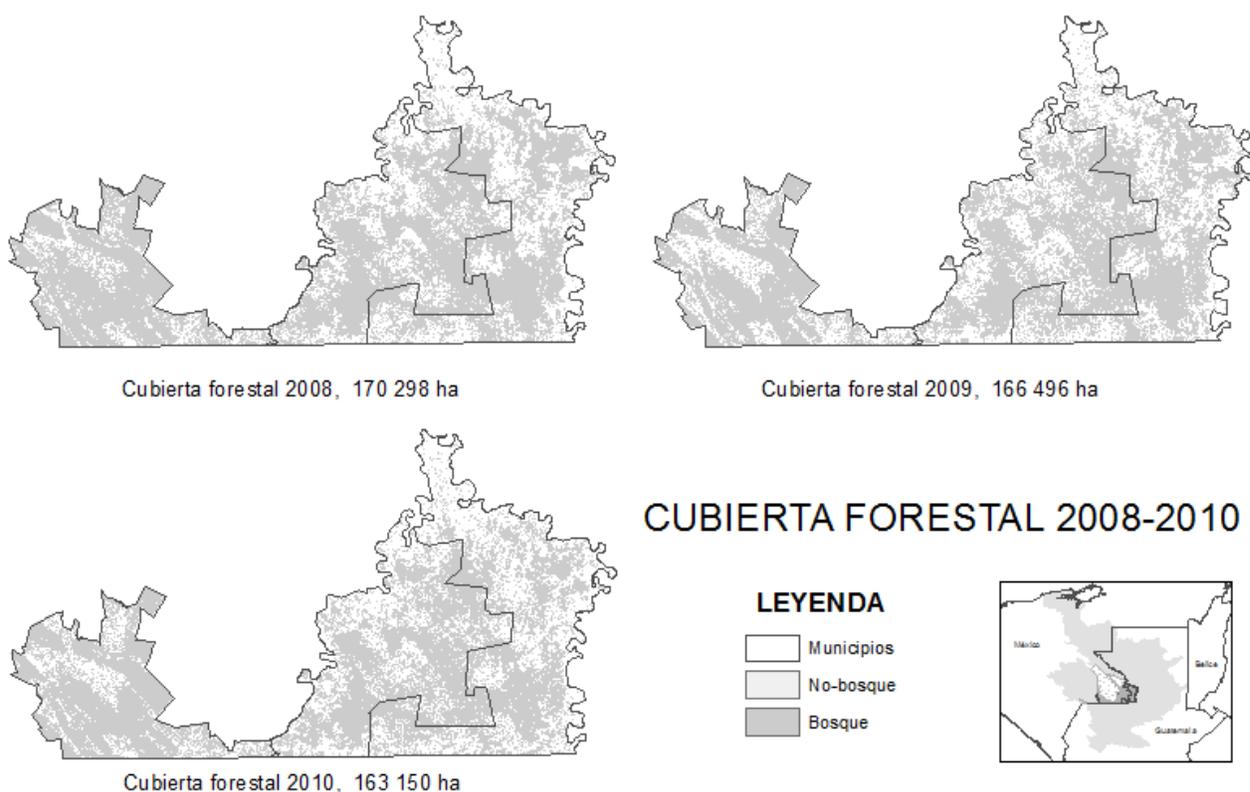
**Figura 7.** Categorías de fragmentación de bosques por cantidad de bosque y adyacencia.

Como parte de los resultados obtenidos al final de este estudio, se adecuará esta aproximación de fragmentación a la establecida para la definición de zonas de tipo de bosque propuesta en la metodología.

## 3.2 Avances reportados

### 3.2.1 Resultados de cobertura vegetal afinada 2008, 2009 y 2010

Los resultados para el periodo de estudio 2008-2010 generaron estimaciones de cubierta forestal para cada uno de los años analizados de acuerdo con los resultados obtenidos y reportados en el segundo informe. Se pueden observar los siguientes resultados (Figura 8).



**Figura 8.** Resultados para cubierta forestal 2008-2010

La exactitud de los productos cartográficos generados son mostrados en la Tabla 3, y se puede deducir que la valoración obtenida para las clases binarias multitemporales es buena; hecho

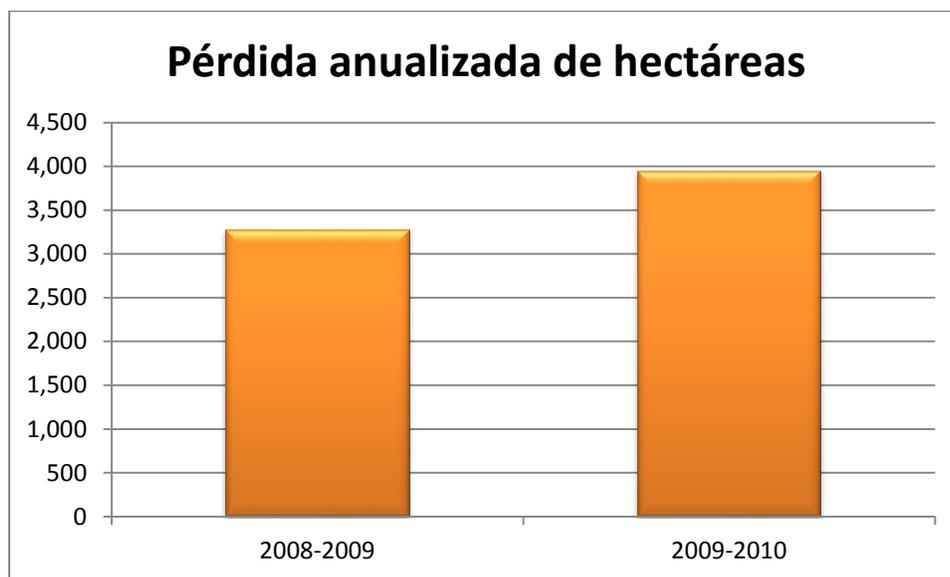
que atestiguan tanto las medidas de fiabilidad global, como los estadísticos obtenidos, conforme al esquema de validación planteado.

Estadístico	2008	2009	2010
Precisión global (%)	92	89	88

Kappa	0.7873	0.7679	0.7660
-------	--------	--------	--------

**Tabla 3.** Validación de la confiabilidad mediante estadístico kappa y matriz de confusión

De acuerdo con los datos mostrados en la Tabla 2, se puede deducir que la valoración obtenida para las clases binarias multitemporales es buena; hecho que atestiguan tanto las medidas de fiabilidad global, como los estadísticos obtenidos, conforme al esquema de validación planteado. Se observa además para todo el periodo de evaluación una pérdida de 7 148 ha; sin embargo en la Figura 9 se observan diferencias importantes de un año con respecto del otro.

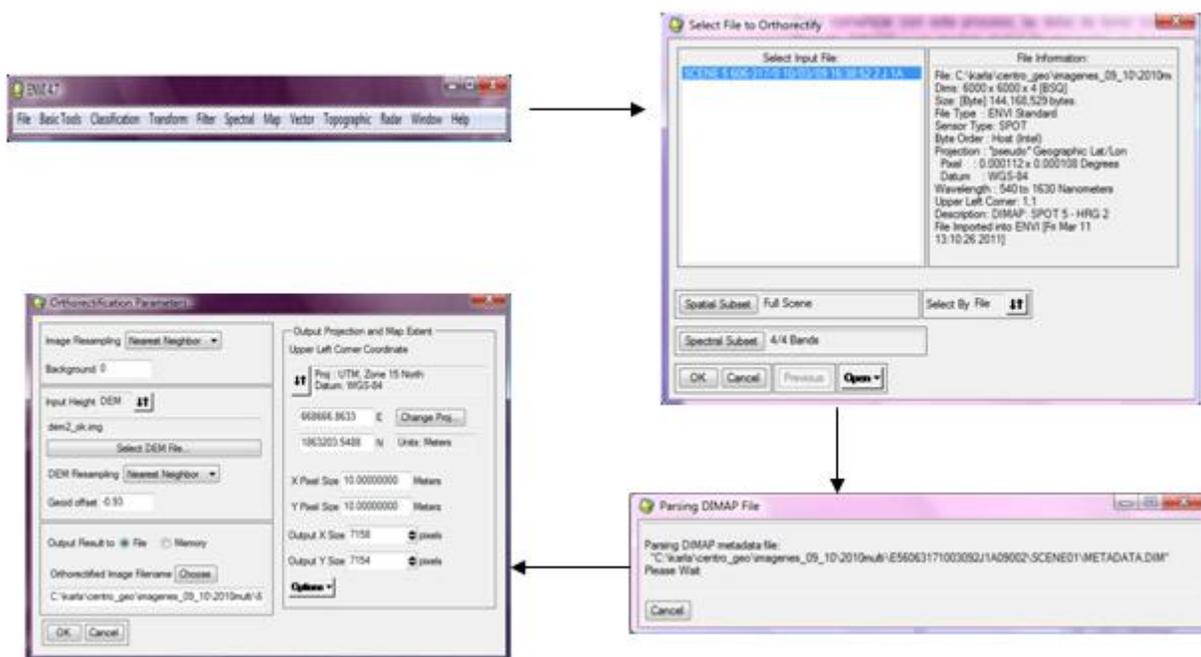


**Figura 9.** Pérdida anualizada de cubierta forestal para el periodo 2008-2010

### 3.2.2 Prueba de concepto

Para el pre-procesamiento de las imágenes satelitales del proyecto, se están realizando pruebas en el software ENVI de Ortorectificación, Corrección Radiométrica y Atmosférica; a su vez, en el software ERDAS IMAGINE se están realizando pruebas de ajuste entre las imágenes.

En cuanto a la Ortorectificación, para comenzar con este proceso, se debe de tener como insumo, la escena SPOT en formato DIMAP y un modelo digital de elevación; se busca la opción spectral en la barra de herramientas posteriormente preprocessing, Data specific-utilities, SPOT y orthorectify SPOT, una vez desplegada la escena, se ingresa el archivo del modelo digital de elevación y la altura geoidal de la escena, se define la ruta de salida y el proceso comienza a correr (Figura 10).



**Figura 10.** Proceso de ortorrectificación en ENVI

En cuanto a las correcciones radiométricas y atmosféricas, una vez que se tiene la imagen SPOT se le aplica la corrección radiométrica y atmosférica, esto se realiza en el menú mencio-

nado con anterioridad pero se busca el submenú General Purpose Utilities y posteriormente la opción Apply Gain and offset, en la ventana que se despliega se elige la imagen ortorectificada y posteriormente solo se le da ruta de salida y la opción del tipo de datos, en este caso se elige Integer.

Una vez que se obtiene la imagen corregida radiométricamente en el menú mencionado con anterioridad se busca la opción Calibration Utilities y Quick Atmospheric Correction en la ventana que se despliega se elige la imagen corregida radiométricamente, se le da ruta de salida y el proceso comienza a correr (Figura 11).

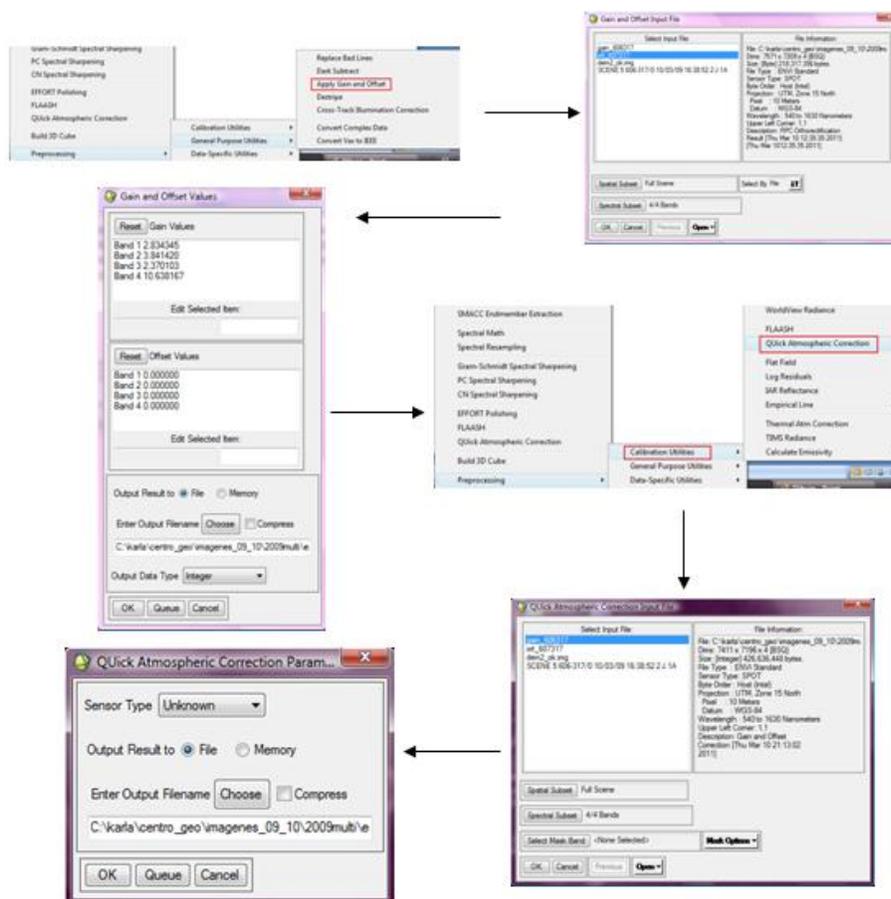


Figura 11. Proceso de corrección atmosférica en ENVI



### 3.2.3 Estrategias para trabajo de campo

En lo referente a las próximas visitas a campo y en virtud de los compromisos establecidos, tanto en el propio proyecto, como en el convenio FORDECYT, se han definido una serie de estrategias que han redituado en una serie de próximas visitas programadas

**Visita 1.** Trabajo de campo con las comunidades lacandonas del municipio de Ocosingo, Benemérito de las Américas y trabajo de campo con CONABIO en los ejidos de La Victoria y San Lázaro

**Visita 2.** Trabajo de campo en comunidades de los Municipios de Marques de Comillas y Maravilla Tenejapa

**Visita 3.** Trabajo de campo en comunidades de las cañadas en el municipio de Ocosingo

Estas visitas están en espera de ser programadas, en función de los tiempos de las instituciones y personas participantes pero serán ejecutadas antes del 31 de julio.



#### 4. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Brack, C. 1999. Forest, Measurement and Modelling. Australian National University

CCRS, 2004. Forest Cover Indicator, Natural Resources Canada. Canada Centre for Remote Sensing. Canada

Cochran, W. G. 1977. Sampling Techniques, 3rd edn (New York, NY: John Wiley & Sons).

Congalton, R.G.; Green, K. 1999. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. Boca Raton, FL: Lewis Publishers. 137 p.

Congalton, R. G. (2004). Putting the map back in map accuracy assessment. In R. S. Lunetta, & J. G. Lyon (Eds.), Remote Sensing and GIS Accuracy Assessment (pp. 1 – 11). Boca Raton7 CRC Press LLC.

Crist, E.P. & Kauth, R.J. 1986. The Tasseled Cap De-Mystified. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 52(1), 81-86.

Chen, W., Moll, R. H., Haddon, B. D., Leblanc, S., Pavlic, G., Fraser, R., Fernandes, R., Latfovic, R., Cihlar, J. & Bridge, S. R. 2006. Canada's Forest Cover Indicator: Definition, Methodology and Results. Natural Resource Modeling, 19: 91–116.

Daughtry, C.S.T., Walthall, C.L., Kim, M.S., Brown de Colstoun, E., McMurtrey III, J.E. 2000. Estimating corn leaf chlorophyll concentration from leaf and canopy reflectance. Remote Sens. Environ. 74, 229–285.



De Gruijter, J.; Brus, D. J., Bierkens, M. F. P. & Kotters, M. 2006. Sampling for Natural Resource Monitoring. Springer-Verlag, 332 pp

Edwards Jr, T.C., Moisen, G.G. and Cutler, D.R. 1998. Assessing map accuracy in an ecoregion-scale cover-map. Remote Sensing of Environment, 63, pp. 73–83.

FAO. 2005. Global forest resources assessment 2005. Progress towards sustainable forest management. FAO Forestry Paper 147. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 2005.

Fiala, A.C.S., Garman, S.L., and A.N. Gray. 2006. Comparison of five canopy cover estimation techniques in the western Oregon Cascades. Forest Ecology and Management 232:186-197.

FRA, 2000. Forest Resources Assessment Program Working Paper 33. On Definitions of Forest and Forest Change. FAO. Roma

Ganey, J. L.; Cassidy, R. H. & Block, W. M. 2008. Estimating canopy cover in forest stands used by Mexican spotted owls: Do stand-exam routines provide estimates comparable to field-based techniques? Res. Pap. RMRS-RP- 72WWW. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 8 p.

Gitelson, A.A., Kaufman, Y.J., Merzlyak, M.N. 1996. Use of a green channel in remote sensing of global vegetation from EOS-MODIS. Remote Sensing of Environment 58, 289–298.

Goel, N.S., Quin, W. 1994. Influences of canopy architecture on relationships between various vegetation indexes and LAI and FPAR: a computer simulation. Remote Sensing of Environment 10, 309–347.



Gonsamo A & P Pellikka (2008). Methodology comparison for slope correction in canopy leaf area index estimation using hemispherical photography. *Forest Ecology and Management* 256, 749-759.

Gonsamo A & P Pellikka (2009). The computation of foliage clumping index using hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology* 149,1781-1787.

Huete, A.R. 1988. A soil adjusted vegetation index SAVI. *Remote Sensing of Environment* 25, 295-309.

Jonckheere I, S Fleck, K Nackaerts, B Muysa, P Coppin, M Weiss & F Baret (2004). Review of methods for in situ leaf area index determination Part I. Theories, sensors and hemispherical photography. *Agricultural and Forest Meteorology*

Moran, M. S., Inoue, Y. y Barnes, E. M. 1997. Opportunities and limitations for image-based remote sensing in precision crop management. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 61, 319-346.

ONU. 2005. Objetivos de desarrollo del Milenio. Informe de Naciones Unidas. New York.

Paletto, A. & Tosi, V. 2009. Forest canopy cover and canopy closure: comparison of assessment techniques. *Eur J Forest Res.* 128, 265-272

Price, K.P., Guo, X., Stiles, J.M., 2002. Discriminant analysis of Landsat TM multi-temporal data for six grassland management practices in eastern Kansas. In: *Proceedings of American Society of Photogrammetry and Remote Sensing*, Portland, OR.



Puyravaud J.P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management* 117: 593-596

Richards, J. A. & X. Jia. 1999. *Remote Sensing Digital Image Analysis*, Springer, Berlin.

Richter, R. 1996 (a). A spatially adaptive fast atmospheric correction algorithm. *Int. J. Remote Sensing*, Vol. 17, 1201-1214

Richter, R. 1996 (b). Atmospheric correction of satellite data with haze removal including a haze/clear transition region. *Computers & Geosciences*, Vol. 22, 675-681

Richter, R. 1998. Correction of satellite imagery over mountainous terrain. *Applied Optics*, Vol. 37, 4004-4015

Rondeaux, G., Steven, M., Baret, F. 1996. Optimization of soil-adjusted vegetation indices. *Remote Sens. Environ.* 55, 95-107.

Rouse, J.W., Hass, R.H., Shell, J.A., Deering, D.W. 1974. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS-1. In: *Proceedings 3rd Earth Resources Technology Satellite Symposium* 1, 309-317.

Seelan, S. K., Laguetta, S., Casady, G. M. y Seielstad, G. A. 2003. Remote sensing applications for precision agriculture: A learning community approach. *Remote Sensing of Environment*. Vol. 88, 157-169.

Sobrino, J.A. (2000) *Teledetección*. Servicio de Publicaciones, Universidad de Valencia, 467 pp.

Stehman, S. 1997. Selecting and interpreting measures of thematic classification accuracy.

Stehman, S. 2000. Practical implications of design-based sampling inference for thematic



Stevens, D.L. and Olsen, A.R. 2004. Spatially balanced sampling of natural resources. *Journal of the American Statistical Association*, 99, pp. 262–278.

Thompson, S.K. & Seber, G.A.F., 1996. *Adaptive Sampling* (New York, NY: John Wiley & Sons).

Tucker, C.J. 1979. Red and photographic infrared linear combination for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 8, 127–150.

Tucker, C.J., D.M. Grant y J.D. Dystra. 2004. NASA's global orthorectified Landsat data set. *Photogrametric Engineering & Remote Sensing* 70(3), 313-322.

UNFCCC. 2004. *Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático: Los primeros diez años*. Secretaría del Cambio Climático. Alemania

Vescovo, L., Gianelle, D., 2007. Using the MIR bands in vegetation indices for the estimation , J. *Adv. Space Res.* doi:10.1016/j.asr.2007.07.043

Williams, M.S., Patterson, P.L. & Mowrer, H.T. 2003. Comparison of ground sampling methods for estimating canopy cover. *Forest Science* 49(2), pp. 235–24.