

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN EN GEOGRAFÍA Y  
GEOMÁTICA <<ING. JORGE L.TAMAYO, A.C.>>  
CentroGeo**

**Centro Público de Investigación CONACYT**

**ANÁLISIS ESPACIAL Y ESPECTRAL DE LOS ELEMENTOS DOMINANTES EN LOS BOSQUES  
DEL SUELO DE CONSERVACIÓN DEL D. F.**

**TESIS**

Que para obtener el grado de Maestra en Geomática

**Presenta  
Nirani Corona Romero**

Supervisor Principal:

***Dr. José Luis Silván Cárdenas***

Comité Supervisor:

Dr. Gustavo Manuel Cruz Bello

Dr. Stéphane Robert André Couturier

México, D.F., 14 de agosto, 2014

© CentroGeo. Derechos reservados. El autor otorga a CentroGeo el permiso de reproducir y distribuir copias de esta tesis en su totalidad o en partes.

## Resumen

Los bosques del Suelo de Conservación del Distrito Federal han cobrado gran importancia para los habitantes de la ciudad en los últimos años, por los diferentes servicios ambientales que brinda. La heterogeneidad espacial de la cobertura de los elementos que conforman los bosques de coníferas juega un papel importante en el flujo de energía y materia del ecosistema, afectando su habitabilidad y diversidad, por lo que se requiere de métodos que estimen de manera confiable la riqueza de especies y fracción de los componentes de esta cobertura, para que posteriormente sean usados para el entendimiento de los procesos atmosféricos y biogeoquímicos. En la presente investigación se probaron diversos índices de vegetación derivados de una imagen QuickBird para predecir riqueza de especies y dos técnicas de demezclado espectral en una imagen Landsat 8: el TLSU (Tessellated Linear Spectral Unmixing) el cual se ejecutó a partir de una biblioteca espectral aérea y el SMACC (Sequential Maximum Angle Convex Cone) que genera los endmembers directamente de la imagen. En el caso de los índices, se encontró que tanto las especies del sotobosque como del estrato herbáceo, tienen una alta contribución en la señal espectral registrada por el sensor, por lo que es necesaria información que incluya las especies de todos los estratos y no solamente el arbóreo. Con respecto a las fracciones de cobertura, se calcularon las de seis clases: *Abies religiosa*, *Pinus sp.*, sotobosque, pastizal, suelo desnudo y sombra; encontrando que ninguno de los dos métodos fueron efectivos para la obtención de fracción de cobertura global, pero a nivel de clase el TLSU sí mostró aptitud para modelar *Abies religiosa* y suelo desnudo y el SMACC para sombra. Se discute a partir de la comparación entre estos y con otros estudios de caso, concluyendo que es necesario incrementar el número de endmembers y clases para mejorar los resultados.

## *Dedicatoria*

*A mi padre... por forjarme el carácter que me permitió terminar este ciclo.*

*A mi madre... por su comprensión, ternura y afecto pero sobre todo por su confianza en mí.*

*A la Chula (Alexi)... por todos esos momentos de risas shopping, cocina... que le han dado sabor a este ciclo.*

*A Pedro, Merari e Irehan... por todos esos momentos especiales que hemos compartido.*

*A Mauricio... porque a pesar de todo y de todos seguimos construyendo un universo juntos porque este fin de ciclo también es tu celebración y porque en el "continuará" sigue estando tu nombre. Te amo.*

*A Lorena... porque me diste la fuerza y entereza para soportar todos los derrumbes y porque gracias a ti he conocido grandes cosas de mi persona.*

*A Marco y Paly... porque gracias a sus consejos y enseñanzas estoy donde estoy y sé el rumbo a seguir.*

*A Gustavo... porque te la debo de la licenciatura; porque con tu ejemplo comprendí que la academia podía ser diferente; porque te tocó abrir brecha en mi pequeño mundo y gracias a eso estoy donde estoy; por ser amigo, confidente y papá académico; pero sobre todo, por siempre estar ahí provocando risas y grandes momentos de convivencia, muchas gracias sabes que siempre ocuparás un lugar muy especial.*

*A José Luis... por confiar en mí y poner en mis manos este trabajo; porque has sido un gran maestro, no sólo académico sino también de vida; pero sobre todo gracias porque me hiciste ver que aquellos monstruos que habitaban al final de aquel mundo plano no existen, que el mundo es redondo y que el universo es un espacio lleno de posibilidades.*

*A Joselo... por todos esos momentos compartidos por confiarme tu lugar en el helicóptero y por todas esas risas que alejaron a la flejira de este cuerpo chambaderrrr.*

## **Agradecimientos**

La obtención de fracción de cobertura se desarrolló dentro del marco del proyecto que lleva por nombre "Análisis Hiperespectral de la Dispersión de la Luz en Doseles y su Relación con la Biomasa", el cual comenzó el 31 de Octubre de 2012 y tiene fecha de término del 30 de Octubre de 2015, cuyo responsable técnico es el Dr. José Luis Silván Cárdenas y cuenta con financiamiento por parte del Fondo Sectorial de Investigación para la Educación.

Al Biol. Armando Peralta y Geog. Miguel Ángel Ramírez, ambos personal del Instituto de Geografía por su apoyo en la colocación del espectroradiómetro y en la implementación de la metodología.

Al Dr. José Luis Silván por su confianza y apoyo en la realización de este proyecto.

Al Dr. Gustavo Cruz Bello por toda la retroalimentación a lo largo del proyecto y por el apoyo en la obtención de datos de campo.

Al Dr. Stéphane Couturier por su dedicación y compromiso en la obtención de datos de campo y en la revisión del documento.

Al pasante de la Maestría en Geomática José Manuel Madrigal por su confianza y apoyo en la obtención de datos de campo.

A M. en G. Mauricio Galeana, Biol. Karla Carrillo, Tec. Sergio Mora, M. en G. Juan Manuel Núñez, M. en G. Claudia Coronel, Geog. Rocío Martínez, M. en G. Andrés Almazán por el apoyo en la obtención de datos de campo.

A Centro Geo por todas las facilidades que brindó para la realización de este proyecto.

# Tabla de contenidos

Introducción .....	1
Capítulo I. Antecedentes .....	3
1.1 El Suelo de Conservación y su relación con la Ciudad de México .....	3
1.1.1 El crecimiento de la Zona Metropolitana del Valle de México y sus implicaciones en el Distrito Federal.....	3
1.1.2 El Distrito Federal como un sistema socio-ecológico .....	6
1.1.3 Estados estables en el Suelo de Conservación .....	14
1.1.3.1 Fragmentación de los bosques.....	14
1.1.3.2 Acidificación del suelo .....	15
1.1.3.3 Debilitamiento de los bosques .....	18
1.2 Problemática .....	22
1.3 Justificación .....	22
1.4 Objetivo general .....	23
1.5 Objetivos particulares .....	23
Capítulo II. Estado del arte .....	24
Capítulo III. Métodos .....	32
3.1 Área de estudio .....	32
3.1.1 Geomorfología y geología .....	33
3.1.2 Edafología.....	33
3.1.3 Clima.....	34
3.1.4 Vegetación.....	34
3.1.4.1 Pastizales .....	34
3.1.4.2 Bosque de coníferas .....	34
3.1.4.3 Bosque mixto.....	36
3.1.4.4 Bosque de encino .....	36
3.1.4.5 Bosque mesófilo de montaña .....	36
3.1.4.6 Matorral xerófilo .....	37
3.2 Adquisición de los datos.....	38
3.2.1 Adquisición y procesamiento de las imágenes de satélite y de vegetación y uso de suelo .....	39
3.2.2 Toma de datos en campo .....	41
3.2.3 Procesamiento de la biblioteca espectral .....	43
3.2.4. Selección de endmembers .....	45

3.3 Cálculo de biodiversidad .....	51
3.4 Cálculo de la fracción de cobertura.....	54
3.4.1 Análisis de mezclado espectral (SMA).....	55
3.4.2 Obtención de la fracción de cobertura .....	57
3.4.2.1 El TLSU .....	57
3.4.2.2 El SMACC .....	59
3.4.2.3 Implementación del TLSU y SMACC.....	60
3.4.2.4 Verificación de la exactitud de los modelos.....	60
Capítulo IV. Resultados y discusión.....	64
4.1 Cálculo de biodiversidad .....	64
4.2 Cálculo de fracción de cobertura .....	65
Capítulo V. Conclusiones y recomendaciones.....	85
Referencias.....	88

## Lista de tablas

<b>Tabla 3.1.</b> Número de firmas por clase de cobertura.....	45
<b>Tabla 3.2.</b> Diferentes Índices de Vegetación usados para la correlación con el Índice de Shannon.....	53
<b>Tabla 4.1.</b> Valores de correlación de Pearson obtenidos para la relación entre de los diferentes estadísticos calculados a partir de los Índices de Vegetación y del índice de Shannon.....	64
<b>Tabla 4.2.</b> Exactitud difusa global e índice Kappa obtenidos de las matrices MIN-PROD y MCIS para las fracciones de cobertura generadas con TLSU y SMACC.....	66
<b>Tabla 4.3.</b> Matriz de confusión MIN-PROD calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del SMACC.....	69
<b>Tabla 4.4.</b> Matriz de confusión-incertidumbre sub-píxel calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del SMACC.....	70
<b>Tabla 4.5.</b> Exactitud de usuario y de productor y error cuadrático medio calculados para la clasificación sub-píxel obtenida del SMACC.....	70
<b>Tabla 4.6.</b> Matriz de confusión MIN-PROD calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU....	70
<b>Tabla 4.7.</b> Matriz de confusión-incertidumbre sub-píxel calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU.....	71
<b>Tabla 4.8.</b> Exactitud de usuario y de productor y error cuadrático medio calculados para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU.....	71
<b>Tabla 4.9.</b> Exactitud difusa global e índice Kappa obtenidos de las matrices MIN-PROD y MCIS para las fracciones de cobertura generadas con TLSU con filtros de 3 x 3 y 9 x 9.....	79
<b>Tabla 4.10.</b> Matriz de confusión MIN-PROD calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU con el filtro de 3 x 3.	80
<b>Tabla 4.11.</b> Matriz de confusión-incertidumbre sub-píxel calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU con el filtro de 3 x 3.....	80
<b>Tabla 4.12.</b> Exactitud de usuario y de productor y error cuadrático medio calculados para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU con el filtro de 3 x 3.....	81
<b>Tabla 4.13.</b> Matriz de confusión MIN-PROD calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU con el filtro de 9 x 9.....	81
<b>Tabla 4.14.</b> Matriz de confusión-incertidumbre sub-píxel calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU con el filtro de 9 x 9.....	82
<b>Tabla 4.15.</b> Exactitud de usuario y de productor y error cuadrático medio calculados para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU con el filtro de 9 x 9.....	82

## Lista de figuras

<b>Figura 1.1.</b> Ilustración donde se muestran las diferentes etapas de crecimiento de la Ciudad de México identificadas por el GDF (2003).....	4
<b>Figura 1.2.</b> Ilustración donde se muestra el sistema socio ecológico del Distrito Federal.....	8
<b>Figura 1.3.</b> Ilustración de las diferentes etapas del ciclo adaptativo en el bosque de <i>Abies religiosa</i> del Parque Nacional Desierto de los Leones.....	10
<b>Figura 1.4.</b> Ilustración donde se muestran las interrelaciones de los diferentes componentes del Distrito Federal.....	13
<b>Figura 1.5.</b> Fotografías de diferentes problemáticas que enfrenta el Suelo de Conservación.....	14
<b>Figura 1.6.</b> Ilustración donde se muestra la distribución de los niveles de acidez del agua de lluvia en el Distrito Federal.....	17
<b>Figura 1.7.</b> Ilustración del proceso de acidificación del suelo.....	18
<b>Figura 1.8.</b> Fotografía del fenómeno de clorosis detectado en las acículas de <i>Pinus Hartwegii</i> en el Suelo de Conservación.....	19
<b>Figura 1.9.</b> Fotografías del daño causado al arbolado del Suelo de Conservación por la exposición a Ozono.....	20
<b>Figura 1.10.</b> Fotografías de diferentes plagas y efectos de las mismas en el arbolado del Suelo de Conservación.....	21
<b>Figura 3.1.</b> Ubicación del Suelo de Conservación en el Distrito Federal.....	32
<b>Figura 3.2.</b> Ilustración de la distribución altitudinal de diferentes tipos de vegetación que se encuentran en el Suelo de Conservación.....	37
<b>Figura 3.3.</b> Diagrama donde se muestra la metodología implementada en la para la obtención de riqueza y fracción de cobertura.....	38
<b>Figura 3.4.</b> Ilustración donde se muestra la ubicación del Distrito Federal y Suelo de Conservación en la imagen satelital Landsat 8 OLI empleada para obtener las fracciones de cobertura.....	39
<b>Figura 3.5.</b> Ilustración donde se muestran 3 ejemplos de la toma aérea (a la izquierda) y su respectiva firma espectral (a la derecha) de las superficies de suelo desnudo usadas para la calibración del método de línea empírica.....	40
<b>Figura 3.6.</b> Ilustración de la ubicación de las firmas espectrales de reflectancia aéreas tomadas.....	42
<b>Figura 3.7.</b> Fotografías donde se muestra el montaje del espectrorradiómetro y la cámara de video en el helicóptero para la toma de las firmas espectrales aéreas.....	43

<b>Figura 3.8.</b> Ilustración del proceso por el cual se obtuvo el tipo de cobertura para cada firma espectral.....	44
<b>Figura 3.9.</b> Vista aérea de la cobertura tomada por el espectrorradiómetro (izquierda) de las firmas espectrales (derecha) seleccionadas para la construcción de los endmembers para la clase de sotobosque.....	47
<b>Figura 3.10.</b> Vista aérea de la cobertura tomada por el espectrorradiómetro (izquierda) de las firmas espectrales (derecha) seleccionadas para la construcción de los endmembers para la clase de <i>Abies religiosa</i> .....	47
<b>Figura 3.11.</b> Vista aérea de la cobertura tomada por el espectrorradiómetro (izquierda) de las firmas espectrales (derecha) seleccionadas para la construcción de los endmembers para la clase de <i>Pinus sp.</i> .....	48
<b>Figura 3.12.</b> Vista aérea de la cobertura tomada por el espectrorradiómetro (izquierda) de las firmas espectrales (derecha) seleccionadas para la construcción de los endmembers para la clase de suelo desnudo.....	48
<b>Figura 3.13.</b> Vista aérea de la cobertura tomada por el espectrorradiómetro (izquierda) de las firmas espectrales (derecha) seleccionadas para la construcción de los endmembers para la clase de pastizal.....	49
<b>Figura 3.14.</b> Gráficas de los endmembers generados para el TLSU y el SMAAC.....	50
<b>Figura 3.15.</b> Ilustración del proceso de demezclado espectral.....	55
<b>Figura 3.16.</b> Ilustración de la interpretación geométrica del método TLSU para 4 endmembers (A, B, C y D) con dos bandas.....	58
<b>Figura 3.17.</b> Ilustración de la interpretación geométrica del método SMACC.....	59
<b>Figura 3.18.</b> Ilustración del proceso de verificación.....	61
<b>Figura 4.1.</b> Gráficas de dispersión de los índices de vegetación (DVI, GDVI, NDVI*SR, WdVI) que presentaron mejor ajuste en la regresión lineal con respecto al Índice de Shannon.....	65
<b>Figura 4.2.</b> Ilustración de la distribución espacial de las fracciones de cobertura obtenidas con el TLSU, con el SMACC y de las clases extraídas de la capa de vegetación y uso de suelo de la DOETMAA en el Suelo de Conservación.....	67
<b>Figura 4.3.</b> Ilustración de la abundancia de las fracciones de cobertura de referencia y las obtenidas por el TLSU y el SMACC.....	68
<b>Figura 4.4.</b> Ilustración de la distribución espacial del porcentaje de árboles por conglomerado de las diferentes especies presentes en el Suelo de Conservación.....	72
<b>Figura 4.5.</b> Gráficas de caja y bigotes de los errores por intervalo de fracción de cobertura	

para las seis clases obtenidas por el TLSU.....	73
<b>Figura 4.6.</b> Fotografías de la distribución típica de pastizal subalpino en el Suelo de Conservación.....	75
<b>Figura 4.7.</b> Ilustración donde se muestran los diferentes tipos de hoja y copa de los cuatro géneros de coníferas reportados en el Suelo de Conservación.....	76
<b>Figura 4.8.</b> Ilustración de la copa y acículas de las diferentes especies del género <i>Pinus</i> registradas para el Suelo de Conservación.....	76
<b>Figura 4.9.</b> Ilustración de los diferentes estratos que se pueden encontrar en coberturas de 40% a 80% de sotobosque y pastizal en el Suelo de Conservación.....	77
<b>Figura 4.10.</b> Ilustración de la ubicación de la imagen World View 2 y del área empleada para el proceso de verificación.....	79

## Introducción

El suelo de conservación del Distrito Federal en los últimos años ha cobrado gran importancia para los habitantes de la ciudad, por los diferentes servicios ecosistémicos que brinda. Entre ellos están: la recarga de acuíferos, de los cuales se extrae el 57% del agua para consumo de la ciudad; regulación del ciclo hidrológico y del clima; captura de partículas suspendidas y de gases de efecto invernadero; producción de oxígeno; proveen de espacios para la investigación; entre otros. También cabe mencionar que esta región alberga el 11% de la biodiversidad total del país, con alrededor de 1,800 especies de flora y fauna (GDF, 2000; GDF, 2003:25).

Además de los servicios que brinda, esta región resguarda parte de nuestra cultura, al ser el lugar donde se asientan 46 pueblos originarios (GDF, 2003:9), llevando a cabo sus actividades productivas de acuerdo a sus tradiciones culturales (GDF, 2003:25).

Debido a su cercanía con la Ciudad de México y a la presencia de pueblos originarios, el Suelo de Conservación ha enfrentado en las últimas décadas fuertes presiones por el crecimiento urbano, propiciando diferentes dinámicas en sus bosques, como son: la fragmentación por la tala ilegal y por el cambio de uso de suelo forestal a agrícola y urbano, calculándose una deforestación anual de 240 ha (*ibíd.*); el pastoreo excesivo que ha resultado en la compactación y erosión del suelo; la muerte del arbolado por la contaminación atmosférica; entre otros, propiciando su degradación ambiental (SMA, 2007:21).

Lo anterior, aunado a los diferentes problemas que enfrenta la ciudad (contaminación atmosférica, acumulación de residuos sólidos, vulnerabilidad ante desastres, riesgos sanitarios, entre otros; GDF, 2003:27-29), hacen prioritaria la permanencia del Suelo de Conservación para la subsistencia de la ciudad, tal como lo establece la Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial (PAOT), la cual reconoce que es indispensable lograr una plena y equilibrada integración del suelo de conservación a la dinámica urbana y a las agendas de desarrollo urbano, para así lograr un mayor equilibrio y reciprocidad en la relación suelo urbano-y de conservación, donde al segundo se le valore como proveedor de servicios indispensables para el bienestar de los habitantes del Distrito Federal y también se reconozcan las actividades que sus propietarios llevan a cabo para mantener dichos servicios (PAOT, 2010).

Con lo antes expuesto queda claro que es de vital importancia llevar a cabo estudios que permitan determinar el estado en el que se encuentran los ecosistemas del Suelo de Conservación, para así

brindar información base que permita a los tomadores de decisiones, implementar medidas para la protección y el buen aprovechamiento de los servicios que éste brinda.

Es por esta razón que se propone el siguiente trabajo, cuyo objetivo es elaborar un análisis espacial y espectral de los elementos dominantes (especies) de los bosques del Suelo de Conservación, que permita a otros actores desarrollar investigaciones más precisas sobre el estado de estos ecosistemas a partir de la ubicación de dichos elementos. Lo anterior se desarrollará en cinco capítulos, en el primero se plantean y analizan las dinámicas resultantes de la coexistencia del Suelo de Conservación y el Suelo Urbano del Distrito Federal y la importancia que tienen los diferentes elementos del bosque en dichas dinámicas, para así establecer la problemática, justificación y objetivos del presente proyecto. En el segundo capítulo se lleva a cabo una revisión del estado del arte en el estudio del fenómeno para determinar los métodos más adecuados para el área en cuestión, los cuales se describen en el capítulo tercero y así dar paso a la descripción y discusión de los resultados en el capítulo cuarto, finalizando con las conclusiones y recomendaciones en el capítulo quinto.

# Capítulo I. Antecedentes

El objetivo de este capítulo es mostrar la dinámica que tiene el Distrito Federal como entidad, al enfrentar la coexistencia de los suelos de conservación y urbano, así como la problemática derivada de dicha correlación, para así dar un contexto sobre la importancia y trascendencia de la presente investigación.

## 1.1 El Suelo de Conservación y su relación con la Ciudad de México

### 1.1.1 El crecimiento de la Zona Metropolitana del Valle de México y sus implicaciones en el Distrito Federal

El Distrito Federal (D. F.) es la entidad federativa con menor extensión del territorio nacional al contar con 1,499km<sup>2</sup>, lo que representa el 0.1% de la superficie total del país. Se encuentra en la parte sur de la Cuenca de México (INAFED, 2010), colindando hacia el oeste con el Volcán Ajusco y la Sierra de Las Cruces, al sur con la Sierra del Chichinautzin (de Cserna et al., 1988 citado por Gutiérrez *et al.*, 2005) y hacia el Norte y Este con el Estado de México (INAFED, 2010).

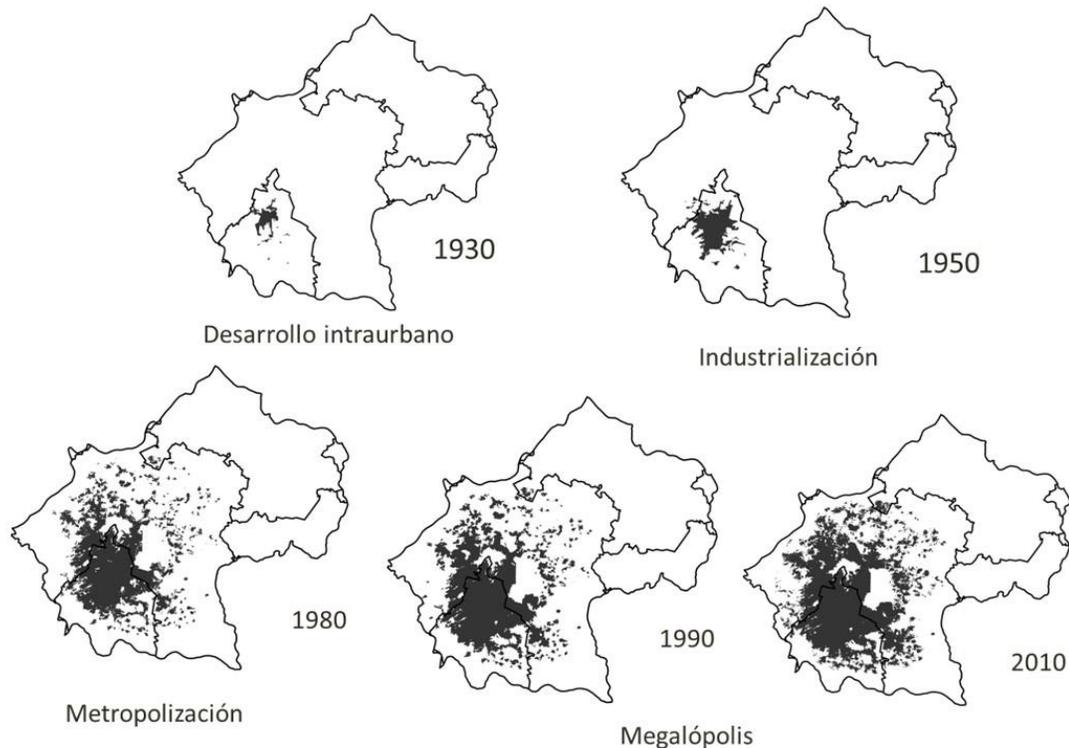
La compleja topografía y las características climáticas que en la Cuenca de México se presentan, han permitido el desarrollo de condiciones favorables para el establecimiento tanto de una gran diversidad de flora y fauna<sup>1</sup> (Ceballos y Galindo, 1984 citados en Romero y Velázquez, 1999:43), como de asentamientos humanos, por lo que es en el Distrito Federal donde se asienta la Ciudad de México que, a lo largo de su historia, ha sido el centro político y económico de la República Mexicana (NRC *et al.*, 1995), caracterizado por un constante crecimiento demográfico y territorial, que se intensifica a partir del siglo XX<sup>2</sup>, propiciando el desarrollo de la denominada Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM; GDF, 2003:16).

---

<sup>1</sup> Estimándose que alrededor del 2 por ciento del total de la biodiversidad del planeta, se encuentra en ésta región, comprendiendo alrededor de 3000 especies de plantas vasculares (Rzedowski y Rzedowski, 1989) y 350 de vertebrados terrestres (Ceballos y Galindo, 1984 citados en Romero y Velázquez, 1999:44)

<sup>2</sup> Se calcula que a principios del s. XX la Ciudad de México contaba con menos de un millón de habitantes y a finales del mismo más de 18 millones (Gutiérrez *et al.*, 2005)

El Gobierno del Distrito Federal (GDF; 2003:16) en su Programa de Desarrollo Urbano, identifica para la Ciudad de México, diferentes dinámicas de crecimiento a lo largo del siglo XX, estableciendo cuatro fases: la primera que abarca el periodo de 1900 a 1930, donde hay un desarrollo intraurbano; la segunda que está relacionada con la industrialización manufacturera de 1930 a 1950; la tercera que va de 1950 a 1980 y habla de una metropolización; y la cuarta, en la cual comienza la formación de la Ciudad-Región o Megalópolis y continúa la expansión demográfica y física de la ZMVM, dando como resultado, una de las más grandes concentraciones del mundo y el agotamiento de los recursos de la región (Figura 1).



**Figura 1.1.** Ilustración donde se muestran las diferentes etapas de crecimiento de la Ciudad de México identificadas por el GDF (2003).

Es en la tercera fase donde se forma la ZMVM<sup>3</sup>, ya que en la década de los 50's se incorporaron a la Ciudad de México los municipios de Naucalpan y Tlalneptla y en el periodo de 1960 a 1980, 53 municipios más del Estado de México (Cabrera, 2007), incrementándose el área urbana un 35% (40,390 ha; Cruz, 2002) y triplicándose la población (GDF, 2003:16).

Lo anterior indica que, por un lado, hay una migración intensa que es externa a la cuenca y que se dirige hacia el Distrito Federal y por el otro, hay una migración del interior de la ciudad hacia sus periferias,

<sup>3</sup> La ZMVM abarca las 16 delegaciones del Distrito Federal, 56 municipios del Estado de México y 1 municipio del estado de Hidalgo (INEGI, 2007)

incluyendo los municipios conurbados del Estado de México y los ubicados fuera de la Cuenca, lo que llevó a la incorporación de nuevos municipios a la ZMCM (*ibíd.*).

De esta forma, la Ciudad de México ha presentado una dinámica de crecimiento caracterizada por el despoblamiento de la ciudad central<sup>4</sup>, ya que para 1950 contenía el 73% del total de la población del Distrito Federal, reduciéndose al 42% en 1970 y al 20% en el año 2000; y una acelerada ocupación que se dio principalmente en el primer contorno, pues de 1950 a 1980 ascendió del 20% al 60%, y en menor medida en el segundo contorno, que pasó de tener el 4% a albergar el 10.2%; por su parte el tercer contorno, es el que actualmente muestra mayor tasa de crecimiento (3.60% entre 1995 y 2000; GDF, 2003:21).

Es así que el proceso de urbanización se ha dado en la periferia urbana y semi-rural del territorio del D. F. con ciclos de expansión, densificación y consolidación por el despoblamiento progresivo de las áreas centrales, estableciéndose en suelo de propiedad pública, privada, ejidal o comunal, que ha sido apropiado irregular o ilegalmente, no cuenta con servicios y por su valor ecológico, no es adecuado para su urbanización (GDF, 2003:31), lo que ha ocasionado la pérdida de vocación habitacional y la subutilización del equipamiento e infraestructura de la zona central y la afectación al medio ambiente por la disminución de los recursos naturales (GDF, 2003:8).

Dentro de las afectaciones al medio ambiente se pueden mencionar: el desequilibrio en el balance hídrico del acuífero de la Cuenca de México por la extracción de agua para consumo de la ZMVM (GDF, 2000), con una sobreexplotación de 47 m<sup>3</sup>/s (Cabrera, 2007); la contaminación del agua (PAOT, 2011:12), siendo Álvaro Obregón, Gustavo A. Madero, Coyoacán, Iztapalapa y Miguel Hidalgo las delegaciones más propensas a este fenómeno (Soto *et al.*, 2000); la contaminación del aire a consecuencia de las emisiones producidas por las industrias y parque automotriz y de las descargas residuales; la contaminación ambiental como resultado del mal manejo de los residuos, ya que no se cuenta con la cultura del reciclaje y reúso y no hay una regulación sobre la disposición final de los mismos; y la contaminación por ruido y vibraciones debida principalmente al hacinamiento poblacional (PAOT, 2011:12).

Con la finalidad de optimizar el ordenamiento territorial, el aprovechamiento del suelo y el respeto al medio ambiente, el 5 de octubre de 1992 es publicada en la Gaceta Oficial del Departamento del Distrito Federal, la Declaratoria de Línea Limítrofe entre el Área de Desarrollo Urbano y el Área de Conservación

---

<sup>4</sup> Las 16 delegaciones del Distrito Federal se encuentran agrupadas, de acuerdo con su localización geográfica, en cuatro unidades de ordenamiento territorial: la Ciudad central, en la cual se encuentran Benito Juárez, Cuauhtémoc, Miguel Hidalgo y Venustiano Carranza; Primer contorno donde están Álvaro Obregón, Azcapotzalco, Coyoacán, Cuajimalpa, Gustavo A. Madero, Iztacalco e Iztapalapa; Segundo contorno que incluye Magdalena Contreras, Tláhuac, Tlalpan y Xochimilco; y Tercer contorno que contempla Milpa Alta (GDF, 2003:20)

Ecológica (CDH, 2005:36), contando con una extensión de 61,082 ha el primero (41% del territorio total del D. F.) y 88,442 ha (59% del territorio total del D. F.) el segundo, comúnmente denominado Suelo de Conservación (GDF, 2003:25).

Este Suelo de Conservación se encuentra en las delegaciones Cuajimalpa, Álvaro Obregón, Magdalena Contreras, Tlalpan, Xochimilco, Tláhuac e Iztapalapa y cubre totalmente a Milpa Alta, también comprende el Cerro de la Estrella y la Sierra de Guadalupe, así como partes de Gustavo A. Madero (CDH, 2005:37). Provee servicios y bienes ambientales a la ciudad que se están perdiendo por el crecimiento desordenado de ésta (GDF, 2003:25).

El cambio de uso de suelo de forestal a agrícola o a urbano por el establecimiento de asentamientos humanos irregulares en el Suelo de Conservación ha provocado la fragmentación de la masa forestal y la pérdida y degradación de suelos y por lo tanto, de los servicios ambientales de regulación como son la infiltración y la captura de carbono, lo que se traduce en un incremento en la vulnerabilidad del área urbana a los fenómenos hidrometeorológicos y en la afectación de la calidad de vida de los poblados rurales, propiciando la pérdida de identidad cultural. Otro fenómeno que se ha dado es la modificación o pérdida de biodiversidad como resultado de la aparición de especies invasoras (PAOT, 2011:45).

Lo anterior muestra que existe una estrecha relación entre el suelo urbano y el de conservación, donde la presencia de uno, transforma y determina la permanencia del otro, formando en conjunto un sistema socio-ecológico, pues son sistemas humano-ambientales interconectados que coevolucionan (Berkes y Folke, 1998; Berkes *et al.*, 2003), como consecuencia y resultado de diferentes dinámicas.

### **1.1.2 El Distrito Federal como un sistema socio-ecológico**

Un sistema socio-ecológico es un sistema ecológico intrínsecamente relacionado y afectado por uno o más sistemas sociales, es decir, un subconjunto de sistemas sociales en los cuales algunas de las relaciones interdependientes entre humanos son mediadas por sus interacciones con unidades biofísicas, por lo que ambos sistemas contienen unidades que interactúan interdependientemente y cada una puede contener subsistemas interactivos, volviéndose un sistema adaptativo que envuelve múltiples subsistemas en múltiples escalas (Anderies *et al.*, 2004:3).

Anderies *et al.* (2004:3), establecen que las relaciones que suceden entre los recursos naturales y los usuarios de estos, dan como resultado el desarrollo de diferentes actividades económicas y la

consecuente generación de infraestructura que las sostenga, lo que propicia la organización social y espacial de estos usuarios. En este sentido, es importante mencionar lo planteado por Martín-López *et al.* (2009:231), quienes consideran como subsistemas del sistema social a las instituciones de gobierno, los grupos locales y los individuos.

Con respecto a lo ecológico Martín-López *et al.* (2009:231) sugieren subdividir al sistema natural de acuerdo a diferentes escalas de intervención, partiendo de las cuencas hidrográficas hasta llegar al nivel de especie ya que las primeras, al ser de una escala más general, están conformadas por uno o un conjunto de ecosistemas, los cuales a su vez, están formados por comunidades y éstas por especies.

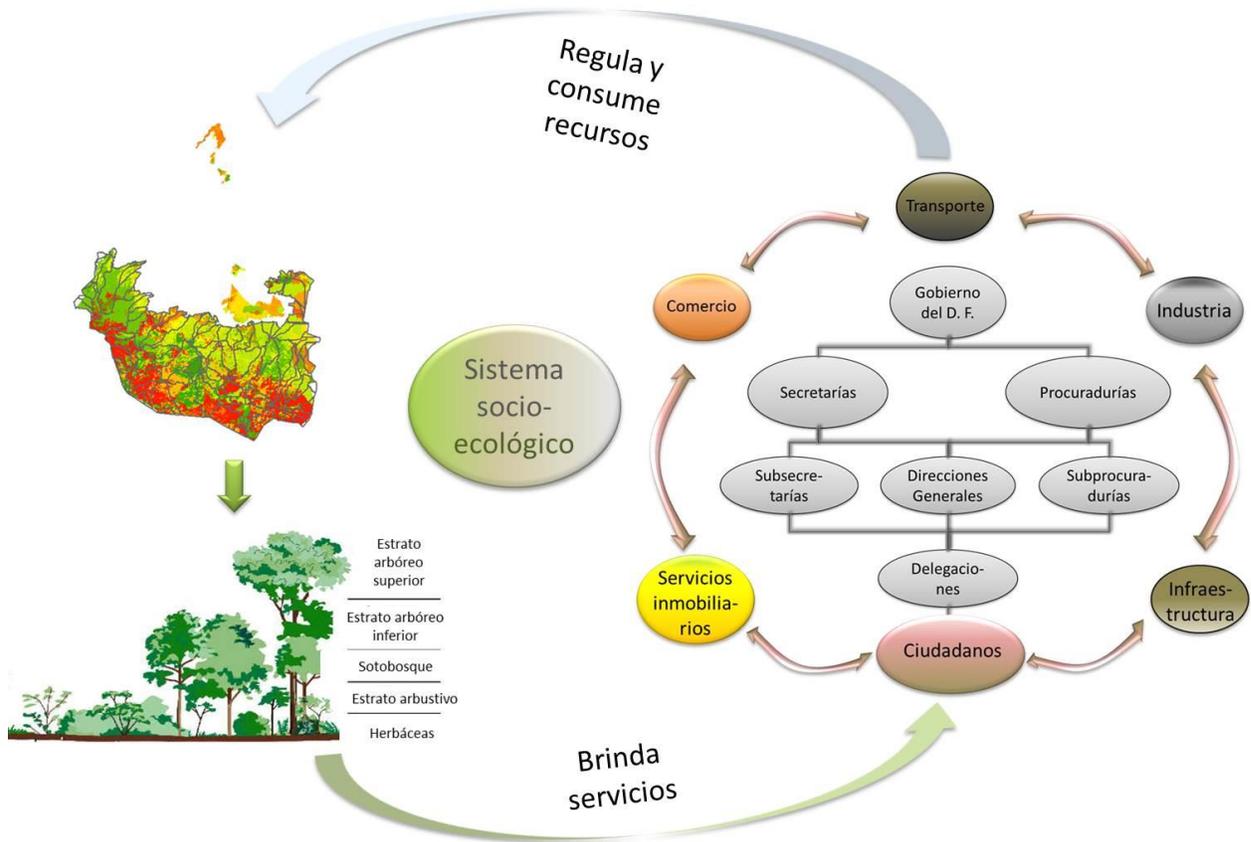
Es así que el D. F. puede ser visto bajo estos esquemas de pensamiento, ya que es una de las 32 unidades administrativas de México cuyo titular es el Jefe de Gobierno, el cual puede auxiliarse de diferentes Secretarías<sup>5</sup> para la administración de las actividades que en él se desarrollan (ALDF, 1998:1 y 22), dentro de las cuales se puede mencionar las económicas, siendo el comercio, servicios, industria y transporte, las principales (SE, 2013; INEGI, 2010). Las Secretarías a su vez, se apoyan de Subsecretarías, Direcciones Generales y Subprocuradurías (GDF, 2000:3-7), formando así un sistema que, de acuerdo con la Declaratoria de la Línea Limítrofe entre el Área de Desarrollo Urbano y el Área de Conservación Ecológica publicada en la Gaceta Oficial del Departamento del Distrito Federal el 5 de octubre de 1992 (GDF, 2003:75), cuenta con un sistema socio-ecológico formado por la Ciudad de México y el Suelo de Conservación que también, pueden ser subdivididos (Figura 2).

El suelo urbano se divide en 16 delegaciones las cuales (ALDF, 1998:53), forman subsistemas que, aunque dependen del Distrito Federal, tienen la facultad de organizarse y dirigirse independientemente; éstas son Gustavo A. Madero, Azcapotzalco, Miguel Hidalgo, Cuauhtémoc, Venustiano Carranza, Benito Juárez, Iztacalco y Coyoacán, así como la parte norte del territorio de Cuajimalpa, Álvaro Obregón, Magdalena Contreras, Tlalpan, Xochimilco, Tláhuac e Iztapalapa, que han sido divididas por la Línea Limítrofe entre el Área de Desarrollo Urbano y el Área de Conservación Ecológica (GDF, 2003:75). Éstas a su vez, están conformadas por colonias y/o Pueblos originarios (IEDF, 2010:6).

---

<sup>5</sup> Secretaría de Gobierno, Secretaría de Desarrollo Urbano y Vivienda, Secretaría de Desarrollo Económico, Secretaría del Medio Ambiente, Secretaría de Obras y Servicios, Secretaría de Desarrollo Social, Secretaría de Salud, Secretaría de Finanzas, Secretaría de Transportes y Vialidad, Secretaría de Seguridad Pública, Secretaría de Turismo, Secretaría de Cultura, Procuraduría General de Justicia del Distrito Federal, Oficialía Mayor, Contraloría General del Distrito Federal, Consejería Jurídica y de Servicios Legales, Secretaría de Protección Civil, Secretaría de Trabajo y Fomento al Empleo, Secretaría de Educación y Secretaría de Desarrollo Rural y Equidad para las Comunidades (ALDF, 1998:22-23)

El Suelo de Conservación por su parte, cuenta con veintinueve unidades hidrológicas, de las cuales veintisiete son microcuencas y dos son planicies de inundación (SMA, 2007:20), éstas pueden albergar uno o más tipos de vegetación: pastizal, bosque de coníferas, bosque mixto, bosque de encino, bosque mesófilo, matorral xerófilo y vegetación acuática y subacuática, que están conformadas por diferentes comunidades que a su vez, están compuestas por asociaciones, formando diversos estratos (Silva *et al.*, 1999:73; figura 2).



**Figura 1.2.** Ilustración donde se muestra el sistema socio ecológico del Distrito Federal

Martín-López *et al.* (2009:231) establecen que los dos sistemas (social y ecológico) y sus subsistemas, se relacionan tanto por las acciones humanas, ya sea por el uso de recursos del ecosistema o por la regulación institucional, como por los servicios ecosistémicos que el segundo brinda a la población del primero. Esto concuerda con lo expuesto por Anderies *et al.* (2004:3), el cual propone que la interacción está dada por el aprovechamiento de recursos para la generación de infraestructura y es normada por los proveedores de dicha infraestructura.

Esta relación se observa en el Suelo de Conservación ya que, aparte de contar con diversos sistemas naturales, también está regido por los planes de desarrollo urbano de las delegaciones que ocupa<sup>6</sup> y por la zonificación planteada en el Programa General de Ordenamiento Ecológico del D. F. (PGOEDF), cuya finalidad es determinar y promover usos de suelo y actividades productivas que garanticen la permanencia de los ecosistemas que generan bienes y servicios ambientales para la población de la Ciudad de México, esto a partir de ocho unidades ambientales<sup>7</sup> (GDF *et al.*, 2000:9 y 21).

La interacción de los diferentes actores puede ser analizada mediante el ciclo adaptativo, el cual se compone de cuatro fases. En las dos primeras (la fase de crecimiento y aprovechamiento y la de conservación), las dinámicas del sistema son predecibles. Mientras la fase de conservación continúa, la accesibilidad a los recursos es cada vez menor, haciendo que el sistema se vuelva con el paso del tiempo, menos flexible y más sensible a los choques externos, lo que lleva a un colapso caótico y a la fase de liberación, que rápidamente da paso a la fase de reorganización, la cual puede ser rápida o lenta y es donde se dan la innovación y las nuevas oportunidades. Estas dos últimas fases en conjunto comprenden un bucle de retroceso impredecible y es la de reorganización la que desemboca en la fase de crecimiento y aprovechamiento, que puede parecerse a la precedente o ser significativamente diferente (Walker *et al.*, 2004:2).

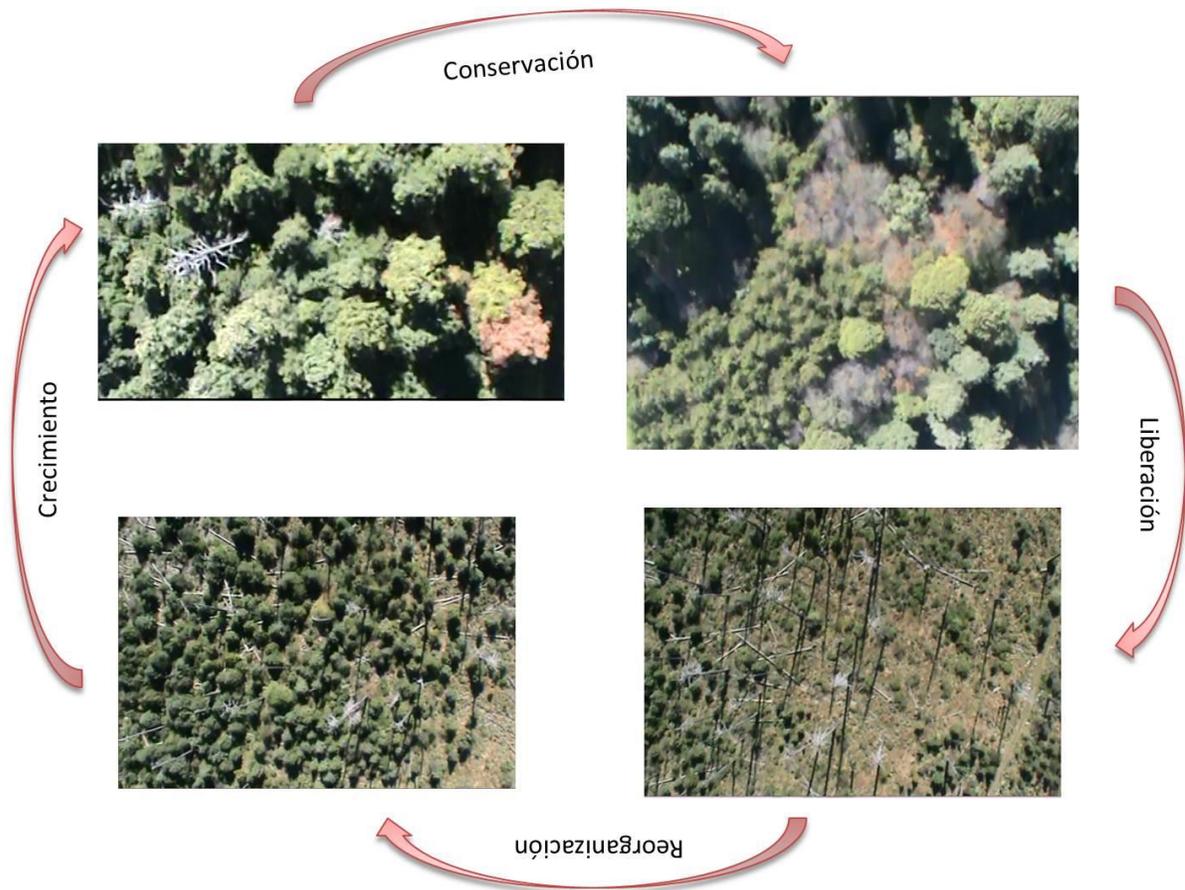
Como ejemplo a lo anterior se puede citar lo observado en el bosque de *Abies religiosa* del Parque Nacional del Desierto de los Leones. Estos bosques comenzaron a mostrar una muerte regresiva en 1981 incrementándose este fenómeno a lo largo de la década. Se trataba de masas forestales que nunca fueron sometidas a un manejo silvícola, por lo que eran sitios con una alta densidad de árboles principalmente maduros, es decir, en la fase de conservación; esta sobrepoblación propició la existencia de individuos estresados que ante la presencia de altas concentraciones de diferentes contaminantes, principalmente ozono, comenzaron a morir o a ser susceptibles al ataque de insectos, dándose así la fase de liberación, donde el ecosistema en algunos casos ha dado paso a la fase de reorganización al permitir el establecimiento de especímenes jóvenes o ha dejado de ser bosque de *Abies religiosa* para convertirse en el llamado "Cementerio", debido a que la fase de reorganización ha sido lenta, probablemente por las

---

<sup>6</sup>De acuerdo con la Declaratoria de la Línea Límite entre el Área de Desarrollo Urbano y el Área de Conservación Ecológica publicada en la Gaceta Oficial del Departamento del Distrito Federal el 5 de octubre de 1992, el Suelo de Conservación ocupa un total de 62,000 ha comprendidas en la parte sur del territorio de Cuajimalpa, Álvaro Obregón, Magdalena Contreras, Tlalpan, Xochimilco, Tláhuac e Iztapalapa, así como la totalidad de Milpa Alta, también se contempla en el PGOEDF, el Cerro de la Estrella, la Sierra de Guadalupe y otras secciones de Gustavo A. Madero (GDF, 2003:25 y 75)

<sup>7</sup> Forestal de Conservación, Forestal de Conservación Especial, Forestal de Protección, Forestal de Protección Especial, Agroforestal, Agroforestal Especial, Agroecológica y Agroecológica Especial (GDF *et al.*, 2000:4)

condiciones poco favorables para la supervivencia de la semilla y plántulas que han sido plantadas en el sitio (Fenn *et al.*, 2002:343-344; Figura 1.3).



**Figura 1.3.** Ilustración de las diferentes etapas del ciclo adaptativo en el bosque de *Abies religiosa* del Parque Nacional Desierto de los Leones. Elaboración propia a partir de imágenes aéreas tomadas el 29 de noviembre del 2013.

El ciclo adaptativo no forzosamente es fijo ya que los sistemas pueden retroceder de la fase de conservación a la de crecimiento y aprovechamiento, o de esta última pasar directamente a la de liberación, o de la de reorganización a la de liberación, ocurriendo a diferentes escalas e interactuando entre escalas (*ibíd.*).

La trayectoria del ciclo adaptativo depende de la resiliencia, adaptabilidad y transformabilidad del sistema, ya que son atributos de los sistemas socio-ecológicos que dan como resultado la emergencia de dinámicas de estabilidad que determinan la habilidad de un sistema para beneficiarse del cambio y adaptarse al mismo (*ibíd.*).

La resiliencia es la capacidad de un sistema de absorber el disturbio y reorganizarse durante el proceso de cambio con el fin de mantener la misma función, estructura, identidad y retroalimentaciones. Para su comprensión y manejo es importante conocer cuatro aspectos cruciales de ésta (Walker *et al.*, 2004:3):

1. Latitud, que es el máximo cambio que el sistema puede sufrir antes de perder su habilidad de recuperación.
2. Resistencia, que se refiere a la dificultad o facilidad con que el sistema cambia.
3. Precariedad, que explica qué tan cerrado es el umbral del estado presente del sistema.
4. Panarquía, ya que la resiliencia dependerá de las influencias de los estados y dinámicas a escalas mayores y menores.

Estos cuatro componentes son los que los actores sociales deben de entender y manejar para lograr la adaptabilidad, siendo ésta la capacidad de los mismos para incidir en la resiliencia y por lo tanto, un componente social que determina un régimen indeseable o deseable del sistema. Walker *et al.* (2004:3) establece cuatro maneras para lograr lo anterior. La primera considera que los actores pueden mover los umbrales lejos o cerca del estado actual del sistema, alterando la latitud; en la segunda se modifica la precariedad al mover el estado actual del sistema lejos o cerca del umbral, o como en el caso de la tercera, haciendo el umbral más fácil o difícil de alcanzar, cambiando la resistencia; y por último la cuarta, donde hay un manejo de las interacciones entre escalas para evitar pérdida de resiliencia a más grandes y catastróficas escalas sociales transformando la panarquía.

Estos umbrales definen el “espacio de estados” del sistema, el cual está compuesto por todas las posibles combinaciones de los valores de las variables que lo componen, creando cuencas de atracción que son una región de éste en donde el sistema tiende a permanecer al contar con las condiciones necesarias para mantenerlo en equilibrio (estado estable). Al haber más de una cuenca de atracción (múltiples estados estables), se genera el denominado “paisaje de estabilidad” el cual está formado por las diferentes cuencas (estados) que el sistema puede ocupar y los límites que las separan (Walker *et al.*, 2004:3).

La probabilidad de que el sistema pase de una cuenca a otra y la trayectoria que éste siga, se explica por tres características de la misma: escarpe, ancho y profundidad, siendo las dos primeras las que determinan la velocidad de retorno y por lo tanto, la estabilidad local, y la tercera la que da noción del tamaño de la perturbación, permitiendo medir la resiliencia ecológica, la cual se refiere al tamaño de la cuenca de atracción, es decir, a la máxima perturbación que puede tener un sistema sin provocar un cambio de estado. Aun cuando no haya un cambio de estado, con el paso del tiempo dichas

perturbaciones pueden reducir el tamaño de la cuenca, produciendo la erosión de la resiliencia del estado actual, volviendo al sistema más sensible a eventos estocásticos que pueden ser externos o internos y creando nuevas cuencas de atracción (Beisner *et al.*, 2003:379; Scheffer *et al.*, 2001:591).

Cuando los actores sociales se identifican a ellos mismos atrapados en una cuenca indeseable que se está volviendo muy ancha y profunda, lo que dificulta su movilidad a otra o se torna extremadamente complicada la reorganización de la misma, se verán obligados a configurar un nuevo paisaje estable ya sea definiendo nuevas variables de estado o con la suplementación de las ya existentes. A esta capacidad de crear un sistema nuevo cuando las condiciones ecológicas, económicas o sociales hacen al actual insostenible, se conoce como transformabilidad que por medio de escenarios de planeación es posible abordarla y entenderla, ya que estos permiten organizar la información de varios cambios que se dan de manera simultánea, así como especular sobre los atributos requeridos (innovación, diversidad y organización en el capital humano) para que la transformabilidad sea posible, facilitando la discusión y acción ante estos (Walker *et al.*, 2004:6).

Por lo que para manejar la vulnerabilidad del ecosistema a choques estocásticos, se vuelve crítica la detección de la erosión gradual de un estado en particular, y para lograrlo es necesario tener un entendimiento detallado tanto del comportamiento individual como de las interacciones de las especies en las comunidades, así como sus retroalimentaciones con los componentes del ambiente (Beisner *et al.*, 2003:380).

Con respecto a los bosques, Scheffer *et al.* (2001:593) indican que estos pueden contar con diferentes estados estables, mencionando los casos de bosques abierto y cerrado, los cuales aparecen a consecuencia de la acción de incendios, por el consumo de semillas y plántulas por parte de los animales herbívoros o por la influencia que han tenido los árboles maduros en la permanencia de los pastos, entre otros, dejando claro que la interacción de los diferentes componentes del bosque, tanto bióticos como abióticos, determinan la estructura y composición y por tanto, las interacciones de competencia, que dan como resultado diferentes estados estables (Gilliam, 2007:849).

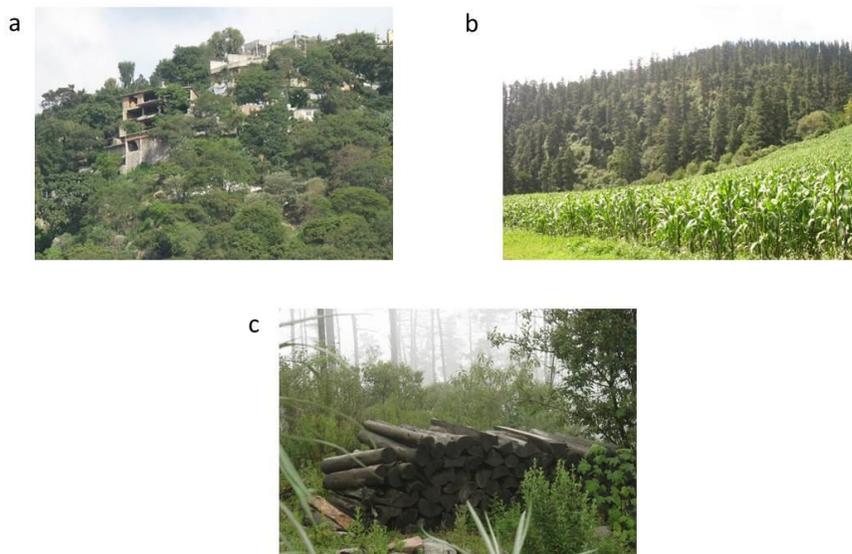
Es así que la composición del sotobosque puede influenciar las dinámicas de germinación y composición del estrato arbóreo, ya sea por la disponibilidad de nutrientes o por la competencia a nivel radicular (Gilliam, 2007:849; Coomes y Grubb, 2000:171), de igual manera, la composición del estrato arbóreo puede influenciar las dinámicas de las especies del herbáceo al alterar la disponibilidad de luz y modificar la heterogeneidad espacial de la fertilidad del suelo (Barbier *et al.*, 2008:1).



### 1.1.3 Estados estables en el Suelo de Conservación

#### 1.1.3.1 Fragmentación de los bosques

El crecimiento de la Ciudad de México se ha caracterizado en los últimos años por la expansión de su periferia como consecuencia del despoblamiento y desconcentración de actividades en sus delegaciones centrales, esto debido tanto al encarecimiento del suelo por parte del mercado inmobiliario como por el establecimiento de usos de suelo más rentables que la vivienda como son, el comercial, de almacenamiento y de servicios (GDF, 2003:31), propiciando que los pobladores de bajos recursos que no tienen acceso ni al mercado formal ni al financiamiento público para su vivienda, recurra a la venta o apropiación irregular del suelo (DGCRNDR citado por CDH, 2005:55). Lo anterior, aunado al crecimiento natural de los poblados rurales, a la crisis agraria, a los problemas legales de tenencia y de división de parcelas y al creciente empobrecimiento de sus pobladores, ha propiciado la fragmentación y deterioro de los bosques del Suelo de Conservación tanto por el establecimiento de asentamientos humanos irregulares, como por la sobreutilización de los bienes y servicios de éste, detectándose 145 parajes de extracción ilegal de madera, 25 bancos de explotación de materiales pétreos, 35 centros de almacenamiento y transformación de productos forestales no autorizados y 100 tiraderos clandestinos de cascajo y basura (GDF, 2002:15; Figura 1.5).



**Figura 1.5.** Fotografías de diferentes problemáticas que enfrenta el Suelo de Conservación: a: Asentamientos irregulares, b: cambio de uso de suelo, c: tala clandestina. Fotografías propias tomadas de febrero a agosto del 2007.

Además de la sobreutilización de los bienes y servicios del Suelo de Conservación, está la pérdida de las prácticas productivas tradicionales, haciendo que desde 1994 el sector agropecuario se encuentre en situación crítica debido a la contracción del gasto público, la desarticulación de los mercados y la baja productividad, lo que ha propiciado el abandono de la tierra y la invasión de la misma (*ibíd.*:16).

La deforestación aparte de generar la fragmentación, ha propiciado la pérdida de biodiversidad al fragmentar los hábitats y disminuir la conectividad del paisaje, limitando los movimientos migratorios de organismos incrementando el riesgo de extinción local de flora y fauna, principalmente de especies endémicas o de distribución restringida (PAOT, 2011:43).

Es así que el Gobierno del Distrito Federal presenta en el 2007 el Plan Verde pensado a 15 años, con la intención de plantear las líneas de acción que el gobierno debe seguir para alcanzar la sostenibilidad en el desarrollo de la Ciudad, esto a partir de siete ejes temáticos, 27 estrategias y 76 metas. Con respecto al Suelo de Conservación, se plantean 4 estrategias, las cuales tienen por objetivo, reducir y revertir la fragmentación de éste, por medio de: 1) la contención del crecimiento urbano y la recuperación de espacios ocupados por asentamientos irregulares, con la ejecución hasta el momento de 3736 recorridos de vigilancia para rescatar 526.52 ha; 2) la reforestación y restauración de áreas afectadas por incendios, pastoreo, plagas y enfermedades, plantándose 9,039,880 árboles; y 3) la reconversión productiva de áreas abiertas a sistemas agroforestales de carácter comercial o de restauración, al haber una reconversión de 760.5 ha a la fecha (GDF, 2011:4, 7, 20, 23 y 24).

### ***1.1.3.2 Acidificación del suelo***

La contaminación atmosférica es un fenómeno que ha estado ligado al desarrollo de la Ciudad de México, ya que por sus dimensiones espaciales y demográficas y por la alta concentración de actividades, las distancias y tiempos de traslado se han incrementado y esto, aunado a la ineficiencia de los sistemas de transporte colectivo, han propiciado que haya una preferencia por el uso del automóvil particular, incrementándose así el parque vehicular y la emisión de gases contaminantes resultantes del uso de combustibles fósiles como son el Dióxido de Carbono (CO<sub>2</sub>), que al reaccionar con la luz genera Ozono (O<sub>3</sub>), Hidrocarburos (HC) y partículas suspendidas totales menores a 10 micras (pm<sub>10</sub>; GDF, 2003:27).

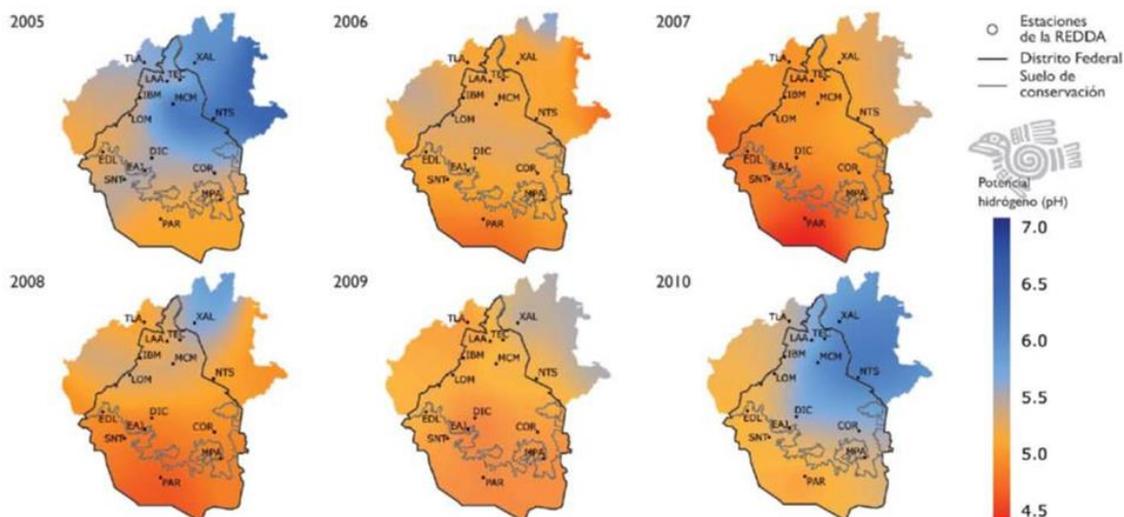
Además de las emisiones generadas, está la dinámica que la fisiografía de la cuenca genera, ya que al ser una cuenca semicerrada, la zona montañosa del suroeste impide la circulación y dispersión de estos, propiciando su permanencia en ella y la aparición de inversiones térmicas (*ibíd.*:28).

Es a partir de 1986 que se comienza un registro sistemático de los niveles de contaminación al instalar la Red Automática de Monitoreo Atmosférico. Para 1989, la cuenca recibía anualmente 4.4 millones de toneladas de contaminantes al año, de las cuales el 76% eran del transporte, 8% de la industria y servicios y 15% de la degradación ecológica. En 1995 se reduce a 2.5 millones de toneladas, donde el transporte sigue siendo el mayor aportador con más del 84%, le siguen la industria y servicios con el 15% y por último la vegetación y suelos erosionados con el 1% (*ibíd.*).

El Informe 2010 presentado por GDF *et al.* (2010), establece que tomando como base el año 1989, la tendencia descendente de las concentraciones de los diferentes contaminantes se mantiene, destacando el dióxido de azufre (SO<sub>2</sub>) y plomo (PbO), los cuales muestran una reducción de 88% y 98%, respectivamente.

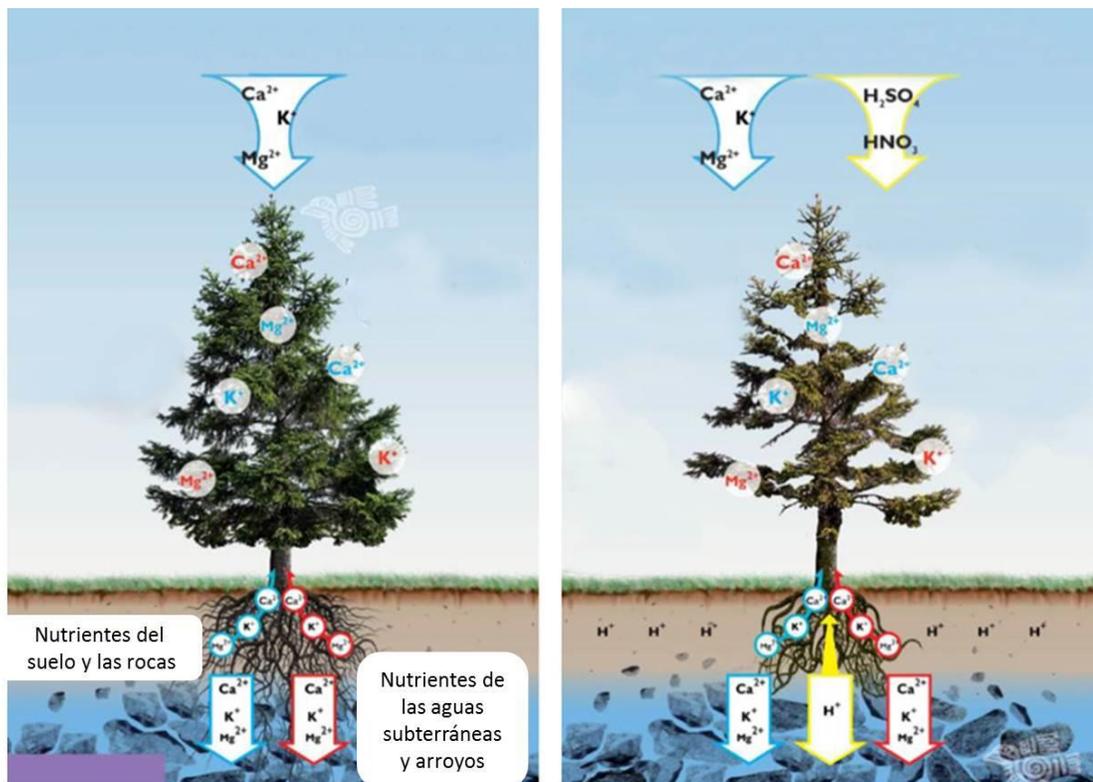
Además del O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub> están los óxido nitrosos (NO<sub>x</sub>), amonio (NH<sub>4</sub>), monóxido de carbono (CO) y otros, los cuales al entrar en contacto con el agua de la atmósfera, la acidifican, generando la denominada lluvia ácida, la cual ha registrado valores de pH de 1994 al 2004 que van de 3.5 a 5.0 en diferentes sitios de la Ciudad de México (CAM, 2002 citada en Calva-Vásquez *et al.*, 2006b:71).

En 2010, el valor más bajo de pH registrado fue de 4.09 correspondiente a la estación de monitoreo Ecoguardas Ajusco y de acuerdo con la distribución presentada en el Informe 2010, es la zona sur la más afectada por este fenómeno, donde los valores de pH fluctúan entre 5.5 y 4.5 (Figura 1.6), siendo los iones de nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y calcio (Ca<sup>2+</sup>), los más abundantes y cloruro (Cl<sup>-</sup>), potasio (K<sup>+</sup>), sodio (Na<sup>+</sup>) y magnesio (Mg<sup>2+</sup>) los de menor concentración (GDF *et al.*, 2010:48).



**Figura 1.6.** Ilustración donde se muestra la distribución de los niveles de acidez del agua de lluvia en el Distrito Federal. Tomada de GDF *et al.* (2010).

De manera natural, la lluvia incorpora elementos de la atmósfera al suelo, el cual los hace disponibles para otros elementos del ecosistema, como pueden ser las plantas, estos a su vez, son devueltos a la atmósfera por los procesos que dichos elementos llevan a cabo, generando así un ciclo o sistema, el cual se altera cuando la lluvia se vuelve ácida, ya que los iones hidrógeno ( $H^+$ ) agregados reemplazan nutrientes como el potasio, volviéndolos no disponibles y propiciando así la declinación del sistema (GDF *et al.*, 2010:51; Figura 1.7), a esto se le denomina acidificación del suelo y se ha identificado en el Parque Nacional Desierto de los Leones por la disminución de magnesio en los anillos de crecimiento de los árboles (Calva-Vázquez *et al.*, 2006a:591) y aunque no precisamente en el suelo, se ha observado la presencia de acidez en la corteza del arbolado de la cuenca de México, encontrando una relación de ésta con la lluvia ácida (Calva-Vázquez *et al.*, 2006b:72).



**Figura 1.7.** Ilustración del proceso de acidificación del suelo. Tomada de GDF *et al.* (2010)

### 1.1.3.3 Debilitamiento de los bosques

Aunada a la acidificación del suelo, la presencia de H<sup>+</sup> altera la síntesis molecular para la fijación del Nitrógeno y por lo tanto, la tasa de desnitrificación y de nitrificación, e inhibe la captación de energía lumínica, la fotorreducción y la foto-fosforilación, además, ocasiona daño a nivel estructural al entrar por los estomas y desplazar al potasio (K), calcio (Ca) y magnesio (Mg) o al colapsar la célula oclusiva, manteniendo el estoma abierto (*ibíd.*).

Es así que los bosques del Suelo de Conservación enfrentan daños tanto estructurales como metabólicos por su interacción con los contaminantes atmosféricos antes mencionados, siendo el O<sub>3</sub> y el SO<sub>2</sub> los que producen mayores efectos tanto en el arbolado como en el sotobosque (Fenn *et al.*, 2002:339), originando la declinación de los mismos (Calva-Vásquez *et al.*, 2006b:72).

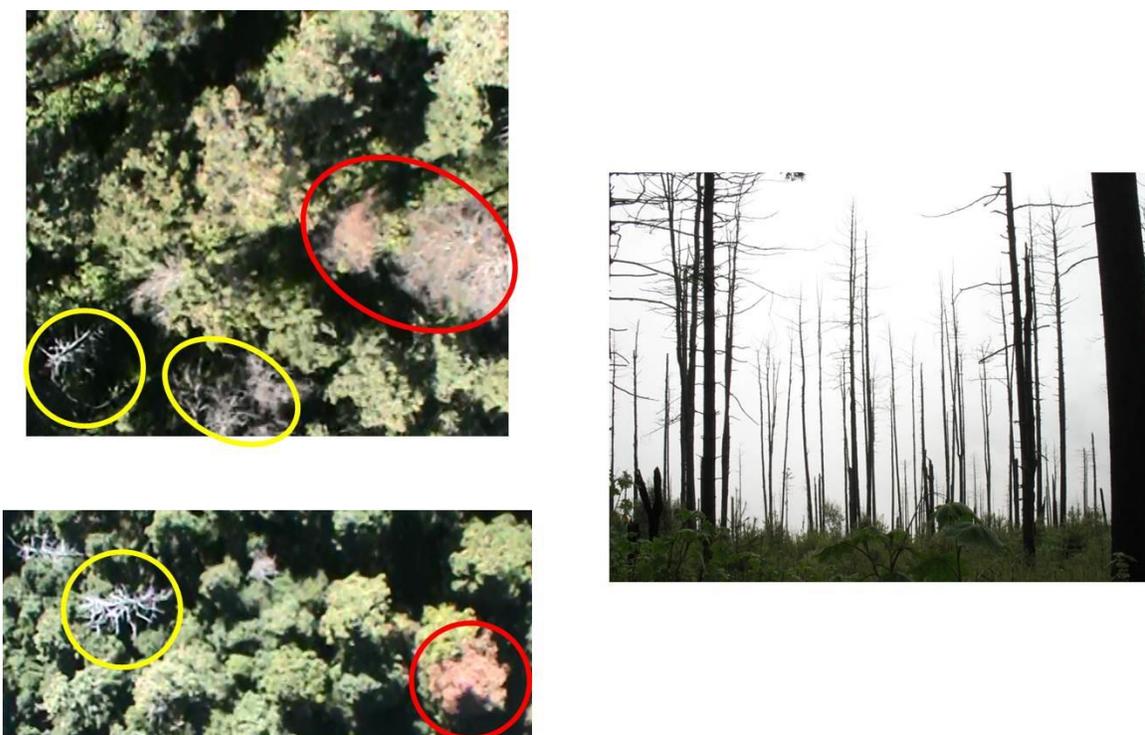
Diferentes autores señalan que el O<sub>3</sub> ocasiona dos tipos principales de daño, uno es la clorosis (Figura 1.8) y otro el enrojecimiento del follaje (Figura 1.9). El primero se da como resultado de la entrada de este gas por el estoma, modificando la función de las células oclusivas y destruyendo las clorofilas A y B y

totales al colapsar al cloroplasto (Hernández, 1984 citado en Rivera *et al.*, 2006), lo que reduce el flujo de carbohidratos a la raíz propiciando el descenso del crecimiento de ésta, que por un lado, limita la actividad micorrízica, mermando en la salud del árbol y por otro, propicia la acumulación de almidones, pudiendo atraer insectos defoliadores (Grant, 1996 citado en González-Medina *et al.*, 2010:8), también incrementa la tasa de respiración al aumentar el gasto energético de la planta, ya que la presencia de este gas desencadena en ella diferentes mecanismos de protección y reparación (CIEMAT, 2008:34).



**Figura 1.8.** Fotografía del fenómeno de clorosis detectado en las acículas de *Pinus Hartwegii* en el Suelo de Conservación. Fotografía propia tomada el 19 de marzo de 2014.

El segundo, de acuerdo con un estudio realizado por Rivera *et al.* (2006), está relacionado con la deficiencia de N, lo que inhibe su resistencia al frío, provocando la muerte del follaje y posteriormente, la caída del mismo.



**Figura 1.9.** Fotografías del daño causado al arbolado del Suelo de Conservación por la exposición a Ozono. Del lado izquierdo se muestra el fenómeno de enrojecimiento del follaje (encerrados en círculos rojos) y la pérdida del mismo (en círculos amarillos) que también se puede observar en la imagen de la derecha. Fotografías propias; izquierda: tomas aéreas obtenidas el 29 de noviembre del 2013 y derecha: 31 de agosto del 2007.

Aunados a los daños estructurales que los bosques enfrentan por la contaminación ambiental, están también aquellos generados por plagas y enfermedades que se han implantado tanto por ésta como por incendios y falta de humedad. Tal es el caso de algunos descortezadores, los cuales han logrado su establecimiento y reproducción gracias a la pérdida de vigor del árbol a causa de estos factores (Alvarado-Rosales y Hernández-Tejeda, 2002; Alvarado *et al.*, 1993:120). Velasco *et al.* (2002:9-10) en su trabajo “Diagnóstico sanitario de los bosques del Distrito Federal”, reportan que son varias las plagas y enfermedades que han sido detectadas, destacándose para el caso de las primeras *Dendroctonus adjunctus*, *Synanthedon cardinalis* Dampf (mariposa cuyas larvas hacen galerías) y *Arceuthobium vaginatum* (Willd.) Presl. subs. *vaginatum* (muérdago enano); y para las segundas los hongos *Graphium sp.*, *Nectria sp.*, *Penicillium sp.*, *Alternaria sp.*, *Hormodendrum sp.*, *Mucor sp.*, *Zygodessmus sp.*, *Stemphyllium sp.*, *Aspergillus sp.* y *Peridermium filamentosum* Peck (Figura 1.10).



Descortezadores



Muérdago

**Figura 1.10.** Fotografías de diferentes plagas y efectos de las mismas en el arbolado del Suelo de Conservación. Fotografías propias tomadas de febrero a agosto de 2007.

Además de los efectos encontrados a nivel de organismo, están también los referentes a nivel ecosistema, ya que la diferencia en sensibilidad entre las diversas especies puede favorecer su permanencia o desaparición, cambiando las relaciones de competencia entre ellas, modificando la estructura y diversidad de éste (CIEMAT, 2008:35), situación que sucede en los bosques del Suelo de Conservación, ya que son los árboles de la especie *Abies religiosa* del Parque Nacional Desierto de los Leones, los más afectados por lo antes descrito (Rivera *et al.*, 2006; Fenn *et al.*, 2002:343-344; Alvarado *et al.*, 1993). También se han observado síntomas de afectación por las altas concentraciones de  $O_3$  en los bosques de *Pinus hartwegii*, siendo los más significativos la clorosis (Figura 1.8) y la disminución en la viabilidad del polen. Esta última por la pérdida de capacidad reproductiva ya que compromete la permanencia de la especie al reducir la variación de genotipos. Dicha permanencia también se ve afectada por la poca regeneración a consecuencia del sobrepastoreo, incendios, colecta excesiva de semilla, tala ilegal de los mejores árboles y la presencia de plagas y enfermedades (Hernández *et al.*, 2001:6, 16).

## **1.2 Problemática**

Con los puntos antes expuestos, se puede observar que los bosques del Suelo de Conservación están enfrentando un proceso de deterioro, entendiendo éste como la transformación del ambiente causada tanto por fenómenos naturales como humanos, que resulta en la reducción o en la pérdida total de las características físicas y biológicas del ecosistema, dando como consecuencia un decremento en la disponibilidad de bienes y servicios que brinda (Landa *et al.*, 1997), siendo los bosques de *Abies religiosa* y en menor medida los de *Pinus hartwegii* los más afectados, tanto por su ubicación espacial como por sus características fisiológicas (Rivera *et al.*, 2006; Fenn *et al.*, 2002:343-344; Alvarado *et al.*, 1993; Hernández *et al.*, 2001:6, 16).

Es así que la heterogeneidad espacial de la cobertura de los diferentes elementos de los bosques de coníferas juega un papel importante en el flujo de energía y materia del ecosistema, afectando su habitabilidad y diversidad, por lo que se requiere de métodos que estimen de manera confiable la fracción de los componentes de esta cobertura, para que posteriormente sean usados para el entendimiento de los procesos atmosféricos y biogeoquímicos (Lobell *et al.*, 2001).

## **1.3 Justificación**

Debido a lo anterior y a la creciente necesidad del gobierno del Distrito Federal de contar con información que le permita determinar el estado de los bosques del Suelo de Conservación, para así establecer estrategias que aseguren su permanencia y por tanto, la de los servicios ecosistémicos, es necesario generar información sobre la distribución espacial de las especies y estratos dominantes en los bosques del Suelo de Conservación que, con el apoyo de otros estudios (vulnerabilidad a contaminación atmosférica, diversidad funcional, entre otros), brinde información a los tomadores de decisión para crear tácticas que aminoren o modifiquen las dinámicas que han propiciado el decaimiento de estos bosques.

## **1.4 Objetivo general**

Determinación y distribución de la fracción de cobertura y riqueza de las especies para el monitoreo de los bosques de coníferas del Suelo de Conservación.

## **1.5 Objetivos particulares**

- Calcular la fracción de cobertura de las especies de coníferas y estratos dominantes en los bosques del Suelo de Conservación mediante un análisis de mezclado espectral.
- Obtener la distribución de biodiversidad alfa a partir de índices de vegetación.
- Identificar los elementos dominantes en los bosques del Suelo de Conservación.
- Generar una biblioteca espectral de los elementos de los bosques del Suelo de Conservación.
- Probar que la técnica de mezclado espectral es sensible en el Suelo de Conservación.

## Capítulo II. Estado del arte

Varios son los estudios que se han llevado a cabo en el Suelo de Conservación (el Plan verde (GDF, 2011), el 5° Informe de Trabajo de la Secretaría del Medio Ambiente (SMA y GDF, 2011), Biodiversidad de la Región de Montaña del Sur de la Cuenca de México (Velázquez y Romero, 1999) entre otros, con la finalidad de conocer el estado de los ecosistemas que lo conforman y así plantear estrategias que aseguren la permanencia de los mismos, sin embargo, los resultados obtenidos de estos en su mayoría son del tipo descriptivo y carentes de un contexto espacial, no teniendo clara la distribución de los componentes principales de dichos ecosistemas.

El mapeo de la vegetación ha sido uno de los objetivos de investigación de la percepción remota para el monitoreo y estudio de los ecosistemas (Kokaly *et al.*, 2003:437) ya que ésta hace posible cubrir grandes áreas a un costo y tiempo menores que con trabajo de campo (Wilkie y Finn, 1996 citado por Cabacinha y de Castro, 2009:2157), además de proveer información espacial continua y de manera periódica, lo que permite observar el fenómeno a diferentes escalas espaciales y temporales (Homolová *et al.*, 2013:2).

Este monitoreo se lleva a cabo a partir del estudio de la reflectividad de las cubiertas vegetales, la cual está determinada tanto por factores externos a la vegetación (atmósfera y configuración del sensor de observación), como por la interacción de la radiación electromagnética y los objetos y la contribución de cada uno de estos (suelo, copas, madera muerta entre otros). Es por estas razones que para poder caracterizar la reflectividad, es necesario eliminar o identificar la contribución de cada uno de estos elementos de la obtenida por el sensor (Gilabert *et al.*, 1997:2-3).

Uno de los métodos más utilizados para reducir la influencia de los factores ajenos a la vegetación son los índices de vegetación, los cuales son indicadores que permiten obtener información referente a la vegetación al minimizar la información relacionada con perturbaciones como las debidas al suelo y condiciones atmosféricas (*ibid.*:3). Al ser una medición del verdor de la copa de la planta, es posible conocer y monitorear a partir de estos las propiedades biofísicas de la misma tales como el índice de área foliar, la fracción de cobertura, arquitectura de copa, fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida, producción primaria neta, entre otros (Zhangyan *et al.*, 2008; Gitelson *et al.*, 2002:76).

El índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI, por sus siglas en inglés) es el más ampliamente usado para estudios de vegetación, tanto para el cálculo de biomasa, índice de área foliar, contenido de clorofila como para la medición de biodiversidad, identificación de especies y de estado fenológico (Gitelson *et al.*, 1996:289; Cabacinha y de Castro, 2009).

Como ejemplo de lo anterior se puede citar el trabajo realizado por Wang y Tenhunen (2004), quienes mapearon vegetación mediante dos métodos de clasificación (el no supervisado de k-medias y el supervisado de distancia mínima), derivados de cambios temporales en el NDVI medido en 1997 a lo largo del Transecto Noreste de China. Dentro de los parámetros que calcularon a partir del NDVI están NDVI máximo, NDVI media, amplitud NDVI, umbral NDVI, longitud total de temporada de crecimiento, fracción de la estación de crecimiento durante el reverdecimiento, tasa de reverdecimiento, tasa de senescencia, NDVI integrado durante la estación de crecimiento y NDVI integrado durante el reverdecimiento/NDVI integrado durante la senescencia. Encontraron que aquellas clasificaciones basadas en mediciones temporales tuvieron mayor precisión que aquellas derivadas del NDVI o de la conjunción de ambas (mediciones temporales del NDVI + mediciones derivadas del NDVI) o de otras mediciones (mediciones temporales de NDVI + tasa de reverdecimiento, tasa de senescencia y NDVI integrado en reverdecimiento/NDVI integrado en senescencia) para ambos métodos. Con lo anterior los autores concluyen que el método de clasificación no supervisada de k-medias basado en medidas temporales de NDVI es adecuado para la clasificación de cobertura de vegetación, pero que es necesario llevar a cabo más investigaciones para mejorar esta aproximación.

La vegetación a lo largo de la superficie terrestre presenta gradientes espaciales lo que resulta en cambios graduales en su densidad o en la composición de especies, en este sentido Ali *et al.* (2013) en su trabajo "Mapping land cover gradients through analysis of hyper-temporal NDVI imagery" exploran el uso de imágenes de NDVI hyper-temporales para detectar y delinear gradientes de cobertura, analizando el comportamiento temporal de los valores de NDVI. Para obtener lo anterior utilizan imágenes MVC MODIS-Terra de Creta, Grecia del periodo de 2000 a 2009, aplicándoles clasificación no supervisada ISODATA combinada con el Análisis de Agrupación Jerárquica (HCA por sus siglas en inglés). Mediante un análisis de regresión múltiple encontraron que la fracción de cobertura (árboles, arbustos, pastos, suelo desnudo, rocas, hojarasca) se relaciona linealmente con los valores de NDVI, siendo la cobertura de árboles la que presentó mayor significancia ( $R^2=0.96$ ), por lo que concluyen que las imágenes hyper-temporales de NDVI son exitosas para detectar y mapear gradientes de cubierta de la tierra.

En cuanto a la composición de especies, la percepción remota ha evaluado diferentes métodos para obtenerla, un ejemplo de esto es el uso del NDVI para identificar la riqueza de especies o biodiversidad alfa, entendiéndose ésta como el número de especies presentes en un área determinada, aunque también se han explorado otros índices. Cabacinha y de Castro (2009) analizan la correlación entre la diversidad florística de 22 fragmentos de bosque de la cuenca alta del río Araguaia en Brasil a partir del índice de Shannon y el de uniformidad de Pielou, los parámetros estructurales de las comunidades (área

basal, volumen cilíndrico), y de las mediciones de parche (área, perímetro, forma, fracción, entre otros), con los índices de vegetación (NDVI, SAVI, EVI, MVI5 y MVI7) derivados de imágenes Landsat/TM adquiridas en dos temporadas, siendo el EVI el que presentó mayor correlación con la diversidad florística y el MVI5 con el de uniformidad.

Estos autores deciden probar diferentes índices de vegetación ya que, a pesar de que el NDVI es el más usado, se ha encontrado que no es un buen indicador de las características biofísicas de la selva, debido a que pierde la linealidad, saturándose rápidamente en condiciones de altas densidades de biomasa. Es así que seleccionan el MVI5 y el MVI7 (Moisture Vegetation Index), que usan la región media del infrarrojo, los cuales relacionan las bandas 4/5 y 4/7, respectivamente de las imágenes Landsat/TM; el ARVI (Atmosphere Resistance Vegetation Index) que corrige problemas ligados con la resistencia atmosférica; el SAVI que disminuye la influencia del suelo y el EVI (Enhanced Vegetation Index) que ayuda a minimizar los efectos de ambos (suelo y atmósfera; Cabacinha y de Castro, 2009).

Otros son los estudios que han reportado las deficiencias que presenta el NDVI para el estudio de vegetación, tal es el caso del estudio realizado por Jiang *et al.* (2006), donde analizan la dependencia de la escala espacial del NDVI y la relación entre éste y la fracción de cobertura a diferentes resoluciones basadas en modelos de mezclado espectral lineal, hallando que el NDVI presenta una fuerte dependencia de escala espacial sobre superficies heterogéneas, indicando que los valores de NDVI a diferentes resoluciones no pueden ser comparables. Además encuentran que la no linealidad del NDVI sobre las superficies parcialmente vegetadas se vuelve prominente con suelos oscuros y con la presencia de sombra, por lo tanto, el NDVI puede no ser el más adecuado para inferir fracción de vegetación con lo que proponen que el uso del índice de vegetación de diferencia escalada el cual es un índice de escala invariante basado en el mezclado espectral lineal de las reflectancias cercana-infrarroja es un enfoque más apropiado y robusto para obtener la fracción de vegetación con datos de percepción remota, especialmente en superficies heterogéneas.

Yang *et al.* (2012) comparan la efectividad del NDVI con respecto a un método de análisis de mezclado espectral (SMA, por sus siglas en inglés), con la finalidad de poder discriminar entre los componentes de vegetación fotosintética y no fotosintética y sombra en un bosque de Enebro-piñonero en Nevada, EUA para así estimar cobertura arbórea en parches perturbados (quemados y extendidos) y no perturbados usando imágenes Landsat/TM. Su estudio arroja que el SMA predice mejor que el NDVI, pero ambos sobre estiman la cobertura arbórea en bosques recientemente perturbados.

Lo anterior demuestra que a pesar de que los índices de vegetación son una herramienta útil para el estudio de la misma, tienen limitaciones cuando se trata de estudios enfocados a determinar la fracción de cobertura e identificación de elementos de ésta, tales como vegetación no fotosintética, sotobosque y el suelo, siendo otros métodos más sensibles a dichos elementos. Uno de estos es el SMA (Okin *et al.*, 2013:267).

El SMA es un enfoque que ha sido aplicado en varios campos de investigación, sobre todo a los relacionados con ciencias de la Tierra, como por ejemplo: para analizar la mezcla de firmas de vegetación y rocas, para determinar los tipos de minerales y abundancias, para relacionar la respuesta de TM (thematic mapper) a la altura y componentes de la cobertura de la vegetación usando la concentración de sombreado-sombra en la imagen o para explicar la variación en la estructura del bosque usando imágenes sombreadas, entre otros (Shimabukuro y Smith, 1991).

Es así que estos métodos han sido ampliamente utilizados en los últimos años con la finalidad de solucionar problemas de mezclado (Okin *et al.*, 2013:267), como ejemplo podemos citar el estudio realizado por Okin *et al.* (2013), en el cual prueban tres técnicas de SMA, el simple, el de múltiples-endmembers (MESMA) y el SMA relativo (RSMA) usando datos de reflectancia nadir ajustada-BRDF de MODIS a 500-m, para obtener la fracción de cobertura de la vegetación verde (GV por sus siglas en inglés), la vegetación no fotosintética (NPV) y el suelo, encontrando que todos los métodos fueron sensibles a la predicción de GV, el MESMA al NPV y el RSMA al suelo.

Otro estudio enfocado en el mapeo de diferentes fracciones de cobertura es el realizado por Olthof y Fraser (2007), en el cual prueban un método de mezclado espectral contra dos enfoques de modelado para obtener la distribución espacial de cinco clases: suelo, pasto, arbustos caducifolios, coníferas y agua a lo largo de un transecto con dirección N-S de 1100 km, cruzando la línea de árboles del país, para lo cual utilizan datos obtenidos tanto de campo como de imágenes Ikonos y Landsat de tres sitios de Canadá, siendo la regresión lineal y los árboles de regresión con cinco bandas espectrales, los que produjeron las mejores estimaciones de fracciones locales, mientras que la inversión lineal de mínimos cuadrados arrojó resultados semejantes cuando el demezclado fue suficientemente determinado.

Además del trabajo anterior está el realizado por Vikhamar y Solberg (2003) cuyo objetivo fue obtener un mapa de la fracción de cobertura de nieve a partir de un demezclado espectral lineal y endmembers constreñidos de nieve, coníferas, ramas u hojas caídas de árboles caducifolios y suelo libre de nieve aplicado a dos imágenes MODIS (Terra Moderate Resolution Imaging Spectrometer) con diferentes condiciones de nieve en un área boscosa del sudeste de Noruega. Probaron 6 tipos de restricciones de

endmembers y las estimaciones obtenidas de estos fueron comparadas con mapas de fracciones de cobertura de nieve derivados de dos imágenes Landsat ETM+, encontrando que el incremento de constricciones mejora la predicción y que el 96% de los pixeles fueron clasificados con menos del 20% de error (unidades absolutas) incluyendo tanto las áreas forestales como las que no lo eran.

Souza *et al.* (2003) mapean cuatro clases: bosque intacto, talado, degradado y regeneración en el Amazonas oriental, a partir de la relación existente entre las fracciones de cobertura de diferentes elementos (vegetación, vegetación no fotosintética (NPV), suelo y sombra) derivadas de modelos de mezclado espectral aplicados a imágenes multiespectrales Satellite Pour L'observation de la Terre (SPOT) 4 y de datos obtenidos de campo y de imágenes IKONOS a 1m de resolución sobre este fenómeno. Por medio de un clasificador de árboles de decisión, definieron el conjunto de reglas para separar las clases usando las imágenes de fracciones, encontrando que el 35% del área correspondía a bosque intacto, el 56% a bosque talado y el 9% a bosque degradado con una exactitud global del 86% con respecto a las dos imágenes IKONOS interpretadas visualmente. También observaron una alta correlación (97%) entre la biomasa viva superficial de las clases y la fracción NPV.

Otra aplicación que se le ha dado a esta técnica es en el campo de la salud forestal, como ejemplo se puede citar la desarrollada por Somers *et al.* (2010), donde prueban la eficacia del MESMA combinado con un algoritmo de ponderación que da prioridad a las longitudes de onda en función de su robustez frente a la variabilidad de los endmembers aplicados a Landsat TM-5 y EO-1 Hyperion, para identificar defoliación en plantaciones de *Eucalyptus globulus* (Labill.), concluyendo que la técnica tiene potencial para ser aplicado tanto en Landsat como en MODIS y SPOT-VEGETATION.

El SMA también puede apoyar al mapeo de especies de interés, como en el caso de la investigación realizada por Silván-Cárdenas y Wang (2010), donde probaron la eficacia de diferentes técnicas de clasificación subpixel basadas en modelos de mezclado espectral lineal y no lineal con y sin restricciones, para mapear la cobertura de copa de la especie invasiva Tamarix en el segmento denominado Forgotten River del Rio Bravo, encontrando que cuando la especie era representada por un solo endmember, el demezclado espectral lineal sin restricciones daba la misma precisión que los que contaban con restricciones parciales o completas, así como también con el no lineal y que la precisión del lineal con restricción completa se incrementaba cuando las clases eran representadas por múltiples endmembers.

Rory *et al.* (2009) por su parte, implementaron un demezclado espectral y árboles de decisión estadísticamente desarrollados para clasificar características de vegetación urbana, tales como especie y condición, entre otras, a partir de imágenes QuickBird y LIDAR (Light Detection and Ranging),

concluyendo que las clases de árbol y cubierta de suelo vegetada pueden ser separadas con precisión, así como las subclases (pastos bien cuidados y mixtos y árboles perenifolios y caducifolios).

Lu *et al.* (2003) aplican un modelo de mezclado lineal para clasificar bosques maduros y en sucesión usando una imagen TM (Thematic Mapper) en la región de Rondônia de la Amazonia Brasileña a partir de tres endmembers (sombra, suelo y vegetación verde), utilizando una solución de mínimos cuadrados con restricciones para demezclar la imagen, indicando que es un método promisorio para distinguir entre los dos tipos de cobertura con una exactitud de 78.2%.

El SMA también puede ser combinado con otras técnicas para la realización de estudios integrales, tal es el caso del realizado por Swatantran *et al.* (2011) en el que emplean la fusión de medidas estructurales del arbolado calculadas con datos LIDAR y de características espectrales derivadas del sensor AVIRIS para estimar biomasa en Sierra Nevada. También combinan los dos sensores para mapear biomasa específica por especie y el estrés a nivel de paisaje. Para clasificar la vegetación aplican el análisis de mezclado espectral con múltiples endmembers (MESMA) a las imágenes AVIRIS obteniendo las fracciones subpixel de vegetación verde, vegetación no fotosintética, suelo y sombra. Para calcular la confiabilidad de los resultados, las mediciones obtenidas con LIDAR, con índices espectrales derivados de AVIRIS y las fracciones obtenidas con MESMA fueron comparadas con las realizadas en campo usando correlaciones lineales, encontrando que los índices de banda de agua y fracción de sombra mostraron una fuerte correlación con la altura de copa ( $r^2=0.69$ ) y explicaron alrededor del 60% de la variabilidad en la biomasa; las variables de LIDAR fueron buenos predictores de la biomasa específica para cada especie ( $r^2=0.77$ ) y la predicción por parte de LIDAR al estratificar los datos de campo, reduce los errores en un 12%. También encontraron que la combinación de la información obtenida por ambos sensores muestra un incremento en el estrés por agua y clorofila en la biomasa. Los autores concluyen que LIDAR es un buen estimador de la biomasa y que, la fusión de datos hiperespectrales ayuda a afinar dichas predicciones al estratificar las especies, proporcionar información sobre el estado del dosel como es el estrés, teniendo un potencial muy alto para estudios enfocados a la dinámica del carbono, ecológicos y de hábitat.

Es así que otro sensor que ha mostrado resultados promisorios para la identificación de especies y otros elementos del bosque es LIDAR, pudiendo citar como ejemplo el trabajo de Kim *et al.* (2009) donde prueban el uso de la intensidad de retorno derivada de LIDAR para diferenciar especies de árboles del Arbolétum del Parque Washington en Seattle, Washington, EUA, esto a partir de relacionar los datos LIDAR (20 puntos/m<sup>2</sup>, tomados tanto en la época en que tienen hojas como en la que no) con la ubicación de los árboles, la especie, altura total, altura de la base de la copa y diámetro de la copa para

ocho especies caducifolias y siete de coníferas. Comparando los valores de intensidad media de los retornos con las copas individuales entre especies, encontraron que estos valores de intensidad no sólo están relacionados con las propiedades de reflectividad de la vegetación, sino también con la presencia o ausencia del follaje y el arreglo del mismo y de las ramas dentro de las copas de los árboles individuales, obteniendo una exactitud de hasta el 90.6%, concluyendo que varias especies pueden ser diferenciadas con datos de intensidad de LIDAR.

Otros métodos que se basan en espectroscopía para el mapeo de coberturas son los probados por Kokaly *et al.* (2003), los cuales utilizaron algoritmos de ajuste de mínimos cuadrados y de eliminación continua, para determinar la distribución de los diferentes tipos de vegetación (artemisa, pastizales, sauces, juncos, otros humedales, pino torcido, pino de corteza blanca, abeto Douglas, abeto y bosques mixtos de abetos subalpinos/Engelmann) encontrados en el Parque Nacional Yellowstone, esto a partir del análisis espectral de los datos de AVIRIS (Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer) adquiridos en agosto de 1996 y de la creación de una biblioteca espectral de las firmas espectrales de las copas. Como resultado encontraron que la clasificación tuvo una exactitud del 74.1%.

También se puede mencionar el trabajo realizado por Kalacska *et al.* (2007) donde a partir de un grupo de firmas espectrales a nivel de la hoja de árboles de bosque seco tropical y lianas y de una imagen hiperespectral aerotransportada, discriminan entre firmas espectrales de árboles y lianas usando tres técnicas de reducción de datos hiperespectrales (análisis de componentes principales, selección de función hacia adelante y vectores de características de energía de ondas), encontrando que ninguno de los métodos logran reducir de manera eficiente la información y que a nivel de la hoja, la porción visible de la hoja fue la más importante para discriminar entre lianas y árboles y a nivel de copa la onda corta del infrarrojo fue la que arrojó mejores resultados en adición con el visible y el infrarrojo cercano.

Pavlic *et al.* (2007) por su parte, utilizan como base un mapa de cobertura del suelo de Canadá de 1 km de resolución producido en 1998 a partir de datos del satélite SPOT VGT para estimar las fracciones de cobertura de coníferas y hojosas dentro de cada pixel de 1 km, al relacionar el clima con mapas de vegetación y uso del suelo creados con imágenes Landsat. Estas fracciones fueron posteriormente divididas en fracciones de especies dominantes usando la información a nivel sub-ecorregión derivada tanto de estadísticas del Inventario Forestal Canadiense como de descripciones de las ecorregiones y de datos topográficos. En total se produjeron 17 mapas de los grupos de especies dominantes a 1 km de resolución los cuales concuerdan con la información obtenida del Inventario.

En febrero de 2013, fue lanzado al espacio la Misión de Continuidad de Datos Landsat (LDCM por sus siglas en inglés) con la finalidad de coleccionar datos e imágenes para ser usados en campos como la agricultura, educación, negocios, ciencia y gobierno (Irons, 2014). Debido a su corto tiempo de vida, pocos han sido los estudios desarrollados en lo que a vegetación se refiere. Como ejemplo se puede citar el trabajo realizado por Jia *et al.* (2014), los cuales llevan a cabo una clasificación de cobertura del suelo calculando un índice de vegetación a partir de imágenes Landsat 8 y 5, encontrando que la primera mostraba mejores ajustes que la segunda (94.6% y 93.7%, respectivamente).

Johnson *et al.* (2014) prueban tres métodos de fusión (Saturación-Matiz-Intensidad, IHS; Transformación Brovey, BT y Transformación Wavelet aditivo, AWT) en una imagen Landsat 8 para obtener una clasificación fina de la cobertura de caña de azúcar mediante Máquinas de Soporte Vectorial. Para probar sus resultados, compararon la imagen Landsat no fusionada con las resultantes de los diferentes procesos, encontrando que la de AWT mostró mayor exactitud que las demás, concluyendo que la fusión tiene el potencial de mejorar la exactitud de la clasificación.

Lo anterior expuesto hace notar que varias son las técnicas desarrolladas para la caracterización de los diferentes componentes de bosques de coníferas siendo los índices de vegetación, el demezclado espectral y la utilización de LIDAR, los mejores métodos para la identificación tanto de especies como de coberturas que no corresponden a la vegetal, pero también tienen sus limitaciones. Tal es el caso de los primeros los cuales requieren datos robustos de inventario para su implementación y LIDAR que además de esto, necesita una densidad alta de puntos por metro cuadrado para que se obtengan resultados congruentes con la realidad.

También es importante remarcar el campo de investigación que ofrece Landsat 8, ya que al ser un sensor nuevo, son pocos los estudios que se han llevado a cabo en el ámbito del monitoreo de la vegetación, por lo que es necesario probar los alcances que éste ofrece para la clasificación de las coberturas de suelo.

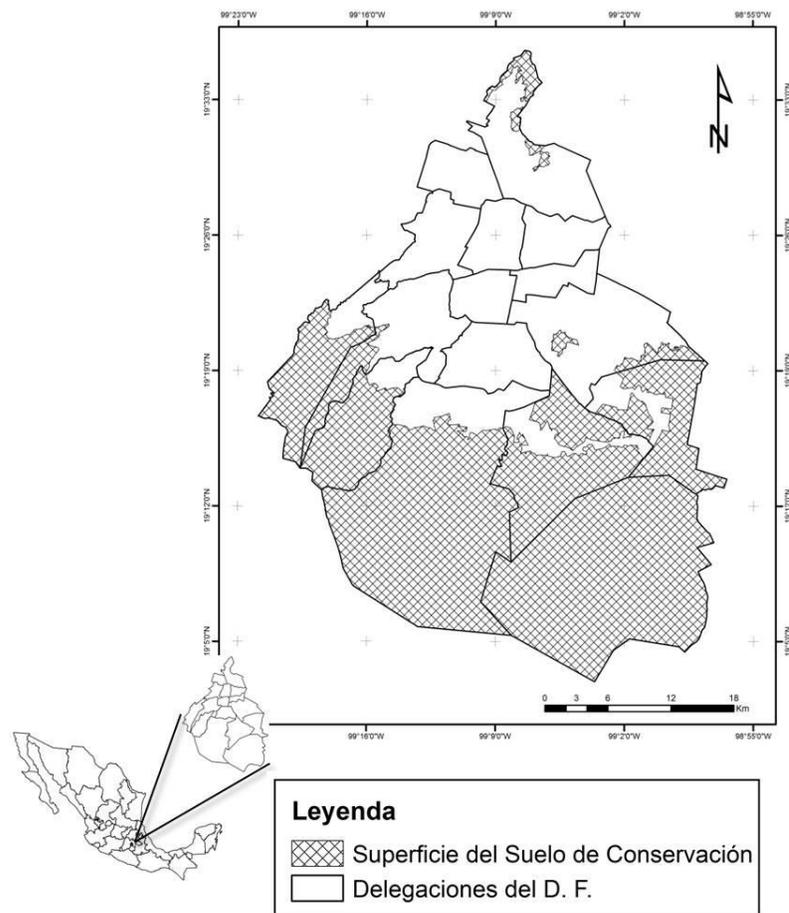
Es por estas razones que en la presente investigación se probará la obtención de riqueza (mediante índices de vegetación) y la de fracción de cobertura de diferentes especies (a partir del SMA), ya que pocos han sido los estudios encaminados al cálculo de estas propiedades tanto en bosques de coníferas como en México, además de que se cuenta con los insumos para su realización (datos de inventario sobre especies, imágenes Landsat 8 y firmas espectrales de diferentes elementos del Suelo de Conservación), así como imágenes de alta resolución espectral para la verificación (World View 2; Souza *et al.*, 2003).

## Capítulo III. Métodos

### 3.1 Área de estudio

El Suelo de Conservación se establece el 5 de octubre de 1992 en la Declaratoria de la Línea Limítrofe entre el Área de Desarrollo Urbano y el Área de Conservación Ecológica publicada en la Gaceta Oficial con la finalidad de optimizar el ordenamiento territorial, el aprovechamiento del suelo y el respeto al medio ambiente (CDH, 2005:36), contando con una extensión de 88,442 ha cubriendo el 59% del territorio total del D. F. (GDF, 2003:25).

Se encuentra en las delegaciones Cuajimalpa, Álvaro Obregón, Magdalena Contreras, Tlalpan, Xochimilco, Tláhuac e Iztapalapa y cubre totalmente a Milpa Alta, también comprende el Cerro de la Estrella y la Sierra de Guadalupe, así como partes de Gustavo A. Madero (CDH, 2005:37).



**Figura 3.1.** Ubicación del Suelo de Conservación en el Distrito Federal.

La mayor parte de su superficie (93%) se localiza en las serranías que delimitan al Distrito Federal, estando rodeado por las Sierras del Ajusco y del Chichinautzin hacia el sur, por la Sierra de las Cruces hacia el suroeste y hacia el oriente por la Sierra Santa Catarina, el 7% restante se encuentra en la zona lacustre de Xochimilco y Tláhuac. La altitud varía de los 2,200 msnm a los 4,000 msnm (CORENA, 2000).

### **3.1.1 Geomorfología y geología**

El Suelo de Conservación se encuentra en la Cuenca de México, la cual se formó por procesos volcánicos y tectónicos que se desarrollaron a partir del Eoceno Superior. Está constituida por dos paisajes geomórficos principales: la planicie, conformada por la llanura lacustre, algunas planicies aisladas, lomeríos bajos y planicies de inundación, y las sierras con geoformas tales como laderas, valles erosivos e intermontanos, pie de montes y cañones (Lugo, 1984 citado por Palma *et al.*, 1999:55), las cuales pueden ser observadas en el suelo de conservación (CORENA, 2000:16).

El tipo de relieve predominante en el Suelo de Conservación es del tipo endógeno (volcánico acumulativo) como resultado de una continua actividad volcánica a fines del pleistoceno y en el holoceno, ubicándose la mayor concentración de volcanes jóvenes en esta zona (Bloomfield, 1975 citado por Palma *et al.*, 1999).

La planicie lacustre en la parte sur de la Cuenca, al haber sido receptora de las corrientes provenientes de las zonas montañosas, está conformada por mantos acumulativos cuyos sedimentos provienen en su mayoría de las explosiones de piroclastos de los volcanes jóvenes (Lugo, 1984 citado por Palma *et al.*, 1999:57).

### **3.1.2 Edafología**

Debido a la complejidad litológica generada por la composición y edad de los materiales eruptivos, así como por las diferencias climáticas a consecuencia de los gradientes altitudinales, las condiciones edafológicas de la región son diversas, habiendo suelos orgánicos y minerales, con espesores entre 50 cm y 200 cm o más, con texturas franco-arenosas en lomeríos, franco-arcilloso-arenoso y franco-arcillolimosos en planicies lacustres y areno-francas en valles intermontanos y con material parental constituido por rocas basálticas, andesíticas, riolíticas, arenas fragmentadas, sedimentos lacustres aluviales, orgánicos y minerales (Palma *et al.*, 1999:60).

Los principales suelos encontrados en el SC son el Andosol húmico y Litosol, otros que se encuentran en menor proporción son Regosol dístico y éutrico, Cambisol éutrico, Feozem háptico y FLuvisol dístico (Palma *et al.*, 1999:61).

### 3.1.3 Clima

En el SC existen dos zonas climáticas (Palma *et al.*, 1999:62):

- Zona templada, con temperatura media anual entre 12°C y 18°C, predomina desde los 2000msnm y los 2900 msnm.
- Zona semifría, con temperatura media anual entre 5°C y 12°C, localizada desde los 3000 msnm en adelante.

Los meses más calientes del año son antes del solsticio de verano y se presentan dos épocas: la húmeda que va de junio a octubre y la seca, que abarca de abril a mayo, siendo abril el mes más seco y mayo el inicio de las lluvias (*ibíd.*).

### 3.1.4 Vegetación

En el SC se encuentran ocho tipos de vegetación: pastizal (con dos comunidades y cinco asociaciones), bosque de coníferas (con tres comunidades y diez asociaciones), bosque mixto (con dos comunidades y cuatro asociaciones), bosque de encinos (con cuatro comunidades), bosque mesófilo, matorral xerófilo (con cinco comunidades y cinco asociaciones), tipos acuáticos y subacuáticos (con dos comunidades y 11 asociaciones), y otros tipos no descritos previamente (con dos comunidades y dos asociaciones; Silva *et al.*, 1999:73).

Más detalles se encuentran en Silva *et al.* (1999).

#### 3.1.4.1 Pastizales

Se caracteriza por la presencia de gramíneas del tipo subalpino y por encontrarse por debajo del límite superior arbóreo y es considerada como una etapa de sucesión de los bosques de coníferas perturbados como consecuencia del fuego para el desarrollo del pastoreo. En esta comunidad se encuentran cuatro asociaciones: *Trisetum spicatum – Festuca tolucensis*, *Festuca tolucensis*, *Muhlenbergia quadridentata - Muhlenbergia ramulosa* y *Festuca amplissima* (Figura 3.2).

#### 3.1.4.2 Bosque de coníferas

Las especies dominantes de este tipo de vegetación corresponden a la familia Pinaceae, con árboles monopódicos, perennifolios y de alturas que oscilan entre los 15 y 20 m de altura. Incluye tres comunidades (Figura 3.2):

- **Bosque de *Pinus hartwegii*.** Forma el piso superior de la vegetación arbórea, pudiendo formar bosques mixtos con *Abies religiosa* o abiertos con zacatonal. Crece entre los 2900 y 4100 msnm, con temperaturas promedio de 8°C, con una precipitación de 1200 mm anuales y suelos poco desarrollados. Cuenta con un estrato arbóreo y uno herbáceo dominado por pastos amacollados, reportándose dos asociaciones: *Muhlenbergia quadridentata* – *Pinus hartwegii*, *Festuca tolucensis* – *Pinus hartwegii*.
- **Bosque de *Pinus spp.*** Se establece entre los 2350 y 3100 msnm, en climas templados húmedos con precipitación media anual de 900 mm y temperatura de 10°C a 14°C. El estrato arbóreo está constituido por diversas especies del género *Pinus* (*P. montezumae*, *P. hartwegii*, *P. rudis*, *P. pseudostrobus*) que pueden coexistir con especies de *Quercus*, *Juniperus*, *Arbutus* y *Alnus*. En el estrato arbustivo se encuentra principalmente *Eupatorium*, *Senecio*, *Arctostaphylos*, *Baccharis*, *Stevia* y *Buddleja*. El herbáceo está dominado por pastos de los géneros *Muhlenbergia*, *Bromus*, *Stipa*, *Stevia*, *Archibaccharis* y *Salvia*. De los 2350 a 2600 msnm, domina la subcomunidad de *Pinus leiophylla* coexistiendo con especies del género *Quercus* formando un estrato arbóreo de 8 a 12 m; la de *Pinus montezumae* por su parte, se desarrolla entre los 2500 y 3100 msnm, midiendo entre 20 y 30 m de altura, pudiendo mezclarse con *P. leiophylla*, *P. ocarpa*, *P. pseudostrobus*, *P. rudis*, *Quercus*, *Abies*, *Alnus* y *Salix*. Dentro de las asociaciones registradas en estas comunidades están: *Festuca tolucensis* – *Pinus montezumae*, *Muhlenbergia quadridentata* – *Pinus montezumae*, *Muhlenbergia macroura* – *Pinus spp.*
- **Bosque de *Abies religiosa*.** Se desarrolla entre los 2400 y los 3800 msnm; en pendientes moderadas a escarpadas, principalmente en cerros o cañadas protegidas de vientos fuertes e insolación; con suelos profundos bien drenados, ricos en materia orgánica y húmedos. El clima es templado húmedo con una precipitación media anual de 900 a 1500 mm y temperaturas de 7.5°C a 14°C. El estrato arbóreo puede estar conformado por uno o dos estratos, donde la especie dominante es *Abies religiosa* y las codominantes *Pinus*, *Quercus*, *Alnus*, *Salix* y *Cupressus*. El estrato arbustivo puede ser muy abundante en zonas perturbadas, presentándose plantas de los géneros *Senecio*, *Arctostaphylos*, *Arbutus* y *Salix*. En el caso del herbáceo es posible encontrar *Senecio*, *Baccharis*, *Salvia* y *Eupatorium*. Las asociaciones encontradas en este bosque son: *Senecio angulifolius* – *Abies religiosa*, *Senecio barba-johannis* – *Abies religiosa*, *Alnus spp.* – *Abies religiosa*, Musgos – *Abies religiosa*, *Pinus spp.* – *Abies religiosa*.

### 3.1.4.3 Bosque mixto

Está conformado por la existencia de latifoliadas y pináceas, pudiéndose identificar dos comunidades bien definidas (Figura 3.2).

- **Bosque de *Pinus spp.* – *Quercus spp.*** Es la más representativa y está constituida por diferentes especies del género *Quercus* (*Q. laeta*, *Q. deserticola*, *Q. crassipes* y *Q. obtusata*) y del género *Pinus*, siendo el principal representante *P. leiophylla*. El estrato arbustivo presenta la mayor riqueza florística, sobresaliendo los géneros *Arctostaphylos*, *Eupatorium* y *Salvia*.
- **Bosque de *Pinus spp.* – *Alnus spp.*** Es una comunidad donde se mezclan algunos individuos de *Abies religiosa*, identificándose tres asociaciones: Trisetum altijugum – *Alnus spp.*, *Pinus spp.* – *Alnus spp.*, *Pinus motezumae* – *Alnus spp.*

### 3.1.4.4 Bosque de encino

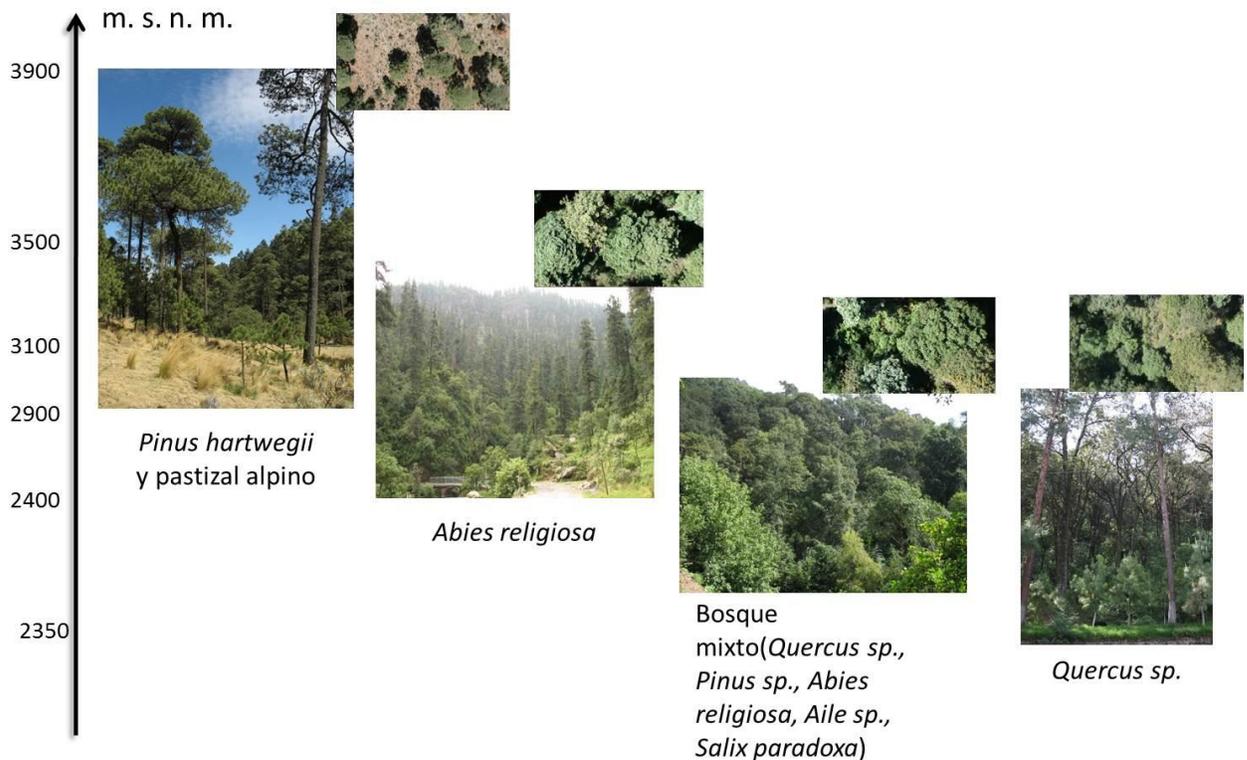
Se localiza entre los 2350 y 3100 msnm, pudiendo formar un gradiente con el bosque mesófilo entre los 2600 y 2800 msnm o con el de *Abies religiosa* entre los 2600 y 2800 msnm. La precipitación oscila entre los 700 y 1200 mm, ubicándose en laderas expuestas a la insolación y corrientes de aire. Pueden ser perenifolios o subperenifolios. Los árboles dominantes son del género *Quercus* (*Q. laeta*, *Q. deserticola*, *Q. crassipes* y *Q. obtusata*), que alternan con otros géneros como *Pinus*, *Cupresus*, *Clethra* y *Garrya*. Los géneros más abundantes en los estratos arbustivo y herbáceo son *Stecia*, *Senecio*, *Baccharis*, *Brickellia*, *Symphoricarpos*, *Castilleja*, *Desmodium*, *Muhlenbergia* y *Valeriana* (Figura 3.2).

### 3.1.4.5 Bosque mesófilo de montaña

Se localiza en las partes bajas de las cañadas y laderas abruptas, entre los 2500 y 2800 m.s.n.m, con una precipitación media anual de 1000 mm. El estrato arbóreo está conformado por especies como *Acer negundo var. mexicana*, *Alnus arguta*, *Buddleja cordata*, *Clethra mexicana*, *Cornus disciflora*, *Ilex tolucana*, *Meliosma dentata*, *Salix oxilepis* y *Symplocos prionophylla*; mientras que el arbustivo se encuentra dominado por *Archihaccharis sescentipes*, *Cestrum anagyris*, *Eupatorium lucidum* e *Irsine ajuscana*, entre otras; en el herbáceo por su parte, predominan *Adiantum andicola*, *Asplenium monanthes*, *Bidens ostruthioides*, *Eupatorium isolepis*, *E. oligocephalum*, *Physalis stapelioides* y *Salvia mexicana*.

### 3.1.4.6 Matorral xerófilo

Se encuentra sobre laderas de roca ígnea de edad relativamente reciente, presentando una altura de 2 a 4m con una fisionomía achaparrada, irregular y caótica. Las comunidades identificadas son: Matorral de *Quercus spp.*, *Quercus-Arctostaphylos polifolia*, *Quercus rugosa*, Matorral de *Senecio preacox*, Matorral de *Hechtia podantha*, *Hechtia podantha-Agave horrida*, Matorral de *Bursera cuneata*, Matorral de *Salix cana*.

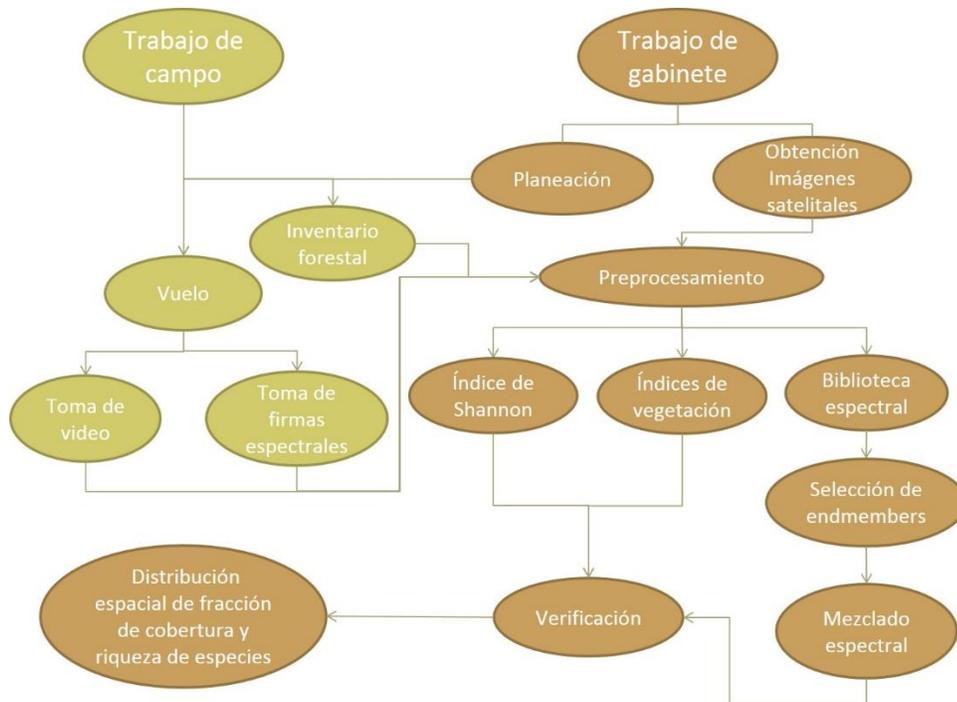


**Figura 3.2.** Ilustración de la distribución altitudinal de diferentes tipos de vegetación que se encuentran en el Suelo de Conservación. Fuente: elaboración propia a partir de la información descrita por Silva et al. (1999)

### 3.2 Adquisición de los datos

En esta investigación se desarrollaron dos estudios, en el primero se calcularon diferentes índices de vegetación para predecir biodiversidad alfa y en el segundo se implementaron dos modelos para obtener las fracciones de cobertura de diferentes especies y otros elementos de los bosques del área de estudio (Figura 3.3).

Para poder calcular las fracciones de cobertura a partir de una imagen satelital, es necesario demezclar dicha imagen, es decir, convertirla de pixeles mezclados o DNs (niveles digitales) o reflectancias, a una colección de firmas espectrales constituyentes o endmembers con sus correspondientes fracciones o abundancias, las cuales indican la proporción de cada endmember en el pixel (Adams y Gillespie, 2006:127; Keshava y Mustard, 2002:44). De manera general esto puede ser visto como un problema de inversión generalizado, que estima parámetros que describen a un objeto a partir de las observaciones de una señal que ha interactuado con dicho objeto antes de llegar al sensor (Keshava y Mustard, 2002:44). Por lo tanto, se requiere tanto de una imagen como de un conjunto de endmembers que representen las clases que se busca identificar. El método para obtener estos elementos se muestran en la figura 3.3 y se detalla en los apartados siguientes.

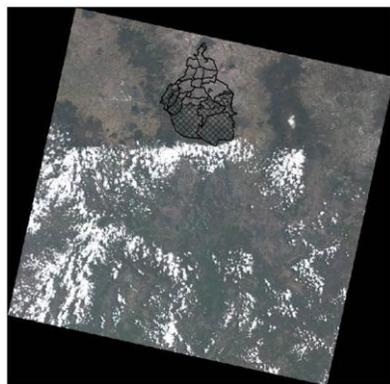


**Figura 3.3.** Diagrama donde se muestra la metodología implementada en la para la obtención de riqueza y fracción de cobertura.

### 3.2.1 Adquisición y procesamiento de las imágenes de satélite y de vegetación y uso de suelo

Para la obtención de los Índices de Vegetación (IV) y del tipo de cobertura de suelo al que correspondían las firmas espectrales, se construyó un mosaico a partir de 8 imágenes multispectrales (4 bandas: azul, verde, rojo e infrarrojo cercano) y 8 pancromáticas QuickBird tomadas el 25 de febrero de 2008, el cual se ortorrectificó en ENVI 4.3 mediante GCPs (ground control points), usando el modelo de elevación digital de 1m de resolución, elaborado por el Dr. José Luis Silván Cárdenas a partir de datos LIDAR, posterior a esto se fusionaron el multispectral y pancromático con la finalidad de mejorar la resolución espacial de la primera (0.6 m x 0.6 m) y así ayudar al análisis visual de la misma.

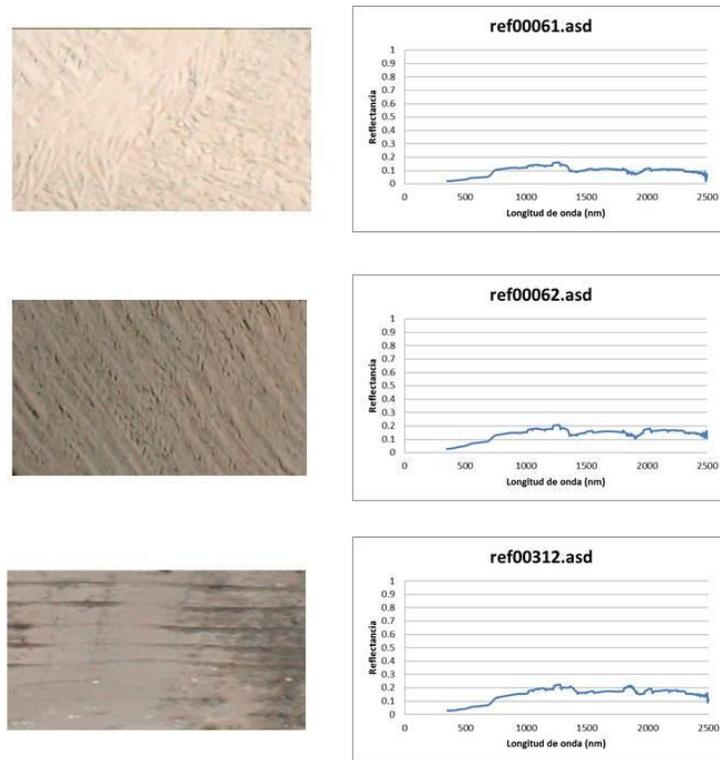
Las fracciones de cobertura se calcularon a partir de una imagen multispectral Landsat 8 del sensor OLI (9 bandas: aerosoles costero, azul, verde, rojo, infrarrojo cercano, SWIR 1 y 2, pancromática y cirrus) tomada el 5 de junio del 2013 a las 17:02:03 horas del path 26 y row 47, en la cual se encuentra el área de estudio (Figura 3.4), con nivel de procesamiento 1T, por lo que la ortorrectificación no fue necesaria. Se seleccionó esta imagen ya que es la más cercana a la fecha de toma de las firmas espectrales aéreas usadas para el análisis de mezclado espectral. Las bandas del Aerosol costero, SWIR 1, SWIR 2, Pancromático, Cirrus, Infrarrojo térmico (TIRS 1 y TIRS2) no se usaron ya que no brindaban información relevante para el estudio.



**Figura 3.4.** Ilustración donde se muestra la ubicación del Distrito Federal y Suelo de Conservación en la imagen satelital Landsat 8 OLI empleada para obtener las fracciones de cobertura.

Debido a que el demezclado espectral requiere la imagen en valores de reflectancia, ésta fue calculada por el método de línea empírica, que es un tipo de corrección atmosférica que provee una alternativa de modelación radiativa, pues genera una calibración de reflectancia de la superficie de manera relativamente simple, a partir de una serie de mediciones hechas a objetivos invariantes de la superficie en el tiempo (Karpouzli y Malthus, 2003:1143). También asegura un buen ajuste entre las firmas aéreas y permite llevar a cabo la comparación de los dos modelos de demezclado espectral implementados.

Las mediciones invariantes consideradas para este estudio fueron 20 firmas espectrales aéreas de suelo desnudo, formando una biblioteca espectral que se introdujo en el programa ENVI 4.2 para procesarlas y generar la imagen en reflectancias (Figura 3.5).



**Figura 3.5.** Ilustración donde se muestran 3 ejemplos de la toma aérea (a la izquierda) y su respectiva firma espectral (a la derecha) de las superficies de suelo desnudo usadas para la calibración del método de línea empírica.

La verificación de los modelos de demezclado espectral se hizo a partir de un mosaico de imágenes World View 2 (WV2) que fueron tomadas el 28 de marzo de 2013, se decidió utilizar este sensor ya que es la más cercana a las fechas de adquisición de las firmas espectrales y de la imagen Landsat 8 y porque Centro Geo ya contaba con esta información, pues fue adquirida para un proyecto de INEGI, además de tener una resolución espacial de 0.5m lo que la hace adecuada para el proceso de verificación (Olthof y Fraser, 2007).

Centro Geo entregó un mosaico de dos imágenes las cuales contaban con corrección radiométrica, ortorrectificación, corrección atmosférica y fusión de las bandas multispectrales con la pancromática. La calibración radiométrica se calculó a partir de los coeficientes de calibración proporcionados por el

proveedor, ya transformadas en radiancia, se ortorrectificaron a partir del modelo digital de elevaciones (MDE) generado con LiDAR a un 1m de resolución y mediante el método de interpolación lineal para las bandas multiespectrales y un remuestreo por convolución cúbica para la banda pancromática en el programa ENVI 4.2 usando los coeficientes de función racional polinomial también proporcionada por el proveedor. Una vez ortorrectificadas, se transformaron a reflectancia de superficies con el algoritmo ATCOR3 disponible en PCI Geomatics para después fusionarlas y crear el mosaico.

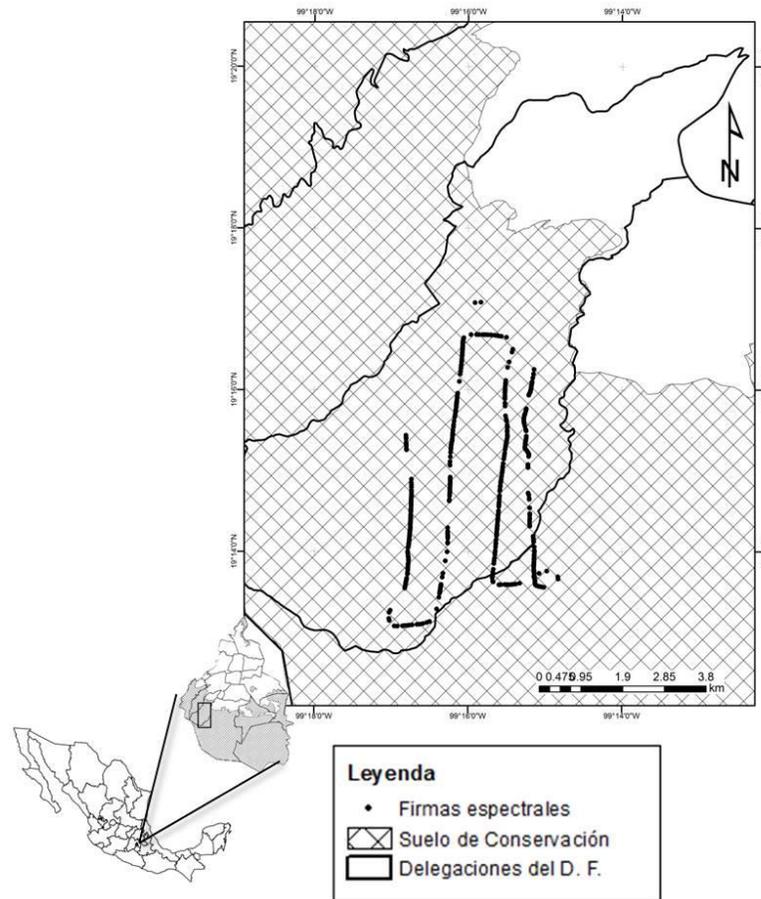
Además del mosaico de WV2, se empleó una capa de vegetación y uso de suelo creada por DOETMAA *et al.* (2009) tanto para la clasificación de éste como para evaluar la distribución de las clases obtenidas por los modelos de demezclado.

Esta capa se generó a partir de la interpretación visual a una escala 1:10 000 de cuatro imágenes QuickBird del año 2005 (multiespectral a 2.4 m y pancromática a 0.6m) trazando polígonos para cada tipo de uso de suelo y vegetación, verificados con recorridos de campo y con cinco SPOT del 2008 (multiespectral a 5 m y pancromática a 2.5 m; GDF, 2012:34).

### **3.2.2 Toma de datos en campo**

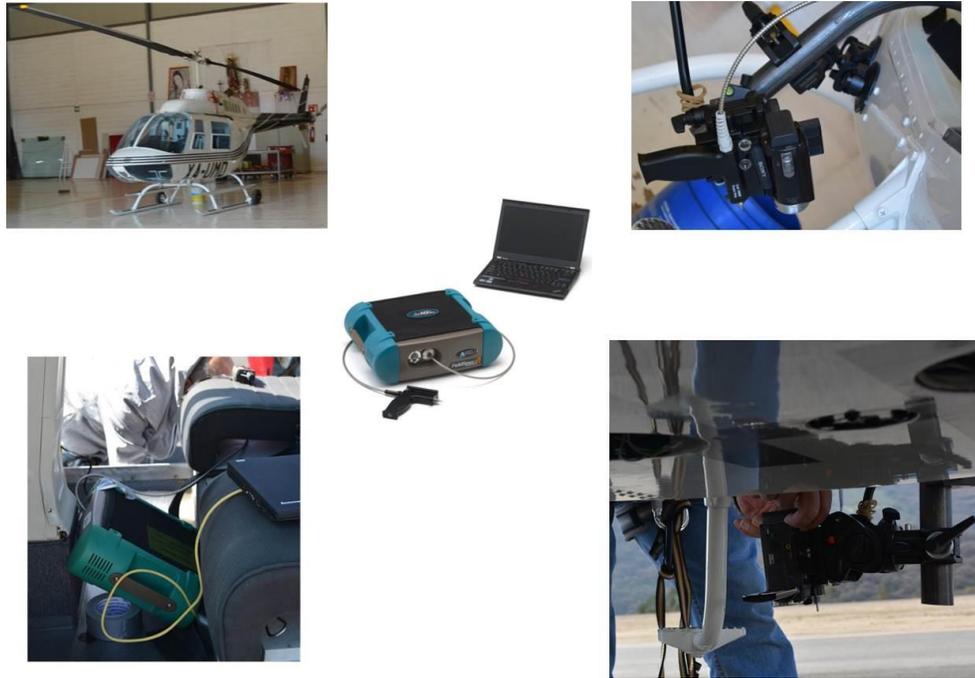
Uno de los objetivos del proyecto del cual se deriva esta investigación fue la creación de dos bibliotecas espectrales, terrestre y aérea, de las especies más representativas del Suelo de Conservación (coníferas principalmente) con la finalidad de poder obtener firmas para la generación de modelos radiativos del dosel. La terrestre se generó a partir de mediciones hechas en tierra y la segunda con un vuelo llevado a cabo el 7 de junio de 2013 en helicóptero sobre las áreas correspondientes a la delegación Magdalena Contreras y a una pequeña porción de Tlalpan (figura 3.6), que son zonas donde la cobertura forestal está dominada por coníferas.

Como esta investigación extrajo los endmembers de la biblioteca espectral aérea, sólo se describe la creación de ésta.



**Figura 3.6.** Ilustración de la ubicación de las firmas espectrales de reflectancia aéreas tomadas.

La toma de las firmas se hizo con el espectrorradiómetro Field Spec. 4 Std. Res. (el cual toma firmas espectrales en el rango de 350 a 2500 nm del espectro electromagnético) por medio de la pistola, la cual se colocó en la parte exterior del helicóptero. También se instaló una cámara de video con la finalidad de tener una grabación del vuelo y así poder realizar una identificación visual de las clases a las cuales pertenecían las firmas obtenidas (Figura 3.7).



**Figura 3.7.** Fotografías donde se muestra el montaje del espectrorradiómetro y la cámara de video en el helicóptero para la toma de las firmas espectrales aéreas. Fotografías brindadas por personal del Instituto de Geografía de la UNAM, tomadas el 7 de junio del 2013.

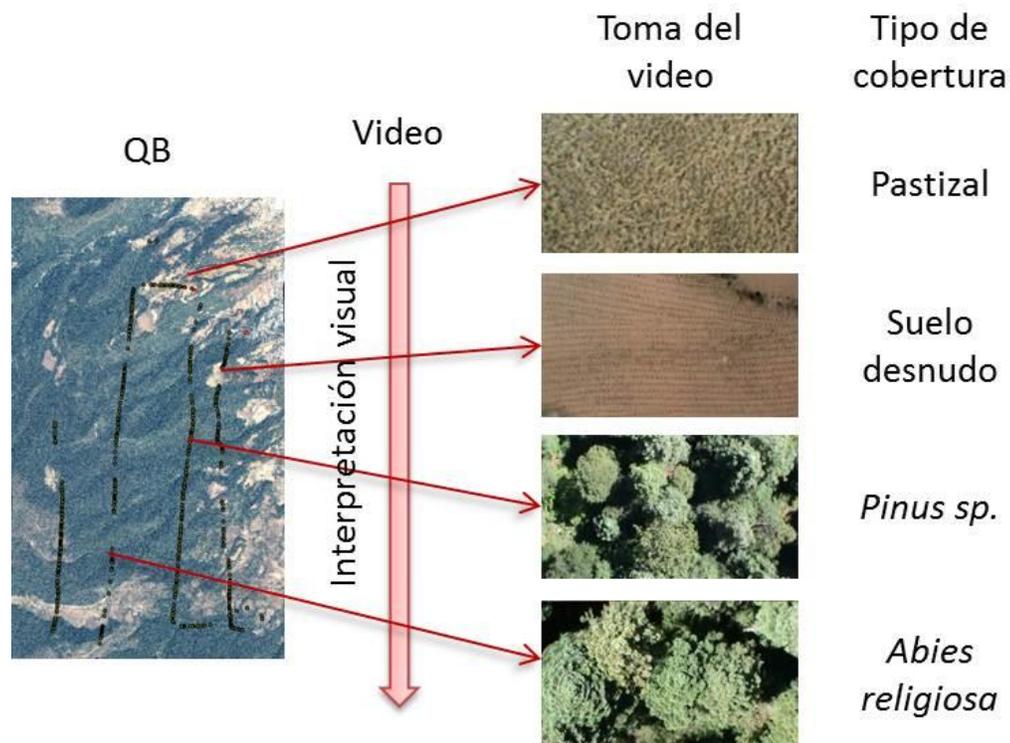
Para asegurar la precisión de la ubicación de las firmas se utilizó el sistema GPS NAVCOM, instalando una antena de referencia de punto de ubicación conocido y otra sobre el helicóptero.

### 3.2.3 Procesamiento de la biblioteca espectral

Una biblioteca espectral es el acervo de las curvas de referencia de reflectancia espectral de varios tipos de materiales (suelos, rocas, plantas, entre otros; Lillesand *et al.*, 2004:390); es así que para el proyecto se creó un aérea conformada por 416 firmas en total, las cuales se transformaron a formato ASCII con el programa ViewSpecPro para posteriormente identificar el tipo de cobertura al que pertenecían.

Debido a que las firmas espectrales no contaban con referencia espacial y existía un desfase entre la hora de toma del sistema GPS NAVCOM y del espectrorradiómetro, fue necesario aplicar un análisis de series de tiempo del NDVI derivado de las firmas tomadas y de la imagen en los puntos GPS, para así identificar el tiempo de diferencia al hacer coincidir ambos valores (el NDVI de la firma y de la imagen en el punto GPS) el cual se determinó en 2 minutos 19 segundos.

Ya teniendo corregido el desfase, se procedió a la identificación del tipo de cobertura a la que correspondía cada firma espectral. Esto se obtuvo mediante la interpretación de un video que se grabó a la par de las firmas espectrales. Para identificar la zona a la que pertenecía cada toma del video, se determinó la relación de tiempo entre el video y las firmas, comparando las formas observadas en él con la cobertura donde caía el punto GPS de la firma en la imagen QuickBird (Figura 3.8). Se tomaron como referencia los caminos, construcciones, campos agrícolas y geoformas, ya que son elementos que permanecían invariantes o presentaban poco cambio en el video con respecto a la imagen.



**Figura 3.8.** Ilustración del proceso por el cual se obtuvo el tipo de cobertura para cada firma espectral.

En total se identificaron 10 clases de cobertura: bosque de *Abies religiosa*, bosque de *Pinus sp.*, bosque mixto, camino, construcción, cultivo, sotobosque, pastizal, suelo desnudo y sombra (Tabla 3.1).

**Tabla 3.1.** Número de firmas por clase de cobertura

<b>Cobertura</b>	<b>No. De firmas</b>
Copa de <i>Abies religiosa</i>	174
Copa de <i>Pinus sp.</i>	36
Copa de bosque mixto	104
Camino	4
Construcción	3
Cultivo	22
Sotobosque	35
Pastizal	5
Suelo desnudo	30
Sombra	2
<b>Total</b>	<b>415</b>

#### **3.2.4. Selección de endmembers**

Ya obtenida la cobertura a la que pertenecía cada firma se prosiguió con la selección de endmembers.

El primer paso en el análisis de mezclado (SMA) espectral es la selección de endmembers y es la clave para la exactitud del mismo. Ésta involucra la identificación, tanto del número, como del tipo de endmember y su correspondiente firma espectral, cuidando que la variabilidad espectral del pixel esté bien representada y que sea con el menor número posible de estos, ya que demasiados o muy similares, producen imágenes de fracción de endmember que pueden ser imprecisas para la clasificación (Somers *et al.*, 2011:1604).

Para lograr una solución única del SMA, el grupo de endmembers debe ser linealmente independiente, es decir, evitar la colinearidad. El límite teórico del número de endmembers en una escena es igual al número de canales espectrales más uno, pero normalmente el total identificado y usado puede ser mucho menor, típicamente entre 3 y 7, dependiendo de del número de canales y de la variabilidad espectral de los componentes de la escena (Keshava y Mustard, 2002:50).

Las firmas espectrales de los endmembers pueden obtenerse de librerías espectrales construidas en campo o en mediciones de laboratorio, usando una base de suelo o con espectrorradiómetros portátiles,

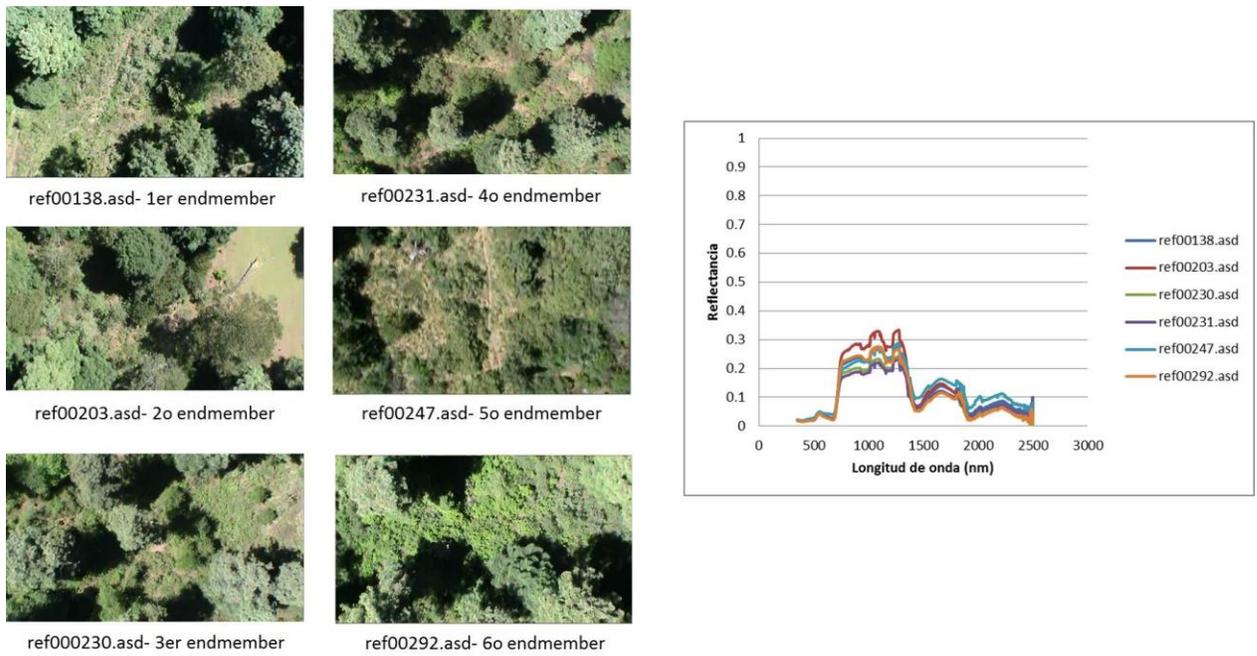
directamente de una imagen o simulándolos a partir de modelos de transferencia radiativa (Somers *et al.*, 2011:1604-1605).

En la presente investigación, se prueban dos modelos (TLSU Y SMAAC, sección 3.4) con formas diferentes de obtención de endmembers, una por medio de mediciones hechas con espectrorradiómetro y la otra directamente de la imagen Landsat 8.

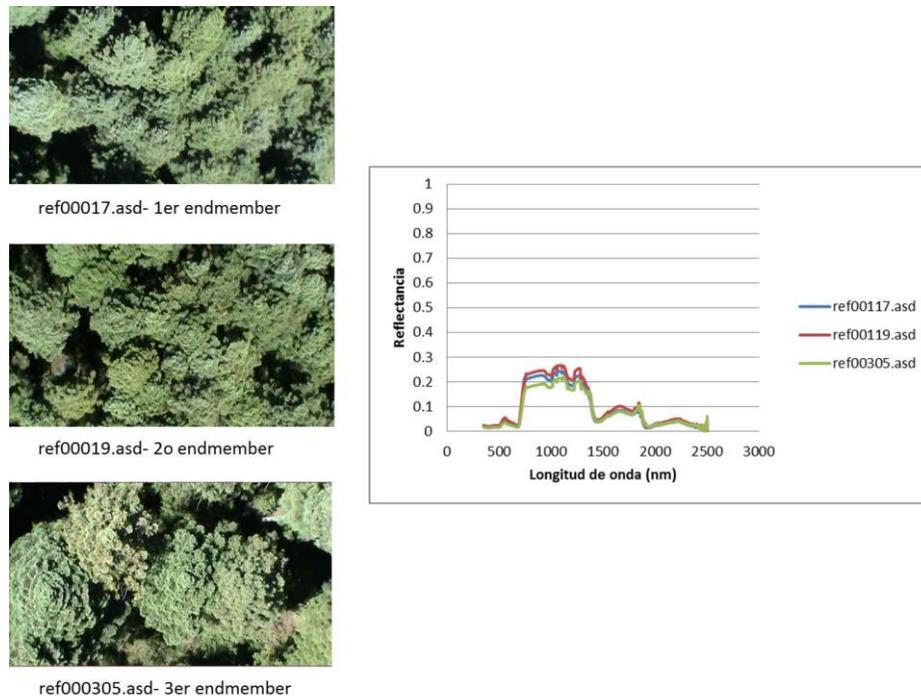
Para el TLSU (descrito en la sección 3.4.2.1), los endmembers fueron generados a partir de firmas espectrales tomadas de la biblioteca espectral creada a partir del vuelo, tratando de elegir aquellas que fueran más representativas, es decir, procurando que la copa de la especie o que el elemento de la clase que se quería representar, cubriera más del 70% del área de toma del instrumento.

Las clases a considerar para el estudio fueron: *Abies religiosa*, *Pinus sp.*, sotobosque, pastizal, suelo desnudo y sombra; las especies pertenecientes al género *Pinus spp.* se agruparon en una sola clase, ya que la resolución del video no permitió la discriminación entre diferentes especies. Las otras clases no fueron contempladas ya sea porque no eran representativas en el área, porque no eran de interés para el estudio (carreteras, construcción, cultivo) o porque al ser una mezcla (hojosas y coníferas), no podían ser usados como endmembers para la identificación de especies a nivel del dosel.

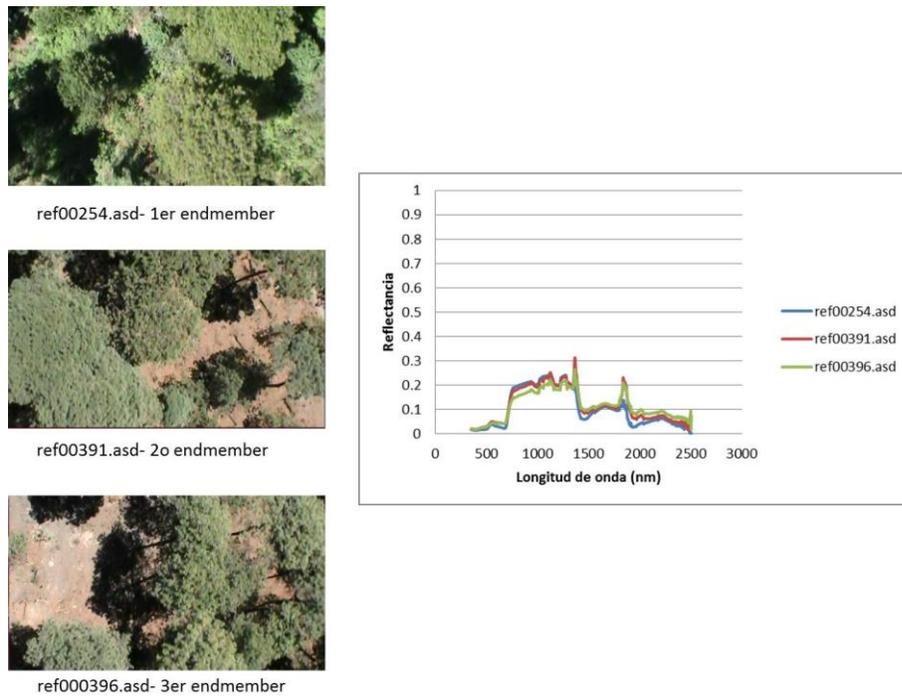
En total se eligieron una firma espectral para el caso de sombra; seis para sotobosque (esto porque es la clase que cuenta con mayor variabilidad en lo que a especies se refiere; Figura 3.9); y tres para cada una de las clases: *Abies religiosa* (Figura 3.10), *Pinus sp.* (Figura 3.11), suelo desnudo (Figura 3.12) y Pastizal (Figura 3.13).



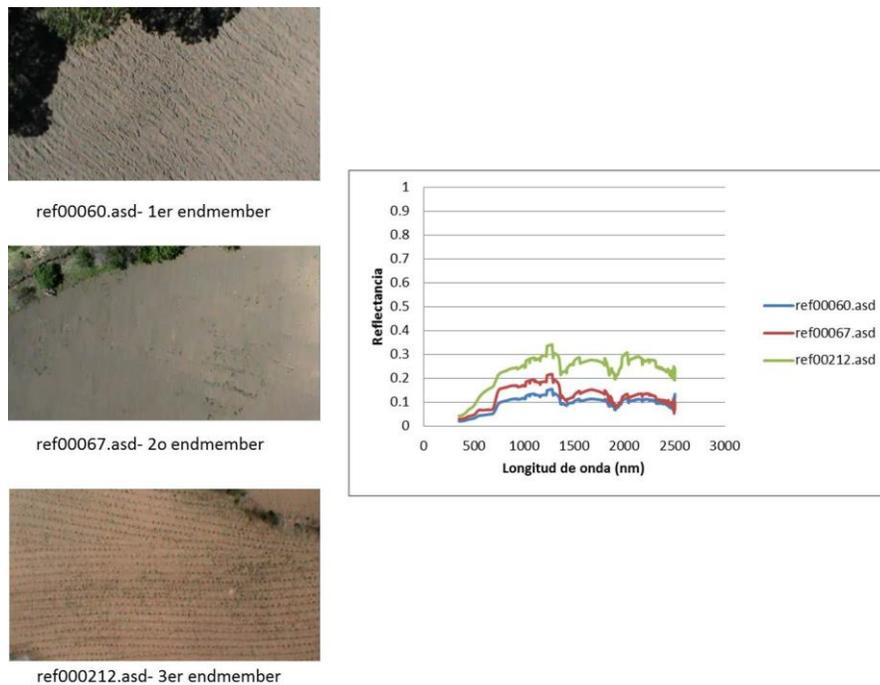
**Figura 3.9.** Vista aérea de la cobertura tomada por el espectrorradiómetro (izquierda) de las firmas espectrales (derecha) seleccionadas para la construcción de los endmembers para la clase de sotobosque.



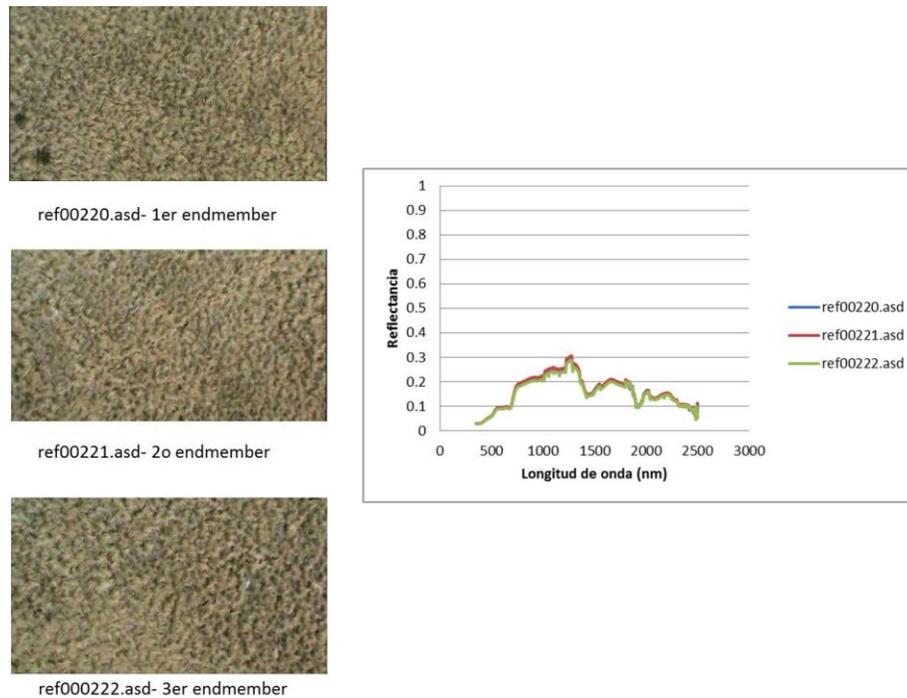
**Figura 3.10.** Vista aérea de la cobertura tomada por el espectrorradiómetro (izquierda) de las firmas espectrales (derecha) seleccionadas para la construcción de los endmembers para la clase de *Abies religiosa*.



**Figura 3.11.** Vista aérea de la cobertura tomada por el espectrorradiómetro (izquierda) de las firmas espectrales (derecha) seleccionadas para la construcción de los endmembers para la clase de *Pinus sp.*



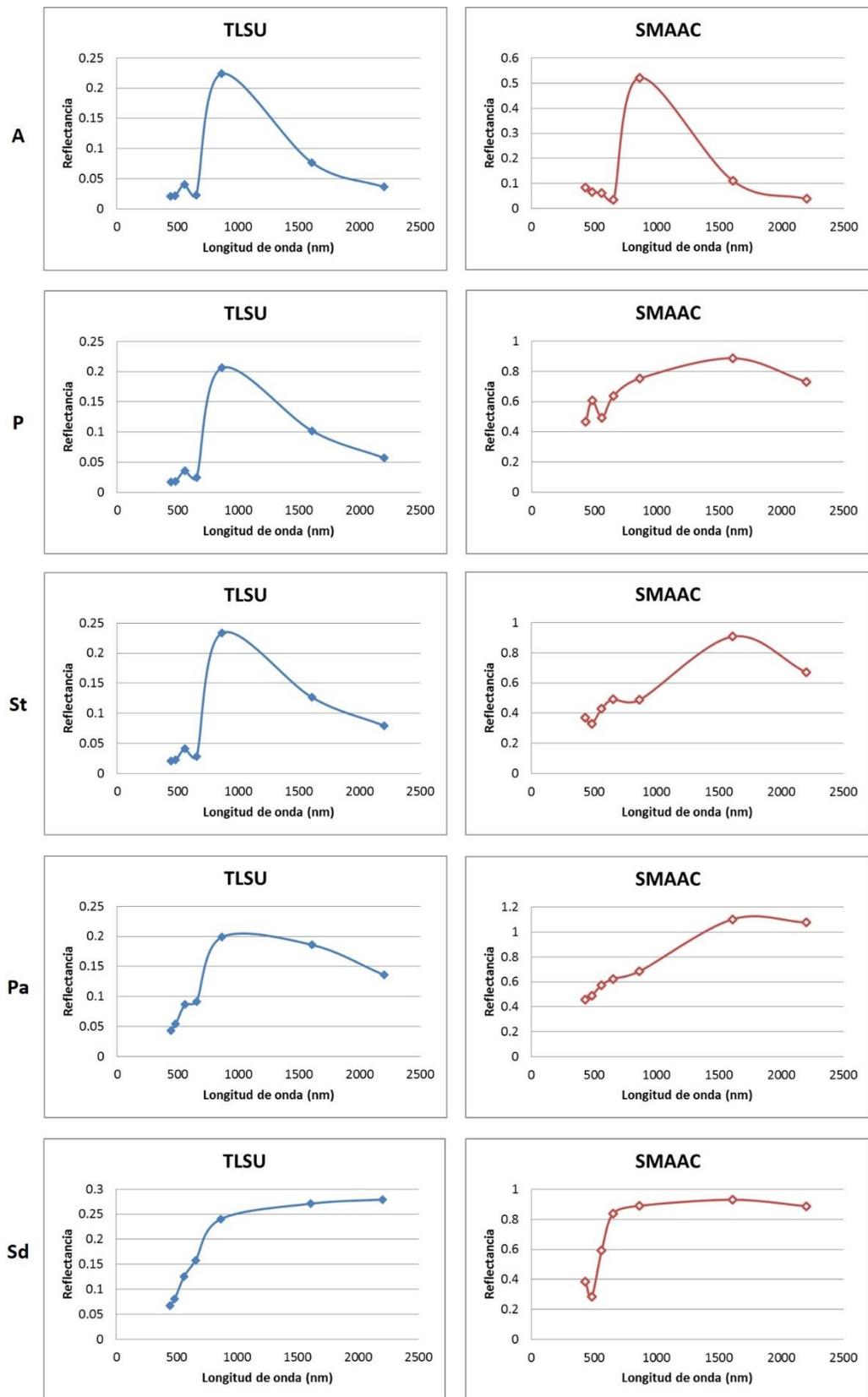
**Figura 3.12.** Vista aérea de la cobertura tomada por el espectrorradiómetro (izquierda) de las firmas espectrales (derecha) seleccionadas para la construcción de los endmembers para la clase de suelo desnudo.



**Figura 3.13.** Vista aérea de la cobertura tomada por el espectrorradiómetro (izquierda) de las firmas espectrales (derecha) seleccionadas para la construcción de los endmembers para la clase de pastizal.

Una vez seleccionadas las firmas espectrales, se remuestrearon a las longitudes de onda de las bandas que componen a la imagen Landsat 8 para generar los endmembers para el TLSU.

El SMAAC crea tantos endmembers como pide el usuario a partir de la imagen a demezclar, en este caso la Landsat 8 (para mayor detalle ver sección 3.4.2.2). Para identificar a qué tipo de cobertura correspondía cada uno, se compararon con los obtenidos por medio de las firmas espectrales y se reclasificaron (Figura 3.14).



**Figura 3.14.** Gráficas de los endmembers generados para el TLSU y el SMAAC. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; Sd: suelo desnudo.

### 3.3 Cálculo de biodiversidad

En los últimos años, el estudio de la biodiversidad ha cobrado gran importancia (Scherer *et al.*, 2007:54) debido al papel que juega en la provisión directa de bienes y servicios, así como en la regulación y modulación de las propiedades del ecosistema (Balvenera *et al.*, 2006:1146). El caso del Suelo de Conservación no es la excepción, ya que varias investigaciones se han realizado con la finalidad de conocerla pero de manera descriptiva, sin contemplar su distribución espacial, por lo que la geomática, por medio de la percepción remota y el análisis espacial, puede contribuir al entendimiento sobre la relación que ésta guarda con el espacio.

La diversidad biológica o biodiversidad es la variedad, abundancia y composición genética de las especies en el contexto de las comunidades, ecosistemas y regiones en los cuales ellas se desarrollan (Gaston y Spicer, 1998; Burley, 2002 citados por McRoberts *et al.*, 2008:429), por lo que existen diversos sistemas de clasificación para su estudio (McRoberts *et al.*, 2008:429). Whittaker (1972), establece tres tipos de biodiversidad a partir del contexto espacial: biodiversidad  $\alpha$  la cual se refiere al número de especies en un área específica (diversidad ecosistémica); la  $\beta$  que mide el cambio de la biodiversidad en el espacio (entre ecosistemas); y la  $\gamma$  que es el número de total de especies observadas para los diferentes ecosistemas de una región.

Es por estas razones que en el presente documento se evalúa la aplicación del método propuesto por Cabacinha y Castro (2009), en el cual prueban la relación que existe entre la biodiversidad alfa de especies y el NDVI, SAVI, EVI, MVI5 y MVI7 calculados a partir de una Landsat/TM, con la finalidad de mapear la ubicación de la misma.

Debido a que existe una gran variedad de estudios enfocados a identificar diferentes características de la vegetación a partir de los índices de vegetación, en esta investigación se realizó una revisión bibliográfica para obtener aquellos que contemplaran las mismas bandas que el mosaico de QB, quedando un total de 21 y así probar su eficacia para la predicción de biodiversidad. Una vez hecha la selección, se calculó cada uno de ellos y posteriormente, las medidas estadísticas descriptivas (rango, desviación estándar, media, valor máximo y valor mínimo) de los píxeles de estos contenidos en los conglomerados del inventario forestal realizado por CORENA en el 2008, esto con la finalidad de que fueran comparables ambas mediciones (índice de Shannon e IV).

El método empleado por la CORENA para la realización del inventario consistió en un muestreo por conglomerados conforme al diseño del Inventario Nacional Forestal y de Suelos de la Comisión Nacional Forestal, donde cada conglomerado está integrado por cuatro unidades circulares de muestreo de 400

m<sup>2</sup> de superficie, formando una Y invertida. La parcela central identifica al conglomerado y las tres restantes se trazan a 45.14 m de ella. En cada sitio, se evaluaron los elementos arbóreos con diámetro normal mayor a 7.5 cm y se registraron las siguientes variables: Nombre científico y común de la especie, diámetro normal y altura total. En el caso de las coníferas también se anotó la edad de los tres árboles más cercanos al centro de la parcela (INIFAP, 2010:7).

La biodiversidad se estimó por medio del índice de Shannon (ISh) ya que refleja la variabilidad estructural del paisaje al capturar las diferencias en la composición y estructura dominante de una comunidad de plantas (Foody y Cutler, 2003) y de acuerdo con Oldeland *et al.* (2010:393), muestra una mejor correlación con la variabilidad espectral a grandes y pequeñas escalas. Este índice es una medición de la incertidumbre en la predicción de la abundancia relativa de las especies por lo que una diversidad alta implica una alta incertidumbre, siendo máxima cuando todas las especies ocurren en igual abundancia (Ricotta y Anand, 2006:59).

Para el cálculo del ISh se seleccionaron aquellos conglomerados del inventario forestal realizado por la Chapingo a solicitud de la CORENA en el año 2008-2009, que cubrían la imagen QuickBird correspondiente al año 2008, quedando un total de 102. A cada conglomerado se le aplicó la siguiente fórmula (Staudhammer y LeMay, 2001):

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \ln(p_i) \quad (3.1)$$

Donde:

H' es el índice de Shannon

$p_i$  es la proporción de individuos en la especie  $i$  en el conglomerado.

$s$  es el número de especies en el conglomerado.

Ya teniendo el cálculo de biodiversidad y de los índices de vegetación, se realizó la prueba de correlación de Pearson para determinar si existía correspondencia y su significancia (Tabla 3.2).

**Tabla 3.2.** Diferentes Índices de Vegetación usados para la correlación con el Índice de Shannon

Índice	Fórmula	Autores
Difference vegetation index	$DVI = Nir - R$	Tucker, 1979
Green difference vegetation index	$GDVI = Nir - G$	Sripada <i>et al.</i> , 2006
Green normalized difference vegetation index	$GNDVI = \frac{Nir - G}{Nir + G}$	Gitelson <i>et al.</i> , 1996
Green soil adjusted vegetation index	$GSAVI = \frac{Nir - G}{Nir + G} (1 + L)$	Sripada <i>et al.</i> , 2006
Modified photochemical reflectance index	$MPRI = \frac{G - R}{Nir + R}$	Yang <i>et al.</i> , 2008
Modified soil adjusted vegetation index	$MSAVI = \frac{(1 + L)(Nir - R)}{Nir + R + L}$	Qi <i>et al.</i> , 1994
Modified soil adjusted vegetation spectral index	$MSAVI_2 = [2Nir + 1 - \sqrt{(2 * Nir + 1)^2 - 8(Nir - R)}] / 2$	Qi <i>et al.</i> , 1994
Normalized difference red green index	$NDRGI = \frac{R - G}{R + G}$	Yang <i>et al.</i> , 2008
Normalized difference vegetation index	$NDVI = \frac{Nir - R}{Nir + R}$	Tucker, 1979
NDVI*SR	$NDVI * SR = \frac{Nir^2 - R}{Nir + R^2}$	Gong <i>et al.</i> , 2003
Normalized difference vegetation structure index	$NDVSI = \frac{[Nir - (R + G) * 0.5]}{[Nir + (R + G) * 0.5]}$	Yang <i>et al.</i> , 2008

Normalized green	$NG = \frac{G}{Nir + R + G}$	Sripada <i>et al.</i> , 2006
Non-linear vegetation index	$NLI = \frac{Nir^2 - R}{Nir^2 + R}$	Goel y Qin, 1994
Normalized near infrared	$NNIR = \frac{Nir}{Nir + R + G}$	Sripada <i>et al.</i> , 2006
Normalized red	$NR = \frac{R}{Nir + R + G}$	Sripada <i>et al.</i> , 2006
Optimal soil adjusted vegetation index	$OSAVI = \frac{Nir - R}{Nir + R + 0.16}$	Rondeaux <i>et al.</i> , 1996
Renormalized difference vegetation index	$RDVI = \frac{Nir - R}{\sqrt{Nir + R}}$	Roujean y Breon, 1995
Soil adjusted vegetation index	$SAVI = \frac{Nir - R}{Nir + R + L} (1 + L)$	Huete, 1988
Transformed NDVI	$TNDVI = \sqrt{\frac{Nir - R}{(Nir + R) + 1}}$	Tucker, 1979
Transformed soil adjusted vegetation index	$TSAVI = \frac{a(Nir - aR - b)}{R + aNir - ab}$	Baret y Guyot, 1991
Weighted difference vegetation index	$WDVI = aR$	Clevers 1988

---

$a$ : pendiente y  $b$ : intersección de la línea base de suelo-roca del Nir vs R; L: factor de ajuste del suelo usualmente tomado como 1.

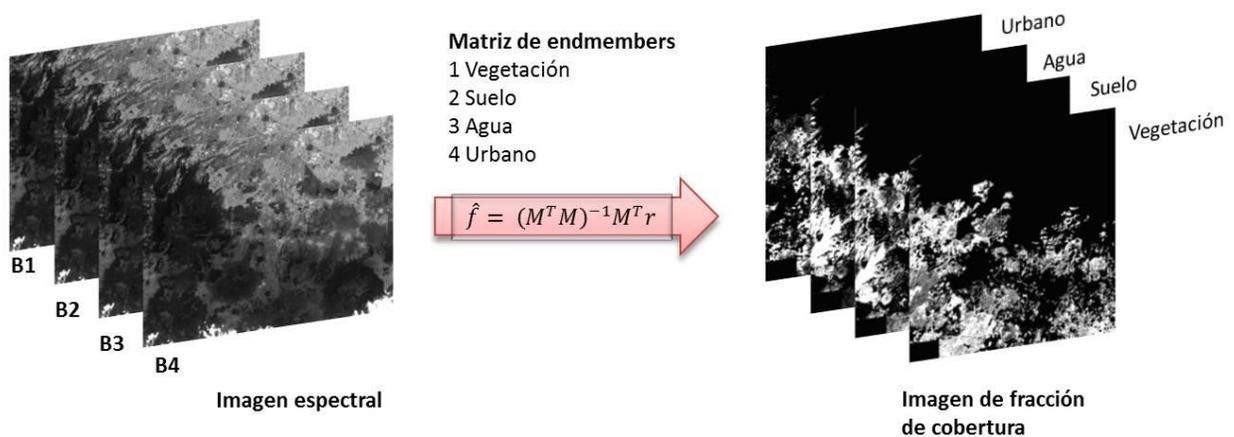
### 3.4 Cálculo de la fracción de cobertura

La radiancia obtenida por un satélite es la suma integrada de las radiancias de todos los materiales que están dentro del campo instantáneo de visión (IFOV por sus siglas en inglés: instantaneous field of view) del sensor, por lo que la radiación detectada es el resultado de la mezcla de diferentes materiales más la contribución atmosférica. A lo anterior se agrega el hecho de que la superficie en estudio no es uniforme, dando como consecuencia, la presencia de un gran número de componentes en la mezcla cuya proporción varía de pixel a pixel. Uno de los enfoques para obtener las fracciones de los diferentes

objetos de la “mezcla” es modelar la relación entre los tipos y proporciones de estos dentro de un elemento de resolución y la respuesta espectral de dichos componentes como es el caso del SMA (Heimes, 1977 citado en Shimabukuro y Smith, 1991).

### 3.4.1 Análisis de mezclado espectral (SMA)

El SMA es un método que asume al pixel como una mezcla, es decir, que está compuesto por una combinación de materiales o tipos de cobertura (endmembers) que tienen propiedades espectrales relativamente constantes y por lo tanto, éste puede ser descompuesto en una colección de firmas espectrales constituyentes (endmembers), siendo el resultado de un demezclado espectral, la estimación de la fracción o abundancia de cobertura, que indica la proporción de cada uno de los endmembers para cada pixel (Yang *et al.*, 2012:63; Keshava y Mustard, 2002:44; Figura 3.15). Lo hay de dos tipos: lineal y no lineal.



**Figura 3.15.** Ilustración del proceso de demezclado espectral.

El lineal está basado en la ley de la conservación de la energía en física, proponiendo que los pixeles pueden ser representados por la combinación lineal de endmembers (Drake *et al.*, 1999:13), entendiéndose a estos últimos como firmas espectrales puras de referencia de un tipo de cobertura (Lillesand y Kiefer, 2000 citado en Olthof y Fraser, 2007:497). Asume que cada fotón incidente interactúa con un solo componente de la superficie, por lo que el valor del pixel mezclado es una combinación lineal de firmas espectrales puras de sus componentes pesados por su fracción de cobertura a nivel de subpixel (Adams *et al.*, 1986:8099; Somers *et al.*, 2011:1604). Matemáticamente esto se expresa por la ecuación:

$$r_i = \sum_{j=1}^n f_j r_{ji} + \varepsilon_i, \quad i = 1, \dots, L \quad (3.2)$$

Donde:

$r_i$  es la reflectancia del pixel mezclado en la banda  $i$  de las  $L$  bandas para cada pixel,  $f_j$  es la fracción de cada endmember  $j$  calculado banda por banda,  $r_{ji}$  es la reflectancia del endmember  $j$  en la banda  $i$ ,  $i$  es el número de banda,  $j$  es cada uno de los  $n$  endmembers del imagen y  $\varepsilon_i$  es el error residual (varianza inexplicable que normalmente contiene ruido, es la porción del espectro que no puede ser modelado con los endmembers). Si  $r_i$  y  $r_{ji}$  son conocidos,  $f_j$  usualmente es estimada a partir del procedimiento de mínimos cuadrados, por medio de la inversión de la matriz (Van der Meer y Jia, 2012:493; Silván-Cárdenas y Wang, 2010:1781; Keshava y Mustard, 2002:54). Este método estima  $f_j$  minimizando el residual entre el pixel mezclado observado y los pixeles mezclados modelados correspondientes, para un conjunto de endmembers. Dicho de otra forma, considerando la Ec. (1) en forma matricial:

$$r = Mf + \varepsilon \quad (3.3)$$

donde  $r$  es el vector ( $i \times 1$ ) del espectro radiancia/reflectancia del pixel/objetivo,  $M$  es una matriz ( $i \times j$ ) compuesta de los endmembers y  $\varepsilon$  es un vector de ruido ( $i \times 1$ ), es posible encontrar las fracciones/abundancias  $f$  (que es un vector ( $j \times 1$ )) para cada endmember invirtiéndola (Van der Meer y Jia, 2012: 493; Silván-Cárdenas y Wang, 2010:1781):

$$\widehat{f}_{uc} = (M^T M)^{-1} M^T r \quad (3.4)$$

La solución anterior puede ser refinada agregando restricciones tales como aditividad, no negatividad o ambas. En el primer caso, se restringe la suma de las fracciones a 1, esto por medio del método del multiplicador de Lagrange (Silván-Cárdenas y Wang, 2010:1781; Keshava y Mustard, 2002:54):

$$\widehat{f}_c = \widehat{f}_{uc} - (M^T M)^{-1} Z [Z^T (M^T M)^{-1} Z]^{-1} (Z^T \widehat{f}_{uc} - 1) \quad (3.5)$$

La restricción de aditividad completa es forzada cuando  $Z$  es un vector de  $1 \times m$  columnas de unos.

El caso de la no negatividad no es tan fácil de resolver, ya que no tiene soluciones matemáticas exactas. Un método que ha sido empleado es el algoritmo de mínimos cuadrados no negativo, donde de manera iterativa se estima  $\widehat{f}_c$ , encontrando en cada iteración, una solución de mínimos cuadrados solamente para aquellos coeficientes de  $\widehat{f}_c$  que son negativos usando únicamente las columnas asociadas de  $M$  (Keshava y Mustard, 2002:55). Otra solución es la propuesta por Silván-Cárdenas y Wang (2010) ya que

resuelven este problema mediante un algoritmo que construye funciones de pertenencia difusa que son equivalentes a la solución de mínimos cuadrados del demezcaldo espectral.

El no lineal, por su parte, asume que la luz interactúa con más de un componente de la superficie por lo que el pixel mezclado, es el producto de la dispersión múltiple de la señal entre al menos dos materiales en el campo de visión, siendo la relación entre ellos, no lineal. Mediante el uso de datos de entrenamiento es posible calcular de manera automatizada las relaciones matemáticas entre las entradas (datos espectrales) y la salida (clases de interés), utilizando modelos informáticos avanzados tales como redes neuronales artificiales y árboles de decisión (Somers *et al.*, 2011:1604).

A pesar de que los efectos no lineales son reconocidos en investigaciones enfocadas en el estudio de la vegetación, este método es poco empleado en el campo, ya que para realizar los cálculos fotométricos, se requiere conocer de manera detallada, las propiedades de dispersión de todos los endmembers, además de la recuperación de los parámetros de mezcla desde la reflectancia, el conocimiento de la orientación angular de los endmembers y de la plataforma de observación. A lo anterior se suma el tamaño de la partícula, composición y estado de alteración del endmember, los cuales son parámetros de control muy importantes que determinan la solución del modelo (Keshava y Mustard, 2002:46 y 48).

Debido a los insumos que se requieren para la implementación del no lineal, en la presente investigación se desarrolla el lineal, ya que ha demostrado ser útil para la identificación de fracciones de cobertura, sin requerir información tan detallada (*ibíd.*).

### **3.4.2 Obtención de la fracción de cobertura**

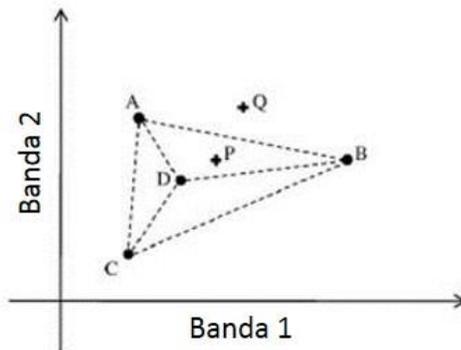
Para la obtención de la fracción de cobertura se emplearon dos métodos, el desarrollado por Silván-Cárdenas y Wang (2010) denominado Demezclado Espectral Lineal Teselado (TLSU por sus siglas en inglés Tessellated Linear Spectral Unmixing) y el implementado en ENVI, llamado Cono Convexo de Ángulo Máximo Secuencial (SMAAC por sus siglas en inglés The Sequential Maximum Angle Convex Cone), esto con la finalidad de evaluar la influencia que tienen diferentes procesos de definición de endmembers en la obtención de fracción de cobertura.

#### **3.4.2.1 El TLSU**

Es nombrado así ya que construye una teselación de Delaunay a partir del conjunto entero de endmembers, considerando cada firma espectral de la biblioteca como un punto del espacio Euclidiano n-dimensional. Esta teselación particiona el espacio mezclado en poliedros llamados simples (simplex en singular), los cuales son una generalización del concepto de triángulo en un espacio de 2 dimensiones

o de un tetraedro en el de 3. Las partes de un simplex se denominan vértices o 0-facet, bordes o 1-facet, caras o 2-facet, células o 3-facet o en general,  $r$ -facet, para  $r = 0, \dots, n$ .

Bajo este enfoque, los pixeles mezclados pueden ser considerados como puntos en el espacio  $n$ -dimensional y la distancia Euclidiana, como una medida de la proximidad espectral, por lo que los vértices del simplex más cercano al punto, se vuelven buenos candidatos para endmembers del pixel mezclado representado como punto (Figura 3.16). Bajo este criterio de proximidad espectral, en el TLSU se seleccionan  $n + 1$  vértices (endmembers mezclados) del simplex que encierra al punto, por lo que la estimación de las fracciones de cada endmember en cada pixel, corresponde a una transformación simple de los datos a coordenadas baricéntricas del punto con respecto al simplex seleccionado (Silván-Cárdenas y Wang, 2010:1783; Boardman, 1993:12). En el caso en que el punto caiga fuera de la envolvente convexa, los endmembers espectralmente más similares corresponden a los vértices de la faceta más cercana del simplex, pero en lugar de buscar dichas facetas, se encontró que es más conveniente considerar la solución de mínimos cuadrados completamente restringidos con endmembers que corresponden a los vértices de esa envolvente convexa, optimizando la rutina al asignar fracciones diferentes de ceros a los endmembers que forman la faceta más cercana y fracciones de cero a los demás endmembers (Silván-Cárdenas y Wang, 2010:1783).



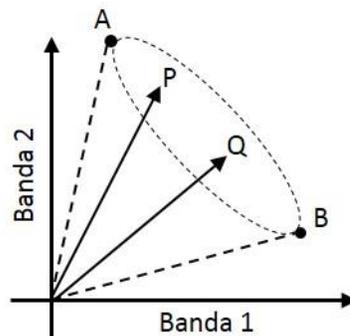
**Figura 3.16.** Ilustración de la interpretación geométrica del método TLSU para 4 endmembers (A, B, C y D) con dos bandas. P y Q: pixeles mezclados. Las líneas punteadas indican la teselación de Delaunay definiendo el criterio de selección de los endmembers donde el pixel P es demezclado usando los vértices del simplex más cercano (triángulo ABD) y Q a partir de los vértices de la envolvente convexa ABC. Fuente: tomado de Silván-Cárdenas y Wang (2010).

TLSU es una función escrita en lenguaje de programación MATLAB, la cual ordena las fracciones en una matriz rala (una columna por pixel mezclado y una fila por endmember) para después multiplicarla por

una matriz de agregación (una columna por endmember y una fila por clase) que es proporcionada por el usuario, siendo la matriz de agregación la que define la relación de pertenencia endmembers y clases (*ibíd.*).

### 3.4.2.2 El SMACC

Este método crea endmembers y sus abundancias a partir de una imagen y de un modelo de cono convexo también conocido como Minimización Residual, que considera las restricciones de aditividad completa y no negatividad para identificar las firmas espectrales de los endmembers. Es una técnica de factorización convexa la cual genera simultáneamente los conjuntos de endmembers y sus abundancias, esto lo hace encontrando y usando los vectores extremos dentro del conjunto de datos como endmembers, que son aquellos vectores que no pueden ser representados por una combinación lineal positiva de vectores extremos. Estos endmembers son usados para determinar el cono convexo que contiene al resto de los vectores, por lo que el cono provee un modelo de mezclado lineal para los vectores, al ser identificados los coeficientes positivos con la abundancia del endmember (Figura 3.17).



**Figura 3.17.** Ilustración de la interpretación geométrica del método SMACC donde A y B son los vectores extremos que usa como endmembers y que determinan el cono convexo. P y Q son el resto de los vectores mezclados.

El proceso por el cual los endmembers y las matrices de factores son determinadas es secuencial, empezando con la formación del cono convexo, el cual se determina a partir de los puntos extremos y es éste el que define el primer endmember, una vez obtenido éste, se le aplica una proyección oblicua restringida para derivar el siguiente endmember, lo que incrementa el cono. Este proceso se repite hasta que la proyección crea un endmember ya existente o hasta que el número de endmembers especificado es alcanzado (Gruninger *et al.*, 2004).

### **3.4.2.3 Implementación del TLSU y SMACC**

Para aplicar el TLSU, primero se realizó un análisis de componentes principales (PCA, por sus siglas en inglés) con la finalidad de reducir la dimensión espectral tanto de la imagen como de los endmembers y así quitar información redundante que ocasionara colinearidad en los datos y errores en el resultado, arrojando que los primeros 4 componentes contenían el 98% de la información, por lo que fueron las que se consideraron para el trabajo.

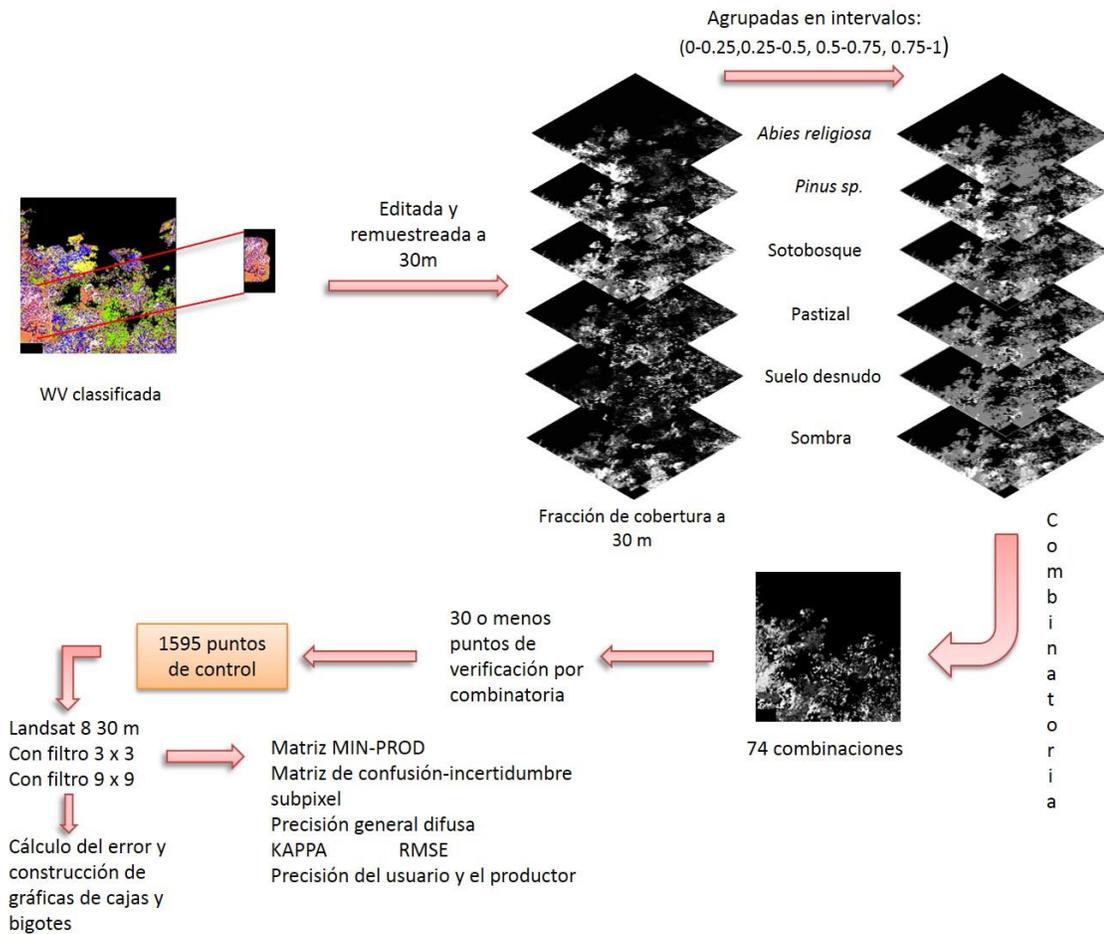
Ya hecho el PCA se corrió el TLSU en el programa MATLAB y una vez obtenidas las imágenes de fracción de cobertura de cada endmember, se transformaron al formato \*.hdr para su procesamiento y verificación en ENVI.

El SMACC se corrió en ENVI para crear un total de 30 fracciones de endmembers usando la restricción de aditividad completa o menor. Las imágenes resultantes de endmembers fueron identificadas para cada clase y posteriormente sumados para general las fracciones finales y compararlas con las obtenidas por el TLSU.

### **3.4.2.4 Verificación de la exactitud de los modelos**

Con la intención de evaluar la exactitud del modelo TLSU en las diferentes fracciones de cada clase, los puntos de validación se obtuvieron a partir de todas las combinatorias que los intervalos de las fracciones de referencia formaron, esto a partir de la imagen WV2. A continuación se describe a detalle.

Debido a que no se contaba con presupuesto para realizar trabajo de campo, las fracciones de cobertura de referencia se obtuvieron a partir de una clasificación no supervisada aplicando el algoritmo ISODATA a la imagen WV2 (Souza *et al.*, 2003:502), enmascarando el área urbana ya que esta imagen se encuentra en una zona altamente perturbada. En total se extrajeron 20 clases espectrales, las cuales fueron reagrupadas en seis: *Abies religiosa*, *Pinus sp.*, Sotobosque, Pastizal, Suelo desnudo y Sombra y posteriormente editadas manualmente ya que a causa de las diferencias en el terreno y de la exposición de la copa a la luz solar, el clasificador tendía a encontrar más de una clase en la misma copa, error que no fue posible retirar ni con una normalización de la imagen, ni con la partición de la misma por tipo de cobertura a partir de la capa de vegetación y uso de suelo creada por DOETMAA *et al.* (2009). Debido a que no se contó con tiempo suficiente para modificar toda la imagen, se extrajo un fragmento que contuviera todas las clases de estudio y que fueran continuas en el espacio (no hubiera huecos entre ellas), esto usando como base la capa antes citada (Figura 3.18).



**Figura 3.18.** Ilustración del proceso de verificación.

Ya corregida la imagen, se extrajeron máscaras para cada clase, donde todo pixel que tuviera la clase de interés fuera igual a 1 y el que no a 0, se remuestrearon calculando el promedio a un pixel de 30m x 30m, para así obtener la fracción de cobertura en pixeles que fueran comparables con los de Landsat (Figura 3.18).

Para evaluar la exactitud que el TLSU presenta en el cálculo de diferentes fracciones de cobertura, las obtenidas a 30 m de WV fueron agrupadas en cuatro intervalos: 1 (0-0.25), 2 ( $\geq 0.25-0.5$ ), 3 ( $\geq 0.5-0.75$ ) y 4 ( $\geq 0.75-1$ ), para así generar las combinatorias de estos de las seis clases, encontrándose un total de 74. A cada una de estas combinatorias se le desplegó de manera aleatoria un total de 30 puntos (en algunas clases el número fue menor ya que abarcaban menos de 30 pixeles) por medio de la función de Generate random simple Using ground truth image del programa ENVI, quedando 1595 puntos de verificación (Figura 3.18). Para cada punto se extrajeron los valores de las seis clases de cobertura de la WV y la imagen demezclada por el TLSU y por el SMACC, para calcular las matrices de confusión, la exactitud del

usuario y del productor, el error cuadrático medio (RMSE), el índice Kappa y la Exactitud general difusa (OFA, por sus siglas en inglés).

Una comparación cruzada, como es el caso de las matrices de confusión, depende de cómo la relación pixel-clase es definida y cuantificada (Pontius y Cheuk, 2006) y una forma de ver ésta es a través de la fracción de cobertura, la cual implica la existencia de fronteras nítidas desconocidas entre las clases a nivel sub-pixel (Latifovic y Olthof, 2004), por lo que en este trabajo se toma la ontología sub-pixel considerada por Silván-Cárdenas y Wang (2008:1085) donde la relación pixel-clase es definida mediante la fracción sub-pixel de la cobertura de clase y el acuerdo-desacuerdo es cuantificado como la proporción de área coincidente entre clases a nivel sub-pixel.

Por estas razones, se calcularon dos matrices: la denominada MIN-PROD y la Matriz de confusión-incertidumbre sub-pixel (MCIS), la primera permite conocer el nivel de acuerdo entre clases, pero no la posible distribución espacial (intervalo de distribución) de las mismas dentro del pixel, caso que la segunda sí considera (Silván-Cárdenas y Wang, 2008:1087).

La matriz MIN-PROD utiliza el operador mínimo (MIN)<sup>8</sup> para las celdas diagonales y el operador del producto normalizado (PROD)<sup>9</sup> para las no diagonales, combinando así el punto de vista de conjunto difuso con el probabilístico, alineando la interpretación de acuerdo-desacuerdo con la hipótesis de máximo solapamiento entre categorías correspondientes (celdas diagonales), seguida por la distribución de las fracciones sub-pixel residuales en las otras categorías (celdas no diagonales), siendo la medida de desacuerdo, la superposición esperada por el azar limitada a las fracciones sub-pixel no coincidentes (*ibid.*:1086).

La Matriz de confusión-incertidumbre sub-pixel es una modificación del caso anterior al contemplar intervalos de confusión, es decir, el operador MIN-PROD se vuelve el centro estadístico de la confusión y los operadores compuestos MIN-LEAST<sup>10</sup> y MIN-MIN<sup>11</sup> los intervalos que expresan la posible confusión entre clases o la incertidumbre de la clasificación ( $[p^{\text{MIN-LEAST}}, p^{\text{MIN-MIN}}]$ ; *ibid.*:1087).

---

<sup>8</sup> En la ontología de la fracción sub-pixel, el MIN mide la superposición sub-pixel máxima entre clases, por lo tanto, si los valores de pertenencia están (linalmente) relacionados a las áreas sub-pixel de cobertura de suelo, el operador de intersección de conjuntos difusos corresponde a la superposición sub-pixel máxima entre clases (Silván-Cárdenas y Wang, 2008:1085).

<sup>9</sup> En la ontología de la fracción sub-pixel, el PROD mide la probabilidad esperada de solapamiento de clases entre las particiones sub-pixel evaluadas y las de referencia (*ibid.*:1086).

<sup>10</sup> El operador compuesto MIN-LEAST usa el operador MIN para las celdas diagonales y un re-normalizado operador LEAST para las no diagonales, siendo este último una medición que indica el mínimo posible solapamiento entre dos clases a nivel sub-pixel (*ibid.*:1086-1087).

Con la finalidad de evaluar el efecto que tenía la diferencia de ubicación espacial de los píxeles (con respecto al de referencia) en el ajuste del modelo, se aplicaron filtros de 3 x 3 y 9 x 9 para crear áreas más grandes al píxel de 30 m x 30 m y así agregar los valores pertenecientes a los píxeles del vecindario, disminuyendo así el error que se pudiera presentar por desfase entre píxeles. El proceso de verificación fue el mismo al usado en el caso de las imágenes de 30 m x 30 m.

Por último se calculó la diferencia entre las clases evaluadas y las de referencia y se generaron gráficas de caja y bigotes por intervalos de fracción de cobertura (0-0.25, 0.25-0.5, 0.5-0.75 y 0.75-1) para cada clase, esto para identificar las fracciones de cobertura en las que el modelo presentaba mejores resultados por clase.

---

<sup>11</sup> El operador compuesto MIN-MIN emplea el operador MIN para el acuerdo y desacuerdo difiriendo del MIN al asignar el acuerdo en un primer paso y después, en un segundo paso, calcula el desacuerdo basado en los errores de sobre y subestimación (*ibíd.*)

## Capítulo IV. Resultados y discusión

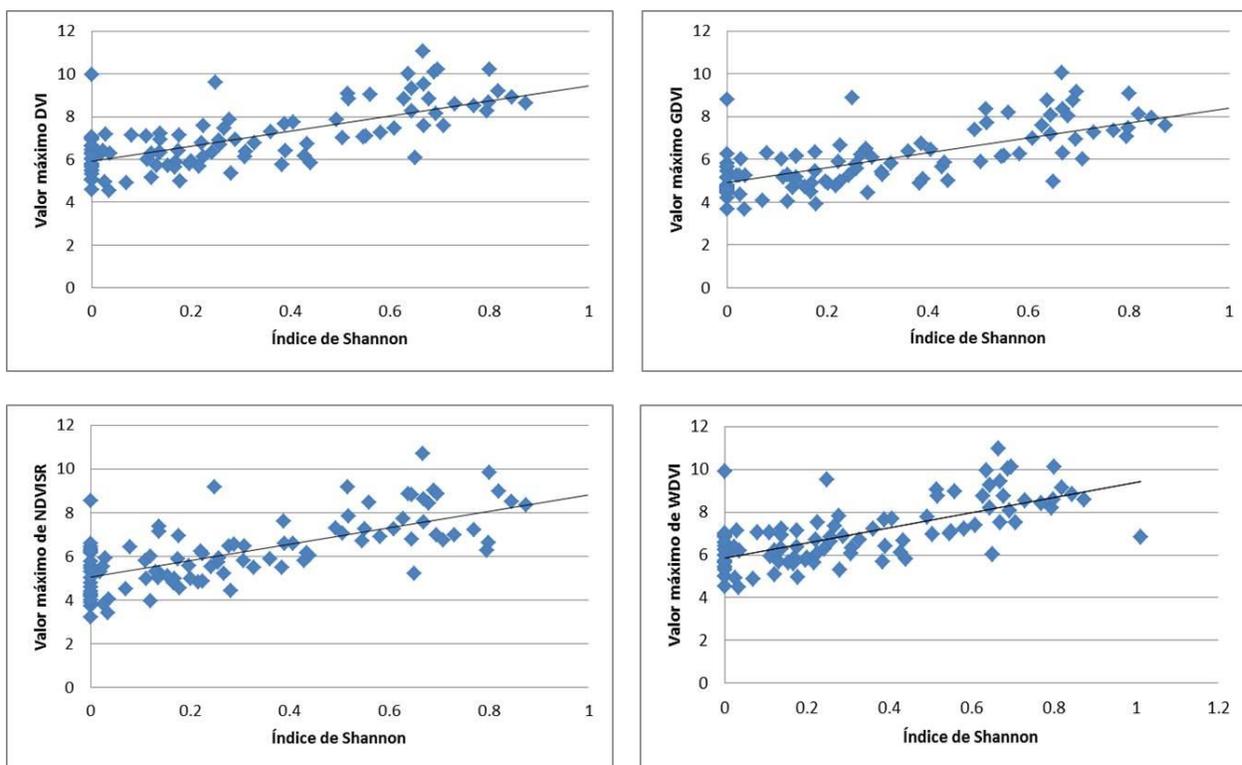
### 4.1 Cálculo de biodiversidad

De los estadísticos calculados para cada conglomerado fue el de valor máximo el que presentó mejor ajuste siendo los índices: DVI, GDVI, NDVI\*SR y el WDVl los que mostraron r de Pearson más altas (Tabla 4.1, Figura 4.1).

**Tabla 4.1.** Valores de correlación de Pearson obtenidos para la relación entre de los diferentes estadísticos calculados a partir de los Índices de Vegetación y del índice de Shannon.

Índice	r (Pearson)	p	Estadístico
DVI	0.69	<0.0001	1
GDVI	0.69	<0.0001	1
GNDVI	0.34	0.0005	3
GSAVI	0.41	<0.0001	1
MPRI	0.34	0.0004	4
MSAVI	-0.28	0.0042	2
MSAVI2	0.52	<0.0001	3
NDRGI	-0.34	0.0004	4
NDVI	0.29	0.003	1
NDVI*SR	0.69	<0.0001	1
NDVSI	0.33	0.0007	3
NG	0.38	0.0001	3
NLI	0.3	0.0024	1
NNIR	0.32	0.0009	1
NR	-0.3	0.0021	4
OSAVI	0.38	0.0001	1
RDVI	0.29	0.0027	1
SAVI	0.47	<0.0001	1
TNDVI	0.46	<0.0001	1
TSAVI	0.09	0.3593	1
WDVI	0.69	<0.0001	1

1: Valor máximo; 2: valor mínimo; 3: desviación estándar; 4: promedio.



**Figura 4.1.** Gráficas de dispersión de los índices de vegetación (DVI, GDVI, NDVI\*SR, WDWI) que presentaron mejor ajuste en la regresión lineal con respecto al Índice de Shannon.

Aunque existe una correlación entre el valor máximo y diferentes índices, ésta es baja (0.69). Lo anterior se puede deber a que en el análisis de biodiversidad sólo se contempla el estrato arbóreo superior, dejando fuera a sotobosque y estrato herbáceo, pues el inventario empleado no recopiló información sobre estos. Lo anterior se confirma con las gráficas de dispersión (Figura 4.1) ya que a pesar de que el IV refleja una variabilidad espectral, el conglomerado muestra un ISh de 0 por lo que queda claro que hay otros componentes en el sitio que están contribuyendo en la respuesta espectral del mismo. Es por estas razones que se decidió llevar a cabo un método de fracción de cobertura para identificar los diferentes componentes que están interviniendo en dicha respuesta.

## 4.2 Cálculo de fracción de cobertura

Tanto el TLSU como el SMACC calcularon seis imágenes de fracciones de cobertura correspondientes a cada una de las clases de interés. Haciendo una comparación visual entre la distribución espacial de estas imágenes y la de la capa de vegetación y uso de suelo generada por DOETMAA *et al.* (2009) para cada clase, es posible encontrar tanto zonas donde existe una alta congruencia espacial como áreas donde

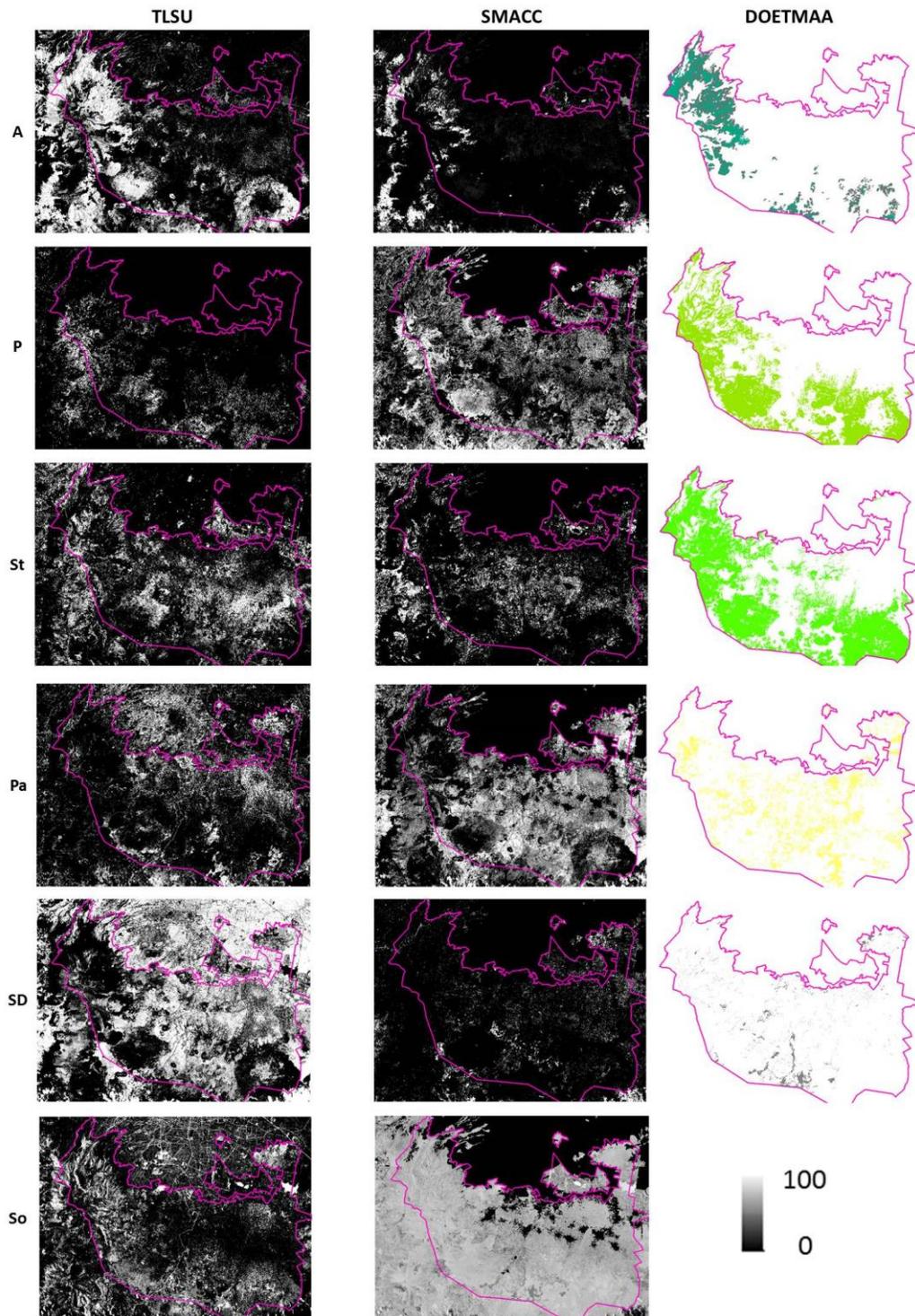
hay grandes discrepancias. Como ejemplo podemos citar la clase *Abies religiosa*, donde el TLSU muestra una superficie mayor de distribución y el SMACC una menor a lo estipulado por la DOETMAA y el caso de *Pinus sp.*, donde el SMACC lo ubica a lo largo de todo el territorio y el TLSU lo restringe a zonas muy específicas (Figura 4.2), quedando claro que ninguno de los dos modelos es sensible a la modelación espacial de estas clases, confirmándose con la exactitud difusa global (EDG) y el índice Kappa obtenidos de ambas matrices (MIN-PROD y MCIS), ya que en ambos métodos fue alrededor del 35% la EDG y no mayor a 0.24 el Kappa, siendo el TLSU el que alcanza el valor más alto (44.83%) y bajo (28.47%) de EDG al considerar los intervalos de confusión, por lo que sólo ese porcentaje del modelo puede ser considerado como apegado a la realidad (Tabla 4.2).

**Tabla 4.2.** Exactitud difusa global e índice Kappa obtenidos de las matrices MIN-PROD y MCIS para las fracciones de cobertura generadas con TLSU y SMACC.

	EDG		Kappa	
	TLSU	SMACC	TLSU	SMACC
<b>MIN-PROD</b>	35.05	35.13	0.2443	0.1371
<b>MCIS</b>	36.65±8.18	34.98±4.23	0.2606±0.1007	0.1392±0.0814

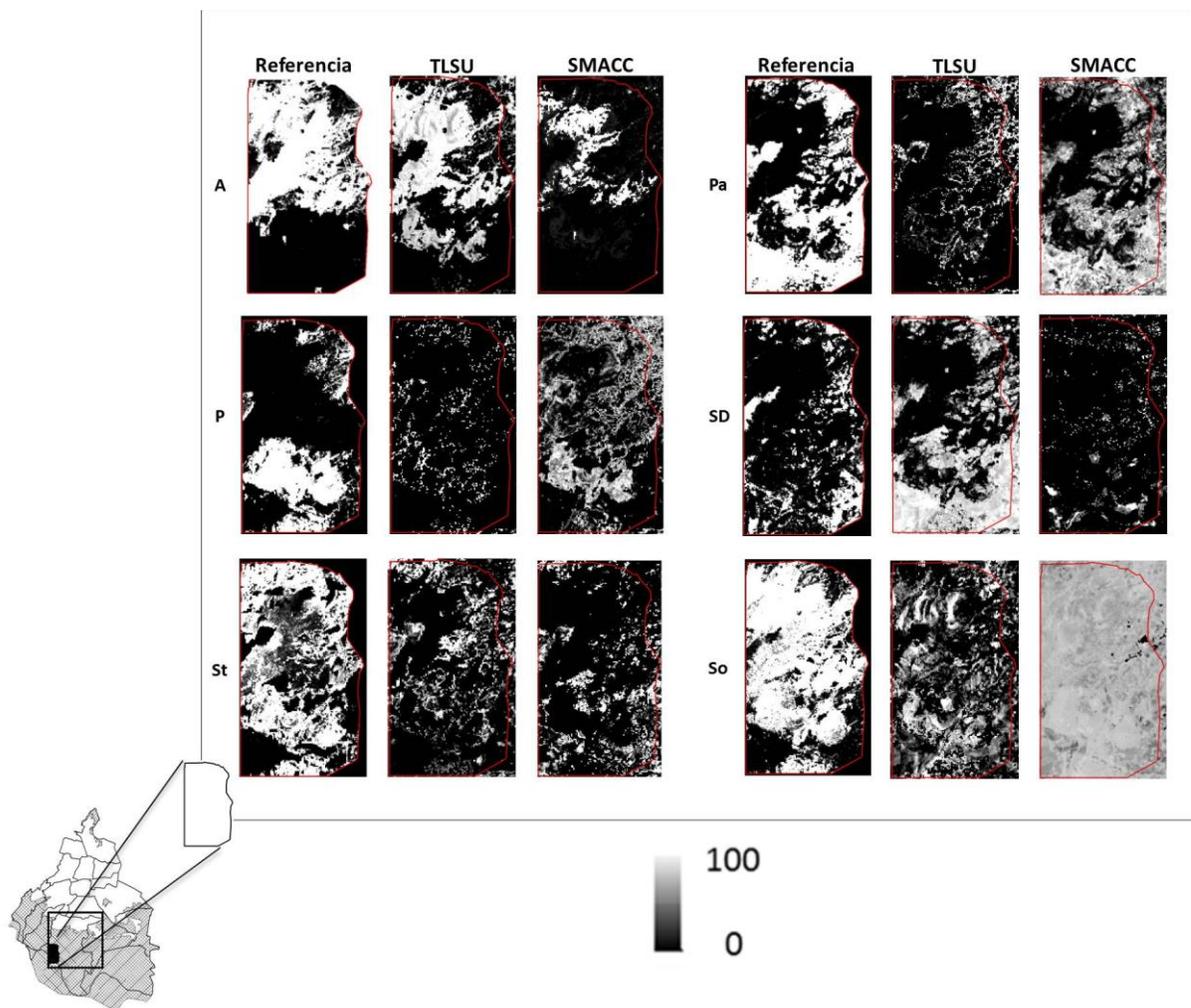
EDG: exactitud difusa global; Kappa: índice kappa; MIN-PROD: matriz de confusión MIN-PROD; MCIS: matriz de confusión-incertidumbre sub-pixel.

Otro punto importante de mencionar es el de la sombra, en donde el SMACC muestra poca sensibilidad al modelar de manera invariante, las proporciones de ésta a lo largo del territorio, no siendo el caso del TLSU ya que identifica las mayores fracciones en las zonas boscosas, lo cual es de esperarse por el efecto que tiene la altura de los árboles sobre la luz incidente (Figura 4.2).



**Figura 4.2.** Ilustración de la distribución espacial de las fracciones de cobertura obtenidas con el TLSU, con el SMACC y de las clases extraídas de la capa de vegetación y uso de suelo de la DOETMAA en el Suelo de Conservación. La capa de vegetación y uso de suelo no considera sombra. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; SD: suelo desnudo; So: sombra.

Con respecto a la variabilidad de la abundancia de las fracciones, visualmente es el TLSU el que muestra mejores resultados con respecto a la imagen de referencia (WV2), aunque en las clases de *Pinus sp.* y Pastizal es en el SMACC en el que se observan mayores congruencias con la distribución espacial de la referencia (Figura 4.3). Lo anterior se confirma analizando las matrices de confusión MIN-PROD y MCIS, ya que es en estas clases y en sombra, donde el SMACC tiene valores de acuerdo más altos (10.7% para *Pinus sp.*, 24.9% para pastizal y 99% para sombra) que el TLSU (10.4% para *Pinus sp.*, 23.2% para pastizal y 21% para sombra); el caso de la sombra es de destacar ya que visualmente no refleja el porcentaje de acuerdo que se obtuvo (99%; Tablas 4.3-4.8).



**Figura 4.3.** Ilustración de la abundancia de las fracciones de cobertura de referencia y las obtenidas por el TLSU y el SMACC. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; SD: suelo desnudo; So: sombra.

La sombra en los bosques es un fenómeno que depende tanto de la forma de la copa del árbol y del terreno como del ángulo de incidencia de la luz solar (Lobell *et al.*, 2002), siendo este último el causante en la diferencia de los porcentajes de acuerdo entre la clase de sombra calculada por el TLSU y por el SMACC, ya que la posición del sol con respecto al área en estudio está dada por la hora de toma y en el caso del primero, las referencias fueron adquiridas de campo alrededor de las 12:00 pm y en el segundo de la imagen, la cual fue tomada alrededor de las 17:00 hrs., por lo que sí existe una diferencia en el patrón de sombras registrado por ambos métodos, lo que resultó en una mayor exactitud de la fracción obtenida por el SMACC.

A pesar de ser sombra la clase que mejor acuerdo tuvo en el SMACC, es también la que presenta mayor confusión con las demás clases, siendo la de suelo desnudo la del valor más alto, lo que significa que hay una sobrestimación. Lo anterior aunado a la exactitud de usuario, hacen notar que el modelo es adecuado para la predicción de fracción de cobertura de sombra, pero no es sensible al establecimiento de endmembers representativos de las clases en estudio (Tabla 4.3 - 4.5), esto probablemente se daba a la falta de pixeles puros para éstas ya que Vikhamar y Solberg (2003:319) mencionan que la sobrestimación se puede deber a la presencia de grandes áreas con mezcla de endmembers que no están bien representados y esto es lo que se observa en este estudio.

**Tabla 4.3.** Matriz de confusión MIN-PROD calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del SMACC.

	<i>Referencia (%)</i>						
	<b>A</b>	<b>P</b>	<b>St</b>	<b>Pa</b>	<b>SD</b>	<b>So</b>	<b>Total</b>
<b>A</b>	9.8	0.6	0.3	0.2	0.2	0.8	1.5
<b>P</b>	3.2	11.0	1.9	1.5	0.9	0.0	2.4
<b>St</b>	0.5	0.8	6.1	2.1	3.3	0.0	1.6
<b>Pa</b>	1.8	2.2	2.8	25.5	1.0	0.0	5.6
<b>SD</b>	0.3	0.2	0.3	0.3	1.3	0.1	0.3
<b>So</b>	84.4	85.3	88.5	70.4	93.4	99.1	74.9
<b>Total</b>	100	100	100	100	100	100	100

Las áreas marcadas en gris corresponden al porcentaje de acuerdo entre la clase de referencia y la de la clasificación. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; SD: suelo desnudo; So: sombra.

**Tabla 4.4.** Matriz de confusión-incertidumbre sub-píxel calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del SMACC.

		<i>Referencia (%)</i>						<b>Total</b>
		<b>A</b>	<b>P</b>	<b>St</b>	<b>Pa</b>	<b>SD</b>	<b>So</b>	
<i>Clasificación</i>	<b>A</b>	9.1	1.5±0.7	1.0±0.0	1.3±0.9	1.4±0.9	0.8±0.0	2.0±0.3
	<b>P</b>	5.1±0.3	10.7	3.0±1.8	2.6±0.2	2.7±0.4	0.1±0.0	3.2±0.3
	<b>St</b>	2.8±1.3	1.9±0.1	6.3	3.1±0.3	4.3±0.8	0.0±0.0	2.3±0.0
	<b>Pa</b>	3.8±0.7	2.9±0.7	3.4±2.1	24.9	2.3±0.4	0.0±0.0	6.2±0.2
	<b>SD</b>	2.4±1.7	1.1±0.8	0.8±0.1	1.3±0.9	1.2	0.1±0.0	0.9±0.5
	<b>So</b>	76.9±16.2	81.9±14.8	85.6±24.6	66.8±13.2	88.1±15.6	99.0	73.3±10.9
	<b>Total (%)</b>	100	100	100	100	100	100	100

Las áreas marcadas en gris corresponden al porcentaje de acuerdo entre la clase de referencia y la de la clasificación. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; SD: suelo desnudo; So: sombra

**Tabla 4.5.** Exactitud de usuario y de productor y error cuadrático medio calculados para la clasificación sub-píxel obtenida del SMACC.

	<b>EU</b>		<b>EP</b>		<b>RMSE</b>	
	<b>MIN-PROD</b>	<b>MCIS</b>	<b>MIN-PROD</b>	<b>MCIS</b>	<b>MIN-PROD</b>	<b>MCIS</b>
<b>A</b>	9.8	9.3±1.2	77.0	59.7±9.7	23.8	23.8
<b>P</b>	11.0	10.9±1.5	59.5	45.8±4.8	24.2	24.2
<b>St</b>	6.1	6.8±1.9	50.7	34.8±0.7	23.0	23.0
<b>Pa</b>	25.5	25.3±3.0	83.2	75.7±3.0	26.2	26.2
<b>SD</b>	1.3	1.3±0.2	35.4	14.3±7.8	20.4	20.4
<b>So</b>	99.1	99.0±0.1	29.6	30.9±4.6	49.1	49.1

EU: exactitud del usuario; EP: exactitud del productor; RMSE: error cuadrático medio; MIN-PROD: matriz de confusión MIN-PROD; MCIS: matriz de confusión-incertidumbre sub-píxel.

**Tabla 4.6.** Matriz de confusión MIN-PROD calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU.

		<i>Referencia (%)</i>						<b>Total</b>
		<b>A</b>	<b>P</b>	<b>St</b>	<b>Pa</b>	<b>SD</b>	<b>So</b>	
<i>Clasificación (%)</i>	<b>A</b>	60.8	32.6	21.3	5.4	3.3	31.1	26.2
	<b>P</b>	2.7	10.5	3.4	1.9	0.3	4.1	4.0
	<b>St</b>	12.4	7.1	40.1	11.7	1.9	11.6	14.7
	<b>Pa</b>	4.4	6.9	7.9	23.2	4.2	6.7	9.8
	<b>SD</b>	19.1	39.7	24.3	54.0	89.7	25.5	38.0
	<b>So</b>	0.7	3.2	3.0	3.8	0.6	21.0	6.7
	<b>Total</b>	100	100	100	100	100	100	100

Las áreas marcadas en gris corresponden al porcentaje de acuerdo entre la clase de referencia y la de la clasificación. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; SD: suelo desnudo; So: sombra.

**Tabla 4.7.** Matriz de confusión-incertidumbre sub-píxel calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU.

		<i>Referencia (%)</i>						<i>Total (%)</i>
		<b>A</b>	<b>P</b>	<b>St</b>	<b>Pa</b>	<b>SD</b>	<b>So</b>	
<i>Clasificación (%)</i>	<b>A</b>	60.4	32.8±7.1	20.5±6.3	5.4±1.6	3.3±1.4	30.7±4.6	26.1±3.7
	<b>P</b>	2.6±1.4	10.4	3.3±1.7	1.9±1.4	0.3±0.2	4.1±2.3	3.9±1.3
	<b>St</b>	12.6±6.9	7.6±5.9	39.7	12.1±7.4	2.1±0.6	12.3±7.5	15.2±5.3
	<b>Pa</b>	4.3±2.0	6.8±4.7	8.4±4.9	23.2	4.2±1.7	6.8±3.6	9.9±2.8
	<b>SD</b>	19.2±7.1	39.0±10.2	24.5±5.7	53.6±9.9	89.4	25.2±9.3	38.0±7.8
	<b>So</b>	0.8±0.6	3.5±2.5	3.7±3.0	3.8±1.9	0.7±0.6	20.9	6.9±1.4
	<b>Total (%)</b>	100	100	100	100	100	100	100

Las áreas marcadas en gris corresponden al porcentaje de acuerdo entre la clase de referencia y la de la clasificación. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; SD: suelo desnudo; So: sombra.

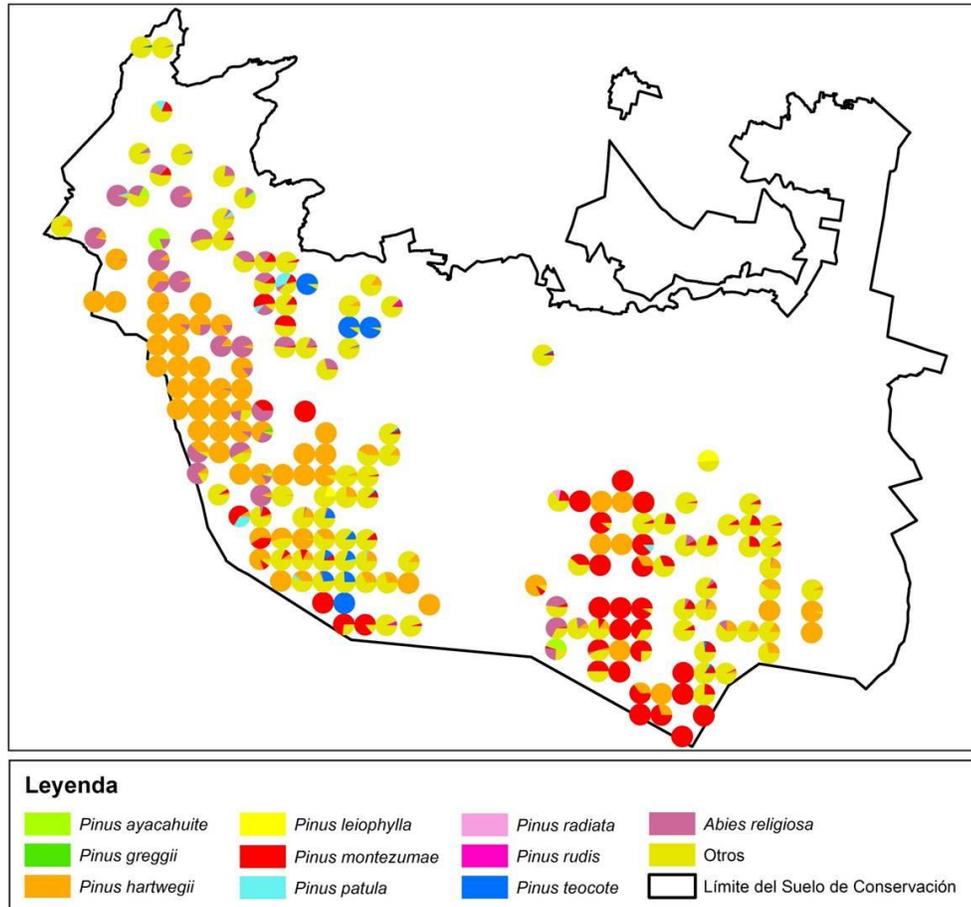
**Tabla 4.8.** Exactitud de usuario y de productor y error cuadrático medio calculados para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU.

	<b>EU</b>		<b>EP</b>		<b>RMSE</b>	
	<b>MIN-PROD</b>	<b>MCIS</b>	<b>MIN-PROD</b>	<b>MCIS</b>	<b>MIN-PROD</b>	<b>MCIS</b>
<b>A</b>	60.8	62.4±11.2	35.2	36.0±5.0	34.0	34.0
<b>P</b>	10.5	11.5±3.5	41.3	46.9±16.0	26.2	26.2
<b>St</b>	40.1	41.6±9.0	44.2	48.9±17.1	24.8	24.8
<b>Pa</b>	23.2	24.4±5.4	50.1	53.8±15.1	30.3	30.3
<b>SD</b>	89.7	89.6±4.1	20.6	21.5±4.4	44.7	44.7
<b>So</b>	21.0	22.5±6.1	70.7	71.9±15.0	25.8	25.8

EU: exactitud del usuario; EP: exactitud del productor; RMSE: error cuadrático medio; MIN-PROD: matriz de confusión MIN-PROD; MCIS: matriz de confusión-incertidumbre sub-píxel. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; SD: suelo desnudo; So: sombra.

A diferencia del SMACC, el TLSU sí muestra potencial para identificar suelo desnudo (89.7%) y *Abies religiosa* (60.4%) pero no para *Pinus sp.*, sotobosque, pastizal y sombra; siendo la primera la que arrojó el valor de acuerdo más bajo (10.4%), esto debido tal vez a la falta de endmembers que representaran todas las especies del género *Pinus* reportadas en el área de estudio, pues no fue posible obtener firmas aéreas puras de éstas debido a la gran diversidad presente en las zonas donde se encuentran, por lo que sólo se pudieron conseguir de *Pinus hartwegii* y una más que no se tiene la seguridad si pertenece a *Pinus montezumae* (ref00254.asd; Figura 3.12), dejando fuera 7 especies más (*Pinus ayacahuite*, *P. greggii*, *P. leiophylla*, *P. patula*, *P. radiata*, *P. rudis* y *P. teocote*) reportadas por la CORENA (2009), lo cual

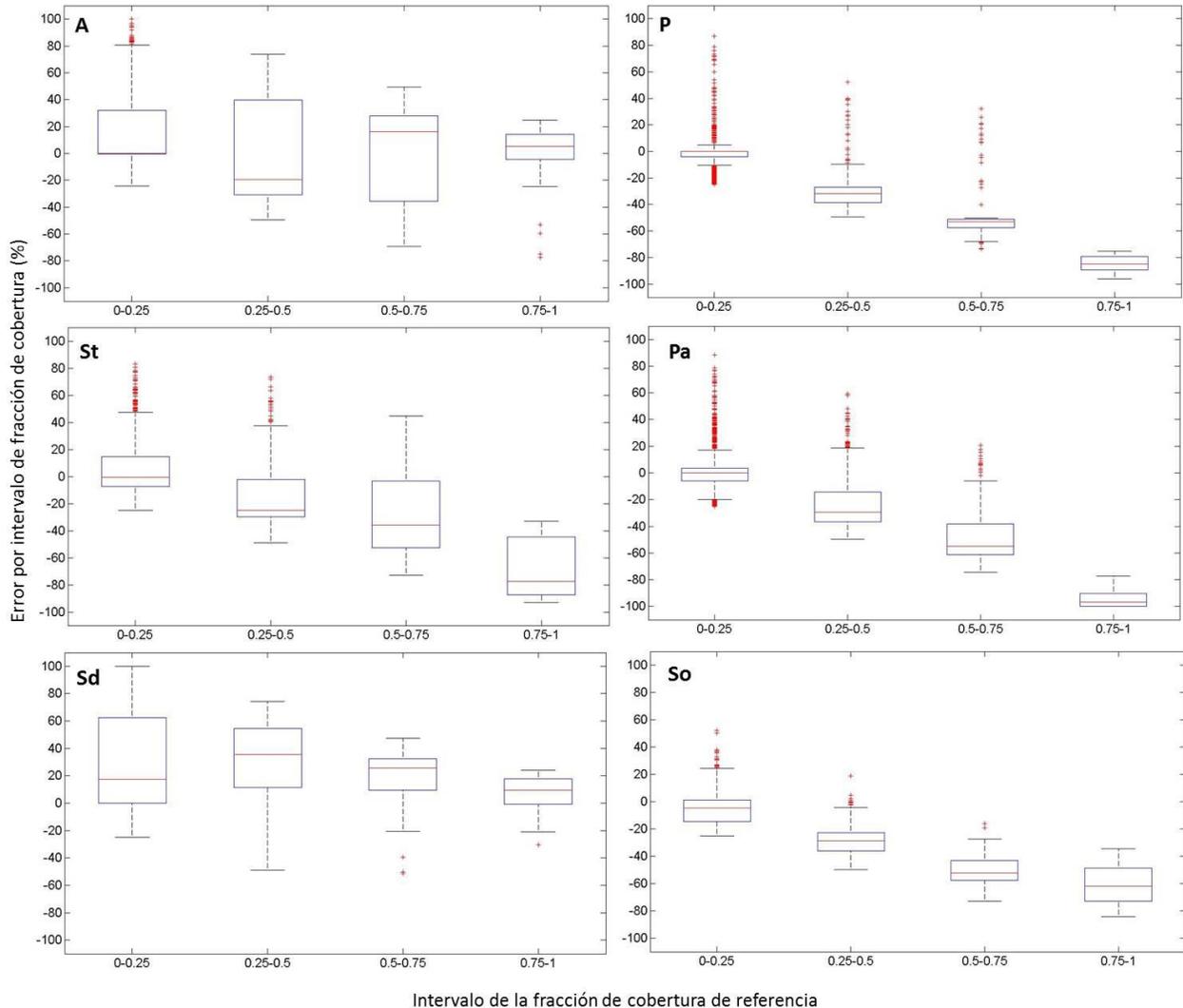
afectaría al modelo ya que tanto *P. montezumae* como *P. teocote*, aunque en menor proporción, se encuentran ampliamente distribuidas en el Suelo de Conservación y en un alto porcentaje (mayor al 50%) con respecto a otras especies, tal como lo demuestran los datos del Inventario forestal, donde dichas especies llegan a conformar hasta el 100% del estrato arbóreo del conglomerado (Figura 4.4).



**Figura 4.4.** Ilustración de la distribución espacial del porcentaje de árboles por conglomerado de las diferentes especies presentes en el Suelo de Conservación. Fuente: elaboración propia a partir de los datos de inventario forestal de la CORENA (2009).

Analizando las gráficas de cajas y bigotes generadas a partir del error por fracción de cobertura de *Pinus sp.*, es posible observar que el intervalo de 0 - 0.25 es la que presenta menor dispersión y la mediana en cero lo que indica que el error es bajo, tendiendo a valores negativos, es decir, el modelo subestima el porcentaje de cobertura, siendo este último fenómeno el que se repite en todos los intervalos (Figura 4.5). Esto confirma que la falta de endmembers es la causante de la baja precisión para identificar la clase de *Pinus sp.*, ya que de acuerdo con Silva *et al.* (1999:76 y 77) *P. hartwegii* forma bosques con dos estratos, uno arbóreo (alrededor de 20m de altura) abierto o poco denso de *P. hartwegii* (aunque

también se puede encontrar *Abies religiosa* pero en menor proporción) y un herbáceo (alrededor de 0.5m de altura) predominante constituido por pastos amacollados, pudiéndose identificar dos asociaciones: *Muhlenbergia quadridentata* -*Pinus hartwegii* y *Festuca tolucensis*-*Pinus hartwegii*, ambas con una mayor cobertura de los estratos herbáceo y rasante (>70%).



**Figura 4.5.** Gráficas de caja y bigotes de los errores por intervalo de fracción de cobertura para las seis clases obtenidas por el TLSU. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; Sd: suelo desnudo; So: sombra.

La subestimación que se observa en los otros intervalos (0.25-0.5, 0.5-0.75 y 0.75-1; Figura 4.5) también se explica por la falta de endmembers tanto para Pino como para hojosas ya que Silva *et al.* (1999:76 y 77) establecen que las especies del género *Pinus* pueden formar bosques donde el estrato arbóreo se encuentra dominado por varias de ellas como pueden ser *P. montezumae*, *P. hartwegii*, *P. rudis*, *P. pseudostrobus*, entre otras, llegando a conformar subcomunidades al coexistir con otros géneros de

hojosas (*Quercus*, *Juniperus*, *Arbutus* y *Alunus*, entre otros), las cuales muestran tanto coberturas arbóreas abiertas como la de *P. leiophylla* que coexiste con el género *Quercus* y otros, como densas, siendo una de éstas la formada por *P. montezumae*, que con frecuencia son bosques puros pero también pueden estar mezclados con otras especies de pino (*P. oocarpa*, *P. pseudostrohus* y *P. rudis*) o de otros géneros (*Quercus*, *Abies*, *Alnus* y *Salix*; *ibíd.*:77 y 78; Figura 4.4).

*Pinus montezumae* también puede encontrarse en bosques donde el estrato arbóreo no tiene una cobertura mayor al 20%, siendo el rasante y el herbáceo (dominancia de *Muhlenbergia macroura* y *Festuca amplissima*) los dominantes (40 y 50% de cobertura, respectivamente; *ibíd.*:78), concordando con lo encontrado en este estudio, ya que es otra de las especies que al parecer fue muestreada dentro de los endmembers.

La falta de endmembers representativos de hojosas parece ser otra fuente de error, ya que éstas también se encuentran ampliamente distribuidas en el Suelo de Conservación (“otros” en Figura 4.4) formando bosques mixtos con coníferas y de acuerdo con Vikhamar y Solberg (2002:79), son éstas donde la dispersión de la señal se da en mayor magnitud, lo que podría propiciar subestimaciones o sobrestimaciones en modelos de demezclado (Vikhamar y Solberg, 2003).

La clase de Suelo desnudo es el caso opuesto de *Pinus sp.*, ya que tiene el valor de acuerdo más alto (89.7%) pero también el de confusión (de hasta 63.5%; Tablas 4.6 y 4.7), mostrando una exactitud del productor baja (de hasta 25.9%; Tabla 4.8) lo que indica un problema de sobrestimación, ya que tiende a identificar áreas más grandes de cobertura que las encontradas en la realidad, siendo Pastizal y *Pinus sp.* con las que presenta mayor confusión (hasta 63.5% y 49.2%, respectivamente). Esto se confirma con lo observado en la figura 4.5, pues en todos los intervalos de fracción de cobertura la mediana y el primer cuartil del error obtenido para esta clase se sitúan por encima del cero, estando en el primer intervalo los errores más altos y en el cuarto los más bajos, lo que indica que al estar esta clase en una mezcla homogénea con las otras, el clasificador da mayor peso al suelo desnudo, lo que probablemente sea consecuencia de la falta de endmembers de *Pinus sp.* y hojosas y a la similitud que las firmas espectrales de pastizal pudieran presentar con respecto a las de suelo desnudo.

Olthof y Fraser (2007:504) en su estudio “Mapping northern land cover fractions using Landsat ETM+” probaron un demezclado espectral basado en regresiones lineales contra una clasificación de árboles de regresión, encontrando que la primera obtuvo mejores resultados al arrojar una  $R^2$  de 0.55 para el caso de pastizal, resultado que también era esperado en este trabajo ya que el pastizal, en particular el subalpino, se distingue por ocupar grandes extensiones de tierra (alrededor del 80% de cobertura; Silva

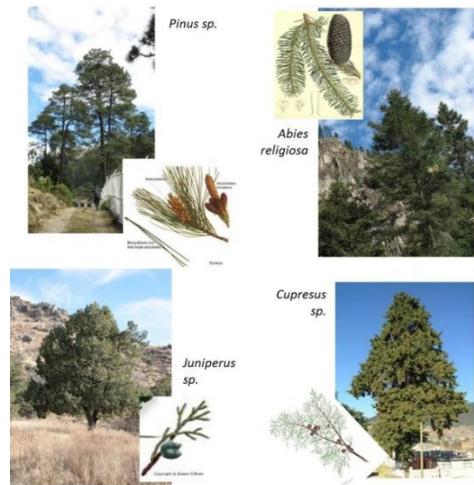
*et al.*, 1999:75) sin un estrato arbóreo que produzca una dispersión múltiple, lo cual hace pensar que los endmembers no fueron representativos de la variabilidad espectral que las diferentes especies que lo componen pueden mostrar (Figura 4.6).



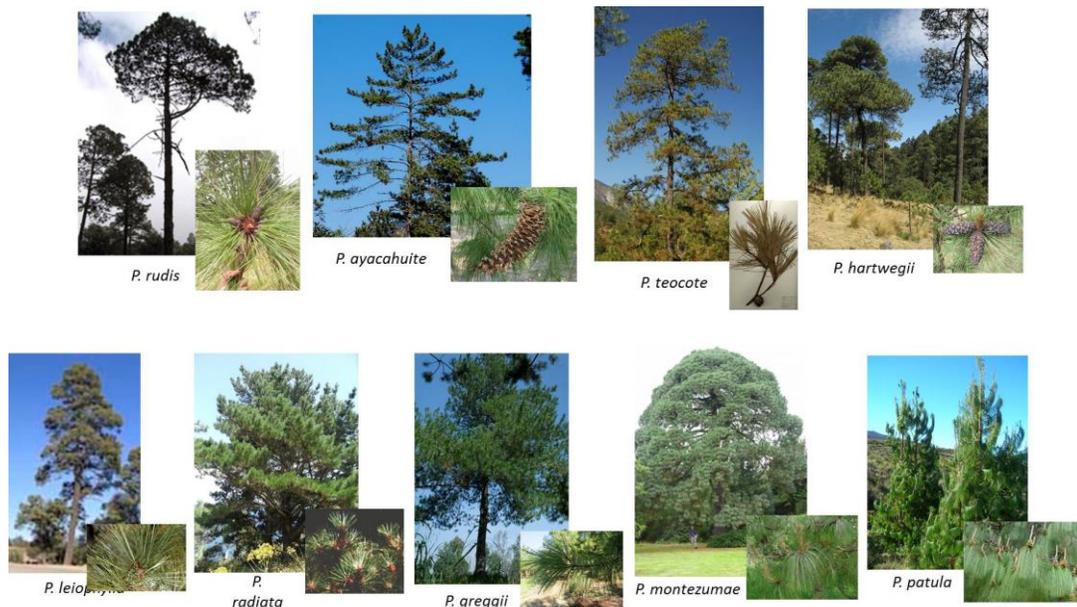
**Figura 4.6.** Fotografías de la distribución típica de pastizal subalpino en el Suelo de Conservación. Fuente: fotografías propias tomadas el 18 de marzo del 2014.

*Abies religiosa* es otra clase que el modelo tiende a sobrestimar, aunque no en la proporción de suelo desnudo, y a subestimar, pero en menor medida que *Pinus sp.*; siendo el segundo y tercer intervalos (de 0.25 a 0.75) los que muestran mayor variación (Figura 4.5). Silva *et al.* (1999:79) señalan que los bosques formados por esta especie generalmente cuentan con uno o dos estratos arbóreos, teniendo a *A. religiosa* como dominante y a elementos de *Pinus*, *Quercus*, *Alnus*, *Salix* y *Cupressus* como codominantes, formando una cobertura de alrededor del 50%. Lo anterior aunado a la alta confusión que muestra esta clase con *Pinus sp.* (hasta 39.9%) y con sotobosque (hasta 26.8%; Tablas 4.6 y 4.7), indica que dicha sobrestimación se debe a la falta de representatividad (endmembers) de *Pinus sp.* y sotobosque, ya que de acuerdo con Tibbals *et al.* (1964:530-533) la absorción y por lo tanto la reflectancia, dependen de la geometría del espécimen, pues se ha observado que existe una alta cantidad de interreflección entre las acículas, por lo que el acomodo de las mismas modifica el área efectiva de absorción y radiación, encontrando que entre especies de coníferas sí existe variación en ésta.

En el caso de las coníferas presentes en el Suelo de Conservación, son cuatro los géneros que se reportan para esta área: *Abies* (una especie), *Cupresus* (una especie), *Juniperus* (dos especies) y *Pinus* (nueve especies; CORENA, 2009), entre los cuales existen diferencias tanto en forma de la copa como de la hoja (Figura 4.7); situación que también se observa entre las 9 especies de pino siendo éstas tanto en altura, como en forma y densidad de la copa, disposición y tamaño de las acículas y en la proporción de éstas por fascículo (Calderón de Rzedowski y Rzedowski, 2005:46; Figura 4.8).



**Figura 4.7.** Ilustración donde se muestran los diferentes tipos de hoja y copa de los cuatro géneros de coníferas reportados en el Suelo de Conservación.



**Figura 4.8.** Ilustración de la copa y acículas de las diferentes especies del género *Pinus* registradas para el Suelo de Conservación.

Lo anterior reafirma lo ya discutido en párrafos previos sobre la falta de endmembers para la clase de *Pinus sp.*, ya que con lo expuesto por Tibbals *et al.* (1964:530-533) es de esperarse que a causa de estas diferencias morfológicas sí exista un contraste a nivel espectral que el clasificador no logra identificar debido a la falta de información, dando un mayor peso a la clase *A. religiosa* resultando en un porcentaje más alto de cobertura para ésta y una subestimación en las otras, fenómeno que se confirma con la exactitud del productor, pues es en ésta donde el TLSU tuvo el segundo valor más bajo (alrededor de 36; Tabla 4.8).

Las clases sotobosque, pastizal y sombra muestran un comportamiento semejante al de *Pinus sp.*, caracterizado por una subestimación en casi todos los intervalos, siendo la excepción el de 0-0.25 en sotobosque, ya que tiende a la sobrestimación. También es importante mencionar que es en este último donde las tres clases muestran menor variación en el porcentaje de error (Figura 4.5), lo que indica que, para el caso de sotobosque y pastizal, el o los estratos superiores (el arbóreo para sotobosque y el arbóreo y arbustivo o sotobosque para pastizal; Figura 4.9), dificultan la identificación, ya que es en los porcentajes de 40% a 80% de cobertura de estas clases donde el arbolado (además arbolado que se tiene poco representado por la falta de endmembers) forma asociaciones con estos elementos (Silva *et al.*, 1999:76-79). Lo anterior se confirma con los valores de confusión para estas clases, pues es *Abies religiosa* la segunda clase con la que sotobosque presenta mayor confusión (hasta 26.8%) y sotobosque con la que pastizal muestra conflicto (19.5%; tablas 4.6 y 4.7).



Estrato arbóreo y  
arbustivo  
(sotobosque)



Estrato arbóreo,  
arbustivo  
(sotobosque) y  
herbáceo  
(pastizal)



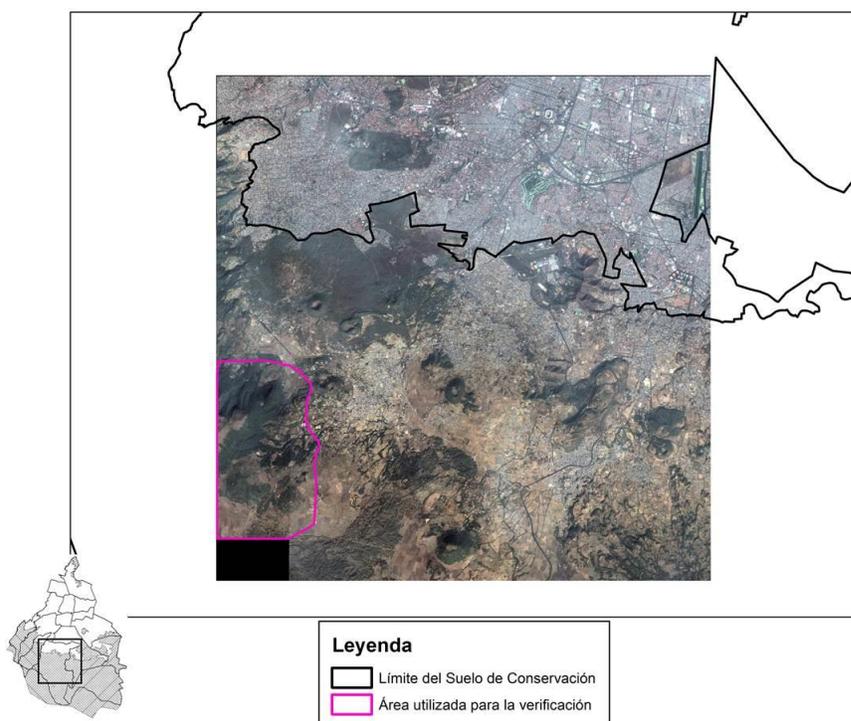
Estrato arbóreo y  
herbáceo  
(pastizal)

**Figura 4.9.** Ilustración de los diferentes estratos que se pueden encontrar en coberturas de 40% a 80% de sotobosque y pastizal en el Suelo de Conservación.

Esta confusión probablemente se deba a la dispersión que el estrato arbóreo produce sobre la luz reflejada por sotobosque, generando pérdida de información en cuanto a la reflectancia de este último, pues de acuerdo con Gates *et al.* (1965:18) y Williams (1991:89 y 90) las coníferas tienen mayores absorptancias y por lo tanto, menores reflectancias que las hojosas, y son las hojosas (de los géneros *Senecio*, *Arctostaphylos*, *Arbutus* y *Salix*) las que dominan el estrato arbustivo o sotobosque (Silva *et al.*, 1999:79) por lo que una confusión a nivel de firma espectral es poco probable, al menos que en éste haya una elevada presencia de renuevos de coníferas, o que los endmembers seleccionados tengan influencia del estrato arbóreo circundante (Figura 3.10).

Vikhamar y Solberg (2002:79) en su estudio "Subpixel mapping of snow in forest by optical remote sensing", modelaron con imágenes Landsat TM fracciones de cobertura de nieve, coníferas (pino y picea) y hojosas, encontrando que las reflectancias modeladas para el pino y la hojosa tenían mejores ajustes que para picea, aunque la hojosa tendía a la sobrestimación, fenómeno que explican por las diferencias en la forma de la copa, ya que la dispersión múltiple de la luz se magnifica por la transmisión de radiación en el infrarrojo cercano a través de las hojas verdes, hecho que se da en menor proporción en coníferas por la forma y disposición de la acícula, lo que ocasiona que el modelo lineal sobrestime la cobertura de hojosas, por lo tanto, proponen el probar modelos no lineales para verificar su hipótesis, la cual también debe ser considerada en este trabajo, pues aunque no son las hojosas las que están siendo sobrestimadas, parece ser que hay un efecto de dispersión múltiple de la señal que está propiciando la sobrestimación de *Abies religiosa*.

Otro punto importante de mencionar con respecto a las gráficas de cajas es la presencia de un gran número de valores atípicos en casi todas las clases, mayoritariamente en la parte positiva de la distribución de los intervalos de 0 a 0.75, lo que indica que el modelo encuentra muchas fracciones que están muy por encima de la de referencia (>0.25 en el caso del primer intervalo, >0.5 en el segundo y >0.75 en el tercero) siendo estos valores atípicos los que están generando esa baja exactitud global. Sería interesante llevar a cabo la verificación sobre una superficie más representativa de las clases estudiadas, ya que la imagen que se utilizó como referencia es de una zona altamente perturbada, que cuenta con pocas áreas boscosas y con pastizales que son predominantemente de origen agropecuario, lo que dificultó la clasificación y esto podría estar mermando en la evaluación de la exactitud del modelo (Figura 4.10).



**Figura 4.10.** Ilustración de la ubicación de la imagen World View 2 y del área empleada para el proceso de verificación.

Con respecto al error que pudiera atribuirse a la diferencia en la posición y geometría del pixel de evaluación con respecto al de referencia, se encontró que sí existe una influencia en la exactitud del modelo, ya que en el caso del filtro de 3 x 3 la exactitud global sube de 44.83% a 55.48% y en el de 9 x 9 a 59.38%, habiendo también una mejoría en el acuerdo de las clases, donde *Abies religiosa*, sotobosque y suelo desnudo muestran incrementos considerables, lo que confirma que tanto para pino como pastizal, se requiere una mayor representatividad del comportamiento espectral de estas clases, pues en éstas no se observa el mismo comportamiento (Tablas 4.2-4.15).

**Tabla 4.9.** Exactitud difusa global e índice Kappa obtenidos de las matrices MIN-PROD y MCIS para las fracciones de cobertura generadas con TLSU con filtros de 3 x 3 y 9 x 9.

	EDG		Kappa	
	3 x 3	9 x 9	3 x 3	9 x 9
<b>MIN-PROD</b>	42.4	45.94	0.3344	0.3781
<b>MCIS</b>	44.55±10.93	47.84±11.54	0.3553±0.1347	0.3949±0.1444

EDG: exactitud difusa global; Kappa: índice kappa; MIN-PROD: matriz de confusión MIN-PROD; MCIS: matriz de confusión-incertidumbre sub-pixel.

**Tabla 4.10.** Matriz de confusión MIN-PROD calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU con el filtro de 3 x 3.

		<i>Referencia (%)</i>						<b>Total</b>
		<b>A</b>	<b>P</b>	<b>St</b>	<b>Pa</b>	<b>SD</b>	<b>So</b>	
<i>Clasificación (%)</i>	<b>A</b>	77.9	31.0	17.0	4.3	0.8	28.2	26.5
	<b>P</b>	1.6	17.9	1.3	1.1	0.2	3.2	4.1
	<b>St</b>	7.0	4.8	57.0	9.1	0.2	11.2	14.3
	<b>Pa</b>	0.7	4.3	4.0	28.2	0.5	4.4	9.5
	<b>SD</b>	12.8	40.5	19.6	54.7	98.3	28.0	37.5
	<b>So</b>	0.1	1.5	1.1	2.7	0.0	25.1	6.8
	<b>Total</b>	100	100	100	100	100	100	100

Las áreas marcadas en gris corresponden al porcentaje de acuerdo entre la clase de referencia y la de la clasificación. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; SD: suelo desnudo; So: sombra.

**Tabla 4.11.** Matriz de confusión-incertidumbre sub-píxel calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU con el filtro de 3 x 3.

		<i>Referencia (%)</i>						<b>Total</b>
		<b>A</b>	<b>P</b>	<b>St</b>	<b>Pa</b>	<b>SD</b>	<b>So</b>	
<i>Clasificación (%)</i>	<b>A</b>	76.8	31.7±11.1	16.0±8.5	4.4±3.3	1.0±0.5	28.0±7.8	26.7±5.5
	<b>P</b>	1.9±1.8	17.7	1.5±1.3	1.3±1.2	0.3±0.3	3.2±2.2	4.2±1.3
	<b>St</b>	7.7±5.7	5.9±5.6	55.5	9.0±6.9	0.4±0.2	12.3±8.3	14.9±5.4
	<b>Pa</b>	0.8±0.8	4.3±4.1	5.1±4.6	28.0	0.6±0.5	4.7±3.3	9.8±2.2
	<b>SD</b>	12.6±5.7	38.5±13.4	19.8±7.5	55.0±9.4	97.6	27.0±12.5	37.4±9.3
	<b>So</b>	0.2±0.2	2.0±1.6	2.1±2.0	2.3±1.3	0.1±0.1	24.8	6.9±0.9
	<b>Total</b>	100	100	100	100	100	100	100

Las áreas marcadas en gris corresponden al porcentaje de acuerdo entre la clase de referencia y la de la clasificación. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; SD: suelo desnudo; So: sombra.

**Tabla 4.12.** Exactitud de usuario y de productor y error cuadrático medio calculados para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU con el filtro de 3 x 3.

	EU		EP		RMSE	
	MIN-PROD	MCIS	MIN-PROD	MCIS	MIN-PROD	MCIS
<b>A</b>	77.9	78.4±11.1	45.4	47.1±9.8	26.4	26.4
<b>P</b>	17.9	20.3±7.2	65.1	69.0±21.0	21.1	21.1
<b>St</b>	57.0	58.8±14.0	53.3	59.0±21.4	16.9	16.9
<b>Pa</b>	28.2	29.4±6.5	75.6	77.3±17.2	28.9	28.9
<b>SD</b>	98.3	97.7±1.5	17.6	18.8±4.7	41.8	41.8
<b>So</b>	25.1	28.1±9.6	84.3	84.0±10.5	22.7	22.7

EU: exactitud del usuario; EP: exactitud del productor; RMSE: error cuadrático medio; MIN-PROD: matriz de confusión MIN-PROD; MCIS: matriz de confusión-incertidumbre sub-píxel. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; SD: suelo desnudo; So: sombra.

**Tabla 4.13.** Matriz de confusión MIN-PROD calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU con el filtro de 9 x 9.

	Referencia (%)						Total
	A	P	St	Pa	SD	So	
<b>A</b>	91.7	31.1	12.9	6.2	0.0	27.3	28.2
<b>P</b>	0.7	19.8	0.4	0.7	0.0	2.3	3.6
<b>St</b>	3.0	2.1	70.2	6.3	0.0	9.0	12.3
<b>Pa</b>	0.0	1.6	0.7	27.5	0.0	1.2	8.4
<b>SD</b>	4.6	44.6	15.4	57.1	100.0	30.4	36.7
<b>So</b>	0.0	0.9	0.4	2.2	0.0	29.8	7.7
<b>Total</b>	100	100	100	100	100	100	100

Las áreas marcadas en gris corresponden al porcentaje de acuerdo entre la clase de referencia y la de la clasificación. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; SD: suelo desnudo; So: sombra.

**Tabla 4.14.** Matriz de confusión-incertidumbre sub-píxel calculada para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU con el filtro de 9 x 9.

		<i>Referencia (%)</i>						<b>Total</b>
		<b>A</b>	<b>P</b>	<b>St</b>	<b>Pa</b>	<b>SD</b>	<b>So</b>	
<b>Clasificación (%)</b>	<b>A</b>	89.8	33.0±16.7	12.5±8.6	6.5±6.0	0.6±0.6	27.8±10.4	28.9±7.5
	<b>P</b>	1.1±1.1	19.2	0.8±0.8	1.1±1.1	0.0±0.0	2.2±1.8	3.8±1.0
	<b>St</b>	3.5±3.3	3.6±3.6	67.1	6.3±5.6	0.0±0.0	9.6±7.3	12.8±4.4
	<b>Pa</b>	0.0±0.0	1.6±1.6	1.7±1.7	27.1	0.0±0.0	1.4±1.1	8.6±0.7
	<b>SD</b>	5.6±1.8	41.0±17.1	16.8±6.6	57.2±9.9	99.4	29.5±14.2	36.9±9.6
	<b>So</b>	0.0±0.0	1.7±1.6	1.2±1.2	1.7±1.1	0.0±0.0	29.6	7.8±0.7
	<b>Total</b>	100	100	100	100	100	100	100

Las áreas marcadas en gris corresponden al porcentaje de acuerdo entre la clase de referencia y la de la clasificación. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; SD: suelo desnudo; So: sombra.

**Tabla 4.15.** Exactitud de usuario y de productor y error cuadrático medio calculados para la clasificación sub-píxel obtenida del TLSU con el filtro de 9 x 9.

	<b>EU</b>		<b>EP</b>		<b>RMSE</b>	
	<b>MIN-PROD</b>	<b>MCIS</b>	<b>MIN-PROD</b>	<b>MCIS</b>	<b>MIN-PROD</b>	<b>MCIS</b>
<b>A</b>	91.7	90.1±5.6	51.3	53.6±13.9	22.3	22.3
<b>P</b>	19.8	23.0±9.3	75.0	76.5±20.5	18.1	18.1
<b>St</b>	70.2	69.5±13.1	62.4	67.7±23.0	11.2	11.2
<b>Pa</b>	27.5	28.8±6.8	93.3	92.0±7.2	29.2	29.2
<b>SD</b>	100.0	99.4±0.6	13.3	14.2±3.7	41.2	41.2
<b>So</b>	29.8	33.7±11.7	89.9	89.6±8.0	20.7	20.7

EU: exactitud del usuario; EP: exactitud del productor; RMSE: error cuadrático medio; MIN-PROD: matriz de confusión MIN-PROD; MCIS: matriz de confusión-incertidumbre sub-píxel. A: *Abies religiosa*; P: *Pinus sp.*; St: sotobosque; Pa: pastizal; SD: suelo desnudo; So: sombra.

Frazier y Wang (2011) utilizaron dos métodos de clasificación subpíxel (clasificación de máxima verosimilitud suave y TLSU) para obtener las fracciones de cobertura de *Tamarix sp.*, encontrando que en todos los años analizados, TLSU fue el que presentó mejores precisiones (de 0.92 a 0.94). Comparando estos resultados con los obtenidos en la presente investigación, queda claro que los bosques de coníferas muestran una mayor complejidad para ser modelados por demezclado espectral ya que el porcentaje de acuerdo más alto que se pudo obtener para una especie fue de 60.8 (*Abies religiosa*) lo que está muy por debajo de lo reportado por estos autores.

Otro estudio en el que el demezclado espectral no fue capaz de predecir las fracciones de cobertura de suelo desnudo, arbustos, pastos, coníferas y agua en el norte de Canadá a partir de una imagen Landsat ETM+, fue el realizado por Olthof y Fraser (2007:502-503) donde probaron que de los tres métodos probados (árboles de regresión, regresiones lineales múltiples y un demezclado hecho a partir de una inversión lineal de mínimos cuadrados restringida) el de demezclado fue el que mayores errores arrojó con una  $R^2$  de 0.4, dando como explicación la posible colinearidad que se pudo presentar por la información redundante o por la falta de endmembers que cubrieran toda la variabilidad espectral de la zona.

Yang *et al.* (2012:64 y 66) por su parte, encontraron que el SMACC sí fue eficiente para el cálculo de las fracciones de cobertura de vegetación fotosintética (compuesta por el Enebro piñonero), vegetación no fotosintética y suelo con la imagen Landsat TM, al obtener una  $R^2$  de 0.78. Cabe mencionar que el tipo de vegetación analizada es más bien abierta y con la presencia de una sola especie en el estrato arbóreo, situación contraria a la vegetación del Suelo de Conservación, ya que es predominantemente cerrada, formando más de un estrato y con más de una especie en cada uno de estos. Comparando estos dos escenarios, es muy factible que la baja eficacia de este modelo se deba al número de clases usadas ya que la alta heterogeneidad encontrada en la imagen, imposibilitó al clasificador la obtención de endmembers representativos de éstas.

Lobell *et al.* (2001:5158), también lograron determinar exitosamente la fracción de cobertura de copa en un bosque templado compuesto por diferentes especies de coníferas (*Pinus ponderosa*, *Pseudotsuga menziessii* y *Abies grandis*) y hojosas (*Larix occidentalis* y *Calocedrus decurrens*), al obtener una  $R^2$  de 0.9096 y de 0.9326 para suelo, aplicando el modelo de demezclado AutoSWIR a una imagen AVIRIS. A pesar de que este tipo de vegetación es más parecido al del Suelo de Conservación, el número de clases empleadas (copa verde, hojarasca y suelo) fue menor, generalizando la variabilidad que en la presente investigación se quería evaluar y probablemente sea este hecho aunado a que AVIRIS cuenta con un mayor número de bandas, lo que ayuda a la exactitud de la fracción obtenida por el AutoSWIR.

El trabajo cuyo tipo de vegetación podría tener mayor similitud con la del Suelo de Conservación es el realizado por Vikhamar y Solberg (2002), ya que tratan de identificar fracciones de cobertura de nieve a partir del cálculo de fracciones de *Picea abies* (picea), *Pinus sylvestris* (pino) y *Betula pubescens* ssp. *czerepanovii* (abedul), utilizando una imagen Landsat TM y diferentes efectos de sombras (superficie de nieve totalmente iluminada, nieve sombreada por la presencia de árboles y radiación difusa alcanzando la superficie de la nieve), encontrando que el considerar el mayor número de estos en el modelo resulta en un incremento del ajuste. A pesar de esto, la  $R^2$  más alta es de 0.62 siendo las clases de pino y el

bosque mixto de pino y abedul las que mostraron los mejores resultados. Los autores explican esto a partir del alto grado de dispersión de los datos, lo que pudo ser ocasionado por efectos secundarios de sombra o por la topografía, fenómenos que no fueron contemplados por el modelo, por lo que proponen el considerar la no linealidad para investigaciones futuras.

Es muy probable que los resultados obtenidos con el TLSU estén siendo influenciados por los mismos fenómenos descritos por Vikhamar y Solberg (2002), ya que cuando se calcula la fracción de sombra a partir de la imagen Landsat con el SMAACC, ésta se modela adecuadamente, situación que no ocurre cuando se genera a partir de endmembers que difieren en la hora de toma con respecto a la de la imagen, por lo que sería conveniente considerar la no linealidad en trabajos futuros.

## Capítulo V. Conclusiones y recomendaciones

El cálculo de riqueza de especies por medio de Índices de Vegetación, demostró que en los bosques del Suelo de Conservación, existen otros elementos además del estrato arbóreo que contribuyen en la respuesta espectral recabada por el sensor, por lo que es importante realizar un inventario forestal donde se consideren las especies de todos los estratos que los conforman.

En este trabajo se probaron dos métodos de demezclado espectral (TLSU y SMACC) para la obtención de fracciones de cobertura de seis clases: *Abies religiosa*, *Pinus sp.*, sotobosque, pastizal, suelo desnudo y sombra, encontrándose que el SMACC es sensible al cálculo de sombra, mientras que el TLSU lo es a *A. religiosa* y suelo desnudo.

La alta exactitud en el modelado de sombra por parte del SMACC se debe a que ésta fue obtenida de la imagen a demezclar, por lo que no hubo un efecto de variación de la sombra debida a la hora de toma, hecho que sí sucedió en el caso del TLSU.

Para la ejecución del TLSU se requiere la definición de una librería espectral de endmembers, quedando demostrado que la obtención de estos en campo da resultados más precisos que los generados directamente de la imagen, por lo que para la realización de este método es necesaria una inversión inicial alta de tiempo y recursos, así como de capital humano.

A pesar de que el TLSU mostró habilidad para el cálculo de la fracción de *A. religiosa* y suelo desnudo, tiende a sobrestimarlos, lo cual indica que las clases restantes no están siendo bien representadas por las firmas espectrales de referencia.

El que el TLSU tuviera valores de acuerdos bajos para *Pinus sp.*, sotobosque y pastizal seguramente se debe a la falta de endmembers que representen toda la variabilidad espectral que cada una de estas clases engloba a causa de las especies que las conforman y a su distribución espacial.

Para el caso de *Pinus sp.* se encontró que la falta de endmembers que representaran a las nueve especies reportadas para el Suelo de Conservación, mermó en la confiabilidad del modelo, al igual que la carencia de endmembers para árboles de hojosas, ya que las especies del género *Pinus* tienden a formar bosques mixtos con éstas.

En sotobosque se encontró que la falta de representatividad en endmembers del estrato arbóreo podría estar mermando su confiabilidad así como el efecto de dispersión múltiple que este último podría estar generando.

Debido a que el pastizal, principalmente el subalpino, se encuentra en zonas abiertas donde el arbolado tiene poco efecto sobre la dispersión de la luz, no se esperaba la confiabilidad obtenida por el TLSU, especialmente en las fracciones mayores a 0.75, por lo que se considera que se requiere de un mayor número de endmembers que representen la variabilidad de las diferentes especies que conforman esta comunidad.

Comparando lo obtenido en este estudio con lo reportado por otros autores, queda claro que la exactitud del cálculo de fracción de cobertura en bosques templados de coníferas por medio de un análisis de mezclado espectral lineal, depende tanto de la definición de clases como de la selección de los endmembers que las representan, donde se tiene que contemplar la alta variabilidad espectral que el relieve y los efectos de sombra generan en la copa y en los diferentes estratos que conforman estos ecosistemas, por lo que para mejorar la exactitud global de este estudio se recomienda el incluir una clase de hojosas e incrementar la muestra de *Pinus sp.* y pastizal.

También se encontró que la variabilidad en la ubicación y forma del pixel sí tuvo influencia en la precisión del modelo, por lo que es importante verificar el error atribuido por este fenómeno.

Otro camino interesante de explorar es el contemplar la aplicación de un modelo no lineal, ya que en este tipo de ecosistemas, la dispersión de la luz es normalmente múltiple.

Para poder llevar a cabo la verificación se empleó una imagen WV2 ubicada en una zona altamente perturbada, por lo que fue necesario recortar el área para corroborar la confiabilidad. Esto podría estar mermando la exactitud obtenida, ya que esta superficie es poco representativa de los bosques del Suelo de Conservación, por lo que sería conveniente realizar otra rectificación donde sean incluidos los bosques pertenecientes a las delegaciones Magdalena Contreras y Cuajimalpa.

En este trabajo se emplearon firmas espectrales aéreas, lo cual se traduce en una reflectancia que resulta de la suma de todo lo que cubre el área de toma del espectrorradiómetro, por lo que sería interesante probar firmas tomadas directamente de las hojas para explorar el efecto que la toma aérea tiene sobre los resultados obtenidos.

Tanto el análisis de biodiversidad como el de mezclado espectral, demostraron que los bosques del Suelo de Conservación muestran una alta variabilidad espectral, la cual no puede ser explicada solamente por

la biodiversidad del estrato arbóreo, por lo que es importante seguir realizando estudios que ayuden a identificar los elementos que están influyendo en ésta y su proporción de cobertura, para así poder entender de mejor manera las dinámicas que se dan en esta zona y el efecto que las actividades de la ciudad están generando en ella.

El análisis de mezclado espectral ha sido ampliamente utilizado para la obtención de fracciones de cobertura, principalmente de vegetación fotosintética, no fotosintética, suelo y sombra, con la finalidad de encontrar nuevas estrategias de monitoreo que reduzcan costos y tiempos en su realización, enfocándose principalmente en la diferenciación de suelo y vegetación en zonas áridas, dejando fuera la identificación de las especies dominantes de estos ecosistemas, por lo que es importante el seguir realizando estudios donde se pruebe la eficacia de métodos de demezclado espectral para la cuantificación de fracción de cobertura a nivel de especie.

A pesar de que la biodiversidad es un punto clave en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas forestales, pocos han sido los estudios de este tipo dirigidos a la identificación de fracciones de cobertura para las especies más representativas en bosques templados, por lo que este estudio es un aporte en este campo, ya que a pesar de que se demostró que esta técnica tiene poco potencial para la predicción de la abundancia de los elementos dominantes del bosque, los valores obtenidos a nivel de clase, confirmaron que el modelo sí podría ser eficaz para el cálculo de las fracciones, por lo que es importante realizar investigaciones en este campo que confirmen las hipótesis resultantes de lo obtenido y analizado en este proyecto.

## Referencias

- Adams, J. B., Gillespie, A. R. 2006. *Remote Sensing of Landscapes with Spectral Images. A Physical Modeling Approach*. Cambridge University Press. 349 p.
- Adams, J.B., Smith, M. O. 1986. Spectral Mixture Modeling: A new analysis of rock and soil types at the Viking Lander 1 Site. *Journal of Geophysical Research*. 91:B8. 8098-8112.
- Ali, A., Bie, C. A. J. M., Skidmore, A. K., Scarrott, R. G., Hamad, A., Venus, V., Lymberakis, P. 2013. Mapping land cover gradients through analysis of hyper-temporal NDVI imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 23. 301-312.
- Alvarado, R. D., de Bauer, I. I., Galindo, A. J. 1993. Decline of Sacred Fir (*Abies religiosa*) in a forest park South of Mexico City. *Environmental Pollution*. 80. 115-121.
- Alvarado-Rosales, D., Hernández-Tejeda, T. 2002. Decline of sacred fir in the Desierto de los Leones National Park. En *Urban Air Pollution and Forests: Resources at Risk in the Mexico City Air Basin, Ecol. Stud.*, Eds. M. E. Fenn, L. I. de Bauer, T. Hernández-Tejeda. New York: Springer-Verlag.
- Anderies, J. M.; Janssen, M. A., Ostrom, E. 2004. A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective. *Conservation Ecology* 9, 18. <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss1/art18/>
- Balvanera, P., Pfisterer, A.B., Buchmann, N., He J.-S., Nakashizuka, T., Raffaelli, D., Schmid, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*. 9. 1146–1156.
- Barbier, S., Gosselin, F., Balandier, P. 2008. Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved – A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*. 254. 1-15.
- Baret, F., Guyot, G., Major, D. 1989. TSAVI: A vegetation index which minimizes soil brightness effects on LAI and APAR estimation. In Proc. 12th Can. Symp. *Remote Sensing and IGARSS'90*, Vancouver, BC, Canada, July 10–14. 1–4.
- Beisner, B. E., Haydon, D. T., Cuddington, K. 2003. Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 1. 376-382.
- Berkes, F., Colding, J., Folke, C. 2003. *Navigating Social–Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Berkes, F., Folke, C. 1998. *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

- Boardman, J. 1993. Automating spectral unmixing of AVIRIS data using convex geometry concepts. *Summaries of the fourth annual JPL Airborne Geoscience workshop*. 11–14.
- Cabacinha, C. D., de Castro, S. S. 2009. Relationship between floristic diversity and vegetation indices, forest structure and landscape metrics of fragments in Brazilian Cerrado. *Forest Ecology and Management*. 257. 2157-2165.
- Cabrera, G. 2007. Obras demográficas selectas. 1ª edición. El Colegio de México. México. 784 p.
- Calderón, de R. G., Rzedowski, J. 2005. *Flora fanerogámica del Valle de México*. 2ª edición, 1ª reimpresión. Instituto de Ecología, A. C. y Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 1406 pp.
- Calva-Vásquez, G., Razo-Angel, G., Rodríguez-Fernández, L., Ruvalcaba-Sil, J. L. 2006a. Study of Z<sup>></sup> 18 elements concentration in tree rings from surroundings forests or the Mexico Valley using external beam PIXE. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section B: Beam Interactions with Materials and Atoms*. 249. 588-591.
- Calva-Vásquez, G., De la Isla, M., Padilla-Gordon, H., Vargas-Hernández, J. J., Velásquez-Martínez A. 2006b. La corteza arbórea como biomonitor del depósito ácido en la Cuenca de México. *Ciencia Forestal en México*. 31(100). 69-103.
- Centro de Investigaciones, Energéticas Medioambientales y Tecnológicas (CIEMAT), 2008. *El Ozono troposférico y sus efectos en la vegetación*. 75 p.
- Clevers, J. G. P. W. 1991. Application of the WDV in estimating LAI at the generative stage of barley. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 46. 37–47.
- Comisión Ambiental Metropolitana (CAM). 2010. *Agenda de Sustentabilidad Ambiental para la Zona Metropolitana del Valle de México*. 1ª Edición. 236 p.
- Comisión de Derechos Humanos del Distrito Federal. 2005. *Informe Especial sobre la violación al derecho humano a un medio ambiente sano y ecológicamente equilibrado por el deterioro y desaparición del suelo de conservación del Distrito Federal*. 1ª edición. México. 103 p.
- Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural (CORENA). 2000. *Programa General de Ordenamiento Ecológico del D. F.* CORENA. México. 133 p.
- Comisión de Recursos Naturales y Desarrollo Rural (CORENA). 2009. *Base de datos de Inventario Forestal del Suelo de Conservación*. México.
- Cruz, M. 2002. Procesos urbanos y ruralidad en la periferia de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. *Estudios Demográficos y Urbanos*. 49:39-76.

- Drake, N.A., Mackin, S., Settle, J.J., 1999. Mapping vegetation, soils, and geology in semiarid shrublands using spectral matching and mixture modeling of SWIR AVIRIS imagery. *Remote Sensing of Environment*. 68. 12–25.
- Dirección de Ordenamiento Ecológico del Territorio y Manejo Ambiental del Agua (DOETMAA) – Secretaría del Medio Ambiente, Universidad Autónoma del Estado de Morelos. 2009. *Uso de suelo y vegetación (Uso forestal)*. Representación vectorial. México.
- Eitel, J. U. H., Vierling, L. A., Litvak, M. E., Long, D. S., Schulthess, U., Ager, A. A., Krofcheck, D. J., Stoscheck, L. 2011. Broadband, red-edge information from satellites improves early stress detection in a New Mexico conifer woodland. *Remote Sensing of Environment*. 115. 3640-3646.
- Fenn, M. E., de Bauer, L. I., Hernández-Tejeda, T. 2002. Section 4. Summary, Synthesis, and Perspectives. 15. Summary of Air Pollution Impacts on Forests in the Mexico City Air Basin. En *Urban Air Pollution and Forests. Resources at Risk in the Mexico City Air Basin*. Fenn M. E., de Bauer L. I., Hernández-Tejeda T editores. Springer. New York. 373 p.
- Ferrell, G. 1996. The influence of insect pests and pathogens in the Sierra forests. In Sierra Nevada Ecosystem Project, Final Report to Congress, vol. III, Centers for Water and Wildland Resources, Report No. 40. University of California, Davis, CA. 1172–1192.
- Ferretti, M. 2004. Health and Protection. Diagnosis, Monitoring and Evaluation. *Enciclopedia of Forest Sciences*. Italy. 285-299.
- Foody, G. M., Cutler, M. E. J. 2003. Tree biodiversity in protected and logged Bornean tropical rain forests and its measurement by satellite remote sensing. *Journal of Biogeography*. 30. 1053–1066.
- Gates, D. M., Keegan, H. J., Schleiter, J. C., Weidner, V. R. 1965. Spectral properties of plants. *Applied optics*. 4:1. 11-20.
- Gilabert, M. A. J., González-Piqueras, J., García-Haro, J. 1997. Acerca de los índices de vegetación. *Revista de Teledetección*. 8. 1-10.
- Gilliam, F. S. 2007. The Ecological Significance of the Herbaceous Layer in Temperate Forest Ecosystems. *BioScience*. 57(10). 845-858 pp.
- Gitelson, A. A., Kaufman, Y. J., Stark, R., Rundquist, D. 2002. Novel algorithms for remote estimation of vegetation fraction. *Remote Sensing of Environment*. 80. 76-87
- 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.

- Gobierno del Distrito Federal (GDF). 1998. Ley Orgánica de la Administración Pública del Distrito Federal. Gaceta Oficial del Distrito Federal.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF), SMA, CRNDR, DEOE. 2000. Programa General de Ordenamiento Ecológico del Distrito Federal 2000-2003. México. 133 p.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF). 2000. Reglamento Interior de la Administración Pública del Distrito Federal. Gaceta Oficial del Distrito Federal. 158 p.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF). 2002. Programa sectorial. Programa de Protección Ambiental del D.F. 2002-2006. 165 p.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF). 2003. Decreto por el que se aprueba el Programa General de Desarrollo Urbano del Distrito Federal. Gaceta Oficial del Distrito Federal. 217 p.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF). 2011. Plan verde de la Ciudad de México. Cuatro años de avance. México. 131 p.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF). 2012. *Atlas geográfico del suelo de conservación del Distrito Federal*. Secretaría del Medio Ambiente, Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial del Distrito Federal, México, D.F. 96 pp.
- Gobierno del Distrito Federal (GDF), SMA, DGGCA, DMA. 2010. Calidad del aire en la Ciudad de México. Informe 2010. México. 53 p.
- Goel, N. S., Qi, W. 1994. Influences of canopy architecture on relationships between various vegetation indices and LAI and FPAR: A computer simulation. *Remote Sensing Reviews*. 10. 309–347.
- González-Medina, R. E., Equihua, M. A., Mendoza, B. M. A., Cibrián, T. D. 2010a. Relación entre descortezadores (Coleóptera: Scolytidae) y vitalidad en bosques de *Pinus hartwegii* Lindl. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*. 1(2), 121-133.
- Gong, P., Pu, R., Biging, G. S., Larrieu, M. R. 2003. Estimation of Forest Area Index Using Vegetation Indices Derived from Hyperion Hyperspectral Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 41(6). 1355-1362.
- González-Medina, R. E., Mendoza-Briseño, M., Alvarado-Rosales, D. 2010b. Exposición a ozono en relación a la vitalidad en un bosque de oyamel (*Abies religiosa* (Kunth) Schltdl. & Cham). *Madera y Bosques*. 16(4). 7-19.
- Gruninger, J., Ratkowski, A. J., Hoke, M. L. 2004. The Sequential Maximum Angle Convex Cone (SMACC) Endmember Model. In *Proceedings SPIE, Algorithms for Multispectral and Hyper-spectral and Ultraspectral Imagery*. 5425-1. Orlando, FL.

- Gutiérrez, M. T., J. González, J., Zamorano. 2005. La Cuenca de México y sus cambios demográfico-espaciales. *Temas selectos de geografía*. Atlántida Coll-Hurtado, Instituto de Geografía, UNAM. México. 155 p.
- Heckmann, K. E., Manley, P. N., Schlesinger, M. D. 2008. Ecological integrity of remnant montane forests along an urban gradient in the Sierra Nevada. *Forest Ecology and Management*. 255. 2453-2466.
- Homolová, L., Malenovský, Z., Clevers, J. G. P. W., García-Santos, G., Schaepman, M. E. 2013. Review of optical-based remote sensing for plant trait mapping. *Ecological Complexity*. 15. 1-16.
- Huete, A. R. 1988. A soil adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*. 25. 295–309.
- Instituto Electoral del Distrito Federal (IEDF), 2010. Catálogo de Colonias y Pueblos Originarios 2010. Nota Metodológica. 168 p.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2010. SCN: Sistema de Cuentas Nacionales de México: Producto Interno Bruto por entidad federativa 2005-2009: año base 2003. INEGI. México. 357 p.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). 2007. Cuaderno estadístico de la Zona Metropolitana del Valle de México. México.
- Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). 2010. Estimación de almacenamiento de carbono en el Suelo de Conservación del Distrito Federal. Reporte técnico. 48p.
- Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (INAFED). 2010. Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México. Distrito Federal.  
<http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM09DF/mediofisico.html>. Consultado el 20/05/2013.
- Irons. 2014. Landsat Science. Landsat 8. [http://landsat.gsfc.nasa.gov/?page\\_id=4071](http://landsat.gsfc.nasa.gov/?page_id=4071). Consultado el 5/07/2014.
- Jhonsson, B. A., Scheyvens, H., Shivakoti, B. R. 2014. An ensemble pansharpening approach for finer-scale mapping of sugarcane with Landsat 8 imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 33. 218-225.
- Jia, K., Liang, S., Zhang, N., Wei, X., Gu, X., Zhao, X., Yao, Y., Xie, X. 2014. Land cover classification of finer resolution remote sensing data integrating temporal features from time series coarser resolution data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*. 93. 49-55.
- Jiang Z., Huete A. R., Chen J., Chen J., Chen Y., Li J., Yan G., Zhang, X. 2006. Analysis of NDVI and scaled difference vegetation index retrieval of vegetation fraction. *Remote sensing of Environment*. 101(3). 366-378.

- Kalacska, M., Bohlman, S., Sanchez-Azofeifa, G. A., Castro-Esau, K., Caelli, T. 2007. Hyperspectral discrimination of tropical dry forest lianas and trees: Comparative data reduction approaches at the leaf and canopy levels. *Remote Sensing of Environment*. 109. 406-415.
- Karpouzli, E., Malthus, T. 2003. The empirical line method for the atmospheric correction of IKONOS imagery. *International Journal of Remote Sensing*. 24:5. 1143-1150.
- Keshava, N., Mustard, J. F. 2002. Spectral unmixing. *IEEE. Signal Processing Magazine*. 19. 44-57.
- Kokaly, R. F., Despain, D. G., Clark, R. N., Livo, K. E. 2003. Mapping vegetation in Yellowstone National Park using spectral feature analysis of AVIRIS data. *Remote Sensing of Environment*. 84. 437-456 p.
- Kolasa, J., Steward, T. A. P. 1992. Ecosystem stress and health: an expansion of the conceptual basis. *Journal of Aquatic Ecosystem Health*. 1. 7-13.
- Lambers, H., Chapin III, F., Pons, T., 1998. *Plant Physiological Ecology*. Springer-Verlag, New York, NY. p. 540.
- Landa, R., Meave, J., Carabias, J. 1997. Environmental deterioration in rural Mexico: an examination of the concept. *Ecological applications*. 7(1). 316-329.
- Latifovic, R., & Olthof, I. 2004. Accuracy assessment using sub-pixel fractional error matrices of global land cover products derived from satellite data. *Remote Sensing of Environment*. 90. 153-165.
- Lillesand, T., Kiefer, R., Chipman, J. 2004. *Remote sensing and image interpretation*. John Wiley & Sons, Inc. 5a ed. United States of America. 812 p.
- Lobell, D. B., Asner, G. P., Law, B. E., Treuhaft, R. N. 2002. View angle effects on canopy reflectance and spectral mixture analysis of coniferous forest using AVIRIS. *International Journal of Remote Sensing*. 23:11. 2247-2262.
- Lu, D., Moran, E., Batistella, M. 2003. Linear mixture model applied to Amazonian vegetation classification. *Remote Sensing of Environment*. 87:4. 456-469.
- Martin, M.E., Newman, S.D., Aber, J.D., Congalton, R.G., 1998. Determining forest species composition using high spectral resolution remote sensing data. *Remote Sensing of Environment*. 65. 249-254.
- McLaughlin, S., Percy, K., 1999. Forest health in North America: some perspectives on actual and potential roles of climate and air pollution. *Water Air Soil Pollut*. 116. 151-197.
- McRoberts, R., Winter, S., Chirici, G., Hauk, E., Pelz, D. R., Moser, W. K., Hatfield, M. A. 2008. Large-scale spatial patterns of forest structural diversity. *Canadian Journal of Forest Research*. 38. 429-438.

- National Research Council (NRC), Academia de Investigación Científica, A. C., Academia Nacional de Ingeniería, A. C. 1995. *El suministro de agua de la Ciudad de México. Mejorando la sustentabilidad*. National Academy Press. Washington, D. C.
- Okin, G. S., Clarke, K. D., Lewis, M. M. 2013. Comparison of methods for estimation of absolute vegetation and soil fractional cover using MODIS normalized BRDF-adjusted reflectance data. *Remote Sensing of Environment*. 130. 266-279.
- Oldeland, J., Wesuls, D., Rocchini, D., Schmidt, M., Jürgens, N. 2010. Does using species abundance data improve estimates of species diversity from remotely spectral heterogeneity?. *Ecological Indicators*. 10. 390-396.
- Olthof, I., Fraser, R. H. 2007. Mapping northern land cover fractions using Landsat ETM+. *Remote Sensing of Environment*. 107. 496-509.
- Palma, M., Cram, S., Bocco, G., Velázquez, A. 1999. Caracterización abiótica de la región de montaña del sur de la Cuenca de México. En *Biodiversidad de la región de montaña del sur de la Cuenca de México: bases para el ordenamiento ecológico*. UAM-X-SEMARNAP. México. 328 p.
- Parrish, J. D., Braun, D. P., Unnasch, R. S. 2003. Are We Conserving What We Say We Are? Measuring Ecological Integrity within Protected Areas. *Bioscience*. 53. 851-860.
- Pavlic, G., Chen, W., Fernandes, R., Cihlar, J., Price, D. T., Latifovic, R., Fraser, R., Leblanc, S. G. 2007. Canada-wide maps of dominant tree species from remotely sensed and ground data. *Geocarto International*. 22:3. 185-204
- Pontius, R. G., Jr., Cheuk, M. L. 2006. A generalized cross-tabulation matrix to compare soft-classified maps at multiple resolutions. *International Journal of Geographical Information Science*. 20:1. 1-30.
- Procuraduría Ambiental y de Ordenamiento Territorial del Distrito Federal (PAOT). 2010. Políticas e instrumentos para la gestión territorial del Suelo de Conservación. Trabajo inédito.
- Procuraduría Ambiental y de Ordenamiento Territorial del Distrito Federal (PAOT). 2011. Proyecto Agenda 2015. [http://www.paot.org.mx/quees/consejo/trigesima\\_octava/agenda\\_2015.pdf](http://www.paot.org.mx/quees/consejo/trigesima_octava/agenda_2015.pdf). Consultado el 1/10/2012.
- Qi, J., Chehbouni, A., Huete, A. R., Kerr, Y. H. 1994. A Modified Soil Adjusted Vegetation Index. *Remote Sensing of Environment*. 48. 119-126.
- Rivera, A. R., López, L. M. A., Campos, B. R. 2006. Nutrición y síntomas de declinación de *Abies religiosa* (H. B. K.) Schl. et Cham. en el Desierto de los Leones, D. F. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*. 12(002). 145-150
- Rapport, D. J., Regier, H. A., Hutchinson, T. C. 1985. Ecosystem behavior under stress. *Amer. Natur.* 125. 617-640.

- Ricotta, C., Anand, M. 2006. Spatial complexity of ecological communities: Bridging the gap between probabilistic and non-probabilistic uncertainty measures. *Ecological Modeling*. 197. 59-66.
- Romero, F. J., Velázquez, A. 1999. Capítulo 1. La región de montaña del sur de la Cuenca de México: una revisión de su importancia biológica. En *Biodiversidad de la región de montaña del sur de la Cuenca de México: bases para el ordenamiento ecológico*. UAM-X-SEMARNAP. México. 328 p.
- Rondeaux, G., Steven, M., Baret, F. 1996. Optimization of soil-adjusted vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*. 55. 95–107.
- Roujean, J.-L., Breon, E. M. 1995. Estimating PAR absorbed by vegetation from bidirectional reflectance measurements. *Remote Sensing of Environment*. 51. 375–384.
- Rzedowski, J., Rzedowski, G. C.. 1989. Sinopsis numérica de la flora fanerogámica del Valle de México. *Acta Botánica Mexicana*. 8. 15-30.
- Secretaría de Economía (SE). 2013. Distrito Federal. Actividad Económica. <http://www.economia.gob.mx/delegaciones-de-la-se/estatales/distrito-federal#>. Consultado el 10/01/2013.
- Schaeffer, M., Carpenter, S., Foley, J. A., Folkes, C., Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*. 413. 591-596.
- Schaeffer, D. J., Herricks, E. E., Kerster, H. W. 1988. Ecosystem Health: 1. Measuring Ecosystem Health. *Environmental Management*. 12:4. 445-455.
- Scherer-Lorenzen, M., Schulze, E. D., Don, A., Schumacher, J., Weller, E. 2007. Exploring the functional significance of forest diversity: A new long-term experiment with temperate tree species (BIOTREE). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 9. 53-70.
- Secretaría del Medio Ambiente (SMA), Gobierno del Distrito Federal (GDF). 2011. 5° Informe de Trabajo de la Secretaría de Medio Ambiente del Gobierno del Distrito Federal. 252 p.
- Secretaría del Medio Ambiente del D.F. (SMA). 2007. *Agenda Ambiental de la Ciudad de México. Programa de Medio Ambiente 2007-2012*. 1ª edición. México. 180 p.
- Shimabukuro, Y. E., Smith, J. A. 1991. The Least-Squares Mixing Models to Generate Fraction Images Derived From Remote Sensing Multispectral Data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 29:1. 16-20.
- Silva, L. C., Romero, F. J., Velázquez, A., Almeida-Leñero, L. 1999. Capítulo 3. La vegetación de la región de montaña del sur de la Cuenca de México. En *Biodiversidad de la región de montaña del sur de la Cuenca de México: bases para el ordenamiento ecológico*. UAM-X-SEMARNAP. México. 328 p.

- Silván-Cárdenas, J. L., Wang, L. Sub-pixel confusion-uncertainty matrix for assessing soft classifications. *Remote Sensing of Environment*. 112. 1081-1095.
- Silván-Cárdenas, J. L., Wang, L. 2010a. Retrieval of subpixel *Tamarix* canopy cover from Landsat data along the Forgotten River using linear and nonlinear spectral mixture models. *Remote Sensing of Environment*. 114. 1777-1790.
- Silván-Cárdenas, J. L., Wang, L. 2010b. Fully constrained linear spectral unmixing: Analytic solution using fuzzy sets. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*. 48:11. 3992-4002.
- Somers, B., Verbesselt, J., Ampe, E. M., Sims, N., Verstraeten, W. W., Coppin, P. 2010. Spectral mixture analysis to monitor defoliation in mixed-aged *Eucalyptus globulus* Labill plantations in southern Australia using Landsat5-TM and EO-1Hyperion data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 12:4. 270-277.
- Sooyoung, K., McGaughey, R. J., Andersen, H-E., Schreuder, G. 2009. Tree species differentiation using intensity data derived from leaf-on and leaf-off airborne laser scanner data. *Remote Sensing of Environment*. 13.1575-1586.
- Souza Jr., C., Firestone, L., Moreira Silva, L., Roberts, D. 2003. Mapping forest degradation in the Eastern Amazon from SPOT 4 through spectral mixture models. *Remote Sensing of Environment*. 87. 494-506.
- Sripada, R.P., Heiniger, R.W., White, J.G., Meijer, A.D. 2006. Aerial color infrared photography for determining early in-season nitrogen requirements in corn. *Agronomy Journal*. 98. 968-977.
- Staudhammer, C. L., LeMay, V. M. 2001. Introduction and evaluation of possible indices of stand structural diversity. *Can. J. For. Res.* 31. 1105-1115.
- Styers, D. M., Chappelka, A. H., Marzen, L. J., Somers, G. L. 2010. Developing a land-cover classification to select indicators of forest ecosystem health in a rapidly urbanizing landscape. *Landscape and Urban Planning*. 94. 158-165.
- Styers, D. M., Chappelka, A. H., Marzen, L. J., Somers, G. L. 2010. Scale matters: Indicators of ecological health along the urban-rural interface near Columbus, Georgia. *Economical Indicators*. 10. 224-233.
- Swatantran, A., Dubayah, R., Roberts, D., Hofton, M., Blair, J. B. 2011. Mapping biomass and stress in the Sierra Nevada using lidar and hyperspectral data fusion. *Remote Sensing of Environment*. 115. 2917-2930.
- Tibbals, E. C., Carr, E. K., Gates, D. M., Kreith, F. 1964. Radiation and convection in conifers. *American Journal of Botany*. 51:5. 529-538.

- Tkacz, B., Moody, B., Villa Castillo, J., Fenn, M. E. 2008. Forest health conditions in North America. *Environmental Pollution*. 155. 409-425.
- Tooke, T. R., Coops, N. C., Goodwin, N. R., Voogt, J. A. 2009. Extracting urban vegetation characteristics using spectral mixture analysis and decision tree classifications. *Remote Sensing of Environment*. 113:2. 398-407.
- Tucker, C. J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*. 8. 127-150.
- Velasco, E., Reséndiz, F., Sandoval, L., Olvera, P., Moreno, F., Gutiérrez, M., Cedeño, O. 2002. Diagnóstico sanitario de los bosques del Distrito Federal, México. *Ciencia Forestal*. 27:91. 7-26.
- Velázquez, A., Romero, F. J. 1999. *Biodiversidad de la Región de Montaña del Sur de la Cuenca de México*. UAM, SMA. México. 351 p.
- Vikhamar, D., Solberg, R. 2002. Subpixel mapping of snow cover in forests by optical remote sensing. *Remote sensing of Environment*. 84. 69-82.
- Vikhamar, D., Solberg, R. 2003. Snow-cover mapping in forests by constrained linear spectral unmixing of MODIS data. *Remote Sensing of Environment*. 88. 309-323.
- Vora, R. 1997. Developing programs to monitor ecosystem health and effectiveness of management practices on lakes states national forests, USA. *Biological Conservation*. 80. 289-302.
- Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R., Kinzing, A. 2004. Resilience, Adaptability and Transformability in Social-ecological Systems. *Ecology and Society*. 9(2):5.
- Wang, Q., Tenhunen, J. D. 2004. Vegetation mapping with multitemporal NDVI in North Eastern China Transect (NECT). *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 6(1). 17-31.
- Williams, D. L. 1991. A comparison of spectral reflectance properties at the needle, branch and canopy level for selected conifer species. *Remote Sensing of Environment*. 35. 79-93.
- Whittaker, R. H. 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*. 21. 213-251.
- Woodall, C. W., Morin, R. S., Steinman, J. R., Perry, C. H. 2010. Comparing evaluations of forest health based on aerial surveys and field inventories: Oak forests in the Northern United States. *Ecological Indicators*. 10. 713-718.
- Yang, J., Weisberg, P. J., Bristow, N. A. 2012. Landsat remote sensing approaches for monitoring long-term tree cover dynamics in semi-arid woodlands: Comparison of vegetation indices and spectral mixture analysis. *Remote Sensing of Environment*. 119. 62-71.

Yang, Z., Willis, P., Mueller, R. 2008. Impact of band-ratio enhanced awifs image to crop classification accuracy. In *Pecora 17-The Future of Land Image... Going Operational*. November 18-20. Denver, Colorado. 11 p.

Zhangyan, J., Huete, R. A., Didan, K., Miura, T. 2008. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. *Remote Sensing of Environment*. 112. 3833-3845.