

**PROGRAMA DE ENSEÑANZA PARA EL DESARROLLO Y LA CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSTGRADO**

**“Estudio comparativo de bosques secundarios de coníferas de
la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas, Guatemala:
con énfasis en impactos de manejo forestal”**

Tesis sometida a consideración de la Escuela de Posgrado, Programa de Educación
para el Desarrollo y la Conservación del Centro Agronómico Tropical de Investigación
y Enseñanza como requisito para optar por el grado de:

Magister Scientiae en Manejo y Conservación
de Bosques Tropicales y Biodiversidad

Por

Lorena Ninel Estrada Chinchilla

Turrialba, Costa Rica, 2005

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por el Programa de Educación para el Desarrollo y la Conservación y la Escuela de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del Estudiante como requisito parcial para optar por el grado de:

MAGISTER SCIENTIAE

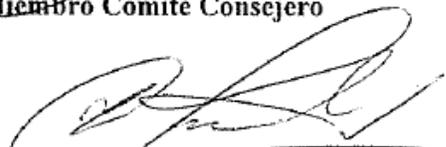
FIRMANTES:



Bryan Finegan, Ph.D.
Consejero Principal



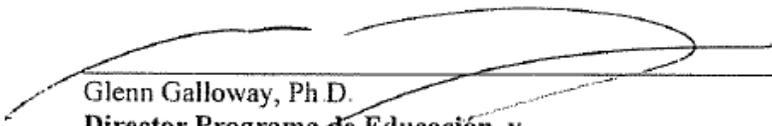
Luis Diego Delgado, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



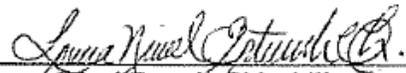
Fernando Carrera, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Gabriel Róbles, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



Glenn Galloway, Ph.D.
Director Programa de Educación y
Decano de la Escuela de Posgrado



Lorena Ninel Estrada Chinchilla
Candidata

DEDICATORIA

A mis padres, Héctor Adolfo Estrada Franco y Clara Chinchilla de Estrada.

A mis abuelos: Lisandro Antonio Estrada Conde, María Teresa Franco de Estrada, Rita Soto de Chinchilla y Enrique Chinchilla (†).

A mi hermana Tani.

A mi hermano Héctor y su esposa, Alicia.

Muy especialmente a mi sobrina Paula.

A mis tíos, tías, primos y primas, especialmente a mi prima Nandi, por mantenerme informada sobre la familia.

A mis amigos en Guate, que me mantuvieron al tanto de lo que estaba pasando, y me ayudaron a llevar a cabo este trabajo en una u otra forma, especialmente a Silvia, Marlenne, Ana Lucía, Arturo y Mari, Norma y Evelyn.

A mis amigos en CATIE: Rosario, Sandrita, Irma, Matt, Rafi, Karim, Jimmy, Fabricio, Ruth, Mariu, Marce, Inty, Nina, Elena, Patty, Maricela, Karla, Jackie y Joel. Los voy a extrañar.

A mis paisanos y amigos: Anabella, Titi y Mario, Magaly y Boris, Julio, Paco y Aldo.

A la familia Monterroso Barrientos: Erika, Ottoniel, Danielito y Nati por su compañía y apoyo.

Por último, dedico este trabajo a mi novio, Christian Hjalmarsson, por todo su amor, comprensión y apoyo durante el tiempo que hemos estado juntos, y a su familia por ser tan linda conmigo.

Slutligen vill jag tillägna detta arbete till min pojkvän, Christian Hjalmarsson, för all kärlek, all förståelse och allt stöd under den tid som vi har varit tillsammans. Även till hans familj som har varit så vänlig mot mig.

AGRADECIMIENTOS

A la Organización de Estados Americanos (OEA), por brindarme la oportunidad de realizar mis estudios de postgrado en CATIE.

A mi profesor consejero Bryan Finegan, por compartir sus conocimientos conmigo, y por su apoyo durante dos años de estudios.

A Diego Delgado, por su paciencia y sus exhaustivas revisiones, que me hicieron entender el significado de la palabra estrés. ¡Mil gracias Diego!

A Fernando Carrera por sus aportaciones a la tesis.

A Gabriel Robles, por su oportuna intervención en la realización de este trabajo en Guatemala.

A Gustavo López por su ayuda en el área estadística y a Hugo Brenes por su ayuda con la base de datos; a Diego Tobar, por su ayuda en la preparación del anteproyecto.

A la Fundación Defensores de la Naturaleza.

A la empresa Maderas El Alto, por el apoyo logístico e información brindada para realizar este trabajo, especialmente a Byron Pérez, Lizardo López y Daniel Frot.

A don Chico, doña Rosita y familia por toda su ayuda en la Finca La Constancia. Especialmente a Francisco y don Mario, quienes me facilitaron el trabajo de campo.

Al Dr. Jack Schuster y al M. Sc. Enio Cano por el préstamo de equipo y uso del Laboratorio de Entomología de la Universidad del Valle de Guatemala, y a la Licda. Cristina Bailey, por su ayuda en la identificación de mariposas.

A la Dra. Elfriede de Pöll, Directora del Herbario de la Universidad del Valle de Guatemala, por su ayuda en la identificación de árboles.

INDICE DE CONTENIDO

DEDICATORIA.....	iii
AGRADECIMIENTOS.....	iv
INDICE DE CONTENIDO.....	v
RESUMEN.....	viii
SUMMARY.....	x
INDICE DE CUADROS.....	xii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xiii
ÍNDICE DE ANEXOS.....	xv
LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS.....	xvi
LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS.....	xvi
1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Objetivos del estudio.....	3
1.1.1 <i>Objetivos generales</i>	3
1.1.2 <i>Objetivos específicos</i>	3
1.2 Hipótesis.....	4
2 JUSTIFICACIÓN.....	5
3 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	7
3.1 Certificación forestal.....	7
3.2 Impactos de la extracción de madera sobre la biodiversidad en bosques secundarios.....	10
3.3 Bosques de coníferas.....	13
3.4 Monitoreo ecológico.....	14
3.5 Medición de biodiversidad.....	15
3.6 Mariposas como indicadores.....	17
4 LITERATURA CITADA.....	21
ARTÍCULO I. Efecto del manejo forestal sobre la estructura y composición del rodal y sobre la comunidad de mariposas, en bosques de coníferas de la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas.....	24
1 INTRODUCCIÓN.....	24
2 MATERIALES Y MÉTODOS.....	27
2.1 Área de estudio.....	27
2.1.1 <i>Reserva de Biosfera Sierra de las Minas (RBSM)</i>	27
2.1.2 <i>Fincas que forman parte del área de estudio</i>	29
2.1.3 <i>Bosques en el área de estudio</i>	29
2.2 Metodología.....	32
2.2.1 <i>General</i>	32
2.2.2 <i>Diseño de muestreo para la evaluación de los indicadores de filtro grueso</i>	32

2.2.3	<i>Evaluación de indicadores</i>	32
▪	<i>Estructura y composición del rodal</i>	32
2.2.4	<i>Evaluación de la comunidad de mariposas</i>	34
2.2.5	<i>Análisis de datos</i>	35
2.2.6	<i>Diversidad y composición de árboles</i>	35
2.2.7	<i>Análisis para la comunidad de mariposas</i>	37
▪	<i>Abundancia, composición y diversidad de mariposas</i>	37
2.2.8	<i>ANDEVAS</i>	37
RESULTADOS Y DISCUSIÓN		38
2.3	<i>Evaluación de la vegetación</i>	38
2.3.1	<i>Estructura del bosque</i>	38
2.3.2	<i>Apertura del dosel en el sotobosque</i>	45
2.3.3	<i>Estructura vertical del bosque (cobertura del follaje)</i>	46
2.3.4	<i>Riqueza y diversidad de árboles</i>	47
2.3.5	<i>Composición</i>	50
2.3.6	<i>Abundancia de grupos de coníferas y latifoliadas</i>	52
2.3.7	<i>Área basal para el grupo de coníferas y latifoliadas</i>	54
2.4	<i>La Comunidad de mariposas</i>	58
2.4.1	<i>Abundancia, riqueza y diversidad de especies de mariposas</i>	58
2.4.2	<i>Impacto del manejo en la composición de mariposas en los bosques</i>	61
3	CONCLUSIONES	69
4	LITERATURA CITADA	71
ARTÍCULO II. Validación de procedimientos metodológicos y enfoques propuestos en la Guía de Monitoreo Ecológico, aplicados a un bosque de coníferas manejado.		75
5	INTRODUCCIÓN	75
6	MATERIALES Y MÉTODOS	77
6.1	<i>Área de estudio</i>	77
6.1.1	<i>Reserva de Biosfera Sierra de las Minas (RBSM)</i>	77
6.1.2	<i>Fincas que forman parte del área de estudio</i>	79
6.1.3	<i>Bosques en el área de estudio</i>	79
6.2	<i>Metodología</i>	81
6.2.1	<i>General</i>	81
6.3	<i>Diseño de muestreo para la evaluación de los indicadores de filtro grueso</i>	82
6.3.1	<i>Evaluación de indicadores</i>	82
▪	<i>Estructura y composición del rodal</i>	82
6.3.2	<i>Evaluación de la comunidad de mariposas</i>	84
6.4	<i>Protocolo de la Guía de Monitoreo</i>	85
6.4.1	<i>Determinación del nivel de impacto según la Guía Ecológica</i>	85
7	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	88
7.1	<i>Establecimiento de umbrales y activadores</i>	88
7.2	<i>Indicadores de estructura del rodal</i>	90
7.2.1	<i>Abundancia de árboles</i>	90
7.2.2	<i>Apertura del dosel en el sotobosque</i>	94
7.2.3	<i>Estructura vertical del bosque</i>	94

7.3	Grupo de especies indicadoras de perturbación.....	99
8	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	101
9	LITERATURA CITADA.....	103
10	ANEXOS.....	106

Estrada, Ch., Lorena, N. 2005. Estudio comparativo de bosques secundarios de coníferas de la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas, Guatemala: con énfasis en impactos de manejo forestal.

RESUMEN

El propósito de este estudio fue establecer impactos sobre la estructura del rodal y la comunidad de mariposas en bosques secundarios de coníferas de la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas, en el oriente de Guatemala, con base en el manejo forestal y la variabilidad natural de los bosques bajo estudio; además, pretendió colaborar con la validación de los enfoques de la Guía de Monitoreo Ecológico desarrollada por Finegan y colaboradores (2004). Mediante el muestreo de los indicadores mencionados, se detectaron niveles de cambio en un bosque de coníferas manejado, con respecto a un bosque de referencia, y se estableció si el grado de cambio se encontraba dentro de los límites aceptables o inaceptables.

El muestreo se llevó a cabo en 2 bosques manejados, y en un bosque sin manejo reciente. Para la evaluación de la abundancia de árboles y el área basal se establecieron parcelas permanentes de 20m x 50m, mientras que para la apertura del dosel y la estructura vertical se utilizaron parcelas permanentes de 10m x 10m. La comunidad de mariposas fue evaluada mediante transectos de 150m.

Se presentaron diferencias altamente significativas entre los bosques para la abundancia de árboles con respecto al total por bosque ($p=0.09$), y para algunas categorías de tamaño de vegetación. Asimismo, para el área basal se presentaron diferencias significativas en algunas clases diamétricas, sin embargo, el área basal con respecto al total por bosque no difirió entre un bosque y otro ($p=0.2$). Las diferencias encontradas para estos indicadores se dieron probablemente como respuesta al manejo forestal, no obstante, no se descartan otros factores como la diferencia de tiempo de intervención entre los bosques manejados, y la alta variabilidad natural de los mismos.

Para los indicadores de apertura del dosel y estructura vertical, no se encontraron diferencias significativas entre los bosques, posiblemente porque el aprovechamiento llevado a cabo no afectó la apertura del dosel de los bosques bajo manejo; o debido a una posterior recuperación de los mismos, como ocurrió probablemente en el BPJ.

Para el análisis de la comunidad de mariposas, los 3 bosques compartieron el mismo número de individuos ($p=0.4$) y el BPJ tuvo más especies de mariposas ($p=0.08$) que el BLM y el BR, y estos últimos no presentaron diferencias. En este sentido, se esperaría que el BLM presentara más número de especies debido al aumento de heterogeneidad producido por el aprovechamiento reciente, y sin embargo, no existieron diferencias en cuanto al número de especies para este bosque en comparación con el bosque de referencia (BR). El BPJ fue el bosque con mayor abundancia, riqueza y diversidad. El BR y el BLM comparten mayor similaridad, mientras que el BLM y el BPJ son los bosques que comparten menos similaridad, esto debido probablemente a la reciente intervención llevada a cabo en el BLM.

Se encontraron diferencias significativas para el gremio de Sotobosque Sombreado, los tres bosques compartieron el mismo número de individuos, pero el BPJ poseyó más especies de este gremio indicador de no perturbación ($p<0.0001$). El gremio de Borde, Claros Grandes y Áreas perturbadas no se encontró representado en el BLM, y el BPJ contó con más individuos ($p=0.04$), no obstante, el BPJ y el BR fueron similares para el número de especies.

En cuanto a la definición del impacto del manejo en el BPJ, se evaluaron 6 indicadores con base en el protocolo de la Guía de Monitoreo, todos con un coeficiente de variación menor al 40%, el cual permitió fijar umbrales de cambio para el BR y activadores para el BPJ. El resto de los indicadores contó con un CV demasiado alto para ser evaluado por la Guía. Todos los indicadores evaluados indican que el manejo es aceptable para este bosque.

Palabras clave: bosques secundarios de coníferas, mariposas, umbrales de cambio, activadores.

Estrada, Ch., Lorena, N. 2005. Comparative study of secondary coniferous forests in the Biosphere Reserve Sierra de las Minas, Guatemala: with an emphasis on the impacts of forest management.

SUMMARY

The purpose of this study was to establish the impacts on stand structure and the butterfly community in secondary coniferous forest in the Biosphere Reserve Sierra de las Minas, in eastern Guatemala, based on forest management and natural variability of the forest being studied; in addition, this study helped to validate the focuses of the ecological monitoring guide developed by Finegan and collaborators (2004). By sampling the indicators mentioned, levels of change in a managed coniferous forest were detected with respect to a reference forest, and it was established if the degree of change was within the acceptable or unacceptable limits.

Sampling was conducted in 2 managed forests and in one without recent management. Permanent plots of 20m x 50m were established to evaluate tree abundance and basal area while for canopy opening and vertical structure 10m x 10m permanent plots were used. The butterfly community was evaluated using 150m transects.

Highly significant differences were found between the forests for tree abundance with respect to the total per forest ($p=0.09$) and for some vegetation size categories. Likewise, for the basal area, significant differences were found in some diameter classes; however, basal area with respect to the total per forest did not differ between the three forests ($p=0.2$). The differences found for these indicators are probably a response to forest management; nevertheless, other factors such as the difference in the time of intervention between the managed forests and their high natural variability are not rejected.

For the indicators of canopy opening and vertical structure, significant differences were not found between forests, possibly because the harvesting did not affect the canopy opening of the forests under management or due to their posterior recovery which probably occurred in the BPJ.

For the butterfly community analysis, the 3 forests shared the same number of individuals ($p=0.4$), and the BPJ had more butterfly species than the BLM and the reference forest (RF) ($p=0.08$), and the latter two did not differ. Therefore, it was expected that the BLM would have a greater number of species due to the increase of heterogeneity produced by the recent harvest, and however, there were no differences for the number of species for this forest in comparison to the RF. The

BPJ was the forest with the greatest abundance, richness and diversity. The RF and the BLM were highly similar while the BLM and BPJ were the forests which were least similar. This is probably due to the recent intervention in the BLM.

Significant differences were found for the Shade Understory group. The 3 forests shared the same number of individuals, but the BPJ had the most species in this non-disturbance indicator group ($p < 0.0001$). The Edge, Large Opening and Disturbed Area group was not represented in the BLM, and the BPJ had more individuals ($p = 0.04$); nevertheless, the BPJ and the RF were similar for the number of species.

Regarding the definition of management impact in the BPJ, 6 indicators were evaluated based on the monitoring guide protocol. All of the indicators had a variation coefficient (VC) less than 40% which determined change thresholds for the RF and activators for the BPJ. The rest of the indicators had a VC too high to be evaluated by the guide. All of the indicators evaluated indicate that the management is acceptable for this forest.

Key words: secondary coniferous forests, butterflies, change thresholds, activators.

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Promedios de valores absolutos y de porcentajes (filas sombreadas) del número de árboles $\geq 10\text{cm}$ dap, por clase diamétrica por ha \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. <i>Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$)</i>	39
Cuadro 2. Promedios de área basal por clase diamétrica/ha \pm error estándar para árboles ≥ 10 cm. dap, para los tres bosques bajo estudio. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).	42
Cuadro 3. Cobertura de la vegetación en estratos de altura por bosque. Promedios de cobertura y error estándar ($\mu \pm e$) en puntos de muestreo separados por 50m, a lo largo de transectos de 150m.	46
Cuadro 4. Índices de diversidad Simpson (λ), Shannon-Wiener (H') y Alfa de Fisher, de la vegetación arbórea. Comparación estadística de los índices para los tres bosques \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).	47
Cuadro 5. Índice de equitatividad para las especies arbóreas.	49
Cuadro 6. Índice de similaridad de Sørensen basado en la abundancia, para las especies arbóreas de los bosques bajo estudio.	50
Cuadro 7. Índice del Valor de Importancia (IVI) para las especies arbóreas por bosque.....	51
Cuadro 8. Promedios de porcentajes de individuos \pm error estándar ($\mu \pm e$) para coníferas (C) y latifoliadas (L) por clase diamétrica/ha. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$).	54
Cuadro 9. Promedios de área basal \pm error estándar ($\mu \pm e$) para coníferas (C) y latifoliadas (L) por clase diamétrica/ha. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).	56
Cuadro 10. Valores de índices de diversidad de Simpson (λ), Shannon-Wiener (H') y Alfa de Fisher para los tres bosques \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. <i>Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$)</i>	59
Cuadro 11. Índice de equitatividad para la comunidad de mariposas.	60
Cuadro 12. Índice de similaridad de Sørensen basado en la abundancia, para las especies de mariposas de los bosques bajo estudio.	62
Cuadro 13. Las diez especies más comunes observadas en cada uno de los bosques bajo estudio y el porcentaje de su abundancia con respecto al total por bosque.....	63
Cuadro 14. Promedios de individuos (N) y especies (S) de mariposas por gremio, para los tres bosques bajo estudio \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. <i>Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$)</i>	66
Cuadro 15. Bosques de Alto Valor para la Conservación.....	80
Cuadro 16. Umbrales de cambio definidos para cada indicador en el BPJ. Indicadores con CV debajo de 40% (líneas sombreadas).	89

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Mapa de la República de Guatemala y ubicación del área de estudio (Ministerio de... 2001).....	28
Figura 2.	Promedios de número de árboles ≥ 10 cm. dap para cada bosque bajo estudio \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. <i>Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$)</i>	38
Figura 3.	Distribución de clases diamétricas para los bosques bajo estudio, basada en la abundancia absoluta de árboles ≥ 10 cm dap.....	41
Figura 4.	Distribución de clases diamétricas para los bosques bajo estudio, basada en el porcentaje de abundancia de árboles ≥ 10 cm dap.....	41
Figura 5.	Promedios del total de área basal por ha (20m x 50m) para cada bosque bajo estudio \pm error estándar, árboles ≥ 10 cm. dap.....	42
Figura 6.	Promedios del porcentaje de área basal por clase diamétrica/ha \pm error estándar para árboles ≥ 10 cm. dap, para los tres bosques bajo estudio. Prueba de comparación Duncan. <i>Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$)</i>	43
Figura 7.	Promedios de apertura del dosel para los tres bosques bajo estudio \pm error estándar.....	45
Figura 8.	Curvas de acumulación de la riqueza de especies para los tres bosques evaluados. Las barras verticales representan el error estándar.....	48
Figura 9.	Distribuciones Rango-Abundancia de árboles registrados en parcelas temporales de 20m x 50m en los tres bosques bajo estudio.....	49
Figura 10.	Composición de árboles registrados en los tres bosques bajo estudio (El porcentaje se refiere al número total de individuos registrados por bosque).....	50
Figura 11.	Promedios de número de árboles para coníferas (a) y latifoliadas (b) en cada bosque bajo estudio \pm error estándar.....	52
Figura 12.	Promedios del porcentaje de número de árboles para coníferas (a) y latifoliadas (b) en cada bosque bajo estudio \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. <i>Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$)</i>	52
Figura 13.	. Promedios del número de individuos para coníferas (a) y latifoliadas (b) por clase diamétrica/ha \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. <i>Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$)</i>	53
Figura 14.	Promedios de área basal total de coníferas (a) y latifoliadas (b) para cada bosque bajo estudio \pm error estándar.....	55
Figura 15.	Promedios de porcentajes de área basal total de coníferas (a) y latifoliadas (b) para cada bosque bajo estudio \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. <i>Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$)</i>	55
Figura 16.	Promedios de porcentajes de área basal de coníferas (a) y latifoliadas (b) por clase diamétrica por ha para cada bosque \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. <i>Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$)</i>	57
Figura 17.	Promedios de individuos (a) y especies (b) de mariposas para los tres bosques \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. <i>Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$)</i>	58
Figura 18.	Curva de acumulación de especies de mariposas para los tres bosques. Las barras verticales representan el error estándar.....	59

Figura 19.	Distribuciones rango-Abundancia de mariposas registradas en transectos de 150 m en los tres bosques bajo estudio.....	60
Figura 20.	Composición de mariposas observadas en los tres bosques bajo estudio (El porcentaje se refiere al número total de individuos registrados por bosque).....	61
Figura 21.	Promedios de porcentajes para individuos (N) de mariposas asignadas a gremios con base en sus características de hábitat para los tres bosques bajo estudio \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$).....	67
Figura 22.	Promedios de porcentajes para especies (S) de mariposas asignadas a gremios con base en sus características de hábitat para los tres bosques bajo estudio \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$).....	68
Figura 23.	Mapa de la República de Guatemala y ubicación del área de estudio (Ministerio de... 2001).....	78
Figura 24.	Umbrales de cambio para el indicador abundancia total de árboles, para bosques de coníferas de la Sierra de las Minas, Guatemala.....	90
Figura 25.	Umbrales de cambio para el indicador abundancia de árboles por clase diamétrica por ha, para bosques de coníferas de la Sierra de las Minas, Guatemala. a) CD 10-19, b) CD 20-29, c) CD 30-39, d) 40-49, e) DE 50-59, f) >60.....	91
Figura 26.	Umbrales de cambio para el indicador de área basal total para bosques manejados de coníferas de la Sierra de las Minas, Guatemala. <i>*Umbral de cambio seleccionado como activador.</i>	93
Figura 27.	Umbrales de cambio para el indicador de apertura del dosel, para bosques manejados de coníferas de la Sierra de las Minas, Guatemala. <i>*Umbral de cambio seleccionado como activador.</i>	94
Figura 28.	Umbrales de cambio para el indicador de estructura vertical, estrato 0m-2m, para bosques manejados de coníferas de la Sierra de las Minas, Guatemala. <i>*Umbral de cambio seleccionado como activador.</i> a) 0m-2m, b) 2m-9m, c) 10m-20m, d) 20-30m, e) >30m.....	95
Figura 29.	Curvas número de parcelas/Coeficiente de variación para indicadores de dosel y estructura vertical.....	97
Figura 30.	Umbrales de cambio para gremios de mariposas en bosques manejados de coníferas de la Sierra de las Minas, Guatemala. <i>*Umbral de cambio seleccionado como activador.</i> a) Gremio de mariposas indicador de no perturbación (Sotobosque Sombreado), b) Gremios de mariposas indicadores de perturbación, c) Gremio de mariposas generalistas.....	100

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1.	Árboles registrados para los tres bosques bajo estudio.....	106
Anexo 2.	Mariposas registradas para los tres bosques bajo estudio.	107
Anexo 3.	Síntesis de los impactos del manejo y valores promedio \pm desviación estándar, para cada indicador para el bosque de coníferas bajo estudio (BPJ).	108
Anexo 4.	Actividades a desarrollar en este proyecto de investigación.....	109
Anexo 5.	Presupuesto de este proyecto de investigación.....	110

LISTA DE UNIDADES, ABREVIATURAS Y SIGLAS

BLM: Bosque Las Minas

BPJ: Bosque Punta Jabalí

BR: Bosque de referencia

CIFOR: *Center for International Forestry Research*

CONAP: Consejo Nacional de Áreas Protegidas

CV: Coeficiente de variación

Dap: Diámetro a la altura del pecho

FDN: Fundación Defensores de la Naturaleza

FSC: *Forest Stewardship Council*

IC: Intervalo de confianza

RBSM: Reserva de Biosfera Sierra de las Minas

RF: Reference forest

VC: *Variation coefficient*

1 INTRODUCCIÓN

El manejo de los bosques naturales y sus formas de producción son de suma importancia para el futuro de la biodiversidad existente en ellos. Con el fin de conservarlos, se hace necesario plantear objetivos adicionales explícitos de conservación de la biodiversidad. Dentro de este contexto, los bosques secundarios son de importancia debido a que en muchas zonas extensivamente deforestadas representan una de las opciones principales para la recuperación, al menos parcial, de los servicios que ofrecían los bosques originales (Finegan 2001).

La creciente preocupación por el buen uso de los recursos y el mantenimiento a largo plazo de los procesos ecológicos de los bosques tropicales ha dado como resultado que dentro del manejo forestal se le dé importancia a la biodiversidad, y se le incorpore dentro de sus objetivos. Según Brown (1997), el uso sostenible de los bosques tropicales requiere de un monitoreo continuo de la diversidad biológica y las funciones de los ecosistemas, el cual puede llevarse a cabo en forma eficiente mediante grupos indicadores de insectos como las mariposas (Spitzer *et al.* 1997).

La importancia de la biodiversidad para la sostenibilidad radica en que la diversidad de especies es necesaria para el funcionamiento normal de los ecosistemas y de la biosfera en su conjunto. La economía es una forma de frenar la destrucción de las selvas tropicales, ya que la reforma de los sistemas de ingresos procedentes de los bosques y las condiciones de las concesiones forestales podrían dar origen a rentas económicas adicionales, y así promover el uso eficiente y a largo plazo de los recursos forestales y disminuir la deforestación (La Cumbre... 2002).

Es importante saber identificar los bosques que pertenecen a la categoría de Alto Valor para la Conservación (BAVC), y también saber cómo monitorearlos. Muchos de los bosques naturales bajo manejo en el Neotrópico son considerados por el *Forest Stewardship Council* (FSC) como BAVC, y para reunir los requerimientos necesarios para la certificación, las operaciones en bosques naturales en la región tienen que cumplir con los estándares de manejo de BAVC (Finegan *et al.* 2004).

El área del presente estudio se encuentra en la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas (RBSM), Guatemala, región considerada de alta importancia para su conservación (FDN 2003). La Sierra de las Minas es una pieza clave para la conectividad y viabilidad de la biodiversidad de la región, cumple con la función reguladora del recurso hídrico, favorece la reducción de riesgo a desastres

naturales, contribuyendo al mantenimiento de rutas tan vitales como la del Atlántico del país (FDN 2003). Su cobertura forestal constituye un reservorio estratégico para la fijación y almacenamiento de carbono, contribuyendo así a la mitigación del cambio climático mundial¹. También contiene en sí misma una serie de valores escénicos, culturales y espirituales (FDN 2003).

La RBSM está manejada por el Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP), y la Fundación Defensores de la Naturaleza (FDN) tiene a su cargo la administración del área. El Plan Maestro para la RBSM (FDN 2003), contiene un sub-programa de Monitoreo Ecológico, el cual tiene como objetivo monitorear el estado de la biodiversidad y el impacto de las actividades humanas sobre los recursos naturales.

Según la FDN (2003), los suelos de la Sierra de las Minas son muy propensos a la erosión, por lo que no son recomendables para actividades de pastoreo, y sí para el manejo forestal y ambiental, con pocas y pequeñas áreas consideradas para la producción agrícola. Los bosques naturales en la zona de uso múltiple y de amortiguamiento pueden ser manejados en forma sustentable, y deben contar con los permisos y licencias determinados por la legislación y regulaciones de Áreas Protegidas vigentes. La actividad forestal debe realizarse en forma que no dañe irreversiblemente la diversidad biológica, los procesos ecológicos, fuentes de agua y cauces de ríos.

Existe aprovechamiento de bosque natural, realizado en 8 proyectos con un volumen de 5,724 m³ anual, y manejo forestal en plantaciones con 2 proyectos y un volumen de 11,000 m³ anual. Muy pocas fincas forestales están siendo adecuadamente manejadas y las operaciones forestales industriales no han sido sostenibles ni han respondido a una visión a largo plazo. Esto ha contribuido significativamente a la degradación genética de las especies en la Sierra, ocasionando además, la degradación del bosque debido a la práctica de extraer primero a los especímenes más valiosos y mejor formados (FDN 2003).

La certificación forestal es un medio para asegurar la producción sostenible de los bosques tropicales (Bennett 2000). A pesar de que en Guatemala no es un tema nuevo, los incentivos forestales y las concesiones son de mayor importancia en el país (De Camino y Alfaro 1997).

¹ CONAP, Estrategia Nacional para la Conservación y el Uso Sostenible de la Biodiversidad y Plan de Acción Guatemala, 1999.

Existen bosques certificados en El Petén (Morales 2004), pero aún no se ha obtenido la certificación para ningún sitio en la Sierra de las Minas².

Este estudio buscó identificar los efectos del manejo forestal sobre la biodiversidad de los bosques secundarios de coníferas del área de estudio, Fincas La Constancia, El Jabalí y Las Minas, Usumatlán, mediante el monitoreo ecológico de indicadores elegidos con anterioridad, en este caso la estructura del bosque, y la comunidad de mariposas diurnas del bosque. Los indicadores fueron elegidos con base en la Guía de Monitoreo Ecológico desarrollada por Finegan *et al.* (2004), y evaluados en conjunto debido a que su interrelación puede dar respuestas ecológicas de mayor relevancia.

1.1 Objetivos del estudio

1.1.1 *Objetivos generales*

- Contribuir a la determinación del potencial de los bosques secundarios manejados como estrategia de restauración de la biodiversidad en la Reserva Biosfera Sierra de las Minas (RBSM).
- Contribuir al conocimiento para el desarrollo de programas de monitoreo relevantes y prácticos a través de la validación de procedimientos y enfoques descritos por la Guía de Monitoreo Ecológico desarrollada por Finegan *et al.* (2004).

1.1.2 *Objetivos específicos*

- Comparar y caracterizar bosques secundarios de coníferas en la RBSM, tomando en cuenta su variabilidad natural y el impacto del manejo llevado a cabo en ellos.
- Comparar grupos de especies arbóreas (coníferas y latifoliadas), y establecer el estado de estos grupos en cada uno de los bosques, con respecto al impacto que puede provocar el manejo.

² (César Tot (correo electrónico) Director Sierra de las Minas, FDN 2004).

- Aplicar los enfoques de la Guía de Monitoreo Ecológico, y determinar si el impacto del manejo de un bosque secundario de coníferas (BPJ) sobre indicadores de estructura y composición del rodal y de la respuesta de grupos de especies (mariposas diurnas), es aceptable o no.
- Determinar la utilidad de las mariposas como indicadores dentro de programas para el monitoreo ecológico en bosques de coníferas.
- Establecer el estado de los valores de diversidad en los bosques secundarios de coníferas.

1.2 Hipótesis

- El manejo de los bosques secundarios no produce cambios significativos sobre los indicadores de estructura, ni respuesta por parte del grupo de mariposas.
- El manejo del bosque secundario no produce efectos significativos sobre los grupos de especies arbóreas (coníferas y latifoliadas).
- De acuerdo con los enfoques de la Guía de Monitoreo Ecológico, el manejo no produce cambios inaceptables en el bosque secundario.

2 JUSTIFICACIÓN

El aprovechamiento forestal tiene un efecto sobre la biodiversidad y los procesos ecológicos de los bosques tropicales. Actualmente, importantes mercados madereros como el europeo y el estadounidense tienden a preferir productos de bosques manejados bajo enfoques sostenibles (Bennett 2000), por lo que las empresas madereras han tenido que darle importancia a los efectos de las técnicas de aprovechamiento sobre los bosques y a buscar la obtención de sellos verdes, como la certificación forestal. El cumplimiento de los requisitos para la certificación forestal conlleva un costo adicional (Finegan *et al.* 2004), sin embargo, este costo debe verse compensado con la adquisición de competitividad de la empresa maderera para ingresar al mercado de madera certificada.

El monitoreo ecológico es una parte importante de la certificación forestal (Finegan *et al.* 2004), y tiene como objetivo la investigación de los efectos del manejo forestal sobre algunos indicadores. El monitoreo ha sido un punto débil en el proceso de certificación de bosques tropicales, debido a que no se ha hecho lo suficiente para incorporarlo dentro de las estrategias de producción y conservación de los bosques naturales. Aún no se tiene claro qué se debe monitorear, cómo, cuándo y qué hacer con los datos. Por ello se hace necesario definir criterios claros desde el punto de vista económico, ecológico y social, que orienten el desarrollo de estrategias de monitoreo que puedan ser seguidas por los manejadores de bosques, con el fin de hacer modificaciones a los planes de manejo existentes y llegar a obtener la sostenibilidad requerida para la certificación forestal. Al monitorear ciertas especies durante un largo período de tiempo se pueden detectar cambios en la diversidad biológica, y permitir el ajuste a tiempo de actividades de manejo para revertir o evitar tendencias no deseadas (Sparrow *et al.* 1994).

Para este estudio se utilizaron mariposas, y la estructura del bosque como indicadores para el monitoreo ecológico. Las mariposas son ampliamente reconocidas como indicadores ecológicos potencialmente valiosos (Sparrow *et al.* 1994 y otros trabajos citados por ellos), de cambios en la cobertura, estructura y composición del bosque (Brown 1997). La dependencia del estado larval sobre una planta hospedera específica combinada con los papeles de los adultos como polinizadores para otras plantas, vinculan a las mariposas a la diversidad y salud de sus hábitat (Sparrow *et al.* 1994 y otros trabajos citados por ellos). La historia de vida holometabólica de las mariposas las expone a un amplio rango de influencias ambientales, y son altamente sensibles a cambios en temperatura, humedad y niveles de luz –parámetros típicamente afectados por la

perturbación de hábitat como el manejo forestal (Sparrow *et al.* 1994 y otros trabajos citados por ellos; Spitzer *et al.* 1997).

El estudio se llevó a cabo en las fincas La Constancia, El Jabalí y Las Minas, Reserva de Biosfera Sierra de las Minas (RBSM), Guatemala. La Sierra de las Minas es un área donde el aislamiento geográfico y su variedad de elevaciones forman una gran diversidad de hábitat de flora y fauna, importantes regionalmente en Mesoamérica, incluso para las comunidades locales. En función de sus atributos, el Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) consideró que su alto valor justifica manejarla como un sitio prioritario e incluirla como una Región de Conservación (CONAP 1999³ citado por FDN 2003).

Los Bosques con Alto Valor para la Conservación son aquellos que poseen uno o más de los siguientes atributos, según el Principio 9 del *Forest Stewardship Council –FSC-* (Rumiz *et al.* 2001):

- Áreas forestales que contienen concentraciones de valores de biodiversidad global, regional o nacionalmente significativas (p.e. endemismos, especies en peligro, refugios); y/o bosques grandes a nivel de paisaje, contenidos dentro, o conteniendo la unidad de manejo, y donde poblaciones viables de la mayoría o de todas las especies naturalmente presentes existen en patrones naturales de distribución y abundancia.
- Áreas forestales que están dentro de o contienen ecosistemas raros, amenazados o en peligro.
- Áreas forestales que proveen servicios básicos de la naturaleza en situaciones críticas (protección de cuencas, control de la erosión).
- Áreas forestales fundamentales para llenar las necesidades básicas de las poblaciones locales (subsistencia, salud) y/o críticas para la identidad tradicional cultural de las poblaciones locales (áreas de importancia cultural, ecológica, económica o religiosa identificadas en cooperación con las comunidades locales).

La región cumple con los elementos ecológicos que requieren los AVC 1, 2 y 3, por ser un área protegida, contar con una gran proporción de bosques naturales y albergar especies endémicas y amenazadas (FDN 2003).

³ CONAP, Política Nacional y Estrategia para el Desarrollo del Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas, 1999.

Por último, se han realizado tres estudios sobre validación de indicadores ecológicos por estudiantes de CATIE (Aguilar 1999; Jolón 1999; Ordóñez 2003). Éste es el cuarto, y contribuyó con la validación de indicadores y herramientas para el monitoreo ecológico en la región de la Sierra de las Minas, Guatemala, en donde no habían sido desarrollados hasta la fecha. Además, la guía fue desarrollada para bosques latifoliados de tierras bajas, y aquí se probó por primera vez su aplicación en bosques secundarios de coníferas.

3 REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

3.1 Certificación forestal

La preocupación acerca de los efectos de la cosecha de madera tropical sobre la biodiversidad en los bosques ha dado como resultado la búsqueda de maneras para asegurar una producción que sea sostenible. Un mecanismo importante para llevar a cabo lo anterior es la certificación de madera, la cual está ganando seguidores en los países consumidores y productores – en países consumidores debido a una preocupación acerca de la pérdida irreparable de los bosques tropicales y en países productores debido al deseo de mantener acceso a un rango amplio de mercados. Los mercados de Europa y Norteamérica demandan cada vez más madera certificada y están dispuestos a pagar un alto precio por ella (Bennett 2000).

La certificación forestal ayuda a promover la práctica forestal sostenible, a través de la evaluación independiente del manejo forestal con base en un número de objetivos y requerimientos precisos (Principios y Criterios). En el proceso de evaluación, dichos requerimientos se traducen en un número de Indicadores y Verificadores que establecen si las actividades y planeación de manejo llenan o no los requerimientos establecidos. Un Indicador es cualquier variable del ecosistema forestal utilizado para relacionar atributos de sustentabilidad con el uso del recurso; los Verificadores son datos o información que deben ser recolectados para la evaluación de un indicador en particular. Ambos permiten evaluar el manejo forestal ambientalmente sustentable (Ghazoul y Hellier 2000).

El FSC tiene los estándares más ampliamente usados y posiblemente los más exigentes para la certificación forestal. En términos generales, estos principios pretenden asegurar que las leyes locales sean respetadas y que los impuestos sean pagados; proveer un amplio rango de beneficios económicos y reducir el desperdicio; originar un plan de manejo; hacer sostenible la cosecha de madera, y controlar los efectos ambientales como la erosión y la contaminación del agua. Sin embargo, existe falta de principios concernientes a la biodiversidad en general y a la vida silvestre en particular (Bennett 2000).

Específicamente, el principio 6, Impacto Ambiental, nos dice que toda gestión forestal deberá conservar la diversidad biológica y sus valores asociados, los recursos de agua, los suelos, y los ecosistemas frágiles y únicos, además de los paisajes. Al realizar estos objetivos, las funciones ecológicas y la integridad del bosque podrán ser mantenidas (WWF 2004).

El principio 8, Monitoreo, nos dice que debe evaluarse la condición del bosque, el rendimiento de los productos forestales, la cadena de custodia y la actividad del manejo y sus impactos sociales y ambientales, con base en la escala y la intensidad del manejo forestal (WWF 2004).

El principio 9 se refiere al Mantenimiento de Bosques con Alto Valor para la Conservación (BAVC), y trata sobre las actividades de manejo en dichos bosques y el mantenimiento de los atributos que los definen. Las decisiones referentes a estos bosques deberán tomarse siempre dentro del contexto de un enfoque precautorio (WWF 2004).

El concepto de BAVC ha sido desarrollado por los miembros del FSC con el fin de asegurar que los bosques con atributos especiales para la conservación y la sociedad reciban un trato apropiado en el proceso de certificación. La mayoría de los bosques naturales del Neotrópico tienden a caer bajo la definición de BAVC, debido a sus atributos de biodiversidad (Finegan *et al.* 2004).

Según Bennett (2000), si la certificación forestal es vista como una herramienta útil en la promoción de la sostenibilidad del manejo forestal tropical, los estándares de certificación deberían expandirse e incluir los efectos del manejo sobre la biodiversidad y la ecología del bosque. Ghazoul (2001) coincide con Bennett, y cree que la falta de confianza en la certificación como un mecanismo para alcanzar la producción ecológicamente sostenible en bosques naturales se debe a la percepción del manejo forestal como una actividad dañina para la biodiversidad.

La segunda razón de por qué los biólogos no son fuertes defensores de la certificación forestal envuelve la dificultad de la medición de la biodiversidad y el monitoreo de su sustentabilidad. Los criterios e indicadores que tienen como meta la sustentabilidad más que el inventario biológico, pueden ser incorporados en marcos de certificación para medición por terceros o implementado por manejadores del bosque para informar sobre el manejo adaptativo y facilitar la auto regulación. Según Ghazoul (2001), estos criterios no han sido ampliamente adoptados por los manejadores del bosque o incorporados a los lineamientos existentes debido en gran parte a su

complejidad, además de consecuentes desacuerdos entre biólogos en cuanto a la mejor forma de medir el manejo forestal ecológicamente sustentable, proveyendo una guía para el manejo, además de relevancia ecológica.

Cauley *et al.* (2001), aseguran que los principios y criterios de FSC están diseñados para ser aplicados a bosques tropicales, templados y boreales, así como a plantaciones y bosques parcialmente replantados; así, ellos proveen una amplia prescripción aplicable a una gran variedad de tipos de bosque alrededor del mundo. Los principios y criterios son desarrollados por un equipo de individuos altamente respetados, representando la cámara de ambiente, economía y sociología del FSC.

En diversas regiones y países hay diferentes condiciones ecológicas, sociales y económicas que hacen necesario la adaptación de los principios y criterios del FSC. Se han hecho muchos esfuerzos metodológicos y científicos para lograr mayor claridad en las dimensiones menos conocidas de la sostenibilidad del manejo forestal. Por ejemplo, el CIFOR (*Center for International Forestry Research*) ha estado centralizando esfuerzos importantes en todas las regiones para hacer comparables los criterios e indicadores de las diferentes organizaciones de certificación y se ha preocupado especialmente por definir criterios e indicadores sociales, de biodiversidad y para el manejo de productos no maderables del bosque (De Camino y Alfaro1997).

El tema de la certificación en Guatemala no es nuevo, sin embargo, el sector privado todavía no está convencido de las ventajas económicas de la certificación. Esto se debe a que están más interesados en incentivos y en concesiones que en la certificación. El proceso de certificación nacional debe ligarse a los programas de incentivos forestales, de tal forma que el empresario o el dueño de bosques y plantaciones deba haber sometido su propiedad a un proceso de certificación para gozar de los incentivos (De Camino y Alfaro1997).

En 1995, se certificó la primera unidad de manejo en Petén, Guatemala. Hasta la fecha, ya se han certificado ocho unidades (cooperativas y concesiones), para un total de 400,000 ha, la mayor área de bosque natural certificado en Centroamérica. Este proceso demanda, no obstante, el cumplimiento de estándares internacionales muy rigurosos de manejo, los cuales se traducen en precondiciones, condiciones y recomendaciones que la unidad solicitante debe satisfacer para lograr la certificación (Morales 2004).

No existen bosques certificados en la Sierra de las Minas⁴, sin embargo, el monitoreo ecológico es valioso para conocer si los cambios en estos bosques de Alto Valor para la Conservación, provocados por el manejo forestal, son aceptables o no.

3.2 Impactos de la extracción de madera sobre la biodiversidad en bosques secundarios

Actualmente, existe interés por el manejo del bosque tropical para la producción de madera y otros productos no maderables, así como del mantenimiento de una considerable diversidad biológica; sin embargo, aún no se puede predecir cómo puede verse afectada la biodiversidad por causa de las perturbaciones naturales o humanas. Es por esto que una buena estrategia de conservación es el establecimiento de áreas permanentes de bosques manejados que complementan las áreas protegidas, y el seguir planteando estudios que demuestren cómo el manejo del bosque puede contribuir a conservar la biodiversidad (Delgado y Finegan 1999).

Las zonas deforestadas representan una de las opciones principales para la recuperación de los bosques. Es por ello que los bosques secundarios son de gran importancia y representan una de las principales opciones para la recuperación parcial de los servicios que ofrecían los bosques originales (Finegan 2001). El concepto de bosque secundario abarca todos los estadios de una sucesión, desde el bosque inicial, el cual se forma en una superficie abierta en forma natural o por alguna actividad antropogénica (Lamprecht 1990).

El manejo forestal produce impactos que pueden provocar cambios en la diversidad, riqueza, composición y estructura del ecosistema boscoso, los cuales son más extensivos en los trópicos, en donde los ecosistemas forestales son más complejos y diversos. Sin embargo, los impactos negativos pueden reducirse a un mínimo con una buena planificación del manejo forestal (McGinley 2000). Se cree que las perturbaciones naturales y antropogénicas, como el aprovechamiento forestal, aumentan y limitan la diversidad de especies mediante cambios en la heterogeneidad de hábitat, cambios en los balances de competencia entre especies, y creación de nuevos hábitat (Denslow 1995; Aguilar 1999; Jolón 1999; Ordóñez 2003).

Las perturbaciones producidas por la extracción de madera influyen en la disminución de ciertos recursos biológicos y pueden contribuir al aumento de otros. En los claros creados por la remoción de árboles, comúnmente disminuye la cantidad de árboles dominantes de larga vida, y aumenta la abundancia de especies pioneras. Estos cambios en la composición florística

⁴ (César Tot -correo electrónico- Director Sierra de las Minas, FDN 2004).

provocan modificaciones en los recursos alimenticios y de hábitat de diferentes grupos de animales. Asimismo, el aprovechamiento provoca cambios en la composición de especies, cuando las pioneras reemplazan a otras que requieren de condiciones no afectadas; las especies características del interior del bosque son reemplazadas por aquellas que se logran adaptar a las nuevas condiciones, lo que causa un aumento en la abundancia y cambios en la composición (McGinley 2000).

Las prácticas forestales en los trópicos abarcan diferentes niveles y extremos del manejo del bosque natural (MBN), contemplando desde el manejo de mínimo impacto hasta el aprovechamiento de alta intensidad que resulta en impactos severos. La intensidad de la tala y los cambios provocados por la extracción dan como resultado la apertura del dosel, lo que puede afectar a las especies vegetales debido a los cambios en el microclima, específicamente por el aumento de la temperatura local y la disminución de la provisión de agua (McGinley 2000).

Jonkers (1987) concluye que la incidencia del daño causado por el aprovechamiento severo aumenta con la intensidad de la tala, y el área basal del rodal no dañado disminuye con una explotación más intensa. La tala selectiva da como resultado áreas extensas de claros; luego de una cosecha de 1 m³/ha, cerca del 5% de la superficie se transformará en senderos y el 20% en claros, mientras que cosechar 4 m³/ha lleva a un aproximado de 18% de senderos y 38% de claros.

La perturbación del bosque puede darse debido a la aplicación de tratamientos silviculturales, los cuales son operaciones que modifican la estructura del bosque y van dirigidos a solucionar un problema específico, o en general a reducir la intensidad de la competencia sobre los árboles de interés. Debido a que se pretende dar un espacio o sitio ideal para el desarrollo de cada individuo deseado, y permitirle además un buen grado de iluminación, se elimina un porcentaje de la masa no deseable o de individuos que afectan a los árboles valiosos para futuras cosechas (Louman *et al.* 2001), afectando la estructura vertical del bosque.

Según Louman *et al.* (2001), el raleo o aclareo consiste en la eliminación de árboles de especies comerciales y no comerciales, que están o estarán en competencia con los árboles seleccionados. En bosques naturales, el raleo busca disminuir la competencia de altas densidades de regeneración, o de fustales cuando la densidad de árboles de especies deseables es muy elevada. Este tratamiento se aplica principalmente en bosques coetáneos, como los bosques secundarios, en donde se eliminan individuos comerciales o no comerciales; requiere de una inversión en cuanto a mano de obra e insumos, sin embargo, también puede generar

ingresos con la comercialización de productos como madera rolliza, leña, postes y carbón (Louman *et al.* 2001).

En muchos bosques tropicales, los claros formados debido a la corta de madera o los raleos son más amplios y están formados en un rango más alto que bajo condiciones naturales. Cada claro, natural o artificial, provoca cambios en las condiciones ambientales del bosque tropical para las plantas y en particular para las mariposas, cuya respuesta a dichos cambios es bastante conspicua. Sin embargo, la mayoría de los estudios basados en perturbaciones se han basado en extracción a gran escala y no bajo un manejo sostenible de menor escala (Spitzer *et al.* 1997). Los claros producidos por árboles talados también influyen la diversidad de especies a través de los efectos sobre la densidad de las plantas; la apertura del dosel afecta la diversidad de especies debido a que la perturbación generalmente produce un aumento local en la densidad arbórea cuando algunos árboles grandes son reemplazados con más árboles pequeños (Denslow 1995).

En el estudio realizado por Aguilar-Amuchastegui (1999), se buscó establecer el patrón de respuesta que las comunidades de Scarabaeinae y de mariposas grandes presentan a las actividades de aprovechamiento en la zona baja de la vertiente Atlántica de Costa Rica. Los bosques manejados fueron sometidos a aprovechamiento siguiendo planes de manejo y hasta el momento del estudio no se había aplicado ningún tratamiento silvicultural.

El estudio encontró que los niveles de riqueza y diversidad de especies de ambos grupos tienden a ser mayores en los bosques manejados, sin que esto genere cambios drásticos en la estructura de las comunidades. Las especies propias del interior del bosque se mantienen; sin embargo, se hace evidente que con el aprovechamiento y los disturbios que éste representa, numerosas especies entran a las comunidades en el sotobosque (Aguilar-Amuchastegui 1999).

Aguilar-Amuchastegui (1999), concluye que el tipo de aprovechamiento dado a los bosques estudiados genera como respuesta de los grupos evaluados un incremento en la riqueza y diversidad de especies, debido al ingreso de numerosas especies no propias del interior del bosque, sin que ello signifique la pérdida de especies o cambios grandes en la estructura de las comunidades propias de este tipo de ambientes.

Spitzer *et al.* (1997), compararon las diferencias entre la composición de comunidades de mariposas en claros creados por extracción ilegal y en hábitat de dosel en las Montañas Tam Dao, Viet Nam del norte, y encontraron que la composición de especies en los hábitat difiere

significativamente. Además, las especies con un rango geográfico pequeño tienden a estar confinadas en el hábitat de dosel cerrado, mientras que las especies con un rango más grande son en su mayoría más oportunistas y se encuentran generalmente en los claros.

Según Thomas (1991), la restricción de mariposas endémicas a hábitat sin modificar significa que la deforestación tropical puede afectar con mayor probabilidad a especies endémicas de manera adversa, y que las faunas de mariposas de las diferentes regiones serán más semejantes en la medida que los endémicos locales sean exterminados. Asimismo, Brown (1997), afirma que la diversidad de especies aumenta con las perturbaciones a niveles naturales, pero algunas especies sensibles pueden ser eliminadas a niveles muy bajos de interferencia.

3.3 Bosques de coníferas

Las coníferas conforman uno de los recursos madereros más importantes del mundo, y son igualmente importantes en cuanto sus funciones ecológicas. Las coníferas se encuentran en todos los continentes con la excepción de la Antártica, pero su abundancia, tanto en individuos como taxones, no está equitativamente distribuida. Mientras que los vastos bosques de coníferas boreales atraviesan continentes y contienen billones de árboles, éstos no mantienen más que un puñado de especies. En contraste, en las latitudes bajas del Hemisferio Norte y todo el Hemisferio Sur existen bosques de coníferas esparcidos o bosques mixtos de coníferas/latifoliadas, algunas zonas con gran diversidad de especies, pero ninguna lo suficientemente abundante para formar un bosque de tamaño apreciable (Farjon & Page 1999).

Guatemala tiene una extensión de 108.899 km², de los cuales el 37 por ciento son bosques divididos en dos grandes áreas: los bosques latifoliados que representan alrededor de 80 por ciento del área boscosa total y los bosques de coníferas que conforman el 20 por ciento restante. Los bosques de coníferas se ubican en la parte central del país, en altitudes que varían de 1200 a 2000 msnm, donde predomina el pino (*Pinus caribaea*). Los bosques de coníferas de Guatemala se dividen en cuatro grandes regiones: Alto Chuchumatán, al norte de Huehuetenango; María Tecún, entre Sololá y Tonicapán; Sierra de las Minas, entre Zacapa e Izabal, y Salamá (Robles *et al.* 2000).

El manejo de coníferas en Guatemala es de relevante importancia. Existen aproximadamente 14 especies de pino definidas; además de las diversas especies latifoliadas y caducifolias asociadas naturalmente a los pinares, como el caso de los géneros *Quercus* spp., *Alnus* spp., *Carpinus* spp., *Arbutus* spp., *Ostrya* spp., entre otras (Escobedo 1997 en Congreso Forestal... 1997).

En ninguna parte la necesidad de conservar los bosques naturales sobrevivientes, como fuentes de semillas para la forestación, es más apremiante que en las tierras altas de Guatemala, una de las pocas regiones que tiene tierras altas tropicales en las cuales están bien representadas las coníferas (Veblen s.f.)

3.4 Monitoreo ecológico

El monitoreo ecológico se entiende como “un proceso de recolección de información usada para mejorar el manejo del bosque”, y es una herramienta importante para alcanzar el buen manejo forestal y también para evaluar la calidad del manejo a que se ven sometidos los bosques (Finegan *et al.* 2004b).

A largo plazo, el monitoreo ecológico de ciertas especies puede detectar cambios en la diversidad biológica, permitiendo el ajuste de actividades de manejo para revertir o evitar tendencias no deseadas. El monitoreo debe usarse por los manejadores de recursos para evaluar el éxito de sus políticas para lograr los objetivos de conservación. Existe una fuerte necesidad para lineamientos mínimos y estandarizados de monitoreo, y los científicos involucrados en el diseño e implementación de tales programas pueden tener que aceptar niveles más altos de incertidumbre de lo que harían en investigaciones de rutina (Sparrow *et al.* 1994).

El primer paso para el programa de monitoreo es identificar claramente el propósito del mismo. Se sugiere que cada proyecto sea cuidadosamente dirigido para proveer respuestas a preguntas establecidas, sobre niveles de precisión también establecidos. Los datos del monitoreo pueden ser usados para identificar tendencias ecológicas y sugerir hipótesis probables, pero se necesitan grupos de datos correlacionados adicionales para probar dichas hipótesis e identificar las fuentes de cambio ambiental (Sparrow *et al.* 1994).

Para algunos autores como Ghazoul y Hellier (2000), el término “sustentable” se refiere, por ejemplo, a un bosque tropical con un ciclo de corta de 40 años, para el cual los datos generados por verificadores ecológicos deberían ser estadísticamente idénticos a datos equivalentes de un bosque no perturbado, lo que significa que el término no admite cambios en las características biológicas del bosque derivados de perturbaciones. Esto no significa que el bosque regresará a su estado original exacto, pero se deduce que se conservarán ciertas funciones y parámetros clave para el sistema ecológico. Para Finegan *et al.* (2004), existen algunos cambios en la estructura y composición de los bosques tropicales que sí son aceptables luego de darse una actividad antropogénica como el aprovechamiento forestal.

Es necesario establecer la necesidad de un monitoreo apropiado, según la escala e intensidad de la operación de manejo, y de incorporar los resultados del monitoreo en la implementación y revisiones del plan de manejo. El monitoreo es considerado un requisito para el cumplimiento de los Principios e Indicadores del FSC para la certificación forestal. Sin embargo, si los impactos del manejo en el bosque parecen ser muy bajos, los manejadores y certificadores deben considerar la posibilidad de no monitorear (Finegan *et al.* 2004b).

Para que los datos de monitoreo sean útiles, es necesario establecer activadores y umbrales. Un umbral es el valor de una variable de monitoreo que indica que un cierto cambio ha ocurrido, y un activador es el valor de dicho umbral, que indica que es necesario introducir modificaciones en el manejo como respuesta al cambio provocado por la intervención (Finegan *et al.* 2004).

Según la Guía de Monitoreo, al escoger un umbral y usarlo como activador, deben considerarse cinco factores interrelacionados que son: objetivos de conservación, la necesidad de precaución, la sensibilidad para la conservación, la sensibilidad de medición y la variación natural. Una vez establecidos los valores de los activadores, éstos deben relacionarse directamente con alguna acción o actividad de manejo, las cuales pueden ser: cambios en el manejo y monitoreo adicional.

Según Finegan *et al.* (2004), para comparar cambios en los valores de los indicadores en áreas manejadas y no manejadas existen dos formas: La primera es tomar mediciones en el área a ser manejada antes de que el manejo inicie, y compararla con lo que pasa después. Sin embargo, al hacer eso no se puede estar seguro de que algunos cambios se deban al manejo, o si hubieran ocurrido de todos modos, aún sin la presencia del manejo. Por esto se hace necesario comparar el área manejada con un área de referencia, y medir las dos áreas; si un cambio ocurre en el área manejada, pero no en la de referencia, se puede estar razonablemente seguro de que tal cambio se debe a las operaciones de manejo. Con base en la Guía de Monitoreo, se realizaron comparaciones entre un bosque secundario de coníferas manejado y el bosque de referencia para saber si el manejo ha producido variaciones inaceptables.

3.5 Medición de biodiversidad

La biodiversidad se define como la variedad y variabilidad entre organismos vivos y los sistemas ecológicos en los cuales ocurren; así, el término toma en cuenta genes, especies, ecosistemas y su abundancia relativa (Smitinand 1995). A principios de los 90, la biodiversidad no era considerada en la política ambiental como algo importante, más bien era vista como un concepto

demasiado amplio para ser aplicado en las regulaciones y el manejo de los problemas del mundo real; sin embargo, se creía que podía llegar a ser reconocida como un fin en sí misma, mediante la selección de indicadores cuantificables que determinaran su estado a través del tiempo (Noss 1990). Para mediados de la década de los 90, la biodiversidad se había convertido en uno de los tópicos más populares en las discusiones científicas y políticas, en el ámbito nacional, regional y global, en cuanto a su contribución social y económica, y medidas de conservación de diversidad biológica y técnicas de medición y monitoreo (Boontawee, *et al.* 1995; Szmidi 1995).

La biodiversidad y su medición son importantes debido a que las medidas de diversidad frecuentemente aparecen como indicadores del buen funcionamiento de los ecosistemas. La diversidad puede medirse describiendo su abundancia de especies y registrando el número de especies, o usando una medida que combine ambos componentes. Para medir la diversidad existen varios índices de riqueza y diversidad de especies que pueden ser conocidos por más de un nombre y escribirse con distintas notaciones usando diversas bases logarítmicas (Magurran 1988). Asimismo, las curvas de acumulación de especies pueden ser usadas para evaluar cambios en la diversidad de especies al comparar patrones con cambios esperados, debido a efectos de densidad (Denslow 1995).

El estado de la conservación representa un estimado de la habilidad presente y futura de una ecorregión para mantener poblaciones de especies viables y procesos ecológicos, así como su respuesta a cambios ambientales a corto y largo plazo (Dinerstein y Olson 1998). Para saber qué se está conservando y qué se está perdiendo es necesario medir la variabilidad del ecosistema en condiciones naturales, y establecer los valores del estado original de ciertos verificadores seleccionados. La riqueza y abundancia de especies en general no son buenos verificadores, ya que las especies responden de forma diferente a la perturbación, sin embargo, los índices de diversidad y similitud de grupos particulares muestran patrones de recuperación más claros (Ghazoul y Hellier 2000).

El grado de detalles que las especies indicadoras pueden proporcionar depende de la variación en el uso del microhábitat, amplitud del nicho, función ecológica, y respuesta al cambio ambiental entre los miembros del grupo indicador. Estas herramientas pueden ser usadas para ampliar los conceptos de monitoreo para incluir la detección de patrones ambientales basados en la respuesta de un grupo de especies (Kremen 1992). A menudo, el monitoreo a nivel de poblaciones de especies se dirige no a la población en sí, sino a variables de hábitat que pueden ser importantes para las especies; sin embargo, la presencia de hábitat aptos no garantiza que la especie de interés esté presente (Noss 1990).

La guía de monitoreo ecológico desarrollada por Finegan *et al.* (2004), identifica indicadores de filtro grueso. Éste indica el estado actual del bosque, p.e. área basal, apertura del dosel en el sotobosque y estructura vertical (cobertura del follaje), así como indicadores de filtro fino, el cual indica perturbación, p.e. la comunidad de mariposas.

Según Finegan *et al.* (2004), la evaluación indirecta a través de la medición del estatus del hábitat, p.e. la estructura y composición del rodal, posee nexos hipotéticos entre la biodiversidad, sostenibilidad del hábitat, y la estructura y composición del bosque en múltiples escalas espaciales; sin embargo, el uso de indicadores estructurales para evaluar los efectos de las operaciones de manejo en la biodiversidad es probablemente inadecuado cuando las relaciones entre las especies de interés y las condiciones del bosque son débiles o poco conocidas, o cuando el impacto en las especies en las funciones ecológicas es indirecto o secundario. Por lo tanto, el uso de especies, gremios y comunidades como indicadores, p.e. la comunidad de mariposas, se considera válido, aunque ha sido cuestionado en muchos campos debido principalmente a que la relación entre el indicador y la característica que ese indicador supuestamente refleja es débil, inexistente o no probada (Finegan *et al.* 2004 y otros trabajos citados por ellos).

Conviene resaltar la importancia de que la toma de datos se base en un diseño experimental apropiado (Coddington *et al.* 1991 citado por Moreno 2001). Es necesario tener réplicas de cada transecto o parcela para poder acompañar el valor de un índice con el de alguna medida de la dispersión de los datos (p.e. desviación estándar o error estándar), o estimar el valor mínimo y máximo hipotéticos del índice bajo las condiciones del muestreo (Spellerberg 1991 citado por Moreno 2001). En los análisis de diversidad, esto puede deberse al espacio físico real sobre el cual son tomadas las muestras, o a que las mediciones son inadecuadamente pequeñas, es decir, son restringidas a un espacio menor al inferencial implícito en la hipótesis (Moreno 2001).

3.6 Mariposas como indicadores

Aunque Ghazoul y Hellier (2000) afirman que los patrones de respuesta de las mariposas son difíciles de identificar, Kremen (1992) señala que la composición de taxones de mariposas es un excelente indicador de heterogeneidad debido a la perturbación antropogénica del manejo forestal, al ser más abundantes en áreas más soleadas y perturbadas como caminos para tala y arroyos de buen tamaño. A pesar de que las conclusiones acerca de la riqueza y abundancia de mariposas en bosques perturbados y no perturbados varían, las mismas han sido propuestas

como indicadores de cambio ambiental debido a su sensibilidad al microclima y a la especificidad de sus interacciones con las plantas (Kremen 1992).

Ordóñez (2003), encontró que la comunidad de mariposas mostró diferencias altamente significativas en la riqueza ($Pr < F 0.0001$) y diversidad ($Pr < F 0.0001$) de especies entre tres bosques estudiados, siendo los bosques manejados los más ricos y diversos; además observó un incremento en la proporción de especies de mariposas características de sitios perturbados en los bosques manejados, y un posible efecto negativo en las especies características de sitios poco perturbados. Asimismo, Aguilar (1999) observó que el aprovechamiento provoca que numerosas especies de mariposas que siguen el nivel del dosel, puedan ser vistas o capturadas a nivel del sotobosque en las áreas abiertas, resultado de dicho aprovechamiento.

La respuesta de las comunidades de mariposas a los cambios provocados por la extracción de madera es probablemente una de las más conspicuas, debido a que las mariposas se observan fácilmente y las especies son mejor conocidas que otros grupos taxonómicos de insectos. Es por ello que las comunidades de mariposas son organismos aptos para el estudio de respuestas de comunidades a perturbaciones antropogénicas, así como buenos bioindicadores (Spitzer *et al.* 1997).

Hay pocos datos sobre el patrón de recuperación de comunidades de mariposas después del manejo forestal u otras perturbaciones. A corto plazo (p.e. <5 años) la composición de especies parece estar alterada en la mayoría de los casos (Kremen 1992; Spitzer *et al.* 1997). Al menos una recuperación parcial de las especies se sugiere en el estudio de Kremen (1992), haciendo una diferenciación entre un bosque intervenido hace 2 años y uno intervenido hace 24 años; sin embargo, es necesario hacer comparaciones directas con bosque no intervenido para poder confirmar esto (p.e. Aguilar 1999; Ordóñez 2003).

Según DeVries (1987), los bosques costarricenses abajo de 1.900 m tienen una diversidad de mariposas más alta en el dosel que en el sotobosque, generalización que parece no darse en bosques que han sido altamente perturbados, y en alguna medida en bosques de altas elevaciones. En estos hábitat, las mariposas reaccionan a las perturbaciones (claros de luz, bordes) como si el dosel se viniera al suelo, y existe una mezcla de especies entre el dosel y el sotobosque, a esto se debe que las especies del dosel se atrapan más fácilmente en el borde del bosque, y es probable que en un bosque perturbado sea más fácil observar mariposas de dosel en el sotobosque.

Para el estudio de las comunidades de mariposas es importante dar respuesta a preguntas como: ¿Existen diferencias entre la composición de especies encontrada en bosque bajo aprovechamiento y en bosque sin aprovechamiento?, ¿dentro de los cambios temporales en la composición de la comunidad, observados en el período de estudio, existe alguna diferencia entre la magnitud de los cambios en bosque bajo aprovechamiento vs. bosque no aprovechado? ¿la composición de especies en el bosque cerrado está influenciada por el tamaño y la frecuencia de claros?, ¿la composición de especies en claros está influenciada por su tamaño y abundancia?, y ¿existe alguna relación entre la preferencia de las especies por claros o bosque y su rango geográfico? (Spitzer *et al.* 1997).

Las especies raras y geográficamente restringidas son más comunes en hábitat de bosque cerrado en comparación con hábitat de claros y parecen ser más sensibles a la perturbación. Estas especies generalmente pertenecen a taxones ricos en especies con alta diversidad beta, los cuales en general son buenos grupos indicadores (Kremen 1992); mientras que las especies oportunistas prefieren los claros (e.g. Spitzer *et al.* 1997; Thomas 1991). Un grupo de especies de mariposas particularmente restringido y asociado con el dosel o hábitat abiertos puede ser un indicador potencialmente útil (Ghazoul y Hellier 2000).

Jolón (1999), concluyó que las áreas de bosque con extracción tendieron a mostrar mayor diversidad, composición y riqueza de especies que las áreas sin aprovechamiento. Aguilar (1999) notó la tendencia a observar o capturar especies “propias” de dosel y/o zonas abiertas en el sotobosque de los bosques manejados, lo que indicó los cambios estructurales que sufre el bosque y que conducen al registro, a nivel del sotobosque, de mariposas propias del dosel, o de cambios estructurales y de la composición vegetal del sotobosque que atraen al gremio de especies de mariposas con preferencia por plantas hospederas de zonas abiertas, en este caso producidas por el aprovechamiento.

Asimismo, Ordóñez (2003), encontró que en bosques manejados predominaron las especies de mariposas pertenecientes al gremio de hábitat abierto o perturbado (58% del total de especies), porcentaje mayor al encontrado en el bosque no aprovechado (33%). Al mismo tiempo, el gremio que más predominó en el bosque no aprovechado fue el de hábitat poco perturbado (37%), mientras que un bosque con aprovechamiento de alta intensidad presentó un 6%. Esto demostró que el manejo afecta a la comunidad de mariposas que forman parte de dichos gremios.

Según Sparrow *et al.* (1994), mientras que el fundamento para seleccionar mariposas como indicadores ecológicos es igualmente válido para regiones templadas y tropicales, la alta

diversidad de especies y hábitat estructuralmente complejos hacen que el muestreo de mariposas tropicales sea más difícil. Los conteos en transectos lineales y las técnicas de recaptura desarrolladas en las zonas templadas para hábitat dominados por pastos y gramíneas son inapropiados para los bosques de latitudes más bajas. Para muestrear mariposas tropicales eficientemente, se necesitan técnicas confiables y estandarizadas para los hábitats del bosque lluvioso. Los programas para monitorear mariposas en los trópicos deben enfocarse en el monitoreo de cambios en la abundancia relativa de las especies. Se asume que los datos de especies localmente comunes, recolectados de una manera consistente en ubicaciones de muestreo permanente, servirán para identificar fluctuaciones temporales que pueden ser usadas para ayudar a valorar las tendencias ambientales y evaluar la efectividad de los esfuerzos de conservación (Sparrow *et al.* 1994).

4 LITERATURA CITADA

- Aguilar-Amuchastegui, N. 1999. **Criterios e indicadores de sostenibilidad ecológica: Caracterización de la respuesta de dos grupos de insectos propuestos como verificadores.** Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 74 p.
- Bennett, E. 2000. **Timber certification: Where is the voice of the biologist?** Conservation Biology 14: 921-923.
- Boontawee, B., Plengkai, C., Kao-sa-ard, A. 1995. **Monitoring and measuring forest biodiversity in Thailand.** In: Boyle & Boontawee (eds.). Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests. (1994, Bogor, ID). Symposium. Center for International Forestry Research (CIFOR). p. 113-126.
- Brown, K. S. 1997. **Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring.** Journal of Insect Conservation 1, 25-42.
- Cauley, H.A., Peters, C.M., Donovan, R. Z., O'connor, J.M. 2001. **Forest Stewardship Council Forest Certification.** Conservation Biology 15(2):311-312.
- Congreso Forestal Centroamericano (3, 1997, San José, Costa Rica). 1997. **Tercer Congreso Forestal Centroamericano.** Morales y Cartín (es). San José, CR, Impresos Belén, S.A. 297 p.
- De Camino, R. Y M. Alfaro. 1997. **La certificación forestal en Centroamérica.** (En línea) San José, CR, PROARCA CAPAS. 69 p. Disponible en: http://www.gtz.de/forest_certification/download/d2.pdf
- Delgado, D. y B. Finegan. 1999. **Biodiversidad vegetal en bosques manejados.** Revista Forestal Centroamericana (25): 14-20.
- Denslow, J. S. 1995. **Disturbance and diversity in tropical rain forests: The density effect.** Ecological Applications 5(4):962-968.
- Devries, P.J. 1987. **The butterflies of Costa Rica and their natural history. Papilionida, Pieridae, Nymphalidae.** New Jersey, Princeton University Press. 327p.
- Dinerstein, E., Olson, D.M. 1998. **The global 200: A representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions.** Conservation Biology 12(3):502-515.
- Farjon & Page. 1999. **Conifers.** Gland, CH y Cambridge, UK, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). 121 p.
- FDN (Fundación Defensores de la Naturaleza). 2003. **Tercer Plan Maestro para la Biosfera Sierra de las Minas.** Versión electrónica. 81 p.
- Finegan, B. 2001. **Conservación de biodiversidad en bosques manejados. Semana Científica 2001.** CATIE, Turrialba, CR. p. 171-180.

- Finegan, B., Hayes J., Delgado, D., Gretzinger, S. 2004. **Monitoreo ecológico del manejo forestal en el trópico húmedo: una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación.** WWFCENTROAMERICA/PROARCA/CATIE/OSU. 116 p.
- Finegan, B., Delgado, D., Hayes, J., Gretzinger, S. 2004b. **El monitoreo ecológico como herramienta de manejo forestal sostenible. Consideraciones básicas y propuesta metodológica con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación certificados bajo el marco del FSC.** Recursos Naturales y Ambiente 42:29-42.
- Ghazoul, J. 2001. **Barriers to biodiversity conservation in forest certification.** Conservation Biology 15(2): 315-317.
- Ghazoul, J. y Hellier, A. 2000. **Setting critical limits to ecological indicators of sustainable tropical forestry.** International Forestry Review (2):243-253.
- Jolón, M.R. 1999. **Establecimiento de la línea base de información de biodiversidad del bosque manejado en San Miguel La Palotada, Petén, Guatemala, y su aplicación en el monitoreo.** Tesis Mag. Sc. San José, CR, CATIE. 100 p.
- Jonkers, W.B.J. 1987. **Vegetation structure logging damage and silviculture in a tropical rain forest in Suriname.** Agricultural University, Wageningen, SR. 172 p.
- Kremen, C. 1992. **Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring.** Ecological Applications 2(2): 203-217.
- Lamprecht, H. 1990. **Silvicultura en los trópicos. Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas – posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido -.** Eschborn, DE, GTZ. 335 p.
- Louman, S; Quirós, D; Nilsson, M. 2001. **Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central.** Turrialba, CR, CATIE. 265 p.
- Magurran, A. 1988. **Diversidad ecológica y su medición.** (Traducción de Cirer, A.). Ediciones Vedral, Barcelona, ES. 197 p.
- McGinley, K. 2000. **El manejo del bosque natural tropical y su impacto en la diversidad de la fauna. Una visión integrada.** Revista Forestal Centroamericana, octubre-diciembre (32): 34-38.
- Morales, J. 2004. **Revisión de la corta anual permisible. Cooperativa Unión Maya Itzá, Petén, Guatemala** (En línea). WWF, San José, CR. 37 p. Disponible en: <http://www.wwfca.org/photos/libros/Corta%20Anual.pdf>
- Moreno, C. 2001. **Métodos para medir la Biodiversidad.** (En línea) Consultado: 27 oct 2004. Disponible en: <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/mt1.htm>
- Noss, R.F. 1990. **Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach.** Conservation Biology 4(4):355-364.

- Ordóñez, Y. 2003. **Validación de indicadores ecológicos para la evaluación de sostenibilidad en bosques bajo manejo forestal en el trópico húmedo, con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación.** Tesis Mag. Sc. San José, CR, CATIE. 74 p.
- Robles, G., Oliveira, K. & Villalobos, R. 2000. **Evaluación de los productos forestales no madereros en América Central.** En: **Evaluación de los recursos forestales mundiales** (en línea). Programa de Evaluación de los Recursos Forestales, FAO, Roma, IT. Consultado: 24 sept. 2005. Disponible en: http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/007/ae159s/AE159S06.htm
- Rumiz, D., Quevedo, L., Balza, R. 2001. **Bases y Propuesta de Indicadores para la Aplicación del Principio 9 del FSC en la Certificación de Bosques Naturales Tropicales de Bolivia.** Informe de consultoría encargado por el Consejo Boliviano para la Certificación Forestal Voluntaria (En línea). Santa Cruz, BO. Disponible en: http://www.google.co.cr/search?q=cache:wo4_drYalkJ:www.consejoforestal.org.bo/DocumentosCertificacion/BAVC/BasesPropuestas.rtf+fsc+%2B+bavc+concepto&hl=es.
- Smitinand, T. 1995. **Overview of the status of biodiversity in tropical and temperate forests.** In: Boyle & Boontawee (eds.). Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests. (1994, Bogor, ID). Symposium. Center for International Forestry Research (CIFOR). p. 1-4.
- Sparrow, H. R., Sisk, T.D., Ehrlich, P.R., Murphy, D.D. 1994. **Techniques and guidelines for monitoring neotropical butterflies.** Conservation Biology 8(3):800-809.
- Spitzer, K., Jaroš, J., Havelka, J., Lepš, J. 1997. **Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an indochinese montane rainforest.** Biological Conservation 80:9-15.
- Szmidt, A. 1995. **Molecular population genetics and evolution: two missing elements in studies of biodiversity.** In: Boyle & Boontawee (eds.). Measuring and monitoring biodiversity in tropical and temperate forests. (1994, Bogor, ID). Symposium. Center for International Forestry Research (CIFOR). p. 177-193.
- Thomas, C.D. 1991. **Habitat use and geographic ranges of butterflies from the Wet Lowlands of Costa Rica.** Biological Conservation 55:269-281.
- Veblen, T. s.f. **Las coníferas de Guatemala** (en línea). Roma, IT, FAO. Consultado: 24 sept. 2005. Disponible en: http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/I2015s/I2015s05.htm
- WWF. **Certificación forestal FSC.** (En línea). Consultado 14 oct 2004. Disponible en: <http://www.wwfca.org/php/fsc/fsc03fsc0210.php>

ARTÍCULO I. Efecto del manejo forestal sobre la estructura y composición del rodal y sobre la comunidad de mariposas, en bosques de coníferas de la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas.

1 INTRODUCCIÓN

El manejo forestal debe tomar en cuenta en sus esquemas, metas tan diferentes como la producción de madera y la conservación de la biodiversidad. Hoy en día, autores como Wohlgemuth *et al.* (2002), proponen un nuevo principio de manejo basado en las características ecológicas básicas de los bosques, el cual podría ayudar a la integración de dichas metas.

Dentro del manejo forestal, los tratamientos silviculturales comúnmente se aplican con el propósito de producir madera y otros productos forestales. Aunque los efectos de tales tratamientos han sido bien estudiados en cuanto al crecimiento, mortalidad y regeneración de los árboles, aún hace falta estudiar sus efectos sobre el ecosistema. Con el fin de estudiar dichos efectos, se hace necesario contar con bosques maduros o secundarios no manejados para poder hacer comparaciones con bosques manejados, los cuales en muchas situaciones son difíciles de conseguir por ser raros dentro del paisaje (Crow *et al.* 2002).

Se hace necesario utilizar prácticas silviculturales ecológicamente compatibles con los conceptos actuales de sostenibilidad acerca del manejo de los ecosistemas y el mantenimiento de la diversidad biológica (Hannah 1999). Es importante que las técnicas de cosecha usadas aseguren la supervivencia de los árboles de diámetro menor en el sotobosque y causen el menor daño a los árboles remanentes (Lähde *et al.* 2002). Asimismo, se deben encontrar maneras para mantener la biodiversidad en los bosques, sin poner en riesgo funciones básicas como la producción de bienes y servicios, entre ellos la madera (Wohlgemuth *et al.* 2002), y paradójicamente, una explotación forestal es quizás la mejor garantía para la conservación de los bosques, cuando se hace de forma racional (Del Castillo *et al.* 2004).

Los bosques de la Reserva de Biosfera Sierra de las Minas (RBSM) son considerados de gran importancia por encontrarse en un área protegida considerada como una Región de Conservación por el Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP 1999⁵ citado por FDN 2003). Además, los bosques poseen atributos de Alto Valor para la Conservación, identificados por el *Forest Stewardship Council* –FSC– (Rumiz *et al.* 2001).

Las coníferas son importantes desde el punto de vista ecológico, pues algunas de sus especies, particularmente los pinos, son elementos dominantes en varios tipos de vegetación, incluyendo

los bosques templados y subtropicales de zonas húmedas, sub-húmedas y áridas; la conservación y el aprovechamiento sustentable de estos ecosistemas requiere conocimientos precisos de la ecología de estas especies (Del Castillo *et al.* 2004).

La composición arbórea es de importancia para establecer la posible variabilidad natural entre los bosques de estudio, la cual podría dar como resultado diferencias significativas entre los mismos, debido a dicha variabilidad y no al manejo forestal. Asimismo, algunos grupos de especies arbóreas podrían verse favorecidos o afectados por el manejo (Crow *et al.* 2002).

Existen varios estudios sobre el impacto en la estructura del rodal, llevados a cabo en los bosques tropicales lluviosos y latifoliados (Johns 1988; Smith *et al.* 1992; Denslow 1995; Finegan y Delgado 2000), y en bosques templados (Hannah 1999; Crow *et al.* 2002; Lähde *et al.* 2002). Asimismo, hay varios estudios sobre los efectos del aprovechamiento forestal sobre el hábitat de mariposas para bosques tropicales latifoliados (Kremen 1992; Sparrow *et al.* 1994; Hill *et al.* 1995; Spitzer *et al.* 1997; Ghazoul y Hellier 2000), sin embargo, la información de dichos efectos sobre las mariposas en bosques de coníferas en Mesoamérica es escasa.

Para la región de la Sierra de las Minas, existe una Evaluación Ecológica Rápida (Méndez y Coronado 1993). Específicamente para mariposas diurnas, realizaron capturas con trampas y con redes, e hicieron conteos sin captura. Sus resultados, sin embargo, no fueron sometidos a un análisis de similitud de la varianza mediante programas estadísticos, no obstante, contribuyeron a la caracterización de las comunidades estudiadas, especialmente en cuanto a Nymphalidae, Charaxinae, Heliconiinae, Danainae, Brassolinae, Satyrinae, Pieridae y Papilionidae. Del mismo modo, reportaron algunos géneros y especies de bosques de coníferas y bosques nubosos registrados en el presente estudio, entre ellos: *Catasticta*, sp., *Cyllopsis*, sp., *Siproeta*, sp., *Papilio*, sp., *Dione moneta*, *Dioriste tauropolis*, *Oxeoschistus hilarus*, *Dismorphia crisia* y *Heliconius hortense*.

En el presente estudio se trató de establecer impactos en la estructura del rodal y las comunidades de mariposas de bosques de coníferas, causados por el manejo forestal, y su recuperación a través del tiempo, mediante el estudio de dos bosques secundarios manejados; el primero hace aproximadamente 14 años y el segundo hace 4 años. Se evaluaron dichos cambios sobre la respuesta de cuatro indicadores de estructura y composición del rodal: abundancia y área basal del rodal, apertura del dosel en el sotobosque y estructura vertical del bosque.

⁵ CONAP, Política Nacional y Estrategia para el Desarrollo del Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas, 1999.

Asimismo, se evaluó la respuesta de un grupo indicador de perturbación: La comunidad de mariposas.

2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

2.1.1 Reserva de Biosfera Sierra de las Minas (RBSM)

El estudio se llevó a cabo en la RBSM durante los meses de febrero a junio de 2005. La Reserva se ubica en el nororiente de Guatemala, entre los valles del río Polochic y el río Motagua, tiene un área de 242,642 ha e incluye 5 zonas de vida, según el Sistema de Clasificación de Zonas de Vida de Holdrige (1983). La Reserva forma parte de una cadena montañosa que abarca parte de cinco departamentos de Guatemala: Alta Verapaz, Baja Verapaz, El Progreso, Izabal y Zacapa. En un recorrido de este a oeste, se extiende aproximadamente en 130km de longitud y tiene entre 10km y 30km de ancho con elevaciones desde nivel del mar hasta 3,015 msnm (FDN 2003) (Figura 1).

La RBSM está administrada por la Fundación Defensores de la Naturaleza (FDN), organización no gubernamental y no lucrativa, cuya misión es la conservación de la riqueza y diversidad biológica de Guatemala (Valle *et al.* 1999). El Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) consideró que su alto valor la justifica como una Región de Conservación (CONAP 1999⁶ citado por FDN 2003). Desde el punto de vista del manejo forestal certificado en las zonas de amortiguamiento, la región cumple con los elementos ecológicos que requieren los Altos Valores para la Conservación (AVC) 1, 2 y 3, propuestos por el FSC (Rumiz *et al.* 2001), por ser un área protegida, contar con una gran proporción de bosques naturales y albergar especies endémicas y amenazadas (FDN 2003). Así, parece probable que de solicitarse la certificación, el manejo tendría que cumplir con los requisitos para BAVC.

La zona de uso múltiple de la Sierra de las Minas tiene una extensión de 34 600 ha (FDN 2003), y abarca 4 zonas de vida: Bosque muy Húmedo Subtropical (templado), Bosque muy Húmedo Subtropical (cálido), Bosque muy Húmedo Subtropical (frío) y Bosque Pluvial Montano Bajo Subtropical, según el Sistema de Clasificación de Zonas de Vida de Holdrige (1983). La actividad forestal se lleva a cabo mayormente en el área sur de la Sierra de las Minas, la cual es más accesible, mediante la carretera Interamericana.

⁶ CONAP, Política Nacional y Estrategia para el Desarrollo del Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas, 1999.

Localización del área de estudio

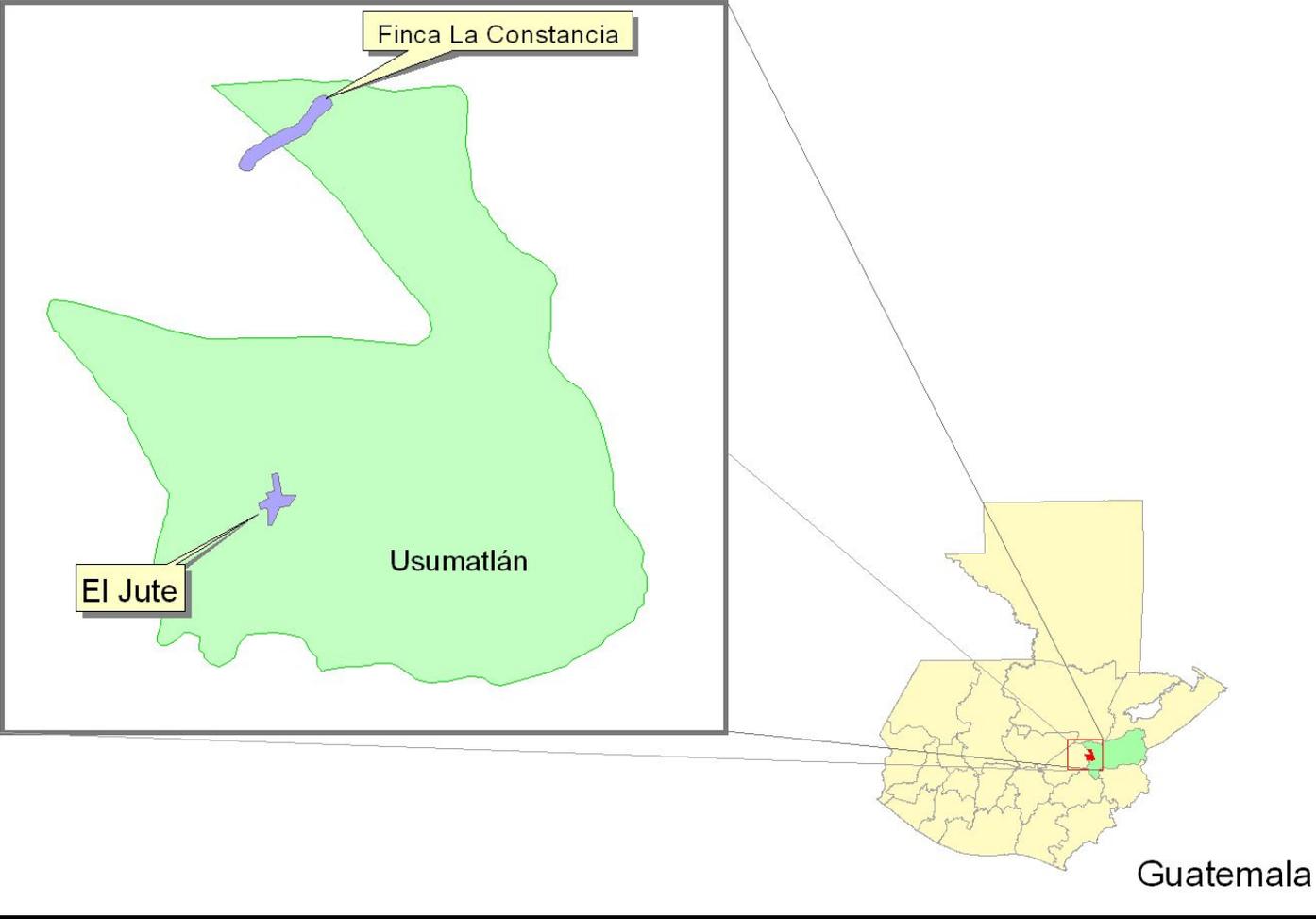


Figura 1. Mapa de la República de Guatemala y ubicación del área de estudio (Ministerio de... 2001).

2.1.2 Fincas que forman parte del área de estudio

El área de estudio se ubica en el Municipio de Usumatlán, y se compone de tres bosques ubicados de la siguiente manera: La Cumbre o zona de referencia, ubicado en la Finca La Constancia y colindante con la zona núcleo, bosque no intervenido recientemente; Punta Jabalí, ubicado en la Finca El Jabalí, intervenido hace 14 años aproximadamente y Las Minas, ubicado en la finca del mismo nombre, intervenido hace 4 años aproximadamente. De ahora en adelante los bosques bajo estudio serán denominados de la siguiente manera: Bosque Las Minas (BLM), Bosque Punta Jabalí (BPJ), y Bosque de Referencia (BR).

En el área de estudio se registra una precipitación promedio de entre 1750 y 2000 mm. por año, una biotemperatura promedio de 20° centígrados y una evapotranspiración potencial de entre 0.25 y 0.5 (Arreaga 2002a; Arreaga 2002b).

La topografía de la finca La Constancia, en donde se encuentra el BR, va de ondulada a escarpada, la hipsometría comprende desde los 1600 msnm hasta 2040 msnm, con pendientes homogéneas, de la siguiente manera: 138.3 ha (76% de la finca) de 26%-36%, y 43.4 ha (24%) de 36%-55% (Arreaga 2002a).

La topografía de la finca El Jabalí, en donde se localiza el BPJ, es también ondulada a escarpada y la hipsometría comprende desde los 650 hasta 2300 msnm con pendientes homogéneas. Las pendientes van de 36%-55% en el 22% de la finca (160 ha), y >55% en 78% de la finca (584 ha) (Arreaga 2002b). La finca Las Minas, en donde se encuentra el BLM, tiene pendientes bastante pronunciadas, y se encuentra a 2200 msnm.

2.1.3 Bosques en el área de estudio

Dos de los bosques bajo estudio fueron manejados, sin embargo, no se cuenta con información escrita sobre el manejo. Existen, no obstante, planes de manejo para la Finca La Constancia (Arreaga 2002a) y la Finca El Jabalí (Arreaga 2002b), de donde se extrajo información importante sobre el área de estudio.

Sobre la base del sistema de clasificación de zonas de vida de Holdrige, la finca La Constancia se ubica en su mayor parte dentro de la zona de vida de Bosque Muy Húmedo Subtropical Frío, con las especies indicadoras siguientes: *Pinus maximinoi*, *Cupressus lusitanica* y *Quercus* spp., y por el Bosque Pluvial Montano Bajo, con las especies indicadoras siguientes: *Engelhartia* sp., *Laplacea* sp., *Podocarpus* sp., *Alfaroa* sp., *Nectandra* sp., *Cedrela pacayana*, *Acer* sp., *Cyathea*

sp. y otras (Arreaga 2002a). Asimismo, dentro del sistema de zonas de vida Holdridge, la finca El Jabalí se encuentra mayormente dentro de las zonas de vida Bosque Húmedo Subtropical Templado y Bosque Muy Húmedo Subtropical Frío (Arreaga 2002b).

Según el plan de manejo (Arreaga 2002b), la superficie de la Finca Jabalí posee un 91% de bosque natural de coníferas y un 9% de bosque plantado de coníferas. Dentro de esta finca no existe asentamiento humano alguno (Arreaga 2002b).

En la finca Las Minas predomina la especie *Pinus tecunumanii*, dicha finca colinda con un bosque protegido de latifoliadas, el cual conforma el 31.8% de la finca La Constancia (Arreaga 2002a), lo que da como resultado que el BLM sea un bosque de transición entre coníferas y latifoliadas.

La prueba de hipótesis se realizó comparando los tres bosques (BLM, BPJ, BR), mientras que el enfoque de la Guía de Monitoreo se aplicó al BPJ y al BR. Esto, debido a que la composición arbórea del BLM resultó ser distinta a la de los otros dos bosques.

- **Aprovechamiento forestal**

Los bosques fueron aprovechados a tala rasa hace más de 20 años⁷, antes de ser propiedad de la empresa Maderas El Alto; es más, existe evidencia de que probablemente la tala rasa se llevó a cabo hace 30 años, y se han recuperado por medio de la regeneración natural, por lo que se consideran bosques secundarios.

El área de Punta Jabalí fue aprovechada de nuevo hace 13-15 años aproximadamente, por medio de entresaque selectivo, desde un dap de 30cm en adelante, normalmente dirigido a la extracción de árboles de coníferas mal conformados, bifurcados y enfermos, dejando los árboles bien conformados y sanos para futura cosecha y productores de buena semilla. El entresaque selectivo consiste en aumentar la proporción de especies comerciales en el bosque, sin eliminar las especies no deseables, y eliminan principalmente árboles que compiten directamente con árboles de futura cosecha (Louman *et al.* 2001).

En Las Minas se llevó a cabo raleo hace aproximadamente 4 años, pero la madera nunca fue extraída debido a una divergencia de opinión en cuanto a los límites de la zona de amortiguamiento con la zona núcleo de la Reserva, es por ello que no existe un Plan de Manejo para esta finca⁸. El raleo, o aclareo, consiste en la eliminación de árboles de especies

⁷ Com. Pers. Ing. Lizardo López, Maderas El Alto 2005.

⁸ Com. Pers. Ing. Lizardo López, Maderas El Alto 2005.

comerciales o no, que están o estarán en competencia con los árboles seleccionados (Louman *et al.* 2001). Esta reducción en la densidad del rodal, producida por el raleo, causa una disminución temporal de la producción total, pero hace que los árboles remanentes aceleren su crecimiento en diámetro (Smith *et al.* 1997).

En la mayoría de las extracciones en la zona, el volumen a extraer es de un 30 a 35 % del volumen total por ha. La parte norte de la finca colinda con la zona núcleo de la RBSM, en donde existe un bosque secundario no aprovechado, de la misma edad que los bosques manejados, el cual se utilizó como sitio de referencia⁹. Estos bosques no se ven sometidos a incendios severos debido a que el Plan de Manejo de las fincas contempla la prevención de los mismos (Arreaga 2002a; Arreaga 2002b).

La finca La Constancia cuenta con un Plan de Manejo (Arreaga 2002a), del cual se extrajo información general importante, sin embargo, el bosque dentro de esta finca es el de referencia (BR), ubicado en el área colindante con la zona núcleo, y no ha sido aprovechado de ninguna forma. Por consiguiente, los datos del aprovechamiento forestal de esta finca son irrelevantes para este estudio.

El método de corta está normado en el Manual de Manejo de las Áreas protegidas de CONAP. Ya que las pendientes están en un rango de 36% a 55%, el tratamiento que se lleva a cabo es el entresaque selectivo, dirigido a los árboles maduros, sobre maduros, bifurcados, torcidos y enfermos. En los lugares con pendientes mayores al 32% se construyen terrazas (plateo) para facilitar la infiltración y conservar el suelo (Arreaga 2002b).

⁹ **Zona núcleo:** Preservación del ambiente natural, conservación de la diversidad biológica y preservación de las fuentes de agua, así como la investigación científica y el turismo ecológico en las áreas habilitadas para ello (FDN 2003).

2.2 Metodología

2.2.1 General

Uno de los objetivos del estudio es determinar el impacto del manejo en bosques secundarios de coníferas sobre la estructura, composición y diversidad de la vegetación y sobre la comunidad de mariposas diurnas. Para desarrollar la metodología, se revisaron trabajos similares realizados en Costa Rica, Guatemala y Nicaragua por Aguilar (1999), Jolón (1999) y Ordóñez (2003), respectivamente; sin embargo, la misma se basa principalmente en la aplicación de los enfoques de una Guía de Monitoreo Ecológico (Finegan *et al.* 2004), con el fin de colaborar con su validación, y la cual pretende apoyar esfuerzos de certificación y buen manejo forestal. De ahora en adelante nos referiremos a ella como Guía de Monitoreo. A partir de esta guía, se seleccionaron cuatro indicadores de filtro grueso: área basal, abundancia de árboles, apertura del dosel en el sotobosque, y estructura vertical (cobertura del follaje en diferentes estratos de altura), así como un indicador de filtro fino: La comunidad de mariposas. Estos indicadores se utilizaron para la evaluación y comparación entre los bosques, y dicha comparación parte de una prueba de hipótesis tradicional usando análisis estadístico, el cual es el tema del presente artículo.

2.2.2 Diseño de muestreo para la evaluación de los indicadores de filtro grueso

En cada uno de los bosques (BLM, BPJ y BR) se establecieron 5 parcelas temporales de 20m x 50m y 3 transectos de 150m de largo, separados entre sí por 200m y colocados en el interior del bosque, evitando bordes. A lo largo de los transectos se establecieron parcelas temporales de 20m x 50m y puntos de muestreo cada 50m, de acuerdo con el indicador a evaluar. Los transectos y parcelas se establecieron en forma sistemática y el muestreo se realizó aleatoriamente.

2.2.3 Evaluación de indicadores

- **Estructura y composición del rodal**

Dentro de cada parcela de 20m x 50m, se evaluó el número total de árboles ≥ 10 cm dap. Para la identificación de los árboles, se contó con un “baquiano” en campo y, en lo posible, se tomaron muestras de cada árbol para su posterior identificación hasta género o especie; algunos árboles no pudieron ser identificados, por lo que se utilizó su nombre común. Para la identificación, la autora tomó como referencia a Standley y Steyermark (1946), y específicamente para los encinos a Marcos (1999), y se contó con la colaboración de la Directora del Herbario de la Universidad del Valle de Guatemala, Elfriede de Pöll. Los transectos de 150m de largo fueron utilizados para el

muestreo de la comunidad de mariposas y para la evaluación de la apertura del dosel y estructura vertical.

- **Abundancia de árboles, total y por clases de tamaño, y área basal**

Para este indicador se utilizaron las parcelas de 20m x 50m. Para cada uno de los bosques (BLM, BPJ y BR), se determinó el número de individuos total y por clases de dap ≥ 10 cm. Se midió cada árbol dentro de la parcela con una cinta diamétrica a la altura del pecho, anotando el número de árbol, el segundo eje y su respectivo dap en caso de tenerlo, y el género y/o especie o nombre común. La muestra incluyó todo individuo ≥ 10 cm dap, incluyendo pinos, encinos, cipreses y latifoliadas. Para fines de análisis de datos, el área basal se calculó a partir de las mediciones del dap.

- **Apertura del dosel en el sotobosque**

Para la evaluación de la apertura del dosel se utilizaron parcelas temporales de 10m x 10m a lo largo de los 3 transectos de 150m de largo, separados entre sí por 200m. Se hicieron mediciones cada 50m. Se utilizó un densiómetro esférico para estimar la apertura del dosel, haciendo cuatro mediciones dirigidas hacia los cuatro puntos cardinales y obteniendo un promedio de estas cuatro mediciones para cada parcela, para luego multiplicarlo por 1.04 y obtener el porcentaje de apertura del dosel.

- **Estructura vertical del bosque (Cobertura del follaje)**

Para la evaluación de este indicador se estimó la cobertura de la vegetación en varios estratos de altura, desde el sotobosque hasta el dosel superior. Para esta evaluación se utilizaron las parcelas temporales de 10m x 10m y se siguió la metodología propuesta por Thiollay (1992).

Para la toma de datos se estimó en forma subjetiva el porcentaje de cobertura de la vegetación de cada uno de 5 estratos, como lo recomienda Thiollay. Los estratos de altura se establecieron de la siguiente forma (Thiollay 1992):

- a. 0-2m
- b. 2-9m
- c. 10-20m
- d. 20-30m
- e. >30m

Se utilizó una escala simple de valores de 0 a 1 para un porcentaje de cobertura de la vegetación: En cada punto de muestreo y para cada estrato de altura, se asignó un valor de 0 si no existía cobertura de vegetación dentro de la parcela de 10m x 10m; de 1 si la cobertura era de 1-33%; de 2 si era de 34-66 %, y de 3 si era >67%. De esta forma, a mayor valor de la escala, mayor cobertura de la vegetación.

2.2.4 Evaluación de la comunidad de mariposas

En el estudio se tomaron en cuenta las mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea), de las familias que son bien conocidas taxonómica y ecológicamente: Papilionidae, Pieridae y Nymphalidae. No se recomienda tomar en cuenta a las familias Riodinidae, Lycaenidae y Hesperidae debido a que pueden presentar dificultades considerables en su identificación (Finegan *et al.* 2004), sin embargo, para este estudio se tomó en cuenta la familia Hesperidae, debido a su alta representatividad en los bosques. Se tomó como referencia a DeVries (1987) preparado para las mariposas de Costa Rica pero que según Méndez y Coronado (1993), resulta adecuado para Guatemala; además de Smart (1984), De la Maza (1987) y d'Abbrera (1988). Asimismo, se compararon las mariposas capturadas con los especímenes de la Colección Entomológica de la Universidad del Valle de Guatemala (UVG), en donde fueron depositados.

Los especímenes recolectados fueron montados y etiquetados, siguiendo las recomendaciones de DeVries (1987) y Borror y DeLong (1966). Los muestreos se hicieron mediante captura e identificación sin captura; los especímenes que no se lograron identificar o capturar se registraron como “desconocidos” y se les asignó una referencia de morfotipo que permitiera identificarlos en caso de lograr la captura, y fueron tomados en cuenta para los análisis estadísticos.

Se establecieron 3 transectos en el interior de cada tipo de bosque (BLM, BPJ, y BR). Cada transecto midió 150m de largo y estaban separados entre sí por 200m para darles independencia. El establecimiento de los transectos se hizo en forma sistemática, evitando zonas atípicas, su dirección no es relevante mientras se mantengan las distancias mínimas.

Se recorrió cada uno de los transectos a paso constante durante una hora con ayuda de un cronómetro, y se registraron y contaron los adultos de cada especie de mariposa presente a 10 metros de distancia a cada lado de la línea de 150m de largo. Los recorridos se realizaron entre 08:00 y 15:00 horas, bajo condiciones ambientales adecuadas (sin lluvia y con alta radiación). El esfuerzo de monitoreo de una hora no tomó en cuenta el tiempo extra necesario para la identificación o captura de un solo individuo (Thiollay 1992).

Se hicieron muestreos en los 3 transectos por cada bosque, de la siguiente forma: 6 horas por cada transecto para un total de 18 horas de muestreo por bosque. El orden de muestreo para cada bosque y transecto fue determinado al azar, para evitar sesgos provocados por la hora y día de recolección de información. Se recopiló, por transecto, toda la información obtenida durante las evaluaciones; así, cada transecto constituye una réplica por tipo de bosque.

2.2.5 Análisis de datos

Se recopiló la información para cada indicador por parcela y por transecto y se procedió a hacer comparaciones entre los bosques bajo estudio mediante ANDEVAS, utilizando el programa InfoStat/Profesional v1.6 (Infostat 2003). Se utilizó un nivel significancia del 10%, y ANDEVAS a una vía de clasificación.

2.2.6 Diversidad y composición de árboles

El análisis de la diversidad y la composición de los árboles no está contemplado específicamente dentro de la Guía de Monitoreo, sin embargo, se creyó de importancia para establecer la posible variabilidad natural entre los bosques de estudio, la cual podría dar como resultado diferencias significativas entre los mismos, debido a dicha variabilidad y no al manejo forestal. Además de establecer si algunos grupos de especies arbóreas se vieron favorecidos o afectados por el manejo (Crow et al. 2002).

Para asignarle a cada especie su categoría de importancia se utilizó el Índice de Valor de Importancia (IVI) (Curtis y McIntosh 1950; Lamprecht 1990), el cual se obtiene de la suma de la Abundancia relativa, Frecuencia relativa y Dominancia relativa (Área basal).

Con los datos de las especies de plantas y su abundancia, se comparó la diversidad de especies entre los bosques, de acuerdo a los índices de Shannon-Wiener, Simpson y Alpha de Fisher (Magurran 1988; Colwell 1997; Moreno 2001).

El índice de Simpson está basado en la dominancia, y toma en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia, sin evaluar la contribución del resto de las especies (Moreno 2001). Se representa así:

$$\lambda = \sum \rho_i^2$$

Donde p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra. Este índice manifiesta la posibilidad de que dos individuos tomados al azar de una muestra sean de la misma especie (Moreno 2001).

El índice Shannon-Wiener se basa en el concepto de equidad, y mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Moreno 2001). Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S , cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran 1988). Se representa así:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

El índice de diversidad alfa de Fisher (Fisher *et al.* 1943 en Medianero y Samaniego 2004) está libre de dos importantes limitaciones de otros índices conocidos, ya que es independiente del tamaño de la muestra y no da excesivo peso a las especies más comunes de la muestra. Se representa así:

$$S = \alpha \text{Log } e (1 + N/\bullet\bullet)$$

Donde S es el número de especies de la muestra, N es el número de individuos de la muestra y $\bullet\bullet$ es el índice de diversidad (Medianero y Samaniego 2004).

Para comparar la similitud de la composición de árboles entre bosques se utilizó el índice de Sørensen (Lamprecht 1990). Este índice relaciona el número de especies en común con la medida aritmética de las especies en ambos sitios (Magurran 1988 en Moreno 2001). Se representa así:

$$I_S = \frac{2c}{a+b}$$

Los índices se compararon estadísticamente mediante un ANDEVA, utilizando el programa InfoStat/Profesional v1.6 (Infostat 2003).

Además, se realizaron curvas de acumulación de especies para evaluar cambios en la diversidad (Denslow 1995), y curvas de rango-abundancia (Lamprecht 1990; Magurran 1988; Moreno 2001), con el programa SigmaPlot 2000, y se utilizó el índice de equitabilidad, también conocido como uniformidad, para saber en qué medida las especies son abundantes por igual. Las medidas de diversidad toman en cuenta dos factores: la riqueza de especies, o sea el número de especies, y la equitabilidad, que se refiere a que tan igualmente abundantes son las especies (Magurran 1988).

Por último, se hicieron análisis para comparar las coníferas y las latifoliadas entre los bosques de estudio, mediante ANDEVAS, de datos absolutos y porcentajes de abundancia y área basal totales y por clases de tamaño, y se analizó la composición mediante el índice de Sørensen.

2.2.7 Análisis para la comunidad de mariposas

▪ Abundancia, composición y diversidad de mariposas

Para el análisis de diversidad de mariposas, se utilizaron los índices de Simpson, Shannon-Wiener y Alfa de Fisher (Magurran 1988; Colwell 1997; Moreno 2001), así como el índice de Sørensen (Curtis y McIntosh 1950; Lamprecht 1990).

Para este análisis se dividió a la comunidad de mariposas en gremios y se asignó cada una de las especies o morfoespecies a un gremio determinado, de acuerdo a sus características de uso de hábitat por los adultos observados; esto con base en DeVries (1987), información proporcionada por Finegan (*Com. pers.* 2005), y observaciones de la autora. El análisis a nivel de gremio es más informativo con relación al monitoreo de los impactos de manejo, con excepción de alguna especie de particular interés.

Los gremios que se tomaron en cuenta fueron: a) sotobosque abierto, b) sotobosque sombreado, c) dosel y claros de bosque, d) borde, claros grandes y áreas disturbadas, y d) generalistas. Se determinaron las abundancias absolutas y relativas de las mariposas por especie y por gremio, tanto en bosques aprovechados como en el de referencia.

2.2.8 ANDEVAS

La unidad muestral utilizada como repetición en los ANDEVAS para los indicadores de árboles, total y por clases de tamaño, y área basal fueron parcelas de 20m x 50m (5 parcelas por cada uno de los bosques). Para los indicadores de apertura del dosel en el sotobosque y la estructura vertical del bosque se utilizaron parcelas de 10m x 10m (12 parcelas por cada bosque). Para las mariposas se utilizó como unidad muestral, transectos de 150m de largo (3 transectos por bosque).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los bosques bajo estudio no eran muy grandes y se instalaron cuantas parcelas y transectos cupieron en cada bosque, siempre y cuando fueran el mismo número de parcelas y el mismo número de transectos del mismo tamaño en cada bosque. La mayoría de indicadores contaron con un coeficiente de variación alto, y se contó con pocas repeticiones debido al tamaño de los bosques. Se utilizó un nivel de significancia del 10% para la evaluación de los indicadores, con el fin de asegurarse de no cometer el error tipo II, en el que una hipótesis nula que en realidad es falsa, podría no ser rechazada (Steidl *et al.* 1997); es decir, se aceptaría que el manejo no tiene un impacto sobre los indicadores, cuando en realidad sí lo hay.

2.3 Evaluación de la vegetación

2.3.1 Estructura del bosque

Según el ANDEVA, existieron diferencias significativas a un nivel de significancia del 10% ($p=0.09$), entre los bosques: El BLM tiene un menor número de árboles que el BR, mientras que el BPJ es similar al BLM y al BR. Los datos presentaron una alta variabilidad (Figura 2).

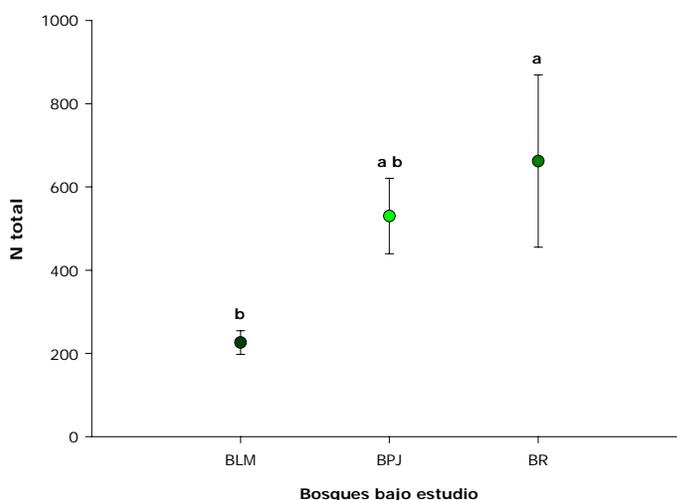


Figura 2. Promedios de número de árboles ≥ 10 cm. dap para cada bosque bajo estudio \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).

En el Cuadro 1 se puede ver el número de árboles promedio por clase diamétrica por ha para cada bosque, así como su correspondiente valor en porcentaje. Según el análisis de ANDEVA, para valores absolutos sólo existen diferencias significativas en las clases diamétricas (CD) 10-

19, 30-39 y >60. Para valores en porcentajes existen diferencias significativas en CD 10-19, 30-39, 40-49 y >60.

Cuadro 1. Promedios de valores absolutos y de porcentajes (filas sombreadas) del número de árboles ≥ 10 cm dap, por clase diamétrica por ha \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. *Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).*

Clase diamétrica (cm)	BLM $\mu \pm e$	BPJ $\mu \pm e$	BR $\mu \pm e$	Pr > F
CD 10-19	26.00 \pm 14.70 b	182.00 \pm 48.72 a b	406.00 \pm 137.10 a	0.02
	11.00 \pm 0.73 b	34.00 \pm 1.95 a	43.00 \pm 1.93 a	0.01
CD 20-29	78.00 \pm 20.59	158.00 \pm 35.97	132.00 \pm 39.29	0.3
	32.00 \pm 2.35	29.00 \pm 1.79	21.00 \pm 0.70	0.2
CD 30-39	62.00 \pm 8.60 a b	118.00 \pm 33.97 a	32.00 \pm 13.19 b	0.04
	30.00 \pm 2.72 a	23.00 \pm 1.83 a b	11.00 \pm 1.06 b	0.05
CD 40-49	40.00 \pm 8.37	60.00 \pm 13.04	28.00 \pm 8.60	0.1
	18.00 \pm 1.43 a	12.00 \pm 1.05 a b	6.00 \pm 0.48 b	0.05
CD 50-59	14.00 \pm 4.00	10.00 \pm 3.16	28.00 \pm 8.60	0.1
	6.00 \pm 0.52 a b	2.00 \pm 0.26 b	8.00 \pm 0.58 a	0.08*
CD >60	6.00 \pm 2.45 b	2.00 \pm 2.00 b	36.00 \pm 14.70 a	0.03
	3.00 \pm 0.38 a b	0.28 \pm 0.06 b	12.00 \pm 0.91 a	0.03

El bosque de referencia (BR) obtuvo un mayor número de árboles en la clase diamétrica menor (10-19), con respecto al BLM, en tanto el BPJ es estadísticamente similar al BLM y al BR. Esto puede deberse a que probablemente, con el entresaque selectivo practicado en el BLM, se removió un pequeño porcentaje de árboles para madera, y esto puede causar daño a otros árboles, provocándoles incluso la muerte (Johns 1988; Thiollay 1992). El BR posee el mayor porcentaje de individuos para CD 10-19, y es estadísticamente igual al BPJ, y ambos poseen mayor porcentaje de número de individuos por ha que el BLM.

En el BLM, la autora observó en campo una alta regeneración para individuos <10cm. dap, (no tomados en cuenta en este estudio), tendencia que se da en las clases diamétricas menores en un bosque luego del manejo, cuando unos cuantos árboles grandes son reemplazados por árboles pequeños (Denslow 1995; Lähde *et al.* 2002).

En la clase diamétrica 30-39 el BPJ posee mayor número de árboles que el BR, mientras que BLM es estadísticamente igual al BR. Es posible que el BPJ posea más individuos para esta clase diamétrica debido a que los árboles grandes fueron favorecidos por el raleo llevado a cabo (Johns 1988), y debido al tiempo sin intervención que le permitiría llegar a ser un bosque en estado maduro (Lähde *et al.* 2002). La contribución a la abundancia total por bosque es mayor para el BLM que para el BR.

En cuanto a las clases diamétricas superiores, para CD 50-59 el BR posee un porcentaje de número de árboles mayor al BPJ, mientras que el BLM es estadísticamente igual al BR. Al realizar los análisis de comparación múltiple de Duncan para un alfa de 10% se estableció que para CD 50-59 de datos absolutos el BR presentó un mayor porcentaje de árboles que el BPJ. Para CD>60, el BR posee mayor número de árboles y difiere estadísticamente de los bosques manejados (BLM y BPJ), los cuales son estadísticamente iguales. Esto puede deberse a que en los bosques bajo manejo se han extraído los individuos mayores al diámetro mínimo de corta (30 cm dap¹⁰). En cuanto a los porcentajes de CD>60, el BR posee un mayor porcentaje que el BPJ, mientras que el BLM es estadísticamente igual al BPJ y al BR.

En síntesis, se observa que para los árboles pequeños y medianos, el BLM difiere del BR, pero es similar al BPJ, asimismo, el BPJ es casi siempre igual al BR. Por el contrario, para los árboles grandes, el BLM es igual al BR, y es el BPJ el que difiere del BR.

Según las Figuras 3 y 4, el BR presenta una distribución de clases diamétricas en forma de J invertida (Crow *et al.* 2002), en la cual el número de árboles declina rápidamente con el incremento de las clases diamétricas. El BPJ presenta una curva similar a una J invertida, aunque no tan pronunciada, mientras que en el BLM predominan las clases diamétricas intermedias sobre las inferiores y las superiores. Esta curva representa el total de las distribuciones diamétricas de una serie de grupos de árboles que cubren áreas iguales y que están separados por intervalos iguales de edad (Smith *et al.* 1997).

¹⁰ Com. Pers. Lizardo López 2005, Maderas El Alto.

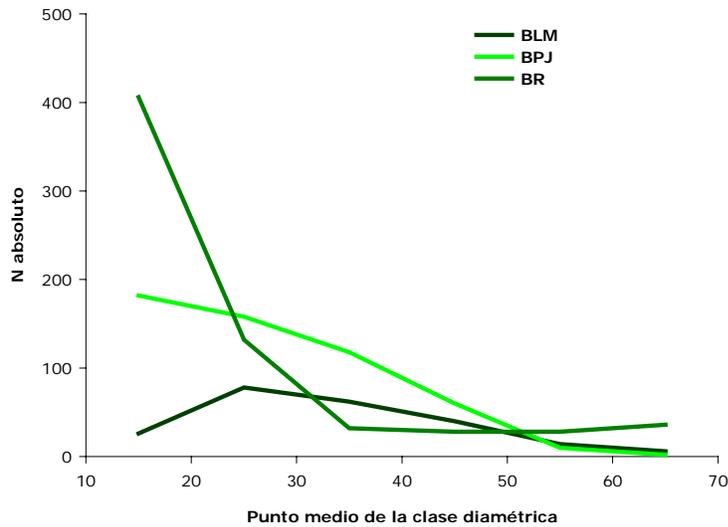


Figura 3. Distribución de clases diamétricas para los bosques bajo estudio, basada en la abundancia absoluta de árboles $\geq 10\text{cm}$ dap.

Es interesante notar que a diferencia del BPJ y el BR, la curva del BLM representa un bosque coetáneo, en el cual todos los árboles son aproximadamente de la misma edad o al menos pertenecen a la misma clase (Figura 3 y Figura 4). En rodales coetáneos, que esencialmente están compuestos por pequeños grupos de diferentes clases de edad, de árboles coetáneos, la distribución de diámetros dentro de cada grupo se asemejará a la normal (Musálem y Fierros 1996). Para el BLM, se observa que hay pocos árboles jóvenes, debido probablemente a la competencia directa por luz y nutrientes con árboles más grandes (Finegan 1984), lo que hace que el bosque no sea totalmente homogéneo, debido a la mortalidad de los mismos.

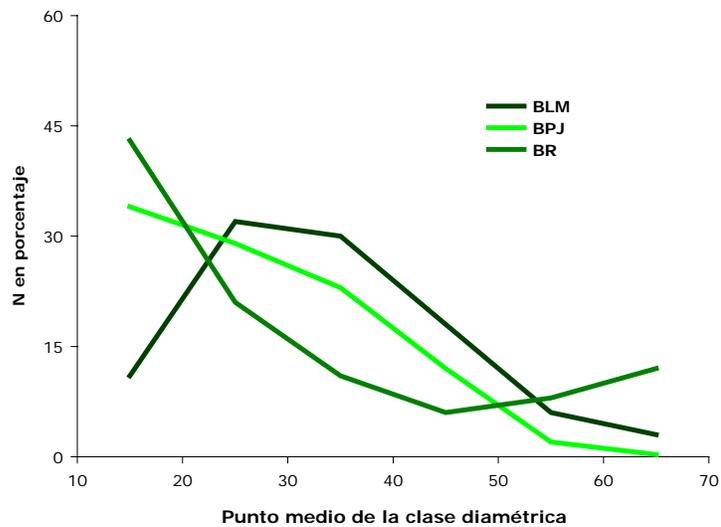


Figura 4. Distribución de clases diamétricas para los bosques bajo estudio, basada en el porcentaje de abundancia de árboles $\geq 10\text{cm}$ dap.

En la Figura 5 se observa el total de área basal para cada bosque. Según el ANDEVA ($p=0.2$), no se reportan diferencias significativas entre los bosques.

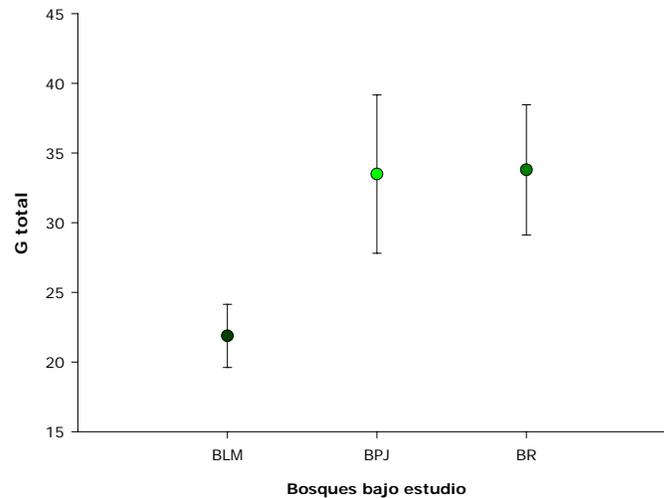


Figura 5. Promedios del total de área basal por ha (20m x 50m) para cada bosque bajo estudio \pm error estándar, árboles ≥ 10 cm. dap.

En el Cuadro 2 se pueden observar los promedios para el área basal por clase diamétrica (CD) por ha para los bosques bajo estudio, mientras que en la Figura 6 se observan los promedios en porcentajes de área basal por clase diamétrica por ha de los mismos bosques, con respecto al total por bosque. A pesar de que los bosques no diferían en cuanto al área basal total, se encontraron diferencias significativas en todas las clases diamétricas de datos absolutos, excepto en CD 30-39.

Cuadro 2. Promedios de área basal por clase diamétrica/ha \pm error estándar para árboles ≥ 10 cm. dap, para los tres bosques bajo estudio. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).

Clase diamétrica (cm)	BLM $\mu \pm e$	BPJ $\mu \pm e$	BR $\mu \pm e$	$Pr > F$
CD 10-19	0.54 \pm 0.26 b	3.18 \pm 0.90 a	2.64 \pm 0.59 a	0.03
CD 20-29	3.94 \pm 1.01 b	7.66 \pm 1.66 a	3.57 \pm 0.53 b	0.05
CD 30-39	5.96 \pm 0.98	10.91 \pm 3.38	3.54 \pm 1.64	0.1
CD 40-49	5.86 \pm 1.28 a b	8.74 \pm 1.93 a	3.15 \pm 0.53 b	0.04
CD 50-59	3.23 \pm 0.91 a b	2.18 \pm 0.66 b	5.88 \pm 1.25 a	0.05
CD >60	2.35 \pm 0.96 b	0.84 \pm 0.84 b	15.01 \pm 5.14 a	0.01

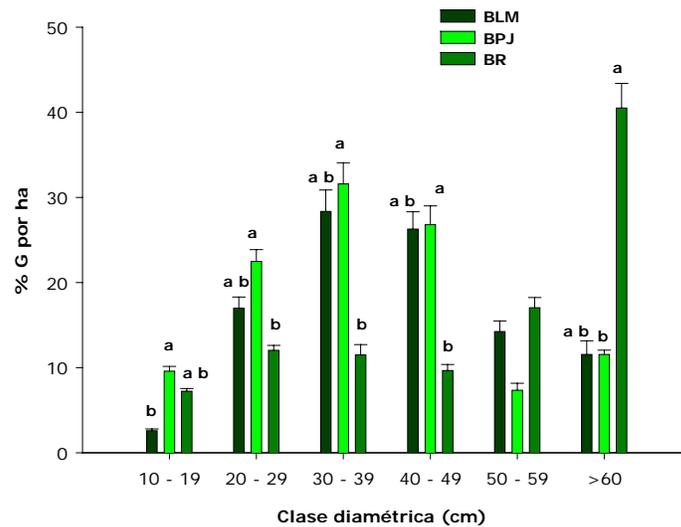


Figura 6. Promedios del porcentaje de área basal por clase diamétrica/ha \pm error estándar para árboles ≥ 10 cm. dap, para los tres bosques bajo estudio. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).

Para los datos en porcentajes, se observaron diferencias significativas al 5% para CD10–19 ($p= 0.05$), CD30–39 ($p= 0.02$), CD40–49 ($p= 0.02$) y CD>60 ($p= 0.02$). Para CD20-29 se realizaron los análisis de comparación múltiple de Duncan para un alfa de 10% ($p= 0.09$), y se estableció que el BPJ presenta mayor área basal que el BR, y el BLM es similar a BPJ y BR. Por último, para CD50–59 ($p= 0.2$), no se reportan diferencias significativas.

Para G absoluto, el bosque manejado intervenido hace 14 años (BPJ) y el bosque de referencia (BR), presentan mayor área basal para la clase diamétrica menor (CD10-19) que el bosque intervenido hace 4 años (BLM). El manejo llevado a cabo y el tiempo transcurrido en el que no hubo intervención, pudieron incrementar la abundancia de árboles en CD 10-19 para el BPJ, así como su área basal. Asimismo, para el porcentaje de G con respecto al total por bosque, en CD10–19 el BPJ posee mayor porcentaje de área basal por ha que el BLM, en tanto que el BR y el BLM, no difieren estadísticamente.

Para CD 20-29 y CD40-49 del G absoluto, el BPJ tiene más área basal que el BR, y el BLM tiene el mismo promedio de área basal que el BR. Para los porcentajes de G en CD30-39, el BPJ difiere estadísticamente del BR, y para CD 40-49, de nuevo el BPJ tiene mayor porcentaje de área basal por ha que el BR. Para las clases diamétricas intermedias (20-29, 30-39 y 40-49), se da un mismo patrón, en el que el BPJ posee mayor porcentaje de área basal por clase diamétrica por ha que el bosque de referencia (BR), y en el que el BLM no difiere estadísticamente del BPJ y

el BR. El área basal para estas clases diamétricas es mayor en el BPJ debido probablemente a que los claros grandes o pequeños ocasionados por el manejo llevado a cabo, favorecieron la regeneración y el crecimiento (Johns 1988; Hannah 1999) y también a que los árboles pudieron verse favorecidos por el aclareo o raleo llevado a cabo (Louman *et al.* 2001) aumentando el N y el G para este bosque, así como al tiempo de no-intervención que permitió el crecimiento de dichos árboles (Lähde *et al.* 2002).

La tendencia cambia para una de las clases diamétricas mayores del G absoluto (50-59), en la que el BR tiene mayor área basal que el BPJ, y es estadísticamente igual al bosque intervenido hace 4 años (BLM). En este caso, el bosque de referencia (BR) comparte el mismo valor de área basal para árboles grandes que uno de los bosques manejados (BLM), en donde no se extrajo la madera. Asimismo, para valores en porcentaje de $CD > 60$, el BR tiene mayor porcentaje de área basal por lo que el BPJ, y el BLM es otra vez estadísticamente igual al BPJ y al BR.

En síntesis, el BLM ha sido recientemente perturbado, mientras que el BPJ fue perturbado hace 14 años, lo que hace que para los árboles pequeños el BPJ sea igual al BR, debido a un proceso de recuperación, y que el BLM sea menor debido al impacto reciente, ya que el tratamiento elimina árboles pequeños, ya sea por daños indirectos o directos (ver Louman *et al.* 2001). En cuanto a los árboles grandes, el BPJ aún no ha recuperado las características de N y G , mientras que el BLM es igual al BR en N absoluto, esto posiblemente porque la madera no fue extraída en este bosque, denotando poco o nada de impacto debido al manejo.

2.3.2 Apertura del dosel en el sotobosque

La perturbación natural o antropogénica puede provocar un aumento a nivel local de la densidad de árboles, esto porque la apertura del dosel y el consecuente aumento del nivel de luz hacen que unos cuantos árboles grandes sean reemplazados por árboles pequeños (Denslow 1995). Sin embargo, como se observa en la Figura 7, el ANDEVA ($p=0.6$) no arrojó diferencias significativas entre los bosques para este indicador.

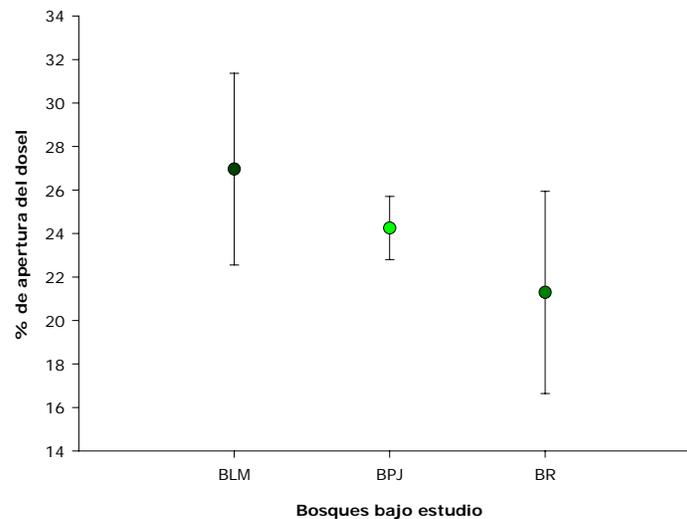


Figura 7. Promedios de apertura del dosel para los tres bosques bajo estudio \pm error estándar.

Se dieron diferencias en cuanto a la densidad de árboles y área basal total y por clases de tamaño entre los bosques, pero no para la apertura del dosel. Pueden existir dos posibles explicaciones por las que no se presentan diferencias estadísticas significativas entre los bosques bajo manejo y el bosque de referencia para este indicador. En la primera, suponemos que el aprovechamiento llevado a cabo en el BLM y el BPJ no causó impacto sobre esta variable estructural, por lo que no difieren estadísticamente del bosque de referencia (BR). La segunda causa podría ser que sí se dio impacto debido al aprovechamiento, y también se dio una posterior recuperación del BPJ, el cual fue manejado hace mucho tiempo, por lo que actualmente no se diferencia del BR (Lähde *et al.* 2002); mientras que para el BLM no existen diferencias significativas con respecto a los otros bosques debido probablemente a que no se cosecharon los árboles grandes. Según Smith *et al.* (1992), se esperaría que el bosque intervenido hace más tiempo (BPJ) tuviera niveles de luz más bajos y homogéneos dentro del bosque, mientras que los niveles de luz del bosque intervenido hace menos tiempo (BLM) serían más heterogéneos.

2.3.3 Estructura vertical del bosque (cobertura del follaje)

En el Cuadro 3 podemos observar los promedios de los índices de cobertura del follaje por estrato para cada bosque de estudio. Para los bosques manejados (BLM y BPJ), se esperaría que la apertura del dosel y la perturbación del suelo hubiesen promovido una mayor cobertura del sotobosque (Crow *et al.* 2002), mientras que la cobertura sería mayor en el BR debido a la no intervención; sin embargo, según los ANDEVAS no existen diferencias significativas entre bosques para ninguno de los estratos.

Cuadro 3. Cobertura de la vegetación en estratos de altura por bosque. Promedios de cobertura y error estándar ($\mu \pm e$) en puntos de muestreo separados por 50m, a lo largo de transectos de 150m.

Bosques	Índice promedio de cobertura del follaje					Variabilidad estructural
	0 – 2 m	2 – 9 m	9 – 20 m	20 – 30 m	> 30	
BLM	2.25 ± 0.25	1.17 ± 0.22	1.25 ± 0.43	1.67 ± 0.33	1.58 ± 0.17	164.85
BPJ	1.58 ± 0.17	1.67 ± 0.08	1.75 ± 0.25	2.00 ± 0.29	1.75 ± 0.14	90.92
BR	1.83 ± 0.30	1.92 ± 0.42	1.75 ± 0.38	1.67 ± 0.60	1.33 ± 0.55	237.27
Pr > F	0.2	0.2	0.6	0.8	0.7	

El manejo forestal puede afectar la estructura vertical en sus diferentes estratos, creando claros en el dosel del bosque debido a la muerte de árboles grandes y produciendo un aumento de luz en el sotobosque, el cual a su vez favorecería la regeneración de árboles, arbustos y hierbas; esto puede dar como resultado la creación o eliminación de hábitats, lo cual afectará a algunas especies y favorecerá a otras (Smith *et al.* 1997).

Thiollay (1992), considera que la variabilidad estructural para cada bosque está dada por la suma de los coeficientes de variación de todos los estratos, y como se observa en el Cuadro 3, existe más variabilidad espacial en la cobertura del follaje en el BR.

A pesar de la hipótesis acerca de que las perturbaciones naturales o antropogénicas, como el aprovechamiento forestal, impactan la diversidad de especies a través de cambios en la heterogeneidad del hábitat (Denslow 1995), como ha ocurrido en bosques templados manejados (Thiollay 1992), en este estudio se observa mayor heterogeneidad en el bosque de referencia (BR), de acuerdo con los coeficientes de variación de sus estratos. Una de las posibles causas de aumento de heterogeneidad espacial de la estructura de un bosque luego del manejo es que ésta puede ser heterogénea debido a la distribución desigual de los árboles cosechados (Thiollay 1992). Es posible que esto no haya ocurrido para los bosques manejados en este estudio (BLM y BPJ), debido posiblemente a que la técnica de corta aplicada a dichos bosques tiende más bien a

homogeneizarlos: La regeneración puede dar como resultado hábitats más densos y más uniformes que los de un bosque no manejado (Thiollay 1992), dando como resultado que exista menos heterogeneidad que en el bosque de referencia.

El bosque manejado hace 4 años (BLM) tiene mayor variabilidad estructural que el bosque manejado hace 14 años (BPJ), lo cual consiste con las observaciones de autores como Thiollay (1992), en las que el coeficiente de variación de un bosque luego de un año de haber sido manejado es mayor que el de un bosque luego de 10 años de haber sido manejado, y las observaciones del mismo autor consisten con el hecho de que el bosque manejado hace más tiempo haya obtenido un coeficiente de variación menor al del bosque de referencia (BR) y al bosque manejado más recientemente (BLM). De acuerdo con lo anterior, luego de un año de manejo, numerosos claros junto con varios estadios de regeneración joven producen la más alta variabilidad, pero luego de 10 años, todos estos claros se cierran por una vegetación secundaria más vieja, densa y más bien uniforme (Thiollay 1992; Crow *et al.* 2002).

2.3.4 Riqueza y diversidad de árboles

Las medidas de diversidad nos pueden indicar el buen funcionamiento de los ecosistemas. Para estimar la diversidad de árboles en cada uno de los bosques bajo estudio, se utilizaron los índices de Simpson, Shannon-Weiner (Magurran 1988) y Alfa de Fisher (Medianero y Samaniego 2004).

Cuadro 4. Índices de diversidad Simpson (λ), Shannon-Wiener (H') y Alfa de Fisher, de la vegetación arbórea. Comparación estadística de los índices para los tres bosques \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).

Índice	BLM $\mu \pm e$	BPJ $\mu \pm e$	BR $\mu \pm e$	$Pr > F$
Especies	4.20 \pm 1.28	4.40 \pm 0.68	5.60 \pm 1.17	0.6
Simpson	2.61 \pm 0.61	2.45 \pm 0.19	3.62 \pm 0.95	0.4
Shannon	0.94 \pm 0.26	1.03 \pm 0.07	1.26 \pm 0.24	0.6
Alfa de Fisher	1.74 \pm 0.72	1.26 \pm 0.30	2.08 \pm 0.56	0.6

El número de especies arbóreas encontradas en los bosques no es muy grande, lo cual concuerda con las especies que se encontrarían en un bosque de coníferas manejado (Crow *et al.* 2002). Sin embargo, con base en los valores de riqueza de especies (Cuadro 4), no existen diferencias para el número de especies de árboles entre los bosques manejados y el bosque de

referencia. Asimismo, de acuerdo a los índices de diversidad evaluados (Cuadro 4), no hay diferencias entre los bosques de estudio en cuanto a la diversidad de especies arbóreas.

En la Figura 8 podemos observar la curva aleatorizada de acumulación de especies de árboles por bosque. Se cree que las perturbaciones naturales y antropogénicas, como el aprovechamiento, favorecen y limitan la diversidad de especies a través de cambios en la heterogeneidad del hábitat, cambios en los balances de competitividad entre especies, y creación de hábitats nuevos; las curvas de acumulación de especies pueden ser usadas para evaluar estas alternativas, comparando los patrones de abundancia de las especies observadas con los cambios esperados en la diversidad, debido a los efectos de densidad (Denslow 1995).

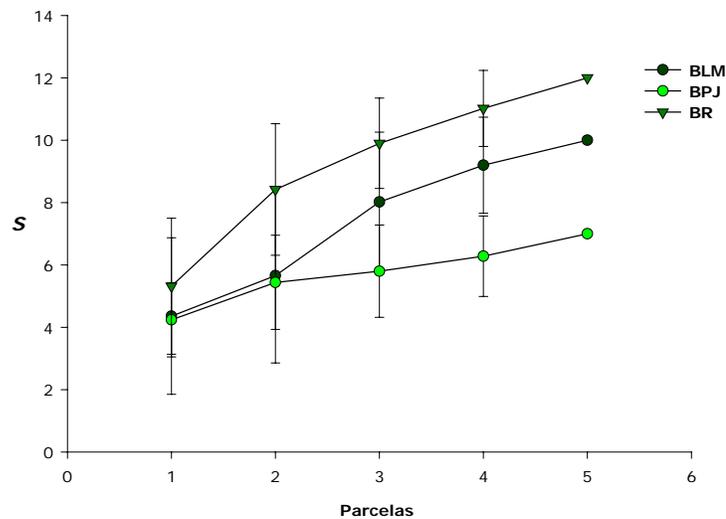


Figura 8. Curvas de acumulación de la riqueza de especies para los tres bosques evaluados. Las barras verticales representan el error estándar.

De acuerdo con la Figura 8, los bosques de estudio presentan una abundancia de especies similar para áreas de muestreo pequeñas, y conforme se incrementa la intensidad de muestreo (parcelas), el BR tiende a presentar mayor número de especies, y el BPJ es el bosque que presenta menos. Estas curvas relacionan el tamaño esperado de muestra y su varianza con el esfuerzo de muestreo (Soberón y Llorente 1993).

Según Crow *et al.* (2002), es de esperarse que los bosques de coníferas bajo manejo tengan menos especies de árboles, como se observa para el BLM y para el BPJ en la Figura 10, debido a que las especies comerciales se ven favorecidas con los tratamientos aplicados; sin embargo, no existen diferencias significativas para la diversidad de árboles entre los bosques (Cuadro 4).

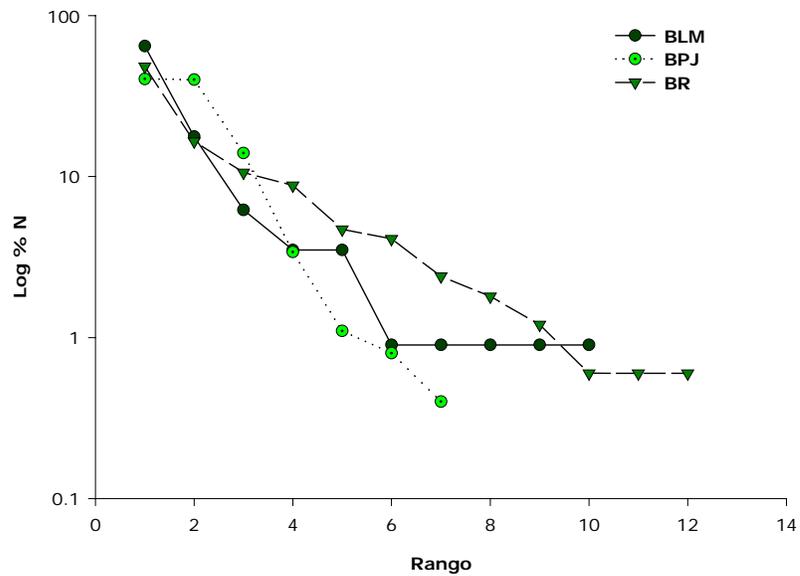


Figura 9. Distribuciones Rango-Abundancia de árboles registrados en parcelas temporales de 20m x 50m en los tres bosques bajo estudio.

En la Figura 9 se observa la distribución rango-abundancia para las especies de árboles de los bosques bajo estudio. El BPJ muestra una curva bastante inclinada, lo que indica que en él son pocas especies las que dominan, lo que lo hace un bosque poco diverso; además, presenta pocas especies con un número escaso de individuos. La curva del BLM no se presenta tan inclinada como la del BPJ, cuenta con especies únicas dominantes y se estabiliza hasta llegar al extremo derecho, en donde se observan 5 especies con abundancia igual a 1. Para el BR, la curva se muestra poco inclinada, denotando pocas especies únicas dominantes, lo que lo hace el bosque más diverso, con 3 especies escasas en el extremo derecho. Asimismo, el BR es el bosque con más equitatividad, seguido del BPJ y el BLM (Cuadro 5).

Cuadro 5. Índice de equitatividad para las especies arbóreas.

Bosque	Índice de equitatividad
BLM	0.363
BPJ	0.439
BR	0.468

2.3.5 Composición

Los tres bosques compartieron una sola especie, *Ostrya virginiana* (Figura 10). En el BLM predomina una especie de conífera (*Pinus tecunumanii*) y se registraron 9 especies de latifoliadas, incluidas 2 especies de encino (*Quercus* spp.); en el BPJ predomina el ciprés (*Cupresus lusitanica*) y el pino (*Pinus maximinoi*), y se registraron 5 especies de latifoliadas, que incluyen una especie de encino; en el BR se registraron también *Pinus maximinoi* y *Cupresus lusitanica*, 9 especies de latifoliadas, incluyendo 3 especies de encinos, así como una palma (Ver Anexo 1).

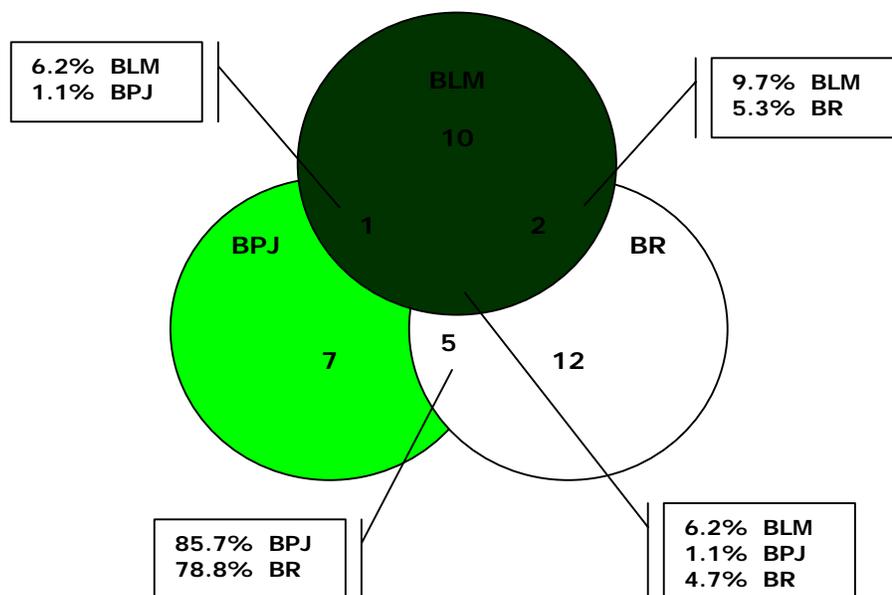


Figura 10. Composición de árboles registrados en los tres bosques bajo estudio (El porcentaje se refiere al número total de individuos registrados por bosque).

Según el índice de similitud (Cuadro 6), la composición arbórea del BLM es distinta de la del BPJ y de la del BR, mientras que el BPJ comparte similitud con el BR. Esto se evidencia con la presencia de una especie de pino dominante totalmente diferente en el BLM (*Pinus tecunumanii*), y a la especie de pino (*Pinus maximinoi*) que comparten los otros dos bosques.

Cuadro 6. Índice de similitud de Sørensen basado en la abundancia, para las especies arbóreas de los bosques bajo estudio.

	BPJ	BR
BLM	0.006	0.01
BPJ	-----	0.4

El BLM se encuentra sobre los 2200 msnm, mientras que el BR y el BPJ se encuentran sobre los 1900 msnm, y 1700 msnm respectivamente. Según Del Castillo *et al.* (2004), la mayor parte de las coníferas tienen intervalos altitudinales bastante precisos, y a esto puede deberse que en el BLM predomine una especie de pino (*Pinus tecunumanii*), mientras que en los otros dos bosques una especie de pino diferente (*Pinus maximinoi*), ya que se ubican a menor altitud.

También se registraron en el BLM las siguientes especies latifoliadas: *Ostrya Virginiana*, *Saurauia waldheimia*, *Casearia nitida*, *Inga vera*, *Chiranthodendron pentactylon*, *Karwinskia calderonii* y Canelo (nombre común). Para el BPJ se reporta una sola especie de encino, *Quercus polymorpha*, y otras latifoliadas como *Ostrya virginiana*, *Clethra occidentalis* y *Ficus* sp., además de los cipreses y pinos dominantes. En el BR se registraron 3 especies de encino, *Quercus sapotifolia*, *Q. crispifolia* y *Q. oocarpa*, así como *Ostrya virginiana*, *Casearia nitida*, *Clethra occidentalis*, *Perymenium grande*, ojo de venado y mano de león.

Cuadro 7. Índice del Valor de Importancia (IVI) para las especies arbóreas por bosque.

BLM	IVI	BPJ	IVI	BR	IVI
<i>Pinus tecunumanii</i>	51.85	<i>Cupresus lusitanica</i>	37.91	<i>Cupresus lusitanica</i>	43.28
<i>Quercus conspersa</i>	21.53	<i>Pinus maximinoi</i>	34.15	<i>Pinus maximinoi</i>	19.18
<i>Ostrya virginiana</i>	6.03	<i>Quercus sapotifolia</i>	14.57	<i>Quercus crispifolia</i>	9
<i>Casearia nitida?</i>	5.7	<i>Clethra occidentalis</i>	7.81	<i>Clethra occidentalis</i>	8.86
<i>Saurauia waldheimia?</i>	4.94	<i>Ostrya virginiana</i>	2	<i>Perymenium grande</i>	3.98
Canelo	2.27	Desconocido	1.83	<i>Quercus acatenanguensis</i>	3.53
<i>Inga vera</i>	1.93	<i>Ficus</i> sp.	1.74	<i>Ostrya virginiana</i>	3.2
<i>Chiranthodendron pentactylon</i>	1.93			Ojo de venado	3.08
<i>Quercus pilicaulis</i>	1.92			Mano de león	1.66
<i>Karwinskia calderonii?</i>	1.92			Desconocido	1.41
				<i>Casearia nitida?</i>	1.41
				<i>Quercus oocarpa</i>	1.41

De acuerdo con el Cuadro 7, para el BLM la especie *Pinus tecunumanii* tiene el mayor valor, seguida por un encino, *Quercus Conspersa*, y *Ostrya Virginiana*, ambas con valores mucho menores. El BPJ tiene a una conífera, el ciprés (*Cupresus lusitanica*), como la especie de más valor; en segundo lugar se encuentra otra conífera, *Pinus maximinoi*, con un valor similar, y *Quercus sapotifolia* con un valor bastante bajo. En el BR es de nuevo *Cupresus lusitanica* la especie predominante, seguida de *Pinus maximinoi* con un valor bastante más bajo y *Quercus crispifolia*. Mediante el IVI podemos comprobar que son las coníferas las que predominan en los bosques bajo estudio.

2.3.6 Abundancia de grupos de coníferas y latifoliadas

En las Figura 11 a y b se observan los promedios para el número de árboles del grupo de coníferas y latifoliadas. El ANDEVA ($p=0.2$) no mostró diferencias significativas ni para el grupo de coníferas, ni para el grupo de latifoliadas ($p=0.3$).

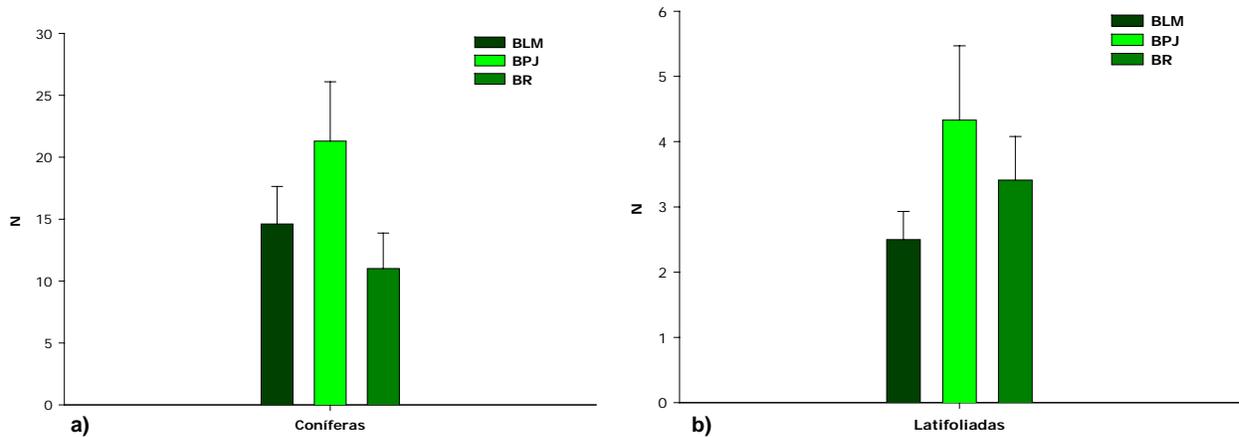


Figura 11. Promedios de número de árboles para coníferas (a) y latifoliadas (b) en cada bosque bajo estudio \pm error estándar

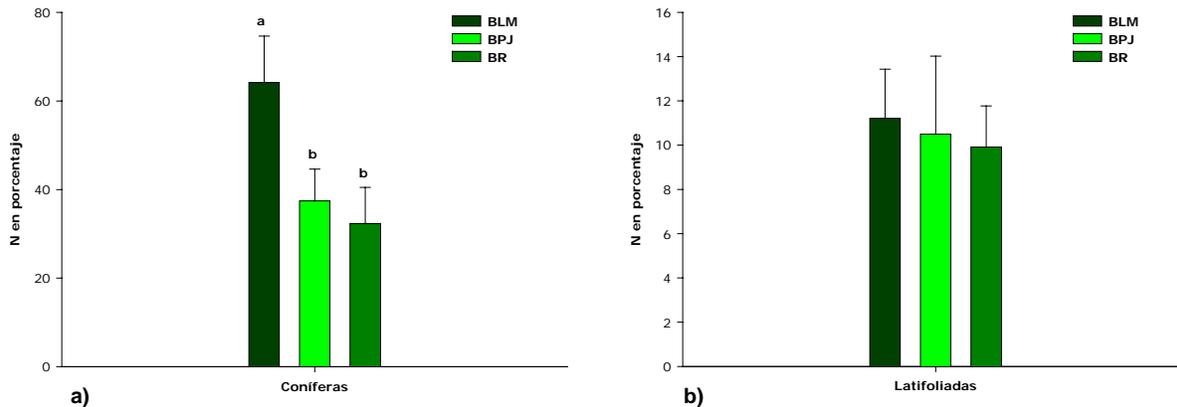


Figura 12. Promedios del porcentaje de número de árboles para coníferas (a) y latifoliadas (b) en cada bosque bajo estudio \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).

En las Figura 12 a y b se observa el porcentaje de número de árboles para coníferas y latifoliadas. El ANDEVA ($p= 0.07$), arrojó diferencias significativas para las coníferas entre los bosques. Es interesante que uno de los bosques bajo manejo (BLM) cuenta con un mayor

porcentaje de individuos de coníferas que el BPJ y el bosque de referencia (BR), estos últimos estadísticamente iguales. Contrario a esto, se esperaba que el bosque de referencia contara con mayor porcentaje de individuos de coníferas que los bosques manejados (Crow *et al.* 2002), debido a que el manejo (entresaque selectivo y raleo) estuvo dirigido principalmente a este grupo de especies. En cuanto a las latifoliadas, incluyendo los encinos, no se obtuvieron diferencias significativas del porcentaje total de individuos entre los bosques ($p=0.9$).

En las Figura 13 a y b se observa la abundancia total para el grupo de coníferas y para el grupo de latifoliadas. Según el ANDEVA, para el grupo de coníferas únicamente existieron diferencias significativas en CD 20-29 ($p=0.03$), y en CD >60 ($p=0.01$). Para CD 20-29, el BPJ tiene mayor número de coníferas que el BR, y para CD >60 el BR tiene mayor número de coníferas que los bosques manejados (BPJ y BLM), y éstos son estadísticamente iguales. Asimismo, para el grupo de latifoliadas se dieron diferencias significativas solamente en una clase diamétrica (10-19) ($p=0.005$), en la que el BPJ tiene mayor número de latifoliadas que el BLM.

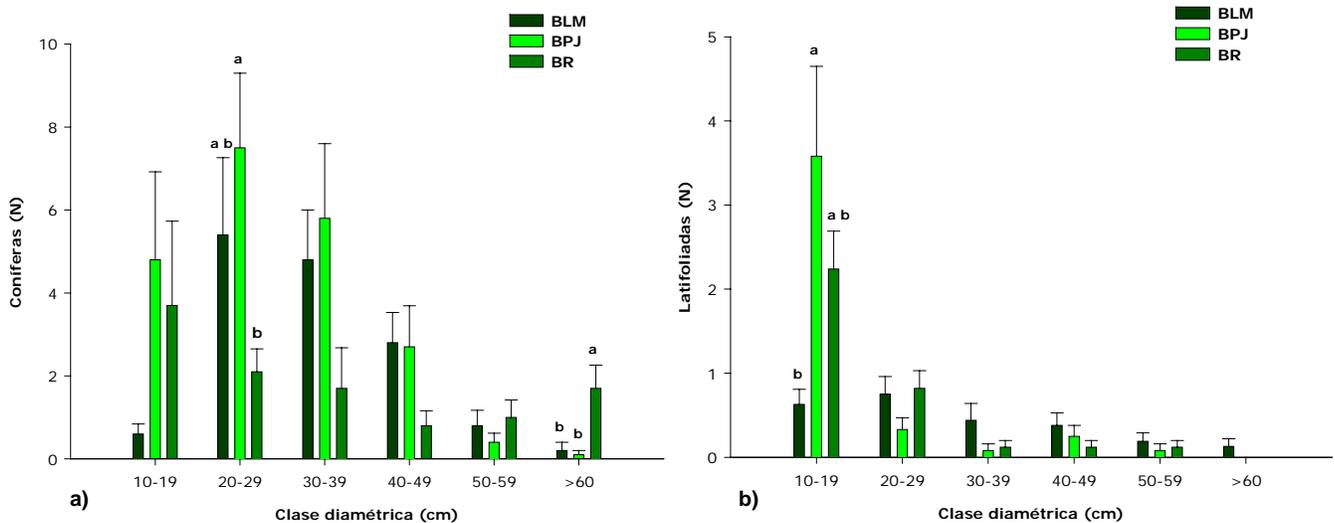


Figura 13. . Promedios del número de individuos para coníferas (a) y latifoliadas (b) por clase diamétrica/ha \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).

Según el Cuadro 8, para el porcentaje de individuos de coníferas existen diferencias significativas para CD 20-29, CD 30-39, CD 40-49 y CD >60. Para CD 20-29, el BLM tiene mayor porcentaje de coníferas que el BR, e igualmente para CD 30-39 y CD 40-49, donde el BLM tiene más coníferas que los otros dos bosques (BPJ y BR), los cuales son estadísticamente similares. En la clase diamétrica superior (>60), los bosques manejados son estadísticamente iguales (BLM y BPJ) y tienen menor porcentaje de coníferas que el bosque de referencia (BR). En síntesis, hay

más coníferas grandes (>60) en el BR, mientras que los valores de las clases menores e intermedias son mayores para el BLM.

Cuadro 8. Promedios de porcentajes de individuos \pm error estándar ($\mu \pm e$) para coníferas (C) y latifoliadas (L) por clase diamétrica/ha. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$).

Clase diamétrica (cm)	Clasificación	BLM	BPJ	BR	$Pr > F$
CD 10-19	C	2.74 \pm 1.26	7.15 \pm 3.03	9.81 \pm 5.08	0.6
	L	2.57 \pm 0.89 b	8.21 \pm 2.66 a	6.35 \pm 1.22 a b	0.05
CD 20-29	C	21.66 \pm 6.28 a	13.04 \pm 2.73 a b	5.90 \pm 1.28 b	0.009
	L	3.30 \pm 1.00	1.08 \pm 0.52	2.57 \pm 0.71	0.2
CD 30-39	C	23.44 \pm 7.67 a	11.05 \pm 3.18 b	4.95 \pm 2.80 b	0.02
	L	2.09 \pm 0.92 a b	0.38 \pm 0.38 b	0.36 \pm 0.25 a	0.08
CD 40-49	C	12.13 \pm 3.78 a	5.12 \pm 2.05 b	2.57 \pm 1.20 b	0.03
	L	1.89 \pm 0.85	0.70 \pm 0.41	0.32 \pm 0.22	0.1
CD 50-59	C	3.45 \pm 1.55	0.90 \pm 0.52	3.28 \pm 1.42	0.2
	L	0.74 \pm 0.40	0.13 \pm 0.13	0.33 \pm 0.22	0.3
CD >60	C	0.71 \pm 0.71 b	0.14 \pm 0.14 b	5.82 \pm 2.12 a	0.02
	L	0.63 \pm 0.46	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.2

En cuanto al grupo de latifoliadas (Cuadro 8), se dieron diferencias significativas para CD 10-19, en donde el BPJ tiene mayor porcentaje de latifoliadas que el BLM. Para CD 30-39 también hay diferencias significativas: el BR tiene mayor porcentaje de latifoliadas que el BPJ, y el BLM comparte el mismo porcentaje con el BR. No se dieron diferencias significativas entre los bosques para las demás clases diamétricas.

2.3.7 Área basal para el grupo de coníferas y latifoliadas

Según Crow *et al.* (2002), se esperaría que el área basal para el grupo de especies cosechadas se viera disminuida, sin embargo, según el ANDEVA, los bosques no difieren significativamente en cuanto al área basal total para el grupo de coníferas, ni para datos absolutos ($p=0.1$) (Figura 14a) ni para porcentajes ($p= 0.4$) (Figura 15a), y a las cuales se dirigió el manejo. El ANDEVA para el área basal total del grupo de latifoliadas ($p=0.3$), no muestra diferencias significativas (Figura 14b). Sin embargo, la prueba de Duncan con un nivel de significancia de 10% para el grupo de latifoliadas, sí mostró diferencias significativas ($p=0.01$): Uno de los bosques manejados

(BLM) posee mayor porcentaje de área basal para las latifoliadas que el bosque de referencia (BR) (Figura 15b).

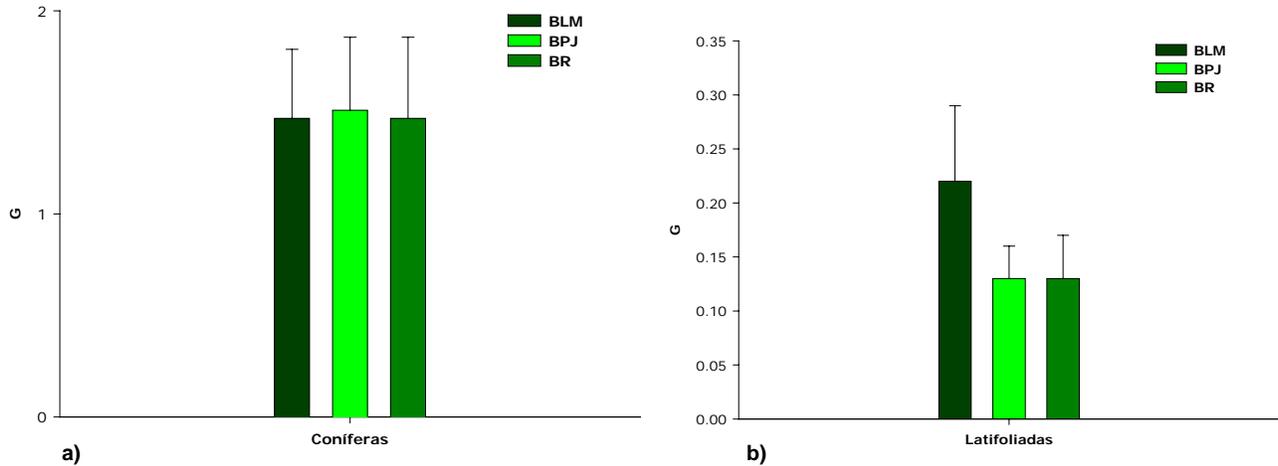


Figura 14. Promedios de área basal total de coníferas (a) y latifoliadas (b) para cada bosque bajo estudio \pm error estándar.

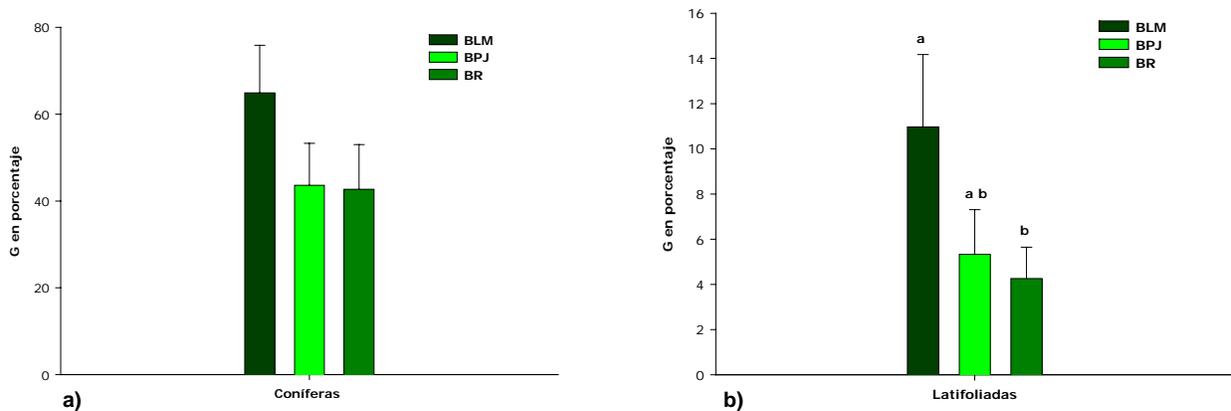


Figura 15. Promedios de porcentajes de área basal total de coníferas (a) y latifoliadas (b) para cada bosque bajo estudio \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas $p \leq 0.1$.

En el Cuadro 9 se pueden ver los datos absolutos de área basal por clase diamétrica por ha para el grupo de coníferas. Solo se encontraron diferencias significativas en CD 20-29 ($p=0.04$) y en CD>60 ($p=0.01$). Para CD 20-29 el BPJ tiene mayor área basal que el BR, mientras que para CD>60 el BR posee mayor área basal que los bosques manejados, los cuales son estadísticamente iguales, esto debido probablemente al manejo llevado a cabo. Asimismo, en la Figura 16a podemos observar los promedios de porcentajes de área basal por clase diamétrica por ha para coníferas. Según los ANDEVAS, existen diferencias para CD 20-29 ($p= 0.02$), en

donde los bosques manejados (BLM y BPJ) tienen mayor porcentaje de área basal para coníferas que el bosque de referencia (BR). Para CD 30-39 ($p= 0.05$) y CD 40-49 ($p= 0.05$), el BLM tiene mayor porcentaje de área basal de coníferas que el BR. Mientras que para CD >60 ($p= 0.01$), el BR tiene mayor porcentaje de área basal que los bosques manejados (BLM y BPJ). Para CD 10-19 ($p= 0.7$) y CD 50-59 ($p= 0.4$), no se encontraron diferencias significativas.

Cuadro 9. Promedios de área basal \pm error estándar ($\mu \pm e$) para coníferas (C) y latifoliadas (L) por clase diamétrica/ha. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).

Clase diamétrica (cm)	Clasificación	BLM	BPJ	BR	Pr > F
CD 10-19	C	0.02 \pm 0.01	0.09 \pm 0.04	0.07 \pm 0.04	0.4
	L	0.01 \pm 0.004 b	0.05 \pm 0.01 a	0.04 \pm 0.01 a b	0.008
CD 20-29	C	0.29 \pm 0.09 a b	0.36 \pm 0.09 a	0.11 \pm 0.03 b	0.04
	L	0.03 \pm 0.01	0.02 \pm 0.01	0.04 \pm 0.01	0.3
CD 30-39	C	0.48 \pm 0.13	0.54 \pm 0.18	0.16 \pm 0.09	0.1
	L	0.04 \pm 0.02	0.01 \pm 0.01	0.01 \pm 0.01	0.1
CD 40-49	C	0.42 \pm 0.11	0.39 \pm 0.14	0.13 \pm 0.06	0.1
	L	0.05 \pm 0.02	0.04 \pm 0.02	0.02 \pm 0.01	0.4
CD 50-59	C	0.18 \pm 0.09	0.09 \pm 0.05	0.25 \pm 0.10	0.3
	L	0.04 \pm 0.02	0.02 \pm 0.02	0.03 \pm 0.02	0.7
CD >60	C	0.08 \pm 0.08 b	0.04 \pm 0.04 b	0.75 \pm 0.25 a	0.01
	L	0.05 \pm 0.03	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.2

Según el Cuadro 9, para los datos absolutos del área basal por clase diamétrica por ha para el grupo de latifoliadas, solo existen diferencias significativas para CD 10-19 ($p=0.008$), en donde el BPJ tiene mayor área basal que el BR, y lo mismo ocurre en cuanto al porcentaje de área basal por clase diamétrica por ha para este grupo (Figura 16b), en donde según los ANDEVAS, solo existen diferencias significativas para CD 10-19 ($p=0.05$), y el BPJ tiene mayor porcentaje de área basal con respecto al total por bosque que el BLM.

El entresaque selectivo llevado a cabo en los bosques bajo manejo (BLM y BPJ), está dirigido a la extracción de árboles de coníferas mal conformados, bifurcados y enfermos, dejando los árboles bien conformados y sanos para futura cosecha y como semilleros¹¹. Esto favorecería de alguna manera a los árboles de hoja ancha sobre las coníferas, sin embargo, el porcentaje de individuos de coníferas es mayor para uno de los bosques manejado recientemente (BLM) (Figura 12a), que para los otros bosques de estudio (BPJ y BR). Aún así, el BLM no presenta más porcentaje de área basal para coníferas que los otros bosques (BPJ y BR), debido a que en este bosque hay más porcentaje de individuos de las clases diamétricas menores y el porcentaje disminuye al aumentar la clase diamétrica (Cuadro 1). En síntesis, el BLM tiene más árboles pequeños de coníferas, pero igual área basal que los otros bosques.

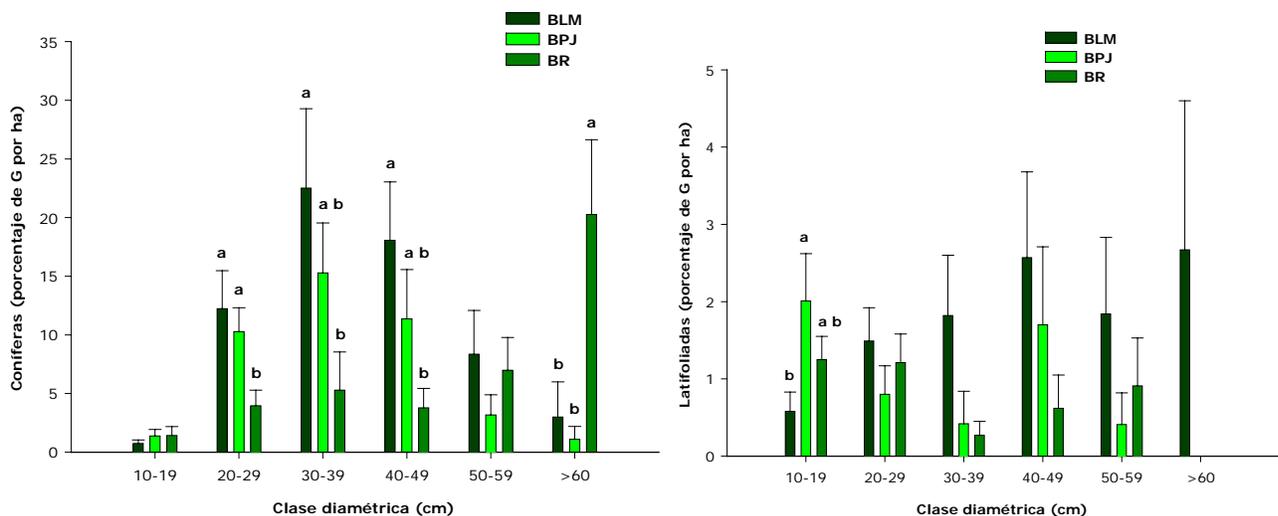


Figura 16. Promedios de porcentajes de área basal de coníferas (a) y latifoliadas (b) por clase diamétrica por ha para cada bosque \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$)

En cuanto al grupo de latifoliadas, no se encontraron diferencias significativas entre los bosques para el porcentaje de individuos (Figura 12b) por lo que no existe evidencia de que hayan sido impactadas en los bosques manejados. En cuanto al área basal, el BLM tiene mayor porcentaje para latifoliadas que el BR (Figura 15b), debido a la mayor cantidad de latifoliadas para las

¹¹ Com. pers. López, L., Maderas El Alto 2005.

clases diamétricas superiores en el mismo (Cuadro 8), lo que podría deberse a que el manejo no se enfocó a estos árboles y pudieron alcanzar estas clases diamétricas.

2.4 La Comunidad de mariposas

2.4.1 Abundancia, riqueza y diversidad de especies de mariposas

De acuerdo con el ANDEVA, no existen diferencias significativas para el número de individuos ($p= 0.4$) (Figura 24), aunque sí para el número de especies ($p= 0.08$). Al realizar los análisis de comparación múltiple de Duncan para un alfa de 10% se estableció que el BPJ presentó un mayor número de especies que el BLM y el BR, los cuales son estadísticamente iguales (Figura 25).

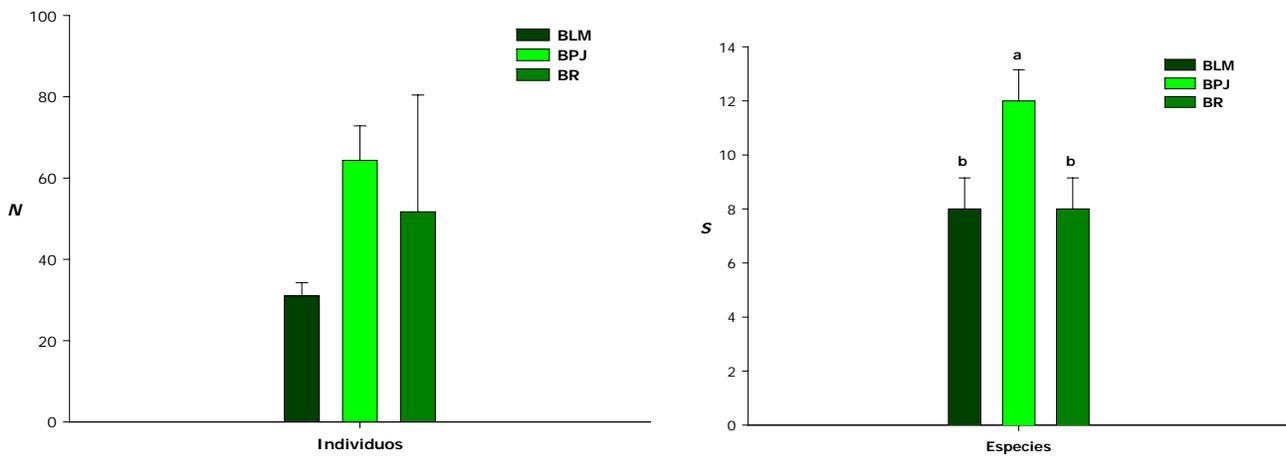


Figura 17. Promedios de individuos (a) y especies (b) de mariposas para los tres bosques ± error estándar. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).

Como se observa en la Figura 18, con un esfuerzo de muestreo bajo los tres bosques de estudio no difieren considerablemente en cuanto al número de especies, y conforme se incrementa el esfuerzo de muestreo el BPJ tiende a registrar más especies que el BLM y el BR.

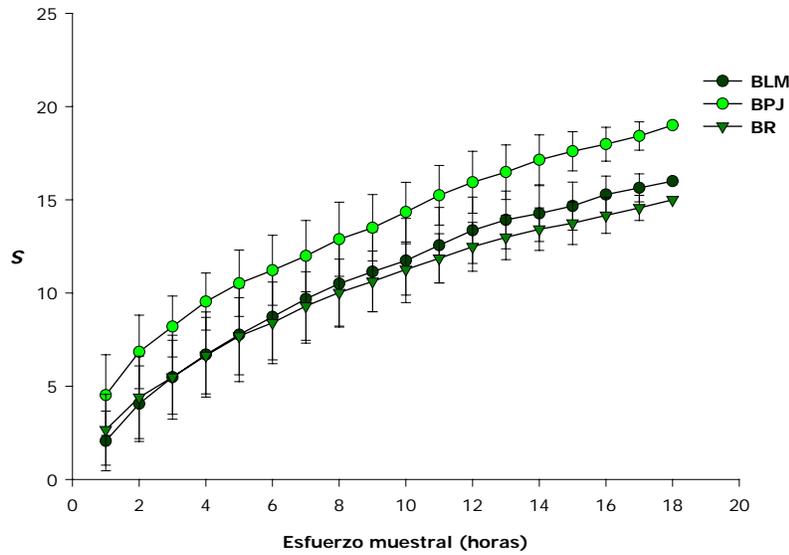


Figura 18. Curva de acumulación de especies de mariposas para los tres bosques. Las barras verticales representan el error estándar.

Los ANDEVAS realizados para los índices de diversidad arrojan diferencias significativas para Simpson y Shannon, mientras que para Alfa de Fisher no se dieron diferencias significativas (Cuadro 10).

Cuadro 10. Valores de índices de diversidad de Simpson (λ), Shannon-Wiener (H') y Alfa de Fisher para los tres bosques \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. *Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).*

Mariposas	Bosque 1 BLM $\mu \pm e$	Bosque 2 BPJ $\mu \pm e$	Bosque 3 BR $\mu \pm e$	$Pr > F$
Simpson	3.57 \pm 0.76 b	6.70 \pm 0.28 a	4.68 \pm 0.67 a b	0.03
Shannon	1.52 \pm 0.15 b	2.04 \pm 0.05 a	1.62 \pm 0.05 b	0.02
Alfa de Fisher	3.51 \pm 0.59	4.36 \pm 0.37	3.18 \pm 0.34	0.2

Como se observa en el Cuadro 10, según el índice de Simpson el BPJ tiene mayor diversidad, y el BLM tiene menor diversidad, el BR es estadísticamente similar al BLM y al BPJ. Asimismo, según el índice de diversidad de Shannon, de nuevo el BPJ es el bosque más diverso, el BR y el BLM tienen menor diversidad y son estadísticamente similares. Por último, según el índice de diversidad Alfa de Fisher, todos los bosques comparten la misma diversidad.

Según autores como Kremen (1992), Hill *et al.* (1995) y Spitzer *et al.* (1997), el aprovechamiento forestal puede impactar la biodiversidad de mariposas, por lo menos en los primeros 5 años luego de la regeneración del bosque. En este caso y de acuerdo con los resultados de la comparación de índices de diversidad para mariposas, el bosque aprovechado hace más tiempo (BPJ)

presenta mayor diversidad, lo que hubiera podido significar una recuperación de las especies de mariposas (Kremen 1992), sin embargo, este bosque presenta más diversidad que el BR, por lo que va más allá de la recuperación. Que el BPJ presente mayor diversidad podría deberse a una mayor equidad en el mismo, denotada por la curva de rango-abundancia (Figura 19), y el índice de equitatividad (Cuadro 11). El bosque aprovechado recientemente (BLM) presenta menos diversidad; sin embargo, este último es estadísticamente igual al bosque de referencia (BR), por lo que no se evidencia disminución en la biodiversidad producida por el aprovechamiento.

Cuadro 11. Índice de equitatividad para la comunidad de mariposas.

Bosque	Índice de equitatividad
BLM	0.452
BPJ	0.508
BR	0.475

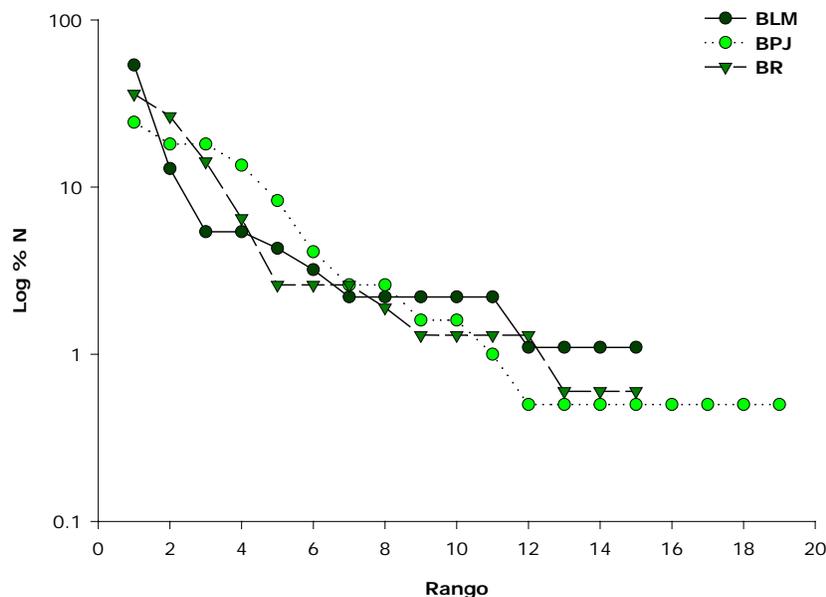


Figura 19. Distribuciones rango-Abundancia de mariposas registradas en transectos de 150 m en los tres bosques bajo estudio.

En general, los bosques se caracterizan por presentar pocas especies abundantes y muchas especies escasas, sobre todo el BPJ. En la Figura 19 se muestran las curvas de rango-abundancia para cada uno de los bosques bajo estudio. Se observa en el extremo izquierdo que

los 3 bosques bajo estudio tienen una especie de mariposa muy abundante; para el BLM es una morfoespecie de la familia Hesperiiidae, y para el BPJ y el BR es *Cissia satyrina*. Luego, el BLM y el BR presentan una caída brusca del número de individuos, hasta que empiezan a distribuirse equitativamente en cada especie al llegar al extremo derecho, en donde se observan varias especies con pocos individuos. La curva para el BPJ tiene mayor cantidad de especies escasas, y por la forma de caer se denota mayor equidad (ver Cuadro 11) y por lo tanto, mayor diversidad, debido a que las distribuciones de abundancia por especie son más homogéneas, y el BLM es el bosque menos diverso. El mayor número de especies escasas se encuentra en el BPJ, y esto sugiere que el bosque es bastante homogéneo (Thiollay 1992), seguido del BLM y el BR; esto consiste con el coeficiente de variación estructural, el más bajo para los tres bosques (ver Cuadro 3).

2.4.2 Impacto del manejo en la composición de mariposas en los bosques

Para analizar el impacto del manejo sobre la comunidad de mariposas, se parte del hecho que para los tres bosques de estudio no se dieron diferencias significativas en cuanto a la apertura del dosel y la estructura vertical.

Según la Figura 20, el BLM y el BPJ comparten 5 especies de mariposas, el BLM y el BR comparten 6 especies, y el BPJ y el BR comparten 8 especies. Se registraron 3 especies compartidas por los tres bosques (ver Anexo 2 en anexos).

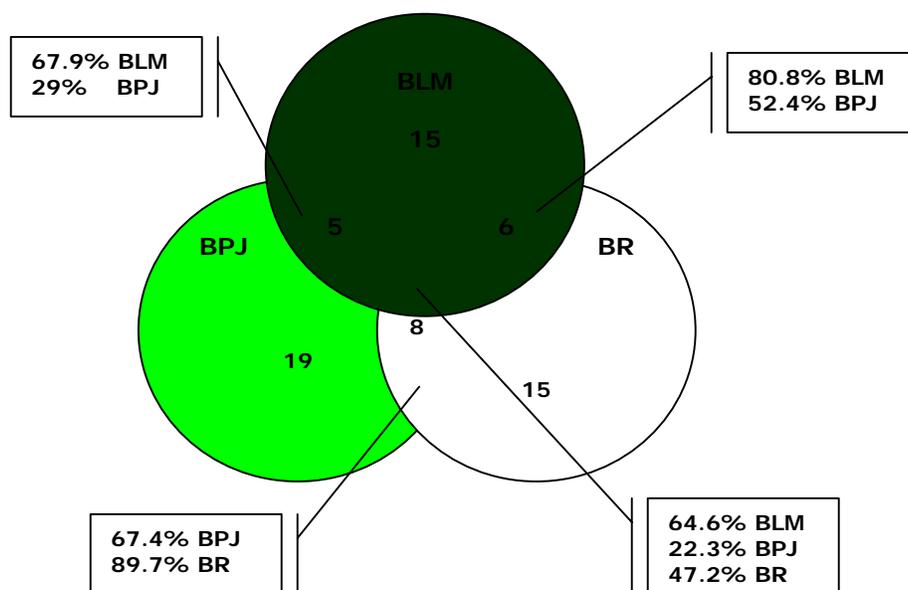


Figura 20. Composición de mariposas observadas en los tres bosques bajo estudio (El porcentaje se refiere al número total de individuos registrados por bosque).

De acuerdo con el índice de similaridad (Cuadro 12), el BLM y el BR son los bosques más parecidos en cuanto a su composición de especies de mariposas; el BR y el BPJ tienen menor similaridad, y el BLM y el BPJ son los bosques menos parecidos.

Cuadro 12. Índice de similaridad de Sørensen basado en la abundancia, para las especies de mariposas de los bosques bajo estudio.

	BPJ	BR
BLM	0.2	0.4
BPJ	-----	0.3

Según el Cuadro 13, los gremios de mariposas más predominantes son el de Dosel y claros del bosque y el de Sotobosque Abierto; les siguen los gremios de Sotobosque Sombreado y Generalistas, mientras que el gremio de Bordes, Claros Grandes y Áreas Perturbadas es el menos representativo.

Cuadro 13. Las diez especies más comunes observadas en cada uno de los bosques bajo estudio y el porcentaje de su abundancia con respecto al total por bosque.

Especie	Especies más comunes en cada uno de los bosques						Tipo de hábitat
	BLM		BPJ		BR		
	N	%	N	%	N	%	
Hesperiidae morfoespecie1	50	53.8	26	13.5	41	26.5	a
<i>Phoebes</i> , sp.	12	12.9	-----	-----	2	1.3	c
<i>Heliconius hortense</i>	5	5.4	16	8.3	22	14.2	e
<i>Phoebes philea</i>	5	5.4	1	0.5	10	6.5	c
<i>Papilio</i> , sp.	4	4.3	-----	-----	-----	-----	c
Morfoespecie 1	4	4.3	-----	-----	-----	-----	c
<i>Papilio</i> , sp.	3	3.2	-----	-----	-----	-----	c
Morfoespecie 2	3	3.2	-----	-----	-----	-----	c
<i>Astraptes fulgerator</i>	2	2.2	-----	-----	4	2.6	a
<i>Catantix</i> , sp.	2	2.2	-----	-----	-----	-----	a
<i>Ormetica taeniatta</i>	2	2.2	5	2.6	-----	-----	b
<i>Papilio pilumnus</i>	2	2.2	-----	-----	-----	-----	c
<i>Cissia satyrina</i>	-----	-----	47	24.4	56	36.1	b
<i>Cyllopsis hedemanni hedemanni</i>	-----	-----	35	18.1	1	0.6	a
<i>Anthanassa drymaea</i>	-----	-----	35	18.1	-----	-----	d
<i>Dioriste taupolis</i>	1	1.1	8	4.1	-----	-----	b
<i>Greta nero</i>	-----	-----	5	2.6	-----	-----	e
<i>Papilio</i> , sp.	-----	-----	3	1.6	2	1.3	c
Morfoespecie 4	-----	-----	3	1.6	2	1.3	c
<i>Satyrinae M1</i>	-----	-----	3	1.6	-----	-----	*
<i>Dione moneta butleri</i>	-----	-----	1	0.5	4	2.6	c
<i>Greta</i> , sp.	-----	-----	-----	-----	-----	2.6	e
<i>Leptopobia aripa</i>	-----	-----	1	0.5	3	1.9	d
<i>Oxeoschistus hilarus</i>	-----	-----	-----	-----	2	1.3	a
<i>Dismorphia crisia virgo</i>	1	1.1	-----	-----	2	1.3	a

* La única morfoespecie de esta familia no fue tomada en cuenta para el análisis de gremios individuales, debido a su baja abundancia dentro del muestreo.

N = Número de individuos observados.

% = Porcentaje respecto al total observado en cada bosque.

a) Sotobosque abierto, b) Sotobosque sombreado, c) Dosel y claros del bosque, d) Borde, claros grandes y áreas perturbadas, e) Generalistas.

En el Cuadro 13 podemos ver que para el BLM la morfoespecie 1 de la familia *Hesperiidae* es la más abundante, dato que se observa en la curva de rango-abundancia (Figura 19). Esta morfoespecie pertenece al gremio de Sotobosque Abierto, considerado como indicador de perturbación, y también es común para el BPJ y para el BR. La especie *Cyllopsis hedemanni hedemanni*, asignada también al gremio de Sotobosque Abierto (DeVries 1987), es la segunda más abundante para el BPJ, está poco representada en el BR, y no fue registrada para el BLM.

Este gremio está representado por el 59.3% de los individuos de mariposas para el BLM, 32.3% para el BR y 31.6% para el BPJ, siendo el mejor representado en BLM y BPJ.

La especie *Cissia satyrina*, perteneciente al gremio de Sotobosque Sombreado (DeVries 1987), indicador de no perturbación, es la más abundante para el BPJ y también para el BR. Esta especie no fue reportada para el BLM. El gremio de Sotobosque Sombreado está representado solamente en un 3.3% para el BLM, 31.1% para el BPJ, y 36.1% para el BR, siendo el mejor representado para este último. Esto podría ser consistente con el manejo reciente que se llevó a cabo en el BLM, y con la edad de maduración del BPJ y el BR, los cuales son bosques en una etapa más madura que el BLM, lo que permitiría que el hábitat donde abunda este gremio predomine.

El género *Phoebes*, spp. es el segundo más abundante para el BLM. Las especies de este género fueron asignadas al gremio de Dosel y Claros del Bosque (DeVries 1987), también indicador de perturbación. La alta presencia de especies de este gremio en el BLM podría deberse al manejo relativamente reciente del bosque, que provocaría que las especies del dosel bajen al nivel del suelo (DeVries 1987) y puedan ser observadas. A pesar de que estas especies están poco representadas en los otros dos bosques, el gremio no presenta diferencias significativas en comparación con los otros bosques (Cuadro 14), los cuales se encuentran en un estado de maduración más avanzado. Otra razón para la alta presencia de especies de este género en el BLM es que la pendiente para este bosque es bastante pronunciada, y al estar en el sendero se observaba fácilmente el dosel de los árboles pendiente abajo (10m al lado del transecto), lo que probablemente dio como resultado que fuese más fácil verlas.

El tercer gremio indicador de perturbación, Bordes, Claros Grandes y Áreas Perturbadas, se encuentra representado en el BPJ por la especie *Anthanassa drymaea* (DeVries 1987), y por la especie *Leptophobia aripa* (DeVries 1987). Esta última especie también se observa para el BR en un porcentaje muy bajo. Este gremio está escasamente representado en el bosque de referencia (BR), y es interesante que no esté registrado para las 10 mariposas más abundantes de uno de los bosques manejados recientemente (BLM), en donde se esperaría lo contrario.

La especie *Heliconius hortense* y el género *Greta* spp. fueron registrados para el gremio Generalistas (DeVries 1987), el cual no representa condiciones ambientales específicas y cuyas mariposas se adaptan fácilmente a cualquier hábitat. Este gremio está representado en un 5.1% para el BLM, 12.5 para el BPJ y 16.8% para el BR.

Al analizar el número de individuos y especies para gremios de mariposas indicadores de condiciones alteradas, éstos están representados de la siguiente manera: Según el ANDEVA (Cuadro 14), el número de individuos y de especies de uno de los gremios indicadores de perturbación, Sotobosque Abierto, no presenta diferencias significativas entre bosques. Esto, a pesar que se esperarían que los individuos y las especies de este gremio se vieran favorecidos en los bosques manejados (BLM y BPJ). Los gremios de Dosel y Claros del Bosque y Generalistas, tampoco presentaron diferencias significativas entre los bosques ni para número de individuos ni para número de especies.

Para el gremio indicador de condiciones no perturbadas, Sotobosque Sombreado, no hay diferencias significativas para número de individuos entre los bosques de estudio y sí hay diferencias para el número de especies. Es interesante que para este caso, es uno de los bosques manejados (BPJ), el que posee mayor número de especies de mariposas para este gremio, incluso más que el bosque de referencia (BR), el cual es estadísticamente igual al otro bosque bajo manejo (BLM).

El gremio de Borde, Claros Grandes y Áreas Disturbadas no se encuentra representado en el BLM, a pesar de haber sido manejado recientemente. Para el número de individuos de este gremio se dieron diferencias significativas entre el BR y el BPJ, contando este último con más individuos; no así para el número de especies, en el que no se encontraron diferencias significativas.

Cuadro 14. Promedios de individuos (*N*) y especies (*S*) de mariposas por gremio, para los tres bosques bajo estudio \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. *Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.1$).*

Mariposas		Bosque 1 BLM $\mu \pm e$	Bosque 2 BPJ $\mu \pm e$	Bosque 3 BR $\mu \pm e$	<i>Pr > F</i>
Sotobosque abierto	S	3.00 \pm 0.00	2.00 \pm 0.00	1.50 \pm 0.88	0.4
	N	19.67 \pm 1.45	20.33 \pm 6.06	16.67 \pm 11.17	0.9
Sotobosque sombreado	S	1.00 \pm 0.00 b	3.00 \pm 0.00 a	1.00 \pm 0.00 b	<0.0001
	N	1.50 \pm 0.50	20.67 \pm 2.19	18.67 \pm 15.71	0.5
Dosel y claros del bosque	S	3.33 \pm 1.20	2.00 \pm 0.58	2.33 \pm 0.33	0.5
	N	8.67 \pm 3.71	2.33 \pm 0.33	6.00 \pm 0.58	0.2
borde, claros grandes y áreas disturbadas	S	-----	2.00 \pm 0.58	2.00 \pm 0.00	>0.1
	N	-----	12.67 \pm 0.88 a	4.00 \pm 0.00 b	0.04
Generalistas	S	1.00 \pm 0.00	2.33 \pm 0.33	1.67 \pm 0.67	0.3
	N	2.50 \pm 0.50	7.33 \pm 0.67	9.00 \pm 3.79	0.3

Como se observa en la Figura 21, se dieron diferencias significativas para el porcentaje de individuos por gremio para Sotobosque Abierto ($p=0.007$): El BLM tiene un mayor porcentaje de individuos que el BPJ y el BR, y éstos últimos son estadísticamente similares. Sin embargo, los tres bosques son estadísticamente iguales en cuanto a la apertura del dosel y la estructura vertical, por lo que la mayor presencia de individuos de este gremio para BLM no se acredita a efectos del aprovechamiento forestal. Según DeVries (1987), los bosques arriba de 1900 msnm, como el BLM, tienden a tener una diversidad más alta de mariposas en el sotobosque; dicha afirmación no se evidencia en la mayor cantidad de especies para este bosque, pero sí en la abundancia de individuos.

Para los otros gremios, Sotobosque Sombreado ($p= 0.2$), Dosel y Claros de Bosque ($p= 0.1$), Bordes, Claros Grandes y Áreas Perturbadas ($p= 0.4$) y Generalistas ($p= 0.4$), no se presentaron diferencias significativas para porcentajes de individuos entre los bosques de estudio.

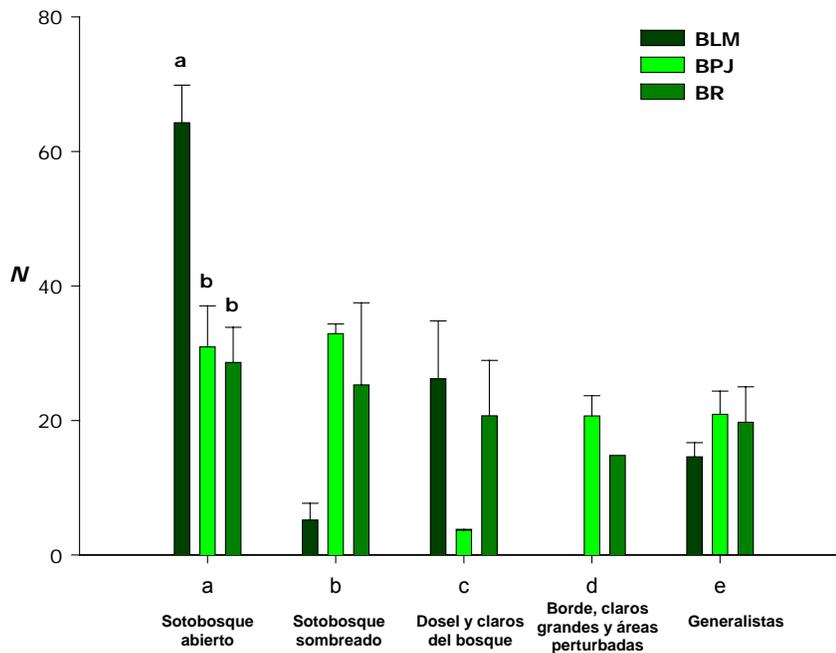


Figura 21. Promedios de porcentajes para individuos (N) de mariposas asignadas a gremios con base en sus características de hábitat para los tres bosques bajo estudio \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$).

Según los ANDEVAS (Figura 22), no existen diferencias significativas entre bosques para el porcentaje de especies del gremio de Sotobosque Abierto ($p= 0.08$). Para Sotobosque Sombreado sí se presentan diferencias significativas ($p= 0.01$). El bosque manejado hace más tiempo (BPJ) cuenta con más porcentaje de especies que el bosque manejado más recientemente (BLM) y que el bosque de referencia (BR), los cuales son estadísticamente similares.

Para Dosel y Claros del Bosque no hay diferencias significativas ($p= 0.2$), y lo mismo ocurre en el gremio de Bordes, Claros Grandes y Áreas Perturbadas ($p= 0.4$) y en el gremio de Generalistas ($p= 0.6$).

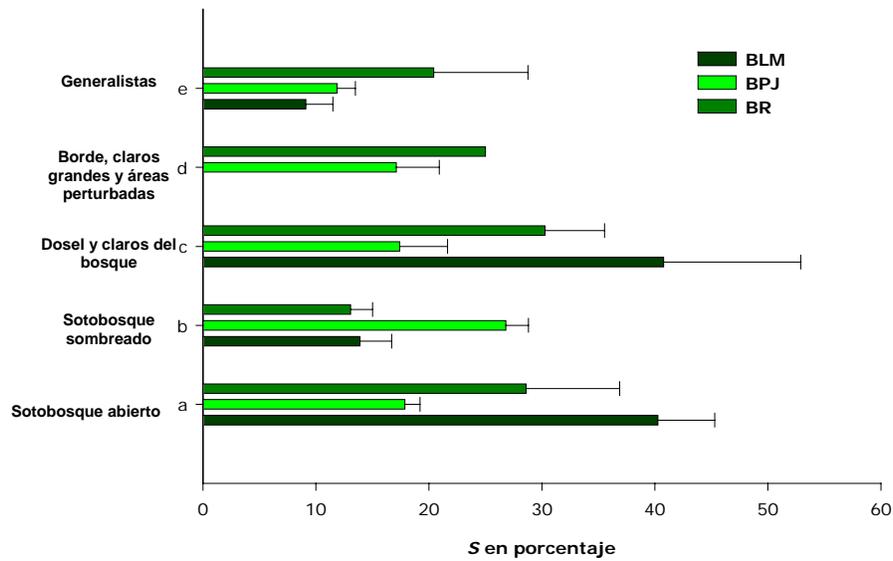


Figura 22. Promedios de porcentajes para especies (S) de mariposas asignadas a gremios con base en sus características de hábitat para los tres bosques bajo estudio \pm error estándar. Prueba de comparación Duncan. Letras distintas entre bosques indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$).

3 CONCLUSIONES

Los bosques presentaron varias diferencias estructurales probablemente como respuesta al aprovechamiento forestal, así como al tratamiento silvicultural aplicado; no obstante, no se descartan otros factores como la diferencia de tiempo de intervención entre los bosques manejados y la variabilidad natural.

En contraste a lo esperado, el BR contó con un nivel de variabilidad estructural más alto que el de los bosques manejados (BLM y BPJ), y fue el bosque más diverso. Asimismo, el índice de similaridad respalda el hecho de que, el BLM es un bosque distinto al BPJ y al BR, y éstos últimos comparten similaridad.

El BLM contó con mayor cantidad de árboles para el grupo de coníferas que el BPJ y el BR, contrario a lo que se esperaría, siendo éste un bosque recientemente manejado, pero es interesante notar que en cuanto al porcentaje del área basal con respecto al total por bosque, los 3 bosques son similares. El BLM tiene mayor cantidad de coníferas pequeñas y medianas y mayor cantidad de área basal para estos tamaños, mientras que el BR contó con más árboles grandes y área basal para estas clases diamétricas.

Los 3 bosques compartieron el mismo porcentaje de abundancia para el grupo de latifoliadas; el BPJ obtuvo el mayor porcentaje para árboles pequeños, y el BR para una categoría de árboles medianos. Uno de los bosques manejados (BLM), contó con mayor porcentaje de área basal para el grupo de latifoliadas, descartando en este caso la posibilidad de que el grupo de coníferas se viera favorecido por el manejo. Asimismo, el BPJ obtuvo mayor porcentaje de área basal para los árboles pequeños.

Para el análisis de la comunidad de mariposas, los 3 bosques compartieron el mismo número de individuos y el BPJ tuvo más especies de mariposas que el BLM y el BR. El BPJ fue el bosque con mayor abundancia, riqueza y diversidad. El BR y el BLM comparten mayor similaridad, mientras que el BLM y el BPJ son los bosques que comparten menos similaridad, esto debido probablemente a la reciente intervención llevada a cabo en el BLM, que lo hace menos similar al bosque de referencia.

De acuerdo con las especies de mariposas más abundantes para los bosques de estudio, todos los gremios estuvieron representados en los bosques, a excepción del gremio de Bordes, Claros

Grandes y Áreas Perturbadas, el cual no estuvo representado en el BLM, a pesar de ser éste un bosque recientemente manejado.

Los 3 bosques de estudio fueron iguales en cuanto al número de individuos y número de especies para uno de los gremios indicadores de perturbación: el Sotobosque Abierto. En cuanto al gremio de Sotobosque Sombreado, los tres bosques compartieron el mismo número de individuos, pero el BPJ poseyó más especies de este gremio indicador de no perturbación.

El BLM contó con más individuos para el gremio de Dosel y Claros del Bosque que el BPJ, y ambos fueron similares en cuanto al número de especies. Los tres bosques compartieron la misma cantidad de especies e individuos para el gremio de Generalistas, cuyas especies se adaptan rápidamente a cualquier tipo de ambiente. Para el Sotobosque Abierto el BLM fue el bosque con mayor porcentaje de individuos para este gremio indicador de perturbación; mientras que el BPJ presentó mayor porcentaje de especies para el gremio de Sotobosque Sombreado, indicador de no perturbación.

4 LITERATURA CITADA

- Aguilar-Amuchastegui, N. 1999. **Criterios e indicadores de sostenibilidad ecológica: Caracterización de la respuesta de dos grupos de insectos propuestos como verificadores.** Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 74 p.
- Arreaga, O. 2002a. **Plan de manejo forestal Finca La Constancia.** Usumatlán, GT, Maderas El Alto, S.A. 11p.
- Arreaga, O. 2002b. **Plan de manejo forestal Finca El Jabalí.** Usumatlán, GT, Maderas El Alto, S.A. 9p.
- Borror, D.J. y DeLong, D.M. 1966. **An introduction to the study of insects.** New York, US, Holt, Rinehart and Winston, Inc. 819 p.
- Colwell, R. K. 2004. **EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 6.0b1.** (En línea) Consultado 27 oct 2004. User's guide and application published at: <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>
- Crow, T. R., Buckley, D., Nauertz, E. & Zasada, J. 2002. **Effects of management on the composition and structure of Northern hardwood forests in Upper Michigan.** Forest Science 48 (1): 129-145.
- Curtis, J. T. y R. P. McIntosh. 1950. **The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters.** Ecology, Vol.31 (3):435-455.
- D`Abrera, B. 1984. **Butterflies of South America.** Hill House, Australia. 256 pp.
- De la Maza, R. 1987. **Mariposas mexicanas.** México, D.F., MX, Fondo de Cultura Económica. 302 p.
- Del Castillo, R. F., Pérez, J.A., Vargas, G. & Rivera, R. 2004. **Coníferas.** En: A. J. García-Mendoza, M.J. Ordóñez y M. Briones-Salas (eds.), **Biodiversidad de Oaxaca.** Instituto de Biología, UNAM-Fondo Oaxaqueño para la Conservación de la Naturaleza-World Wildlife Fund, México. pp. 141-158.
- Denslow, J. S. 1995. **Disturbance and diversity in tropical rain forests: The density effect.** Ecological Applications 5(4):962-968.
- Devries, P.J. 1987. **The butterflies of Costa Rica and their natural history. Papilionida, Pieridae, Nymphalidae.** New Jersey, Princeton University Press. 327p.
- FDN (Fundación Defensores de la Naturaleza). 2003. **Tercer Plan Maestro para la Biosfera Sierra de las Minas.** Versión electrónica. 81 p.
- Finegan, B. 1984. **Forest succession.** Nature (132):119-134.
- Finegan, B. y D. Delgado. 2000. **Structural and floristic heterogeneity in a 30-year-old Costa Rican rain forest restored on pasture through natural secondary succession.** Restoration Ecology Vol. 8 (4): 380-393.

- Finegan, B., Hayes J., Delgado, D., Gretzinger, S. 2004. **Monitoreo ecológico del manejo forestal en el trópico húmedo: una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación.** WWFCENTROAMERICA/PROARCA/CATIE/OSU. 116 p.
- Ghazoul, J. y Hellier, A. 2000. **Setting critical limits to ecological indicators of sustainable tropical forestry.** International Forestry Review (2):243-253.
- Hannah, P. R. 1999. **Species composition and dynamics in two hardwood stands in Vermont: a disturbance history.** Forest Ecology and Management, vol. 120, Issues 1-3: 105-116.
- Hill, J. K., K. C. Hamer, L. A. Lace & W. M. T. Banham. 1995. **Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia.** Journal of Applied Ecology 32:754-760.
- Holdridge, L.R. 1983. **Mapa de Zonas de Vida a nivel de Reconocimiento.** Instituto Nacional Forestal. Guatemala.
- Infostat. 2003. **InfoStat/Profesional Versión 1.6.** (En línea). Córdoba, AR, Universidad de Córdoba. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar/>
- Johns, A. 1988. **Effects of “selective” timber extraction of rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores.** Biotropica 20(1): 31-37.
- Jolón, M.R. 1999. **Establecimiento de la línea base de información de biodiversidad del bosque manejado en San Miguel La Palotada, Petén, Guatemala, y su aplicación en el monitoreo.** Tesis Mag. Sc. San José, CR, CATIE. 100 p.
- Kremen, C. 1992. **Assessing the indicator properties of species assemblages for natural areas monitoring.** Ecological Applications 2(2): 203-217.
- Lamprecht, H. 1990. **Silvicultura en los trópicos. Los ecosistemas forestales en los bosques tropicales y sus especies arbóreas – posibilidades y métodos para un aprovechamiento sostenido -.** Eschborn, DE, GTZ. 335 p.
- Lähde, E., Eskelinen, T. & Väänänen, A. 2002. **Growth and diversity effects of silvicultural alternatives on an old-growth forest in Finland.** Forestry, Vol. 75 (4): 395-400.
- Louman, S; Quirós, D; Nilsson, M. 2001. **Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central.** Turrialba, CR, CATIE. 265 p.
- **Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación –MAGA-**. 2001. Unidad de Políticas e Información Estratégica –UPIE-. Programa de Emergencia por Desastres Naturales –PEDN-.
- Magurran, A. 1988. Diversidad ecológica y su medición. (Traducción de Cirer, A.). Ediciones Vedral, Barcelona, ES. 197 p.
- Marcos, C. 1999. **Censo de especies del género Quercus y su distribución**

- geográfica en dos cuencas de la RBSM.** Tesis Ing. Forestal, Guatemala, GT, Universidad del Valle de Guatemala (UVG). 99p.
- Medianero, E. y Samaniego, M. 2004. **Comunidad de insectos acuáticos asociados a condiciones de contaminación en el Río Curundú, Panamá.** (En línea). Folia Entomológica México, 43(3):279-294. Consultado 1 sept. 2005. Disponible en: [http://www.ecologia.edu.mx/folemtex/documentos/FEM43\(3\)4.pdf](http://www.ecologia.edu.mx/folemtex/documentos/FEM43(3)4.pdf)
 - Méndez, C. y Coronado, E. 1993. **Evaluación ecológica rápida de la Reserva de la Biosfera Sierra de las Minas.** Ed. L Villar. CECON, Ciudad de Guatemala, GT. 57 p.
 - Moreno, C. 2001. **Métodos para medir la Biodiversidad.** (En línea) Consultado: 27 oct 2004. Disponible en: <http://entomologia.rediris.es/sea/manytes/mt1.htm>
 - Musálem, M. A. y Fierros, A. M. 1996. **Curso de silvicultura de bosques naturales.** Chapingo, MX, Universidad Autónoma de Chapingo. 120 p.
 - Ordóñez, Y. 2003. **Validación de indicadores ecológicos para la evaluación de sostenibilidad en bosques bajo manejo forestal en el trópico húmedo, con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación.** Tesis Mag. Sc. San José, CR, CATIE. 74 p.
 - Rumiz, D., Quevedo, L., Balza, R. 2001. **Bases y Propuesta de Indicadores para la Aplicación del Principio 9 del FSC en la Certificación de Bosques Naturales Tropicales de Bolivia.** Informe de consultoría encargado por el Consejo Boliviano para la Certificación Forestal Voluntaria (En línea). Santa Cruz, BO. Disponible en: http://www.google.co.cr/search?q=cache:wo4_drYalkJ:www.consejoforestal.org.bo/DocumentosCertificacion/BAVC/BasesPropuestas.rtf+fsc+%2B+bavc+concepto&hl=es
 - Sigma Plot. 2000. **Sigma Plot, exact graphics for exact science.** (En línea). Disponible en: <http://www.cof.orst.edu/net/software/install/graphics/sigplot/index.php>
 - Smart, P. 1984. **The illustrated encyclopedia of the butterfly world in color.** Over 2000 species reproduced life size. Secaucus, US, Chartwell Books Inc. 274 p.
 - Smith, A. P., Hogan, K. P., & Idol, J. R. 1992. **Spatial patterns of light and canopy structure in a lowland tropical moist forest.** Biotropica 24(4): 503-511.
 - Smith, D.M., Larson, B.C., Kelty, M.J., Ashton, P.M.S. 1997. **The practice of silviculture: applied forest ecology.** John Wiley & sons, Inc. USA. 537 p.
 - Soberón, J. y J. Llorente. 1993. **The use of species accumulation functions for the prediction of species richness.** Conservation Biology, Vol. 7 (3): 480-488.
 - Sparrow, H. R., Sisk, T.D., Ehrlich, P.R., Murphy, D.D. 1994. **Techniques and guidelines for monitoring neotropical butterflies.** Conservation Biology 8(3):800-809.
 - Spitzer, K., Jaroš, J., Havelka, J., Lepš, J. 1997. **Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an indochinese montane**

rainforest. Biological Conservation 80:9-15.

- Standley, P. & Steyermark, J. 1946. **Flora de Guatemala.** Tomos I-XII. Chicago Natural History Museum, EU.
- Steidl, R. J.; Hayes, J. P.; Schauber, E. 1997. **Statistical power analysis in wildlife research.** J. Wildl. Manage. 61(2):1997.
- Thiollay, J. 1992. **Influence of selective logging on bird species diversity in Guianan rain forest.** Conservation biology: vol 6 (1): 47-63.
- Valle, L., Soto, R., Negreros, M del P., Pérez, S., Castañeda, C. 1999. **Áreas prioritarias para la conservación en el sector norte del matorral espinoso del Valle del río Motagua, Guatemala.** Fundación Defensores de la Naturaleza, Programa Ambiental Regional para Centroamérica/*Central American Protected Area System*, Guatemala, GT. 168 p.
- Wohlgemuth, T., Bürgi, M., Scheidegger, C. & Schütz, M. 2002. **Dominance reduction of species through disturbance –a proposed management principle for central European forests.** Forest Ecology and Management, Vol. 166, Issue 1-3: 1-15.

ARTÍCULO II. Validación de procedimientos metodológicos y enfoques propuestos en la Guía de Monitoreo Ecológico, aplicados a un bosque de coníferas manejado.

5 INTRODUCCIÓN

Las coníferas conforman uno de los recursos madereros más importantes del mundo, y son igualmente importantes en cuanto a sus funciones ecológicas (Farjon y Page 1999). Guatemala, con una extensión de 108.890 km², tiene un 37% del territorio cubierto de bosques divididos en dos grandes áreas: los bosques latifoliados que representan alrededor de 80% del área boscosa total y los bosques de coníferas que conforman el 20% restante. Los bosques de coníferas se ubican en la parte central del país, en altitudes que varían de 1200 a 2000 msnm. Los bosques de coníferas de Guatemala se dividen en cuatro grandes regiones: Alto Chuchumatán, al norte de Huehuetenango; María Tecún, entre Sololá y Tonoticapán; Sierra de las Minas, entre Zacapa e Izabal, y Salamá (Robles *et al.* 2000).

El manejo de coníferas en Guatemala es de relevante importancia. Existen aproximadamente 14 especies de pino; además de las diversas especies arbóreas latifoliadas y caducifolias asociadas naturalmente a los pinares, como el caso de los géneros *Quercus* spp. (Fagaceae), *Alnus* spp. (Betulaceae), *Carpinus* spp. (Betulaceae), *Arbutus* spp. (Ericaceae), *Ostrya* spp. (Betulaceae), entre otras (Escobedo 1997 en Congreso Forestal... 1997).

Un mecanismo importante para asegurar una producción forestal sostenible es la certificación de madera, la cual está ganando seguidores en los países consumidores y productores –en países consumidores debido a una preocupación acerca de la pérdida irreparable de los bosques tropicales y en países productores debido al deseo de mantener acceso a un rango amplio de mercados-. Los mercados de Europa y Norteamérica demandan cada vez más madera certificada y están dispuestos a pagar un alto precio por ella (Bennett 2000).

El *Forest Stewardship Council* (FSC) tiene los estándares más ampliamente usados y posiblemente los más exigentes para la certificación forestal. En términos generales, estos principios pretenden asegurar que las leyes locales sean respetadas y que los impuestos sean pagados; proveer un amplio rango de beneficios económicos y reducir el desperdicio; originar un plan de manejo; hacer sostenible la cosecha de madera, y controlar los efectos ambientales como la erosión y la contaminación del agua. Sin embargo, existe falta de principios concernientes a la biodiversidad en general y a la vida silvestre en particular (Bennett 2000).

No obstante, el concepto de Bosques de Alto Valor para la Conservación (BAVC), ha sido desarrollado por los miembros del FSC con el fin de asegurar que los bosques con atributos

especiales para la conservación y la sociedad reciban un trato apropiado en el proceso de certificación. Probablemente, la mayoría de los bosques naturales del Neotrópico tienden a encontrarse bajo la definición de BAVC, debido a sus atributos de biodiversidad (Finegan *et al.* 2004).

El tema de la certificación en Guatemala no es nuevo, sin embargo, el sector privado todavía no está convencido de las ventajas económicas de la misma (De Camino y Alfaro 1997). No existen bosques certificados en la Sierra de las Minas¹².

Un punto importante es alentar a los certificadores para que orienten y den a los manejadores la máxima flexibilidad posible para que desarrollen soluciones efectivas, que tengan impactos mínimos o más bien ganancias en el balance económico de la operación. Además, el monitoreo ecológico es una herramienta que los manejadores del bosque, interesados en la certificación forestal, pueden utilizar para determinar el estado de sus bosques y la calidad del manejo al que se ven sometidos, y así, continuar con las técnicas de manejo utilizadas o modificarlas para mejorar el manejo y lograr de esta manera la certificación. El manejo forestal producirá cambios en el bosque, y la meta del monitoreo ecológico debe ser ayudar a determinar si los cambios son aceptables o no (Finegan *et al.* 2004).

El presente estudio pretende colaborar con la validación de los enfoques de la Guía de Monitoreo Ecológico (Finegan *et al.* 2004), elaborada para bosques de latifoliadas; y aplicada por primera vez en bosques de coníferas, específicamente en bosques de la Sierra de las Minas. Generalmente, los sistemas silviculturales en bosques de coníferas llevan a reducciones significativas, más que en bosques de latifoliadas, de abundancia y área basal, por lo que es importante evaluar el impacto de estas acciones de manejo. Con base en la Guía de Monitoreo, se utilizaron cuatro indicadores de estructura y composición del rodal, y un grupo de especies sensibles a la perturbación: la comunidad de mariposas. Mediante el muestreo de dichos indicadores, se detectaron niveles de cambio en un bosque de coníferas manejado, con respecto a un bosque de referencia, y se estableció si el grado de cambio se encontraba dentro de los límites aceptables o inaceptables.

¹² (César Tot -correo electrónico- Director Sierra de las Minas, FDN 2004).

6 MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Área de estudio

6.1.1 Reserva de Biosfera Sierra de las Minas (RBSM)

El estudio se llevó a cabo en la RBSM durante los meses de febrero a junio de 2005. La Reserva se ubica en el nororiente de Guatemala, entre los valles del río Polochic y el río Motagua, tiene un área de 242,642 ha e incluye 5 zonas de vida, según el Sistema de Clasificación de Zonas de Vida de Holdrige (1983). La Reserva forma parte de una cadena montañosa que abarca parte de cinco departamentos de Guatemala: Alta Verapaz, Baja Verapaz, El Progreso, Izabal y Zacapa. En un recorrido de este a oeste, se extiende aproximadamente en 130km de longitud y tiene entre 10km y 30km de ancho con elevaciones desde nivel del mar hasta 3,015 msnm (FDN 2003) (Figura 23).

La RBSM está administrada por la Fundación Defensores de la Naturaleza (FDN), organización no gubernamental y no lucrativa, cuya misión es la conservación de la riqueza y diversidad biológica de Guatemala (Valle *et al.* 1999). El Consejo Nacional de Áreas Protegidas (CONAP) consideró que su alto valor la justifica como una Región de Conservación (CONAP 1999¹³ citado por FDN 2003). Desde el punto de vista del manejo forestal certificado en las zonas de amortiguamiento, la región cumple con los elementos ecológicos que requieren los Altos Valores para la Conservación (AVC) 1, 2 y 3, propuestos por el FSC (Rumiz *et al.* 2001), por ser un área protegida, contar con una gran proporción de bosques naturales y albergar especies endémicas y amenazadas (FDN 2003). Así, parece probable que de solicitarse la certificación, el manejo tendría que cumplir con los requisitos para BAVC.

La zona de uso múltiple de la Sierra de las Minas tiene una extensión de 34 600 ha (FDN 2003), y abarca 4 zonas de vida: Bosque muy Húmedo Subtropical (templado), Bosque muy Húmedo Subtropical (cálido), Bosque muy Húmedo Subtropical (frío) y Bosque Pluvial Montano Bajo Subtropical, según el Sistema de Clasificación de Zonas de Vida de Holdrige (1983). La actividad forestal se lleva a cabo mayormente en el área sur de la Sierra de las Minas, la cual es más accesible, mediante la carretera Interamericana.

¹³ CONAP, Política Nacional y Estrategia para el Desarrollo del Sistema Guatemalteco de Áreas Protegidas, 1999.

Localización del área de estudio

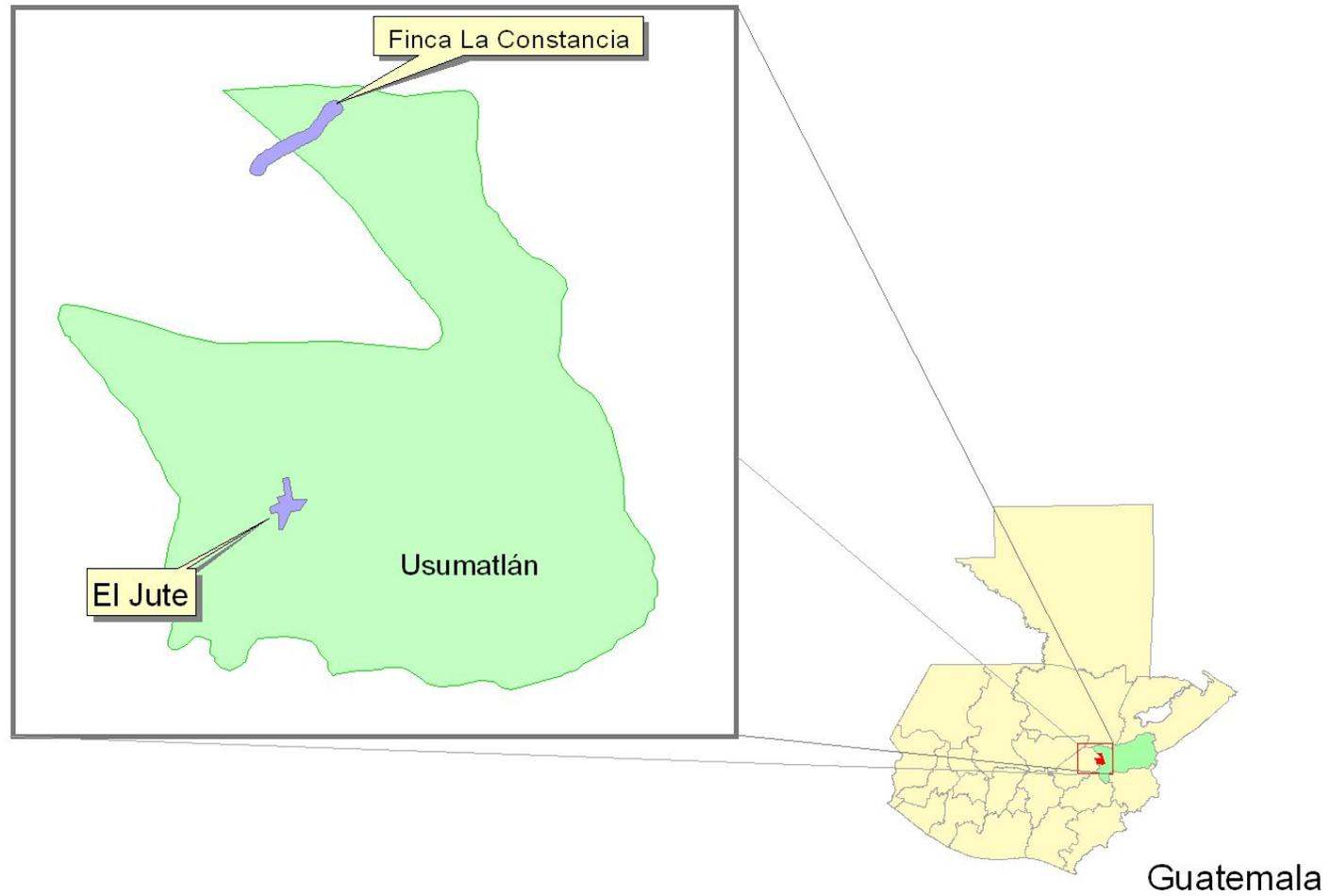


Figura 23. Mapa de la República de Guatemala y ubicación del área de estudio (Ministerio de... 2001).

6.1.2 Fincas que forman parte del área de estudio

El área de estudio se ubica en el Municipio de Usumatlán, y se compone de dos bosques ubicados de la siguiente manera: La Cumbre o zona de referencia, ubicado en la Finca La Constancia y colindante con la zona núcleo, bosque no intervenido recientemente, y Punta Jabalí, ubicado en la Finca El Jabalí, intervenido hace 14 años aproximadamente. De ahora en adelante los bosques bajo estudio serán denominados de la siguiente manera: Bosque Punta Jabalí (BPJ), y Bosque de Referencia (BR).

En el área de estudio se registra una precipitación promedio de entre 1750 y 2000 mm. por año, una biotemperatura promedio de 20° centígrados y una evapotranspiración potencial de entre 0.25 y 0.5 (Arreaga 2002a; Arreaga 2002b).

La topografía de la finca La Constancia, en donde se encuentra el BR, va de ondulada a escarpada, la hipsometría comprende desde los 1600 msnm hasta 2040 msnm, con pendientes homogéneas, de la siguiente manera: 138.3 ha (76% de la finca) de 26%-36%, y 43.4 ha (24%) de 36%-55% (Arreaga 2002a).

La topografía de la finca El Jabalí, en donde se localiza el BPJ, es también ondulada a escarpada y la hipsometría comprende desde los 650 hasta 2300 msnm con pendientes homogéneas. Las pendientes van de 36%-55% en el 22% de la finca (160 ha), y >55% en 78% de la finca (584 ha) (Arreaga 2002b).

6.1.3 Bosques en el área de estudio

El bosque manejado no cuenta con información escrita sobre el manejo. Existen, no obstante, planes de manejo para la Finca La Constancia (Arreaga 2002a) y la Finca El Jabalí (Arreaga 2002b), de donde se extrajo información importante sobre el área de estudio.

Sobre la base del sistema de clasificación de zonas de vida de Holdrige, la finca La Constancia se ubica en su mayor parte dentro de la zona de vida de Bosque Muy Húmedo Subtropical Frío, con las especies indicadoras siguientes: *Pinus maximinoi*, *Cupressus lusitanica* y *Quercus* spp., y por el Bosque Pluvial Montano Bajo, con las especies indicadoras siguientes: *Engelhartia* sp., *Laplacea* sp., *Podocarpus* sp., *Alfaroa* sp., *Nectandra* sp., *Cedrela pacayana*, *Acer* sp., *Cyathea* sp. y otras (Arreaga 2002a). Asimismo, dentro del sistema de zonas de vida Holdridge, la finca El Jabalí se encuentra mayormente dentro de las zonas de vida Bosque Húmedo Subtropical Templado y Bosque Muy Húmedo Subtropical Frío (Arreaga 2002b).

Según el plan de manejo (Arreaga 2002b), la superficie de la Finca Jabalí posee un 91% de bosque natural de coníferas y un 9% de bosque plantado de coníferas. Dentro de esta finca no existe asentamiento humano alguno (Arreaga 2002b).

El Principio 9 del FSC es el de Mantenimiento de los Bosques de Alto Valor para la Conservación. Según la guía de identificación de estos bosques (Jennings y otros 2002), existen 6 tipos de BAVC, de los cuales se identifican los siguientes para la Sierra de las Minas (Cuadro 15).

Cuadro 15. Bosques de Alto Valor para la Conservación

AVC1	Áreas de bosques con concentraciones significativas a nivel global, nacional o regional, de la biodiversidad (p.e., endemismo, especies en peligro, refugios).	La Sierra de las Minas es un importante banco de semillas forestales, con al menos 15 especies de coníferas tropicales, con gran potencial para el aprovechamiento forestal (FDN 2003).
AVC2	Áreas de bosque que contienen paisajes relevantes a nivel global, nacional o regional, que forman parte de o incluyen a la unidad de manejo, donde existen poblaciones viables de la mayoría –o todas- las especies que ocurren naturalmente con patrones naturales de distribución y abundancia.	La mayor cantidad de bosque primario existente en la Reserva está constituida por bosque nuboso y montano, localizado en las partes más altas de la Sierra. Además, la Reserva incluye cinco zonas de vida ¹⁴ (FDN 2003).
AVC3	Áreas de bosque que se ubican en o contienen ecosistemas raros, amenazados o en peligro.	Desde el punto de vista del manejo forestal certificado en las zonas de amortiguamiento, la región cumple con los elementos ecológicos que requieren los Altos Valores para la Conservación (AVC) 1, 2 y 3, por ser un área protegida, contar con una gran proporción de bosques naturales y albergar especies endémicas y amenazadas (FDN 2003).

- **Aprovechamiento forestal**

Los bosques fueron aprovechados a tala rasa hace más de 20 años¹⁵, antes de ser propiedad de Maderas El Alto; es más, existe evidencia de que probablemente la tala rasa se llevó a cabo hace 30 años, y se han recuperado por medio de la regeneración natural, por lo que se consideran bosques secundarios.

El área de Punta Jabalí fue aprovechada de nuevo hace 13-15 años aproximadamente, por medio de entresaque selectivo, desde un dap de 30cm en adelante, normalmente dirigido a la extracción de árboles de coníferas mal conformados, bifurcados y enfermos, dejando los árboles bien conformados y sanos para futura cosecha y productores de buena semilla. El entresaque

¹⁴ Mapa de zonas de vida de la República de Guatemala, Escala 1:600,000

¹⁵ *Com. Pers.* Ing. Lizardo López, Maderas El Alto 2005.

selectivo consiste en aumentar la proporción de especies comerciales en el bosque, sin eliminar las especies no deseables, y eliminar principalmente árboles que compiten directamente con árboles de futura cosecha (Louman *et al.* 2001).

En la mayoría de las extracciones en la zona, el volumen a extraer es de un 30 a 35 % del volumen total por ha. La parte norte de la finca colinda con la zona núcleo de la RBSM, en donde existe un bosque secundario no aprovechado, de la misma edad que el bosque manejado, el cual se utilizó como sitio de referencia¹⁶. Estos bosques no se ven sometidos a incendios severos debido a que el Plan de Manejo de las fincas contempla la prevención de los mismos (Arreaga 2002a; Arreaga 2002b).

La finca La Constancia cuenta con un Plan de Manejo (Arreaga 2002a), del cual se extrajo información general importante, sin embargo, el bosque dentro de esta finca es el de referencia (BR), ubicado en el área colindante con la zona núcleo, y no ha sido aprovechado de ninguna forma. Por consiguiente, los datos del aprovechamiento forestal de esta finca son irrelevantes para este estudio.

El método de corta está normado en el Manual de Manejo de las Áreas protegidas de CONAP. Ya que las pendientes están en un rango de 36% a 55%, el tratamiento que se lleva a cabo es el entresaque selectivo, dirigido a los árboles maduros, sobre maduros, bifurcados, torcidos y enfermos. En los lugares con pendientes mayores al 32% se construyen terrazas (plateo) para facilitar la infiltración y conservar el suelo (Arreaga 2002b).

6.2 Metodología

6.2.1 General

La metodología se basa principalmente en la aplicación de los enfoques de una Guía de Monitoreo Ecológico (Finegan *et al.* 2004), y trabajos como los de Aguilar (1999), Jolón (1999) y Ordóñez (2003). De ahora en adelante nos referiremos a ella como Guía de Monitoreo.

Mediante el árbol de decisiones propuesto en esta Guía, el cual toma en cuenta aspectos como el Valor de Conservación del bosque, el tipo de cosecha y la importancia ecológica de algunas plantas, se seleccionaron cuatro indicadores de filtro grueso: abundancia de árboles, área basal,

¹⁶ **Zona núcleo:** Preservación del ambiente natural, conservación de la diversidad biológica y preservación de las fuentes de agua, así como la investigación científica y el turismo ecológico en las áreas habilitadas para ello (FDN 2003).

apertura del dosel en el sotobosque, y estructura vertical (cobertura del follaje en diferentes estratos de altura), así como un indicador de filtro fino: La comunidad de mariposas. Estos indicadores se utilizaron para la evaluación y comparación entre los bosques, y dicha comparación parte de un análisis estadístico tradicional (ANDEVAS).

Se realizó una prueba de hipótesis comparando 3 bosques, el BPJ, el BR, y un bosque ubicado en la Finca Las Minas (BLM), el cual no se incluyó en el enfoque de la Guía de Monitoreo, debido a que su composición arbórea resultó ser distinta a la de los otros dos bosques, respaldado por el índice de similaridad de Sørensen (ver Artículo I) (Estrada 2005).

6.3 Diseño de muestreo para la evaluación de los indicadores de filtro grueso

En cada uno de los bosques (BPJ y BR) se establecieron 5 parcelas temporales de 20m x 50m y 3 transectos de 150m de largo, separados entre sí por 200m y colocados en el interior del bosque, evitando bordes. A lo largo de los transectos se establecieron parcelas temporales de 20m x 50m y puntos de muestreo cada 50m, de acuerdo con el indicador a evaluar. Los transectos y parcelas se establecieron en forma sistemática y el muestreo se realizó aleatoriamente.

6.3.1 Evaluación de indicadores

- **Estructura y composición del rodal**

Dentro de cada parcela de 20m x 50m, se evaluó el número total de árboles ≥ 10 cm dap. Para la identificación de los árboles, se contó con un “baquiano” en campo y, en lo posible, se tomaron muestras de cada árbol para su posterior identificación hasta género o especie; algunos árboles no pudieron ser identificados, por lo que se utilizó su nombre común. Para la identificación, la autora tomó como referencia a Standley y Steyermark (1946), y específicamente para los encinos a Marcos (1999), y se contó con la colaboración de la Directora del Herbario de la Universidad del Valle de Guatemala, Elfriede de Pöll. Los transectos de 150m de largo fueron utilizados para el muestreo de la comunidad de mariposas y para la evaluación de la apertura del dosel y estructura vertical.

- **Abundancia de árboles, total y por clases de tamaño, y área basal**

Para este indicador se utilizaron las parcelas de 20m x 50m. Para cada uno de los bosques (BPJ y BR), se determinó el número de individuos total y por clases de dap ≥ 10 cm. Se midió cada árbol dentro de la parcela con una cinta diamétrica a la altura del pecho, anotando el número de árbol, el segundo eje y su respectivo dap en caso de tenerlo, y el género y/o especie o nombre común. La muestra incluyó todo individuo ≥ 10 cm dap, incluyendo pinos, encinos, cipreses y

latifoliadas. Para fines de análisis de datos, el área basal se calculó a partir de las mediciones del dap.

- **Apertura del dosel en el sotobosque**

Para la evaluación de la apertura del dosel se utilizaron parcelas temporales de 10m x 10m a lo largo de los 3 transectos de 150m de largo, separados entre sí por 200m. Se hicieron mediciones cada 50m. Se utilizó un densiómetro esférico para estimar la apertura del dosel, haciendo cuatro mediciones dirigidas hacia los cuatro puntos cardinales y obteniendo un promedio de estas cuatro mediciones para cada parcela, para luego multiplicarlo por 1.04 y obtener el porcentaje de apertura del dosel.

- **Estructura vertical del bosque (Cobertura del follaje)**

Para la evaluación de este indicador se estimó la cobertura de la vegetación en varios estratos de altura, desde el sotobosque hasta el dosel superior. Para esta evaluación se utilizaron las parcelas temporales de 10m x 10m y se siguió la metodología propuesta por Thiollay (1992).

Para la toma de datos se estimó en forma subjetiva el porcentaje de cobertura de la vegetación de cada uno de 5 estratos, como lo recomienda Thiollay. Los estratos de altura se establecieron de la siguiente forma (Thiollay 1992):

- f. 0-2m
- g. 2-9m
- h. 10-20m
- i. 20-30m
- j. > 30m

Se utilizó una escala simple de valores de 0 a 1 para un porcentaje de cobertura de la vegetación: En cada punto de muestreo y para cada estrato de altura, se asignó un valor de 0 si no existía cobertura de vegetación dentro de la parcela de 10m x 10m; de 1 si la cobertura era de 1-33%; de 2 si era de 34-66 %, y de 3 si era >67%. De esta forma, a mayor valor de la escala, mayor cobertura de la vegetación.

6.3.2 Evaluación de la comunidad de mariposas

En el estudio se tomaron en cuenta las mariposas diurnas (Lepidoptera: Papilionoidea), de las familias que son bien conocidas taxonómica y ecológicamente: Papilionidae, Pieridae y Nymphalidae. No se recomienda tomar en cuenta a las familias Riodinidae, Lycaenidae y Hesperidae debido a que pueden presentar dificultades considerables en su identificación (Finegan *et al.* 2004), sin embargo, para este estudio se tomaron en cuenta la familia Hesperidae, debido a su alta representatividad en los bosques. Se tomó como referencia a DeVries (1987) preparado para las mariposas de Costa Rica pero que según Méndez y Coronado (1993), resulta adecuado para Guatemala; además de Smart (1984), De la Maza (1987) y d'Abrebra (1988). Asimismo, se compararon las mariposas capturadas con los especímenes de la Colección Entomológica de la Universidad del Valle de Guatemala (UVG), en donde fueron depositadas.

Los especímenes recolectados fueron montados y etiquetados, siguiendo las recomendaciones de DeVries (1987) y Borror y DeLong (1966). Los muestreos se hicieron mediante captura e identificación sin captura; los especímenes que no se lograron identificar o capturar se registraron como “desconocidos” y se les asignó una referencia de morfotipo que permitiera identificarlos en caso de lograr la captura, y fueron tomados en cuenta para los análisis estadísticos.

Se establecieron 3 transectos en el interior de cada tipo de bosque (BPJ, y BR). Cada transecto midió 150m de largo y estaban separados entre sí por 200m para darles independencia. El establecimiento de los transectos se hizo en forma sistemática, evitando zonas atípicas, su dirección no es relevante mientras se mantengan las distancias mínimas.

Se recorrió cada uno de los transectos a paso constante durante una hora con ayuda de un cronómetro, y se registraron y contaron los adultos de cada especie de mariposa presente a 10 metros de distancia a cada lado de la línea de 150m de largo. Los recorridos se realizaron entre 08:00 y 15:00 horas, bajo condiciones ambientales adecuadas (sin lluvia y con alta radiación). El esfuerzo de monitoreo de una hora no tomó en cuenta el tiempo extra necesario para la identificación o captura de un solo individuo (Thiollay 1992).

Se hicieron muestreos en los 3 transectos por cada bosque, de la siguiente forma: 6 horas por cada transecto para un total de 18 horas de muestreo por bosque. El orden de muestreo para cada bosque y transecto fue determinado al azar, para evitar sesgos provocados por la hora y día

de recolección de información. Se recopiló por transecto toda la información obtenida durante las evaluaciones; así, cada transecto constituye una réplica por tipo de bosque.

6.4 Protocolo de la Guía de Monitoreo

6.4.1 Determinación del nivel de impacto según la Guía Ecológica

Se calcularon los promedios y las desviaciones estándar para el bosque de referencia, el cual fue utilizado para establecer los niveles de variación natural (umbrales de cambio), y los promedios e intervalos de confianza para el bosque de coníferas manejado. Además, se determinaron los activadores de los umbrales con base en factores propuestos por la Guía de Monitoreo, activadores que a su vez determinaron si el manejo era aceptable.

- **Determinación de los valores de los umbrales a partir de la variación estadística en los sitios de referencia (Enfoque 1 de la Guía de Monitoreo)**

Para determinar el grado de cambio que se considera aceptable o no, se establecieron umbrales calculados a partir de la variación estadística de los indicadores en los sitios de referencia (desviación estándar). El Umbral de Cambio Bajo es aquel valor que se alcanza cuando el aumento o disminución en un valor del indicador excede una cantidad equivalente a una vez la desviación estándar del valor promedio del indicador en los sitios de referencia. El Umbral de Cambio Moderado excede en una cantidad correspondiente al valor de dos desviaciones estándar, y el Umbral de Cambio Alto, corresponde al valor de tres desviaciones estándar (ver Finegan *et al.* 2004).

De acuerdo con el enfoque de la Guía de Monitoreo, se calculó para cada indicador el promedio y su desviación estándar en el bosque de referencia. Con base en estos datos se calcularon los umbrales de cambio restando o sumando una desviación estándar (Umbral de Cambio Bajo), dos desviaciones estándar (Umbral de Cambio Moderado), y tres desviaciones estándar (Umbral de Cambio Alto) al promedio en el sitio de referencia. Se definieron los indicadores que podrían ser evaluados mediante el protocolo de la guía, basándose en el coeficiente de variación del BR para cada indicador, y utilizando únicamente los indicadores con un CV menor al 40%.

Se utilizaron curvas de coeficiente de variación versus esfuerzo de muestreo para los índices de apertura del dosel y cobertura del follaje, para saber si el aumento en el muestreo disminuiría la variabilidad del CV en estos indicadores (Inventarios forestales... 2002). Para la abundancia de árboles, el área basal y los gremios de mariposas no fue posible aumentar el muestreo debido a que los bosques eran muy pequeños.

- **Establecimiento de los valores de los activadores**

Un umbral es el valor de una variable de monitoreo que indica que un cierto cambio ha ocurrido, y un activador es el valor de dicho umbral, que indica que es necesario introducir modificaciones en el manejo como respuesta al cambio provocado por la intervención (Finegan *et al.* 2004). Los activadores de los umbrales para cada indicador se establecieron con base en los criterios descritos en la sección 6 de la Guía de Monitoreo.

La escogencia de un valor de umbral como activador para cada uno de los indicadores, depende de una variedad de factores. La Guía de Monitoreo sugiere cinco factores interrelacionados que se deben considerar al establecer los valores de los activadores. Estos son: los objetivos de conservación, la necesidad de precaución, la sensibilidad para la conservación, la sensibilidad de medición y a variación natural. El valor del umbral variará de bajo a alto de acuerdo con las características de cada indicador, los objetivos de conservación y de manejo, así como la variabilidad natural de los sitios de estudio (Finegan *et al.* 2004).

En muchas situaciones, el umbral de cambio sugerido para un activador puede variar según las consideraciones que se tomen en cuenta. Por ejemplo, una característica puede tener una alta sensibilidad para la conservación (lo que sugiere que debería seleccionarse un umbral de cambio bajo para el activador), pero baja sensibilidad de medición (sugiriendo que es conveniente seleccionar un umbral de cambio alto para el activador) (Finegan *et al.* 2004). Aplicando criterios sugeridos por Finegan *et al.* (2004), se decidió aplicar el umbral de cambio bajo en el BPJ.

Cuando se establecen activadores es absolutamente necesario identificar el contexto temporal. Por ejemplo, una disminución durante un tiempo corto en alguna característica puede ser aceptable, pero una disminución constante durante un período de varios años o décadas puede ser inaceptable (Finegan *et al.* 2004). Es por ello que tomando en cuenta el tiempo transcurrido desde el manejo y su posible recuperación, se fijaron los activadores para cada indicador utilizando un criterio riguroso para el BPJ, y los activadores variaron de acuerdo con la amplitud de los umbrales y cada clase diamétrica. Además, se utilizó un intervalo de confianza (IC) al 95% para el promedio de cada indicador en el BPJ, y se compararon estos valores con el valor del activador. Las gráficas de los umbrales de cambio se realizaron con el programa Sigmaplot 2000.

Para analizar a la comunidad de mariposas, se agruparon los individuos en gremios indicadores de perturbación (Sotobosque Abierto, Dosel y Claros del Bosque, y Borde, Claros Grandes y Áreas Perturbadas), y se evaluó el gremio indicador de no perturbación (Sotobosque Sombreado), y el gremio de Generalistas, por separado.

Para el gremio indicador de no-perturbación se fijaron los umbrales de cambio hacia abajo del valor de referencia, suponiendo que el número de individuos de las especies de este gremio disminuiría en los bosques manejados; mientras que el grupo de gremios indicadores de perturbación y el gremio de Generalistas se evaluaron fijando los umbrales hacia arriba del valor de referencia, sumando 1, 2 ó 3 desviaciones estándar, basándose en el supuesto de que el número de individuos de estas especies aumentaría debido a cambios producidos por el manejo.

7 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1 Establecimiento de umbrales y activadores

Tomando en cuenta los factores identificados en la Guía del Monitoreo para la fijación del activador del indicador (sensibilidad para la conservación, nivel de precaución, sensibilidad de medición, variación natural y objetivos de conservación), el contexto temporal del bosque manejado, es decir el tiempo de intervención transcurrido, y el coeficiente de variación (CV) para cada indicador se fijaron los cambios de umbral, como se señala en el Cuadro 16.

La mayoría de indicadores obtuvieron coeficientes de variación bastante altos, por lo que no pudieron ser sometidos al protocolo de la Guía de Monitoreo. Los únicos indicadores que pueden utilizarse en la práctica con base en dicho protocolo son el área basal total, la apertura del dosel, el porcentaje de cobertura del follaje (0m-2m, 2m-9m y 10m-20), y los gremios de mariposas indicadores de perturbación, los cuales obtuvieron CV menores al 40% (Cuadro 16). Los valores de referencia y los umbrales de cambio, así como los promedios e intervalos de confianza para los indicadores a evaluar se muestran en el Anexo 3.

Cuadro 16. Umbrales de cambio definidos para cada indicador en el BPJ. Indicadores con CV debajo de 40% (líneas sombreadas).

BPJ					
Indicador	Activador	C.V. del BR	Justificación n	Sentido de ubicación de los umbrales	Justificación
Abundancia de árboles total	NA	69	2	↓	a
Abundancia clase diamétrica 10-19	NA	76	2	↑	1
Abundancia clase diamétrica 20-29	NA	67	2	↓	a
Abundancia clase diamétrica 30-39	NA	92	2	↓	a
Abundancia clase diamétrica 40-49	NA	68	2	↓	a
Abundancia clase diamétrica 50-59	NA	69	2	↓	a
Abundancia clase diamétrica >60	NA	91	2	↓	a
Área basal total	UCM	31	1	↓	a
Apertura del dosel	UCB	38	1	↑	b
% Cobertura del follaje 0m-2m	UCB	28	1	↑	c
% Cobertura del follaje 2m-9m	UCB	38	1	↑	c
% Cobertura del follaje 10m-20m	UCB	38	1	↓	d
% Cobertura del follaje 20m-30m	NA	62	2	↓	d
% Cobertura del follaje >30m	NA	71	2	↓	d
Mariposas propias de sitios perturbados	UCB	22	1	↑	e
Mariposas propias de sitios no perturbados	NA	83	2	↓	f
Mariposas generalistas	NA	71	2	↑	e

UCB: Umbral de cambio bajo. **UCM:** Umbral de cambio medio.

NA: No aplica. No es posible determinar umbrales

1: El manejo se llevó a cabo hace 14 años, por lo que se espera una recuperación en este indicador.

2: Alta variabilidad del indicador. El umbral de cambio bajo permitiría una reducción drástica de la variable.

↓: Hacia abajo del valor de referencia

↑: Hacia arriba del valor de referencia

a: El manejo disminuye la abundancia de árboles y área basal.

b: El manejo aumenta la apertura del dosel, debido a la remoción de árboles grandes.

c: El manejo aumenta la regeneración en el sotobosque.

d: Remoción de árboles grandes y daño indirecto a árboles remanentes.

e: El manejo puede aumentar el número de individuos de las especies de estos gremios.

f: El manejo disminuiría el número de individuos de las especies de este gremio.

7.2 Indicadores de estructura del rodal

7.2.1 Abundancia de árboles

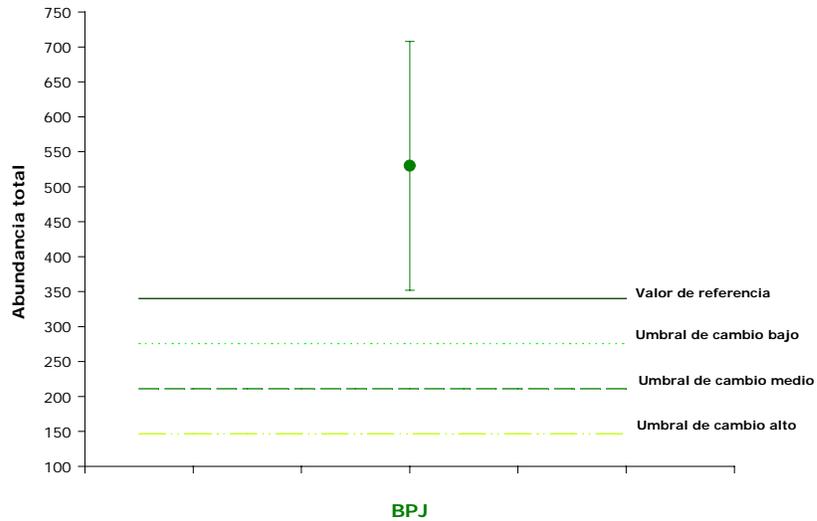


Figura 24. Umbrales de cambio para el indicador abundancia total de árboles, para bosques de coníferas de la Sierra de las Minas, Guatemala.

En la Figura 24 se observa que para el BPJ el IC no sobrepasó el valor de referencia (promedio del BR), encontrándose por encima del valor del mismo. Esto podría deberse al manejo llevado a cabo en el BPJ, el cual favoreció la regeneración, y al estado maduro del mismo que hace que supere al BR. A pesar de que se pueden observar los umbrales en la gráfica, debido a un alto CV para este indicador, no es posible utilizarlo en la práctica, ya que se permitiría una reducción muy drástica de la abundancia de árboles, incluso con el umbral de cambio bajo.

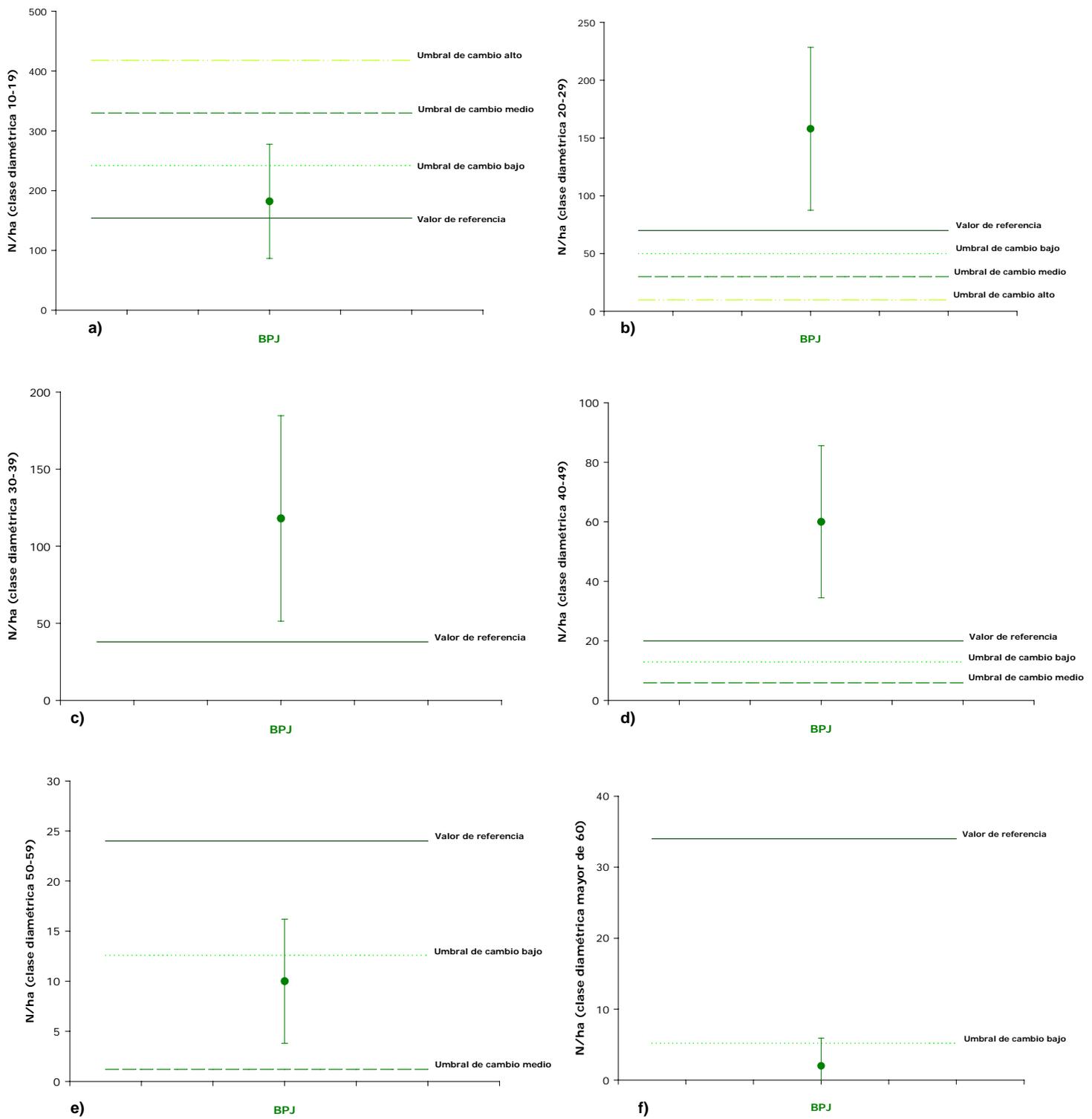


Figura 25. Umbrales de cambio para el indicador abundancia de árboles por clase diamétrica por ha, para bosques de coníferas de la Sierra de las Minas, Guatemala. a) CD 10-19, b) CD 20-29, c) CD 30-39, d) 40-49, e) DE 50-59, f) >60.

Todos los CV para las variables de abundancia por clase diamétrica por ha superaron el 40% establecido como límite para poder aplicar el protocolo de la Guía, por lo que no se recomienda su utilización en la práctica.

Algunos árboles pueden verse afectados por el entresaque selectivo, debido a daños provocados por éste (Johns 1988; Thiollay 1992). En la clase diamétrica 10-19 se fijaron los umbrales de cambio hacia arriba del valor de referencia, debido a que se esperaba que la alta regeneración ocurrida luego del manejo, cuando los árboles pequeños reemplazan a los grandes (Denslow 1995; Lähde *et al.* 2000), y el tiempo transcurrido desde el mismo, hayan permitido la recuperación de esta variable. De acuerdo con la Figura 25a, el IC del indicador para esta clase diamétrica traspasó el valor de referencia y el umbral de cambio bajo.

Para las clases diamétricas 20-29 y 40-49 (Figura 25 b y d), el IC del BPJ no traspasó el valor de referencia ni el activador. La recuperación para estas clases diamétricas va más allá del valor de referencia del BR, debido probablemente a que los árboles de este tamaño pudieron verse favorecidos por el raleo llevado a cabo (Johns 1988), y debido a que este bosque se encuentra en estado maduro luego del tiempo en que no ha sido manejado (Lähde *et al.* 2002).

Para las clases diamétricas 30-39, y >60 (Figura 25 c y f), no se pudieron fijar los umbrales de cambio ni evaluar estas variables de acuerdo con la Guía de Monitoreo. Para CD 50-59 (Figura 25e), el promedio del indicador traspasó el umbral de cambio bajo.

2.2.2. Área basal

Este indicador se encuentra por debajo de un CV del 40%, por lo que puede utilizarse en la práctica. Se parte del hecho de que las extracciones en el área permiten la reducción del 30% al 35% del volumen total por ha¹⁷, y que es inevitable y hasta necesario que el bosque cambie en alguna medida a causa del manejo (Finegan *et al.* 2004). De acuerdo con la Figura 26, el IC no tocó el activador, fijado en el umbral de cambio medio. Para el BPJ el manejo forestal es aceptable, con base en este indicador.

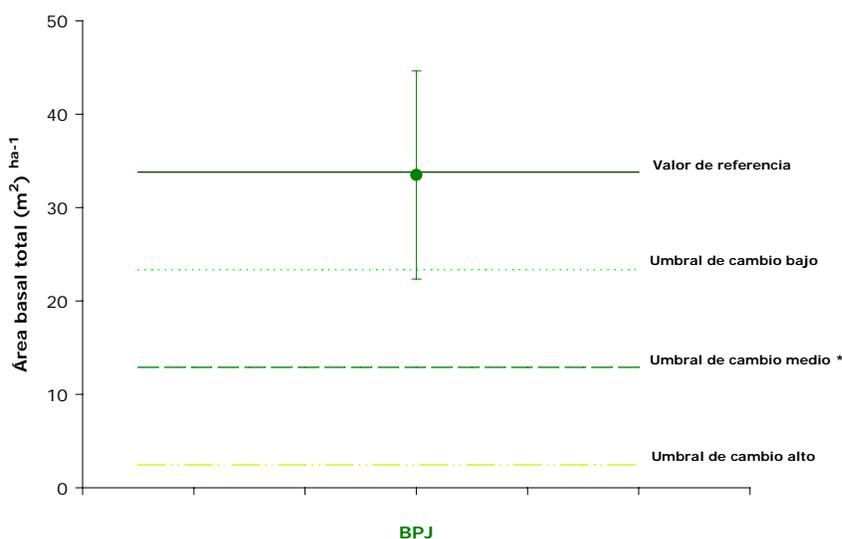


Figura 26. Umbrales de cambio para el indicador de área basal total para bosques manejados de coníferas de la Sierra de las Minas, Guatemala. *Umbral de cambio seleccionado como activador.

¹⁷ Com. pers. Ing. Lizardo López, Maderas El Alto 2005.

7.2.2 Apertura del dosel en el sotobosque

El CV para este indicador es del 38% por lo que puede evaluarse de acuerdo con el protocolo de la Guía. Los umbrales de cambio para el porcentaje de apertura del dosel se determinaron hacia arriba del promedio en el área de referencia (Finegan *et al.* 2004). Esto debido a que se espera un aumento de la apertura del dosel después de llevarse a cabo el manejo, debido a la remoción de árboles grandes (Denslow 1995; Lähde *et al.* 2002).

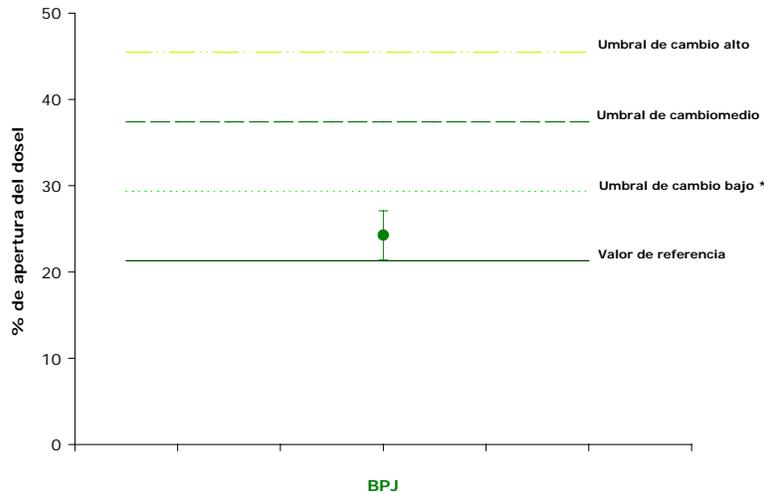


Figura 27. Umbrales de cambio para el indicador de apertura del dosel, para bosques manejados de coníferas de la Sierra de las Minas, Guatemala. *Umbral de cambio seleccionado como activador.

Se fijó el activador en el umbral de cambio bajo, y el promedio del indicador y el IC no alcanzan el mismo (Figura 27). Por tal razón, se considera que el manejo tiene un impacto aceptable sobre este indicador estructural en el BPJ.

7.2.3 Estructura vertical del bosque

Los umbrales de cambio para los estratos de 0m-2m y de 2m-9m, se determinaron hacia arriba del promedio en el área de referencia. Se realizó de esta manera para estos dos estratos debido a que la caída de los árboles durante el manejo provoca la apertura del dosel, lo que a su vez produce cambios en las condiciones físicas y ambientales del sitio, p.e. la cantidad de luz que llega al suelo, lo que estimula la regeneración de especies, promoviendo un sotobosque más denso (Johns 1988; Thiollay 1992; Hannah 1999; Crow *et al.* 2002). Asimismo, al aumento de luz y la regeneración pueden dar como resultado la creación o eliminación de hábitats, lo cual afectará a algunas especies y favorecerá a otras (Smith *et al.* 1997). Los únicos indicadores de cobertura del follaje con un CV menor al 40 % son los estratos 0m-2m, 2m-9m y 10m-20m.

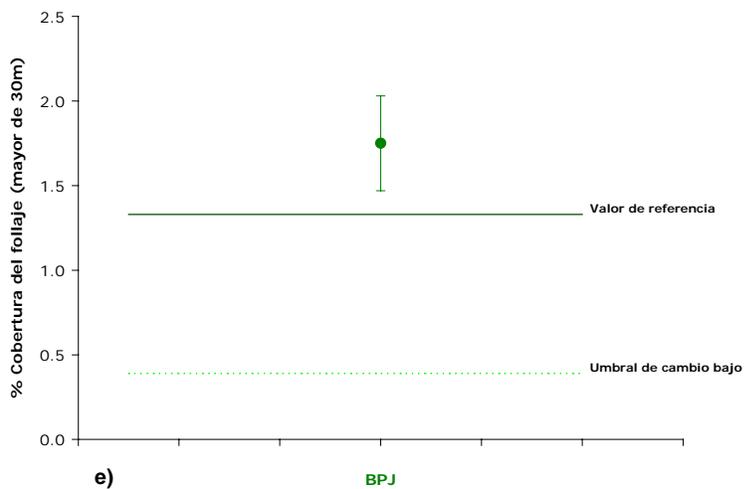
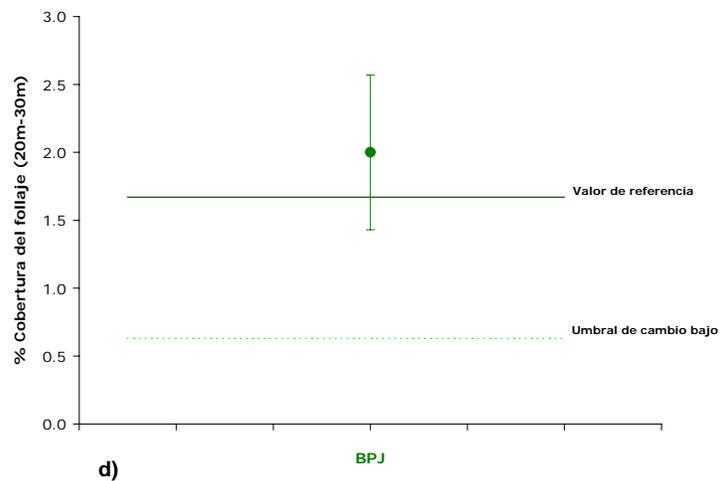
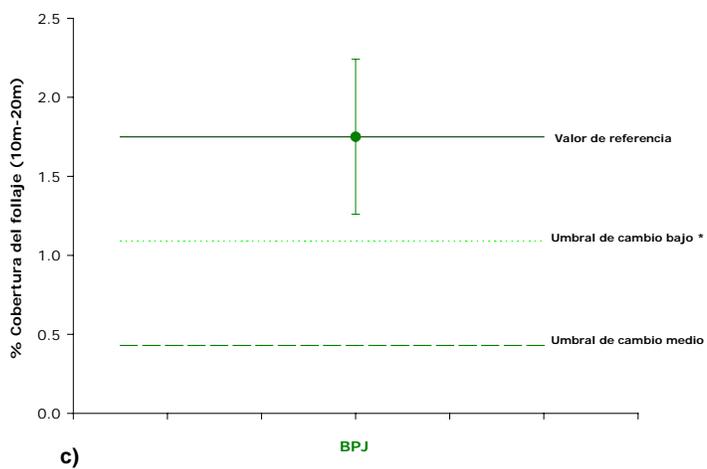
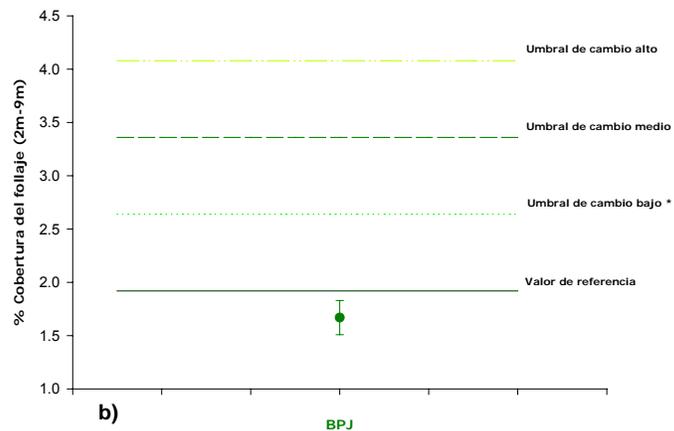
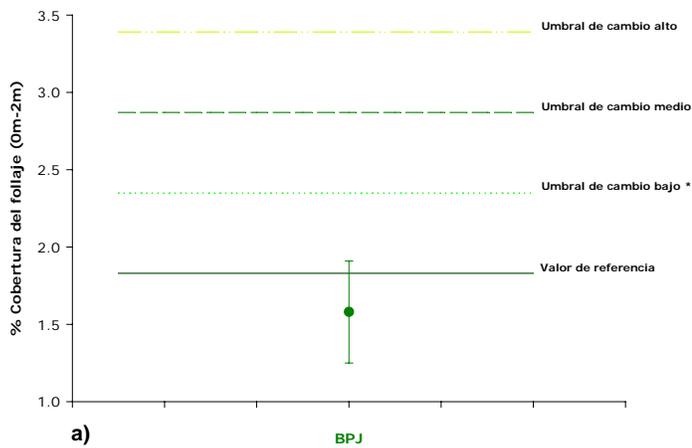


Figura 28. Umbrales de cambio para el indicador de estructura vertical, estrato 0m-2m, para bosques manejados de coníferas de la Sierra de las Minas, Guatemala. *Umbral de cambio seleccionado como activador. a) 0m-2m, b) 2m-9m, c) 10m-20m, d) 20-30m, e) >30m.

En la Figura 28a a se observan los cambios de umbral para el indicador de porcentaje de cobertura del follaje en el estrato más bajo (estrato 0m-2m). La apertura del dosel, y por ende la regeneración en el sotobosque, son cambios que normalmente suceden luego de realizarse el manejo (Denslow 1995; Lähde *et al.* 2002). Se fijó el activador en el umbral de cambio bajo, y el promedio y el IC no alcanzan a tocar el mismo. Para el estrato de 2m-9m (Figura 28b), el promedio e IC traspasan el valor de referencia, sin tocar el activador, fijado en umbral de cambio bajo. Ambos indicadores revelan un manejo dentro de los límites aceptables.

Por el contrario, para los estratos de 10m en adelante, los umbrales se establecieron hacia abajo del promedio en el área de referencia, restando 1, 2 ó 3 desviaciones, debido a que con la técnica de entresaque selectivo se remueve un pequeño porcentaje de árboles para madera, lo que puede provocar daño a los árboles remanentes (Johns 1988; Thiollay 1992).

En la Figura 28c se puede ver el promedio e IC del % de cobertura del follaje para el estrato 10m-20m para el BPJ. Se fijó el umbral de cambio bajo como activador, debido a que el umbral de cambio medio permitiría una reducción muy drástica; el IC no alcanza el activador. El promedio e IC para el % de cobertura del follaje de los estratos 20m-30m y >30 (Figura 28d y e) no alcanzan el umbral de cambio bajo; sin embargo, debido a la alta variabilidad en estos indicadores, no es posible aplicar el protocolo de la Guía de Monitoreo en estos casos.

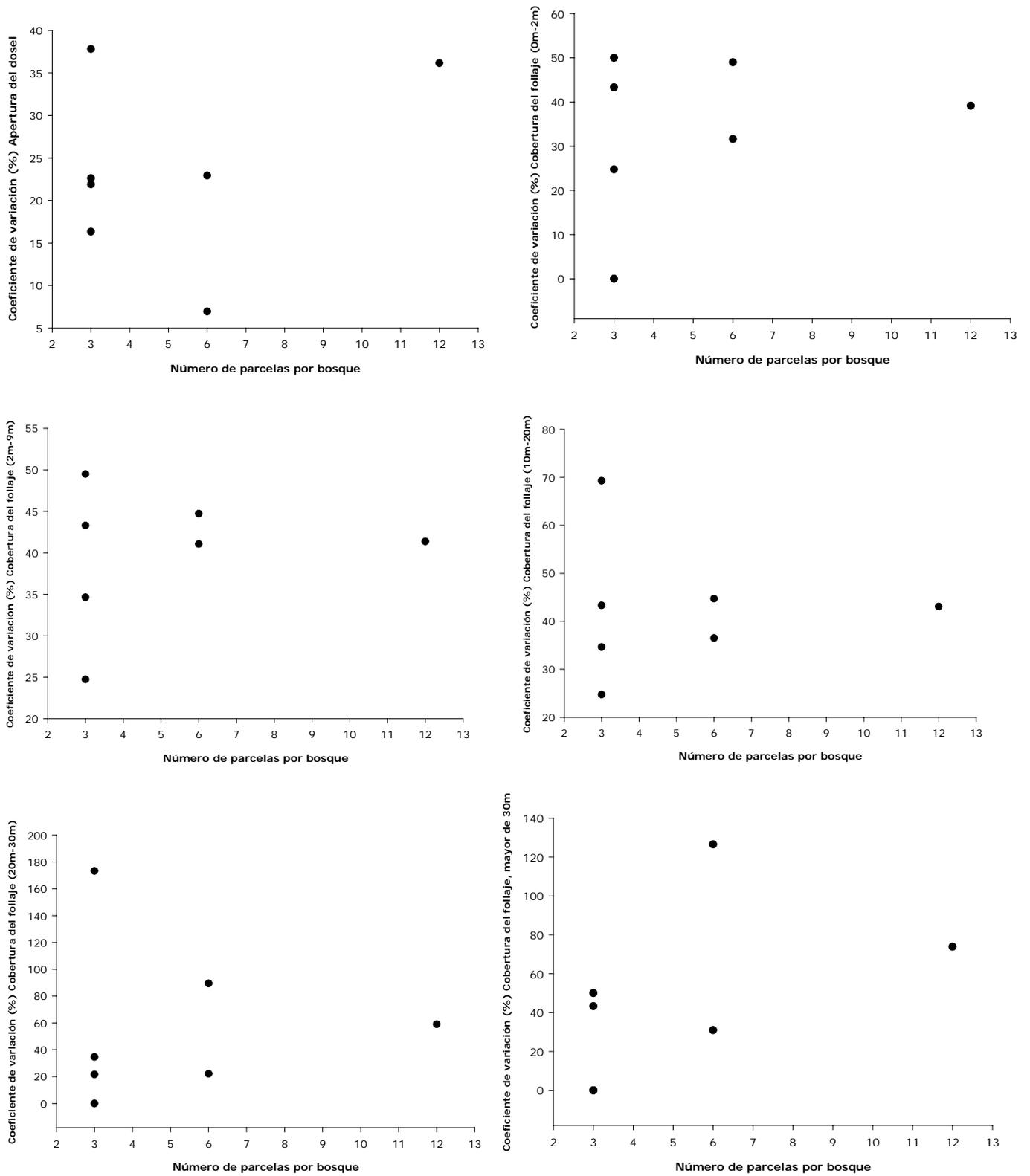


Figura 29. Curvas número de parcelas/Coeficiente de variación para indicadores de dosel y estructura vertical.

En la Figura 29, se pueden observar las curvas del coeficiente de variación con respecto al número de parcelas de cada bosque. Para la apertura del dosel, el coeficiente de variación disminuye de 3 a 6 parcelas, y aumenta de 6 a 12. Para el porcentaje de cobertura del follaje (0m-2m), el coeficiente disminuye levemente de 6 a 12 parcelas; para el estrato de 2m-9m, 10m-20m y 20m-30 se observa una considerable reducción del coeficiente de variación desde 3 a 12 parcelas; mientras que para el estrato mayor, el coeficiente sube de 3 a 6 parcelas y baja de nuevo en 12 parcelas, sin alcanzar el valor más bajo alcanzado en 3.

Con base en estos gráficos, se puede afirmar que el aumentar el esfuerzo de muestreo para el indicador de apertura del dosel no reduciría el coeficiente de variación, mientras que sí reduciría el CV de los estratos de cobertura del follaje.

7.3 Grupo de especies indicadoras de perturbación

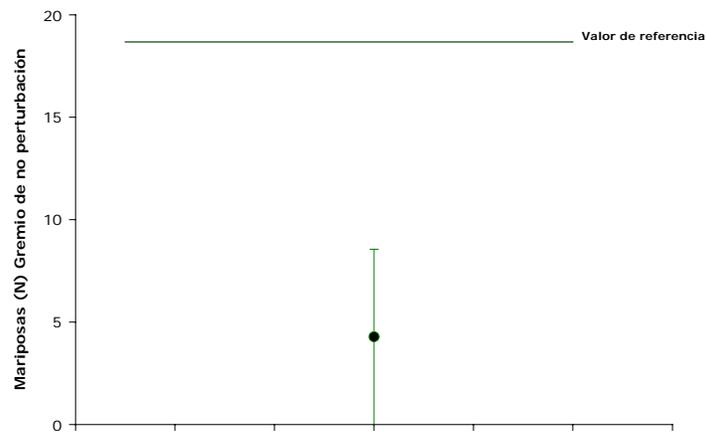
Para este análisis, se agruparon los gremios indicadores de perturbación (Sotobosque Abierto, Dosel y Claros del Bosque, y Borde, Claros Grandes y Áreas Perturbadas), y se evaluó el gremio indicador de no perturbación (Sotobosque Sombreado), y el gremio de Generalistas, por separado.

Para el gremio indicador de no-perturbación se fijaron los umbrales de cambio hacia abajo del valor de referencia, restando 1, 2 ó 3 desviaciones estándar, suponiendo que el número de individuos de las especies de este gremio disminuiría en los bosques manejados; mientras que el grupo de gremios indicadores de perturbación y el gremio de Generalistas se evaluaron fijando los umbrales hacia arriba del valor de referencia, sumando 1, 2 ó 3 desviaciones estándar, basándose en el supuesto de que el número de individuos de estas especies aumentaría debido a cambios producidos por el manejo. Los gremios indicadores de perturbación son los únicos que cuentan con un coeficiente de variación lo suficientemente bajo para ser evaluados por el protocolo de la Guía.

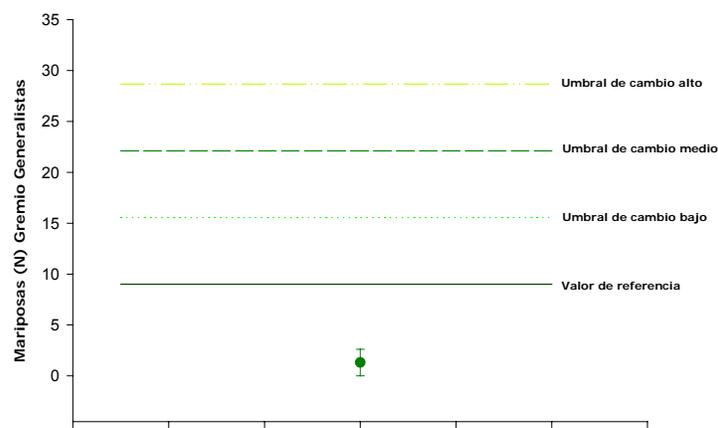
En la Figura 30a, se observa el promedio e IC del grupo de mariposas indicadoras de no perturbación. No fue posible aplicar el protocolo de la Guía de Monitoreo, debido a la alta variabilidad en este indicador, que impide establecer los umbrales de cambio.

En cuanto a los gremios indicadores de perturbación, se observa para el bosque manejado, que los promedios e IC están muy por debajo del valor de referencia, y en el BR se observa una presencia mucho más marcada de especies indicadoras de perturbación que en este bosque manejado (Figura 30b). Se fijó el activador en el umbral de cambio bajo, y no se presentan evidencias de un manejo inaceptable.

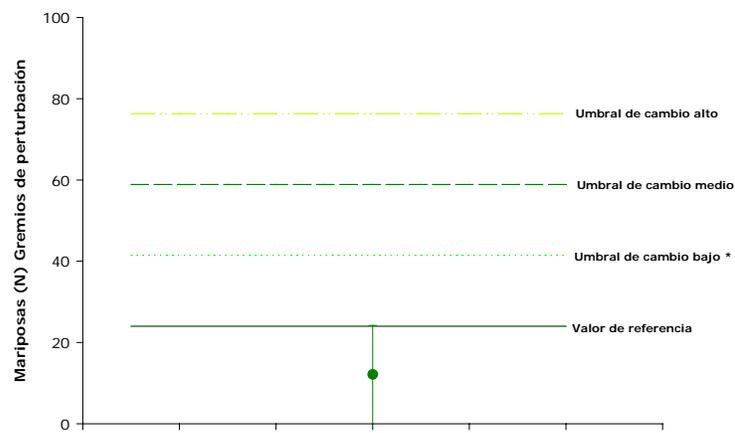
En las Figura 30c se pueden ver los umbrales de cambio para el gremio de Generalistas, para el cual se da la misma tendencia que en los gremios indicadores de perturbación, en que el promedio y el IC no sobrepasan el valor de referencia ni el activador, fijado en el umbral de cambio bajo. A pesar de poder observar los umbrales en la gráfica, no se recomienda el uso de este indicador a un alto CV.



a)



b)



c)

Figura 30. Umbrales de cambio para gremios de mariposas en bosques manejados de coníferas de la Sierra de las Minas, Guatemala. *Umbral de cambio seleccionado como activador. a) Gremio de mariposas indicador de no perturbación (Sotobosque Sombreado), b) Gremios de mariposas indicadores de perturbación, c) Gremio de mariposas generalistas.

8 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las evaluaciones para el BPJ se llevaron a cabo fijando los activadores en umbrales de cambio medio y umbrales de cambio bajo, debido a que se decidió utilizar un criterio riguroso para un bosque que no ha sido intervenido en mucho tiempo, y tomando en cuenta que se trata de un BAVC. Asimismo, los activadores fueron fijados en los umbrales de cambio de acuerdo a las características específicas de cada indicador y a la amplitud de los umbrales.

Los umbrales de cambio de la mayoría de los indicadores fueron bastante amplios, y debió fijarse el activador en el umbral de cambio bajo para algunos, y para otros no se pudo aplicar el protocolo de la Guía de Monitoreo. Se utilizó un coeficiente de variación del 40% como el valor límite para tomar en cuenta los indicadores a someterse a dicho protocolo, y no se recomienda el uso de los indicadores arriba de este límite debido a su alta variabilidad natural.

Los indicadores de área basal, cobertura del follaje (0m-2m, 2m-9m y 10m-29m), así como los gremios de mariposas indicadores de perturbación, fueron los únicos sometidos al protocolo de la Guía. Éstos revelaron que el nivel de impacto causado por el manejo llevado a cabo se encuentra dentro del nivel aceptable para este bosque, desde un punto de vista ecológico.

Los gremios de Sotobosque Sombreado y Generalistas presentaron una alta variabilidad, por lo que no se sometieron al protocolo de la guía. Los gremios indicadores de perturbación revelan un manejo aceptable, y los promedios e IC están muy por debajo del valor de referencia presentado en el BR.

La evaluación de los grupos de especies arbóreas (coníferas y latifoliadas) mediante el protocolo de la Guía de Monitoreo podría ser utilizada como un sistema de alerta temprana, para prevenir que ciertos grupos sean favorecidos o afectados por el manejo forestal. Sin embargo, el área de estudio cuenta con un alto porcentaje de bosque latifoliado protegido, por lo que esta evaluación no se hace necesaria.

En cuanto a las mariposas como indicadores ecológicos, es recomendable realizar 2 o más muestreos durante el año, con el fin de evaluar la mayor cantidad de especies de mariposas posible, y poder hacer deducciones más precisas sobre la calidad del hábitat del área de estudio.

Los protocolos de la Guía de Monitoreo requieren de un esfuerzo de muestreo bastante alto, por lo que no es tan fácil aplicar esta metodología en un inicio; sin embargo, los datos obtenidos para

un bosque bajo manejo pueden ser tomados en cuenta para otros bosques manejados, siempre y cuando éstos compartan las mismas características naturales y de prácticas de manejo que el bosque ya evaluado.

9 LITERATURA CITADA

- Aguilar-Amuchastegui, N. 1999. **Criterios e indicadores de sostenibilidad ecológica: Caracterización de la respuesta de dos grupos de insectos propuestos como verificadores.** Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE. 74 p.
- Arreaga, O. 2002a. **Plan de manejo forestal Finca La Constancia.** Usumatlán, GT, Maderas El Alto, S.A. 11p.
- Arreaga, O. 2002b. **Plan de manejo forestal Finca El Jabalí.** Usumatlán, GT, Maderas El Alto, S.A. 9p.
- Bennett, E. 2000. **Timber certification: Where is the voice of the biologist?** Conservation Biology 14: 921-923.
- Borror, D.J. y DeLong, D.M. 1966. **An introduction to the study of insects.** New York, US, Holt, Rinehart and Winston, Inc. 819 p.
- Congreso Forestal Centroamericano (3, 1997, San José, Costa Rica). 1997. **Tercer Congreso Forestal Centroamericano.** Morales y Cartín (es). San José, CR, Impresos Belén, S.A. 297 p.
- Crow, T. R., Buckley, D., Nauertz, E. & Zasada, J. 2002. **Effects of management on the composition and structure of Northern hardwood forests in Upper Michigan.** Forest Science 48 (1): 129-145.
- D`Abrera, B. 1984. **Butterflies of South America.** Hill House, Australia. 256 pp.
- De Camino, R. Y M. Alfaro. 1997. **La certificación forestal en Centroamérica.** (En línea) San José, CR, PROARCA CAPAS. 69 p. Disponible en: http://www.gtz.de/forest_certification/download/d2.pdf
- De la Maza, R. 1987. **Mariposas mexicanas.** México, D.F., MX, Fondo de Cultura Económica. 302 p.
- Denslow, J. S. 1995. **Disturbance and diversity in tropical rain forests: The density effect.** Ecological Applications 5(4):962-968.
- Devries, P.J. 1987. **The butterflies of Costa Rica and their natural history. Papilionida, Pieridae, Nymphalidae.** New Jersey, Princeton University Press. 327p.
- Farjon & Page. 1999. **Conifers.** Gland, CH y Cambridge, UK, International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN). 121 p.
- FDN (Fundación Defensores de la Naturaleza). 2003. **Tercer Plan Maestro para la Biosfera Sierra de las Minas.** Versión electrónica. 81 p.
- Finegan, B., Hayes J., Delgado, D., Gretzinger, S. 2004. **Monitoreo ecológico del manejo forestal en el trópico húmedo: una guía para operadores forestales y certificadores con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación.** WWFCENTROAMERICA/PROARCA/CATIE/OSU. 116 p.

- Holdridge, L.R. 1983. **Mapa de Zonas de Vida a nivel de Reconocimiento.** Instituto Nacional Forestal. Guatemala.
- Infostat. 2003. **InfoStat/Profesional Versión 1.6.** (En línea). Córdoba, AR, Universidad de Córdoba. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar/>
- **Inventarios forestales para bosques latifoliados en América Central.** 2002. eds. Lorena Orozco, Cecilia Brúmer. Turrialba, CR, CATIE. 264p. (Serie técnica.Manual técnico/CATIE; no.50).
- Jennings, S.; Nussbaum, R.; Synntt, T.; Azevedo, T.; Brown, N.; Colchester, M.; Iacobelli, T.; Jarvie, J.; Lindhe, A.; Vallejos C; Yaroshenko, A.; Chunquan, Z. 2002. **A toolkit for identifying and managing high conservation value forests.** Review Draft 1. unpublished document by ProForest, Oxford, United Kingdom.
- Johns, A. 1988. **Effects of “selective” timber extraction of rain forest structure and composition and some consequences for frugivores and folivores.** Biotropica 20(1): 31-37.
- Jolón, M.R. 1999. **Establecimiento de la línea base de información de biodiversidad del bosque manejado en San Miguel La Palotada, Petén, Guatemala, y su aplicación en el monitoreo.** Tesis Mag. Sc. San José, CR, CATIE. 100 p.
- Lähde, E., Eskelinen, T. & Väänänen, A. 2002. **Growth and diversity effects of silvicultural alternatives on an old-growth forest in Finland.** Forestry, Vol. 75 (4): 395-400.
- Louman, S; Quirós, D; Nilsson, M. 2001. **Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central.** Turrialba, CR, CATIE. 265 p.
- Marcos, C. 1999. **Censo de especies del género Quercus y su distribución geográfica en dos cuencas de la RBSM.** Tesis Ing. Forestal, Guatemala, GT, Universidad del Valle de Guatemala (UVG). 99p.
- Méndez, C. y Coronado, E. 1993. **Evaluación ecológica rápida de la Reserva de la Biosfera Sierra de las Minas.** Ed. L Villar. CECON, Ciudad de Guatemala, GT. 57 p.
- **Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación –MAGA-**. 2001. Unidad de Políticas e Información Estratégica –UPIE-. Programa de Emergencia por Desastres Naturales –PEDN-.
- Ordóñez, Y. 2003. **Validación de indicadores ecológicos para la evaluación de sostenibilidad en bosques bajo manejo forestal en el trópico húmedo, con énfasis en Bosques de Alto Valor para la Conservación.** Tesis Mag. Sc. San José, CR, CATIE. 74 p.
- Ordóñez, Y.; Delgado, D.; Finegan, B. 2005. **Monitoreo ecológico en bosques húmedos tropicales certificados en la RAAN, Nicaragua: evaluación del impacto ecológico del manejo forestal.** Recursos naturales y ambiente.

- Robles, G., Oliveira, K. & Villalobos, R. 2000. **Evaluación de los productos forestales no madereros en América Central**. En: **Evaluación de los recursos forestales mundiales** (en línea). Programa de Evaluación de los Recursos Forestales, FAO, Roma, IT. Consultado: 24 sept. 2005. Disponible en: http://www.fao.org/documents/show_cdr.asp?url_file=/docrep/007/ae159s/AE159S06.htm
- Rumiz, D., Quevedo, L., Balza, R. 2001. **Bases y Propuesta de Indicadores para la Aplicación del Principio 9 del FSC en la Certificación de Bosques Naturales Tropicales de Bolivia**. Informe de consultoría encargado por el Consejo Boliviano para la Certificación Forestal Voluntaria (En línea). Santa Cruz, BO. Disponible en: http://www.google.co.cr/search?q=cache:wo4_drYalkJ:www.consejoforestal.org.bo/DocumentosCertificacion/BAVC/BasesPropuestas.rtf+fsc+%2B+bavc+concepto&hl=es
- Sigma Plot. 2000. **Sigma Plot, exact graphics for exact science**. (En línea). Disponible en: <http://www.cof.orst.edu/net/software/install/graphics/sigplot/index.php>
- Smart, P. 1984. **The illustrated encyclopedia of the butterfly world in color**. Over 2000 species reproduced life size. Secaucus, US, Chartwell Books Inc. 274 p.
- Smith, D.M., Larson, B.C., Kelty, M.J., Ashton, P.M.S. 1997. **The practice of silviculture: applied forest ecology**. John Wiley & sons, Inc. USA. 537 p.
- Standley, P. & Steyermark, J. 1946. **Flora de Guatemala**. Tomos I-XII. Chicago Natural History Museum, EU.
- Steidl, R. J.; Hayes, J. P.; Schaubert, E. 1997. **Statistical power analysis in wildlife research**. J. Wildl. Manage. 61(2):1997.
- Thiollay, J. 1992. **Influence of selective logging on bird species diversity in Guianan rain forest**. Conservation biology: vol 6 (1): 47-63.
- Valle, L., Soto, R., Negreros, M del P., Pérez, S., Castañeda, C. 1999. **Áreas prioritarias para la conservación en el sector norte del matorral espinoso del Valle del río Motagua, Guatemala**. Fundación Defensores de la Naturaleza, Programa Ambiental Regional para Centroamérica/*Central American Protected Area System*, Guatemala, GT. 168 p.

10 ANEXOS

Anexo 1. Árboles registrados para los tres bosques bajo estudio.

Familia	Especie	Nombre común	BLM	BPJ	BR
FAGACEAE	<i>Quercus polymorpha?</i>	Encino		x	
FAGACEAE	<i>Quercus sapotifolia</i>	Encino			x
FAGACEAE	<i>Quercus crispifolia</i>	Encino			x
CUPRESSACEAE	<i>Cupressus lusitanica</i>	Ciprés		x	x
PINACEAE	<i>Pinus tecunumanii</i>	Pino	x		
PINACEAE	<i>Pinus maximinoi</i>	Pino		x	x
FAGACEAE	<i>Quercus conspersa</i>	Encino/belloto	x		
BETULACEAE	<i>Ostrya virginiana</i>	Gamuso	x	x	x
SAURIAACEAE	<i>Saurauia waldheimia?</i>	Achotillo	x		
FLACOURTIACEAE	<i>Casearia nitida?</i>	Cafecillo	x		x
FABACEAE	<i>Inga vera</i>	Cuje	x		
STERCULIACEAE	<i>Chiranthodendron pentactylon</i>	Carreto/mano de mico	x		
RHAMNACEAE	<i>Karwinskia calderonii?</i>	Pimientillo	x		
FAGACEAE	<i>Quercus pilicaulis</i>	Encino/belloto grande	x		
CLETHRACEAE	<i>Clethra occidentalis</i>	Zapotillo		x	x
ASTERACEAE	<i>Perymenium grande</i>	Tatascamite/taxiscobo			x
-----	-----	Canelo	x		
MORACEAE	<i>Ficus sp.</i>	Amate de montaña		x	
-----	-----	Ojo de venado			x
FAGACEAE	<i>Quercus oocarpa</i>	Palo de zorro			x
-----	-----	Mano de león			x

Anexo 2. Mariposas registradas para los tres bosques bajo estudio.

Familia	Subfamilia	Especie y morfoespecie (M)	BLM	BPJ	BR
PAPILIONIDAE	Papilioninae	<i>Parides photinus</i>			x
PAPILIONIDAE	Papilioninae	<i>Papilio pilumnus</i>	x		
PAPILIONIDAE	Papilioninae	<i>Papilio</i> , sp. (M1)	x		
PAPILIONIDAE	Papilioninae	<i>Papilio</i> , sp. (M2)	x		
PAPILIONIDAE	Papilioninae	<i>Papilio</i> , sp. (M3)		x	
PAPILIONIDAE	Papilioninae	<i>Papilio</i> , sp. (M4)		x	x
PIERIDAE	Dismorphiinae	<i>Dismorphia crisia virgo</i>	x		x
PIERIDAE	Pierinae	<i>Catasticta flisa flisa</i>	x		
PIERIDAE	Pierinae	<i>Catasticta</i> , sp.	x		
PIERIDAE	Pierinae	<i>Leptophobia aripa</i>		x	x
PIERIDAE	Coliadinae	<i>Antheos clorinde?</i>		x	
PIERIDAE	Coliadinae	<i>Phoebes philea</i>	x	x	x
PIERIDAE	Coliadinae	<i>Phoebes</i> , sp.	x		x
NYMPHALIDAE	Nymphalinae	<i>Siproeta</i> , sp.?		x	
NYMPHALIDAE	Heliconiinae	<i>Dione moneta butleri</i>		x	x
NYMPHALIDAE	Heliconiinae	<i>Heliconius hortense</i>	x	x	x
NYMPHALIDAE	Heliconiinae	<i>Heliconius</i> , sp. (M1)		x	
NYMPHALIDAE	Heliconiinae	<i>Heliconius</i> , sp. (M2)			x
NYMPHALIDAE	Melitaeinae	<i>Anthanassa drymaea</i>		x	
NYMPHALIDAE	Melitaeinae	<i>Anthanassa</i> , sp.		x	
NYMPHALIDAE	Ithomiinae	<i>Greta nero</i>		x	
NYMPHALIDAE	Ithomiinae	<i>Greta</i> , sp.			x
NYMPHALIDAE	Satyrinae	<i>Dioriste tauropolis</i>	x	x	
NYMPHALIDAE	Satyrinae	<i>Cyllopsis hedemanni hedemanni</i>		x	x
NYMPHALIDAE	Satyrinae	<i>Cissia satyrina</i>		x	x
NYMPHALIDAE	Satyrinae	<i>Oxeoschistus hilarus</i>			x
NYMPHALIDAE	Satyrinae	Morfoespecie 1		x	
ARCTIIDAE	-----	<i>Ormetica taeniatta</i>	x	x	
ARCTIIDAE	-----	<i>Cyanopepla</i> sp.		x	
HESPERIIDAE	-----	<i>Astrartes fulgurator</i>	x		x
HESPERIIDAE	-----	Morfoespecie 1	x	x	x
HESPERIIDAE	-----	Morfoespecie 2	x		
HESPERIIDAE	-----	Morfoespecie 3	x		

Anexo 3. Síntesis de los impactos del manejo y valores promedio \pm desviación estándar, para cada indicador para el bosque de coníferas bajo estudio (BPJ).

Indicador	Valor promedio BR	Valor promedio BPJ	Impacto del manejo
			BPJ
Abundancia de árboles total	340 \pm 64.42	530 \pm 203.10	N.A.
Abundancia por ha CD 10-19	154 \pm 87.92	182 \pm 108.95	N.A.
Abundancia por ha CD 20-29	70 \pm 20.00	158 \pm 80.44	N.A.
Abundancia por ha CD 30-39	38 \pm 38.34	118 \pm 75.96	N.A.
Abundancia por ha CD 40-49	20 \pm 7.07	60 \pm 29.15	N.A.
Abundancia por ha CD 50-59	24 \pm 11.40	10 \pm 7.07	N.A.
Abundancia por ha CD >60	34 \pm 28.81	2 \pm 4.47	N.A.
Área basal total	33.79 \pm 10.45	33.49 \pm 12.71	No
Apertura del dosel	21.29 \pm 8.06	24.25 \pm 2.52	No
% Cobertura del follaje, estrato 0m-2m	1.83 \pm 0.52	1.58 \pm 0.29	No
% Cobertura del follaje, estrato 2m-9m	1.92 \pm 0.72	1.67 \pm 0.14	No
% Cobertura del follaje, estrato 10m-20m	1.75 \pm 0.66	1.75 \pm 0.43	No
% Cobertura del follaje, estrato 20m-30m	1.67 \pm 1.04	2.00 \pm 0.50	N.A.
% Cobertura del follaje, estrato >30m	1.33 \pm 0.95	1.75 \pm 0.25	N.A.
Gremio indicador de no-perturbación	25.3 \pm 21.12	33.7 \pm 2.52	N.A.
Gremios indicadores de perturbación	54.27 \pm 12.17	55.3 \pm 5.39	No
Gremio de Generalistas	20.43 \pm 14.44	11.87 \pm 2.81	N.A.

N.A. = No aplica. No es posible fijar umbrales de cambio debido a la alta variabilidad natural del indicador.

Anexo 4. Actividades a desarrollar en este proyecto de investigación.

Actividad por mes	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Fase Preliminar													
Reconocimiento del área de estudio													
Trámites de permisos de recolección de especies													
Fase de Campo													
Recolección de datos													
Fase de Laboratorio													
Identificación de especies													
Procesamiento de la información colectada en campo													
Análisis de resultados													
Revisión Bibliográfica													
Elaboración del Informe final													
Sustentación													

Anexo 5. Presupuesto de este proyecto de investigación.

CATEGORÍA	Unidad	Costo x unidad (USD)	# Unidades	Costos (USD)
RUBROS FACTURABLES -CATIE				
MATERIAL DE OFICINA				
Papel Bond		10.00	2	20.00
Papelería y fotocopias		75.00		75.00
Cartucho de tinta blanco y negro		25.00	4	100.00
Caja de CD		5.00	1	5.00
EQUIPO Y MATERIAL DE CAMPO				
Brújula		40.00	1	40.00
Pita plástica		10.00	2	20.00
Cinta métrica marca Keson, 30m	Unidad	20.00	1	20.00
Cinta Flagging 2" x 150 ft		5.00	5	25.00
Chumpa impermeable		45.00	1	45.00
Botas de campo		45.00	1	45.00
Rapidógrafos de punta fina 0.1 y 0.2		1.50	6	9.00
Libreta de campo		20.00	2	40.00
Sobres para mariposas		12.50	500	40.00
Un juego de pinzas	Juego	20.00	1	20.00
Red lepidoterológica Bioquip		30.00	1	30.00
Recipientes plásticos		6.00	3	18.00
Silica gel (kg)		10.00	10	100.00
EQUIPO DE APOYO OPERACIONAL				
USB	unidad	49.00	1	49.00
Transporte				
Pasaje de ida y vuelta CR-Guatemala-CR	Tiquete	220.00	2	440.00
Impuestos de salida CR		26.00	1	26.00
Impuestos de salida Guatemala		3.00	1	3.00
Total de rubros facturables				1,170.00
RUBROS NO FACTURABLES				
FASE DE CAMPO				
Mano de obra				
Auxiliar de campo para identificación de especies	Semana	80.00	4	320.00
Combustible	mes	50.00	5	250.00
Llamadas telefónicas				
Llamadas telefónicas nacionales	meses	12.00	5	60.00
Alojamiento				
Hospedaje tesista tiempo de campo	meses	80.00	5	400.00
Total de rubros no facturables				1,030.00

CATEGORÍA	Unidad	Costo x unidad (USD)	# Unidades	Costos (USD)
TOTAL A FINANCIAR POR CATIE				2,200.00
OTRAS FUENTES DE FINANCIAMIENTO				
Maderas El Alto				
Transporte Río Hondo Finca Constancia	meses	50.00	5	250.00
Baquiano	meses	125.00	5	625.00
Total donante 1				875.00
Financiamiento personal				
Alimentación	meses	300.00	5	1,500.00
Total financiamiento personal				1,500.00
TOTAL OTRAS FUENTES DE FINANCIAMIENTO				2,375.00
TOTAL PROYECTO				4,575.00