



PROGRAMA DE EDUCACIÓN PARA EL DESARROLLO Y LA CONSERVACIÓN

Escuela de posgrado

**Diversidad funcional de epífitas en sistemas silvopastoriles como
fuente de hábitat para aves en la sub-cuenca del
Río Copán, Honduras**

Por

Marcos Decker Franco

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

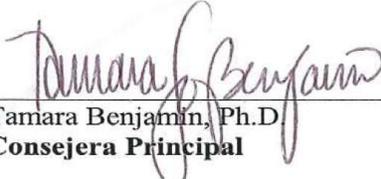
Magister Scientiae en Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad

Turrialba, Costa Rica, 2009

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 EN MANEJO Y CONSERVACIÓN
DE BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD**

FIRMANTES:



Tamara Benjamin, Ph.D.
Consejera Principal



Fabrice De Clerck, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



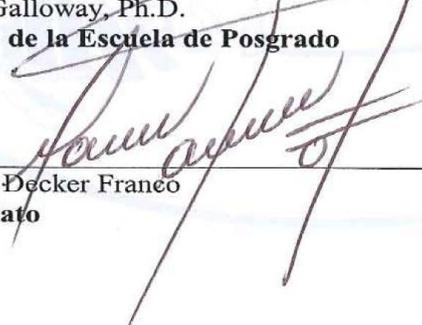
Bryan Finegan, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Fernando Casanoves, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Glenn Galloway, Ph.D.
Decano de la Escuela de Posgrado



Marcos Decker Franco
Candidato

DEDICATORIA

*Somos buscadores y al mirar hacia atrás
reconocemos en el tramo recorrido,
el sentido de nuestra trayectoria.
A veces olvidamos por qué caminamos,
y en ocasiones dudamos sobre la bifurcación que escoger.
Pero somos corredores de fondo,
viajeros capaces de atrapar con la mirada,
los más pequeños significados de cada instante.
Abiertos al asombro, intuyendo lo maravilloso.
Para aquellas personas a quienes nos
debemos, por quienes somos y estamos
Para ustedes mi familia*

AGRADECIMIENTOS

A mi papá, mamá y hermanos por su eterno amor.

A mi profesora consejera Tamara Benjamin por las largas jornadas de correcciones y correcciones y sus múltiples consejos.

A Fabrice DeClerck por haber confiado en mí y darme la oportunidad de formar parte este proyecto.

A los miembros del comité consejero Fernando Casanoves, Fabrice DeClerck y Bryan Finegan.

A el Proyecto BNPP por el apoyo financiero y logístico.

A Dalia Sánchez, Irma Fernández y André Sanfiorenzo por su ayuda en las largas jornadas de campo.

A el proyecto FOCUENCAS-Honduras y a la MANCORSARIC por todo su apoyo.

A los administradores y trabajadores del Parque Nacional “Copán Ruinas” por permitirnos trabajar en el parque.

A toda la comunidad de Copán Ruinas por abrirnos sus brazos y brindarnos su maravillosa hospitalidad.

Al CATIE por todo su apoyo y conocimiento brindado.

A Adriana por escucharme y brindarme su amor.

A mis compañeros de maestría y promoción por todos los buenos momentos compartidos.

Y a todos los que de alguna manera contribuyeron en la realización de este trabajo.

MUCHAS GRACIAS!!!!

BIOGRAFÍA

El autor nació el 16 de diciembre de 1977 en la ciudad de Cochabamba, Bolivia. Termino sus estudios de bachillerato académico en el Colegio Alemán Federico Föebel de la ciudad de Cochabamba, posterior ingreso a la Universidad Mayor de San Simón a la carrera de biología de la facultad de Ciencias y Tecnología donde obtuvo el título de Licenciado en Biología con el trabajo de tesis titulado “Estructura y composición de briofitos en un gradiente altitudinal del Parque Nacional Carrasco, La Siberia, Santa Cruz, Bolivia”. Dentro de su desempeño profesional trabajo como auxiliar de docente de la carrera de biología de la materia de Anatomía y Morfología Vegetal en la Universidad mayor de San Simón y como investigador asociado del Herbario Nacional Forestal Martín Cárdenas. En el 2002 participó en el proyecto titulado Caracterización de la vegetación del Corredor Biológico Madidi-Amboró financiado por la World Wildlife Foundation (WWF). Finalmente, en el año 2006 ingreso al programa de maestría del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), a la maestría de Manejo y Conservación de Bosques y Biodiversidad, donde gracias a la cooperación del proyecto BNPP, se encuentra concluyendo sus estudios de posgrado.

CONTENIDO

DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
BIOGRAFÍA.....	V
CONTENIDO	VI
ÍNDICE DE CUADROS	IX
ÍNDICE DE FIGURAS	X
RESUMEN	XI
SUMMARY.....	XII
1 Introducción general	1
1.1 Justificación.....	2
1.2 Objetivos	3
1.2.1 Objetivo general.....	3
1.2.2 Objetivos específicos	3
2 Marco Teórico	4
2.1 Sistemas silvopastoriles.....	4
2.2 Los sistemas silvopastoriles y la conservación de la biodiversidad	4
2.3 Ecología de las epífitas.....	5
2.3.1 Descripción del hábitat.....	6
2.3.2 Comunidades de epífitas e interacciones en el ambiente	8
2.4 Diversidad funcional	10
3 Bibliografía	12
4 Artículo I.....	19
Decker Franco, M. 2007. Composición y diversidad de epífitas y aves en distintos tipos y densidades de árboles dispersos en sistemas silvopastoriles en la sub-cuenca del Río Copán, Honduras. Tesis M.Sc. CATIE	19
4.1 Introducción	19
4.2 Descripción del área de estudio.....	20
4.3 Metodología	23

4.3.1	Diseño experimental	23
4.3.2	Métodos para la evaluación de aves	23
4.3.3	Método para la colección botánica.....	24
4.3.4	Datos botánicos y de abundancia	25
4.3.5	Análisis de datos botánicos	25
4.3.6	Análisis de datos	27
4.4	Resultados	28
4.4.1	Composición de epífitas en árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda	28
4.4.2	Composición general de aves en árboles dispersos en potreros y bosques latifoliados mixtos para la zona seca y húmeda	33
4.4.3	Análisis de correlación entre comunidades de epífitas y aves en los potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda	39
4.5	Discusión.....	40
4.5.1	Composición de epífitas en árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda	40
4.5.2	Caracterización de la comunidad de aves en potreros con árboles dispersos y en bosque latifoliado mixto.....	43
4.5.3	Análisis de correlación entre comunidades de epífitas y aves en los potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda	46
4.6	Conclusiones	47
4.7	Recomendaciones	47
4.8	Bibliografía.....	49
ANEXOS		55
5	Artículo II	67
Decker Franco, M. 2007. Diversidad funcional de epífitas asociado a la capacidad de proveer hábitat para aves en la sub-cuenca del Río Copán, Honduras. Tesis M.Sc. CATIE		
5.1	Introducción	67
5.2	Descripción del área de estudio.....	69

5.3	Metodología	71
5.3.1	Método para la colección botánica.....	71
5.3.2	Caracterización de rasgos funcionales	71
5.3.3	Validación de los rasgos funcionales de epífitas	73
5.3.4	Distribución de los grupos funcionales de epífitas para todas las combinaciones en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda.....	74
5.3.5	Curvas de acumulación funcional	75
5.4	Resultados	75
5.4.1	Grupos funcionales de epífitas	75
5.4.2	Validación de los rasgos funcionales de epífitas	76
5.4.3	Acumulación funcional de epífitos en potreros de alta, baja densidad de árboles dispersos y bosque mixto en las zonas seca y húmeda	80
5.4.4	Distribución de los grupos funcionales de epífitas para todas las combinaciones en potreros de alta, baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto para la zona húmeda y seca.....	82
5.5	Discusión.....	84
5.5.1	Caracterización general de los grupos funcionales de epífitas	84
5.5.2	Diversidad funcional.....	85
5.5.3	Análisis de correlación entre grupos funcionales de epífitas y aves.....	86
5.5.4	Acumulación funcional de epífitos en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque mixto en las zonas seca y húmeda	88
5.6	Conclusiones	89
5.7	Recomendaciones	91
5.8	Bibliografía.....	91
	ANEXOS	96
	Anexo 3. Características de los rasgos en función al tipo de dato y las unidades de medición	97

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Valores de los índices de diversidad de epífitas para los tratamientos de potreros con alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda	33
Cuadro 2. Índices de diversidad de aves por tratamientos de alta y baja densidad de árboles dispersos en porteros y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda en la sub-cuenca del Río Copán, Honduras	39
Cuadro 3. Análisis de correlación de Pearson entre abundancia y riqueza de epífitas y abundancia y riqueza de aves para los tratamientos de alta y baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto en la zona seca y húmeda	40
Cuadro 4. Correlación de Pearson ($\alpha = 0.05$) para la comparación entre medias entre la diversidad funcional (FD) de la combinación general, Alimento, Flor, Invertebrados de los rasgos en función a la riqueza y abundancia de aves	76
Cuadro 5. Diversidad funcional (FD) y correlación de Pearson ($\alpha = 0.05$) para la comparación de medias entre la abundancia de los grupos funcionales de la combinación general de los rasgos en función a la riqueza y abundancia de aves	77
Cuadro 6. Diversidad funcional (FD) y correlación de Pearson ($\alpha = 0.05$) para la comparación de medias entre la abundancia de los grupos funcionales de la combinación Flor de los rasgos en función a la riqueza y abundancia de aves	78
Cuadro 7. Diversidad funcional (FD) y correlación de Pearson ($\alpha = 0.05$) para la comparación de medias entre los grupos funcionales de la combinación Invertebrados de los rasgos en función a la riqueza y abundancia de aves	78
Cuadro 8. Correlación de Pearson ($\alpha = 0.05$) para la comparación de medias entre los grupos funcionales de la combinación alimentos de los rasgos en función a la riqueza y abundancia de aves	78
Cuadro 9. Correlación de Pearson ($\alpha=0.05$) para la comparación entre medias entre la diversidad funcional (FD) de la combinación general, Alimento, Flor, Invertebrados, los rasgos individuales y la diversidad funcional de la combinación reclasificada en función a la riqueza y abundancia de aves.	80

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007	22
Figura 2. Esquema de selección de los árboles hospederos de epífitas en fincas ganaderas con árboles dispersos en potreros de alta y baja densidad	24
Figura 3. Curva de acumulación de especies de epífitas por árbol para la zona seca y húmeda en la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007	29
Figura 4. Curvas de rango-abundancia de epífitas para la zona seca a) potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto, b) detalle de las especies dominantes en la Sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007	31
Figura 5. Curvas de rango-abundancia a) para los tratamientos de alta, baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto b) detalle de las especies dominantes para la zona húmeda en la Sub-cuenca del Río Copán, Honduras	32
Figura 6. Curva de acumulación de especies de aves por árbol para la zona seca y húmeda en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007	34
Figura 7. Curva de rango abundancia para los tratamientos de alta, baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto de la zona seca en la sub-cuenca del	36
Figura 8. Curva de rango-abundancia para los tratamientos de alta, baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto en la zona húmeda para la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007	37
Figura 9. Mapa de ubicación de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007	70
Figura 10. Diversidad funcional de las distintas combinaciones de rasos funcionales en función a la riqueza de aves. a) Combinación general de los rasgos; b) combinación de alimento; c) combinación de flor, d) combinación de invertebrados y	79
Figura 11. Curva de acumulación funcional de epífitas. a) entre zonas, b) zona húmeda,	81
Figura 12. Se representa en diagrama de araña la distribución de los grupos funcionales de especies para la zona húmeda y seca en los tratamientos de bosque latifoliado mixto, alta densidad de árboles dispersos en potreros y baja densidad de árboles dispersos en potreros de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007	83

RESUMEN

Se estudió la relación entre las densidades de árboles dispersos en potreros y la composición y diversidad de plantas epífitas y aves en una zona húmeda y otra zona seca de la Sub-cuenca del Río Copan, Honduras. Los resultados revelaron que existen diferencias significativas entre la riqueza y diversidad de epífitas en la zona seca de la sub cuenca siendo los bosques latifoliado los que presentan mayor diversidad y riqueza seguido por los potreros de alta densidad y finalmente los potreros de baja densidad de árboles dispersos. Por otro lado no se encontraron diferencias en la zona húmeda sin embargo existe una tendencia en términos de abundancia y composición de encontrar mas incidencia en potreros con alta densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado. Por otro lado las aves revelaron que a pesar de no haber encontrado diferencias significativas se pudo observar una tendencia en el incremento de especies en función del incremento de árboles. Finalmente se determinó una alta correlación entre la abundancia y riqueza de epífitas con la abundancia y diversidad de aves. Paralelamente se midieron 11 rasgos funcionales de 68 especies de plantas epífitas para calcular el índice de diversidad funcional por el cual se establecieron 4 grupos funcionales que presentaban una estrecha relación filogenética, sin embargo el coeficiente de correlación fue entre el índice funcional y la abundancia de aves fue menos que el índice taxonómico y la abundancia y riqueza de aves lo que sugiere que la diversidad taxonómica explica mas la presencia de aves en la zona, si embargo si hacemos el análisis independientemente para cada grupo funcional los valores de correlación se invierten, es decir , la diversidad funcional tiene un mayor poder de explicación que la diversidad taxonómica.

Palabras claves: Abundancia, correlación, bosque latifoliado, potreros, riqueza, rasgos funcionales, grupos funcionales de plantas.

SUMMARY

We studied the relation between the densities of dispersed trees in silvopastoral systems and the composition and diversity of epiphytes plants and birds in a humid zone and a dry zone of the Subsection of the Copan river watershed. The results revealed significant differences between the species richness and diversity of epiphytes in the dry zone being the natural forests those that present greater diversity and species richness followed by the high density of dispersed trees and finally the low density of dispersed trees. On the other hand even we didn't find differences in the humid zone, exist a tendency in terms of abundance and composition to find greater values in high density of dispersed trees and natural forest. The birds revealed that in spite of haven't found significant differences we observed a tendency of an increment in terms of species richness in function of the density of dispersed trees. Finally we found a high correlation between the abundance and species richness of epiphytes plants and abundance and species richness in birds. We measured 11 functional traits of 68 species of epiphytes establishing 4 functional groups on which we measured the functional diversity index and determined that there is a high correlation between the functional diversity of epiphytes and the abundance and richness of birds, nevertheless taxonomic richness explained better than functional diversity the abundance and richness of birds however when analyzing each functional group we found a higher correlation with bird composition.

Key words: Abundance, correlation, natural forest, species richness, humid zone, dry zone, functional traits, functional groups

1 INTRODUCCIÓN GENERAL

El drástico deterioro de los ecosistemas naturales, junto a la fragmentación y degradación de los más importantes hábitats biológicos, ha llevado a una enorme pérdida en riqueza de especies y diversidad genética de plantas. Esta degradación no es un fenómeno nuevo, lo que produce mucha alarma es la rapidez y la escala global con que se produce el cambio (Houghton 1994, Aide y Grau 2004). En la actualidad se presta mucha atención a la disminución masiva de bosques tropicales y a la pérdida de biodiversidad que esto genera en esos ambientes biológicamente ricos. Una estimación colocó la tasa de deforestación de bosques tropicales en 11.3 millones de hectáreas por año (FAO 2005). Entre las causas directas más importantes de la deforestación figuran la tala y la conversión del bosque a la agricultura, entre otros. No obstante, ha habido una tendencia en el incremento de tierras para la ganadería como una de las causas principales de la pérdida de bosques (FAO 2006).

Actualmente la ganadería en Centroamérica atraviesa un proceso de transformación, como en todas partes del mundo. Este es alimentado por la demanda por carne y leche, lo cual pone gran presión en los limitados recursos naturales. Cerca del 38% (94 millones de hectáreas) del área total de Centroamérica está constituida por tierras de pastoreo (FAO 2006). El uso de la tierra para sistemas de pastoreo intensivo se incrementó continuamente durante las últimas décadas, y esto ocurrió principalmente en ambientes boscosos (Aide y Grau 2004, FAO 2006).

A partir de esta demanda creciente surgió la necesidad de concebir nuevas alternativas de explotación agropecuaria que sean biológica, económica y ecológicamente más sustentables que los sistemas intensivos (Kirby 1976, Payne 1985), por este motivo los sistemas silvopastoriles han despertado considerable interés en la comunidad científica (Montagnini 1992). Estudios recientes indican que una significativa porción de la biodiversidad original puede ser mantenida dentro de pasturas con árboles, si estas son diseñadas y manejadas apropiadamente (Greenberg *et al.* 1997, Harvey *et al.* 2000). Por su constitución los sistemas silvopastoriles tienen la capacidad de mantener una amplia diversidad en la que incorporan una variedad de especies arbóreas, arbustivas y de pastizales que son deliberadamente plantados y mantenidos por el agricultor, los que a su vez proporcionan un

ambiente propicio para el establecimiento de nuevas especies tanto de plantas como animales (Harvey *et al.* 2000).

Además de proveer un ambiente propicio para el establecimiento de animales y plantas, los sistemas silvopastoriles pueden ayudar a conservar la biodiversidad. Existe evidencia que la biodiversidad mantiene estable la productividad de ecosistemas (Tilman y Downing 1994). En praderas un descenso en la diversidad ha sido asociado a un descenso de la productividad (Milton *et al.* 1994, Tilman y Downing 1994) y a procesos de degradación ecosistémica (Milton *et al.* 1994, Pieper 1994). Existen estudios que ilustran el grado al cual los sistemas silvopastoriles son capaces de conservar la biodiversidad, la cual varía mucho entre diferentes sistemas silvopastoriles, diferentes localizaciones y depende (al menos en parte) de los diferentes diseños y manejos de los sistemas. Por lo tanto, la diversidad es un importante factor en el análisis de la estructura de la comunidad de especies (Iwasa *et al.* 1994, Begon *et al.* 1996).

A pesar del reconocimiento de la importancia de la diversidad de especies en un ecosistema, aún existen serias discrepancias sobre el papel funcional que la diversidad tendría. La funcionalidad plantea que la presencia de los “Grupos Funcionales” o “Rasgos Funcionales de Especies” son esenciales para la mantención de los procesos ecosistémicos, y por ende de su estabilidad. Los grupos funcionales de especies proveen una herramienta efectiva para analizar la diversidad de respuestas en los ecosistemas (Chapin 1993, Körner 1994), permitiendo describir el funcionamiento del componente biológico en términos de un número limitado de grupos funcionales, y de esta forma facilitar su análisis y contribuir a mejores estrategias para la conservación.

1.1 Justificación

El propósito de este trabajo es evaluar la diversidad funcional de epífitas en sistemas silvopastoriles y medir la relación con la capacidad de generar hábitat para aves bajo diferentes densidades de árboles dispersos en la sub-cuenca del Río Copán, Honduras. Es urgente entonces, que las investigaciones realizadas se enfoquen hacia registros y acciones que informen a las personas acerca de lo importante de las comunidades y ecosistemas que estas plantas ayudan a formar y mantener. Teniendo en cuenta que estas labores, es necesario que los planteamientos propuestos miren de fondo las posibles problemáticas que afectan y

afectarían en caso de que estos organismos desaparecieran parcial ó totalmente del planeta. A partir de ahí, se deben generar estrategias en las que las personas puedan aportar de manera efectiva y consiente en pro de la preservación, protección y conservación de estos organismos y sus funciones. Es en ese sentido que el presente estudio pretende demostrar la importancia de las epífitas en el mantenimiento y conservación de aves y como estas comunidades varían de acuerdo a las densidades de árboles dispersos en sistemas silvopastoriles.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Determinar la estructura, composición, diversidad y diversidad funcional de epífitas en relación a la capacidad de proveer hábitat para aves en distintas zonas y densidades de árboles dispersos en sistemas silvopastoriles en la sub-cuenca del Río Copán, Honduras.

1.2.2 Objetivos específicos

- Evaluar la relación entre las densidades y tipos de árboles dispersos en los sistemas silvopastoriles asociados a la estructura, composición y diversidad de epífitas.
- Establecer los rasgos funcionales de las epífitas asociados a la capacidad de proveer hábitat para las aves.
- Correlacionar la riqueza de epífitas con diversidad funcional de epífitas.
- Correlacionar la riqueza de aves con la diversidad funcional de epífitas.

2 MARCO TEÓRICO

2.1 Sistemas silvopastoriles

Un sistema silvopastoril es una opción de producción pecuaria que involucra la presencia de leñosas perennes (árboles y arbustos) y de los componentes tradicionales (forrajeras herbáceas y animales), en donde todos ellos interactúan bajo un esquema de manejo integral (Somarriba 1992). Entre algunos de los sistemas silvopastoriles mencionados en la literatura se encuentran: pastoreo en plantaciones de frutales o maderables, barreras vivas y cortinas rompe vientos, cercas vivas, árboles dispersos en potreros y los bancos forrajeros (Nair 1993, Pezo e Ibrahim 1998). Los sistemas silvopastoriles son prácticas agroforestales que se implementan como mecanismos que contribuyen a incrementar la calidad de vida y producción de los finqueros como la sostenibilidad del medio ambiente (Beer y Guevara 2000, Souza *et al.* 2000).

Tradicionalmente, los ganaderos manejan pasturas en mono-cultivo y controlan las malezas con métodos muy agresivos como el uso de herbicidas y fuego. A largo plazo, estas prácticas disminuyen la producción de la finca y aumentan la degradación ambiental, incluyendo grandes pérdidas de biodiversidad, disminución en la disponibilidad de agua y emisión de gases de efecto invernadero (Ibrahim *et al.* 2005). Sin embargo, mediante una adecuada planificación y manejo de la finca, se pueden revertir esos efectos negativos y alcanzar altos niveles de producción, incrementando la biodiversidad y mejorando la calidad de las aguas. El forraje protege al suelo de la erosión y del viento a la vez que adiciona materia orgánica para mejorar las propiedades del suelo (Souza *et al.* 2000). Todas las alternativas de producción que le permitan ser eficientes productivamente sin atentar contra los recursos naturales deben ser tenidas en cuenta en el nuevo esquema de producción competitivo al que se enfrenta la ganadería. Los sistemas silvopastoriles son una alternativa que permite la producción con múltiples beneficios al medio ambiente, garantizando la sostenibilidad de los recursos naturales.

2.2 Los sistemas silvopastoriles y la conservación de la biodiversidad

Mientras los impactos negativos de la conversión de bosques a pasturas han sido bien documentados y publicitados, se ha puesto poca atención a la biodiversidad presente dentro de

pasturas activas en paisajes dominados por pasturas. Además, poco se sabe acerca de las relaciones entre el manejo de pasturas y la conservación de la biodiversidad (Greenberg 1997, Harvey *et al.* 2000). Estudios recientes demuestran que los sistemas silvopastoriles pueden ayudar a conservar la biodiversidad creando condiciones microclimáticas que son más favorables para especies del bosque, actuando como corredores que facilitan el movimiento de los animales a través de los hábitats agropecuarios (Guevara *et al.* 1998, Harvey *et al.* 2003). Los sistemas silvopastoriles proveen estructuras, hábitat y recursos que pueden facilitar la persistencia de algunas especies de plantas y animales dentro de paisajes fragmentados, mitigando parcialmente los impactos negativos de la deforestación y la fragmentación del hábitat (Harvey *et al.* 2000). Dicha estructura tiene la capacidad de proveer hábitat para comunidades ricas de lianas, musgos, líquenes y plantas epífitas que a menudo se encuentran sobre las ramas y troncos de los árboles (Nadkarni y Matelson 1989, Hietz-Seifert *et al.* 1996), siempre cuando estos árboles sean remanentes del bosque. Una amplia variedad de animales (insectos, pájaros, murciélagos y otros mamíferos) pueden usar los sistemas silvopastoriles para alimento, sombrío, o protección de predadores y condiciones microclimáticas adversas (Uhl *et al.* 1981, Janzen y Vásquez-Yanes 1991, Guevara y Laborde 1993, McClanahan y Wolfe 1993).

2.3 Ecología de las epífitas

Las epífitas vasculares constituyen un componente florístico importante en muchos ecosistemas tropicales (Gentry y Dodson 1987). Se trata de plantas que crecen sobre otras plantas (hospederos), generalmente árboles, pero sin tener ningún contacto metabólico con ellos (Begon *et al.* 1996). Estas plantas forman un alto porcentaje de la vegetación en muchos tipos de bosques naturales y de montañas. Son mucho más abundantes en sitios con gran humedad ambiental y baja evaporación. En ambientes húmedos, su biomasa fotosintética activa es superior al de todas las otras plantas juntas (Gentry y Dodson 1987). Por lo general, las epífitas crecen en conjunto, agrupándose en comunidades numerosas de individuos y especies que se interrelacionan, compiten por luz, espacio y nutrientes. Este proceso competitivo es bueno porque ayuda en gran parte a modificar el ambiente, para hacerlo más accesible y permitir la colonización de nuevas especies.

2.3.1 Descripción del hábitat

Las epífitas crecen en condiciones tan diversas como las que ofrece el mismo suelo del bosque (Zots y Andrade 2002), incluso más diversas. Sequías pronunciadas, fuertes vientos, escasez de nutrientes, irradiación intensa, alelopatía y una lucha constante con la gravedad son algunas de las perturbaciones que estas plantas deben enfrentar. A esto hay que sumarle la poca uniformidad espacial que muestra su sustrato, mucho menos apto para la germinación que el suelo del bosque (Frahm y Gradstein 1990). Para responder estas restricciones las epífitas recurren a una enorme diversidad morfológica, ecológica y fisiológica (Zots y Andrade 2002).

Los diferentes tipos de vegetación en los trópicos nos dan un marco de referencia útil para señalar, de manera general, el hábitat de una epífita. La precipitación es sin duda el principal factor que determina los tipos de bosque y más importante aún, el que más influye en la abundancia y diversidad de la flora epífita. Aunque la flora epífita puede ser muy numerosa en los bosques secos, alcanza su máxima diversidad en los bosques montanos y lluviosos (Gentry y Dodson 1987, Kelly *et al.* 1994). Cabe mencionar, sin embargo, que más que la cantidad absoluta de lluvia, la contribución relativa de distintas fuentes de precipitación parece ser uno de los factores que más influye en la abundancia de epífitas. Los tejidos de la mayoría de las epífitas se saturan muy rápido (apenas unos minutos de haber comenzado la lluvia), el resto del agua simplemente se escurre. De manera que es muy posible que la niebla, más que la lluvia misma, juegue un papel preponderante en la distribución y la riqueza de la flora epífita (Bush y Beach 1995).

Por otro lado, las epífitas pueden fijarse en cualquiera de los elementos estructurales del árbol hospedero. En troncos verticales, en las ramas, o incluso en las hojas. En estos sitios las condiciones climáticas pueden ser totalmente diferentes a las descritas anteriormente. En un bosque, la temperatura, la luz, la humedad y la concentración de CO₂ muestran un gradiente vertical considerable (Shuttleworth *et al.* 1985, Medina *et al.* 1986, Freiberg 1997); por eso resulta difícil definir un microhábitat típico de las epífitas. El agua que llega a una epífita es una fusión de factores como la precipitación local, la lluvia y la niebla interceptada por el follaje, la lluvia que se escurre por las ramas y el tronco, y la morfología del árbol

mismo (Frahm y Gradstein 1990). A nivel de hospedero, entonces, la variabilidad es impresionante.

Otras variables ambientales, como la luz solar, también presentan una gran versatilidad. En los bosques tropicales, los destellos de luz que logran penetrar el follaje juegan un papel importante en el proceso de asimilación de carbono atmosférico por parte de las plantas (Pearcy 1990) y, por consiguiente, de las epífitas. Otros elementos que resultan particularmente importantes son la presencia de material orgánico suficiente en las ramas o troncos que permitirá el establecimiento o enrizamiento de las epífitas (Frahm y Gradstein 1990).

La biomasa de epífitas varía ampliamente entre tipos de bosque; es mucho más grande en bosques nublados del Neotrópico que puede llegar a exceder los 4.800 kg/ha equivalente al 40% de la biomasa foliar de árboles, arbustos y hierbas (Nadkani 1988). Por otro lado los epífitas poseen la capacidad de almacenar agua, materia orgánica en descomposición y muchos minerales que soportan poblaciones de vertebrados e invertebrados. Mucha de la materia orgánica en descomposición que se acumula debajo de las epífitas crea un microhábitat capaz de mantener una amplia gama de comunidades animales asociadas a estas características (Lyford 1969, Nadkarni y Longino 1988).

Por otro lado adicional a la diversidad florística que los árboles mismos representan, muchos árboles aislados que son remanentes del bosque original retienen comunidades ricas de epífitas sobre sus ramas y troncos (Williams-Linera *et al.* 1995). Estudios en Veracruz, México, por ejemplo, encontraron un total de 58 especies de epífitas vasculares y hemiepífitas (representando el 37% de total de la flora epifita en la región) presente en 38 árboles de bosque aislados en pasturas, y una densidad de epífitas similar a aquella encontrada sobre árboles de bosques no disturbados (Hietz-Seifert *et al.* 1996). Es importante notar que mientras los árboles de bosque aislados en pasturas contienen ricas y diversas poblaciones de epífitas, los árboles aislados que son plantados o que se regeneraron naturalmente dentro de las pasturas parecen ser colonizados muy lentamente por epífitas. Un total de solo 14 especies de epífitas fueron encontradas sobre 45 árboles aislados plantados en pasturas (25 árboles de *Cedrela odorata* y 20 de *Citrus* sp.) comparado a las 58 especies de epífitas encontradas en árboles de bosque aislados creciendo en las mismas pasturas (Hietz-Seifert *et al.* 1996).

2.3.2 Comunidades de epífitas e interacciones en el ambiente

Una de las relaciones más estrechas que tienen las epífitas en sus ambientes, es sin duda, la que guardan con las plantas que las hospedan (forofitos). En este sentido, es lógico pensar que algunas epífitas generalistas, no tengan problema en conseguir varios hospederos, aunque actualmente se habla mucho acerca de la existencia de relaciones específicas que ciertas especies epífitas guardan con sus “anfitriones”. Zotz y Andrade (2002) defienden esta posibilidad de especificidad, lo mismo que otros autores como por ejemplo Benzing (1990), quien propone que si se tiene un área geográfica con límites definidos, dentro de ella es posible encontrar determinadas epífitas con marcados “gustos” por determinadas especies de árboles, los cuales satisfacen plenamente sus requerimientos y determinan su presencia en los ambientes.

Son muchos los factores que influyen la dinámica de las poblaciones de epífitas, según Engwald *et al.* (2000), uno de estos factores que más influye en la relación epífita – árbol hospeder (forofito), está vinculado a la edad del árbol, es decir, entre más viejo el hospeder, existe mayor posibilidad de que las comunidades epífitas sean más numerosas y estables. Esto es posible gracias a que un largo y continuo proceso de convivencia, ha generado eventos de adaptabilidad tanto para huésped como para hospeder. Así mismo, si los árboles de una misma región geográfica son heterogéneos en su arquitectura, posibilitan la existencia de diversas especies tanto animales como vegetales, donde la variedad de nichos, da lugar a una elevada diversidad de epífitas (Oldeman 1983). Entre los aspectos más relevantes en la arquitectura de un árbol, se encuentra el ángulo de inclinación de sus ramas. Esta es una característica que incide de forma directa en la disponibilidad de agua de escorrentía y acumulación de materia orgánica y detritus para las epífitas (Rudolph *et al.* 1998, Callaway *et al.* 2002). Otra condición importante para que las epífitas prosperen en un hospeder, tiene que ver con la textura de la corteza en éste, característica que ayuda ó no a establecer una condición de porosidad adecuada para la retención del sustrato, el agua y los nutrientes (Gullison y Nissan 1999). Así mismo, proporciona un espacio adecuado o inadecuado para el enraizamiento de la epífita. Aquellos árboles que tienen cortezas con grandes, marcadas y profundas fisuras posibilitan la llegada, instalación, germinación y desarrollo de las semillas epífitas (Steege y Cornelissen, 1989), mientras que en otros casos donde los árboles tienen cortezas lisas, estas se caen con facilidad e impiden la proliferación de las epífitas.

Una característica importante de las epífitas es que tienen una enorme capacidad para la retención de agua y por tanto, son activas creadoras de humedad ambiental. Así mismo, su rol es muy significativo para el funcionamiento del ecosistema, ya sea como agentes activos de retención de agua, colonizadores y proveedores de hábitat para otros organismos (Gentry y Dodson 1987, Matteri 1998), generando fuertes relaciones con varias especies de insectos, anfibios, reptiles, aves y algunos mamíferos, debido a que algunos las utilizan como fuente de alimento, mientras que otros se sirven de ellas para habitarlas (Greenberg *et al.* 1997, Mas 1999, Johnson 2000, Mas y Dietsch 2003). Dado la gran diversidad de epífitas en bosques tropicales y templados, hay pocos datos en relación a las epífitas como proveedoras de recursos para otros organismos (Nadkarni 1984, 1985, Gentry y Dodson 1987). Solamente algunos estudios de campo han mencionado (Orians 1969, Nadkarni y Materson 1989) o cuantificado (Remsen 1985, Nadkarni y Materson 1989) la importancia de las epífitas como recurso para otros organismos en el trópico.

Las interacciones con animales, por su parte, son muchas y muy variadas; hay las que deparan beneficios a ambos participantes hasta las que son de naturaleza unilateral (Zotz y Andrade 2002). Las epífitas resultan sumamente atractivas para la fauna de dosel, les sirven de refugio y alimento a muchos animales y muchos de ellos las polinizan y diseminan sus semillas (Nadkarni y Materson 1989, Zotz y Andrade 2002). Las Bromeliaceas, por ejemplo, se caracterizan por proveer refugio entre sus hojas, entre las que es posible encontrar desde larvas de insectos hasta anfibios (Fish 1983, Fragoso y Rojas-Fernández 1996). Por otro lado, las epífitas son polinizadas básicamente por insectos, pero no faltan las especies ornitófilas e incluso algunas que son polinizadas por mamíferos como murciélagos y roedores (Lumer 1980). Cabe resaltar que las epífitas deben competir por los polinizadores y eso significa competir con las flores de los árboles y lianas, mucho más numerosas que ellas. Por eso para atraer la atención de los polinizadores, varias especies de epífitas han desarrollado métodos muy sofisticados, como secreciones de néctar con una alta calidad energética u otros tipos de estrategias (Ackerman 1986).

La mayor parte de la investigación sobre interacción planta-animal se ha hecho en vertebrados, particularmente aves (Jullien y Thiollay 1996, Thiollay 1997). Las aves pueden utilizar varios recursos de las epífitas tales como frutos, flores, semillas, agua e insumos para construcción de nidos. A su vez, proporcionan un micro hábitat ideal para el establecimiento

de otros invertebrados que pueden ser usados como fuente de alimentos (Nadkarni y Matelson 1989).

2.4 Diversidad funcional

La biodiversidad ha sido definida como la variedad de vida. La biodiversidad puede ser medida como diversidad genética, que es la variedad de genes que puede ser medida a nivel de un individuo, entre individuos, en una población y entre poblaciones; como diversidad de especies, que es el número total de especies presente en un área determinada, o diversidad ecológica, que corresponde al número de ecosistemas diferentes o de procesos ecológicos en un área (Begon *et al.* 1996).

El concepto de diversidad funcional representa una aproximación válida (Tilman 2001), basada frecuentemente en la definición de grupos funcionales. Los grupos funcionales más comúnmente empleados han sido los grupos funcionales de plantas (PFGs por sus siglas en inglés). Este término fue acuñado por Smith *et al.* (1993) y definido como conjuntos de especies que muestran respuestas similares al ambiente que las rodea y efectos similares sobre el funcionamiento del ecosistema (Gitay y Noble 1997). Teniendo en cuenta esto, estos grupos se pueden dividir en: i) grupos funcionales efecto, que son grupos de especies con similar efecto en una o varias funciones ecosistémicas; y ii) grupos funcionales respuesta, que son grupos de especies con respuestas similares a factores ambientales particulares (Lavorel y Garnier 2002); pero en este sentido es importante aclarar, que los grupos funcionales representan ambos conceptos, efecto y función ecosistémica.

Varios autores han señalado la necesidad de una clasificación funcional a nivel de ecosistema (Solbrig 1991, Körner 1994, Valentini *et al.* 1999, Paruelo *et al.* 2001). Además, la definición y delineación de un ecosistema, visto como una unidad funcional, viene ganando importancia práctica para propósitos de manejo e investigación en conservación (Stork y Samways 1995, Virginia y Wall 2001). La problemática de la diversidad y la función ecosistémica de las especies, sin embargo, ha sido aproximada también desde otro ángulo. La hipótesis de la Redundancia de Especies (Walker 1992), generó el concepto de los “Grupos Funcionales de Especies”, que agrupa en grupos funcionales o tipos funcionales, a especies que usan recursos en forma similar (nitrógeno, agua, luz) o que responden de una manera similar a alteraciones ambientales (como es el pastoreo) (Gitay y Noble 1997).

Los grupos funcionales son determinados teniendo en cuenta los rasgos funcionales, para los cuales existen diferentes clasificaciones entre ellos los rasgos suaves (*soft traits*) y duros (*hard traits*). Los suaves hacen referencia a aquellos que no representan estrictamente una función de la planta si no que están estrechamente relacionadas con algún aspecto funcional, fisiológico o ecológico, por ejemplo la altura de los árboles, la arquitectura del dosel o la profundidad de sus raíces. Los rasgos duros generalmente son menos accesibles pero que presentan un papel funcional directo como la tasa de crecimiento o la tasa fotosintética (Hodgson *et al.* 1999).

Los rasgos funcionales y sus interacciones son los que están influenciando los procesos ecosistémicos, más que el número de especies *per se* (Tilman *et al.* 1997). Es la diversidad funcional la que afecta en el corto plazo la dinámica de los recursos y en el largo plazo la estabilidad de los ecosistemas (Díaz y Cabido 2001), siendo el número de tipos funcionales la medida dominante de la diversidad funcional (Tilman *et al.* 1997). Teniendo en cuenta esto, la marcada reducción o pérdida de un grupo funcional, al igual que la incorporación de especies pertenecientes a un nuevo grupo para ese sistema, podría tener un gran impacto en su funcionamiento y generar cambios drásticos en los diferentes procesos ecosistémicos (Walker *et al.* 1999, Díaz y Cabido 2001). Lo que significa que en el momento de decidir qué conservar, se debería tener en cuenta los tipos funcionales más que a las especies individuales.

3 BIBLIOGRAFÍA

- Ackerman, JD. 1986. Doping with the epiphytic existents: pollination strategies. *Silbyana* 9: 52-60.
- Aide, TM; Grau, HR. 2004. Globalization, migration, and Latin American ecosystems. *Science* 305:1915-1916.
- Beer, J; Guevara, R. 2000. Priority themes in tropical America for agricultural/forestry development: importance of networking. In: *Forests and Society; The Role of Research. XXI IUFRO World Congress 2000, Kuala Lumpur. Sub-Plenary Sessions.* 1:891-901.
- Benzing, DH. 1990. *Vascular epiphytes: General biology and related biota.* Cambridge University Press, New York. 354 p.
- Begon, M; Harper, JL; Townsend, CR. 1996. *Ecology: Individuals, Populations and Communities.* 3rd ed. Oxford, Backwell Science. 1068 p.
- Bush, SP; Beach JH. 1995. Breeding system of epiphytes in a tropical mountain wet forest. *Selbyana* 16:155-158.
- Callaway, R; Reinhart, K; Moore, G; Moore, D; Pennings, S. 2002. Epiphytes preferences and host traits: mechanisms for species-specific interactions. *Oecologia.* 132(2):221-230.
- Chapin FS. 1993. Functional role of growth forms in ecosystem and global processes. In *Scaling Physiological Processes: Leaf to Globe.* JR. Ehleringer & CB. Field Ed. Academic Press Inc, San Diego, pp 287-312.
- Engwald, S; Neuerburg, S; Barthlott, W. 2000. Epiphytes in rain forest of Venezuela-diversity and dynamics of biocenosis. In: Breckle, S., Schweizer, B. y Arndt, U. *Results of worldwide ecological studies. Proceedings of the 1st symposium by the A.F.W.* p. 425-434.
- Fish, D. 1983. Phytothelmata: flora and fauna. In: Franck J.H. y Lounibos L.P. Ed. *Terrestrial plants as hosts for aquatic insects communities.* Plexus publishing, USA. P. 1 – 28.
- Fragoso C; Rojas-Fernández P. 1996. Earthworms inhabiting bromeliads in Mexico tropical rainforest. *Journal of tropical ecology.* 12:729-734.
- Frahm, J; Gradstein, S. 1991. The Altitudinal Zonation of Tropical Rain Forest using Bryophytes. *Journal of Biogeography.* 18:669-678.

- Freiberg, M. 1997. Phenotypic expression of epiphytic Gesneriaceae under different microclimatic conditions in Costa Rica. *Selbyana* 18:77-84.
- Gentry, AW; Dodson, CH. 1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of Missouri Botanical Garden*, 74:205–233.
- Gitay, H; Noble, IR. 1997. What are functional types and how should we seek them? In *Plant Functional Types. Their relevance to ecosystem properties and global change*. Ed. Smith, TM. Shugart, HH. y Woodward, FI. Cambridge University Press, UK. p. 3-19.
- Greenberg, R; Bichier, P; Sterling, J. 1997. Acacia, cattle and migratory birds in southeastern Mexico. *Biological Conservation* 80: 235-247.
- Grime, JP. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist* 111:1169-194.
- Guevara, S; Laborde J; Sánchez G. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy? *Selbyana* 19:34–43.
- Guevara S; Laborde L. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: consequences for local species availability. *Vegetation* 107(108): 319–338.
- Gullison R; Nissan, S. 1999. Evaluación de la factibilidad del modelado de los impactos del manejo forestal sobre la biodiversidad en la concesión Taruma. Documento técnico. USAID, Gobierno de Bolivia y Chemonics Internacional. Santacruz, Bolivia. Sp.
- Harvey, CA; Villanueva, C; Villacís, J; Chacón, M; Muñoz, D; López, M; Ibrahim, M. Gómez, R; Taylor, R; Martínez, J; Navas, A; Sáenz, J; Sánchez, A; Medina, S; Vilchez, B; Hernández, A; Pérez, F; Ruiz, F; López, I; Lang, S; Kunth D; Sinclair F. 2003. Contribución de las cercas vivas a la productividad e integridad ecológica de los paisajes agrícolas en América Central. Sp.
- Harvey, CA; Guindon, CF; Haber, WA; Hamilton-Derosier, D; Murray, KG. 2000. The importance of forest patches, isolated trees and agricultural windbreaks for local and regional biodiversity: the case of Monteverde, Costa Rica. XXI IUFRO World Congress, 7-12 August 2000, Kuala Lumpur, Malaysia, International Union of Forestry Research Organizations, Subplenary sessions (1):787-798.
- Hietz-Seifert, U; Heitz, P; Guevara, S. 1996. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest Clearance in southern. México. *Biological Conservation* 75:103-11.

- Hodgson, JG; Wilson, PJ; Hunt, R; Grime JP; Thompson, K. 1999. Allocating C-S.R plant functional types: a soft approach to a hard problem. *Oikos* 85:282-294.
- Houghton RA. 1994. The worldwide extent of land-use change. *Bioscience* 44: 305-313.
- Ibrahim, M; Rojas, J; Villanueva, C. 2005. Tecnologías forrajeras para la intensificación de la ganadería y la conservación de los recursos naturales en el trópico. In Conferencia magistral I Simposio internacional de forrajes tropicales en la producción animal. Memorias. UNACO, México. 77 p.
- Iwasa, Y; Sato, K; Kakita, M; Kubo, T. 1994. Modelling biodiversity: Latitudinal gradient of forest species diversity. In Schulze. Ed. Mooney, H.A. Biodiversity and ecosystem function. p. 432-451.
- Janzen DH; Vásquez-Yanes C. 1991. Aspects of tropical seed ecology of relevance to management of tropical forested wildlands. In Gomez-Pompa A, Whitmore TC and Hadly M (eds) Rain Forest Regeneration and Management. France. p. 137–157.
- Johnson, MD. 2000. Effects of shade-tree species and crop structure on the winter arthropod and bird communities in a Jamaican shade coffee plantation. *Biotropica* 32:133–145.
- Johnson, KH. Vogt, KA. Clark, HJ. Schmitz, OJ. y Vogt, DJ. 1996. Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 11: 372-377.
- Jullien, M; Thiollay JM. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along a natural and human-made gradients in French Guiana. *Journal of Biogeography* 23: 7-25.
- Kelly, DL; Tanner, EM; NicLughadha, EM; Kapos, V. 1994. Floristics and biogeography of a rain forest in the Venezuelan Andes. *Journal of Biogeography* 21:421-440.
- Kirby, JM. 1976. Forest grazing. *World Crops* 28: 248-5.
- Körner, Ch. 1994. Scaling from species to vegetation: the usefulness of functional groups. In Biodiversity and Ecosystem Function. Ed. Schulze, E.D. Y Mooney, HA. p. 117-139.
- Lavorel, S; Garnier, E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plants traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16:545-556.
- Lumer, C. 1980. Rodent pollination of *Blakea* (Melastomataceae) in a Costa Rican Cloud forest. *Brittonia* 32: 512-517.

- Lyford, H. 1969. The ecology of an elfin forest in Puerto Rico. 7. Soil, root, and earthworm relationships. *J. Arnold Arbor. Harv. Univ* 50:210-224.
- Mas, AH; Dietsch, T. 2003. An index of management intensity for coffee agroecosystems to evaluate butterfly species richness. *Ecological Applications* 13: 1491-1501.
- Mas, AH. 1999. Butterflies as biodiversity indicators and shade coffee certification in Chiapas, Mexico. MS Thesis. University of Michigan, Ann Arbor, MI. sp.
- Matteri, CM. 1998. Current State of Latin American Bryology. *Journ. Hattori Bot. Lab.*59: 481-486.
- Medina, E; Montes, G; Cuevas, E; Rokzandic, Z. 1986. Profiles of CO₂ concentration and $\delta^{13}\text{C}$ values in tropical rain forest of the upper Río Negro Basin, Venezuela. *Journal of Tropical Ecology* 2:207-217.
- Milton, SJ; Dean, WRJ; du Plessis, MA; Siegfried, WR. 1994. A conceptual model of arid rangeland degradation. The escalating cost of declining productivity. *Bioscience* 44: 70-76.
- McClanahan, TR; Wolfe RW. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology* 7(2): 279–288.
- Montagnini, F. 1992. *Sistemas agroforestales: principios y aplicaciones en los trópicos*, 2^a ed. San José, CR. Organización para Estudios Tropicales. 622 p.
- Nadkarni, M. 1988. The use of a portable platform to observe bird behavior in tropical tree crowns. *Biotropica* 20:350-35.
- Nadkarni, M; Longino J. 1988. Macroinvertebrate communities of canopy and forest floor organic matter in a neotropical cloud forest. *Ecol. Bull.* 69:244.
- Nadkarni, M; Matelson, TJ. 1989. Bird use of epiphyte resources in neotropical trees. *Condor*, 91: 891–907.
- Nair PKR. 1993. *An introduction to agroforestry*. Kluwer Academic Publishers. The Netherlands, 499 p.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 2006. *Ganadería y deforestación (en línea)*. Políticas agropecuarias. Consultado el 20 de nov de 2006. Disponible en: http://www.fao.org/ag/againfo/resources/documents/pol-briefs/03/ES/AGA04_ES_04.pdf

- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO). 2005. Situación de los bosques del mundo (en línea). Consultado el 20 de nov. de 2006. disponible en: <http://www.fao.org/docrep/007/y5574s/y5574s00.htm>
- Oldeman, R. 1983. Tropical rain forest, architecture, silvigenesis and diversity. In Sutton, L., Whitmore, T. & Chadwick, A. C. Tropical rain forest: ecology and management. Blackwell Scientific Publications. Sp.
- Oriansg, H. 1969. The number of bird species in some tropical forests. *Ecology* 50:783-01.
- Paruelo, JM; Piñeiro, G; Oyonarte, C; Alcaraz, D; Cabello, J; Escribano, P. Sf. Temporal and spatial patterns of ecosystem functioning in protected arid areas of South- eastern Spain. *Applied Vegetation Science*. Sp.
- Payne, WJA. 1985. A review of the possibilities for integrating cattle and tree crop production systems in the tropics. *Forest Ecology and Management* 12:1-36.
- Pearcy, RW. 1990. Sunflecks and photosynthesis in plant canopies. *Annual Review of land Fisiology and Plant Molecular Biology* 41 :421-453.
- Pezo D; Ibrahim M. 1998. Sistemas silvopastoriles. Módulo de Enseñanza Agroforestal No.2. Materiales de Enseñanza No.40. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 258 p.
- Pieper, RD. 1994. Ecological implications of livestock grazing. In Ed. Vavra, M. Laycock, WA. Pieper, RD. Ecological implications of livestock herbivory in the West. Society for Range Management. p. 177-211.
- Raunkiaer C. 1934. The life form of plants and statistical plant geography. Clarendon Press, Oxford. Sp.
- Remsenj, VJR. 1985. Community organization and ecology of birds of high elevation humid forest of the Bolivian Andes. In PS. Buckley, MS. Foster, ES. Morton, RS. Ridgely, FG. Buckley, Neotropical ornithology. *Ornithol* 36:733-756.
- Rudolph, D; Rauer, G; Nieder, J; Barthlott, W. 1998. Distributional patters of epiphytes in the canopy and phorophyte characteristics in a western Andean rain forest in Ecuador *Selbyana* 19(1):27-33.
- Shuttleworth, WJ; Gash, JHC; Lloyd, CR; Roberts JM; de O. Marques, A; Fisch, G; de Silva, V; Ribeiro, MNG; Molion, LCB; de Abreu Sa, LD; Nobre, CA; Cabral, OMR; Patel SR; de Moraes, JC. 1985. Daily variation of temperature and humidity within and above Amazonian forest. *Weather* 40:102-108.

- Smith, TM; Shugart, HH; Woodward, FI; Burton, PJ. 1993. Plant functional types. In *Vegetation Dynamics and Global Change*. Ed. Solomon, A.M. y Shugart, H.H. Chapman & Hall, New York, USA. p. 272-292.
- Souza de Abreu, MH; Ibrahim, M; Harvey, C; Jimenez, F. 2000. Caracterización del componente arbóreo en los sistemas ganaderos de La Fortuna de San Carlos, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*. 7(26):53-56.
- Solbrig, OT. 1991. From genes to ecosystems: a research agenda for biodiversity. IUBS-COPE-UNESCO, Paris, France. Sp.
- Somarriba, E. 1992. Revisiting the past: an essay on agroforestry definition. *Agroforestry Systems* 19(3): 233-240.
- Steege, H; Cornelissen, J. 1989. Distribution and ecology of vascular epiphytes in lowland rain forest of Guyana. *Biotropica* 21: 331-339.
- Stork, NE; Samways, MJ. 1995. Inventorying and Monitoring. In *Global Biodiversity Assessment*. Ed. Heywood. Cambridge University Press, UK. p. 453-544.
- Thiollay JM. 1997. Disturbance, selective logging and bird diversity: a neotropical forest study. *Biodiversity and conservation*. 6: 1155-1173.
- Tilman, D. 2001. Functional diversity. In *Encyclopedia of Biodiversity*. Levin, S.A, Academic Press, USA. p. 109-120.
- Tilman, D; Downing, JA. 1994. Biodiversity and stability in grasslands. *Nature* 367: 363-365.
- Uhl, C; Clark, K; Clark, H; Murphy, P. 1981. Early plant succession after cutting and burning in the Upper Río Negro region of the Amazon Basin. *J. Ecol.*, 69: 631-649.
- Valentini, R; Baldocchi, DD; Tenhunen, JD. 1999. Ecological controls on land-surface atmospheric interactions. In *Integrating hydrology, ecosystem dynamics and biogeochemistry in complex landscapes*. Ed. Tenhunen, J.D. y Kabat, P. John Wiley y Sons, Berlin, Germany. p. 105-116.
- Virginia, RA; Wall, DH. 2001. Ecosystem function. In *Encyclopedia of Biodiversity*. Ed. Levin, S.A. Academic Press, USA. p. 345-352.
- Walker, B. 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation Biology* 6: 18-23.
- Williams-Linera, G; Sosa, V; Platas T. 1995. The fate of epiphytic orchids after fragmentation of a Mexican cloud forest. *Selbyana* 16:36-40.

Zotz, G; Andrade, JL. 2002. La ecología y la fisiología de las epífitas y las hemiepífitas. Capítulo. In Ed. Guariguata, M. y Catan, G. Ecología y conservación de bosques neotropicales. Costa Rica 12:271-296.

4 ARTÍCULO I

Decker Franco, M. 2007. Composición y diversidad de epífitas y aves en distintos tipos y densidades de árboles dispersos en sistemas silvopastoriles en la sub-cuenca del Río Copán, Honduras. Tesis M.Sc. CATIE

4.1 Introducción

Tanto en Copán, Honduras como en el resto del mundo la pérdida y degradación de los bosques tropicales ha provocado la fragmentación y transformación de los ecosistemas naturales y por consiguiente la pérdida de diversidad biológica. Durante las últimas décadas, los biomas forestales en América Latina fueron extensamente talados para promover el pastoreo de ganado (Kaimowitz 1996; Serrao y Toledo 1990). En Centroamérica, las zonas de pastoreo representan el 46% del total de áreas agrícolas (18,4 millones ha) por lo que la conversión de bosques a potreros amenaza la supervivencia de muchas especies y por lo tanto es una preocupación prioritaria de los conservacionistas (Serrao y Toledo 1990; Szott *et al.* 2000). Sin embargo, dependiendo del tipo de manejo de las fincas ganaderas hay posibilidades para la conservación que deben ser exploradas con el fin de proyectar las actividades productivas de manera compatible con las iniciativas conservacionistas (Harvey *et al.* 2003).

Puesto que la expansión de los sistemas silvopastoriles a través de los paisajes agropecuarios de América Latina es un fenómeno que apenas comienza, la información disponible acerca de sus bondades en términos de conservación de la biodiversidad es aún escasa (Harvey y Haber 1999), en muchos casos existen apenas estudios de línea base para documentar la composición de grupos selectos de organismos que hacen uso efectivo de los agroecosistemas. Es entonces urgente generar información que nos permita conocer el comportamiento de poblaciones y comunidades de organismos en distintos escenarios agroforestales, con el fin de evaluar el impacto de estos nuevos paisajes sobre la biota, tanto local como regional. Solamente de esta forma se puede estar preparado para ajustar la implementación de los nuevos sistemas de producción de tal manera que sean compatibles con los esfuerzos de conservación.

Si bien existen varios estudios sobre los efectos de los árboles dispersos en potreros en la conservación de la biodiversidad (Guevara *et al.* 1998, Harvey *et al.* 2003), son pocos los

estudios que señalan la inmensa complejidad que existe entre los altos niveles de diversidad estructural que se desarrolla en el dosel de los árboles como un componente crítico para la conservación de la biodiversidad (Greenberg *et al.* 1997, Johnson 2000). Estudios recientes señalan a las plantas epífitas como un componente importante de la vegetación en muchos ecosistemas tropicales. Sin embargo son pocos los estudios que señalan la importancia de las epífitas en sistemas agropecuarios y mucho menos aun a las epífitas como proveedores de recursos para otros organismos (Gentry y Dodson 1987, Nadkarni 1988). Solamente algunos estudios de campo han mencionado (Orians 1969, Nadkarni y Materson 1989) o cuantificado (Remsen 1985, Nadkarni y Materson 1989) la importancia de las epífitas como recurso para otros organismos en el trópico. La mayor parte de la investigación sobre interacción planta-animal se ha hecho en vertebrados, particularmente aves (Jullien y Thiollay 1996, Thiollay 1997). Las aves pueden utilizar varios recursos de las epífitas tales como frutos, flores, semillas, agua e insumos para construcción de nidos. A su vez, proporcionan un micro hábitat ideal para el establecimiento de otros invertebrados que pueden ser usados como fuente de alimentos (Nadkarni y Matelson 1989).

El propósito del presente trabajo consiste en evaluar la composición y diversidad de epífitas y aves en relación a las densidades de árboles dispersos en sistemas silvopastoriles de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras. A partir de la comparación entre las comunidades de epífitas y aves presentes en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado en términos de riqueza y diversidad de especies. Por ultimo determinar la relación en términos de abundancia entre epífitas y aves en los sistemas silvopastoriles de la sub cuenca del Río Copán, Honduras.

4.2 Descripción del área de estudio

La sub-cuenca del Río Copán está ubicada en el sector noroeste del Departamento de Copán, en el extremo occidente de Honduras, que limita con Guatemala. La sub-cuenca tiene una extensión de 619 km² aproximadamente, y es compartida por los municipios de Copán Ruinas, Santa Rita y Cabañas. El relieve de la sub-cuenca presenta fuertes pendientes, su altitud varía entre los 600 y 1,600 msnm. En la sub-cuenca se reporta una precipitación promedio anual de 1.700 mm/año. El mes más lluvioso es septiembre (promedio de 229 mm) y el menos lluvioso

es marzo (promedio de 11 mm), con un periodo seco que dura cinco meses. Las temperaturas mínimas y máximas reportan valores de 16.3 y 26.6 °C. (MANCORSARIC 2003).

Según la clasificación de Holdridge (1987) la sub-cuenca del Río Copán pertenece a una zona del trópico semihúmedo. Los recursos naturales se encuentran en proceso de degradación. En la sub-cuenca del Río Copán, las formas inadecuadas de uso de los recursos naturales han provocado un constante deterioro y pérdida de los mismos. Los incendios forestales, la expansión de la frontera agrícola y el manejo deficiente de los bosques para la explotación de la madera, han reducido la cobertura vegetal y las poblaciones o comunidades de fauna silvestre, así como también han contribuido a la pérdida de fertilidad de los suelos y a la constante erosión de los mismos. Esto último es causa de la progresiva sedimentación de las corrientes de agua de la sub-cuenca, y por tanto, entre otros factores, del incremento de la amenaza de inundaciones (MANCORSARIC 2003, CATIE 2004) (Figura 1).

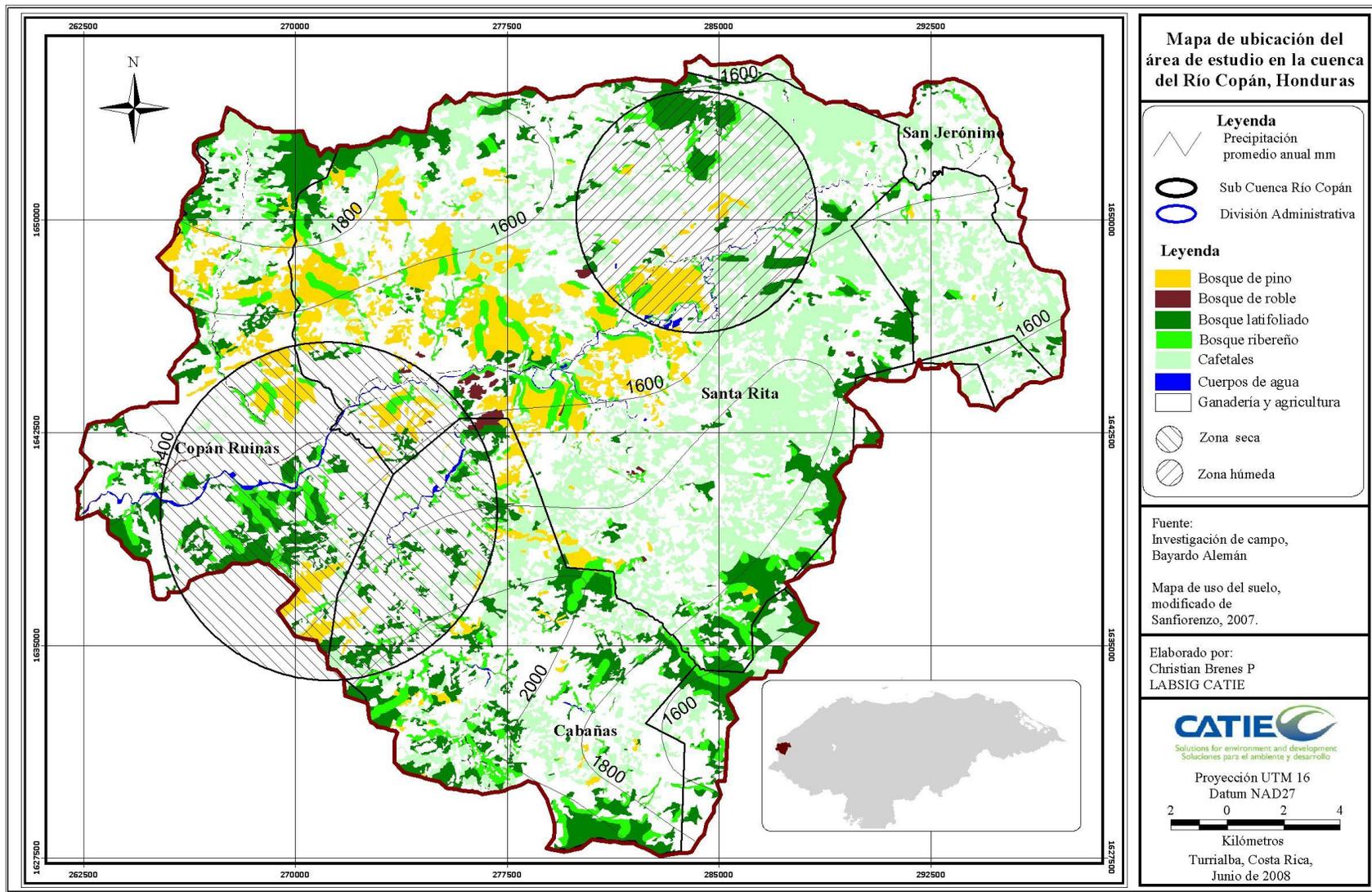


Figura 1. Mapa de ubicación de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007

4.3 Metodología

4.3.1 Diseño experimental

Se evaluaron los sistemas de árboles dispersos en potreros con pastoreo en fincas de productores ganaderos en la Sub-cuenca del Río Copán, Honduras. Se estableció una zonificación de acuerdo con las características bioclimáticas de la región, tomando como parámetros las características de la vegetación y humedad relativa del ambiente. Sin embargo la delimitación fue de manera subjetiva y por observación personal, viendo la variación en composición de especies arbóreas y un claro incremento en la humedad. Se definieron dos zonas, una seca y otra considerada húmeda.

Se tomaron en cuenta 29 potreros de una hectárea aproximadamente que cuenten con una densidad de árboles dispersos de acuerdo a la siguiente clasificación: potrero con árboles dispersos con una densidad ≥ 35 árboles por hectárea (ALTO) y potrero con árboles dispersos con una densidad entre 10-20 árboles por hectárea (BAJO). A su vez se consideró como un tratamiento el bosque latifoliado mixto natural. Es decir se tomó como referencia a un parche de bosque, en este caso para la zona seca se consideró el Parque Nacional Copán Ruinas y para la zona húmeda se considero un parche de bosque dentro de una propiedad privada. Ambos bosque se caracterizan por ser relictos de bosque secundario en regeneración donde convergen elementos de bosque latifoliado con bosques de pino y roble. Por ello se decidió referirnos a estos bosques como bosques latifoliados mixtos. Los 29 potreros se encontraban distribuidos 15 en la zona seca y 14 en la zona húmeda esto debido a que en la zona húmeda no se no se encontraron potreros que tengan baja densidad de árboles dispersos.

4.3.2 Métodos para la evaluación de aves

Para la evaluación de aves, se consideró como unidad de muestreo un árbol maduro con un DAP mayor a 10 cm seleccionado al azar, con una altura promedio de acuerdo al tipo de bosque. Cabe destacar que se tomaron en cuenta solo aquellos árboles que presentaban algún grado de epifitismo, es decir se consideraron aquellos árboles que presentaban una o mas especies de epífitas independientemente del número de individuos y se descartaron aquellos árboles que se encontraban en estado de floración o fructificación excesiva. Para asegurar la independencia de los datos, se seleccionaron aquellos árboles que se encuentren a

una distancia mínima de 50 m entre ellos. Para cada potrero se evaluaron 5 árboles, con 5 repeticiones, dando un total de 145 árboles y se recurrió a la simple observación tomando en cuenta un árbol como unidad de muestreo. Las observaciones de las actividades de las aves se realizaron diariamente en dos sesiones de 20 minutos, en el amanecer y atardecer (6:00 am y 5:30 pm) por un periodo de 29 días dando un total de 1160 minutos de observación, donde se anotaron las siguientes actividades: especie del individuo, carácter social (solitario, pareja, bandada homoespecífica, mixtas), gremio alimenticio, número de individuos, sustrato utilizado o tipo de recurso procurado (néctar, fruto, insectos, agua o materiales de construcción). Las observaciones se realizaron con la colaboración de tres asistentes dispuestos en línea procurando el mejor ángulo para la observación.

4.3.3 Método para la colección botánica

Para el relevamiento de las epífitas (Orquídeas, Bromélias, Cactáceas, Aráceas, Pteridophytas) se utilizó la metodología propuesta por Acebey y Kromer (2001) donde se considera como unidad de muestreo un árbol maduro con un DAP mayor a 10 cm seleccionado al azar, con una altura promedio de acuerdo al tipo de bosque y distanciados entre si por 50 m. En este caso se consideraron los 145 árboles previamente seleccionados para la evaluación de aves (Figura 2). Finalmente se colectó un individuo de cada especie de epífita que habita el árbol para su posterior identificación taxonómica.

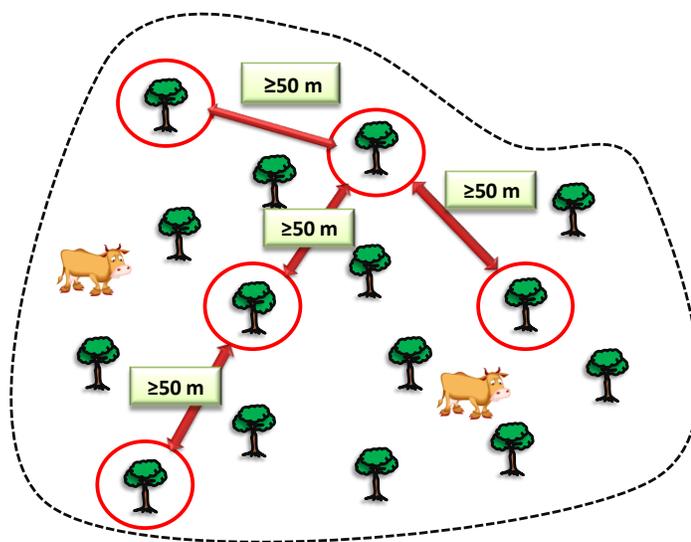


Figura 2. Esquema de selección de los árboles hospederos de epífitas en fincas ganaderas con árboles dispersos en potreros de alta y baja densidad

4.3.4 Datos botánicos y de abundancia

Se colectaron las epífitas que se encuentran en todos los árboles muestreados que se encontraban dentro de los potreros con alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto y se tomaron datos de abundancia de individuos por especie de epífita colectada en cada árbol. Se contaron todas las especies y todos los individuos de cada especie presentes en el árbol. Para todos los individuos colectados se tomaron datos de estado fenológico (floración, fructificación o estériles), tipo de flor (simple o compuesta, solitaria o inflorescencia), presencia de nectarios (en flores) y color de flor. Las morfoespecies claramente distintas fueron incluidas en el conteo de especies y fueron consideradas como especies de difícil identificación por encontrarse estériles o no descritas.

4.3.5 Análisis de datos botánicos

Estos análisis se hicieron según las formulas de Campbell *et al.* (1986) y Matteucci y Colma (1982), donde se destacan las siguientes variables:

Abundancia de especies: Se calculó relacionando el número de individuos de una especie dada, en este caso epífitas, respecto al total de los individuos por unidad de área. La abundancia relativa (AR), expresada en porcentaje, es la relación entre el número de individuos de una determinada especie y el número de individuos de todas las especies de la muestra. Se calculó de la siguiente manera:

$$AR_i = (n_i/N) \times 100$$

donde:

AR_i: Abundancia relativa de la especie

n_i: Número de individuos de la especie i

N: Número total de los individuos del muestreo

La riqueza de especies de epífitas se determinó con el objetivo de ver que tan representativa es la muestra que se tomó al realizar el inventario. Se realizaron curvas de acumulación de especies. Estas curvas mostraron el número de especies acumuladas conforme se iba aumentando el esfuerzo de recolecta en un sitio, de tal manera que la riqueza aumenta hasta que llegue un momento en el cual por más que se recolecte, el número de especies

alcanza un máximo y se estabiliza en una asíntota. Los análisis fueron realizados mediante el programa estadístico InfoStat (2004).

Índice de Shannon-Weiner se determinó con el objetivo de ver que tan diversa es una comunidad respecto a otra y se estimó mediante el número total de especies en un lugar dado respecto a su abundancia relativa.

$$H = -\sum Pi * \ln Pi$$

donde:

H = Índice de Shannon-Wiener

Pi = Abundancia relativa

ln = Logaritmo natural

Para estimar la riqueza de especies y elaborar las curvas de acumulación se utilizó estimadores no paramétricos de Chao (1984).

$$S = S_{obs} + (a^2 / 2b)$$

donde:

S = Número estimado de especies.

S_{obs} = Número observado de especies.

a = Número de especies registrada una sola vez.

b = Número de especies registrado dos veces.

Los datos de riqueza y diversidad de cada comunidad (alpha diversidad) se compararán mediante un análisis de similitud de Sorensen para los diferentes regímenes de manejo.

$$IS = \frac{2C}{A + B} * 100$$

donde:

IS = Índice de Sorensen

A = Número de especies encontradas en la comunidad A.

B = Número de especies encontradas en la comunidad B.

C = Número de especies comunes en ambas localidades.

4.3.6 *Análisis de datos*

Se realizó un análisis bi-factorial entre los dos tipos de densidades de árboles dispersos en potreros y el tipo de bosque siguiendo el siguiente modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + T_i + D_j + TD_{ij} + \epsilon_{ijk}$$

donde:

Y_{ijk} : estructura y composición de epífitas/aves

μ : la media general de las observaciones

T_i : el efecto de las densidades de árboles dispersos

D_j : el efecto de la zona

TD_{ij} : la interacción entre la densidad y la zona

ϵ_{ijk} : el error experimental que es una variable aleatoria $\sim N(\sigma, 0)$

4.4 Resultados

4.4.1 Composición de epífitas en árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda

Se encontraron 68 especies de epífitas distribuidas en 38 géneros y 13 familias en los 145 árboles evaluados. Las familias más importantes fueron las Orchidaceae (s = 20), Araceae (s = 12) y Bromeliaceae (s = 11), donde las tres especies más abundantes fueron, *Tillandsia fasciculata* (Bromeliaceae) (n = 182), *Encyclia nematocaulon* (Orchidaceae) (n = 57) y *Tillandsia schiedeana* (Bromeliaceae) (n = 39). Estas tres especies representan aproximadamente el 40% de todas las especies registradas en los árboles dispersos en potreros tanto para la zona seca como para la zona húmeda (Anexo 1).

Con el propósito de mostrar el número acumulado de especies conforme se fue incrementando la cantidad de esfuerzo de colecta. Se elaboraron curvas de acumulación de especies por árbol evaluado en cada zona (Figura 3). Para las dos zonas observamos claramente que no se llegó a una notoria estabilización en la curva, sin embargo, la zona seca tiende a estabilizarse más, llegando a aproximarse a la asíntota, lo que sugiere que existe alta probabilidad de encontrar nuevos registros de especies si incrementamos el número de árboles muestreados. Es importante indicar que la zona húmeda tiene una clara tendencia a acumular más cantidad de especies que la zona seca.

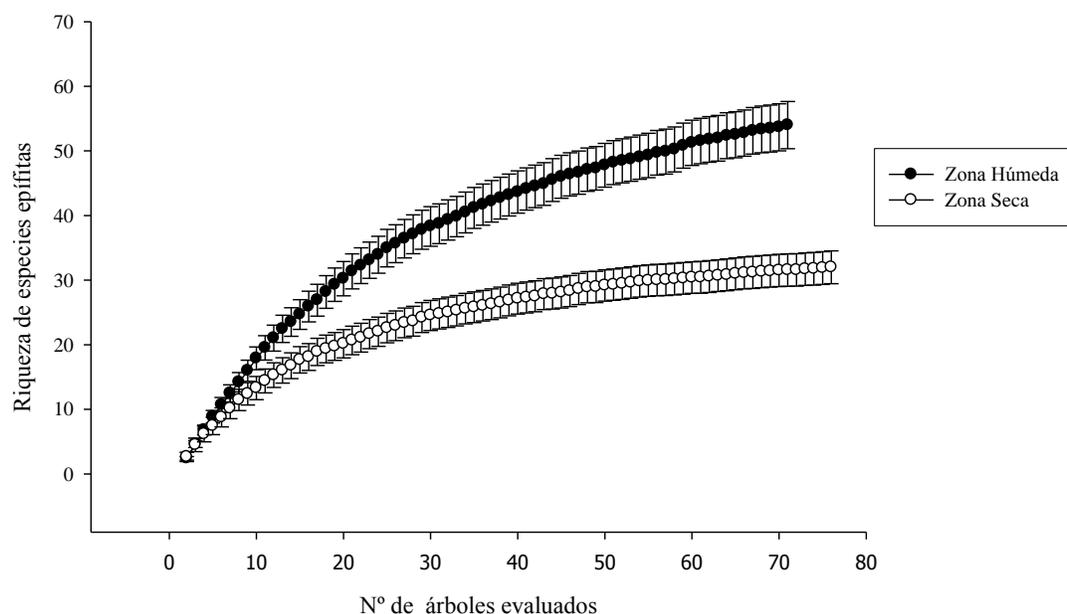


Figura 3. Curva de acumulación de especies de epifitas por árbol para la zona seca y húmeda en la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007

Por otro lado no se encontraron diferencias significativas para la abundancia absoluta ($p = 0.08$) y la riqueza de especies ($p = 0.243$) entre las zonas seca y húmeda, sin embargo los índices de diversidad de Shannon ($p = 0.002$) y Simpson ($p = < 0.001$) presentaron diferencias altamente significativas entre ambas zonas, en ese sentido los índices de diversidad de Shannon y Simpson indican que la zona húmeda tiene mayor diversidad de epifitas que la zona seca.

Para la zona seca se encontraron un total de 33 especies de epifitas distribuidas en nueve familias. Entre las familias con mayor riqueza se encontraron las Bromeliaceae y Orchidaceae con diez especies cada una y la familia Araceae con cinco especies. La especie con mayor abundancia es *Tillandsia fasciculata* (Bromeliaceae) con 186 individuos, representando el 45% del total de individuos registrados, seguido por *Tillandsia schiedeana* (Bromeliaceae), *Encyclia nematocaulon* (Orchidaceae), *Trichocentrum oerstedii* (Orchidaceae), *Guarianthe aurantiaca* (Orchidaceae), *Encyclia diota* (Orchidaceae) y *Tillandsia recurvata* (Bromeliaceae) representando el 30% del total (Anexo 1).

Dentro de los tratamiento de alta y baja densidad de árboles dispersos en potreros en la zona seca, *Tillandsia fasciculata* (Bromeliaceae, $n = 91$ y $n = 31$ respectivamente), es la

especie con una mayor abundancia absoluta. En el bosque latifoliado mixto *Tillandsia schiedeana* (Bromeliaceae; n = 33) y *Encyclia nematocaulon* (Orchidaceae, n = 19) son las especies que presentan mayor abundancia.

Para la zona húmeda se registraron un total de 42 especies de epífitas que se encuentran distribuidas en nueve familias. Entre las familias más representativas podemos encontrar a la Orchidaceae, seguida por la Araceae y la Bromeliaceae. Las especies con mayor abundancia absoluta para los potreros de alta densidad de árboles dispersos son *Encyclia nematocaulon* (Orchidaceae), *Encyclia diota* (Orchidaceae) y *Tillandsia filifolia* (Bromeliaceae), representando el 37% del total (Anexo 1). Para potreros de baja densidad las especies con mayor abundancia absoluta son *Tillandsia filifolia* (Bromeliaceae), *Tillandsia variabilis* (Bromeliaceae) y *Struthanthus orbicularis* (Loranthaceae), representando el 39% de la comunidad. Para el bosque latifoliado mixto las especies con la mayor abundancia absoluta son *Polypodium triseriale* (Polypodiaceae), *Niphidium crassifolium* (Polypodiaceae) y *Anthurium bakeri* (Araceae), conformando el 24% de la comunidad.

En cuanto a la distribución de la abundancia en la zona seca, las curvas de rango-abundancia mostraron que en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto se encuentran dominados por una especie (*Tillandsia fasciculata*), sin embargo, el resto de las especies varía gradualmente (Figura 4). También se observó que los potreros de alta densidad de árboles dispersos presentaron mayor cantidad de especies raras con un individuo por especie, comparada con los potreros de baja densidad de árboles dispersos y el bosque latifoliado mixto.

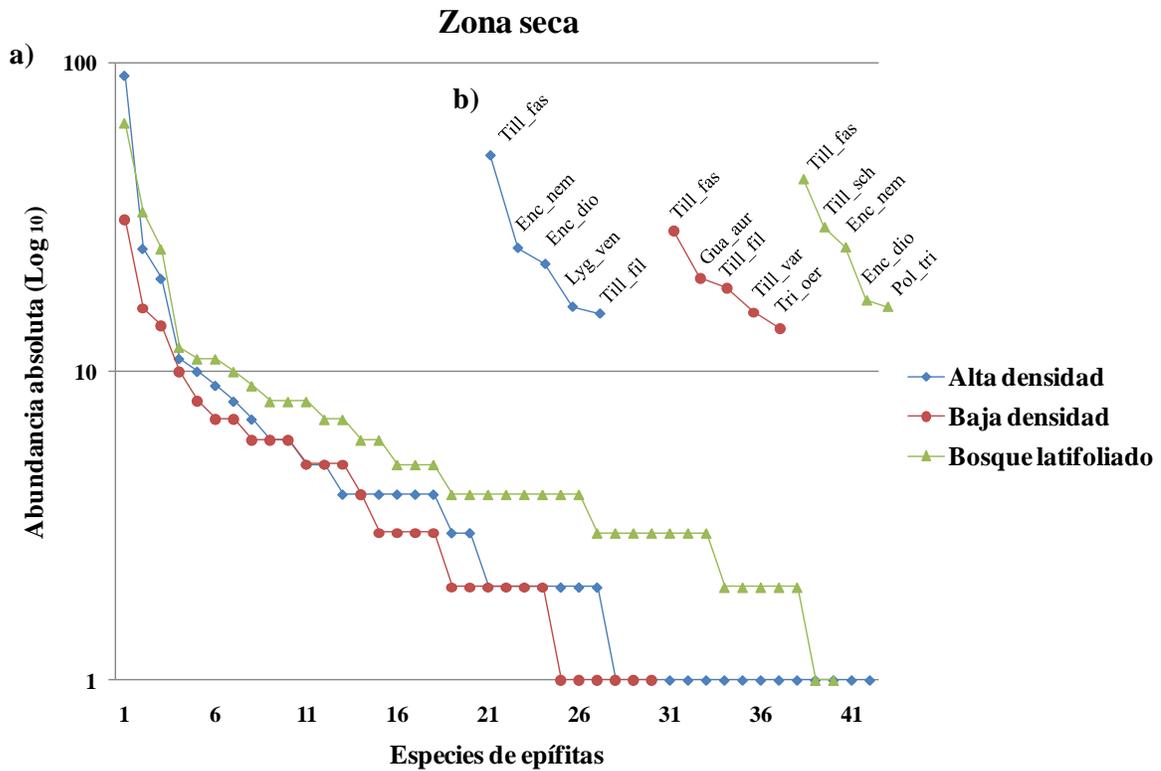


Figura 4. Curvas de rango-abundancia de epífitas para la zona seca a) potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto, b) detalle de las especies dominantes en la Sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007

Por otro lado las curvas de rango-abundancia para la zona húmeda, mostraron que la distribución de la abundancia no es completamente homogénea para los tres tratamientos, la comunidad se encuentra dominada por especies diferentes para los tres tratamientos (Figura 5). Cabe destacar que en potreros de alta densidad de árboles dispersos son muchas las especies con solo un individuo en comparación con los potreros de baja densidad de árboles dispersos y el bosque latifoliado mixto.

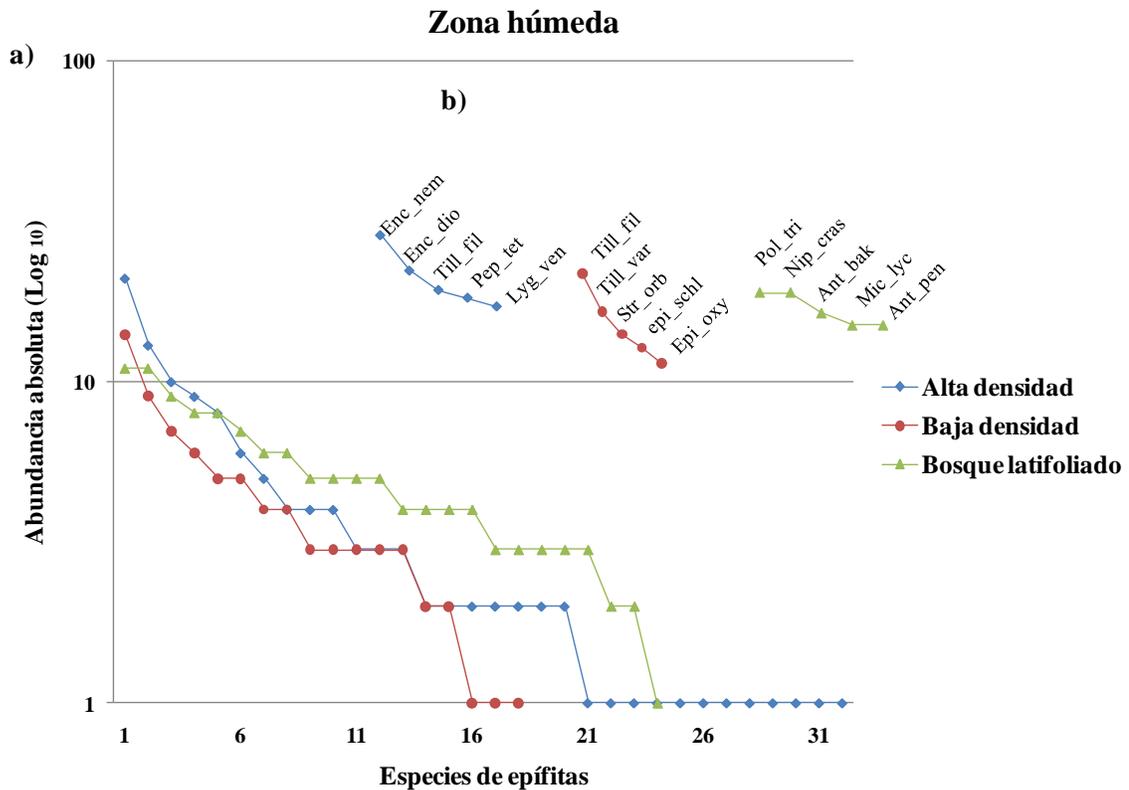


Figura 5. Curvas de rango-abundancia a) para los tratamientos de alta, baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto b) detalle de las especies dominantes para la zona húmeda en la Sub-cuenca del Río Copán, Honduras

Dentro de la zona seca se encontraron diferencias en la diversidad de especies para los índices de riqueza de especies, Shannon y Simpson entre los potreros de alta, baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto. Sin embargo en la zona húmeda no se encontraron diferencias estadísticas (Cuadro 1).

Los índices de diversidad mostraron diferencias significativas entre los tratamientos donde el bosque latifoliado mixto mostró mayor riqueza y diversidad de especies epífitas seguido por los potreros con baja densidad de árboles dispersos y finalmente los potreros con alta densidad de árboles dispersos. Por otro lado, el coeficiente de similitud de Sorensen nos indicó que existe un 62% de similitud entre potreros con alta densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto, un 46% de similitud entre potreros con alta y baja densidad de árboles dispersos y un 45% de similitud entre potreros con baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto. Sin embargo, el exponencial de Shannon sugiere que los bosques

mixtos superan en diversidad de especies a los potreros con alta y baja densidad de árboles dispersos.

Cuadro 1. Valores de los índices de diversidad de epífitas para los tratamientos de potreros con alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda

Índices	Tratamientos Zona seca				Tratamientos Zona húmeda			
	Alta	Baja	Bosque	p	Alta	Baja	Bosque	p
Abundancia media	28.6 A	16.8 B	36.6 A	0.0031	23.8 A	19.0 A	24.4 A	0.5552
Riqueza de especies	7.0 A	7.0 A	13.0 B	0.0013	10.0 A	10.0 A	9.0 A	0.9319
Índice de Shannon	1.24 A	1.62 A	2.08 B	0.0035	2.08 A	2.13 A	2.14 A	0.9291
Exponencial de Shannon	3	5	8	0.0035	8	8	8	0.9291
Índice de Simpson	0.42 B	0.2 A	0.16 A	0.0056	0.12 A	0.09 A	0.09 A	0.0971
Coefficiente de Sorensen								
Alta	1				1			
Baja	0.46	1			0.10	1		
Bosque	0.62	0.45	1		0.21	0.3	1	

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \leq 0.05$)

A pesar de que en la zona húmeda el análisis de varianza no reveló diferencias para los índices de diversidad y riqueza de especies, entre los tratamientos, existe una tendencia en el bosque latifoliado mixto de presentar mayor diversidad de especies, seguido por los potreros de alta densidad de árboles dispersos y finalmente los potreros de baja densidad de árboles dispersos. Nótese que el coeficiente de similitud de Sorensen muestra que los tratamientos difieren en gran medida entre sí. Los potreros de alta densidad de árboles dispersos y el bosque latifoliado mixto presenta un 21% de similaridad seguido por los tratamientos de alta y baja densidad de árboles en potreros con un 10% de similaridad y finalmente el bosque latifoliado mixto y los potreros de baja densidad presentan un 3% de similaridad.

4.4.2 Composición general de aves en árboles dispersos en potreros y bosques latifoliados mixtos para la zona seca y húmeda

Se evaluaron 145 árboles donde se observaron 667 aves pertenecientes a 112 especies, distribuidas en 77 géneros y 33 familias. Dentro de las familias con mayor riqueza de especies encontramos a la familia Tyrannidae ($s = 15$), Icteridae ($s = 8$), Parulidae ($s = 7$), Trochilidae ($s = 6$), representando el 32% de la riqueza de especies y el 42% del total de individuos registrados. Las especies más observadas en potreros con alta, baja densidad de árboles

dispersos en potreros y en bosque latifoliado mixto natural tanto para la zona seca como para la zona húmeda fueron *Centurus aurifrons* (Picidae, n = 46), *Tyrtingira semifasciata* (Tityridae, n = 37), *Myiozetetes similis* (Tyrannidae, n = 29) (Anexo 2).

La curva de acumulación de especies para la zona seca y húmeda mostró que con el esfuerzo de muestreo aplicado en el estudio no se llegó a una clara estabilización en la curva, sin embargo, la zona seca tiende a aproximarse más a la asíntota, no obstante existe alta probabilidad de encontrar nuevos registros de especies de aves si incrementamos el número de árboles observados. Por otro lado, notamos que la zona húmeda acumula más cantidad de especies de aves que la zona seca (Figura 6).

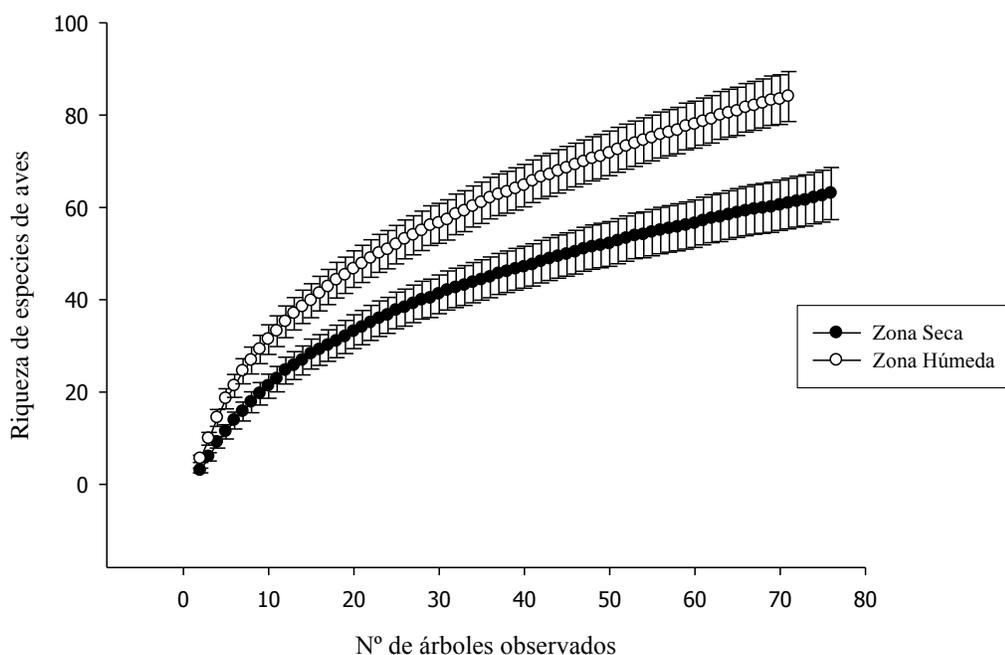


Figura 6. Curva de acumulación de especies de aves por árbol para la zona seca y húmeda en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007

Se encontraron diferencias altamente significativas entre la zona seca y húmeda en términos de abundancia absoluta ($p = 0.006$), riqueza de aves ($p = 0.01$) e índices de diversidad de Shannon ($p = 0.02$), siendo la zona húmeda la que mayor abundancia, riqueza y diversidad de aves presenta.

Para la zona seca las familias con mayor número de especies fueron Tyrannidae con 14 especies, seguida por Parulidae e Icteridae y con siete y seis especies respectivamente. Para los tratamientos de alta, baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto la familia con mayor representación fue Tyrannidae con nueve, seis y siete especies respectivamente.

Las especies con mayor abundancia fueron *Centurus aurifrons* (Picidae) con 25 individuos, representando el 10% del total de individuos registrados, seguido por *Dendroica petechia* (Parulidae) representando el 7% del total. Las especies más abundantes en potreros de alta densidad de árboles dispersos fueron *Dendroica petechia* (n = 11) y *Saltator atriceps* (n = 7) y representan el 33% del total de especies. Para los potreros de baja densidad de árboles dispersos la especies más abundantes son *Centurus aurifrons* (n = 11); *Dendroica petechia* (n = 9) y *Dives dives* (n = 5) y representan el 31% del total de especies registradas. Para el bosque latifoliado mixto las especies más abundantes registradas son *Centurus aurifrons* (n = 26); *Cyclarhis gujanensis* (n=16) y *Myiodynastes luteiventris* (n = 14). Cabe destacar que la especie más abundante en potreros con baja densidad de árboles dispersos y bosque natural es *Centurus aurifrons*.

Por otro lado para la zona húmeda las familias con mayor número de especies fueron Incertae con 11 especies, seguida por Tyrannidae e Icteridae con ocho y seis especies respectivamente. Así mismo se registraron 14 familias con solo una especie. Para los potreros con alta densidad de árboles dispersos las familias con mayor riqueza de especies fueron Tyrannidae e Icteridae con seis especies. Para potreros con baja densidad de árboles dispersos en potreros la familia con mayor riqueza de especies fueron Tyrannidae e icteridae con seis y cinco especies respectivamente. Para el bosque latifoliado mixto la riqueza de especies por familia fue más baja con Dendrocolaptidae con tres especies, seguida por las familias Columbidae, Icteridae, Ramphastidae, Thraupidae y Tyrannidae con dos especies cada una.

En general en la zona húmeda las especies más abundantes fueron *Tyrtyra semifasciata*, *Psarocolius montezuma* y *Centurus aurifrons* con 58, 40 y 34 individuos por especie respectivamente, representando el 21.2% de la abundancia total para la zona. Cuando separamos los resultados por tratamientos las especies más abundantes en potreros de alta densidad de árboles dispersos fueron *Tyrtira semifasciata* (n = 43), *Myiozetetes similis* (n = 25),

Centurus aurifrons (n = 21), representando el 27% de las especies. En los potreros de baja densidad de árboles dispersos las especies más abundantes fueron *Tyrtrira semifasciata* (n = 15), *Centurus aurifrons* (n = 13) y *Amazilia rutila* (n = 12), representando al 25.6% de la abundancia. Finalmente en bosque latifoliado mixto las especies más abundantes fueron *Psarocolius montezuma* (n = 25), *Ramphastos sulfuratus* (n = 20) y *lepidocolaptes souleyetii* (n = 7) representando el 38.5% de la abundancia total.

En cuanto a la distribución de la abundancia, las curvas de rango-abundancia mostraron que en potreros de alta, baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixtos son pocas las especies dominantes. Cabe mencionar que la distribución de la abundancia en al bosque latifoliado mixto tiende a ser mayor que en los tratamientos de alta y baja densidad de árboles dispersos en potreros (Figura 7).

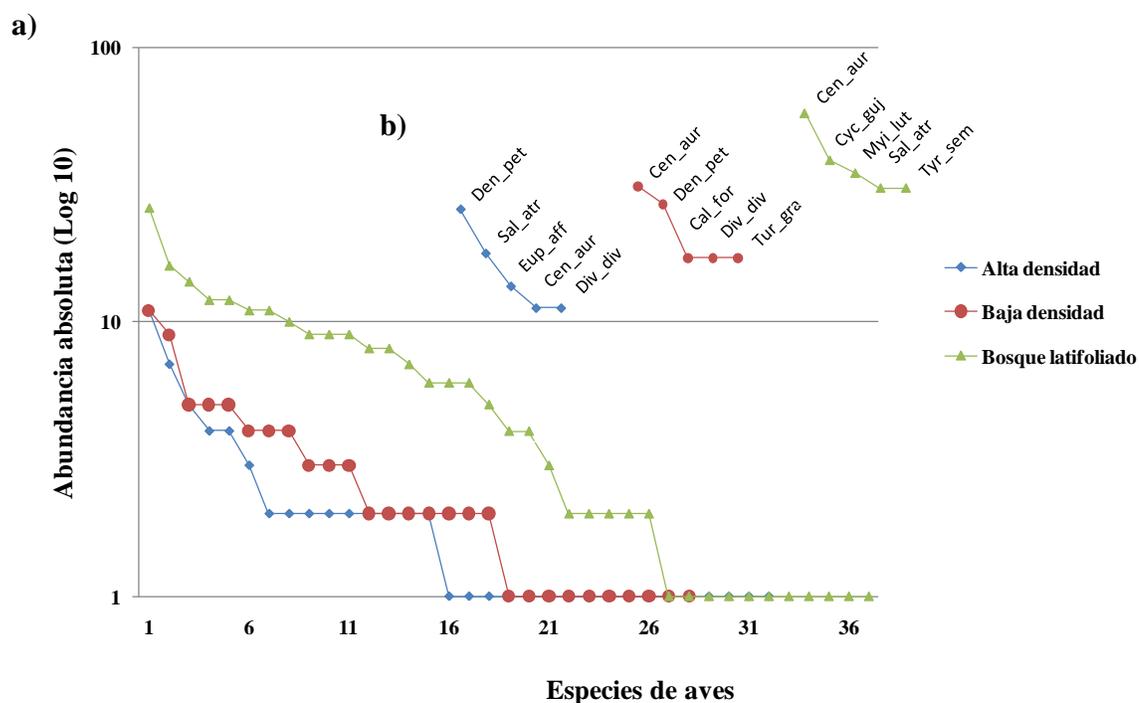


Figura 7. Curva de rango abundancia para los tratamientos de alta, baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto de la zona seca en la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007

Sin embargo para la zona húmeda las curvas de Rango-abundancia mostraron que existe una especie dominante tanto en bosque latifoliado como en potreros de alta densidad de y la composición difiere con los potreros de baja densidad de árboles dispersos (Figura 8).

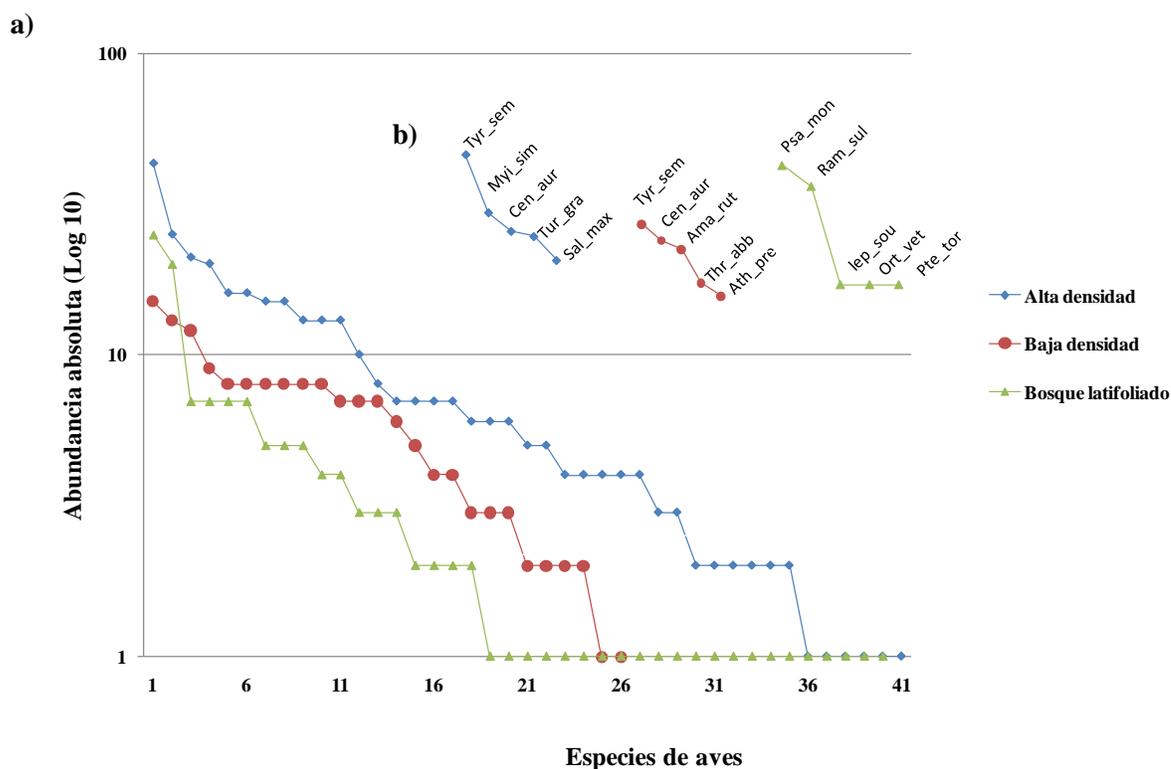


Figura 8. Curva de rango-abundancia para los tratamientos de alta, baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto en la zona húmeda para la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007

Para la zona seca se encontró mayor proporción de especies generalistas que no dependen de bosque para sobrevivir, sin embargo es importante notar que las especies de áreas semi-abiertas se encuentran en mayor proporción en bosque latifoliado seguido de los potreros con alta densidad y finalmente los potreros de baja densidad, lo que puede sugerir una tendencia en la predilección de ambientes en función a la densidad de árboles. De igual manera ocurre con las especies dependientes de bosque. No obstante en la zona húmeda las especies generalistas dominaron los potreros de alta y baja densidad, sin embargo en el bosque latifoliado dominaron las especies dependientes de bosque (Figura 9).

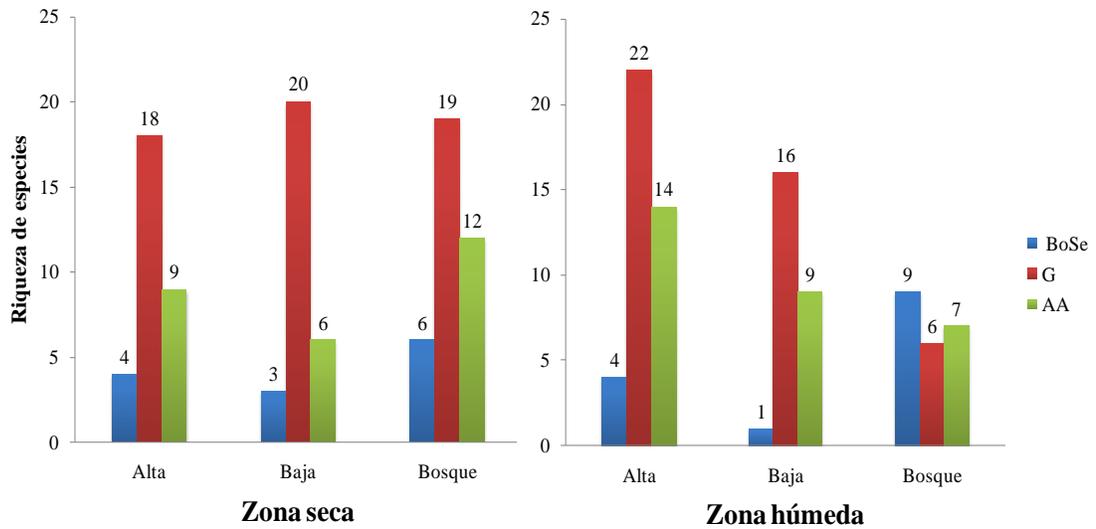


Figura 9 Representación grafica del tipo de ámbito de hogar para aves generalistas (G), dependientes de bosque (BoSe) y aves que frecuentan áreas semi-abiertas (AA) para la zona húmeda en potreros de alta, baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto en la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007

Para la zona seca, los análisis de diversidad entre tratamientos no mostraron diferencias significativas entre los potreros de alta, baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto para los índices de Riqueza de especies y Shannon. Sin embargo si hay diferencias estadísticas entre las abundancias medias de los tratamientos siendo el bosque latifoliado mixto el que presento valores más altos.

En ese sentido se puede apreciar una tendencia que sugiere que los tratamientos con mayor riqueza de especies de aves en la zona seca fue el bosque latifoliado mixto con un valor de 16, seguido por potreros de alta densidad de árboles dispersos con un valor de nueve, al igual que los potreros de baja densidad de árboles dispersos con el mismo valor. El índice de diversidad de Shannon indica una mayor diversidad en el bosque latifoliado mixto con 2.45, seguido de los potreros con alta densidad de árboles dispersos con 2.04 y por ultimo los potreros de baja densidad de árboles dispersos con 1.89 (Cuadro 2).

Cabe destacar que el exponencial de Shannon muestra que el bosque latifoliado mixto presenta una mayor diversidad efectiva de especies, seguido por los potreros con alta densidad de árboles dispersos y finalmente los potreros de baja densidad de árboles dispersos.

Cuadro 2. Índices de diversidad de aves por tratamientos de alta y baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda en la sub-cuenca del Río Copán, Honduras

Índices	Tratamientos zona seca				Tratamientos zona húmeda			
	Alta	Baja	Bosque	p	Alta	Baja	Bosque	p
Abundancia media	13.4A	16A	43.4B	0.0102	63.2A	39.75B	27.2B	0.0396
Riqueza de especies	9A	9A	16A	0.0806	19A	19A	13A	0.1176
Índice de Shannon	2.04A	1.86A	2.45A	0.2196	2.66A	2.49A	2.33A	0.2848
Exponencial de Shannon	8	6	12	0.2196	14	12	10	0.2848
Índice de Simpson	0.08A	0.1A	0.12A	0.6404	0.08A	0.07A	0.09A	0.7131
Coefficiente de Sorensen								
Alta	1				1			
Baja	0.25	1			0.12	1		
Bosque	0.16	0.16	1		0.03	0.03	1	

Letras distintas indican diferencias significativas ($p \geq 0.05$)

Si bien no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos de la zona húmeda para los índices de riqueza de especies y Shannon, existe una tendencia que muestra a los tratamientos de alta y baja densidad de árboles dispersos en potreros como los más diversos en riqueza y diversidad de especies, así como lo evidencia el exponencial de Shannon que destaca a los potreros de alta densidad de árboles como el más diverso, seguido por los potreros de baja densidad de árboles y finalmente los bosque latifoliado mixtos.

4.4.3 Análisis de correlación entre comunidades de epífitas y aves en los potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda

El análisis de correlación de Pearson para la zona seca nos mostró que existe una correlación significativa entre la riqueza de epífitas con la riqueza y abundancia de aves para potreros de alta densidad de árboles dispersos y la riqueza y abundancia de epífitas con la riqueza y abundancia de aves en potreros de baja densidad de dispersos. Por otro lado, en la zona húmeda se encontró una correlación significativa entre la riqueza y abundancia de epífitas y aves para potreros de alta densidad de dispersos así como una correlación significativa entre la riqueza de epifitos y la abundancia y riqueza de aves en potreros de baja densidad de árboles dispersos.

Cuadro 3. Análisis de correlación de Pearson entre abundancia y riqueza de epífitas y abundancia y riqueza de aves para los tratamientos de alta y baja densidad de árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto en la zona seca y húmeda

Zona	Tratamiento		Abu. Epífitas		Riq. Epífitas	
			r ²	p	r ²	p
Seca	Alta	Abu. Aves	0.25	0.2300	0.57	0.0031
		Riq. Aves	0.36	0.0700	0.54	0.0049
	Baja	Abu. Aves	0.48	0.0200	0.44	0.0300
		Riq. Aves	0.53	0.0100	0.44	0.0300
	Bosque	Abu. Aves	0.16	0.4400	0.34	0.0900
		Riq. Aves	0.24	0.2500	0.38	0.0600
Húmeda	Alta	Abu. Aves	0.57	0.0032	0.6	0.0014
		Riq. Aves	0.57	0.0032	0.6	0.0017
	Baja	Abu. Aves	0.31	0.1800	0.45	0.0500
		Riq. Aves	0.33	0.1500	0.61	0.0046
	Bosque	Abu. Aves	0.31	0.1400	0.28	0.1900
		Riq. Aves	0.2	0.3400	0.13	0.5500

4.5 Discusión

4.5.1 Composición de epífitas en árboles dispersos en potreros y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda

De los árboles evaluados en el estudio, las familias más representativas fueron Orchidaceae, Araceae y Bromeliaceae lo que concuerda con los resultados obtenidos en trabajos realizados por Zotz *et al.* (1999) en la isla de Barro Colorado, Panamá donde destacan a estas familias por ser los grupos con mayor número de especies registradas para el Neotrópico (Gentry y Dodson 1987).

Si bien la composición específica de epífitas vasculares fue diferente en cada uno de los tres tratamientos, las Orchidaceae, Araceae y Bromeliaceae siempre estuvieron entre los grupos mejor representados en todos los tratamientos. Esto se debe particularmente a que estas familias desarrollaron mecanismos adaptativos que garantizan su sobrevivencia en ambientes con poca disponibilidad de agua y nutrientes lo que les confiere una mayor capacidad de colonización (Benzing 1990). Entre estos mecanismos podemos nombrar a aquellas estructuras anatómicas de almacenamiento de agua y nutrientes como es característico de la familia Orchidaceae con la presencia de pseudobulbos o raíces modificadas para una mayor

fijación y absorción de los nutrientes, lo que se describe en estudios similares realizados en otros sitios de la Amazonía (Nieder *et al.* 2000) y del Neotrópico atribuyendo a estos caracteres adaptativos mejores ventajas para la colonización de todo tipo de ambientes (Hartshorn y Hammel 1994, Ingram *et al.* 1996, Nieder *et al.* 1999, Freiberg y Freiberg 2000).

Dentro de la zona seca las especies con mayor abundancia en los tres tratamientos fueron *Tillandsia fasciculata* (Bromeliaceae) y *Tillandsia schiedeana* (Bromeliaceae). La predominancia de estas dos especies de epífitas, se puede acreditar a una serie de factores, como la producción de una gran cantidad de semillas y la resistencia de estas plantas a los altos niveles de insolación, lo que les confiere la capacidad de colonizar rápidamente al árbol hospedero (Kersten y Silva 2001). Muchas especies del género *Tillandsia* son heliófilas y eso representa una reproducción intensa (Reitz 1983).

Por otro lado, los índices de diversidad y riqueza de especies de epífitas mostraron al bosque latifoliado mixto como el más diverso de los tratamientos. En los bosques naturales existe una mayor disponibilidad de ambientes en los cuales establecerse, es decir que las epífitas son más diversas en ambientes boscosos debido principalmente a las diferencias estructurales y microclimáticas que los bosques tienen (Krömer y Gradstein 2003, Wolf 2005). A pesar de no haber encontrado diferencias entre los potreros con alta y baja densidad de árboles dispersos hay una tendencia de encontrar mayor diversidad de especies en potreros con baja densidad de árboles dispersos; esta tendencia puede deberse al amplio rango de establecimiento que presentan las plantas epífitas para su establecimiento. Adicional a esto, muchos árboles aislados que son remanentes del bosque original retienen comunidades ricas de epífitas sobre sus ramas y troncos (Williams-Linera *et al.* 1995). Estudios en Veracruz, México, encontraron un total de 58 especies de epífitas vasculares y hemiepífitas (representando el 37% de total de la flora epifita en la región) presente en 38 árboles de bosque aislados en pasturas y una densidad de epífitas similar a aquella encontrada sobre árboles de bosques no disturbados (Hietz-Seifert *et al.* 1996).

En síntesis se puede decir que son muchas las variables que condicionan la presencia o ausencia de epífitas en diferentes ambientes, sin embargo se pudieron identificar algunas de estas variables que se consideran determinantes y que gran importancia en la distribución de estas plantas, entre estas variables se encontraron algunas estrategias adaptativas de las plantas

como la alta producción de semillas y la resistencia de estas a condiciones extremas de insolación, o características estructurales de la vegetación que proporcionan un ambiente propicio para su establecimiento.

A diferencia de la zona seca, en la zona húmeda no se encontró una especie dominante para todos los tratamientos. La dominancia de las especies en la zona húmeda estaba dada por tres especies diferentes para cada tratamiento, lo que nos lleva a pensar que existen ciertas variables que están condicionando su establecimiento y desarrollo (Todzia 1986, ter Steege y Cornelissen 1989, Wolf 1994, Benzing 1995). Varios autores indican que la distribución de las epífitas dentro de los bosques y dentro de un mismo árbol está determinada por variables microclimáticas, como la humedad (Leimbeck y Balslev 2001) y la intensidad lumínica (ter Steege y Cornelissen 1989), así como por las características de los árboles hospederos (Kernan y Fowler 1995, Heitz 1997) y de los sustratos (Callaway *et al.* 2002).

Las familias dominantes en la zona húmeda fueron las Orchidaceae, Araceae, Bromeliaceae y las Pteridophytas las que siguieron el mismo patrón que en la zona seca a excepción de las Pteridophytas cuyas distribución se dan en ambientes con alta humedad relativa, un patrón común divulgado en otros estudios sobre la biodiversidad de epífitas en bosques del neotrópico (Madison 1979, Gentry y Dodson 1987). En cuanto a las especies de orquídeas de mayor abundancia encontradas en potreros con alta densidad de árboles dispersos en la zona húmeda, *Encyclia nematocaulon* y *Encyclia diota*, se caracterizan por habitar lugares con una moderada incidencia de radiación y fluctuaciones en humedad relativa (Kelly 1985, Benzing 1990), lo que puede estar incidiendo en la presencia de estas especies en los potreros de alta densidad de árboles dispersos.

En el bosque natural de la zona húmeda las Pteridofitas de la familia Polypodiaceae fueron las más representativas. Una característica muy particular de las especies de esta familia es que son poco tolerantes a intensidades muy altas de luz y requieren de niveles elevados de humedad relativa, lo que las hace más abundantes en bosques naturales debido a la complejidad y a la escasa luminosidad que es característico de los bosques y a la capacidad de estos de retener humedad (Kelly 1985, Benzing 1990, Guevara *et al.* 1998).

Si bien no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos existe una clara tendencia en encontrar mayor diversidad de epífitas en bosque latifoliado mixto seguido

por potreros con alta densidad de árboles dispersos y finalizando con potreros con baja densidad de árboles. Diferencias atribuidas a un sin número de variables estructurales y microclimáticas propias de cada sistema.

De manera general todo esto nos puede llevar a pensar que son muchas las variables que inciden en la ausencia o presencia de epífitas en los potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto en la zona húmeda y seca de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras. Estas variables pueden ser el resultado de las diferencias estructurales que existen entre los tratamientos y su estrecha relación con las variables microclimáticas propias de cada sistema. En los tratamientos estudiados estas variables se refieren básicamente a la humedad y la intensidad lumínica tal como se ha registrado en otros estudios donde se evidencia una mayor diversidad en ambientes con alta humedad relativa y baja evapotranspiración (Todzia 1986, ter Steege 1989, Wolf 1994), por otro lado, existen otras variables que pueden condicionar la riqueza y abundancia de epífitas en los potreros con alta, baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto como ser la presencia de árboles más altos y de mayor envergadura los que proveen gradientes microambientales más amplios y por lo tanto se espera que alberguen mayor diversidad de epífitas (Bennet 1986). Los bosques tanto en la zona seca como en la húmeda son estructuralmente más complejos que los árboles dispersos en potreros, otra de las razones que puede explicar la menor diversidad encontrada en este último.

Los índices de diversidad calculados (Simpson, Shannon-Wiener y Fisher) muestran resultados muy similares para los tratamientos. Sin embargo, si se tiene en cuenta que los índices de Shannon-Wiener y Fisher son los que mejor capturan las tasas de diversidad en muestras pequeñas (Condit *et al.* 1996), es claro que los tratamientos más diversos son los bosques de la zona seca y húmeda, seguido por los potreros de alta densidad de árboles y finalizando con los potreros con baja densidad de árboles dispersos.

4.5.2 Caracterización de la comunidad de aves en potreros con árboles dispersos y en bosque latifoliado mixto

En los potreros de alta densidad las especies más abundantes fueron *Dendroica petechia* (Parulidae) y *Saltator atriceps* (Cardinalidae), especies insectívoras que por su

comportamiento se caracterizan por ser forrajeras y son muy comunes en ambientes con alta densidad de árboles. Marín-Gómez (2007) estudió las actividades de forrajeo de aves insectívoras en agroecosistemas cafetaleros en Quindío-Colombia y concuerda con los resultados obtenidos en este trabajo, donde se destaca a *Dendroica petechia* como una de las especies más abundantes en sistemas de café con alta densidad de árboles. Por otro lado, todos los estudios revisados sobre el tema destacan la importancia de estos árboles para las aves insectívoras residentes y migratorias (Calvo y Blake 1998, Dietch *et al.* 2007). Johnson (2000) establece que muchas de las especies de árboles tropicales albergan una alta abundancia de invertebrados, por lo que las aves insectívoras son los elementos dominantes en estos sistemas y los visitantes más frecuentes de estos árboles.

Tanto en potreros con baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado se destaca una especie en particular, *Centurus aurifrons* (Picidae) como la más abundante, que de acuerdo con un estudio realizado por Husak (2000) el cual describe el comportamiento territorial de esta especie en el noroeste central de Texas-USA. Allí establece el ámbito de hogar para esta especie el cual puede llegar a ser de aproximadamente 24 ha y que por lo general involucran varios tipos de hábitats; estos se desplazan dentro de ese territorio en función a la estación del año en la que se encuentren y la disponibilidad de alimento. Dichos resultados pueden explicar de cierta forma por que esta especie fue muy abundante en potreros con baja densidad de árboles y bosque latifoliado de la zona seca, sin embargo no se encontró ninguna información del por que no se encontraron muchos individuos de esta especie en potreros con alta densidad de árboles.

En general en la zona húmeda las especies más abundantes fueron *Tytira semifasciata*, *Psarocolius montezuma* y *Centurus aurifrons*, que de acuerdo con Greenberg *et al.* (1997) son especies en su mayoría generalistas, que no dependen de bosque para sobrevivir y por lo general son insectívoras; sin embargo, de vez en cuando utilizan los frutos de algunas plantas como fuente de alimento. Una de las características que se destaca de *Tytira semifasciata* y *Psarocolius montezuma* es la manera en que forrajean escarbando entre el sustrato que proporcionan las plantas epífitas en búsqueda de alimento, en este caso invertebrados (Rice *et al.* 1994)

Tanto en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos las especies más abundantes fueron *Tytira semifasciata* y *Centurus aurifrons*, esto se debe principalmente a que ambas especies son generalistas y se pueden encontrar tanto en bosque como en otros tipos de sistemas abiertos (Estrada *et al.* 1997). En contraste, en bosque latifoliado las especies más abundantes fueron *Psarocolius montezuma*, *Ramphastos sulfuratus* y *lepidocolaptes souleyetii*, siendo las dos últimas dependientes de bosque, bordes y ocasionalmente se los ve en zonas abiertas asociadas a la presencia de algún tipo de vegetación arbórea como en potreros con árboles dispersos (Mills *et al.* 1991).

Si bien tanto en la zona seca como en la zona húmeda no se encontraron diferencias significativa para la riqueza y diversidad de aves en los diferentes tratamientos, es evidente que existen diferencias en términos de composición, y esta diferencia probablemente radica en el incremento del número especies vegetales aumentando la productividad total del sistema, la diversidad vegetal y por lo tanto el número de especies asociadas (Pimentel *et al.* 1992, Saab y Petit 1992). En general para las aves la presencia de árboles dispersos no solo permite el movimiento de variadas especies (Naranjo 1992) sino que además provee un hábitat adecuado para numerosas especies nativas (Murgueitio y Calle 1998, Lynch 1989) y reduce el efecto de los pastizales sobre las poblaciones de aves (Saab y Petit 1992). En ese sentido Harvey *et al.* (2006) mencionan que la reducción o el incremento de la densidad de árboles dentro de las pasturas, o un cambio en la diversidad de especies de árboles dentro de ellas, puede llevar a profundos cambios en la riqueza y composición de especies. Esto nos sugiere que la cantidad de especies de árboles en los potreros permite también la presencia de mayor diversidad de especies de aves. Bajo ese contexto, si bien se encontró una alta similitud entre los tratamientos esto se puede atribuir al intercambio de especies (Blake y Loiselle 2001) que influye en la composición de la comunidad de aves y a las diferencias locales (Böhning-Gaese 1997). En este sentido, el mosaico de vegetación permite a las aves cambiar su distribución en respuesta a las condiciones del ambiente (Karr 1990), utilizándolo para diferentes propósitos (Staicer 1992).

Por otro lado, debido a las variaciones en los métodos de campo y análisis adoptados por los investigadores es casi imposible comparar estudios (Erdelen 1984). La comparación sólo sería posible si el significado de las variables fuera similar (Bersier y Meyer 1994). Sin embargo, podemos argumentar que en la zona de estudio la riqueza y diversidad de especies

de aves registradas en las áreas de bosque y potrero no presentan un patrón discernible. Asimismo, los valores más altos de ambos grupos de variables (avifauna y vegetación) estimados en el área de potreros y bosque concuerdan con otros trabajos realizados en condiciones similares.

Aún cuando la conservación de aves terrestres depende de la comprensión clara de sus requerimientos de hábitat y de los procesos físicos y bióticos que lo mantienen (Askins 2000), se ha establecido que la combinación de hábitats simples (potrero) y complejos (áreas de Bosque) conduce a nuevas posibilidades de explotación diferencial del espacio (Willson 1974) y que la diversidad de especies de aves está vinculada a la diversidad del paisaje, por lo que la conservación de este último aseguraría la conservación de la diversidad de especies (Böhning-Gaese 1997). En este sentido, debido al intercambio de especies que se registró en este estudio y a que cada área aporta especies propias, puede argumentarse que diferentes ambientes promueven la riqueza y diversidad de especies de aves (Böhning-Gaese 1997) al adicionar mayor riqueza y diversidad de especies vegetales (Mills *et al.* 1991).

4.5.3 Análisis de correlación entre comunidades de epífitas y aves en los potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda

Si bien son pocos los estudios que tratan de establecer una relación entre las plantas epífitas y las aves son muchos aquellos trabajos que destacan la importancia de las epífitas como fuente potencial de hábitat no solo para aves si no para un sin número de taxones, desde algas hasta pequeños roedores (Orians 1969, Nadkarni y Materson 1989). Lo que explica en cierta manera la correlación que existe entre la riqueza de epífitas y aves. En ese sentido los resultados revelaron que la riqueza de epífitas está altamente correlacionada con la abundancia y riqueza de aves para potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y no así para bosque latifoliado. A esto se le puede atribuir la complejidad que tanto caracteriza a los bosques. En ese sentido varios autores señalan que al haber una mayor complejidad en el sistema la disponibilidad de recursos para distintos organismos es mucho mayor y la relevancia de las epífitas disminuye (Wolf 2005), sin embargo en ambientes menos complejos, como los potreros con árboles dispersos, la disponibilidad de recursos es reducida por lo que las epífitas tienen mayor demanda.

4.6 Conclusiones

La caracterización de la vegetación epífita y de aves en sistemas silvopastoriles de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras constituye una base de información importante para una futura toma de decisiones en estrategias de manejo y conservación de la biodiversidad. Al incrementar la densidad de árboles dispersos podemos incrementar la abundancia y diversidad de epífitas y aves, y a su vez, garantizar la sostenibilidad del ecosistemas.

Si bien la metodología de campo imposibilita la comparación de los resultados con otros estudios en situaciones similares, la información recopilada genera una aproximación válida a los obtenidos en otros trabajos y posibilita, en gran manera, la toma de decisiones en torno a la conservación de la flora epífita de la región. En ese sentido los bosques latifoliados de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras juegan un rol muy importante en el mantenimiento de epífitas, sin embargo los potreros de alta densidad mantienen una diversidad de epífitas importante. Es así que en términos de conservación este primer acercamiento a las epífitas y aves de la región arroja datos nuevos sobre la riqueza y la diversidad de ambos grupos. Este tipo de estudios son necesarios para entender la dinámica y el papel que juegan estas formas de vida en el funcionamiento de los bosques.

De manera general tanto la flora de epífitas como la avifauna en sistemas silvopastoriles se ve directamente influenciada por la presencia de árboles dispersos en potreros, a mayor cantidad de árboles mayor será la diversidad de aves y epífitas; y en lo que a conservación se refiere, el hecho de tener mayor densidad de árboles dispersos contribuye en gran medida a la conservación de la flora y fauna asociada.

4.7 Recomendaciones

La implementación de sistemas silvopastoriles como estrategia para la conservación de la biodiversidad es una estrategia que puede garantizar la permanencia de un sin número de especies, es así que el presente estudio es prueba clara de que los árboles dispersos en potreros proporcionan un anclaje importante para plantas epífitas y a su vez amplían las opciones de hábitat para las aves como para otros organismos. En ese sentido el dejar mayor cantidad y diversidad de especies arbóreas en los potreros garantizaran, en cierta medida, el incremento y la permanencia de flora y fauna asociada.

Por otro lado, si bien la estructura y heterogeneidad del hábitat juegan un papel importante en la determinación de características como la riqueza de especies en un sitio determinado, una correcta evaluación deberá considerar otros aspectos como edad de los árboles, matriz ambiental en la que se encuentra inmersa, cercanía a remanentes de vegetación original e incluir otros sistemas de vegetación como las cercas vivas y remanentes de bosque. Es así que es importante continuar realizando investigaciones, a fin de identificar las especies de epífitas y aves que aún están presentes en paisajes fragmentados, conocer sus verdaderas distribuciones, hábitos ecológicos, ciclos reproductivos así como las interacciones entre plantas y animales.

Finalmente mucha evidencia destaca la importancia de el estudio de invertebrados en sistemas con árboles dispersos como un agente determinante para comprender la interacción planta-animal y contribuir en gran medida a la generación de información que sirva para fundamentar la toma de decisiones en lo que a implementación de sistemas silvopastoriles se refiere.

4.8 Bibliografía

- Acebey, A; Kromer T. 2001. Diversidad y distribución vertical de epífitas en los Alrededores del Campamento Río Eslabón y de la Laguna Chalalán, Parque Nacional Madidi, La Paz – Bolivia. *Revista de la Sociedad Boliviana de Ecología* 3(1/2): 104 – 123.
- Askins, RA. 2000. Restoring North America's birds. Yale University Press. 336 p.
- Bennet, BC. 1986. Patchiness, diversity, and abundance relationships of vascular epiphytes. *Selbyana* 9: 70–75.
- Benzing, DH. 1990. Vascular epiphytes. General biology and related biota. Cambridge University Press, New York. 354 p.
- Bersier, LF; Meyer, DR. 1995. Relation between bird assemblages, vegetation structure and floristic composition of mosaic patches in riparian forest. *Oecologia* 15:561-576
- Böhning-Gaese, K. 1997. Determinants of avian species richness at different spatial scales. *Journal of Biogeography* 24:49-60.
- Callaway, RM; Reinhart KO; Moore, GW; Moore DJ; Pennings SC. 2002. Epiphyte host preferences and host traits: mechanisms for species-specific interactions. *Oecologia* 132: 221–230.
- Calvo, L; Blake, J. 1998. Bird diversity and abundance on two shade coffee plantation in Guatemala. *Bird. Conservation International* 8: 297-308
- CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza) 2004. Programa FOCUENCAS II: Innovación, Aprendizaje y Comunicación para la Cogestión Adaptativa de Cuencas. (Resumen ejecutivo). CATIE, Turrialba, CR. 24 p.
- Campbell, B; Hammond D. 1989. Floristic Inventory of Tropical Counties. New York Botanical Garden Press. U.S.A. 533 p.
- Cárdenas, G; Harvey, CA; Ibrahim, M; Finegan, B. 2003. Diversidad y riqueza de aves en diferentes hábitats en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 10(39-40):78-85.
- Condit, R; Hubbell, SP; Lafrankie, JV; Sukumar, N; Manokaran, RB. Foster y Ashton, PS. 1996. Species-area and species-individual relationships for tropical trees: a comparison of three 50- ha plots. *Journal of Ecology* 84:549–562.
- Erdelen, M. 1984. Bird communities and vegetation structure: I. Correlations and comparisons of simple and diversity indices. *Oecologia* 61:277-284.

- Estrada, A; Coates-Estrada R; Meritt D. 1997. Anthropogenic landscape changes and avian diversity at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and Conservation* 6: 19-43.
- Freiberg, M; Freiber, E. 2000. Epiphyte diversity and biomass in the canopy of lowland and montane forests in Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* 16: 673–688.
- Greenberg, R; Bichier, P; Sterling, J. 1997. Acacia, cattle and migratory birds in southeastern Mexico. *Biological Conservation* 80: 235-247.
- Gentry, AW; Dodson, CH. 1987. Diversity and biogeography of neotropical vascular epiphytes. *Annals of Missouri Botanical Garden*, 74:205–233.
- Guevara, L; Laborde, J; Sanchez, G. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy? *Selbyana* 19(1): 34-43.
- Hartshorn, GS; Hammel, BE. 1994. Vegetation types and floristic patterns. Pp. 73–89
- Harvey, C; Guindon, CF; Haber, WA; Hamilton; Derosier, D; Murray, KG. 2000. The importance of forest patches, isolated trees and agricultural windbreaks for local and regional biodiversity: the case of Monteverde, Costa Rica. XXI IUFRO World Congress, 7-12 August 2000, Kuala Lumpur, Malaysia, International Union of Forestry Research Organizations, Subplenary sessions (1):787-798.
- Harvey, C; Haber, W. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rica pastures. *Agroforestry System* 44: 37-68
- Harvey, C; Medina, A; Merlo, D; Vílches, S; Hernández, B; Saenz, J; Michel, J; Casanoves, F; Sinclair, F. 2006. Patterns of animal diversity in different forms of tree cover in agricultural landscapes. *Ecological Applications*, 16(5): 1986-1999.
- Hietz-Seifert, U; Heitz, P; Guevara, S. 1996. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest Clearance in southern. México. *Biological Conservation* 75:103-11.
- Heitz, P. 1997. Population dynamics of epiphytes in Mexican humid montane forest. *Journal of Tropical Ecology* 85: 767–775.
- Holdridge, LR. 1987. *Ecología basada en zonas de vida*. San José, Costa Rica. IICA. p.1-44.
- Husak, MS. 2000. Seasonal variation in territorial behavior of the golden-fronted woodpecker in west-central Texas. *Southwestern Naturalist* 45: 30-38.
- Ingram, SW; Ferrell-Igram MK. y Nadkarni, NM. 1996. Floristic composition of vascular epiphytes in a neotropical cloud forest, Monteverde, Costa Rica. *Selbyana* 17: 88–03.

- InfoStat. 2004. InfoStat, versión 2004. Manual del Usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera Edición, Editorial Brujas, Argentina.
- Johansson, D. 1974. Ecology of vascular epiphytes in west african rainforest. *Acta Phytogeogr. Suecica* 59: 1-129
- Johnson, MD. 2000. Effects of shade-tree species and crop structure on the winter arthropod and bird communities in a Jamaican shade coffee plantation. *Biotropica* 32:133–145.
- Jullien M; Thiollay JM. 1996. Effects of rain forest disturbance and fragmentation: comparative changes of the raptor community along a natural and human-made gradients in French Guiana. *Journal of Biogeography* 23: 7-25.
- Kaimowitz, D. 1996. Livestock and deforestation. Central America in the 1980s and 1990s: A Policy Perspective. CIFOR, Jakarta, Indonesia. 88 p.
- Kelly, DL. 1985. Epiphytes and climbers of a Jamaican rain forest: vertical distribution, life forms and life histories. *J. Biogeograf* 12:233-241.
- Kernan, C; Fowler H. 1995. Differential substrate use by the epiphytes in Corcovado National Park, Costa Rica: a source of guild structure. *Journal of Ecology* 83: 65–73.
- Kersten, R; Menezes-Silva, S. 2001. Composição florística e estrutura do componente epifítico vascular em floresta de planície litorânea na Ilha do Mel, Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Botânica* 24(2): 213-226.
- Kirby, JM. 1976. Forest grazing. *World Crops* 28: 248-5.
- Krömer, T. y Gradstein SR. 2003. Species richness of vascular epiphytes in two primary forest and fallows in the Bolivian Andes. *Selbyana* 24(2): 190-195.
- Leimberck RM. y Balslev H. 2001. Species richness and abundance of epiphytic Araceae on adjacent floodplain and upland forest in Amazonian Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 10: 1579–1593.
- Lynch, JF. 1989. Distribution of overwintering nearctic migrants in the Yucatan peninsula, II: Use of native and human-modified vegetation. *Manomet Symposium*. pp 178-195
- Madison, M. 1979. Distribution of epiphytes in a rubber plantation in Sarawak. *Selbyana* 5: 107-115.
- Mancomunidad de Municipios de Copán Ruinas, Santa Rita, Cabañas y San Jerónimo. (MANCORSARIC) 2003. Manejo de la Subcuenca del Río Copán para la protección del Parque arqueológico de Copán Ruinas. Perfil de Proyecto. Tegucigalpa, Honduras.

- Marín-Gómez, HO. 2007. Visitas de Aves insectívoras al guamo, *Inga edulis* (Mimosoideae) en el departamento del Quindío, Colombia. Voletín SAO 17(1): 39-46.
- Mateucci, S; Colma A. 1982. Metodología para el Estudio de la Vegetación. Secretaria general de la Organización de los Estado Americanos. U.S.A. 81 p.
- Mills, GS; Dunning J.B; Bates J.M. 1991. The relationship between breeding bird density and vegetation volume. Wilson Bulletin 103:468–479.
- Montagnini, F. 1992. Sistemas agroforestales: principios y aplicaciones en los trópicos, 2^a ed. San José, CR. Organización para Estudios Tropicales. 622 p.
- Moya, MH. 2002. Disponibilidad de alimento y estructura del hábitat en la distribución y abundancia de aves insectívoras en una selva baja en Estipac, Jalisco. Tesis maestría, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México D.F. 96 p.
- Murgueitio, E; Calle, Z. 1998. Diversidad biológica en sistemas de ganadería bovina en Colombia. En MD. Sánchez y M. Rosales, eds., Agroforestería para la producción animal en Latinoamérica. Memorias de la conferencia electrónica. Estudio FAO Producción y Sanidad Animal 143, FAO, Roma. pp. 53-72.
- Nadkarni, NM. 1988. The use of a portable platform to observe bird behavior in tropical tree crowns. Biotropica 20:350-35 1
- Nadkarni, NM; Matelson, TJ. 1989. Bird use of epiphyte resources in neotropical trees. Condor, 91: 891–907.
- Naranjo, LG. 1992. Estructura de la avifauna en un área ganadera en el Valle del Cauca, Colombia. Caldasia 17: 55-66
- Nieder, J; Engwald, S. y Barthlott, W. 1999. Patterns of neotropical epiphyte diversity. Selbyana 20(1): 66–75.
- Nieder, J; Engwald, S; Klawun, M; Barthlott, W. 2000. Spatial distribution of vascular epiphytes (including hemiepiphytes) in a lowland Amazonian rain forest (Surumoni crane plot) of southern Venezuela. Biotropica 32(3): 385– 396.
- Orians, G.H. 1969. The number of bird species in some tropical forests. Ecology 50: 783-801
- Payne, WJA. 1985. A review of the possibilities for integrating cattle and tree crop production systems in the tropics. Forest Ecology and Management 12:1-36.

- Pimentel, D; Stachow, U; Takacs, DA; Brubaker, HW; Dumas, AR; Meaney, JJ; O'Neil, JAS; Onsi, DE; Corzilius, DB. 1992. Conserving Biological Diversity in Agricultural/Forestry Systems. *BioScience* 42: 354-362
- Reitz, R. 1983. Bromeliáceas e a malária-bromélia endêmica. *Flora Ilustrada Catarinense (brom)*: 559 p.
- Remsen, VJR. 1985. Community organization and ecology of birds of high elevation humid forest of the Bolivian Andes. In P. S. Buckley, M. S. Foster, E. S. Morton, R. S. Ridgely, F. G. Buckley, *Neotropical ornithology*. *Ornithol* 36:733-756.
- Rice, J; Anderson, BW; Ohmart, RD. 1994. Comparison of the importance of different habitat attributes to avian community organization. *Journal of Wildlife Management* 48: 895-911.
- Saab, VA; Petit, DR. 1992. Impact of pasture development on winter bird communities in Belize, Central America. *Condor* 94: 66-71.
- Serrão, EAS; Toledo, JM. 1990. The search for sustainability in Amazonian pastures. Anderson A.B (ed.). New York, Columbia University Press, pp. 195 -214.
- Smith, AL; Salgado JO; Robertson RJ. 2001. Distribution patterns of migrant and resident birds in successional forests of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica* 33:153-170.
- Szott, L.; Ibrahim, M. y Beer, J. 2000. The hamburger connection hangover: cattle, pasture land degradation and alternative land use in central America, CATIE, Costa Rica. sp
- Ter-Steege, H; Cornelissen, JHK. 1989. Distribution and ecology of vascular epiphytes in lowland rain forest of Guyana. *Biotropica* 21(4): 331–339.
- Thiollay JM. 1997. Disturbance, selective logging and bird diversity: a neotropical forest study. *Biodiversity and conservation*. 6: 1155-1173.
- Todzia, C. 1986. Growth habits, host tree species and density of hemiepiphytes on Barro Colorado Island, Panama. *Biotropica* 18(1): 22–27.
- Williams-Linera, G; Sosa, V; Platas T. 1995. The fate of epiphytic orchids after fragmentation of a Mexican cloud forest. *Selbyana* 16:36-40.
- Willson, MF. 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology* 55:1107-1029.
- Wolf, JHD. 1994. Factors controlling the distribution of vascular and non-vascular epiphytes in the northern Andes. *Vegetatio* 112: 15–28.

- Wolf, JHD. 2005. The response of epiphytes to anthropogenic disturbance of pine-oak forests in the highlands of Chiapas, Mexico. *Forest Ecology and Management*, 212: 376–393.
- Zotz, G; Bermejo, P; Dietz, H. 1999. The epiphyte vegetation of *Annona glabra* on Barro Colorado Island, Panama. *Journal of Biogeography*, 24, 761–776.
- Zotz, G; Andrade, JL. 2002. La ecología y la fisiología de las epífitas y las hemiepífitas. Capítulo. In Ed. Guariguata, M. y Catan, G. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Costa Rica 12: 271-296.

ANEXOS

Anexo 1. Lista de especies epífitas en potreros de alta, baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras

Zona	Tratamiento	Familia	Especie	Individuos
Húmeda	Alta	ARACEAE	<i>Anthurium_bakeri</i>	1
Húmeda	Alta	ARACEAE	<i>Anthurium_pentaphyllum</i>	3
Húmeda	Alta	ARACEAE	<i>Monstera_acuminata</i>	1
Húmeda	Alta	ARACEAE	<i>philodendron_warscewiczii</i>	5
Húmeda	Alta	ARACEAE	<i>Syngonium_schottianum</i>	1
Húmeda	Alta	BROMELIACEAE	<i>Aechmea_bracteata</i>	1
Húmeda	Alta	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_brachycaulos</i>	1
Húmeda	Alta	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_filifolia</i>	10
Húmeda	Alta	HYMENOPHYLLACEAE	<i>Trichomanes_collariatum</i>	1
Húmeda	Alta	LOMARIOPSISIDACEAE	<i>Lomariopsis_vestita</i>	2
Húmeda	Alta	LORANTHACEAE	<i>Struthanthus_orbicularis</i>	3
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Catasetum_integerrimum</i>	1
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Dimerandra_emarginata</i>	6
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Encyclia_diota</i>	13
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Encyclia_nematocaulon</i>	21
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Epidendrum_ciliare</i>	2
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Maxillaria_friedrichsthalii</i>	1
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Oncidium_ascendens</i>	4
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Oncidium_sphacelatum</i>	1
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Ornithocephalus_bicornis</i>	2
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Pleurothallis_brighamii</i>	1
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Pleurothallis_vittata</i>	2
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Prosthechea_cochleata</i>	4
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Prosthechea_radiata</i>	2
Húmeda	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Trichocentrum_oerstedii</i>	1
Húmeda	Alta	PIPERACEAE	<i>Peperomia_tetraphylla</i>	9
Húmeda	Alta	PIPERACEAE	<i>Piper_yzabalanum</i>	4
Húmeda	Alta	POLYPODIACEAE	<i>Campyloneurum_repens</i>	1
Húmeda	Alta	POLYPODIACEAE	<i>Pleopeltis_astrolepis</i>	2
Húmeda	Alta	POLYPODIACEAE	<i>Polypodium_furfuraceum</i>	3
Húmeda	Alta	POLYPODIACEAE	<i>Polypodium_triseriale</i>	2
Húmeda	Alta	SCHIZAEACEAE	<i>Lygodium_venustum</i>	8

Anexo 1. Continuación

Zona	Tratamiento	Familia	Especie	Individuos
Húmeda	Baja	BROMELIACEAE	<i>Aechmea_bracteata</i>	1
Húmeda	Baja	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_filifolia</i>	14
Húmeda	Baja	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_makoyana</i>	3
Húmeda	Baja	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_variabilis</i>	9
Húmeda	Baja	CACTACEAE	<i>Epiphyllum_oxypetalum</i>	5
Húmeda	Baja	CACTACEAE	<i>Pseudorhipsalis_ramulosa</i>	2
Húmeda	Baja	CLUSIACEAE	<i>Clusia_flava</i>	1
Húmeda	Baja	CLUSIACEAE	<i>Clusia_lundellii</i>	5
Húmeda	Baja	LORANTHACEAE	<i>Struthanthus_orbicularis</i>	7
Húmeda	Baja	ORCHIDACEAE	<i>Encyclia_nematocaulon</i>	3
Húmeda	Baja	ORCHIDACEAE	<i>epidendrum_schlecheterianum</i>	6
Húmeda	Baja	ORCHIDACEAE	<i>Notylia_barkeri</i>	3
Húmeda	Baja	ORCHIDACEAE	<i>Oncidium_ascendens</i>	3
Húmeda	Baja	ORCHIDACEAE	<i>Prosthechea_radiata</i>	2
Húmeda	Baja	ORCHIDACEAE	<i>Trichocentrum_ascendens</i>	1
Húmeda	Baja	ORCHIDACEAE	<i>Trichocentrum_oerstedii</i>	3
Húmeda	Baja	PIPERACEAE	<i>Piper_yzabalanum</i>	4
Húmeda	Baja	VISCACEAE	<i>Phoradendron_cf_wattii</i>	4
Húmeda	Bosque	ARACEAE	<i>Anthurium_bakeri</i>	9
Húmeda	Bosque	ARACEAE	<i>Anthurium_pentaphyllum</i>	8
Húmeda	Bosque	ARACEAE	<i>Philodendron_hederaceum</i>	2
Húmeda	Bosque	ARACEAE	<i>Philodendron_sp.</i>	3
Húmeda	Bosque	ARACEAE	<i>Spathiphyllum_laeve</i>	5
Húmeda	Bosque	ASPLENIACEAE	<i>Asplenium_sp.</i>	5
Húmeda	Bosque	CACTACEAE	<i>Hylocereus_sp.</i>	1
Húmeda	Bosque	LOMARIOPSIDACEAE	<i>Bolbitis_bernoullii</i>	3
Húmeda	Bosque	ORCHIDACEAE	<i>Dimerandra_emarginata</i>	3
Húmeda	Bosque	ORCHIDACEAE	<i>Encyclia_diota</i>	6
Húmeda	Bosque	ORCHIDACEAE	<i>Encyclia_nematocaulon</i>	6
Húmeda	Bosque	ORCHIDACEAE	<i>Pleurothallis_sp</i>	4
Húmeda	Bosque	ORCHIDACEAE	<i>Prosthechea_cochleata</i>	5
Húmeda	Bosque	ORCHIDACEAE	<i>Trichocentrum_oerstedii</i>	2

Anexo 1. Continuación

Zona	Tratamiento	Familia	Especie	Individuos
Húmeda	Bosque	PIPERACEAE	<i>Peperomia_tetraphylla</i>	4
Húmeda	Bosque	POLYPODIACEAE	<i>Campyloneurum_angustifolium</i>	7
Húmeda	Bosque	POLYPODIACEAE	<i>Campyloneurum_repens</i>	4
Húmeda	Bosque	POLYPODIACEAE	<i>Campyloneurum_xalapense</i>	5
Húmeda	Bosque	POLYPODIACEAE	<i>Microgramma_lycopodioides</i>	8
Húmeda	Bosque	POLYPODIACEAE	<i>Niphidium_crassifolium</i>	11
Húmeda	Bosque	POLYPODIACEAE	<i>Pleopeltis_astrolepis</i>	4
Húmeda	Bosque	POLYPODIACEAE	<i>Polypodium_furfuraceum</i>	3
Húmeda	Bosque	POLYPODIACEAE	<i>Polypodium_triseriale</i>	11
Seca	Alta	ARACEAE	<i>Anthurium_schlechtendalii</i>	1
Seca	Alta	ARACEAE	<i>philodendron_warszewiczii</i>	1
Seca	Alta	ARACEAE	<i>Syngonium_podophyllum</i>	1
Seca	Alta	BROMELIACEAE	<i>Aechmea_bracteata</i>	3
Seca	Alta	BROMELIACEAE	<i>Catopsis_nutans</i>	5
Seca	Alta	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_fasciculata</i>	91
Seca	Alta	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_makoyana</i>	1
Seca	Alta	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_recurvata</i>	7
Seca	Alta	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_remota</i>	1
Seca	Alta	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_schiedeana</i>	5
Seca	Alta	LORANTHACEAE	<i>Struthanthus_orbicularis</i>	1
Seca	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Encyclia_diota</i>	7
Seca	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Encyclia_nematocaulon</i>	4
Seca	Alta	ORCHIDACEAE	<i>epidendrum_schlecheterianum</i>	1
Seca	Alta	ORCHIDACEAE	<i>Trichocentrum_oerstedii</i>	7
Seca	Alta	SCHIZAEACEAE	<i>Lygodium_venustum</i>	3
Seca	Alta	VISCACEAE	<i>Phoradendron_cf_wattii</i>	4
Seca	Baja	ARACEAE	<i>Anthurium_scandens</i>	2
Seca	Baja	ARACEAE	<i>Epidendrum_cardiophorum</i>	2
Seca	Baja	ARACEAE	<i>Syngonium_podophyllum</i>	1
Seca	Baja	BROMELIACEAE	<i>Aechmea_bracteata</i>	2
Seca	Baja	BROMELIACEAE	<i>Catopsis_nutans</i>	5
Seca	Baja	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_fasciculata</i>	31

Anexo 1. Continuación

Zona	Tratamiento	Familia	Especie	Individuos
Seca	Baja	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_recurvata</i>	6
Seca	Baja	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_schiedeana</i>	1
Seca	Baja	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_variabilis</i>	1
Seca	Baja	ORCHIDACEAE	<i>Catasetum_integerrimum</i>	1
Seca	Baja	ORCHIDACEAE	<i>Dimerandra_emarginata</i>	1
Seca	Baja	ORCHIDACEAE	<i>Encyclia_nematocaulon</i>	4
Seca	Baja	ORCHIDACEAE	<i>Guarianthe_aurantiaca</i>	16
Seca	Baja	ORCHIDACEAE	<i>Prosthechea_cochleata</i>	2
Seca	Baja	ORCHIDACEAE	<i>Trichocentrum_oerstedii</i>	5
Seca	Baja	PIPERACEAE	<i>Peperomia_deppeana</i>	2
Seca	Baja	VISCACEAE	<i>Phoradendron_cf_wattii</i>	2
Seca	Bosque	ARACEAE	<i>Anthurium_schlechtendalii</i>	2
Seca	Bosque	ARACEAE	<i>philodendron_warszewiczii</i>	2
Seca	Bosque	BROMELIACEAE	<i>Aechmea_bracteata</i>	3
Seca	Bosque	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_brachycaulos</i>	4
Seca	Bosque	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_caput-medusae</i>	4
Seca	Bosque	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_fasciculata</i>	64
Seca	Bosque	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_makoyana</i>	2
Seca	Bosque	BROMELIACEAE	<i>Tillandsia_schiedeana</i>	33
Seca	Bosque	CACTACEAE	<i>Epiphyllum_oxypetalum</i>	3
Seca	Bosque	LORANTHACEAE	<i>Struthanthus_orbicularis</i>	3
Seca	Bosque	ORCHIDACEAE	<i>Dimerandra_emarginata</i>	5
Seca	Bosque	ORCHIDACEAE	<i>Encyclia_diota</i>	6
Seca	Bosque	ORCHIDACEAE	<i>Encyclia_nematocaulon</i>	19
Seca	Bosque	ORCHIDACEAE	<i>Oncidium_ascendens</i>	4
Seca	Bosque	ORCHIDACEAE	<i>Prosthechea sp. nov.</i>	1
Seca	Bosque	ORCHIDACEAE	<i>Prosthechea_cochleata</i>	5
Seca	Bosque	ORCHIDACEAE	<i>Trichocentrum_oerstedii</i>	5
Seca	Bosque	PIPERACEAE	<i>Peperomia_deppeana</i>	6
Seca	Bosque	POLYPODIACEAE	<i>Polypodium_polypodioides</i>	3
Seca	Bosque	SCHIZAEACEAE	<i>Lygodium_venustum</i>	6
Seca	Bosque	VISCACEAE	<i>Phoradendron_cf_wattii</i>	2

Anexo 2. Lista de especies de aves en potreros de alta, baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras

Zona	Tratamiento	Familia	Especie	Individuos
Húmeda	Alta	Cardinalidae	<i>Saltator maximus</i>	16
Húmeda	Alta	Cardinalidae	<i>Saltator atriceps</i>	10
Húmeda	Alta	Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i>	1
Húmeda	Alta	Coerebinae	<i>Phlogothraupis sanguinolenta</i>	6
Húmeda	Alta	Corvidae	<i>Cyanocorax morio</i>	3
Húmeda	Alta	Cuculidae	<i>Piaya cayana</i>	4
Húmeda	Alta	Emberizidae	<i>Aimophila rufescens</i>	2
Húmeda	Alta	Emberizidae	<i>Volatinia jacarina</i>	4
Húmeda	Alta	Icteridae	<i>Dives dives</i>	13
Húmeda	Alta	Icteridae	<i>Icterus gularis</i>	2
Húmeda	Alta	Icteridae	<i>Icterus pustulatus</i>	7
Húmeda	Alta	Icteridae	<i>Psarocolius montezuma</i>	15
Húmeda	Alta	Icteridae	<i>Psarocolius wagleri</i>	6
Húmeda	Alta	Icteridae	<i>Scaphidura oryzivora</i>	2
Húmeda	Alta	Incertae	<i>Euphonia luteicapilla</i>	3
Húmeda	Alta	Momotidae	<i>Momotus momota</i>	7
Húmeda	Alta	Picidae	<i>Centurus aurifrons</i>	21
Húmeda	Alta	Picidae	<i>Drycopus lineatus</i>	1
Húmeda	Alta	Picidae	<i>Melanerpes formicivorus</i>	1
Húmeda	Alta	Psittacidae	<i>Amazona albifrons nana</i>	13
Húmeda	Alta	Ramphatidae	<i>Pteroglossus torquatus</i>	2
Húmeda	Alta	Thraupidae	<i>Euphonia affinis</i>	4
Húmeda	Alta	Thraupidae	<i>Euphonia hirundinaceae</i>	2
Húmeda	Alta	Thraupidae	<i>Thraupis abbas</i>	16
Húmeda	Alta	Thraupidae	<i>Thraupis episcopus</i>	6
Húmeda	Alta	Thraupinae	<i>Cyanerpes cyaneus</i>	15
Húmeda	Alta	Tityridae	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	4
Húmeda	Alta	Tityridae	<i>Tyrtira semifasciata</i>	43
Húmeda	Alta	Trochilidae	<i>Amazilia c. cyanocephala</i>	1
Húmeda	Alta	Trochilidae	<i>Amazilia rutila</i>	8
Húmeda	Alta	Trochilidae	<i>Athracothorax prevostii</i>	5
Húmeda	Alta	Trochilidae	<i>Chlorostilbon salvini osberti</i>	1

Anexo 2. Continuación

Zona	Tratamiento	Familia	Especie	Individuos
Húmeda	Alta	Troglodytidae	<i>Troglodytes_aedon</i>	7
Húmeda	Alta	Trogonidae	<i>Trogon_violaceus</i>	1
Húmeda	Alta	Turdidae	<i>Turdus_grayi</i>	20
Húmeda	Alta	Tyrannidae	<i>Elaenia_flavogaster</i>	4
Húmeda	Alta	Tyrannidae	<i>Megarhynchus_pitangua_</i>	7
Húmeda	Alta	Tyrannidae	<i>Myiarchus_tuberculifer</i>	5
Húmeda	Alta	Tyrannidae	<i>Myiodynastes_l_luteiventris</i>	13
Húmeda	Alta	Tyrannidae	<i>Myiozetetes_similis</i>	25
Húmeda	Alta	Tyrannidae	<i>Pitangus_sulphuratus</i>	2
Húmeda	Baja	Corvidae	<i>Cyanocorax_morio</i>	3
Húmeda	Baja	Cuculidae	<i>Crotophaga_sulcirostris</i>	5
Húmeda	Baja	Hirundinidae	<i>Progne_chalibea</i>	2
Húmeda	Baja	Icteridae	<i>Dives_dives</i>	8
Húmeda	Baja	Icteridae	<i>Icterus_gularis</i>	2
Húmeda	Baja	Icteridae	<i>Icterus_pustulatus</i>	2
Húmeda	Baja	Icteridae	<i>Psarocolius_wagleri</i>	1
Húmeda	Baja	Icteridae	<i>Scaphidura_oryzivora</i>	1
Húmeda	Baja	Parulidae	<i>Geothlypis_trichas</i>	3
Húmeda	Baja	Picidae	<i>Centurus_aurifrons</i>	13
Húmeda	Baja	Psittacidae	<i>Amazona_albifrons_nana</i>	2
Húmeda	Baja	Psittacidae	<i>Pionus_senilis</i>	1
Húmeda	Baja	Strigidae	<i>Glaucidium_gnoma</i>	6
Húmeda	Baja	Thraupidae	<i>Thraupis_abbas</i>	9
Húmeda	Baja	Thraupidae	<i>Thraupis_episcopus</i>	7
Húmeda	Baja	Tityridae	<i>Tyrtira_semifasciata</i>	15
Húmeda	Baja	Trochilidae	<i>Amazilia_t_tzacatl</i>	3
Húmeda	Baja	Trochilidae	<i>Amazilia_rutila</i>	14
Húmeda	Baja	Trochilidae	<i>Athracothorax_prevostii</i>	8
Húmeda	Baja	Turdidae	<i>Sialia_sialis</i>	4
Húmeda	Baja	Turdidae	<i>Turdus_grayi</i>	7
Húmeda	Baja	Tyrannidae	<i>Elaenia_flavogaster</i>	8
Húmeda	Baja	Tyrannidae	<i>Megarhynchus_pitangua_</i>	4

Anexo 2. Continuación

Zona	Tratamiento	Familia	Especie	Individuos
Húmeda	Baja	Tyrannidae	<i>Myiodynastes_l_luteiventris</i>	7
Húmeda	Baja	Tyrannidae	<i>Myiozetetes_similis_(texensis)</i>	8
Húmeda	Baja	Tyrannidae	<i>Pitangus_sulphuratus</i>	8
Húmeda	Baja	Tyrannidae	<i>Tyrannus_melancholicus</i>	8
Húmeda	Bosque	Accipitridae	<i>Buteogallus_a_anthracinus</i>	2
Húmeda	Bosque	Cardinalidae	<i>Saltator_coerulescens</i>	5
Húmeda	Bosque	Columbidae	<i>Columba_nigrirostris</i>	4
Húmeda	Bosque	Columbidae	<i>Zenaida_asiatica_mearnsi</i>	1
Húmeda	Bosque	Cracidae	<i>Ortalis_vetula</i>	7
Húmeda	Bosque	Dendrocolaptidae	<i>Glyphorinchus_spirurus</i>	1
Húmeda	Bosque	Dendrocolaptidae	<i>lepidocolaptes_souleyetii</i>	7
Húmeda	Bosque	Dendrocolaptidae	<i>Xiphorhynchus_guttatus</i>	3
Húmeda	Bosque	Dendrocolaptidae	<i>Sittasomus_griseicapillus</i>	5
Húmeda	Bosque	Icteridae	<i>Psarocolius_montezuma</i>	25
Húmeda	Bosque	Icteridae	<i>Psarocolius_wagleri</i>	4
Húmeda	Bosque	Momotidae	<i>Eumomota_superciliosa</i>	2
Húmeda	Bosque	Odontophoridae	<i>Colinus_leucopogon</i>	1
Húmeda	Bosque	Parulidae	<i>Basileuterus_c_culicivorus</i>	2
Húmeda	Bosque	Pipridae	<i>Manacus_candei</i>	1
Húmeda	Bosque	Ramphatidae	<i>Pteroglossus_torcuatuatus</i>	7
Húmeda	Bosque	Ramphatidae	<i>Ramphastos_s_sulfuratus</i>	20
Húmeda	Bosque	Thraupidae	<i>Habia_fasciculata</i>	5
Húmeda	Bosque	Thraupidae	<i>Thraupis_abbas</i>	7
Húmeda	Bosque	Trochilidae	<i>Phaethomis_superciliosus</i>	1
Húmeda	Bosque	Tyrannidae	<i>Myiodynastes_l_luteiventris</i>	3
Húmeda	Bosque	Tyrannidae	<i>Ornithion_semiflavum</i>	2
Húmeda	Bosque		sp1	1
Húmeda	Bosque		sp10	1
Húmeda	Bosque		sp11	1
Húmeda	Bosque		sp12	1
Húmeda	Bosque		sp13	1
Húmeda	Bosque		sp14	1

Anexo 2. Continuación

Zona	Tratamiento	Familia	Especie	Individuos
Húmeda	Bosque		sp15	1
Húmeda	Bosque		sp16	3
Húmeda	Bosque		sp17	1
Húmeda	Bosque		sp18	1
Húmeda	Bosque		sp2	1
Húmeda	Bosque		sp3	1
Húmeda	Bosque		sp4	1
Húmeda	Bosque		sp5	1
Húmeda	Bosque		sp6	1
Húmeda	Bosque		sp7	1
Húmeda	Bosque		sp8	1
Húmeda	Bosque		sp9	1
Seca	Alta	Accipitridae	<i>Buteo_magistrostris</i>	2
Seca	Alta	Cardinalidae	<i>Saltator_atriceps</i>	7
Seca	Alta	Columbidae	<i>Leptotila_verreauxi</i>	1
Seca	Alta	Cuculidae	<i>Piaya_cayana</i>	2
Seca	Alta	Emberizidae	<i>Aimophila_rufescens</i>	2
Seca	Alta	Emberizinae	<i>Tiaris_olivaceus</i>	2
Seca	Alta	Icteridae	<i>Dives_dives</i>	4
Seca	Alta	Icteridae	<i>Icterus_gularis</i>	3
Seca	Alta	Icteridae	<i>Icterus_pustulatus</i>	1
Seca	Alta	Momotidae	<i>Eumomota_superciliosa</i>	1
Seca	Alta	Momotidae	<i>Momotus_momota</i>	1
Seca	Alta	Parulidae	<i>Basileuterus_rufifrons</i>	2
Seca	Alta	Parulidae	<i>Dendroica_magnolia</i>	1
Seca	Alta	Parulidae	<i>Dendroica_petechia</i>	11
Seca	Alta	Parulidae	<i>Setophaga_ruticilla</i>	2
Seca	Alta	Parulidae	<i>Warbler_sp 1</i>	1
Seca	Alta	Parulidae	<i>Wilsonia_pusilla</i>	1
Seca	Alta	Picidae	<i>Centurus_aurifrons</i>	4
Seca	Alta	Picidae	<i>Piculus_rubiginosus</i>	1
Seca	Alta	Thraupidae	<i>Euphonia_affinis</i>	5

Anexo 2. Continuación

Zona	Tratamiento	Familia	Especie	Individuos
Seca	Alta	Thraupidae	<i>Thraupis_abbas</i>	2
Seca	Alta	Tityridae	<i>Tyrtira_semifasciata</i>	2
Seca	Alta	Turdidae	<i>Turdus_grayi</i>	1
Seca	Alta	Tyrannidae	<i>Contopus_cinereus</i>	1
Seca	Alta	Tyrannidae	<i>Empidonax_sp1</i>	1
Seca	Alta	Tyrannidae	<i>Empidonax_sp2</i>	1
Seca	Alta	Tyrannidae	<i>Megarhynchus_pitangua</i>	1
Seca	Alta	Tyrannidae	<i>Myiarchus_crinitus</i>	1
Seca	Alta	Tyrannidae	<i>Myiarchus_tuberculifer</i>	2
Seca	Alta	Tyrannidae	<i>Oncostoma_cinereigulare</i>	1
Seca	Alta	Tyrannidae	<i>Pitangus_sulphuratus</i>	1
Seca	Alta	Tyrannidae	<i>Tyrannus_savana_monachus</i>	1
Seca	Baja	Cardinalidae	<i>Saltator_atriceps</i>	4
Seca	Baja	Cardinalidae	<i>Saltator_coerulescens</i>	0
Seca	Baja	Columbidae	<i>Columbina_inca</i>	1
Seca	Baja	Columbidae	<i>Leptotila_verreauxi</i>	1
Seca	Baja	Columbidae	<i>Zenaida_asiatica_mearnsi</i>	1
Seca	Baja	Corvidae	<i>Calocitta_formosa</i>	5
Seca	Baja	Cuculidae	<i>Crotophaga_sulcirostris</i>	4
Seca	Baja	Icteridae	<i>Dives_dives</i>	5
Seca	Baja	Icteridae	<i>Icterus_gularis</i>	2
Seca	Baja	Icteridae	<i>Icterus_pectoralis</i>	1
Seca	Baja	Icteridae	<i>Icterus_pustulatus</i>	3
Seca	Baja	Icteridae	<i>Molothrus_aeneus</i>	4
Seca	Baja	Momotidae	<i>Eumomota_superciliosa</i>	1
Seca	Baja	Parulidae	<i>Dendroica_magnolia</i>	2
Seca	Baja	Parulidae	<i>Dendroica_petechia</i>	9
Seca	Baja	Parulidae	<i>Geothlypis_trichas_occidentalis</i>	1
Seca	Baja	Picidae	<i>Centurus_aurifrons</i>	11
Seca	Baja	Picidae	<i>Melanerpes_formicivorus</i>	2
Seca	Baja	Psittacidae	<i>Amazona_albifrons_nana</i>	2
Seca	Baja	Psittacidae	<i>Aratinga_astec</i>	2

Anexo 2. Continuación

Zona	Tratamiento	Familia	Especie	Individuos
Seca	Baja	Thraupidae	<i>Thraupis_abbas</i>	3
Seca	Baja	Tityridae	<i>Pachyramphus_aglaiae</i>	2
Seca	Baja	Turdidae	<i>Turdus_grayi</i>	5
Seca	Baja	Tyrannidae	<i>Contopus_cinereus</i>	1
Seca	Baja	Tyrannidae	<i>Empidonax_sp3</i>	1
Seca	Baja	Tyrannidae	<i>Megarhynchus_pitangua</i>	3
Seca	Baja	Tyrannidae	<i>Myiozetetes_similis_(texensis)</i>	1
Seca	Baja	Tyrannidae	<i>Pitangus_sulphuratus</i>	1
Seca	Baja	Tyrannidae	<i>Tyrannus_savana_monachus</i>	2
Seca	Bosque	Accipitridae	<i>Buteogallus_a_anthracinus</i>	1
Seca	Bosque	Cardinalidae	<i>Saltator_atriceps</i>	12
Seca	Bosque	Corvidae	<i>Calocitta_formosa</i>	2
Seca	Bosque	Corvidae	<i>Cyanocorax_morio</i>	4
Seca	Bosque	Cuculidae	<i>Piaya_cayana</i>	1
Seca	Bosque	Dendrocolaptidae	<i>Lepidocolaptes_a_affinis</i>	4
Seca	Bosque	Dendrocolaptidae	<i>Xiphorhynchus_flavigaster</i>	6
Seca	Bosque	Dendrocolaptidae	<i>Xiphorhynchus_guttatus</i>	1
Seca	Bosque	Icteridae	<i>Dives_dives</i>	1
Seca	Bosque	Icteridae	<i>Icterus_gularis</i>	8
Seca	Bosque	Icteridae	<i>Icterus_pectoralis</i>	6
Seca	Bosque	Icteridae	<i>Icterus_pustulatus</i>	9
Seca	Bosque	Icteridae	<i>Psarocolius_montezuma</i>	10
Seca	Bosque	Incertae	<i>Euphonia_luteicapilla</i>	11
Seca	Bosque	Momotidae	<i>Eumomota_superciliosa</i>	2
Seca	Bosque	Parulidae	<i>Basileuterus_rufifrons</i>	9
Seca	Bosque	Parulidae	<i>Dendroica_magnolia</i>	1
Seca	Bosque	Picidae	<i>Centurus_aurifrons</i>	26
Seca	Bosque	Ramphatidae	<i>Pteroglossus_torcuatatus</i>	11
Seca	Bosque	Thraupidae	<i>Euphonia_affinis</i>	1
Seca	Bosque	Thraupidae	<i>Habia_fasciculata</i>	2
Seca	Bosque	Thraupidae	<i>Thraupis_abbas</i>	8
Seca	Bosque	Thraupidae	<i>Thraupis_episcopus</i>	1

Anexo 2. Continuación

Zona	Tratamiento	Familia	Especie	Individuos
Seca	Bosque	Tityridae	<i>Pachyramphus_aglaiae</i>	6
Seca	Bosque	Tityridae	<i>Tyrtira_semifasciata_(personata)</i>	12
Seca	Bosque	Trochilidae	<i>Amazilia_rutila</i>	1
Seca	Bosque	Troglodytidae	<i>Campylorhynchus_rufinucha</i>	1
Seca	Bosque	Turdidae	<i>Turdus_grayi</i>	7
Seca	Bosque	Turdidae	<i>Catharus_aurantiirostris</i>	1
Seca	Bosque	Tyrannidae	<i>Elaenia_flavogaster</i>	3
Seca	Bosque	Tyrannidae	<i>Megarhynchus_pitangua</i>	9
Seca	Bosque	Tyrannidae	<i>Myiarchus_tuberculifer</i>	2
Seca	Bosque	Tyrannidae	<i>Myiarchus_tyrannulus</i>	2
Seca	Bosque	Tyrannidae	<i>Myiodynastes_l_luteiventris</i>	14
Seca	Bosque	Tyrannidae	<i>Myiozetetes_similis_(texensis)</i>	5
Seca	Bosque	Tyrannidae	<i>Pitangus_sulphuratus</i>	1
Seca	Bosque	Vireonidae	<i>Cyclarhis_gujanensis_flaviventris</i>	16

5 ARTÍCULO II

Decker Franco, M. 2007. Diversidad funcional de epífitas asociado a la capacidad de proveer hábitat para aves en la sub-cuenca del Río Copán, Honduras. Tesis M.Sc. CATIE

5.1 Introducción

Cambios sin precedente están ocurriendo en los ecosistemas del mundo, incluyendo la pérdida de especies, a través de extinciones locales, adiciones de especies por las invasiones biológicas, y cambios completos en los ecosistemas que siguen a la transformación de áreas naturales en ecosistemas manejados (Lavorel *et al.* 2007, Martín-López 2007). Estos cambios tienen un importante número de efectos en los procesos ecosistémicos. Evidencia reciente demuestra que tanto la magnitud, como la estabilidad de funcionamiento ecosistémico, son susceptibles a ser significativamente alterados por disminuciones en la diversidad local (Lavorel *et al.* 2007). Sin embargo, en cuanto al efecto de la diversidad de especies en el funcionamiento de los ecosistemas aún existe poca información sobre si la diversidad biológica puede reducirse sin tener implicaciones funcionales (Díaz *et al.* 2006). Las actividades agrícolas y forestales parecen indicar que los sistemas pobres en especies son poco estables, pero las consecuencias globales de la diversidad de especies en sistemas naturales es aún poco conocida (Loreau *et al.* 2001).

Al hablar de función ecosistémica hacemos referencia a un grupo funcional de especies que juegan el mismo papel en mantener y regular los procesos del ecosistema. Las características utilizadas para clasificar las especies en grupos funcionales dependerán del tipo de ecosistema y del objetivo de estudio (Walker 1995). Las clasificaciones funcionales son consideradas muy útiles para simplificar la complejidad biótica y así poder comprender la dinámica de las comunidades y ecosistemas sin que sea necesario conocer con precisión todas las especies que los componen. En términos generales, los Tipos Funcionales de Plantas (TFPs) son grupos de plantas, mono o polifiléticos, que presentan respuestas similares al ambiente y/o producen efectos similares en los principales procesos ecosistémicos, como productividad, ciclado de nutrientes o transferencia trófica (Gitay y Noble 1997, Díaz y Cabido 2001, Lavorel *et al.* 2007).

La diversidad funcional sugiere que las especies pueden agruparse con base a los atributos que predicen una mayor o menor sensibilidad a la variabilidad ecológica (Lavorel *et al.* 2007). Para predecir la tasa y dirección del cambio de la comunidad es necesario que los tipos funcionales reflejen adecuadamente los diferentes aspectos de la respuesta vegetal. Entre los tipos de respuestas más comunes se encuentran los mecanismos de captura de recursos, almacenamiento y liberación de nutrientes, crecimiento, reproducción, defensa y dispersión, entre otros (Kelly 1985, Noble y Gitay 1996, Gitay *et al.* 1999). Sin embargo, ningún tipo funcional es ideal para todos los propósitos. Es necesario usar diferentes criterios de acuerdo con la escala y propósito perseguido (Cornelissen *et al.* 2003). Por ejemplo, a escala de la comunidad los tipos funcionales pueden cambiar en relación con los ejes principales de variación climática y reflejar diferencias en la tolerancia o capacidad de explotar un régimen en particular de temperatura y humedad (Thompson *et al.* 1996). De esta forma, los tipos funcionales pueden cambiar, al igual que otras categorías usadas para simplificar los fenómenos naturales. Son divisiones arbitrarias de un conjunto de características que se distribuyen en un espacio continuo (Lavorel *et al.* 1998).

La mayor cantidad de estudios sobre clasificaciones funcionales de la vegetación se han realizado en ecosistemas estacionales, mediterráneos o templados (Lavorel *et al.* 1998, Díaz *et al.* 1999, Díaz y Cabido 2001). En cambio son menos los ejemplos en ambientes tropicales (Gitay *et al.* 1999). Gran parte de los esfuerzos recientes de investigación se orientan hacia la definición de los grupos funcionales a partir de la distinción de características morfológicas y ecofisiológicas de especies leñosas a partir de las características de distribución o formas biológicas (arbustos, árboles de dosel y del interior), por su afinidad sucesional (tempranas, intermedias, tardías) y a través de la medición a la respuesta a diferentes condiciones de disturbio (Petchey y Gaston 2002, Salgado 2007). Con base en esta información se han podido reconocer de forma preliminar grupos funcionales para condiciones ambientales y/o de disturbio específicas. Sin embargo, existe muy poca información en lo referente a aquellos rasgos que, de alguna manera, proveen recursos y cuyo rol dentro del ecosistema es la provisión de hábitat para otros organismos.

El propósito de este trabajo es evaluar la diversidad funcional de epífitas y medir la relación con la capacidad de generar hábitat para aves bajo diferentes coberturas de árboles dispersos y bosque natural en la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, utilizando los grupos

funcionales de especies como la mejor herramienta para entender cómo las especies reaccionan ante cambios en el uso de la tierra y cómo la biodiversidad afecta los procesos ecosistémicos y los bienes y servicios que las sociedades humanas obtienen de ellos.

5.2 Descripción del área de estudio

La sub-cuenca del Río Copán está ubicada en el sector noroeste del Departamento de Copán, en el extremo occidente de Honduras que limita con Guatemala. La sub-cuenca tiene una extensión de 619 km² aproximadamente, y es compartida por los municipios de Copán Ruinas, Santa Rita y Cabañas (Figura 1). El relieve de la sub-cuenca presenta fuertes pendientes, su altitud varía entre los 600 y 1.600 msnm. En la sub-cuenca se reporta una precipitación promedio anual de 1.700 mm/año. El mes más lluvioso es septiembre (promedio de 229 mm) y el menos lluvioso es marzo (promedio de 11 mm), con un periodo seco que dura 5 meses. Las temperaturas mínimas y máximas reportan valores de 16,3 y 26,6 °C. (MANCORSARIC 2003).

Según la clasificación de Holdridge (1987) ecológicamente la sub-cuenca del Río Copán pertenece a una la zona del trópico semihúmedo. Los recursos naturales se encuentran en proceso de degradación. En la sub-cuenca del Río Copán, las formas inadecuadas de uso de los recursos naturales han provocado un constante deterioro y pérdida de los mismos. Los incendios forestales, la expansión de la frontera agrícola y el manejo deficiente de los bosques para la explotación de la madera, han reducido la cobertura vegetal y las poblaciones o comunidades de fauna silvestre, así como también han contribuido a la pérdida de fertilidad de los suelos y a la constante erosión de los mismos. Esto último es causa de la progresiva sedimentación de las corrientes de agua de la sub-cuenca, y por tanto, entre otros factores, del incremento de la amenaza de inundaciones (MANCORSARIC 2003, CATIE 2004). Además de la problemática, el área posee también potencialidades, como son: la biodiversidad y la belleza natural y las oportunidades que se pueden generar por ser una cuenca fronteriza (

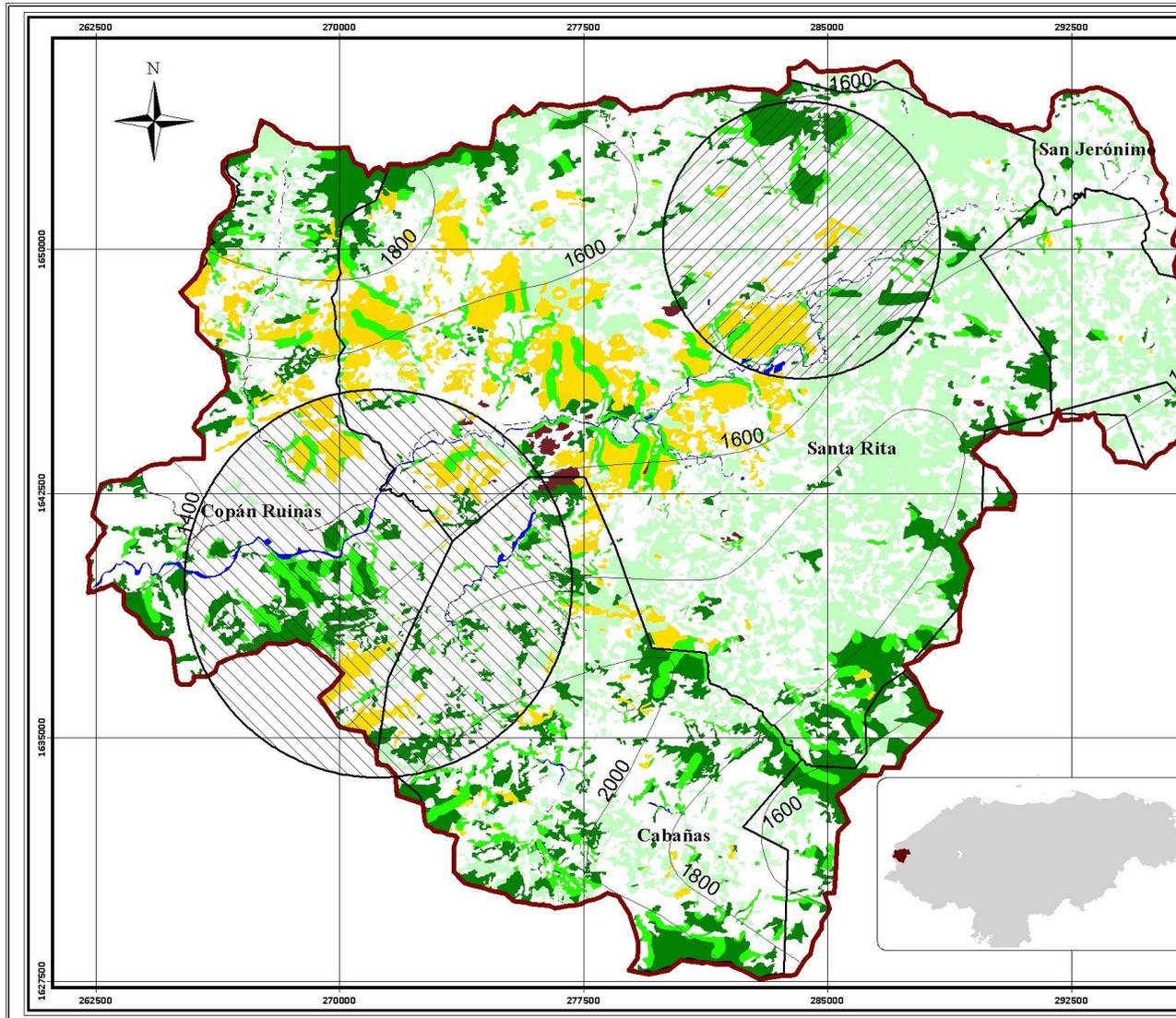


Figura 10).

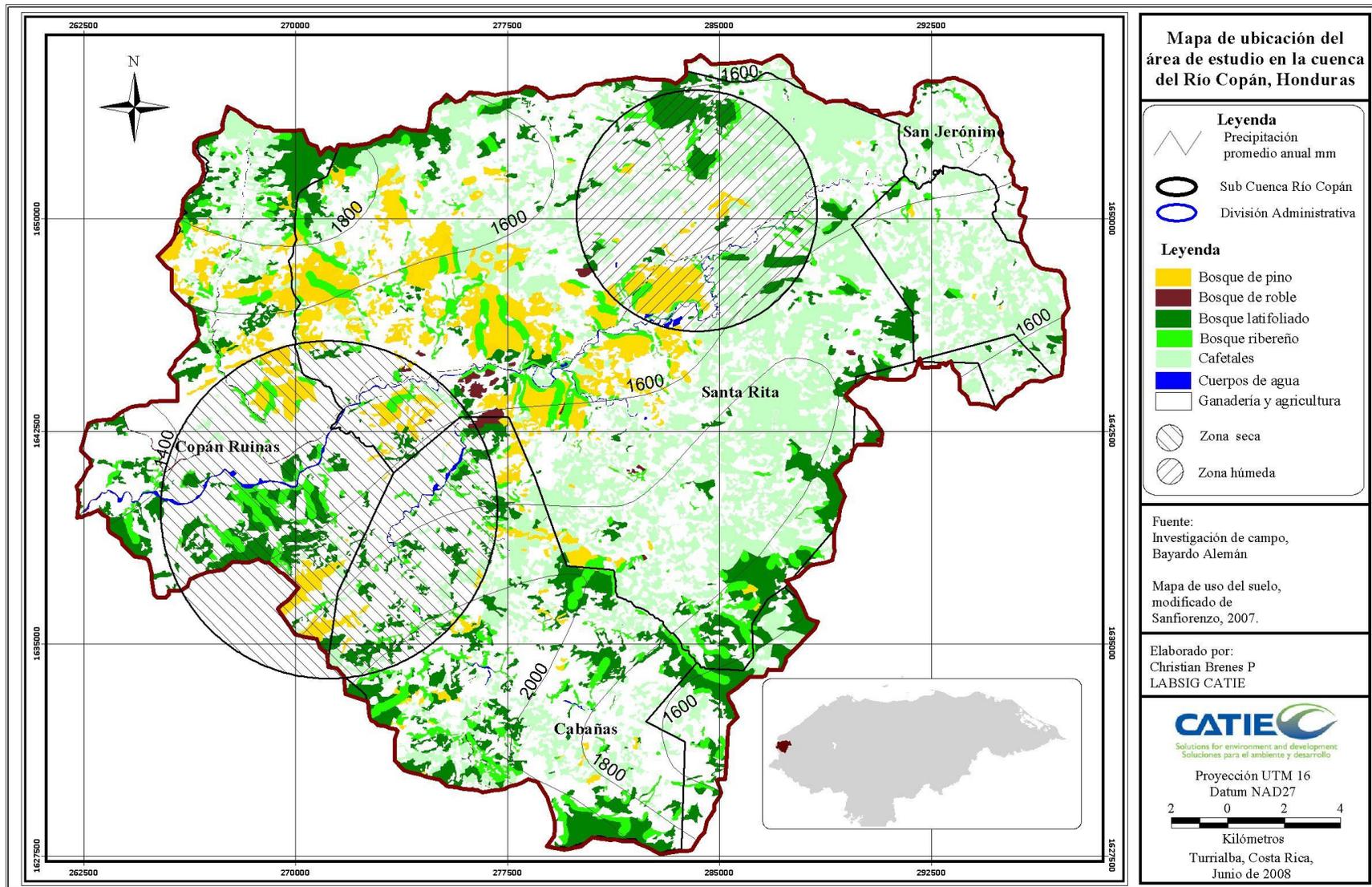


Figura 10. Mapa de ubicación de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007

5.3 Metodología

5.3.1 Método para la colección botánica

Para el relevamiento de las epífitas se utilizó la metodología propuesta por Acebey y Kromer (2001) donde se considera como unidad de muestreo un árbol maduro con un DAP mayor a 10 cm seleccionado al azar, con una altura promedio de acuerdo al tipo de bosque y distanciados entre sí por 50 m. Se colectaron las epífitas en todos los árboles muestreados que se encontraban dentro de los potreros con alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto, para dos zonas una seca y otra húmeda. Finalmente se obtuvieron 68 especies de epífitas de donde se obtuvieron los rasgos funcionales.

5.3.2 Caracterización de rasgos funcionales

Para la evaluación de los rasgos funcionales de las epífitas se utilizó la clasificación propuesta por Nadkarni y Materson (1989) donde clasifican los rasgos en función a la manera en que las aves utilizan dicho recurso y estos se pueden clasificar en: i) invertebrados, ii) flores, iii) frutos o semillas, iv) agentes polinizadores, v) agua y vi) materiales para nidos. Para la medición de estos rasgos se recurrió a bibliografía especializada y a claves taxonómicas donde se detallan las características anatómicas florales y se anotaron todas aquellas características que tuvieron un potencial generador de recursos para las aves.

Los procedimientos para la medición de los rasgos funcionales se describen a continuación (Anexo 3):

Invertebrados: tomado como un rasgo funcional de efecto se contó el número de invertebrados que habita en las especies de epífitas colectadas para cada árbol evaluado. Para esto se colectaron los especímenes dentro de un envase herméticamente sellado, posteriormente, en laboratorio, se procedió a la contabilización de los invertebrados que habitan la planta independientemente de su filogenia. Se seleccionaron aquellas plantas que cumplan con los siguientes criterios: se tomaron en cuenta aquellas plantas cuyas dimensiones y peso sean las mismas (30 cm de ancho por 30 cm de largo y un peso aproximado de 500 g. y se eliminó el exceso de sustrato de las raíces).

Flores: se tomó en cuenta como un rasgo categórico la presencia o ausencia de flores de todas las especies de epífitas colectadas y se recurrió a la ayuda de bibliografía especializada con el objeto de obtener la mayor información posible sobre las características que presenten algún potencial para la atracción de aves, como el tipo de flor (simple o compuesta), color de flor (amarilla, blanca, lila, rosa), presencia o ausencia de nectarios, presencia o ausencia de fragancias o aceites esenciales.

Frutos o semillas: con el apoyo de bibliografía especializada se determinó si las aves procuran los frutos o las semillas de las especies de epífitas colectadas o alguna relación que vincule a las aves como agentes dispersores de semillas de dichas especies con el objeto de evidenciar la interacción de entre las plantas epífitas y las aves.

Agentes polinizadores: con apoyo de bibliografía especializada se determinó los agentes polinizadores de las plantas epífitas colectadas y se las subdividió en zoófilas (aves), entomofilas (insectos) y anemófilas (viento).

Agua: Se midió la capacidad de retención de agua en aquellas especies cuya disposición de sus hojas permiten la retención de líquido como fuente de agua para aves, a partir de un experimento que consistió en la implementación de un soporte en el que se fijó al espécimen previamente pesado de manera horizontal, posteriormente se vertió un litro de agua al espécimen dejando escurrir por el lapso de un minuto y se volvió a pesar siendo la diferencia la cantidad en gramos de líquido contenido.

Materiales para nidos: con el propósito de determinar si las aves utilizan plantas epífitas como material para construcción de sus nidos, se procedió a la colecta de 10 nidos por tratamiento dando un total de 60 nidos en los que se contabilizó las especies de epífitas que la constituyen.

En total se midieron 11 rasgos para 68 especies de epífitas colectadas en 145 árboles evaluados en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras.

5.3.3 Validación de los rasgos funcionales de epífitas

Con el propósito de validar la relevancia de los rasgos como fuentes potenciales de hábitat para aves se diseñaron dos metodologías que pretenden discriminar aquellos rasgos o combinaciones de rasgos, cuya relevancia sea menor en función a la correlación que exista con la riqueza y abundancia de aves en los 145 árboles evaluados.

La primera metodología consistió en realizar una serie de combinaciones con base a la manera en que las aves usan dicho recurso y se clasificaron en:

- combinación *General* en las que se incluyeron todos los rasgos evaluados,
- combinación *Alimento* donde se tomaron aquellos rasgos que proporcionan una fuente alimenticia directa para aves y la constituyen los rasgos de: número de invertebrados que habitan la planta, presencia o ausencia de frutos y presencia o ausencia de nectarios,
- combinación *Flor* son aquellos rasgos cuyo objeto es la atracción de aves y la constituyen los rasgos de: color de flor, presencia o ausencia de frutos, presencia o ausencia de nectarios y presencia o ausencia de aroma,
- combinación de rasgos *Invertebrados* donde la combinación va en función a la atracción de invertebrados como fuente potencial de alimento para aves y esta constituido por los rasgos de número de invertebrados que habitan la planta, presencia o ausencia de nectarios, olor y polinizadores.

Posterior a la conformación de las cuatro combinaciones se realizó un dendrograma construido a partir de un análisis de conglomerados jerárquicos, utilizando el Método de Ward y la distancia de Gower para determinar los grupos funcionales. Una vez establecidos los grupos funcionales para cada una de las combinaciones, se procedió a la obtención del índice de diversidad funcional (FD) descrito por Petchey y Gaston (2002, 2006). El índice de diversidad funcional se obtuvo con los siguientes pasos:

- Se obtuvo una matriz de rasgos de las 68 especies epífitas para los 145 árboles evaluados

- Se convirtió cada matriz a una matriz de distancias de Gower entre especies
- Se hizo un dendrograma a partir de la matriz de distancias usando análisis de conglomerados por el método Ward
- Por último se determinó la suma de las distancias estadísticas representadas gráficamente por cada brazo del dendrograma para cada árbol evaluado, la cual es el valor de FD; estas medidas se estandarizaron y se llevaron a un intervalo 0-1

El cálculo de FD se llevó a cabo con el software estadístico R (R Foundation for Statistical Computing 2007), utilizando los algoritmos diseñados por Petchey (2002).

Por último se realizó una correlación de Pearson entre los valores de abundancia de epífitas para cada grupo funcional de las combinaciones de rasgos propuestas y la riqueza y abundancia de aves, comparando a su vez con los valores de FD obtenidos. Esto con el objeto de demostrar que los grupos funcionales que presenten un alto valor de correlación con las aves son aquellos que presentan un alto índice de diversidad funcional.

La segunda metodología de validación consistió en evaluar la relevancia de los rasgos de manera individual y correlacionarlos con la riqueza y abundancia de aves. Esto se realizó a partir de una modificación a la metodología propuesta por Petchey y Gaston (2002) descrita anteriormente, en la que se obtuvo la matriz de “un solo rasgo” de las 68 especies de epífitas por árbol evaluado, es decir que se obtuvieron 11 matrices por cada rasgo funcional y se calculó el FD para cada matriz de rasgos. Seguidamente se realizó un análisis de correlación de Pearson entre los valores de FD para cada matriz de rasgo y la riqueza y abundancia de aves para los 145 árboles evaluados. Esto nos ayudó a determinar aquellos rasgos que presentaron mayor relevancia en función a la capacidad de proveer hábitat para aves.

5.3.4 Distribución de los grupos funcionales de epífitas para todas las combinaciones en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto para la zona seca y húmeda.

Con el propósito de ilustrar la distribución de los grupos funcionales de las distintas combinaciones en los tratamientos de potreros con árboles dispersos de alta y baja densidad y bosque latifoliado mixto se realizó graficas de araña las que ilustran la proporción en que los grupos están distribuidos en el paisaje.

5.3.5 Curvas de acumulación funcional

Esta propuesta permite que se hagan estimaciones imparciales de diversidad que tienen la ventaja de proporcionar la información estadística completa proporcionada por las especies raras (Gotelli y Colwell 2001). Finalmente se calcularon curvas de acumulación de especies dominantes para los 145 árboles evaluados tanto para la zona seca como para la zona húmeda, así como para los tratamientos de potreros con alta, baja densidad de árboles dispersos en potreros como para bosque latifoliado mixto, para posteriormente re-calcularse el índice FD para el incremento del número de especies dominantes seleccionadas al azar, es una adaptación del procedimiento de rarefacción (Gotelli y Colwell 2001). A mismo tiempo se calcularon las curvas de acumulación funcional por especie colectada, es decir, se re-calculó el FD por especie generando una curva de diversidad funcional en función a el incremento de especies. Los cálculos para el procedimiento de rarefacción se llevaron a cabo con el Software EstimateS 8.0 (Colwell 2006).

5.4 Resultados

5.4.1 Grupos funcionales de epífitas

El análisis de conglomerados se realizó a partir de la matriz de 11 rasgos de las 68 especies colectadas con el método de agrupamiento Ward y distancia Gower. Tres combinaciones de rasgos para cuatro grupos o clúster, de acuerdo a la interpretación del gráfico, que indicó este número como el menor óptimo de agrupación. El análisis de conglomerados general dio como resultado un dendrograma (Anexo 4), en donde, se separaron claramente cuatro grupos funcionales de especies, donde cada grupo funcional se caracterizó por presentar una estrecha relación filogenética entre las especies que lo conforman.

El grupo funcional 1 (GF1_Gral) se caracteriza por estar representado por 11 especies de la familia Bromeliaceae que en su mayoría son del género *Tillandsia* cuyas características los definen como especies de tipo *Tanque*. El grupo funcional 2 (GF2_Gral) presenta una composición menos homogénea pero más numerosa con 26 especies, en la que se encuentran especies de la familia Orchidaceae en su mayoría y se las considera como epífitas con *pseudobulbo*. El grupo funcional 3 (GF3_Gral) con 15 especies está conformado por especies de la familia Araceae y Cactaceae en su mayoría consideradas como especies *suculentas*.

Finalmente, el grupo funcional 4 (GF4_Gral) con 15 especies se encuentra representado, en su mayoría, por familias de las *Pteridophytas* cuya característica principal es la carencia de estructuras florales.

Por otro lado, el análisis de varianza multivariado mostró que existen diferencias altamente significativas entre los grupos seleccionados ($p = 0.0001$) y la prueba de Hotelling ($\alpha = 0.05$) discriminó a los cuatro grupos entre si confirmando dichas diferencias. Para la combinación de rasgos alimento, flor e invertebrados el análisis de conglomerado para cuatro grupos generó tres dendrogramas, que a diferencia del conglomerado realizado con los 11 rasgos, estos mostraron una combinación de especies sin una patrón filogenético de agrupación (Anexo 5).

5.4.2 Validación de los rasgos funcionales de epífitas

5.4.2.1 Análisis de correlación entre la diversidad funcional y abundancia de los grupos funcionales de epífitas y la riqueza y abundancia de aves

Al realizar el cálculo de diversidad funcional (FD) total con los 4 grupos funcionales de las distintas combinaciones de rasgos se encontró una correlación para todas las combinaciones de rasgos con la riqueza y abundancia de aves, sin embargo, los análisis revelaron que la correlación entre riqueza taxonómica de epífitas y aves tiene un poder de explicación mayor que la diversidad funcional (Cuadro 4). La riqueza de especies de epífitas explica el 48% de la riqueza total de aves, sin embargo, el poder de explicación de la diversidad funcional de epífitas, cualquiera que sea la combinación, explica alrededor de 30 a 39% de la riqueza de aves.

Cuadro 4. Correlación de Pearson ($\alpha = 0.05$) para la comparación entre medias entre la diversidad funcional (FD) de la combinación general, alimento, flor, invertebrados de los rasgos en función a la riqueza y abundancia de aves

	Abun Aves		riqueza aves	
	r ²	p	r ²	p
FD_Gral	0.38	<0.0001	0.39	<0.0001
FD_Alimento	0.3	<0.0001	0.3	0.0003
FD_Flor	0.37	<0.0001	0.38	<0.0001
FD_Invertebrados	0.37	<0.0001	0.37	<0.0001
Riqueza Epífitas	0.47	<0.0001	0.48	<0.0001

Cuando se calcula el FD con los 11 rasgos funcionales el poder de explicación sobre la riqueza de aves llega al 39% y cuando se calcula el FD para las distintas combinaciones este porcentaje se reduce. Esto sugiere que ninguna de las combinaciones tiene el poder suficiente para explicar efectivamente la riqueza de aves en la zona.

Por otro lado, se determinó una estrecha relación entre las abundancias de las especies que conforman los grupos funcionales y la riqueza y abundancias de aves en la zona de estudio, no obstante esta relación se da para ciertos grupos funcionales y no así para toda la combinación de grupos seleccionados. El análisis de correlación reveló que al correlacionar la abundancia de especies que conforman los grupos funcionales de las diferentes combinaciones de rasgos, con la abundancia y riqueza de aves, se evidencia que no todos los grupos funcionales presentaron una correlación significativa.

Para la combinación general de los rasgos se encontró un coeficiente de correlación elevado para la abundancia de los grupos GF2_Gral y GF3_Gral en función a la riqueza y abundancia de aves, es decir que las abundancias de especies que conforman el GF2_Gral y GF3_Gral están directamente correlacionadas con la riqueza y abundancia de aves. Nótese que los valores de la diversidad funcional (FD) para los GF2_Gral y GF3_Gral presentaron a su vez los valores más altos para el índice de diversidad funcional (FD) (1 y 0.9 respectivamente) (Cuadro 5).

Cuadro 5. Diversidad funcional (FD) y correlación de Pearson ($\alpha = 0.05$) para la comparación de medias entre la abundancia de los grupos funcionales de la combinación general de los rasgos en función a la riqueza y abundancia de aves

General	FD	Abun Aves		riqueza aves	
		r ²	p	r ²	p
GF1_Gral	0.77	-0.13	0.5107	-0.1	0.5982
GF2_Gral	1.00	0.58	0.0011	0.68	0.0001
GF3_Gral	0.90	0.62	0.0003	0.58	0.0009
GF4_Gral	0.60	0.1	0.5891	0.27	0.1594

Para la combinación de rasgos de Flor, se encontró un alto coeficiente de correlación para el grupo funcional GF1_Flor en función a la riqueza y abundancia de aves, es decir que las especies que conforman el grupo funcional GF1_Flor están altamente correlacionadas con la riqueza y abundancia de aves. El valor de la diversidad funcional para el GF1_Flor de la combinación *Flor* dio un valor de uno que implica una alta diversidad funcional (Cuadro 6).

Cuadro 6. Diversidad funcional (FD) y correlación de Pearson ($\alpha = 0.05$) para la comparación de medias entre la abundancia de los grupos funcionales de la combinación Flor de los rasgos en función a la riqueza y abundancia de aves

Flor	FD	Abun Aves		riqueza aves	
		r ²	p	r ²	p
GF1_Flor	1.00	0.74	<0.0001	0.6	0.0006
GF2_Flor	0.98	-0.04	0.8519	0.08	0.6973
GF3_Flor	0.81	-0.1	0.6027	-0.09	0.6569
GF4_Flor	0.63	0.12	0.5376	0.27	0.1595

Para la combinación de rasgos invertebrados se encontró una alta correlación con los grupos funcionales GF1_Inv y GF2 tanto para la abundancia de aves como para la riqueza, es decir que las especies que conforman los grupos funcionales GF1_Inv y GF2_Inv están altamente correlacionados con la riqueza y abundancia de aves (Cuadro 7).

Cuadro 7. Diversidad funcional (FD) y correlación de Pearson ($\alpha = 0.05$) para la comparación de medias entre los grupos funcionales de la combinación Invertebrados de los rasgos en función a la riqueza y abundancia de aves

Invertebrados	FD	Abun Aves		riqueza aves	
		r ²	p	r ²	p
GF1_Inv	0.72	0.54	0.0024	0.37	0.051
GF2_Inv	0.61	0.46	0.0114	0.58	0.001
GF3_Inv	1.00	-0.16	0.3932	-0.08	0.684
GF4_Inv	0.70	0.24	0.2075	0.36	0.0525

Para la combinación de alimentos el análisis de correlaciones realizado no presentó una correlación estadísticamente significativa con la abundancia y riqueza de aves (Cuadro 8).

Cuadro 8. Correlación de Pearson ($\alpha = 0.05$) para la comparación de medias entre los grupos funcionales de la combinación alimentos de los rasgos en función a la riqueza y abundancia de aves

Alimento	Abun Aves		riqueza aves	
	r ²	p	r ²	p
GF1_Alim	0.09	0.6564	0.13	0.5077
GF2_Alim	0.22	0.2495	0.22	0.2503
GF3_Alim	0.19	0.3226	0.34	0.0713
GF4_Alim	0.03	0.8851	0.08	0.6983

El análisis de los rasgos de manera individual revelan que hay ciertos rasgos funcionales en las epífitas que no son tan relevantes como proveedores de hábitat para aves, es decir que de los 11 rasgos evaluados solo tres de ellos presentaron una correlación

significativa entre la diversidad funcional de cada rasgo y la abundancia y diversidad de aves. Al realizar el análisis de correlación con la combinación de los tres rasgos que presentaron el mayor valor en las correlaciones individuales no se encontraron resultados muy contrastantes de las combinaciones propuestas anteriormente (Figura 11).

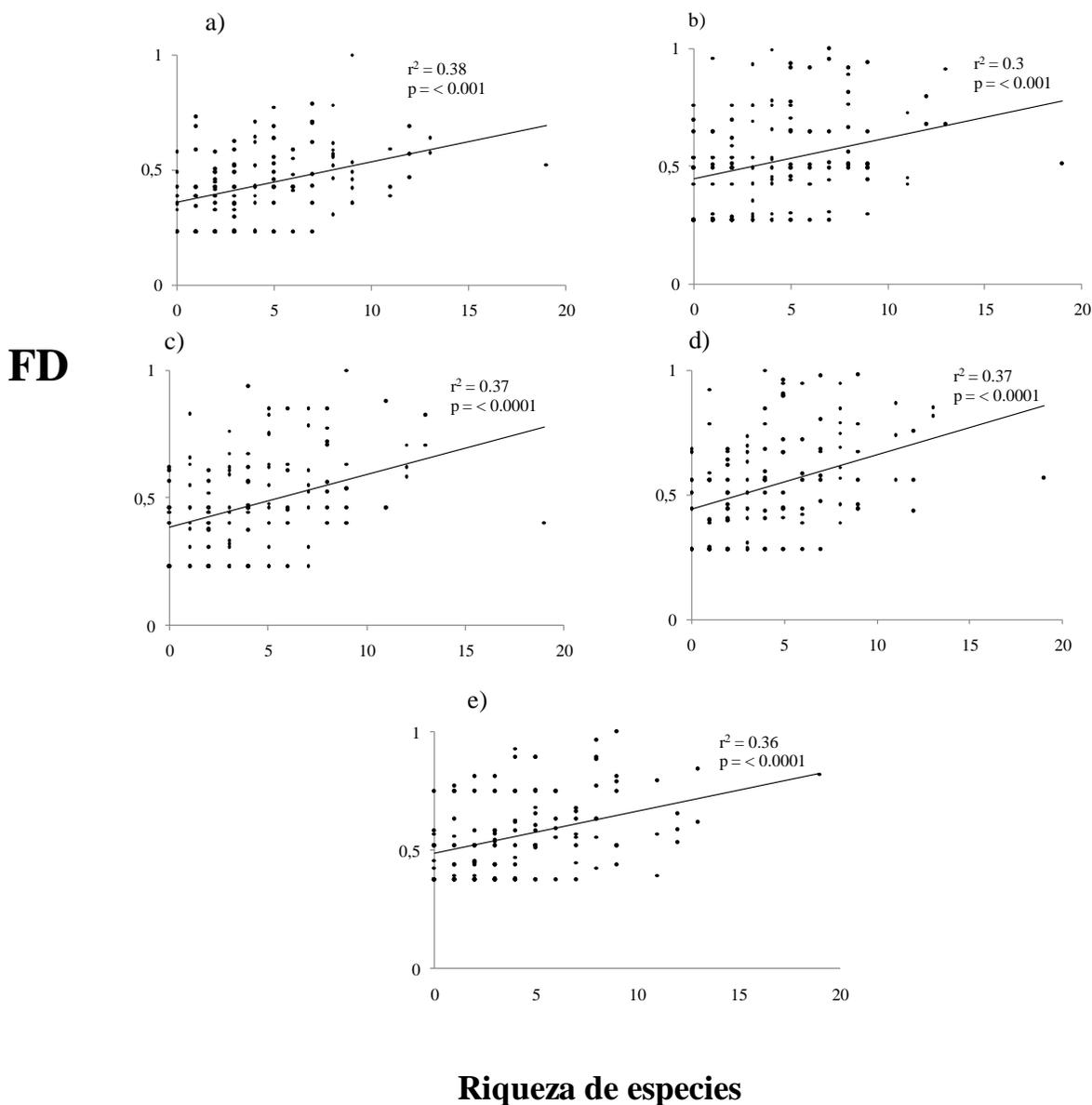


Figura 11. Diversidad funcional de las distintas combinaciones de rasos funcionales en función a la riqueza de aves. a) Combinación general de los rasgos; b) combinación de alimento; c) combinación de flor, d) combinación de invertebrados y e) combinación reclasificada

Los cálculos de correlaciones mostraron que los rasgos con mayor relevancia fueron el color de las flores, la inflorescencia, y el número de invertebrados que habitan en las epífitas colectadas, lo que genera una nueva combinación reclasificada cuya diversidad funcional presenta una correlación significativa con la abundancia y riqueza de aves ($r^2 = 0.36$, $p = <0.0001$ y $r^2 = 0.38$, $p = <0.0001$ respectivamente) (Cuadro 9).

Cuadro 9. Correlación de Pearson ($\alpha=0.05$) para la comparación entre medias entre la diversidad funcional (FD) de la combinación general, Alimento, Flor, Invertebrados, los rasgos individuales y la diversidad funcional de la combinación reclasificada en función a la riqueza y abundancia de aves.

	Abun Aves		riqueza aves	
	r^2	P	r^2	P
FD Gral	0.38	<0.0001	0.39	<0.0001
FD Alimento	0.3	<0.0001	0.3	0.0003
FD Flor	0.37	<0.0001	0.38	<0.0001
FD Invertebrados	0.37	<0.0001	0.37	<0.0001
Riqueza Epífitas	<i>0.47</i>	<i><0.0001</i>	<i>0.48</i>	<i><0.0001</i>
FD agua	0.02	0.8300	0.03	0.71000
FD polinizadores	0.28	0.0006	0.31	<0.0001
FD color	<i>0.35</i>	<i><0.0001</i>	<i>0.35</i>	<i>0.00002</i>
FD flor	0.29	0.0004	0.27	0.00110
FD fruto	0.17	0.0400	0.17	0.04000
FD inflorescencia	<i>0.33</i>	<i>0.0001</i>	<i>0.32</i>	<i><0.0001</i>
FD invertebrados	<i>0.3</i>	<i>0.0003</i>	<i>0.32</i>	<i><0.0001</i>
FD néctar	0.19	0.0300	0.18	0.03000
FD nido	-0.01	0.8800	-0.01	0.92000
FD olor	0.2	0.0200	0.24	0.00430
FD tipo flor	0.07	0.3900	0.09	0.29000
FD Reclasificados	<i>0.36</i>	<i><0.0001</i>	<i>0.38</i>	<i><0.0001</i>

5.4.3 Acumulación funcional de epífitos en potreros de alta, baja densidad de árboles dispersos y bosque mixto en las zonas seca y húmeda

Las curvas de acumulación funcional revelan que en la zona húmeda la diversidad funcional incrementa sin mostrar una tendencia a la asíntota lo que nos indica que no existe redundancia de especies, es decir que todas las especies encontradas en la zona contribuyen de

manera única al funcionamiento del ecosistema y existe una considerable probabilidad de que el FD incremente cuando se sobre pase las 55 especies. Sin embargo en la zona seca se puede ver una tendencia hacia la asíntota lo que puede indicar que el FD no incrementará significativamente si la riqueza sobrepasa las 35 especies.

Las curvas de acumulación funcional por tratamiento revelan que en la zona húmeda para los tres tratamientos existe una clara tendencia hacia la asíntota lo que sugiere que el FD no incrementará significativamente si incrementamos la riqueza de especies. De igual manera en la zona seca la curva tiende a la asíntota disminuyendo la probabilidad de incrementar el FD (Figura 12).

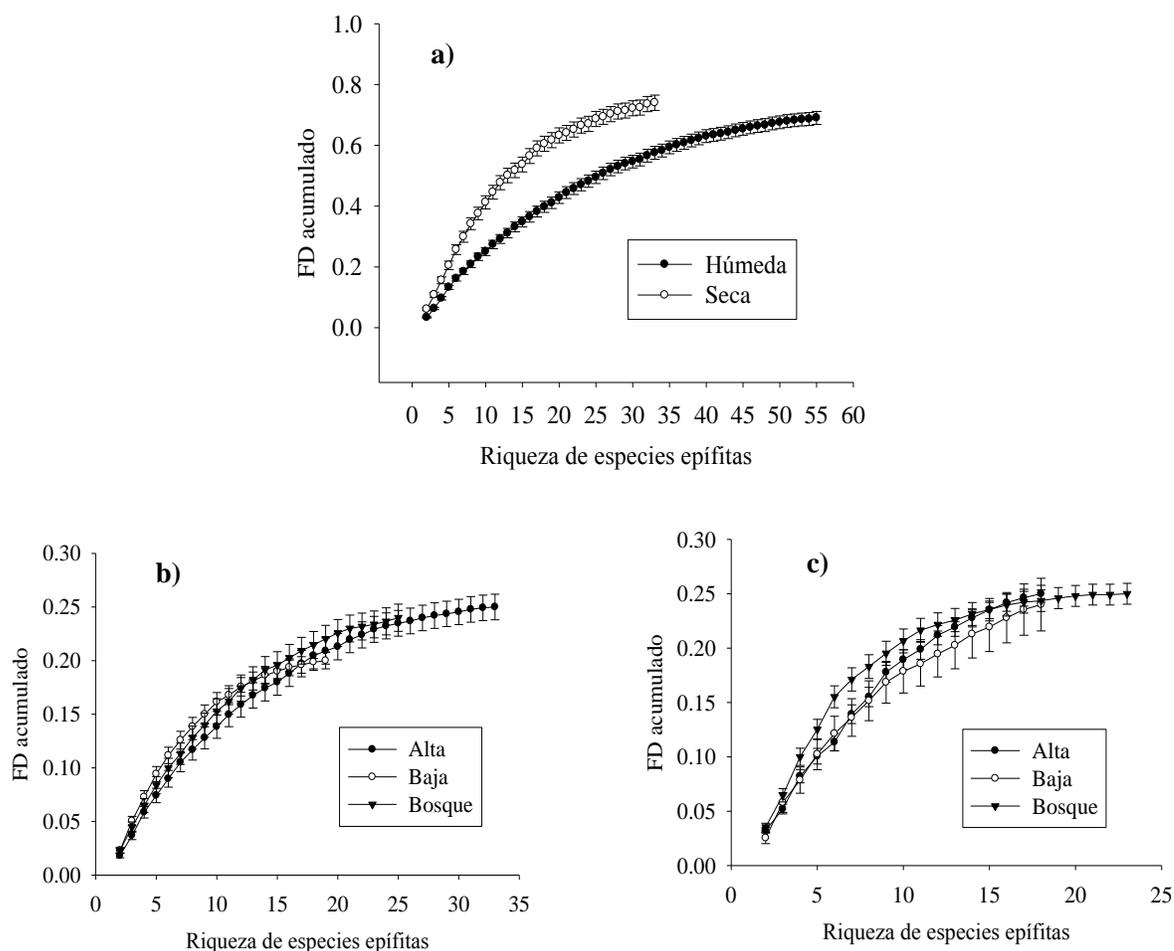


Figura 12. Curva de acumulación funcional de epífitas. a) entre zonas, b) zona húmeda, c) zona seca

5.4.4 Distribución de los grupos funcionales de epífitas para todas las combinaciones en potreros de alta, baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto para la zona húmeda y seca.

Al analizar la distribución de los grupos funcionales en los potreros de alta, baja densidad de árboles dispersos y bosque latifoliado mixto par la zona seca y húmeda, pudimos observar que algunos grupos se encuentran distribuidos en mayor proporción que otros, en función a la abundancia de especies que conforma cada grupo funcional y las diferentes combinaciones de rasgos propuestos (Figura 13).

Para la combinación general de los rasgos en la zona húmeda el GF2_Gral se encuentra mejor representado en potreros de alta densidad de árboles dispersos con 30 individuos. Por otro lado, en la zona seca el grupo mejor representado es el GF1_Gral que se encuentra en bosque latifoliado mixto con 40 individuos aproximadamente. Para la combinación de alimento de la zona húmeda el grupo mejor representado es el GF3_Alím con aproximadamente 30 individuos. El la zona seca el grupo mejor representado es el GF1_Alím que se encuentra en bosque latifoliado mixto. Para la combinación Flor en la zona húmeda el GF1_Flor se encuentra mejor representada en bosque latifoliado mixto. En la zona seca el GF2_Flor se encuentra mejor representado en bosque latifoliado mixto. Para la combinación de invertebrados en la zona húmeda el grupo mejor representado es el GF4_Inv en bosque latifoliado mixto, en la zona seca el grupo mejor representado es el GF3_Inv tanto en bosque latifoliado mixto como en potrero de alta densidad de árboles dispersos. Finalmente, para la combinación reclasificada, los grupos funcionales más representativos, de acuerdo a los tipos de potreros evaluados, encontramos que en la zona húmeda el GF1_Recla se encuentra mejor representado en bosque latifoliado mixto. En la zona seca el GF4_Recla se encuentra bien representado en potreros de alta densidad de árboles dispersos.

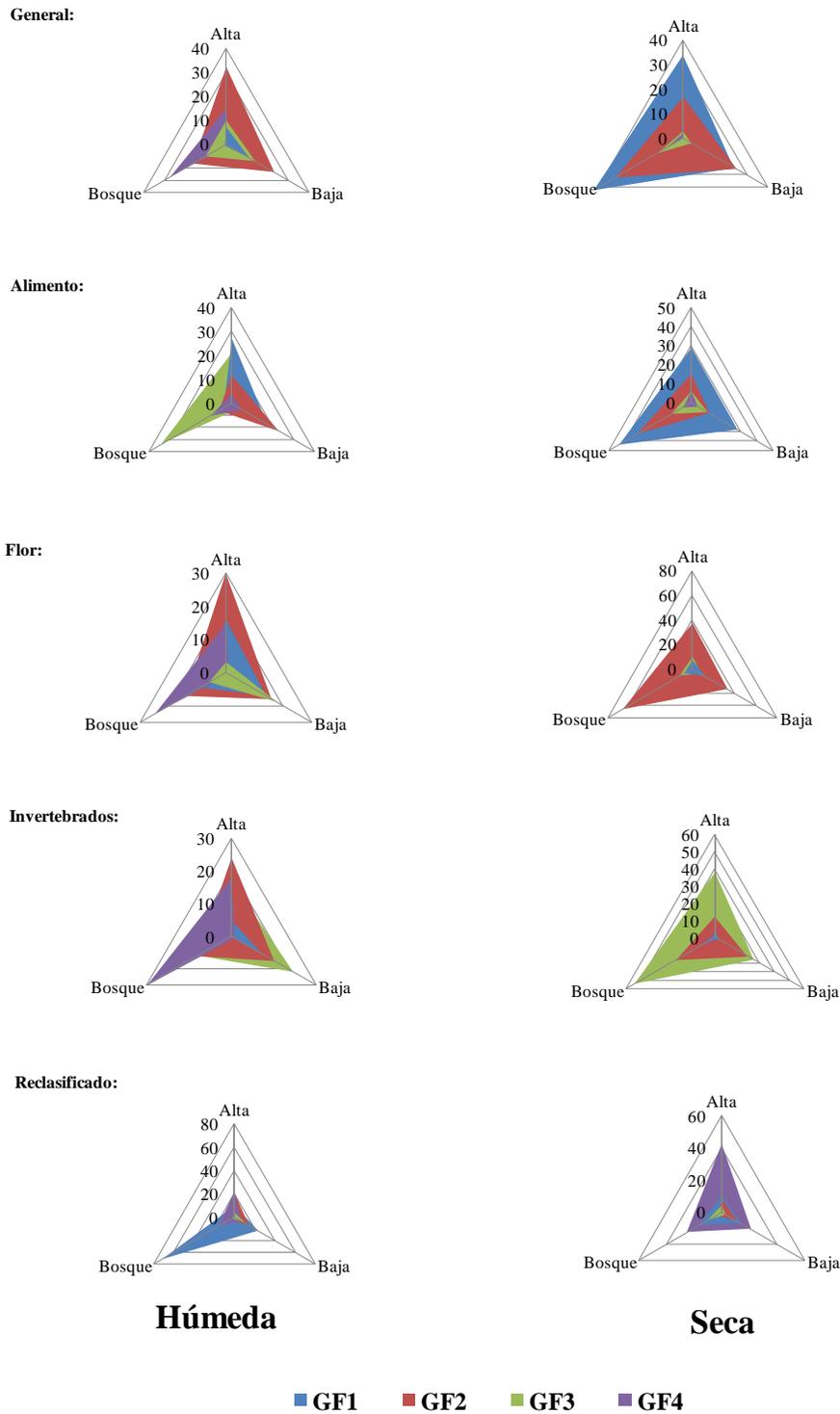


Figura 13. Se representa en diagrama de araña la distribución de los grupos funcionales de especies para la zona húmeda y seca en los tratamientos de bosque latifoliado mixto, alta densidad de árboles dispersos en potreros y baja densidad de árboles dispersos en potreros de la sub-cuenca del Río Copán, Honduras, 2007

5.5 Discusión

5.5.1 Caracterización general de los grupos funcionales de epífitas

Uno de los pasos más importantes para garantizar el entendimiento de los procesos ecosistémicos, es identificar los rasgos funcionales que jueguen un papel fundamental en el desarrollo de dichos procesos (Naeem y Wright 2003). En ese sentido, las especies de epífitas fueron clasificadas en rasgos funcionales de epífitas con base a la capacidad de proveer hábitat para las aves, determinados en función a características morfológicas, anatómicas, inherentes a la planta o características estructurales que generen un potencial atractivo para aves, como la capacidad de retención de agua o en número de invertebrados que habitan estas plantas, entre otros. Es así que, a partir de los 11 rasgos medidos se definieron los grupos funcionales de plantas que proporcionan un marco de referencia general de la comunidad y un componente importante en el funcionamiento del ecosistema en relación a las interacciones epífitas-aves.

Para la combinación general de los rasgos, el grupo funcional GF1_Gral se encontró constituido por especies, que en su mayoría se encontraban dentro de la familia Bromeliaceae del género *Tillandsia* las que son consideradas especie de epífitas tipo *Tanque* por Smith (1989). Señala que las especies de este género poseen la capacidad de retener agua entre las bases de las hojas lo que les permite un suministro mas o menos continuo del liquido y nutrientes y a su vez proporciona un reservorio de liquido para otras especies, sin mencionar la retención de materia orgánica en descomposición y un ambiente propicio para el establecimiento de otros organismos vivientes. El grupo funcional GF2_Gral conformado por especies de la familia Orchidaceae que, para muchos autores, son consideradas especies cuya capacidad de establecerse en nuevos ambientes es muy grande, debido a que muchas se caracterizan por presentar estructuras anatómicas (pseudobulbos) como órganos de almacenamiento permitiendo la sobrevivencia en situaciones extremas de estrés ambiental (Benzing 1990). El grupo funcional GF3_Gral constituido en su mayoría por especies de la familia Araceae cuyas características las sitúan entre uno de los grupos de epífitas de mayor distribución y catalogadas por Hernández-Rosas (1999) como especies suculentas por su consistencia y espesor. Finalmente el grupo funcional GF4_Gral, caracterizado por estar constituido por especies de las Pteridophytas, considerado como las especies sin flor.

Es importante indicar que esta estrecha relación filogenética se dio al realizar el análisis de conglomerados con los 11 rasgos funcionales, sin embargo, al realizar los conglomerados para las distintas combinaciones no se estableció el mismo patrón de agrupamiento filogenético, esto probablemente debido a que al realizar el análisis de conglomerados con 11 rasgos (variables) es menor la probabilidad de que dos especies se encuentren en el mismo grupo y al disminuir los rasgos la probabilidad aumenta. Al realizar las combinaciones se realizó el conglomerado con tres o cuatro rasgos de acuerdo a los criterios mencionados anteriormente.

5.5.2 Diversidad funcional

Para cada una de las especies de epífitas se colectó información para los 11 rasgos, cada uno escogido por su potencial para generar recursos para las aves. En adición al cálculo de FD con los 11 rasgos se generaron combinaciones de rasgos en función a las características intrínsecas de las plantas para proveer un determinado recurso.

La distribución del poder de explicación de las combinaciones de rasgos muestra que ninguna combinación realizada tiene más poder de explicación que la riqueza taxonómica de epífitas. Blackburn *et al.* (2005) realiza un estudio donde relaciona el FD de especies predatoras con la extinción de aves y realiza una serie de combinaciones de rasgos, y al igual que el presente estudio, ninguna de las combinaciones obtuvo un mayor poder de explicación que la riqueza taxonómica. A esto se le puede atribuir a una serie de variables como la correcta medición de los rasgos o la apropiada combinación de los mismos. Por otro lado Petchey *et al.* (2004) señala que los resultados pueden variar significativamente si se omitieron rasgos que pueden ser importantes o se midieron rasgos que posiblemente no contribuyen al funcionamiento del ecosistema. En ese sentido, si bien las correlaciones de los rasgos funcionales de epífitas y las diferentes combinaciones de los mismos no presentaron un valor superior a la diversidad taxonómica con respecto a la abundancia y riqueza de aves, estos resultados pueden llevarnos a una aproximación válida sobre el funcionamiento del ecosistema. Por otro lado, el FD es un índice que depende directamente del número de especies y no toma en cuenta la composición de las comunidades estudiadas (Walker *et al.* 1999, Ricotta 2005), es decir que depende única y principalmente del número de especies y sus rasgos funcionales. Es así que a mayor número de especies mayor es el índice de

diversidad funcional. Los modelos teóricos y experimentales sugieren que la diversidad de especies (Purvis y Hector 2000) y mas aún la diversidad funcional (Díaz y Cabido 2001) aumentan la productividad de los ecosistemas, pero todos estos supuestos se dan bajo condiciones controladas, como el experimento de Naeem *et al.* (1996) en el que se probó el aumento de la productividad primaria neta con el aumento del número de especies. Sin embargo en observaciones de campo las tendencias no son claras y en ocasiones contradictorias (Naeem 2002). Por otro lado, Tilman *et al.* (1997) demostraron que el número de especies aumenta el número de grupos funcionales en un ecosistema en un experimento a través de 289 parcelas de pasturas donde la riqueza de especies y a su vez la riqueza de grupos funcionales aumentaron el contenido de biomasa.

Finalmente, es interesante constatar que, así como se han detectado cambios importantes en los grupos funcionales de la vegetación al cambiar el régimen de pastoreo (Díaz *et al.* 1992, Lavorel *et al.* 1999, McIntyre y Lavorel 2001), en este trabajo también se detectaron diferencias importantes en la abundancia de estos grupos. Esto sugiere que a nivel de los grupos funcionales definidos para la vegetación, es posible observar cambios generados por el manejo de los pastizales tanto en la vegetación establecida como en la fauna asociada a dichos sistemas, lo cual estaría abriendo nuevas perspectivas en la utilización de estos grupos para el manejo y conservación de sistemas silvopastoriles. En ese sentido se puede concluir que el enfoque de diversidad funcional ayuda a entender el funcionamiento de los ecosistemas, donde la diversidad de especies es tan elevada y la cantidad de respuestas y relaciones con las variables ambientales es tan compleja; pero es importante aclarar que este enfoque no puede reemplazar a las clasificaciones taxonómicas ni su capacidad para categorizar la diversidad genética, por lo tanto deben ser entendidas como enfoques complementarios (Díaz *et al.* 2002). Lo ideal sería identificar otros rasgos funcionales que aporten la misma información pero que sean cuantitativos, con el objetivo de realizar otros análisis estadísticos como componentes principales (Díaz *et al.* 2004), y sobre todo entender las relaciones entre los rasgos con otros métodos.

5.5.3 Análisis de correlación entre grupos funcionales de epífitas y aves

Para la combinación general de los rasgos se encontró una alta correlación entre la abundancia de los grupos funcionales GF2_Gral y GF3_Gral con la riqueza y abundancia de

aves, esto se puede deber a un conjunto de factores que se complementan entre sí; primero es importante analizar la composición de especies epífitas que conforman dichos grupos, por un lado son especies dominadas por las familias Orchidaceae y Areceae cuyas características las sitúan dentro de los grupos que presentan un alto atractivo para las aves (Dodson *et al.* 1969, Dressler 1981), ya sea como agentes polinizadores o dispersores (Benzing 2000). Por otro lado estas familias tienen la capacidad de proporcionar un microhábitat ideal para el establecimiento de otros invertebrados que pueden ser usados a su vez como fuente de alimentos (Nadkarni y Matelson 1989). La mayoría de las especies de estas familias, en especial las Aráceas, se presentan en asociación con hormigas (conformando nidos o jardines de hormigas). Serían estos animales los responsables de conferirle ventajas post-dispersión a las semillas, mejorando posiblemente las condiciones para su crecimiento (Davidson y Epstein 1989, Benzing 1990). Es decir que las aves de manera directa o indirecta reciben los beneficios por la presencia de estas especies que conforman los grupos funcionales GF2_Gral y GF3_Gral.

A diferencia de la combinación general de los rasgos la combinación flor no posee un patrón filogenético de agrupación, sin embargo el análisis de correlación de los grupos funcionales indica que el GF1_Flor presentó una alta correlación con la abundancia y diversidad de aves siendo este grupo el que presentó también el valor más alto en la escala de diversidad funcional lo que nos lleva a pensar que la composición y abundancia de especies que conforman dicho grupo proporcionan recursos que condiciona significativamente la presencia o ausencia de aves, entre estas especies de importancia podemos mencionar a *Aechmea bracteata* especie que por sus características florales es un atractivo importante para las aves (Nadkarni y Matelson 1989; Benzing 1995; Coelho *et al.* 2003), haciendo énfasis en los colibrís ya que son varios los autores que destacan las adaptaciones florales que presenta esta especie como una estrategia para ser polinizados por este grupo de aves que procuran el néctar de sus flores (Gardner 1986, Martinelli 1994, Benzing 2000).

Por último la combinación de rasgos invertebrados obtuvo una elevada correlación para los grupos funcionales GF1_Inv y GF2_Inv así como una diversidad funcional alta lo que sugiere que estos grupos tienen un alto potencial para la atracción de aves, nótese que el propósito de estos rasgos es la atracción de invertebrados ya sea como fuente de alimentos o como un lugar propicio para su establecimiento y a su vez, de manera indirecta, estos

proporcionan un complemento alimenticio para las aves. Entre las especies más importantes que conforman estos grupos podemos mencionar a *Anthurium bakeri*, *Anthurium pentaphyllum*, *Anthurium scandens*, entre otras, cuyas características florales presentan un diseño único, el principal propósito es la polinización por invertebrados (Valerio y Villalobos 1980, Bown 2000, Schwerdtfeger *et al.* 2002). Por otro lado Beutelspacher (1999) estudia a *Aechmea bracteata* en la Estación Biológica Los Tuxtlas, Veracruz, en el cual reporta 13 ordenes de insectos, de los cuales los Orthoptera llegaron a ser los más abundantes, sobre todo de la familia Blattidae. Siento esta otra de las especies que conforman el GF1_Inv.

Es importante destacar que si bien los rasgos fueron definidos en función a características de las flores y los frutos que puedan tener un potencial atractivo para las aves pueden estos mismos rasgos tener una fuerte influencia sobre otros organismos como los invertebrados ya sea como refugio o como alimento, en el artículo anterior se encontró una mayor riqueza y abundancia de especies de aves insectívoras lo que puede sugerir que las plantas epífitas llegan a contribuir en gran medida al incremento de las comunidades de insectos y por lo tanto mayor disponibilidad de recursos para las aves.

5.5.4 Acumulación funcional de epífitos en potreros de alta y baja densidad de árboles dispersos y bosque mixto en las zonas seca y húmeda

Al implementar las curvas de acumulación funcional como una medida del funcionamiento del ecosistema a partir de la inclusión del FD, no se obtuvo una tendencia hacia la asíntota con respecto a la riqueza de especies de la zona seca y la zona húmeda, es decir que no se obtuvo una tendencia contundente hacia un valor asíntótico con respecto a la presencia de especies epífitas, por lo tanto se puede decir que el FD puede aumentar si se incrementa la riqueza de especies. La tendencia encontrada para el índice FD refleja que el ecosistema no llega a un punto donde las características de los rasgos de muchas especies se mantengan constantes, lo que hace que las distancias ecológicas (Walker *et al.* 1999) sigan aumentando, y no se anulen, por lo que el índice FD tiende a seguir aumentando. Las implicaciones de no haber encontrado el valor asíntótico que refleje una redundancia funcional, nos lleva a decir que no sabemos cual sería el valor mínimo de especies para conservar un valor de FD estable.

Sin embargo dentro de los tratamientos en la zona seca se puede ver una tendencia de estabilización de la curva cuando el tipo de bosque tenga más de 76 especies por hectárea, pero el valor de FD no dependerá solamente del número de especies sino de las diferencias entre los rasgos de estas especies. Los estudios de Petchey (2002, 2006) no encuentran un valor asintótico de FD, a medida que aumentan la riqueza de especies, estos estudios muestran un valor máximo de 40 especies para los sitios de pasturas estudiados. La tendencia encontrada para el índice FD refleja que el ecosistema no llega a un punto donde las características (valores de los rasgos) de muchas especies sean iguales, lo que hace que las distancias ecológicas (Walker 1999) sigan aumentando, y no se anulen, por lo que el índice FD tiende a seguir aumentando. Las implicaciones de no haber encontrado el valor asintótico que refleje una redundancia funcional, nos lleva a concluir que no sabemos cual sería el valor mínimo de especies para conservar un valor de FD estable. Por consiguiente, queda planteada la redundancia funcional como una hipótesis que no ha sido probada para bosques neotropicales, quedando mucho por explorar de su influencia sobre los procesos y cómo podría esta usarse como indicador del grado de estabilidad y productividad mínima de los ecosistemas boscosos y los servicios ecosistémicos que estos brindan.

5.6 Conclusiones

Como mencionamos anteriormente uno de los pasos más importante para garantizar el entendimiento de los procesos ecosistémicos, es identificar aquellos rasgos que juegan un papel determinante en el funcionamiento del ecosistema, en ese sentido se seleccionaron rasgos que poseen la capacidad de generar hábitat para las aves de manera directa o indirecta como pudimos apreciar en los resultados. Por otro lado muchos autores señalan que no solo la selección correcta de los rasgos es capaz de influenciar los resultados sino también la correcta medición de los mismos. Es por ello que se planteó una metodología para discriminar aquellos rasgos que no presenten relevancia en la generación de hábitat para las aves y establecimos una serie de combinaciones de rasgos con un propósito específico como lo es la alimentación o características florales con un potencial generador de recursos. A partir de este planteamiento se establecieron cuatro grupos funcionales para cada una de las combinaciones de rasgos propuestas.

La combinación general de los rasgos presentó una parentesco filogenético entre las especies que constituían los cuatro grupos funcionales, sin embargo al realizar la combinación de rasgos funcionales este parentesco desaparece, probablemente debido a la disminución de rasgos que conforman cada combinación.

Por otro lado al analizar la abundancia de los grupos funcionales de epífitas se encontraron altas correlaciones con la riqueza y abundancia de aves, y a su vez pudimos evidenciar que aquellos grupos que presentaban una alta correlación coincidían con los valores máximos de diversidad funcional (FD); es en ese sentido que se puede concluir que estos grupos funcionales tienen una influencia positiva en las comunidades de aves.

A pesar de obtener resultados que demuestran la alta correlación entre los grupos funcionales y las comunidades de aves, el poder de explicación de las combinaciones propuestas obtuvo mayor poder que la riqueza taxonómica atribuido a la correcta medición de los rasgos y la relevancia de los mismos. En ese sentido se puede decir que este tipo de enfoque se debe tener claro cual es el proceso ecosistémico o respuesta de interés para determinar los rasgos funcionales que pueden ser sensibles, y después evaluar la relación entre los rasgos escogidos para evitar el uso de rasgos que generen la misma información, es decir rasgos redundantes. Este estudio demuestra que el enfoque de tipos funcionales de epífitas facilita el entendimiento de la dinámica y funcionamiento de ecosistemas silvopastoriles. Es así que los índices de FD son de gran utilidad para explorar la redundancia funcional tomando como punto de partida un enfoque taxonómico, el cual es la base de estos índices. El desprendimiento de este enfoque debe ser sustentado en una evaluación a posteriori, pero teniendo en cuenta en los análisis el total de los grupos existentes en un ecosistema. No todas las medidas de FD reflejarán el potencial de los bosques en todos los procesos de interés, por lo que el conjunto de funciones del bosque deben ser evaluadas de forma integral siempre conservando la visión ecosistémica que implican las generalizaciones en ecosistemas complejos como los bosques tropicales.

Finalmente se pudo evidenciar que los grupos funcionales cambian en función al régimen de pastoreo lo cual abre nuevas perspectivas en la utilización de estos grupos en el manejo y conservación de aves en sistemas silvopastoriles.

5.7 Recomendaciones

El presente estudio sienta las bases para demostrar que los grupos funcionales de plantas epífitas pueden llegar a ser una herramienta clave para la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas y más aún pueden ser usados para predecir el impacto sobre la fauna asociada a los grupos funcionales. Sin embargo es necesario intensificar el esfuerzo tanto de observación como de colecta para obtener resultados óptimos.

Por otro lado, es necesario realizar una mayor caracterización de los rasgos funcionales de epífitas con el objeto de crear bases sólidas con respecto a las características de las epífitas que tengan un potencial para generar hábitat para las aves. En ese sentido es necesario tener en cuenta la relevancia de los rasgos y una adecuada medición de los mismos considerando que muchos de los rasgos pueden beneficiar a más de un organismo como pudimos apreciar en el estudio, como es el caso de los invertebrados que pueden favorecerse de los recursos suministrados por las epífitas y a su vez ser estos mismos una fuente importante de alimento para las comunidades de aves.

5.8 Bibliografía

- Benzing, DH. 1995. Vascular epiphytes. In M.D. Lowman, eds N.M. Nadkarni. Forest Canopies, Academic Press, California. pp.225-254.
- Benzing, HD .2000. Bromeliaceae: profile of an adaptive radiation. Cambridge University Press: Cambridge.347p.
- Beutelspacher, BC. 1990. Bromeliaceas como ecosistemas. 124 p.
- Blackburn, TM; Petchey, OL; Cassey, P; Gaston, KJ. 2005. Functional diversity of mammalian predators and extinction in island birds. Ecology. 86: 2916–2923.
- Bown, D. 2000. Aroids. Plants of the Arum Family. Timber Press, Portland, Oregon, USA. 392 pp.
- CATIE. (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza) 2004. Programa FOCUENCAS II: Innovación, Aprendizaje y Comunicación para la Cogestión Adaptativa de Cuencas. (Resumen ejecutivo). CATIE, Turrialba, CR. 24 p.
- Coelho, EP; Pinheiro, TF; Laps, RR. 2003. Epífitas como fonte de recursos para aves na Serra do Teimoso, Jussari, Bahia. Disponible en: <http://www.ib.unicamp.br/profs/fsantos/relatorios/ne313-11.pdf>.

- Cornelissen, JHC; Lavorel, S; Garnier, E; Díaz, S; Buchmann, N; Gurvich, DE; Reich, PB; ter Steege, H; Morgan, HD; van der Heijden, MGA; Pausas, JG; Poorter, H. 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany* 51: 335-380.
- Davidson DW; Epstein WW. 1989. Epiphytic associations with ants. In: *Vascular plants as Epiphytes*. ed U. Lüttge, Springer Verlag, Berlin. pp. 200-233.
- Díaz, S; Cabido, M; Casanoves, F. 1999. Functional implications of traits-environment linkages in plant communities. In Weiher, E; Keddy, P. eds. *Ecological Assembly Rules. Perspectives, Advances, Retreats*. Cambridge. p. 338-362.
- Díaz, S; Cabido M. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16(11):646-654.
- Díaz, S; Hodgson, JG; Thompson, K; Cabido, M; Cornelissen, JHC; Jalili, A; Montserrat-Marti, G; Grime, JP; Zarrinkamar, F; Asri, Y; Band, SR; Basconcelo, S; Castro-Diez, P; Funes, G; Hamzehee, B; Khoshnevi, M; Perez-Harguindeguy, N; Perez-Rontome, MC; Shirvany, FA; Vendramini, F; Yazdani, S; Abbas-Azimi, R; Bogaard, A; Boustani, S; Charles, M; Dehghan, M; de Torres-Espuny, L; Falczuk, V; Guerrero-Campo, J; Hynd, A; Jones, G; Kowsary, E; Kazemi-Saeed, F; Maestro-Martinez, M; Romo-Diez, A; Shaw, S; Siavash, B; Villar-Salvador, P; Zak, MR. 2004. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science* 15:295-304.
- Dodson, CH, Dressler RL, Hills HG, Adams RM, Williams NH. 1969. Biologically active compounds in orchid fragrances. *Science*. 164: 1243-1249.
- Dressler RL. 1981. *The orchids: natural history and classification*. Harvard University Press: Massachusetts. 345 p.
- Gardner, CS. 1986. Preliminary classification of *Tillandsia* based on floral characters. *Selbyana* 9: 130-146.
- Gitay, H; Noble, IR. 1997. What are functional types and how should we seek them? In *Plant Functional Types. Their relevance to ecosystem properties and global change*. Ed. Smith, TM, Shugart, HH. y Woodward, FI. Cambridge University Press, UK. p. 3-19.
- Gitay, H; Noble, IR; Connell, JH. 1999. Deriving functional types for rain-forest trees. *Journal of Vegetation Science* 10:641-650.

- Gotelli, N; Colwell, RK. 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379-391.
- Colwell, RK. 2006. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from simples. Version 8.0. Persistent URL <purl.oclc.org/estimates>.
- Hernández-Rosas, JI. 1999. Diversidad de Grupos Funcionales de plantas del dosel de un bosque húmedo tropical del Alto Orinoco, Estado Amazonas, Venezuela. *Ecotropicos* 12: 33-46.
- InfoStat. 2004. InfoStat, versión 2004. Manual del Usuario. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Primera Edición, Editorial Brujas, Argentina.
- Kelly, DL. 1985. Epiphytes and climbers of a Jamaican rain forest: vertical distribution, life forms and life histories. *Journal Biogeography* 12: 223–241.
- Lavorel, S; Díaz, S; Cornelissen, JHC; Garnier, E; Harrison, SP; McIntyre, S; Pausas, JG; Pérez-Harguindeguy, N; Roumet, C; y Urceley, C. 2007. Plant Functional Types: Are we getting any closer to the Holy Grail? In *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Eds. Canadell, J., Pitelka, LF. y Pataki, D. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 149-160.
- Lavorel, S; Touzard, B; Lebreton, JD; Clément, B. 1998. Identifying functional groups for response to disturbance in an abandoned pasture. *Acta Oecológica* 19(3):227-240.
- Loreau, M; Naeem, S; Inchausti, P; Bengtsson, J; Grime, JP; Hector, A; Hooper, DU; Huston, MA; Raffaelli, D; Schmid, B; Tilman, D; Wardle, DA. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *Science* 294: 804-808.
- McIntyre, S; Lavorel, S. 2001. Livestock grazing in subtropical pastures: steps in the analysis of attribute response and plant functional types. *Journal of Ecology* 89:209-226.
- Madison, M. 1977. A revision of *Monstera* (Araceae). *Contr. Gray Herb.* 207:1–101.
- Mancomunidad de Municipios de Copán Ruinas, Santa Rita, Cabañas y San Jerónimo. (MANCORSARIC) 2003. Manejo de la Subcuenca del Río Copán para la protección del Parque arqueológico de Copán Ruinas. Perfil de Proyecto. Tegucigalpa, Honduras.
- Martín-López, B; González, JA; Díaz, S; Castro, I; García-Llorente, M. 2007. Biodiversidad y bienestar humano: el papel de la diversidad funcional. *Ecosistemas*. 16(3): 68-79.

- Martinelli G. 1994. Reproductive biology of Bromeliaceae in the Atlantic rain forest of Southeastern Brazil. Doctoral thesis, University of St. Andrews, St. Andrews. 150p.
- Naeem, S; Haakenson, K; Thompson, LJ; Lawton, JH; Crawley, MJ. 1996. Biodiversity and plant productivity in a model assemblage of plant species. *Oikos* 76:259-264.
- Naeem, S. 2002. Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. *Ecology*. 83(6):1537-1552.
- Naeem, S. and Wright, J. P. 2003. Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology Letters*. 6: 567-579.
- Nadkarni, NM; Matelson, TJ. 1989. Bird use of epiphyte resources in neotropical trees. *Condor*, 91: 891-907.
- Noble, IR; Gitay, H. 1996. A functional classification for predicting the dynamics of landscapes. *Journal of Vegetation Science*. 7: 329-336.
- Petchey OL. 2002. Calculating FD. Home. Visitada 05-06-2007. Disponible en: <http://owensplace.wetpaint.com/page/Calculating+FD>
- Petchey OL; Gaston, KJ. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5:402-411.
- Petchey OL; Hector, A; Gaston, KJ. 2004. How do different measures of functional diversity perform? *Ecology* 85(3): 847-857.
- Petchey O.L; Gaston, K.J. 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9:741-758.
- Purvis, A; Hector, A. 2000. Getting the measure of biodiversity. *Nature* 405:212-219. R Foundation for Statistical Computing. 2007. R version 2.5.1 (2007-06-27). Disponible en: <http://www.r-project.org>
- Ricotta, C. 2005. A note on functional diversity measures. *Basic and Applied Ecology* 6:479-486.
- Salgado-Negret, BE. 2007. Definición de tipos funcionales de especies arbóreas y caracterización de su respuesta a diferentes intensidades de perturbación en un bosque muy húmedo tropical mesoamericano. Tesis (Mag. Sc). CATIE. Turrialba, CR. 151 p.
- Schwerdtfeger, M; Gerlach, G; Kaiser, R. 2002. Anthecology in the Neotropical genus *Anthurium* (Araceae): a preliminary report. *Selbyana* 23:258-267.

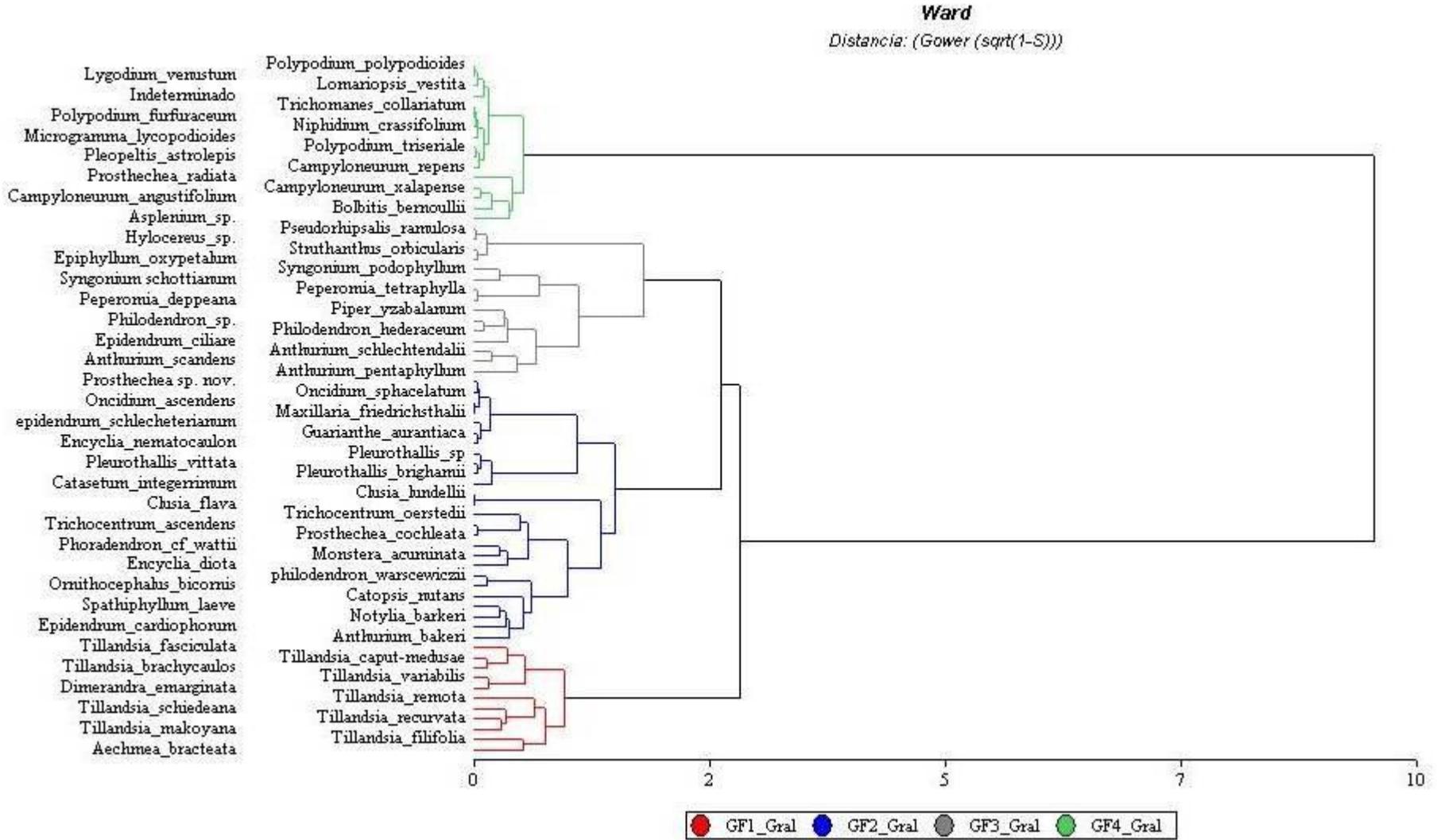
- Smith, JAC. 1989. Epiphytic bromeliads. in Vascular plants as epiphytes. ed. Lüttge, U. Evolution and ecophysiology. Springer-Verlag. Berlin. Pp:109-138.
- Thompson, K; Hillier, SH; Grime, JP; Bossard, CC; Band, SR. 1996. A functional analysis of a limestone grassland community. *Journal of Vegetation Science* 7: 371-380.
- Tilman, D; Knops, J; Wedin, D; Reich, P; Ritchie, M; Siemann, E. 1997. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes. *Science* 277:1300-1302.
- Valerio, CE; Villalobos, E. 1980. Polinización y eficiencia reproductiva en *Anthurium scandens* (Araceae). *Brenesia* 18:137-146.
- Walker, HB. 1995. Conserving biological diversity through ecosystem resilience. *Conservation Biology* 9: 747-752.
- Walker, B; Kinzig, A; Langridge, J. 1999. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2:95-113.

ANEXOS

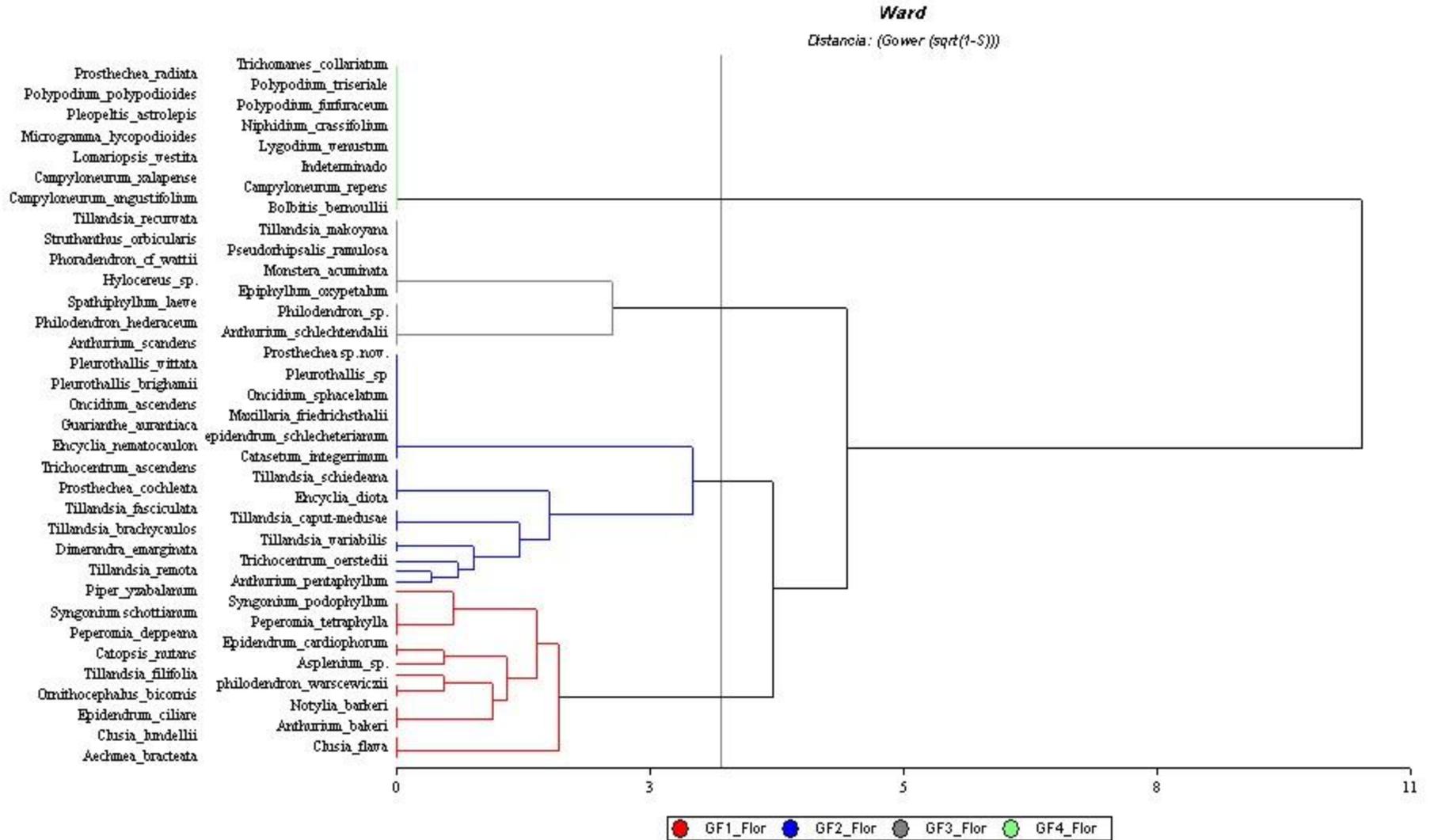
Anexo 3. Características de los rasgos en función al tipo de dato y las unidades de medición

Rasgo	Tipo de dato	Unidades
Invertebrados	<i>continuo</i>	n° de invertebrados
Flor	<i>dummy</i>	si/no
Tipo de flor	<i>dummy</i>	si/no
Color de flor	<i>categorico</i>	rojo amarillo blanco rosa lila
Fruto	<i>dummy</i>	si/no
Semilla	<i>dummy</i>	si/no
Nectarios	<i>dummy</i>	si/no
Fragancia	<i>dummy</i>	si/no
Dispersión	<i>categorico</i>	zoófilas (aves) anemófilas entomófilas
Agua	<i>continuo</i>	gramos
Nido	<i>dummy</i>	si/no

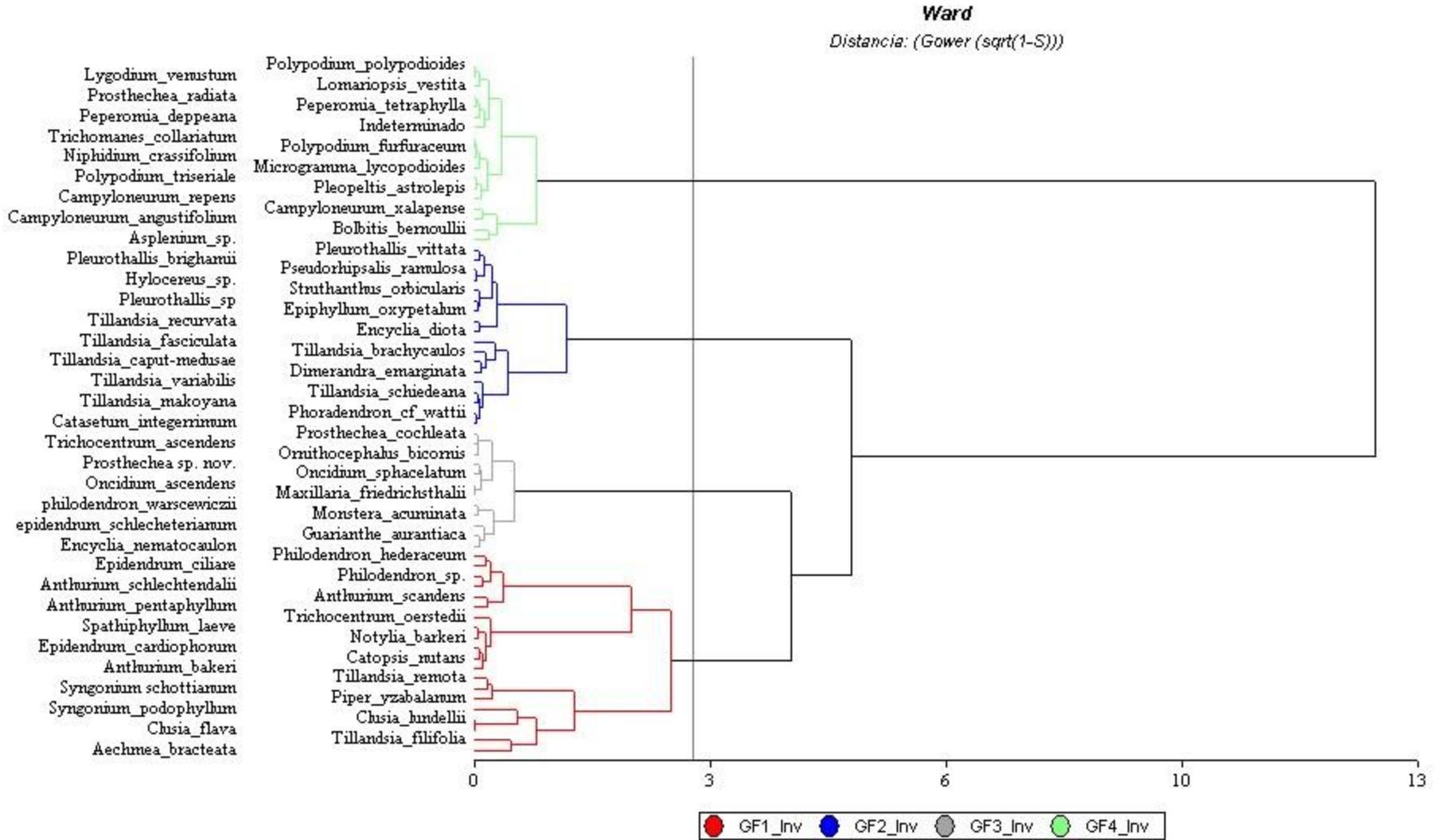
Anexo 4. Dendrograma para la combinación general de los rasgos. Método Ward y distancia Gower



Anexo 4. Dendrograma para la combinación Flor de los rasgos. Método Ward y distancia Gower



Anexo 5. Dendrograma para la combinación Invertebrados de los rasgos. Método Ward y distancia Gower



Anexo 6 Dendrograma para la combinación Alimento de los rasgos. Método Ward y distancia Gower

