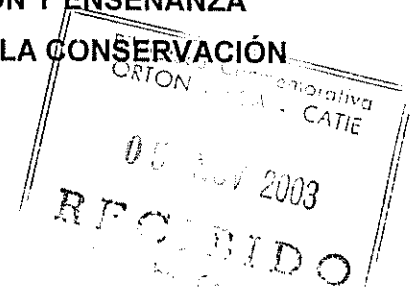


Cobertura arbórea y diversidad de aves en un paisaje
fragmentado en Cañas, Costa Rica.

GIOVANNI CÁRDENAS CARMONA

**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA
PROGRAMA DE ENSEÑANZA PARA EL DESARROLLO Y LA CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSGRADO**



**Cobertura arbórea y diversidad de aves en un paisaje
fragmentado en Cañas, Costa Rica**

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 parcial para optar al grado de

Magister Scientiae

GIOVANNI CÁRDENAS CARMONA

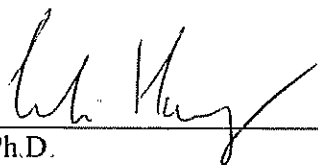
TURRIALBA, COSTA RICA

2002

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

MAGISTER SCIENTIAE

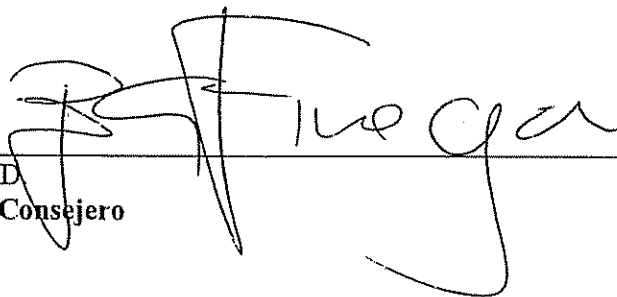
FIRMANTES:



Celia Harvey, Ph.D.
Consejero Principal



Muhammad Ibrahim, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Bryan Finegan, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



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

Giovanni Cárdenas C.

Giovanni Cárdenas Carmona
Candidato

**CENTRO AGRONÓMICO TROPICAL DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA
PROGRAMA DE ENSEÑANZA PARA EL DESARROLLO Y LA CONSERVACIÓN
ESCUELA DE POSGRADO**

**Cobertura arbórea y diversidad de aves en un paisaje
fragmentado en Cañas, Costa Rica**

GIOVANNI CÁRDENAS CARMONA



TURRIALBA, COSTA RICA

2002

iii

DEDICATORIA

A la memoria de mi abuelo,

El Señor *Misael Carmona*, por ser esa persona especial que con cariño y mucho amor me cuidó y educó en mis primeros años de aprendizaje.

A mis apreciados padres,

El señor *Roosevelt Cárdenas* y la señora *Sara Carmona* por su amor, ejemplo y contante ayuda para alcanzar cada día nuevas metas y ser un hombre de bien.

A mi querida hermana y su esposo,

Claudia P. Cárdenas y *Jeremy Littleton* por su motivación y preocupación por mi bienestar y por que siempre me han brindado su ayuda y confianza.

A mis estimadas abuelas,

Eva González e *Isaura Grisalez* por su amor fraterno, sus sabios consejos y ayuda incondicional durante mi vida y por llevarme siempre en sus corazones y oraciones todos los días.

A mi amada y querida novia,

Paula A. Bustamante por su amor, cariño y preocupación durante el tiempo que llevamos y por su apoyo, compañía y comprensión invaluable este último año durante mi trabajo de tesis. Te amo nena!!!

A mí recordada y entrañable patria,

Colombia que me vio nacer hace muchos años y me ha brindado muchas oportunidades y por el anhelo que algún día se logre la ansiada paz entre hermanos.

AGRADECIMIENTO

Al "Proyecto FRAGMENT" "DEVELOPING METHODS AND MODELS FOR ASSESSING THE IMPACTS OF TREES ON FARM PRODUCTIVITY AND REGIONAL BIODIVERSITY IN FRAGMENTED LANDSCAPES", Quita Esquema de la Comunidad Europea "Confirming the International Role of Community Research", contrato ICA4-CT-2001-10099, Financiado por INCO-DV Program, de la Comunidad Económica Europea. Proyecto de la línea de investigación del Área de Cuencas y Sistemas Agroforestales; Sublínea de investigación en Sistemas Agroforestales, del Centro agronómico tropical de investigación y enseñanza CATIE.

Al Fondo Mundial para la Naturaleza, WWF Centroamérica por cubrir parte del financiamiento a través de su programa de becas del Corredor Biológico Mesoamericano (CBM), también un especial agradecimiento al Señor Oscar Brenes M.Sc. oficial de programa, por su contante colaboración e interés en los resultados y avances de este trabajo de investigación.

A mi consejera la Dra. Celia Harvey. Investigadora del Área de Cuencas y Sistemas Agroforestales en el CATIE. Turrialba, Costa Rica y coordinadora del Proyecto FRAGMENT, por guiarme instructivamente durante todo los procesos que involucraron esta tesis investigación y sus acertados comentarios.

A los miembros de mi comité consejero: los profesores Muhammad Ibrahim, Ph.D. del área de Agroforestería Tropical del CATIE y Bryan Finegan, Ph.D. del área de Manejo y Conservación de Bosques Tropicales y Biodiversidad del CATIE, por el tiempo invertido en la revisión y corrección del documento de tesis y por sus oportunos consejos, sugerencias y comentarios sobre el mismo.

Al personal técnico del área de Agroforestería en CATIE y que apoyaron el proyecto de diversas maneras, en especial a Pat Hernández, Patricia Aguilar, Celia López, Alexis Pérez, Paulo Dittel, Rodolfo Arguedas, Jairo Mora y Luis Enrique Quiroz por su esmerada colaboración y apoyo logístico durante mi estadía en Cañas y en CATIE.

Al coordinador y personal técnico del grupo de trabajo 1 (WP1) del Proyecto FRAGMENT de la Universidad de Göttingen (Alemania), el Dr. Christoph Kleinn, Stefan Kunth y David Morales por su esmerada colaboración en la creación del SIG y todos los insumos e información y datos brindados que se utilizaron en este trabajo de investigación.

También a los compañeros y colegas de grupo de trabajo 3 (WP3) del Proyecto FRAGMENT de la Fundación COCIBOLCA en Rivas (Nicaragua), Arnulfo Medina, coordinador WP3, Dalia Sánchez, Sergio Vilchez y Blas Hernández por su motivación en el trabajo y por las acertadas discusiones y recomendaciones tanto para el trabajo en el campo, como la ordenación de los datos e información.

A mis compañeros y colegas durante la dura y prolongada fase de trabajo de campo del proyecto FRAGMENT en Cañas, Cristobal, Dirk, Eunice, Gerardo, Humberto, Ivan, Jorge, Karol, Marco, Minor, Oliver, Saúl y Sergio, por su invaluable ayuda y consejos en el trabajo de campo y sobre todo por su compañía y apoyo.

A los propietarios, productores y administradores de las fincas en las zonas de San Miguel, La Gotera, Higueron, El Coco, Barrio Jesús, Barrio Blanco, Taboga, Lajas, San Joaquín, La Palma, Limonal y los parceleros del IDA que nos permitieron trabajar durante varios meses dentro de sus fincas y muchos de ellos nos acompañaron y ayudaron durante largas y arduas jornadas de trabajo en el campo.

A los profesores del departamento de estadística del CATIE, Fernando Casanoves, M.Sc. y el Lic. Gustavo López por la colaboración y el tiempo dispensado en discusiones y sugerencias sobre los análisis estadísticos elaborados en este trabajo de investigación.

Al Dr. Elkin Bustamante, su esposa Doña Edith Sánchez y a su hermosa hija Paula A. por abrirme las puertas de su hogar, brindarme su amistad, confianza y cariño y hacerme sentir siempre como en casa, infinitas gracias.

A Ron, Anggie, Niko y Nata por brindarme su amistad y cariño y por hacer que mi estancia en CATIE fuera mucho más agradable y acogedora, por que en ellos encontré excelentes personas y grandes amigos.

A los compañeros y amigos de la Fundación Centro para la investigación en sistemas sostenibles de producción agropecuaria CIPAV, en Cali Colombia. Por el animo y empuje que me brindaron en mi vida profesional; en especial a Enrique Murgueitio por su apoyo y cooperación para que iniciara mis estudios de maestría en el CATIE.

A mis compañeros y hermanos latinoamericanos en CATIE, amigos de siempre: los Pana: Abby Guerra y Audino Melgar; los Chapines: Edgar E. Bámaca (mejor estudiante promoción 2001-2002) y William E. Arreaga por su compañía, buenos recuerdos en giras y momentos de estudio y de esparcimiento y a Pablo "El Tico Loco" Madriz, por su compañía y animo durante las largas jornadas de trabajo y charlas sobre temas variados de discusión.

A mis compañeros y hermanos Colombianos en CATIE, que me hicieron sentir como en mi querida patria durante este par de años en el CATIE, Alex, Ana María, Beatriz, Claudia, Claudia Yaniris, Edgar, Hernán, Jaime, Luz Angela, Roman y Clarita.

A todos mis compañeros y amigos latinoamericanos en CATIE, en especial con los que conviví muchas semanas y compartí muchas noches de insomnio en el "ANEXO" tanto de estudio como de esparcimiento, éramos pocos pero únicos; todos sabemos quienes son.

CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 CARACTERIZACIÓN DEL PROBLEMA	1
1.2 JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA.....	3
1.3 OBJETIVOS.....	4
1.3.1 Objetivo general.....	4
1.3.2 Objetivos específicos.....	4
1.4 HIPÓTESIS.....	5
2. REVISIÓN DE LITERATURA	6
2.1 LA FRAGMENTACIÓN DE BOSQUES Y SU EFECTO SOBRE LA BIODIVERSIDAD	6
2.2 LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES Y LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	7
2.3 ÁRBOLES AISLADOS REMANENTES Y SU IMPORTANCIA EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD	8
2.4 CONTRIBUCIÓN DE LAS CERCAS VIVAS A LA CONSERVACIÓN DE LA AVIFAUNA	11
3. MATERIALES Y MÉTODOS	15
3.1 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA.....	15
3.2 SELECCIÓN DE LOS HÁBITATS	15
3.3 DISEÑO Y UBICACIÓN DE PARCELAS.....	19
3.4 COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA ARBÓREA EN LOS HÁBITATS	21
3.5 RIQUEZA Y ABUNDANCIA AVIAR EN LOS HÁBITATS	23
3.6 COMPARACIÓN DE LA DIVERSIDAD ARBÓREA Y AVIAR ENTRE LOS HÁBITATS.....	26
3.7 RELACIÓN ENTRE CARACTERÍSTICAS ESPACIALES, DIVERSIDAD Y RIQUEZA ARBÓREA Y AVIAR ENTRE HÁBITATS.....	28
4. RESULTADOS	30
4.1 COMPOSICIÓN GENERAL DE LA COMUNIDAD ARBÓREA	30
4.1.1 Riqueza y estructura arbórea en los hábitats	31
4.1.2 Comparaciones entre los hábitats.....	38
4.1.3 Composición y abundancia arbórea en los hábitats	45
4.2 COMPOSICIÓN GENERAL DE LA COMUNIDAD AVIAR.....	48
4.2.1 Riqueza y estructura aviar en los hábitats.....	48
4.2.2 Composición y abundancia aviar en los hábitats.....	53
4.2.3 Comparaciones entre los hábitats.....	57
4.3 RELACIONES ENTRE CARACTERÍSTICAS ESPACIALES DE LOS HÁBITATS, DIVERSIDAD ARBÓREA Y DIVERSIDAD AVIAR	66
5. DISCUSIÓN	70
5.1 DESCRIPCIÓN DEL PAISAJE	70
5.2 COMPOSICIÓN ARBÓREA.....	70
5.3 COMPARACIÓN DE LA VEGETACIÓN EN LOS HÁBITATS	73
5.4 RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE AVES EN LOS HÁBITATS	76
5.5 COMPARACIÓN DE LA AVIFAUNA EN LOS HÁBITATS.....	78
5.6 RELACIÓN ENTRE CARACTERÍSTICAS ESPACIALES, DIVERSIDAD Y RIQUEZA ARBÓREA Y AVIAR ENTRE HÁBITATS.....	87
5.7 IMPLICACIÓN DE LOS RESULTADOS.....	89
6. CONCLUSIONES	91

7. RECOMENDACIONES.....	93
8. BIBLIOGRAFÍA.....	94
9. ANEXOS.....	101

ÍNDICE DE CUADROS

CUADRO 1. ÁREA TOTAL DEL HÁBITAT (HA), PORCENTAJE TOTAL DEL ÁREA (%), TAMAÑO MEDIO DE LAS PARCELAS (HA), DENSIDAD (KM ² /KM ²) DE CADA UNO DE LOS HÁBITATS DENTRO DEL PAISAJE EN CAÑAS.....	19
CUADRO 2. LAS DIEZ ESPECIES DE ÁRBOLES MÁS ABUNDANTES, NÚMERO TOTAL DE INDIVIDUOS, PORCENTAJE DEL TOTAL DE INDIVIDUOS REGISTRADOS, HÁBITAT CON MAYOR NÚMERO DE REGISTROS, NÚMERO DE INDIVIDUOS EN DICHO HÁBITAT Y HÁBITATS CON REGISTROS.....	33
CUADRO 3. ESPECIES DE ÁRBOLES REGISTRADOS EN UN SOLO HÁBITAT.....	34
CUADRO 4. NÚMERO TOTAL DE INDIVIDUOS Y NÚMERO TOTAL DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES REGISTRADOS EN LAS PARCELAS DE LOS DIFERENTES HÁBITATS.....	38
CUADRO 5. PROMEDIO DE EQUITATIVIDAD, ÍNDICE DE SHANNON, ÍNDICE DE SIMPSON E ÍNDICE DE MARGALEF PARA LA COMUNIDAD ARBÓREA EN LOS DIFERENTES HÁBITATS.....	41
CUADRO 6. MATRIZ DEL ÍNDICE DE SIMILITUD (%) ENTRE LOS DIFERENTES HÁBITATS CON BASE EN LA COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES REGISTRADOS.....	46
CUADRO 7. MATRIZ DEL ÍNDICE DE SIMILITUD (%) ENTRE LOS DIFERENTES HÁBITATS CON BASE EN LA COMPOSICIÓN (PRESENCIA-AUSENCIA) DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES REGISTRADOS.....	46
CUADRO 8. LAS DIEZ ESPECIES DE AVES MÁS ABUNDANTES, NÚMERO TOTAL DE INDIVIDUOS, PORCENTAJE DEL TOTAL DE INDIVIDUOS REGISTRADOS, ÁREAS DE PREFERENCIA, HÁBITATS CON REGISTROS Y GREMIO ALIMENTICIO.....	50
CUADRO 9. ESPECIES DE AVES REGISTRADAS EN UN SOLO HÁBITAT.....	51
CUADRO 10. NÚMERO TOTAL DE INDIVIDUOS Y NÚMERO TOTAL DE LAS ESPECIES DE AVES OBSERVADAS EN LAS PARCELAS DE LOS DIFERENTES HÁBITATS.....	57
CUADRO 11. PROMEDIO DE EQUITATIVIDAD, ÍNDICE DE SHANNON, ÍNDICE DE SIMPSON E ÍNDICE DE MARGALEF PARA LA COMUNIDAD AVIAR EN LOS DIFERENTES HÁBITATS.....	60
CUADRO 12. PROMEDIO DE ESPECIES E INDIVIDUOS DE AVES PERTENECIENTES A LOS GREMIOS: CARNÍVOROS, FRUGÍVOROS, GRANÍVOROS, INSECTÍVOROS, NECTARÍVOROS, OMNÍVOROS Y PISCÍVOROS EN LOS DIFERENTES HÁBITATS.....	62
CUADRO 13. MATRIZ DEL ÍNDICE DE SIMILITUD (%) ENTRE LOS DIFERENTES HÁBITATS CON BASE EN LA COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE AVES REGISTRADAS.....	65
CUADRO 14. MATRIZ DEL ÍNDICE DE SIMILITUD (%) ENTRE LOS DIFERENTES HÁBITATS CON BASE EN LA COMPOSICIÓN (PRESENCIA-AUSENCIA) DE LAS ESPECIES DE AVES REGISTRADAS.....	66
CUADRO 15. RESUMEN DE LAS VARIABLES CALCULADAS Y COMPARADAS EN LOS DIFERENTES HÁBITATS DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES REGISTRADAS.....	74
CUADRO 16. RESUMEN DE LAS VARIABLES CALCULADAS Y COMPARADAS EN LOS DIFERENTES HÁBITATS DE LAS ESPECIES DE AVES REGISTRADAS.....	83

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO, PROVINCIA DE GUANACASTE, COSTA RICA, CENTROAMÉRICA	15
FIGURA 2. IMAGEN AÉREA DE LA ZONA DE ESTUDIO, ILUSTRANDO LA INTERPRETACIÓN DE LOS DIFERENTES TIPOS DE HÁBITAT Y LA UBICACIÓN DE LAS PARCELAS DENTRO DE LOS HÁBITATS. .	19
FIGURA 3. COMPOSICIÓN PORCENTUAL DE LAS FAMILIAS SEGÚN EL NÚMERO DE ESPECIES DE ÁRBOLES REGISTRADOS EN EL ÁREA DE ESTUDIO, EN DE LAS PARCELAS DE MUESTREO	30
FIGURA 4. CURVA DE SATURACIÓN DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES REGISTRADAS EN 43 PARCELAS DE MUESTREO.....	31
FIGURA 5. CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES MÁS ABUNDANTES E INDIVIDUOS CON UN DAP >10 CM, REGISTRADOS EN 43 PARCELAS.....	32
FIGURA 6. CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES MÁS ABUNDANTES E INDIVIDUOS REGISTRADOS EN LAS 5 PARCELAS DE FRAGMENTOS DE BOSQUE SECO	35
FIGURA 7. CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES MÁS ABUNDANTES E INDIVIDUOS REGISTRADOS EN LAS 8 PARCELAS DE BOSQUES RIPARIOS.....	35
FIGURA 8. CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES MÁS ABUNDANTES E INDIVIDUOS REGISTRADOS EN LAS 8 PARCELAS DE CHARRAL.....	36
FIGURA 9. CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES E INDIVIDUOS REGISTRADOS EN LAS 7 PARCELAS DE POTRERO DE ALTA COBERTURA	36
FIGURA 10. CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES E INDIVIDUOS REGISTRADOS EN LAS 7 PARCELAS DE POTRERO DE BAJA COBERTURA	37
FIGURA 11. RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES MÁS ABUNDANTES E INDIVIDUOS REGISTRADOS EN LAS 8 CERCAS VIVAS.....	37
FIGURA 12. CURVAS DE ACUMULACIÓN DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES EN LAS PARCELAS DE LOS DIFERENTES HÁBITATS.....	39
FIGURA 13. PROMEDIO DEL NÚMERO DE ESPECIES (S) E INDIVIDUOS (N) DE ÁRBOLES EN LOS HÁBITATS Y EL ERROR ESTÁNDAR. PRUEBA DE TUKEY.....	40
FIGURA 14. PROMEDIO DE ALTURA Y DAP DE LOS ÁRBOLES EN LOS HÁBITATS Y EL ERROR ESTÁNDAR	42
FIGURA 15. DISTRIBUCIÓN DE LA PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS DE ÁRBOLES (≥ 10 CM) EN CADA CLASE DIAMÉTRICA.....	43
FIGURA 16. DISTRIBUCIÓN DEL NÚMERO DE INDIVIDUOS DE ÁRBOLES (≥ 10 CM) EN CADA CLASE DIAMÉTRICA.....	44
FIGURA 17. DISTRIBUCIÓN DE LA PROPORCIÓN DE INDIVIDUOS DE ÁRBOLES (≥ 10.0 CM) EN CADA CLASE DE ALTURA.....	45

FIGURA 18. DISTRIBUCIÓN DEL NÚMERO DE INDIVIDUOS DE ÁRBOLES (≥ 10.0 CM) EN CADA CLASE DE ALTURA.	45
FIGURA 19. AGRUPAMIENTO DE LOS HÁBITATS CON BASE EN LA COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES REGISTRADOS.	47
FIGURA 20. AGRUPAMIENTO DE LOS HÁBITATS CON BASE EN LA COMPOSICIÓN (PRESENCIA-AUSENCIA) DE LAS ESPECIES DE ÁRBOLES REGISTRADOS.	47
FIGURA 21. COMPOSICIÓN PORCENTUAL DE LAS FAMILIAS SEGÚN EL NÚMERO DE ESPECIES DE AVES OBSERVADAS EN EL ÁREA DE ESTUDIO	48
FIGURA 22. CURVA DE SATURACIÓN DE LAS ESPECIES DE AVES REGISTRADAS EN 45 PARCELAS DE MUESTREO.	49
FIGURA 23. CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE AVES MÁS ABUNDANTES E INDIVIDUOS REGISTRADAS EN 45 PARCELAS.	50
FIGURA 24. COMPOSICIÓN PORCENTUAL DE LOS PRINCIPALES GREMIOS ALIMENTICIOS SEGÚN EL NÚMERO DE ESPECIES DE LAS AVES OBSERVADAS EN LAS PARCELAS.	52
FIGURA 25. COMPOSICIÓN PORCENTUAL DE LOS PRINCIPALES GREMIOS ALIMENTICIOS SEGÚN EL NÚMERO DE INDIVIDUOS DE AVES OBSERVADAS EN LAS PARCELAS	52
FIGURA 26 COMPOSICIÓN PORCENTUAL DE LAS ESPECIES DE AVES SEGÚN PREFERENCIA DE HÁBITATS.	53
FIGURA 27. CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE AVES MÁS ABUNDANTES E INDIVIDUOS REGISTRADOS EN LOS 20 PUNTOS DE CONTEO DENTRO DE LAS 5 PARCELAS DE FRAGMENTOS DE BOSQUE SECO.	54
FIGURA 28. CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE AVES MÁS ABUNDANTES E INDIVIDUOS REGISTRADOS EN LOS 32 PUNTOS DE CONTEO DENTRO DE LAS 8 PARCELAS DE BOSQUES RIPARIOS.	54
FIGURA 29. CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE AVES MÁS ABUNDANTES E INDIVIDUOS REGISTRADOS EN LOS 32 PUNTOS DE CONTEO DENTRO DE LAS 8 PARCELAS DE CHARRAL	55
FIGURA 30. CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE AVES E INDIVIDUOS REGISTRADOS EN LOS 32 PUNTOS DE CONTEO DENTRO DE LAS 8 CERCAS VIVAS.	56
FIGURA 31. CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE AVES MÁS ABUNDANTES E INDIVIDUOS REGISTRADOS EN LOS 32 PUNTOS DE CONTEO DENTRO DE LAS 8 PARCELAS DE POTREROS DE ALTA COBERTURA.	56
FIGURA 32. CURVA RANGO-ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE AVES MÁS ABUNDANTES E INDIVIDUOS REGISTRADOS EN LOS 32 PUNTOS DE CONTEO DENTRO DE LAS 8 PARCELAS DE POTREROS DE BAJA COBERTURA.	57
FIGURA 33. CURVAS DE ACUMULACIÓN DE LAS ESPECIES DE AVES EN LAS PARCELAS DE LOS DIFERENTES HÁBITATS.	58

FIGURA 34. PROMEDIO DEL NÚMERO DE ESPECIES (S) E INDIVIDUOS (N) DE AVES EN LOS HÁBITATS Y EL ERROR ESTÁNDAR	59
FIGURA 35. PROMEDIO DEL NÚMERO DE ESPECIES DE AVES PARTICULARES DE ÁREAS BOSCOSAS Y DE ÁREAS ABIERTAS (PASTIZALES) EN LOS DIFERENTES HÁBITATS Y EL ERROR ESTÁNDAR	64
FIGURA 36. AGRUPAMIENTO DE LOS HÁBITATS CON BASE EN LA COMPOSICIÓN Y ABUNDANCIA DE LAS ESPECIES DE AVES REGISTRADAS.	65
FIGURA 37. AGRUPAMIENTO DE LOS HÁBITATS CON BASE EN LA COMPOSICIÓN (PRESENCIA-AUSENCIA) DE LAS ESPECIES DE AVES REGISTRADAS.	66
FIGURA 38. REGRESIÓN CUADRÁTICA DE LA RIQUEZA DE ESPECIES DE ÁRBOLES Y EL NÚMERO DE ESPECIES DE AVES PARTICULARES DE HÁBITATS BOSCOSOS EN LAS DIFERENTES PARCELAS.	68
FIGURA 39. REGRESIÓN CUADRÁTICA DE LA RIQUEZA DE ESPECIES DE ÁRBOLES Y EL NÚMERO DE INDIVIDUOS DE AVES PARTICULARES DE HÁBITATS BOSCOSOS EN LAS DIFERENTES PARCELAS.	68
FIGURA 40. REGRESIÓN LINEAL DE LA RIQUEZA DE ESPECIES DE ÁRBOLES Y EL NÚMERO DE ESPECIES DE AVES PARTICULARES DE HÁBITATS ABIERTOS EN LAS DIFERENTES PARCELAS.	69
FIGURA 41. REGRESIÓN LINEAL DE LA RIQUEZA DE ESPECIES DE ÁRBOLES Y EL NÚMERO DE INDIVIDUOS DE AVES PARTICULARES DE HÁBITATS ABIERTOS EN LAS DIFERENTES PARCELAS.	69

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1. FAMILIAS Y ESPECIES DE AVES REGISTRADAS PARA TODA EL ÁREA DE ESTUDIO (10,000 HA) EN EL PACÍFICO NORTE, CANTÓN DE CAÑAS, PROVINCIA DE GUANACASTE, COSTA RICA.....	102
ANEXO 2. ESPECIE, HÁBITAT OBSERVADO, HÁBITAT REPORTADO Y GREMIO ALIMENTICIO PARA LAS ESPECIES DE AVES REGISTRADAS EN LOS PUNTOS DE MUESTREO DENTRO DEL LAS PARCELAS EN LOS DIFERENTES HÁBITATS	108
ANEXO 3. ESPECIES DE AVES REGISTRADAS EN LOS PUNTOS DE CENSO EN LOS DIFERENTES HABITATS.....	111
ANEXO 4. ESPECIES DE ÁRBOLES REGISTRADOS EN LAS PARCELAS DE VEGETACIÓN EN LOS DIFERENTES HÁBITATS.....	114
ANEXO 5. ESPECIES DE ÁRBOLES REGISTRADOS EN LOS PUNTOS DE CENSO EN LOS DIFERENTES HABITATS.....	118
ANEXO 6. ESPECIES DE ÁRBOLES REGISTRADOS EN LAS PARCELAS DE POTREROS DE ALTA Y BAJA COBERTURA.....	121
ANEXO 7. ESPECIES DE ÁRBOLES REGISTRADOS EN LAS CERCAS VIVAS.....	122

Cárdenas Carmona, G. 2002. Cobertura arbórea y diversidad de aves en un paisaje fragmentado en Cañas, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. CATIE. Turrialba, CR. 123 pp.

Palabras claves: árboles aislados, avifauna, bosques riparios, cercas vivas, charrales, fragmentación, fragmentos de bosque seco tropical, Guanacaste, potreros arbolados.

RESUMEN

El objetivo de la investigación fue determinar la influencia de la cobertura arbórea sobre la abundancia, diversidad y distribución de las aves en diferentes hábitats en el área de Cañas, Costa Rica. Se caracterizó y evaluó la composición, estructura y diversidad arbórea en hábitats con diferente cobertura (fragmentos de bosque seco, bosques riparios, charrales, cercas vivas, potreros de alta cobertura y potreros de baja cobertura) en un paisaje altamente fragmentado. También se comparó la riqueza y abundancia de aves que utilizan diferentes tipos de hábitats, además se evaluó la relación existente entre las características vegetales (riqueza, diversidad, densidad) y espaciales (área, perímetro, índice área-perímetro, % de cobertura arbórea) y la diversidad aviar de los diferentes hábitats dentro de este paisaje.

Los hábitats variaron en su riqueza, abundancia, diversidad, estructura y composición de árboles. En general la diversidad de especies de árboles encontradas en los hábitats boscosos fue significativamente mayor que la encontrada en los demás hábitats denominados abiertos. Los fragmentos de bosque seco y bosques riparios presentaron más especies de árboles y más individuos en promedio por parcela y una mayor diversidad arbórea que los charrales, potreros de alta y baja cobertura; las cercas vivas presentaron pocas especies. Con base de su composición arbórea se distinguieron tres grupos principales de hábitats, los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales, las cercas vivas y por último, los potreros de alta y baja cobertura arbórea.

En los hábitats abiertos (potreros de alta y baja cobertura), se halló un mayor promedio de DAP en comparación al registrado en los fragmentos de bosque seco y charrales. Esto debido a que los individuos presentes en los hábitats de potreros de alta y baja cobertura eran posiblemente árboles adultos remanentes de los bosques originales en esas áreas o son individuos establecidos dentro de los sistemas sin competencia por luz o nutrientes con otros árboles vecinos. También se presentaron diferencias significativas para la media de altura de los árboles en los diferentes hábitats. En los bosques riparios se registró un mayor promedio de altura en las especies de árboles, siendo la media de la altura diferente a la media calculada para los charrales y los potreros de baja cobertura.

La riqueza, abundancia y composición de la avifauna varió en los diferentes hábitats. El promedio de especies de aves registradas en los potreros de alta cobertura fue mayor al registrado en los fragmentos de bosque seco, charrales, potreros de baja cobertura y cercas vivas; pero igual a los bosques riparios. Se registró una mayor diversidad de especies de aves en los hábitats de fragmentos de bosque seco, bosque ripario y charrales que en los hábitats de potreros de alta y baja cobertura y las cercas vivas. Con base en la composición de la avifauna, se presentaron dos grandes grupos bien diferenciados como lo fueron los fragmentos de bosque seco, los bosques riparios y los charrales en un grupo y en otra agrupación los potreros de alta y baja cobertura y las cercas vivas.

No se hallaron diferencias significativas en el promedio del índice de equitatividad (E) entre las especies de aves registradas en los diferentes hábitats. Los hábitats de potreros de alta cobertura y los bosques riparios, fueron más diversos en cuanto a las especies de aves,

comparados con los fragmentos de bosque seco y los potreros de baja cobertura de acuerdo al índice de Shannon. Los hábitats boscosos presentaron una composición de aves más compleja (con unas especies e individuos particulares de fragmentos de bosque) a la registrada en los hábitats abiertos, los cuales presentaron una composición de aves menos compleja (especies comunes y abundantes, particulares de sistemas agropecuarios).

Las aves insectívoras fue el gremio alimenticio mejor representado dentro de las especies e individuos registrados en cada uno de los hábitats. Los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales albergaron principalmente los gremios nectarívoros, piscívoros y frugívoros mientras que los hábitats de potreros de alta y baja cobertura albergaron los gremios de las carnívoras, granívoras y omnívoras.

Diferencias significativas entre el número de especies e individuos de aves propias de áreas de pastizales y de áreas boscosas se encontraron entre los diferentes hábitats comparados. En fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales, se registró más especies particulares de áreas boscosas, mientras que en los hábitats abiertos (potreros de alta y baja cobertura) se observaron más especies particulares de áreas de pastizales.

Se halló una regresión positiva al comparar la riqueza de la vegetación registrada en los diferentes hábitats y el número de especies e individuos de aves propias de bosque, indicando que a mayor riqueza de especies arbóreas en los hábitats, mayor número de aves particulares de áreas boscosas. También se obtuvo una regresión negativa al comparar la riqueza de la vegetación registrada en los diferentes hábitats y el número de especies e individuos de aves propias de hábitats abiertos, indicando que a mayor riqueza de especies arbóreas en los hábitats, menor es número de aves particulares de áreas de pastizales.

Los fragmentos de hábitats boscosos en el área de Cañas, Guanacaste fueron áreas importantes dentro del paisaje fragmentado, debido a que conservan en buena medida comunidades propias de áreas boscosas las cuales no se mantienen en áreas de pastizales o en sistemas de producción agropecuaria. Pero por otro lado los potreros de alta cobertura arbórea demostraron que pueden contener abundancias y riquezas significativas de especies de aves propias de áreas de pastizales o adaptadas a este tipo de ambientes dentro de un paisaje altamente fragmentado, mayores que en los potreros de baja cobertura arbórea.

Cárdenas Carmona, G. 2002. Tree cover and bird diversity in a fragmented landscape in Cañas, Costa Rica. Thesis Mag. Sc. CATIE, Turrialba, CR. 123 pp.

Key Words: avifauna, fragmentation, Guanacaste, isolated trees, landscape, live fences, pasturelands with trees, riparian forest, scrubs, tropical dry forest fragments.

SUMMARY

This research main objective was to determine the influence of tree coverage over the abundance, diversity and distribution of birds in different habitats in the area of Cañas, Costa Rica. The composition, structure and tree diversity was characterized and evaluated in habitats with different tree coverage (dry forest fragments, riparian forests, scrubs, live fences, pastureland of high coverage and pastureland of low coverage) in a highly fragmented landscape. The abundance of birds that use the different types of habitats was compared, the existing relationship between the characteristics of the plant community (abundance, diversity, density) the spatial characteristics (area, perimeter, area-perimeter index, and percentage of tree coverage) and the bird diversity of the different habitat in this landscape was also evaluated.

The habitats varied in their richness, abundance, diversity, structure and tree composition. In general the diversity of the tree species found in the forestry habitats, was significantly greater than the one found in the habitats denominated open. The fragments of dry and riparian forests showed more trees species and more individuals on average per parcel and greater tree diversity than scrub, pasture lands of high and low coverage. The live fences showed fewer species. Based on its tree composition three groups stood out in the main habitats, the dry forest fragments, riparian forests, scrubs, the live fences and the pasturelands of high and low coverage.

In the open habitats (pasturelands of high and low coverage) was found a higher average of diameter to the height of chest in comparison to the registered in the dry forest fragments and scrubs. This due to the fact that the individuals found in the habitat of pasturelands of high and low coverage were possibly remnant adult trees from the original forests in that area, or they were established individuals in these systems without competition for light or nutrients with neighboring trees. Significant differences were also found for the median height of the trees in different habitats. In the riparian forests a greater average of height in the species was registered, being the median of the height different from the median calculated for the scrubs and pasturelands of low coverage.

The richness, abundance and composition of the avifauna varied in the different habitats. The average of bird species registered in the pasturelands of high coverage was greater to the registered in the fragmented dry forests, scrubs, pasturelands of low coverage and live fences, but equal to the one registered in the riparian forests. In the habitats of fragmented dry forests, riparian forest, and scrubs the diversity of bird species registered was greater than in the pasturelands of high and low coverage and live fences. Based on its bird composition two big differentiated groups appeared affluent as they were it, the dry forest fragments, riparian forests and scrubs in a group and another grouping the pasturelands of high and low coverage and the live fences.

Significant differences in the evenness index (E) average between the bird species registered in the different habitats were not found. The pastureland habitats of high coverage and the riparian forests were more diverse as far as the bird species, compared to the fragmented dry forest and the pasturelands of low coverage according to the Shannon index. The forestry

habitats showed a more complex bird composition (with species and individuals particular of fragmented forests) to the registered in the open habitats, which showed a less complex bird composition (common species and abundant, particulars of agricultural systems).

The insectivorous birds were the best-represented feeding guild among the species and individuals registered in each one of the habitats. The fragmented dry forests, the riparian forests and the scrubs housed mainly nectarivorous, piscivorous, and frugivorous guilds, while the habitats of pasturelands of high and low coverage systems housed the carnivorous, seedeaters and omnivorous guilds.

Significant differences between the number of bird species and individuals that belonged to the pastureland areas as well as to the forestry areas were found between the different compared habitats. Fragmented dry forests, riparian forests and scrubs registered more particular species of forestry areas, while the open habitats (pasturelands of high and low coverage) observed more particular species of pastureland areas.

A positive regression was found when comparing the richness of the vegetation registered in the different habitats and the number of species and individual birds belonging to the forest, indicating that the higher the richness of the species the greater the number of birds belonging to the particular forestry areas. Also a negative regression was found when comparing the richness of the vegetation registered in the different habitats and the number of species and individual birds belonging to these open habitats, indicating that the higher the richness of the tree species in the habitats, is lower the number of particular birds of pastureland areas.

The fragments of forestry habitats in the Cañas area were important areas in the in the fragmented landscape because they preserve in great measure communities belonging to forests which are not kept in pastureland areas or in systems of agricultural production. But on the other hand the pastures of high tree coverage showed that they could hold significant abundance and richness of bird species belonging to pastureland areas or adapted to this environment in a highly fragmented landscape, more than in the pasturelands of low tree coverage.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 CARACTERIZACIÓN DEL PROBLEMA

En Mesoamérica, donde grandes áreas de bosque tropical han sido taladas para el establecimiento de pastizales y cultivos, el conjunto de paisajes consiste en un mosaico de pastizales, campos agrícolas esparcidos con diferentes tipos de vegetación (bosques riparios, bosquetes, árboles aislados, cortinas rompevientos y cercas vivas) y fragmentos de bosque entremezclados con áreas residenciales y urbanas (Guevara *et al.* 1992, Kaimowitz 1996, Greenberg *et al.* 1997a). Muchos de estos mosaicos están dominados por sistemas de producción ganadera: cerca de 40% de América Central esta actualmente cubierto por pastizales (Ibrahim y Schlonvoight 1999). Esta transformación del paisaje hacia pastizales abiertas ha tenido un impacto negativo sobre comunidades aviares originales y otros grupos de organismos, reduciendo la diversidad de especies, interrumpiendo procesos ecológicos y modificando su composición (Keyser *et al.* 1998, Renjifo 1999, Daily *et al.* 2001).

La degradación del hábitat en áreas de reproducción de especies de aves (particularmente la reducción de bosques), la fragmentación antropogénica y el aislamiento de los hábitats boscosos para crear nuevas zonas de pastoreo y/o agricultura, han sido sugeridas como factores importantes en la disminución de estas poblaciones y han afectado a diferentes gremios de aves en diferente grado (Keyser *et al.* 1998). Las especies con distribuciones geográficas restringidas, escasas localmente o raras a lo largo de su distribución, son especialmente afectadas por la fragmentación (Johns 1991, Saunders *et al.* 1991, Bancroft *et al.* 1995, Daily *et al.* 2001).

Las rapaces de interior de bosque, los insectívoros terrestres y los frugívoros grandes son altamente propensos a la extinción, mientras que los nectarívoros, granívoros, frugívoros pequeños e insectívoros aéreos son más flexibles (Naranjo y Chacón de Ulloa 1997, Renjifo 1999, Wilson *et al.* 1999, Crooks *et al.* 2001). Especies de tamaño corporal grande, sobre todo aquellas pertenecientes al gremio de los frugívoros, también son extremadamente vulnerables a los efectos de la fragmentación del área boscosa, debido a que este gremio requiere de grandes áreas conservadas para poder subsistir y de esta manera hacer que sus poblaciones se mantengan en el tiempo (Da Silva *et al.* 1996, Price *et al.* 1999, Restrepo *et al.* 1999, Gillespie 2000, Westcott y Graham 2000).

Desde que la deforestación es raramente completa (tala raza), el paisaje usualmente retiene árboles aislados, grupos de árboles y relictos de bosque (especialmente en las pendientes,

en las cimas de las montañas y a lo largo de zonas ribereñas), esparcidos a través de las áreas de pastizales y cultivos (Guevara *et al.* 1992, Laurence y Bierregaard 1997). En algunas fincas, pequeños parches de bosque nativo permanecen en pie para proteger fuentes de agua, lo mismo que para proveer madera para distintos usos (Guindon 1996, Harvey y Haber 1999, Camero *et al.* 2000). Además, muchas fincas ganaderas retienen árboles aislados dentro de los potreros, cercas vivas, cortinas rompevientos y otros sistemas silvopastoriles establecidos por productores para proveerse de madera, postes, leña y otros productos, además de forraje y frutos para el ganado y como control de erosión (Ibrahim y Schlonvoight 1999, Pezo *et al.* 1999, Beer *et al.* 2000). En consecuencia, los paisajes dominados por pastizales son diversos y complejos mosaicos de parches de bosque, potreros abiertos, potreros con árboles dispersos, cercas vivas y cortinas rompevientos, y contienen una cobertura arbórea muy compleja y heterogénea.

Estudios recientes han demostrado que los árboles en los potreros cumplen un rol importante para la conservación de especies de aves silvestres en paisajes fragmentados al proporcionar refugio, sitios de descanso, anidación, y alimento, dado a la complejidad encontrada en estos sistemas silvopastoriles, la cual esta ausente en los potreros limpios o sin árboles (Saab y Petit 1992, Guevara y Laborde 1993, Burel 1996, Da Silva *et al.* 1996, Greenberg *et al.* 1997b, Harvey y Haber 1999). Un trabajo realizado en el Valle del Cauca, Colombia, reportó que 89 especies de aves (de 135 especies en 288 ha) utilizaron de manera diferente los sistemas silvopastoriles y de estas, 51 especies mostraron evidencias de estarse reproduciendo en dichos hábitats silviculturales (Cárdenas 1999).

Varios estudios han mostrado que la riqueza de especies de aves es mayor en sistemas silvopastoriles que en pastizales de monocultivo, gracias a la heterogeneidad de la vegetación. La alta complejidad estructural de la vegetación dentro de estos sistemas proporciona variados nichos, lugares de anidación, lo mismo que mejor protección contra depredadores que sistemas agropecuarios más simples (Naranjo 1992, Pimentel *et al.* 1992, Cárdenas 1998). Una investigación sobre las aves en parches de *Acacia pennatula* del sureste de México manejados para la producción ganadera descubrió que los parches de árboles contenían tanto las mayores densidades como la más alta diversidad de aves migratorias en relación con otros hábitats en la región; también contenían las poblaciones más grandes de más de la mitad de las especies de aves migratorias comunes en el área (Greenberg *et al.* 1997b).

Las cercas vivas, cortinas rompevientos y fragmentos de bosque también pueden servir como corredores biológicos en paisajes agropecuarios para algunas especies, mejorando la conectividad del paisaje y ayudando el desplazamiento de las aves silvestres entre parches de bosques naturales remanentes (DeRosier y Nielsen 1994, Dunning *et al.* 1995, Haas 1995, Machtans *et al.* 1996, Beier y Noss 1998, Areskoug 2001), y así aumentando también la dispersión de semillas entre fragmentos y hacia los potreros (Harvey *et al.* 2000). Aunque las comunidades aviares en las zonas abiertas dedicadas al pastoreo de ganado están empobrecidas con respecto a los bosques adyacentes, la presencia de árboles (cercas vivas, cortinas rompevientos, árboles aislados y pequeños parches de bosque y bosques riparios) en los pastizales puede proveer alimento y refugio adecuado para algunas poblaciones de aves silvícolas y mantener ciertas especies de aves de bosques dentro del paisaje fragmentado (Naranjo 1992, McClanahan y Wolfe 1993, Wunderle 1997, Skagen *et al.* 1998).

1.2 JUSTIFICACIÓN E IMPORTANCIA

No obstante el interés sobre el impacto que tiene la fragmentación en comunidades de aves, la mayoría de estudios se han enfocado en las comunidades presentes dentro de fragmentos de bosque; pocos trabajos se han realizado concernientes a la estructura y composición de la avifauna presente en hábitats antrópicos. Esta carencia de información es lamentable, puesto que el incremento de cultivos y zonas de pastoreo sobre la vegetación natural es cada vez mayor en muchas áreas y estos hábitats artificiales están ocupados por comunidades aviarías de las cuales se ignoran muchos aspectos relacionados con su funcionamiento y ecología (Naranjo 1992).

Mínimos son los estudios que han documentado el efecto de las áreas de pastoreo en el neotrópico sobre las poblaciones de aves silvestres (Sabb y Petit 1992). Aunque parece que la retención de árboles dispersos, fragmentos de bosque, cercas vivas y otros recursos arbóreos en paisajes fragmentados ayuda a la conservación de aves, aun existe poca información de como la composición y distribución de la cobertura arbórea en los paisajes fragmentados afecta la abundancia, riqueza, y composición de la avifauna y como la distribución de la cobertura arbórea influye el movimiento de las aves en el paisaje (St. Clair *et al.* 1998).

La investigación estuvo enmarcada dentro del "PROYECTO FRAGMENT" "DEVELOPING METHODS AND MODELS FOR ASSESSING THE IMPACTS OF TREES ON FARM PRODUCTIVITY AND REGIONAL BIODIVERSITY IN FRAGMENTED LANDSCAPES", Quita Esquema de la Comunidad

Europea "Confirming the International Role of Community Research", contrato ICA4-CT-2001-10099 (Financiado por INCO-DV Program, de la Comunidad Económica Europea, Coordinado por: Dra. Celia Harvey, de CATIE. Turrialba, Costa Rica). Este proyecto pertenece a la línea de investigación del Área de Cuencas y Sistemas Agroforestales; Sublínea de investigación en Sistemas Agroforestales. Este es un proyecto a largo plazo (3 años) sobre la biodiversidad presente en los sistemas silvopastoriles en dos localidades en Costa Rica, (Cañas-Guanacaste y Río Frío-Heredia), y comprendió el segundo año consecutivo de muestreos sobre la comunidad de aves en Cañas; el primer año fue un estudio piloto realizado por Sabido (2001).

Este trabajo de tesis determino como la riqueza, densidad y distribución de la cobertura arbórea influye sobre la abundancia, diversidad y distribución de las aves en diferentes hábitats dentro de un paisaje fragmentado. También proporciona información sobre la estructura, composición y abundancia de la avifauna presente en hábitats antrópicos dentro de una matriz agropecuaria. El proyecto pretende desarrollar herramientas innovativas en la toma de decisiones para la conservación de la biodiversidad en fragmentos de bosques remanentes y el manejo sostenible de sistemas agropecuarios dentro de paisajes fragmentados en Costa Rica y Centroamérica.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo general

- ▶ Determinar la influencia de la cobertura arbórea sobre la abundancia, diversidad y distribución de las especies de aves presentes en diferentes tipos de hábitats dentro de una matriz agropecuaria un paisaje fragmentado en Cañas, Provincia de Guanacaste, Costa Rica.

1.3.2 Objetivos específicos

- ▶ Caracterizar y evaluar la composición, estructura y diversidad arbórea en hábitats con diferente cobertura vegetal (fragmentos de bosque seco, bosques riparios, charrales, cercas vivas, potreros de alta cobertura y potreros de baja cobertura) presentes en un paisaje fragmentado.
- ▶ Comparar la riqueza y abundancia de aves que utilizan diferentes tipos de hábitats (fragmentos de bosque seco, bosques riparios, charrales, cercas vivas, potreros de alta cobertura y potreros de baja cobertura) en un paisaje fragmentado.

- ▶ Evaluar la relación existente entre la diversidad aviar y las características vegetales (riqueza, diversidad, densidad) y espaciales (área, perímetro, índice área-perímetro, porcentaje de cobertura arbórea) de diferentes hábitats en un paisaje fragmentado.

1.4 HIPÓTESIS

- ▶ La composición y estructura arbórea varían entre los diferentes hábitats presentes en el paisaje fragmentado, reflejando un gradiente de cobertura y complejidad florística.
- ▶ La riqueza y abundancia de aves que utilizan diferentes hábitats que representan un gradiente de cobertura arbórea, son mayores en aquellos hábitats donde la estructura y composición de la vegetación es más compleja que en aquellos donde es más simple.
- ▶ Las características espaciales de los diferentes hábitats influyen sobre la diversidad, riqueza y abundancia de las especies de aves.

2. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 LA FRAGMENTACIÓN DE BOSQUES Y SU EFECTO SOBRE LA BIODIVERSIDAD

La fragmentación de bosques es un fenómeno general tanto en zonas templadas como tropicales de América para el establecimiento de pastizales para la ganadería (Galindo-González *et al.* 2000, Szott *et al.* 2000). Los pastizales son los hábitats de más rápido esparcimiento en las tierras bajas y en áreas de elevación media de la zona neotropical. Las grandes áreas de bosque que han sido convertidas en pastizales, están siendo degradadas rápidamente por los altos niveles de pastoreo, causando progresivamente erosión en el suelo y reducción en la productividad de las pasturas.

Esta degradación tiene como resultados incrementos en la pobreza rural y mayor presión ejercida por los productores sobre el uso de la tierra (Szott *et al.* 2000). Por otro lado esta rápida conversión del bosque a una sabana antropogénica o potreros ha sido comprometida en el declinamiento del número de especies aviares migratorias dependientes del bosque (Lynch 1989, Robbins *et al.* 1989, Greenberg *et al.* 1997a), causando finalmente la extinción de algunas especies y cambios en la riqueza de especies, abundancia relativa y composición (Guevara *et al.* 1998, Galindo-González *et al.* 2000).

Una medida trascendental para el sostenimiento productivo del sistema y la conservación de la biodiversidad dentro de estos paisajes fragmentados es la incorporación, establecimiento, retención y manejo de la vegetación nativa en las pasturas. La existencia de árboles, ya sea como parches de bosque, bosques riparios, árboles aislados dispersos en potreros y árboles plantados (cercas vivas, cortinas rompevientos, corredores boscosos y cinturones de resguardo) u otras practicas agroforestales, puede mantener una remarcada biodiversidad (Pimentel *et al.* 1992, Murgueitio y Calle 1999, Harvey *et al.* 2000) e igualmente puede sostener y diversificar la productividad del sistema (Beer *et al.* 2000).

La importancia de las posibles funciones en la conservación de la biodiversidad que ofrecen los diferentes elementos arbóreos dentro de paisajes fragmentados o áreas de producción agropecuaria se debe en parte a la estructura arbórea que ellos presentan, la cual puede contener una gama de hábitats relictuales que pueden estar ausentes en los paisajes intensivamente manejados (Naranjo 1992, Greenberg *et al.* 1997b, Griffith 1999). Por ejemplo pueden contener elementos vegetales del bosque natural, vegetación herbácea alta (estados sucesionales tardíos con malezas) e incluso hábitats acuáticos si hay presencia de quebradas o canales de riego dentro de los sistemas de producción (Burel 1996).

El patrón espacial de la vegetación resultante de la fragmentación del bosque tropical y especialmente la presencia de elementos arbóreos entre las pasturas influyen muchos procesos ecológicos como el movimiento de animales (St. Clair *et al.* 1998), la persistencia de organismos y procesos del ecosistema, como redistribución de nutrientes, producción primaria, descomposición, evapotranspiración y microclima (Guevara *et al.* 1992).

2.2 LOS SISTEMAS SILVOPASTORILES Y LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Más del 35% de las pasturas en Centroamérica están en un estado avanzado de degradación (Szott *et al.* 2000). La conversión de bosques en pastizales amenaza la supervivencia de muchas especies y por lo tanto es una preocupación prioritaria de las acciones conservacionistas (Szott *et al.* 2000). La restauración de estas áreas es posible mediante el uso de árboles y arbustos de propósito múltiple en sistemas silvopastoriles que además de proporcionar beneficios ambientales, hacen sostenibles los sistemas ganaderos (Harvey y Haber 1999, Ibrahim y Schlonvoigt 1999, Szott *et al.* 2000).

Sin embargo, dependiendo del tipo de manejo de las fincas ganaderas, hay posibilidades interesantes para la conservación que deben ser exploradas con el fin de proyectar las actividades productivas de manera compatible con las iniciativas conservacionistas. Por ejemplo, en suelos ácidos de Panamá la siembra de *Acacia mangium* en potreros de *Brachiaria humidicola* mejora la calidad del forraje y los contenidos de fósforo y nitrógeno en el suelo en comparación con monocultivos de la misma especie de gramínea (Bolívar 1998). Durante la estación lluviosa, la densidad de organismos del suelo es mayor en áreas con una densidad de siembra de 240 árboles de *A. mangium* por hectárea (Velasco 1998). En las tierras altas (1.300-2.500 m), el aliso (*Alnus acuminata*) es una especie promisoría para la restauración de la fertilidad de los suelos en pastizales degradadas por su asociación con micorrizas (Russo 1990).

También cuando los pastizales se usan durante un período corto (<5 años) y luego son abandonadas, la regeneración del bosque puede ser bastante rápida en comparación con aquellas áreas en donde la ganadería ha estado establecida por más de 12 años (Da Silva *et al.* 1996). Pero en aquellos casos en los cuales la regeneración natural no es una opción promisoría para la recuperación de pastizales degradadas, otras opciones son atractivas desde varios puntos de vista. En años recientes, muchos ganaderos han empezado a utilizar sistemas silvopastoriles con el fin de incrementar la productividad de sus tierras y promover la conservación de los recursos naturales (Ibrahim y Schlonvoigt 1999).

Además los sistemas silvopastoriles y agroforestales pueden albergar asociaciones de organismos más variados que los que se podrían encontrar en monocultivos o sistemas de pastizales sin cobertura arbórea. Varios autores han señalado que tanto los sistemas silvopastoriles como otros sistemas agroforestales contienen una mayor y más compleja comunidad de invertebrados (50-90% de especies de artrópodos) que los potreros abiertos, lo cual contribuye a explicar la mayor diversidad de aves presentes en estos sistemas agroforestales (Dennis *et al.* 1996). También se sabe también que la regeneración natural de árboles dentro de sistemas silvo-agroforestales esta siendo favorecida por la presencia de los elementos arbóreos presentes en estos sistemas productivos. Se ha demostrado que la lluvia de semillas bajo los árboles en las pasturas es considerablemente mayor que en las pasturas sin árboles, por lo cual la dispersión de especies nativas de plantas de bosque es una posibilidad en pastizales arboladas (Harvey y Haber 1999). En Monteverde (Costa Rica), 190 especies de árboles fueron encontradas en 240 ha de potreros utilizados para la ganadería lechera. Estos árboles y arbustos son usados principalmente para proveer de sombra al ganado, como cortinas rompevientos y también como fuentes de madera para cercas muertas, combustible y refugio para aves silvestres (Harvey y Haber 1999).

En el ámbito regional, los sistemas silvopastoriles pueden jugar un importante papel en la implementación del Corredor Biológico Mesoamericano, en razón de la vasta cobertura de las zonas ganaderas en América Central y dentro de propuestas de corredores locales (CCAD, 1998). Se espera que estos corredores provean hábitats adecuados para la vida silvestre facilitando la dispersión de semillas y la regeneración de la vegetación nativa (Saunders *et al.* 1991). Dependiendo de la densidad, diversidad y arreglo de los árboles en las pasturas, los árboles pueden retener una proporción importante de las comunidades de aves originales y proveer hábitats y corredores que facilitan la dispersión de semillas por aves y la regeneración de la vegetación nativa (Holl 1998, Galindo-González *et al.* 2000). Para mantener y conservar biodiversidad dentro de paisajes fragmentados, es importante entender como la abundancia, diversidad y arreglo espacial de los árboles influye la biodiversidad presente en el paisaje, y como la presencia de árboles influye el movimiento de animales en el paisaje (St. Clair *et al.* 1998, Harvey *et al.* 2000).

2.3 ÁRBOLES AISLADOS REMANENTES Y SU IMPORTANCIA EN LA CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD

Uno de los componentes vegetales importantes en la conservación de la biodiversidad dentro de los sistemas ganaderos son los árboles aislados. Estos pueden ser clasificados en

tres grupos: individuos remanentes del bosque tropical original (árboles aislados esparcidos), individuos que se han regenerado desde que el bosque fue eliminado (árboles pioneros en la regeneración) e individuos plantados (árboles formando cortinas rompevientos, cercas vivas o árboles frutales); (Guevara *et al.* 1992).

Árboles aislados remanentes son características comunes a través de los paisajes agrícolas actuales en los trópicos, encontrándose en pastizales, plantaciones de café, cultivos y a lo largo de carreteras y caminos (Harvey y Haber 1999). En muchas áreas, los cultivos y pastizales son agudamente esparcidos con especies de árboles de bosque tropical y atravesados por angostas franjas remanentes de bosque tropical a lo largo de ríos y quebradas (Guevara *et al.* 1992). Los árboles aislados en los potreros son comúnmente usados como fuente de sombra para el ganado, pero también como forraje complementario, leña, madera y frutas comestibles por los campesinos o propietarios de las tierras (Guevara *et al.* 1998).

Los productores por lo general siembran o conservan algunos árboles dentro de áreas productivas de las fincas con variados propósitos, como cercas vivas o cortinas rompevientos, también como una fuente de variados recursos o productos vegetales, como madera, leña, frutos y forraje. Estos árboles aislados son parte de las prácticas de agricultura y/o cría de ganado (silvicultura), los cuales interrumpen la homogeneidad de las pasturas, incrementando así tanto la riqueza de especies como la complejidad estructural y composición vegetal del paisaje (Guevara *et al.* 1992). Juntos con los corredores riparios y grandes fragmentos, los árboles aislados remanentes funcionan como un dosel estructuralmente discontinuo. Las características espaciales, físicas y florísticas de los árboles aislados remanentes son elementos claves en los procesos biológicos que involucran la fauna (principalmente aviar) y flora de los bosques tropicales (Guevara *et al.* 1998).

La composición florística de los potreros depende fuertemente del tipo de manejo que reciben por parte de los productores locales, de la acción del ganado y palatabilidad de las especies, así como de las condiciones microambientales (luz-sombra) presentes en el sistema y de la disponibilidad de especies. Se ha identificado sobre todo que el pastoreo intensivo disminuye seriamente las ventajas que los componentes arbóreos proporcionan a la vida silvestre, particularmente para aquellas especies arbóreas que se asientan debajo de las copas de los árboles preestablecidos dentro del sistema silvopastoril (Johnson y Beck 1988).

En áreas con pocos remanentes boscosos, estos elementos de vegetación arbórea pueden ser críticos para la persistencia de plantas y animales del bosque tropical, porque ellos proveen algunos de los únicos hábitats arborescentes dentro del paisaje agropecuario (Gascon *et al.* 1999, Harvey 2000a). Muchas de las especies de animales silvestres que requieren de árboles o arbustos como parte de sus necesidades de hábitat dependen estrechamente de los árboles aislados en las pasturas para la supervivencia (Greenberg *et al.* 1997b, Guevara *et al.* 1998, Galindo-González *et al.* 2000). Mientras que otras especies que no puedan sobrevivir sin árboles o arbustos se pueden beneficiar sustancialmente de alimento, refugio o protección contra inclemencias del clima o depredadores, sitios de anidación u otros recursos necesarios disponibles en estas áreas, gracias a la presencia de estos componentes en los paisajes antropogénicos (Johnson y Beck 1988).

Los árboles aislados y las manchas arbóreas también pueden proveer importantes recursos para una gran variedad de especies de animales (especialmente aves silvestres) y pueden ser utilizados como pasillos o corredores que facilitan el movimiento de animales a través del paisaje agrícola. Estos también favorecen la conservación de la diversidad de plantas porque los árboles en sí. Además sirven de hospederos para numerosas especies de plantas epífitas (Harvey *et al.* 2000) y lugares de percha para diferentes especies de aves (Holl 1998) en estos sistemas.

Los árboles aislados pueden jugar un papel importante en la dispersión de semillas y el establecimiento de plantas nativas, el cual es consecuente con la preservación de las especies del bosque en los paisajes fragmentados (Guevara *et al.* 1992). Los árboles aislados pueden operar como lugares para la concentración de lluvia de semillas y como viveros para las especies del bosque facilitando el establecimiento de especies, que son dispersadas por especies de aves, murciélagos frugívoros y otros mamíferos (Guevara *et al.* 1992) y cuyas semillas son depositadas debajo de las copas (Guevara *et al.* 1992, Hietz-Seifert *et al.* 1996, Harvey y Haber 1999). Incluso también pueden estimular el incremento de árboles proporcionando condiciones de sombra que estimula el crecimiento de especies de bosque, proveyendo fertilidad local del suelo (Harvey 2000a). El número de especies que se encuentran en los pastizales se incrementa con la presencia de sitios de deposición de semillas (árboles aislados) y su variabilidad depende de la localización y composición de fuentes de propágulos vecinas (comunidades vegetales adyacentes); (Guevara *et al.* 1994).

Diversos estudios han reportado efectos benéficos de la presencia de estos árboles remanentes aislados en pastizales sobre diferentes organismos tanto animales como

vegetales del bosque tropical, sin embargo se sabe muy poco acerca de la distribución espacial, composición de especies, forma de la copa y el fuste, altura, ramificación y fenología de los árboles aislados remanentes del bosque original (Guevara *et al.* 1998). Por otro lado es generalmente desconocido como los organismos del bosque tropical perciben, usan o responden a las características del hábitat afuera de los fragmentos remanentes (Johns 1991, Guevara *et al.* 1998, Galindo-González *et al.* 2000).

2.4 CONTRIBUCIÓN DE LAS CERCAS VIVAS A LA CONSERVACIÓN DE LA AVIFAUNA

La plantación de especies perennes como postes para delimitar potreros o propiedades es una práctica tradicional en Centroamérica. Se estima que las cercas vivas están presentes en más de 90% de las fincas ganaderas en Costa Rica (Ibrahim y Schlonvoigt 1999). En años recientes las cercas vivas han tomado una gran relevancia económica y ecológica; no únicamente en que su establecimiento significa un ahorro del 54% con respecto a los costos de cercas convencionales, sino también en que ellas constituyen una forma de reducir la presión sobre los bosques para el suministro de postes y leña para los campesinos (Camero *et al.* 2000).

Las cercas vivas son una característica común de la vegetación en muchos paisajes y matrices agrícolas en el mundo, pero su apariencia, estructura y composición varía ampliamente (Burel 1996). Estos elementos en paisajes antropogénicos están compuestos por especies de árboles principalmente en combinación de especies herbáceas y otros componentes vegetales no arbustivos (Johnson y Beck 1988). En la mayoría de los casos los corredores de vegetación no están aislados en el paisaje; ellos integran una red de cobertura vegetal conformando los límites de campos agrícolas. Si las cercas vivas están conformando una red o uniendo una serie de hábitats a algunos parches de bosque tal vez sean utilizados más frecuentemente por especies de aves dispersoras de semillas, murciélagos frugívoros y otros animales que aquellas que están aisladas y distanciadas físicamente del bosque, esta relacionado con el grado de conectividad que presenten las cercas vivas sobre los diferentes elementos del paisaje debido a que las especies de fauna del bosque son especies reacias a cruzar hábitats agrícolas despejados (Beier y Noss 1998, Harvey y Haber 1999, Harvey 2000a).

La riqueza y abundancia de especies de aves propias de bosque en las cercas vivas están relacionadas directamente con la distancia de los fragmentos de bosque, conectividad dentro de una red de corredores, presencia de callejones bordeados por dos cercas vivas paralelas

y la estructura de la vegetación presente en la cortina rompeviento (Burel 1992, Beier y Noss 1998, Harvey y Haber 1999). Haas (1995) demostró que las aves usan se dispersan preferentemente a lo largo de corredores boscosos conectados dentro de paisajes agrícolas.

La forma y tamaño de estas redes esta determinado por la interacción entre el clima, geomorfología, agricultura, patrones de propiedad y estructura social. Estos elementos no son estables en el tiempo y su dinámica esta principalmente influenciada por las actividades humanas (Burel 1996). Muchos aspectos del cambio en la práctica de la agricultura (pe. uso de fertilizantes y pesticidas, cultivo y resiembra de pastizales, rotaciones simplificadas de cosecha, pérdida de hábitats marginales e incremento en los niveles de pastoreo) son probables que tengan consecuencias en la disponibilidad de alimento para las especies de aves anidantes y consumidoras en estos hábitats fragmentados (Wilson *et al.* 1999). Además el manejo que reciban las cercas vivas pueden influir sobre el valor de las mismas en la conservación de la biodiversidad: Sparks y Martin (1999) sugieren en su trabajo recomendaciones a los propietarios y productores para que realicen las podas de las cercas vivas durante las épocas en las cuales la actividad reproductiva de las aves silvestres es mínima y así prevenir la destrucción de nidos activos y evitar también la remoción de fuentes de alimentación (flores y frutos) de algunas especies de aves y mamíferos que forrajean en estos elementos del paisaje agropecuario.

Las cercas vivas y cortinas rompevientos son hábitats creados por el hombre que son transformados paulatinamente por los procesos de la sucesión natural de la vegetación. La composición de especies depende de las condiciones ecológicas locales lo mismo que de las preferencias iniciales de los ganaderos y no necesariamente de la naturaleza del banco de semillas del bosque natural. La conectividad provista por una serie de cercas vivas afecta el desplazamiento de animales silvestres entre hábitats naturales remanentes y facilita la dispersión de semillas (Burel 1996). Por lo tanto, este tipo de cercas puede servir efectivamente como corredores biológicos en paisajes agrícolas caracterizados por la fragmentación de los hábitats naturales para algunas especies, obviamente no para todas (Guindon 1996, Harvey y Haber 1999).

Varios estudios en el nuevo mundo han demostrado que las cercas vivas y los corredores de vegetación sirven como hábitat importante y/o corredores para una gran variedad de especies de plantas (Williams-Linera *et al.* 1995, Burel 1996), aves (Haas 1995), mamíferos (Johnson y Beck 1988, Bennett 1990) y escarabajos carábidos (Joyce *et al.* 1999). Con recientes excepciones, muy pocos estudios se han realizado para evaluar los efectos que los

cercas vivas tienen sobre la vida silvestre o para dilucidar las interrelaciones existentes entre las especies arbóreas, los corredores boscosos y otros usos del suelo adyacentes a las cercas vivas. Esta ausencia de información es en parte gracias a que las cercas vivas son usualmente plantados y establecidos para otros beneficios diferentes a la conservación de la biodiversidad, como son la protección de casas y edificaciones, cultivos, ganadería y/o suelos (Johnson y Beck 1998). En otras zonas los campos agrícolas y otros hábitats agropecuarios son separados o delimitados por corredores de vegetación (cercas vivas, linderos arbolados o cortinas rompevientos) que son, bien sea relictos de bosques o un resultado de la diseminación de semillas por parte de aves silvestres (Johnson y Beck 1988, Haas 1995, Burel 1996) las cuales utilizan estas áreas como sitios para la alimentación, anidación y el desplazamiento en matrices agropecuarias.

El establecimiento de cercas vivas y/o cortinas rompevientos (árboles en pastizales) en tierras tropicales degradadas puede acelerar los procesos de sucesión natural por medio de la atracción de animales dispersores de semillas e incrementando la lluvia de semillas de plantas de bosque en estos hábitats (Harvey 2000b). También se sugiere que las cortinas rompevientos pueden incrementar dramáticamente la deposición de semillas de árboles y arbustos por parte de especies de aves silvestres que utilizaron estos elementos como sitios de refugio o de descanso dentro de las áreas agrícolas, la ubicación de estos corredores en el paisaje puede ser importante en la determinación de los patrones de deposición de semillas (Harvey 2000b).

En ausencia de bosques, las cercas vivas pueden albergar un gran número de especies anidantes que cualquier otro elemento vegetal del paisaje agrícola. Las cercas vivas pueden tener algunos de los mismos atributos que los bordes boscosos de los relictos vecinos como frutos, flores e insectos, cavidades para animación y sitios de percha altos que sirvan como sitios de descanso o de refugio contra depredadores terrestres (Sparks *et al.* 1996). Las cercas vivas y cortinas rompevientos también proveen beneficios para la vida silvestre de muchas maneras, incluyendo protección del viento y condiciones climáticas adversas, cobertura para fuga y refugio de depredadores, alimento y sitios de ramoneo, hábitat reproductivo y pasajes para el desplazamiento. La investigación realizada por Johnson y Beck (1988) reportó al menos 108 especies de aves y 28 de mamíferos que se conocen que usen de una manera u otra los hábitats de corredores boscosos en el medio oeste de los Estados Unidos.

Además, en áreas agrícolas 29 especies de aves silvestres se beneficiaron substancialmente, 37 moderadamente y 42 muy poco o son accidentales en hábitats de cercas vivas. Al menos 57 especies de aves han sido registradas usando las cercas vivas durante la época reproductiva y de estas, 28 se sabe que anidaron en estos hábitats en densidades desde 0.3 a 186 nidos por hectárea (Johnson y Beck 1988). En Gran Bretaña, cerca de 60 especies de aves han sido registradas anidando dentro de las cercas vivas, de las cuales de 20 a 30 especies lo hacen regularmente año tras año (Sparks *et al.* 1996). En Monteverde (Costa Rica), 25% de las 400 especies de aves estimadas para la región han sido observadas en cortinas rompevientos dentro de fincas dedicadas a la producción lechera (DeRosier y Nielsen 1994).

La distribución de las especies de aves en las cercas vivas parece estar dominada por factores relacionados con la selección de sitios de anidación. Las especies de bosques ocurren principalmente en cercas vivas anchas, frecuentemente la única vegetación leñosa disponible en el paisaje, mientras que las especies de ambientes abiertos prefieren las cercas vivas con elementos de tipo leñoso y herbáceo, generalmente de baja altura (Sparks *et al.* 1996). La ausencia de árboles en el paisaje resulta en una relativamente baja frecuencia de aves de bosque que anidan en cavidades y otras especies que requieren de agujeros para los nidos, especies de búhos, cuervos y tórtolas (Sparks *et al.* 1996).

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA

La zona de estudio se ubicó dentro de una matriz agropecuaria en la Provincia de Guanacaste, Costa Rica, al sur del poblado de Cañas. (Figura 1). El área total del proyecto cubrió un total de 10.000 ha localizadas entre las coordenadas 10° 20' 35.2" N; 85° 08' 41.8" W. La elevación de la zona de estudio está comprendida entre 80 a 250 m de altitud. La zona se caracteriza por tener una temperatura promedio anual de 27.65 °C y la pluviosidad media anual es de 1.544 mm con una época seca bien definida entre noviembre y abril, durante la cual solo cae el 11.8% del total anual de la precipitación. La humedad relativa varía entre 62% y 82%. De acuerdo con estas características bioclimatológicas los fragmentos de bosques remanentes y la vegetación nativa predominante de esta área pertenecen a la zona de vida del bosque seco-tropical (bs-t) y bosque seco-tropical transición a bosque subhúmedo según el sistema de clasificación de zonas de vida de Holdridge (1967).



Figura 1. Ubicación de la zona de estudio, provincia de Guanacaste, Costa Rica. Centroamérica

Actualmente el uso de la tierra en esta área esta caracterizada por la actividad agropecuaria; la ganadería bovina tanto de cría como de ceba son los sistemas productivos predominantes en la zona junto con el cultivo de la Caña de Azúcar, estas actividades se desarrollan dentro de un paisaje que incluye diferentes hábitats naturales como fragmentos de bosque seco, bosques riparios, charrales y antropicos como las cercas vivas, potreros con alta cobertura arbórea, potreros con baja cobertura arbórea y cultivos anuales y permanentes. El sesenta por ciento de las fincas del área se dedican al engorde (carne), 20% tiene un sistema doble propósito (carne y leche) y 20% maneja un sistema agropecuario mixto (ganadería y agricultura). El sistema de pastoreo más común es el rotacional y se manejan variadas razas de ganado, predominantemente las cebuinas, sobre todo en las fincas de engorde y sistemas de doble propósito (Restrepo 2002). Las especies de pastos más importantes que se utilizan en la zona son la *Brachiaria* (*Brachiaria brizantha*) y el Jaragua o Puntero (*Hyparrhenia rufa*). Las fincas en la zona presentan diferentes tipos de cobertura arbórea, la cual es conservada por los productores dentro de los sistemas ganaderos motivados por variados intereses (leña, frutos, sombra para los animales, belleza escénica, etc.); (Restrepo 2002). El 90% de las fincas tienen árboles en cercas vivas y en bosquetes o aislados dentro de los potreros (Restrepo 2002).

El trabajo de campo comprendió fincas ganaderas y/o agrícolas aproximadamente a 16 km al sur del poblado de Cañas sobre la carretera interamericana norte, cubriendo ambos lados de la carretera. Esta misma área fue utilizada por el proyecto TROF Proyecto "Recurso arbóreo fuera del bosque" TROF, por sus siglas en ingles¹ y por otro estudio piloto, el cual inició un trabajo sobre la determinación de como la cobertura y la composición de especies de árboles en sistemas silvopastoriles la influencia sobre la abundancia, densidad y distribución de aves, escarabajos y mamíferos pequeños (Sabido 2001). En consecuencia, existe una amplia información del área que sirvió de línea base de este trabajo, ya que comprenden la misma zona de estudio en el cual se desarrollo el Proyecto FRAGMENT del área de Agroforestería de CATIE.

¹ Coordinador Técnico Christoph Kleinn, Jefe de la Subunidad de Estadística, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza -CATIE-. Turrialba, Costa Rica. Proyecto auspiciado por la Unión Europea en el establecimiento de recursos arbóreos fuera del bosque.

3.2 SELECCIÓN DE LOS HÁBITATS

El área de estudio (10.000 ha) fue caracterizada en términos de su cobertura arbórea y en los diferentes tipos de uso del suelo, resultado de la interpretación de fotografías aéreas y de una imagen de satélite disponibles, la determinación de los diferentes hábitats se realizó basados en la llave de interpretación desarrollada por Morales y Kleinn (2001) del Proyecto TROF, y de acuerdo con las reglas internacionales dadas por FAO para la fotointerpretación de áreas silvestres.

La interpretación y mapeo de la cobertura arbórea en el paisaje fueron conducidas por el grupo de trabajo 1 (WP1, por sus siglas en ingles) del Proyecto FRAGMENT, en la Universidad de Göttingen (Alemania), a través de fotografías aéreas (3-band natural colors) TERRA-flight 1998, las cuales fueron georeferenciadas y rectificadas por el Ing. David Morales en CATIE y una imagen de satélite (panchromatic black and white) Ikonos 2001, para la cual no se requirió hacer ningún tipo de rectificación, ya que los datos de esta imagen Ikonos estaban disponibles del Proyecto TROF de Christoph Kleinn y David Morales (2001) de la misma área de estudio en Cañas. Además se utilizó un sistema de información geográfica (SIG) elaborado por Stefan Kunth del WP1 del Proyecto FRAGMENT para caracterizar las 10.000 ha en términos de los diferentes tipos cobertura vegetal y los diferentes tipos de uso del suelo.

Usando el SIG elaborado por Stefan Kunth, se seleccionaron dentro del área de 10.000 ha seis tipos de hábitats dominantes en el paisaje: fragmentos de bosque seco (BS), bosques riparios (BR), charrales (CH), cercas vivas (CV), potreros de alta cobertura de árboles (16-25% del área de los potreros con cobertura arbórea generada por las copas de los árboles); (PAC) y potreros de baja cobertura de árboles (1-15% del área de los potreros con cobertura arbórea generada por las copas de los árboles); (PBC). Dichos hábitats fueron seleccionados porque son los hábitats predominantes en el paisaje, según la interpretación que realizó el grupo de trabajo 1 del Proyecto FRAGMENT del área total de estudio a través de las imágenes y de mayor interés para realizar los muestreos de aves y árboles.

Los fragmentos de bosque seco fueron interpretados como un área donde los árboles eran el elemento vegetal dominante con una cobertura de copa mayor del 20%, y una extensión mínima de 2 ha. Estos fragmentos eran caracterizados por la presencia de árboles maduros de diferentes edades, especies y porte variado, con uno o más doseles, con una altura no menor de 5 metros y diámetro a la altura del pecho (DAP) no menor de 10 cm. Al igual que

para los fragmentos de bosque seco los bosques riparios fueron interpretados como un área donde los árboles eran la especie vegetal dominante pero que en este caso se encontraban a orillas de corrientes de agua (ríos, arroyos, quebradas, cañadas y canales de riego) y con un ancho mínimo de 30 m.

Los charrales se identificaron como manchas dispersas conformadas por las copas de árboles o arbustos. Se observaban como una sucesión de copas, delimitadas por áreas agropecuarias, cultivos de caña y/o potreros. Se apreciaron manchas pequeñas de diferentes formas, parches y alargadas distribuidas en las áreas agropecuarias. En las cercas vivas los árboles se encuentran formando hileras de árboles a la orilla de carreteras, caminos o veredas. Constituyen tanto las líneas de árboles dentro de los potreros, formando apartos como también las cercas o linderos entre fincas vecinas o entre potreros y otros tipos de uso del suelo. Podían presentar curvaturas y formación de ángulos, pero tuvieron que cumplir con una longitud mínima de 350 m cada una para poder ser consideradas en el muestreo.

Los potreros de alta y baja cobertura se identificaron como áreas en las cuales existía una dominancia por las gramíneas con árboles dispersos; esta designación de los dos tipos de potreros provino de un análisis previo realizado por el mismo grupo de trabajo 1 del proyecto FRAGMENT durante la interpretación de los diferentes usos de suelo en toda el área, en la cual estimaron los porcentajes de cobertura arbórea en los potreros y con base a esta clasificación escogimos estos dos grupos. Para el caso particular de los potreros de alta cobertura se calculó el porcentaje de cobertura arbórea por apto entre 16% y 25% de cobertura y para los potreros de baja cobertura entre 1% y 15% de cobertura.

Al igual que la fotointerpretación de las imágenes aéreas, WP1 del Proyecto FRAGMENT realizó la creación de mapas que mostraron la ubicación exacta de cada una de las áreas interpretada de los seis diferentes tipos de hábitats dentro del paisaje y la ubicación estimada de las parcelas de 1 ha dentro de los seis diferentes tipos de hábitats en donde se realizaron los muestreos de árboles y avifauna (Figura 2). El grupo de trabajo 1 del Proyecto FRAGMENT calculó el área total del hábitat (ha), porcentaje total del área (%), tamaño medio de las parcelas (ha), densidad (km^2/km^2) de cada hábitat (área del hábitat (km^2) en relación con el área total del hábitat (km^2) dentro de las 10.000 ha); (Cuadro 1), así como otras variables que caracterizan el paisaje como la abundancia, composición y arreglo espacial de la cobertura arbórea, además del porcentaje de cobertura en cada hábitat y el número de fragmentos.

Cuadro 1. Área total del hábitat (ha), porcentaje total del área (%), tamaño medio de las parcelas (ha), densidad (km^2/km^2) de cada uno de los hábitats dentro del paisaje en Cañas. *densidad: área del hábitat (km^2) en relación con el área total del hábitat (km^2) dentro de las 10.000 ha.

Hábitat	Área total del hábitat (ha)	Porcentaje total del área (%)	Tamaño medio de las parcelas (ha)	Densidad (km^2/km^2)*
BS	1992.85	15.27	24.30	19.92
BR	494.76	3.79	4.54	4.94
CH	368.95	2.83	14.76	3.68
CV	45.14	0.35	0.98	0.45
PAC	1380.03	10.57	19.71	13.80
PBC	1696.62	13.00	19.96	16.96

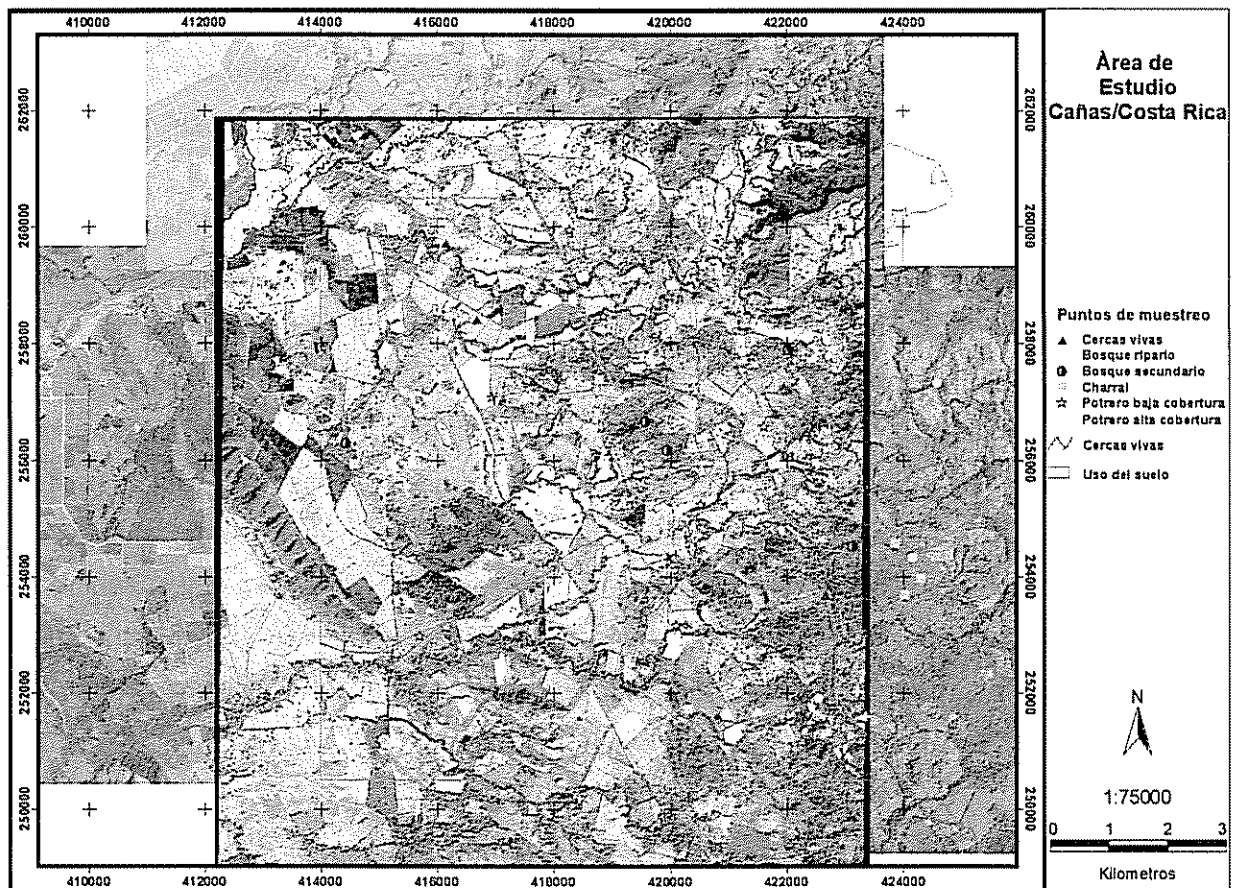


Figura 2. Imagen aérea de la zona de estudio, ilustrando la interpretación de los diferentes tipos de hábitat y la ubicación de las parcelas dentro de los hábitats. (Creado por Stefan Kunth, técnico WP1. Proyecto FRAGMENT Universidad de Göttingen (Alemania), 2002).

3.3 DISEÑO Y UBICACIÓN DE PARCELAS

Después de que la imagen aérea se interpretó completamente y que se tuvieron identificados cada uno de los fragmentos y cada una de las diferentes áreas con las diferentes coberturas y usos del suelo, se procedió a través del SIG, ubicar aleatoriamente dentro de las diferentes

áreas de los diferentes usos del suelo identificados previamente las parcelas de muestreo de 1 ha, en la cual se realizaron los conteos de las aves y las mediciones de los árboles. Se estableció un total de ocho parcelas por cada uno de los diferentes hábitats (45 parcelas en total), las cuales quedaron dentro de las áreas de hábitat interpretadas que tenían por lo menos un área no menor de 3 ha. Solo se pudieron establecer cinco parcelas de fragmentos de bosque seco, ya que no se identificaron mas áreas de este tipo de hábitat (Figura 2). En varios casos los fragmentos identificados a través de la fotografía aérea como fragmentos de bosque seco, para la época que fueron verificados en el campo (marzo 2002) ya habían cambiado su estructura vegetal y se asemejaban mas a charrales que a fragmentos de bosque o lo que se había interpretado como bosque era una plantación forestal, o simplemente el bosque había sido quemado o se había convertido en zona de pastoreo y dominaban las gramíneas establecidas en el suelo del bosque.

Del WP1 del Proyecto FRAGMENT se recibieron cuatro mapas, los cuales correspondían a cuatro cuadrantes de las 10.000 ha, en los cuales se identificaban, detallaban y se tenía una mejor aproximación los diferentes hábitats interpretados por diferentes tramas de colores y dentro de los cuales se habían ubicado las parcelas. Juntos con los mapas, se recibió un archivo de Excel, el cual contenía en cada hoja el nombre del hábitat y código de cada parcela con sus respectivas coordenadas Lat: Log, que correspondían al centro de la parcela de una hectárea. Estas coordenadas fueron introducidas manualmente en un sistema de posicionamiento global (GPS por sus siglas en inglés), para posteriormente localizarlas en el campo con ayuda de los mapas. La verificación en el campo de cada una de las parcelas para el muestreo de los árboles y la avifauna para ver si cumplían con los parámetros establecidos por el WP3 del Proyecto FRAGMENT, fue llevada a cabo por un grupo de seis personas.

El grupo de personas estaba conformado por personal del programa regional de manejo de vida silvestre de la Universidad Nacional de Costa Rica y del CATIE, empleando tres GPS para la orientación y ubicación exacta de cada uno de los puntos que se indicaban en los mapas y en los archivos anexos con cada una de sus coordenadas como probables parcelas de muestreo. Dependiendo de estado del hábitat y si cumplían los criterios preestablecidos para cada uno de los hábitats, se rechazaban o aceptaban dado el caso y posteriormente se procedía al establecimiento de las parcelas para los muestreos.

Los parámetros que debían cumplir cada parcela dentro de los diferentes hábitats, eran principalmente que el uso del suelo no hubiera cambiado recientemente y que se presentara

la cobertura u estructura vegetal que había sido interpretado en las imágenes aéreas, por ejemplo, dominancia de gramíneas en los potreros de alta y baja cobertura, bosques riparios con un ancho mínimo de 20 m, fragmentos de bosque seco con dominancia de árboles con un DAP >10 cm y una altura mínima de 5 m, charrales con dominancia de individuos de arbustos y árboles con un DAP <10 cm y altura mínima de 5 m, vegetación densa de arbustos y presencia de lianas, y un mínimo de 350 m lineales de cerca viva, con árboles que no se les podaran las ramas o que se evidenciara este tipo de manejo y que no estuvieran establecidas al margen de un camino o al lado de una carretera. No importaba el tipo de uso del suelo que hubiera a los lados de la cerca viva, pero generalmente se presentaron sistemas silvopastoriles a ambos lados de la mayoría de las cercas, pues es en estos sistemas en los cuales se establecen este tipo de hábitat.

3.4 COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA ARBÓREA EN LOS HÁBITATS

Para la evaluación de la composición florística (caracterización de la cobertura arbórea en el paisaje), en los hábitats de fragmentos de bosque seco, charral y potreros de alta y baja cobertura, se seleccionó una parcela rectangular de 20 m x 50 m (.1 ha), partiendo del centro de la parcela de 1 ha y ubicando la parcela en sentido norte-sur con ayuda de una brújula. En los hábitats bosques riparios, la parcela rectangular se modificó a 10 m x 100 m (.1 ha) debido a la forma de los bosques riparios, pues en ellos no se podía establecer la parcela de 20 m x 50 m, pues no se podían establecer ya que muchos de ellos eran muy angostos. Estas parcelas se ubicaron en el centro de la parcela de una hectárea, paralela a la orilla de la quebrada o el río.

En todas las parcelas, se tomaron los siguientes datos para los individuos de árboles con diámetro a la altura del pecho (DAP) >10 cm: especie, número de individuos por especie, diámetro a la altura del pecho y altura total. Se identificaron hasta especie cuando fue posible gracias a la colaboración de dos ingenieros forestales de la Escuela de Ciencias Ambientales de la Universidad Nacional de Costa Rica, recomendados por el dendrologo Luis Poveda y que colaboraron con el trabajo realizado para el levantamiento de esta información. Cuando se presentó alguna duda en el campo sobre la identificación de las especies, se colectó una muestra y se guardó en una prensa dendrológica para su posterior comparación y corroboración de las especies por parte de los ingenieros, en compañía de un curador del Herbario Juvenal Valerio Rodríguez de la Escuela de Ciencias Ambientales de la Universidad Nacional de Costa Rica.

En el caso de los Potreros con Alta y Baja Cobertura, se realizó además un censo total de la vegetación arbórea existente (número de especies y número de individuos por especie de árboles con DAP >10 cm) en toda el área que comprendía el potrero. En el caso de cercas vivas, se realizó un censo de todos los árboles en los 350 m de cerca viva, identificando hasta nivel de especie todos los árboles con DAP >10 cm, midiendo su DAP y tomando su altura. Las cercas vivas no pudieron ser comparados con las parcelas de los demás hábitats debido a que este hábitat no presenta un área espacial, sino que es simplemente una hilera de árboles que no presentan un área y en los mapas de SIG, están establecidos como líneas y no polígonos, por lo cual los datos y resultados de las cercas vivas se presentan por aparte.

Los análisis realizados para la vegetación al nivel de la parcela fueron, riqueza de especies (Margalef), número de individuos, diversidad de especies (Shannon) y equitatividad (E). También se calculó el índice de Jaccard para cada hábitat, el cual combina la riqueza, como número total de especies en un determinado hábitat, dominancia y abundancia relativa de las especies registradas; para determinar grados de afinidad entre hábitats. Este índice fue calculado a través del programa de análisis de biodiversidad BioDiversity Professional Beta (McAleece *et al.* 1997). Al nivel de hábitat se realizaron análisis de agrupamiento basados en la composición y abundancia de las especies de árboles registradas en cada uno de los hábitats y también para la abundancia de las especies por hábitats.

La caracterización de la vegetación, no se realizó en las 48 parcelas de muestreo, sino en 45 parcelas, ya que para las parcelas de fragmentos de bosque seco solamente se pudo encontrar 5 fragmentos de este tipo de hábitat que cumplieran con los parámetros mencionados anteriormente. Tampoco se pudo realizar el muestreo en dos parcelas de potreros, una en potrero de alta cobertura, debido a que cuando se fue a tomar los datos en el aparcamiento donde estaba establecida la parcela había un lote de toros de lidia y el vaquero de la finca mencionó que no se podían mover los animales en varios días, pues no tenían donde más ponerlos; la otra parcela estaba establecida en un potrero de baja cobertura, al cual no se pudo llegar a tomar los datos de vegetación, ya que cuando se realizó este trabajo se estaba en la época de lluvias (agosto) y el camino que conducía hasta esta el área estaba inundado y en muy mal estado, por el paso de tractores. Por lo tanto la caracterización de la vegetación se realizó en un total de 43 parcelas (8 en BR, CH y CV, 7 en PAC y PBC y 5 en BS).

La caracterización de la cobertura arbórea alrededor de cada parcela la realizó el WP1 Universidad de Göttingen (Alemania) utilizando el SIG, en el cual se calculó el porcentaje de cobertura arbórea a diferentes distancias en círculos concéntricos alrededor de la parcela de una hectárea con radios de 100, 200, 500 y 1.000 m para poder relacionar como la cobertura arbórea alrededor de un hábitat en particular influye la diversidad de aves presente en este hábitat; esta caracterización la realizaron para todas las parcelas. Además este grupo de trabajo estimó las características espaciales de los diferentes hábitat como son el: área, perímetro, índice área-perímetro, porcentaje de cobertura arbórea alrededor de la parcela, distancias mínimas a fragmentos de bosque seco a través de herramientas de sistemas de información geográfica y software (ArcView GIS 3.1) especializado para hacer este tipo de estimaciones espaciales en paisajes fragmentados.

3.5 RIQUEZA Y ABUNDANCIA AVIAR EN LOS HÁBITATS

El muestreo de las aves se realizó por medio del método de puntos de conteo (Reynolds *et al.* 1980). Se establecieron cuatro puntos de conteo ubicados en cada una de las parcelas seleccionadas dentro de los hábitats para un total de 180 puntos (4 puntos de conteo x 45 parcelas de muestreo) para el área de estudio. Para evitar el solapamiento entre las estaciones de conteo, cada una de ellas estuvo distanciada 100 metros una de la otra dentro de la misma parcela (Gillespie 2000). Todos los puntos de conteo fueron marcados en el terreno con cinta plástica de colores y el centro de las 45 parcelas fueron georreferenciados con un GPS y las coordenadas verificadas con los datos brindados por el grupo de trabajo 1 del Proyecto FRAGMENT.

Se identificó, contó y registró todas las especies de aves (Da Silva *et al.* 1996, Price *et al.* 1999) que fueron observadas y/u oídas alrededor de cada uno de los cuatro puntos fijos de observación establecidos dentro de cada una de las parcelas durante un periodo de 15 minutos continuos de muestreo. Las observaciones se realizaron entre las 06:00 y 08:00 horas y entre las 15:00 y 17:00 horas (Johns 1991). Los muestreos se llevaron a cabo durante un período de cuatro meses (mayo 2002-agosto 2002), rotando las jornadas de muestreo en el día (mañana y tarde) para así obtener en cada una de las estaciones datos de las aves en cada hábitat a lo largo del día y se visito cada parcela una vez al mes. Esta metodología modificada fue empleada y probada previamente por el investigador en un estudio realizado en diferentes sistemas de producción agropecuaria en una reserva natural privada (288 ha) en el valle geográfico del Río Cauca, Colombia (Cárdenas 1998).

Sólo se registraron y contaron aquellos individuos de las especies de aves que utilizaban el área que comprende la estación de muestreo (Ralph *et al.* 1996). Los individuos de las aves fueron contados e identificados en cada estación durante un periodo de 15 min continuos cronometrados con un reloj (Greenberg *et al.* 1997a) y únicamente en ausencia de lluvia (Gillespie 2000). Si mientras se acercaba al punto de observación algunos individuos eran interrumpidos y volaban lejos de la estación, estos fueron identificados y registrados como presentes dentro de la parcela durante el periodo de muestreo, ya que el tiempo efectivo de muestreo se inició inmediatamente a la llegada al punto de conteo (Marsden *et al.* 2000).

La información que se obtuvo a través del muestreo fue tabulada en planillas de campo, en la cual se consignaron los siguientes datos: fecha, código de la parcela, hora de censo, número de estación de muestreo, especie, número de individuos por especie y sexo si presentaban dimorfismo sexual (Ralph *et al.* 1996). Los individuos que pasaban sobrevolando las parcelas durante los muestreos o aquellos que fueron avistados por fuera de los mismos fueron identificados y anotados en forma separada de los resultados obtenidos durante el período de avistamiento (Ralph *et al.* 1996, Greenberg *et al.* 1997a). Estas observaciones adicionales se incluyeron dentro del listado general de las especies de aves registradas para toda el área de estudio y zonas circundantes, indicando en que hábitats y condiciones fueron observadas.

Para cada parcela de muestreo se calculó la riqueza (S); (número de especies presentes), donde n_i representa la abundancia de la especie i . La abundancia relativa de la especie i puede calcularse como el cociente entre la abundancia de i y la abundancia total de toda la comunidad:

$$p_i = n_i / N$$

También se calculó la abundancia de las especies de árboles y aves en cada uno de los hábitats por medio de curvas de rango--abundancia, dado a que es un método de sistema gráfico tradicional y eficaz usado para comparar diversidad. La abundancia es representada por el rango de especies registradas. Se obtuvieron gráficos de rango abundancia a través del programa BioDiversity Professional Beta (McAleece *et al.* 1997), para las especies de aves y de árboles registrados en cada uno de los diferentes hábitats.

También se calculó el índice de Equitatividad (E). La equitatividad es un parámetro descriptivo de las relaciones de abundancia. Esta se puede medir de muchas formas, una de

las más sencillas es estimar la equitatividad a partir de la abundancia de la especie dominante (Sp_1); (Hill, 1973).

$$E = 1/Sp_1$$

$$0 \leq E \leq 1$$

El valor de E se acerca a cero cuando una especie domina sobre todas las demás en la comunidad, y se acerca a 1 cuando todas las especies comparten abundancias similares. Estos cálculos fueron elaborados en BioDiversity Professional Beta (McAleece *et al.* 1997), estos análisis se realizaron para cada una de las parcelas y posteriormente se estimó la media por hábitats y se realizó un análisis de varianza de medias (ANDEVA), por medio del programa estadístico InfoStat/Profesional versión 1.1 (Robledo *et al.* 1998) para estimar si se presentaban diferencias estadísticas entre los promedios para cada uno de estos valores registrados en los diferentes hábitats.

Para cada parcela en cada uno de los hábitats, se calculó la diversidad de aves y de árboles presentes usando los índices de diversidad de Shannon. El índice de Shannon es un dato estadístico usado como índice de la diversidad y es probablemente la información más cercana a un estándar común. Es dependiente del tamaño de muestra y tiende a ser recargado levemente hacia riqueza de especies. Se empleo el índice calculado en log de base 10. Shannon es uno los índices intrínsecos de diversidad y se mide la diversidad como:

$$H' = -[\sum p_i \log(p_i)]$$

El valor de H' se encuentra acotado entre 0 y $\log(s)$, tiende a cero en comunidades poco diversas, y es igual al logaritmo de la riqueza específica en comunidades de máxima equitatividad. Estos datos fueron calculados en el programa BioDiversity Professional Beta (McAleece *et al.* 1997)

También se calculó para cada una de las parcelas en los diferentes hábitats, el índice de Simpson (D). El índice de Simpson da la misma probabilidad a cualquiera de dos individuos, escogidos al azar de una comunidad infinita, que pertenezcan a diferentes especies. Es un índice intrínseco de la diversidad cargado hacia la equitatividad, que mide la diversidad como:

$$D = [N(N-1) / \sum n_i(n_i-1)]$$

El valor de D se encuentra acotado entre 0 y s , tiende a cero en comunidades poco diversas, y es igual a la riqueza específica en comunidades de máxima equitatividad. Este índice fue calculado en el programa BioDiversity Professional Beta (McAleece *et al.* 1997)

El índice de Margalef es un índice de la diversidad cargado hacia riqueza de la especie. Se calculó para cada una de las parcelas de muestreo en cada uno de los diferentes hábitats, se calcula como:

$$D_{MG} = (S-1)/\ln(N)$$

El índice de Margalef se calculó tanto para las especies de aves como de árboles en cada uno de los diferentes hábitats a través del programa BioDiversity Professional Beta (McAleece *et al.* 1997)

Se realizaron análisis de agrupamientos para cada uno de los hábitats de acuerdo a la composición y abundancia de especies tanto de aves como de árboles presentes en las parcelas. Este método clasifica los hábitats muestreados según medidas de la distancia o de la semejanza. Los datos pueden ser cuantitativos como para la composición y abundancia de especies o de presencia/ausencia en el caso de la composición únicamente de las especies. La similitud de Bray-Curtis usando el agrupamiento del promedio del grupo parece dar una jerarquía útil de agrupamiento. Para los datos de presencia/ausencia, se utilizó la medida de la distancia de Jaccard. Tanto los porcentajes de similitud como los dendrogramas de agrupamientos de los diferentes hábitats se obtuvieron a través del programa BioDiversity Professional Beta (McAleece *et al.* 1997). En los resultados se muestra tanto el dendrograma como la matriz de porcentajes de similitud entre cada uno de los diferentes hábitats.

También se determinó el número de especies y de individuos de aves propias de áreas boscosas y de áreas de pastizales respectivamente para cada una de las parcelas en cada uno de los diferentes hábitats. Esta clasificación de especies propias de áreas boscosas y especies de áreas de pastizales se realizó con base en la guía de aves de Costa Rica (Stiles y Skutch 1989), buscando cada una de las especies registradas e identificando que preferencia presentaba en la descripción del hábitat. También se realizó una clasificación de todas las especies de aves según el gremio alimenticio al que pertenecen. Se distinguieron los siguientes gremios: carnívoras (incluyendo carroñeras), frugívoras, granívoras, insectívoras, nectarívoras, omnívoras y piscívoras, de acuerdo a los hábitos alimenticios descritos en la guía de las aves de Costa Rica para cada una de las especies registradas en las parcelas de muestreo (Stiles y Skutch 1989).

3.6 COMPARACIÓN DE LA DIVERSIDAD ARBÓREA Y AVIAR ENTRE LOS HÁBITATS

Para comparar el número total de especies, el número total de individuos, y la diversidad (Shannon, Simpson y Margalef) de las especies de árboles y de aves entre los hábitats se

realizó un análisis de varianza (ANDEVA) por medio del programa estadístico InfoStat/Profesional versión 1.1 (Robledo *et al.* 1998), en donde la variable independiente fue el tipo de hábitat y las variables dependientes fueron la diversidad de árboles y aviar (número de especies total y de individuos totales, equitatividad, Shannon, Simpson y Margalef), calculados para cada uno de los seis hábitats a través del programa de biodiversidad BioDiversity Professional Beta (McAleece *et al.* 1997).

También se determinó el porcentaje de similitud entre los diferentes hábitats tanto para las especies de árboles y como aves de registrados en las parcelas en cada uno de los hábitats, los cuales combinan la riqueza registrada, como número total de especies en un determinado hábitat, la dominancia y la abundancia relativa y acumulada de las especies registradas; para determinar los diferentes grados de afinidad y estimar la diversidad de las especies tanto de árboles, como de aves, basados en la comparación de los seis diferentes hábitats mediante el coeficiente de similitud de Jaccard (Matteucci y Colma 1982) estimados por medio del programa de biodiversidad BioDiversity Professional Beta (McAleece *et al.* 1997).

Además se efectuó un agrupamiento de los seis hábitats de acuerdo con la composición y abundancia de especies tanto para las especies de aves como para las especies de árboles por separado y otro análisis de agrupamiento solamente con base en la composición de la avifauna y la vegetación por separado encontrada en los mismos hábitats, mediante un análisis de conglomerados de agrupamiento jerárquico por medio de las medias no ponderadas (UPGMA, por sus siglas en inglés) a partir del coeficiente de similitud de Jaccard o Distancia Euclidiana, para visualizar las diferencias dentro de los hábitats relacionadas con la composición y abundancia de especies. Estos agrupamientos se elaboraron a través del programa de biodiversidad BioDiversity Professional Beta (McAleece *et al.* 1997).

El agrupamiento según la composición y riqueza de las especies encontradas en cada uno de los hábitats muestreados se realizó por medio del análisis de similitud Bray-Curtis, el cual efectúa un agrupamiento de medias por hábitats, presentando o reflejando una jerarquía en este tipo de agrupamiento. El agrupamiento elaborado en el caso de los datos transformados a presencia/ausencia de las especies de aves registradas en los diferentes hábitats se efectuó utilizando la medida de la distancia de Jaccard, calculados a través del programa de biodiversidad BioDiversity Professional Beta (McAleece *et al.* 1997).

También se realizaron pruebas estadísticas de Kruskal Wallis para establecer las diferencias entre la riqueza de las especies y la abundancia de los individuos tanto de los árboles como de las aves en cada una de las parcelas por hábitats y análisis de regresión simple entre la riqueza de especies de árboles en cada tipo de hábitat y el número de especies e individuos de aves típicas de hábitats de pastizales y hábitats boscosos. Todos estos análisis estadísticos se realizaron a través de programa estadístico InfoStat/Profesional versión 1.1 (Robledo *et al.* 1998).

3.7 RELACIÓN ENTRE CARACTERÍSTICAS ESPACIALES, DIVERSIDAD Y RIQUEZA ARBÓREA Y AVIAR ENTRE HÁBITATS

De acuerdo con los datos obtenidos en la caracterización arbórea, aviar y características y variables espaciales de las parcelas en los diferentes hábitats se realizó una regresión múltiple entre las variables espaciales calculadas para cada una de las parcelas (distancia a la parcela similar más cercana, distancia de la parcela al tipo de uso del suelo más cercano (cultivos anuales, cultivos perennes, caminos, ríos, asentamientos humanos, sistemas silvopastoriles y fragmentos de bosque) y porcentaje de cobertura arbórea a diferentes distancias de la parcela (100, 250, 500 y 1000 m), las características espaciales del fragmento en el paisaje (área, perímetro, índice área-perímetro, porcentaje de cobertura alrededor de la parcela, distancia mínima a fragmentos de bosque seco) y las variables de diversidad y riqueza arbórea y aviar (número de especies, número de individuos, índice de equitatividad, índices de diversidad de Shannon, Simpson y Margalef) para establecer si las características vegetales de los hábitats influyen o actúan sobre la abundancia, riqueza y diversidad de especies de aves que los ocupan.

Además se correlacionaron los datos de caracterización aviar (número de especies, número de individuos índice de equitatividad, índices de diversidad de Shannon, Simpson y Margalef) con los datos de la caracterización arbórea (número de especies, número de individuos índice de equitatividad, índices de diversidad de Shannon, Simpson y Margalef) junto con el porcentaje de cobertura arbórea a diferentes distancias en círculos concéntricos alrededor del centro de la parcela (con radios de 100, 200, 500 y 1.000 m), por medio de un análisis de regresión entre la diversidad de especies aves y especies de árboles presente en cada uno de los diferentes hábitats y el porcentaje de cobertura arbórea alrededor de cada una de las parcelas.

Se realizaron análisis de varianza (ANDEVA) entre el número de especies e individuos de aves propias de áreas boscosas y entre el número de especies e individuos de aves propias de áreas de pastizales entre los diferentes hábitats por medio del programa estadístico InfoStat/Profesional versión 1.1 (Robledo *et al.* 1998). También se realizaron análisis de varianza (ANDEVA) entre el número de especies y de individuos de las aves por cada uno de los distintos gremios registrados entre los diferentes hábitats por medio del programa estadístico InfoStat/Profesional versión 1.1 (Robledo *et al.* 1998).

También se realizó un análisis de regresión lineal simple entre este número de aves categorizadas por la preferencia de tipo de hábitat y la riqueza de especies de árboles en cada una de las parcelas para los diferentes tipos de hábitats. Mediante el análisis de regresión simple se estudió cómo los cambios en la variable predictora (riqueza de árboles en las parcelas) afectan a la variable respuesta (número de especies y de individuos de aves propias de áreas boscosas y especies de aves propias de áreas de pastizales), bajo un modelo propuesto. InfoStat/Profesional versión 1.1 usa el método de mínimos cuadrados para obtener las estimaciones de los coeficientes de la ecuación que explica la relación entre las variables. Así, se puede construir una ecuación de predicción que permita conocer el valor predicho de Y para un X dado dentro del dominio de los valores experimentados.

4. RESULTADOS

4.1 COMPOSICIÓN GENERAL DE LA COMUNIDAD ARBÓREA

En general para el paisaje y el área de estudio en Cañas es notable la riqueza de especies arbóreas encontradas. Se registró un total de 130 especies de árboles pertenecientes a 46 familias dentro de los seis hábitats en la zona de trabajo (10.000 ha); (Anexo 4). Esta riqueza de especies representa el 30.5% de las especies reportadas para la Provincia de Guanacaste en el Pacífico Norte de Costa Rica. No obstante vale la pena mencionar que se registraron solo algunas especies de palmas (tres de las ocho reportadas para el Pacífico norte), además no se registró ninguna especie de cactáceas arborescentes, las cuales son especies típicas de la región de Guanacaste (Poveda y Sánchez-Vindas 1999).

Las familias más ricas, en cuanto a número de especies registradas fueron la familia Mimosaceae y Papilionaceae con 12 especies cada una, seguida en orden descendente por la familia Caesalpinaceae con 9 especies, la familia Moraceae y Rubiaceae con 7 especies cada una. Las 41 familias restantes estuvieron representadas por 6 especies o menos, dentro de las cuales 22 son monoespecíficas o que estuvieron representadas por una sola especie (Figura 3).

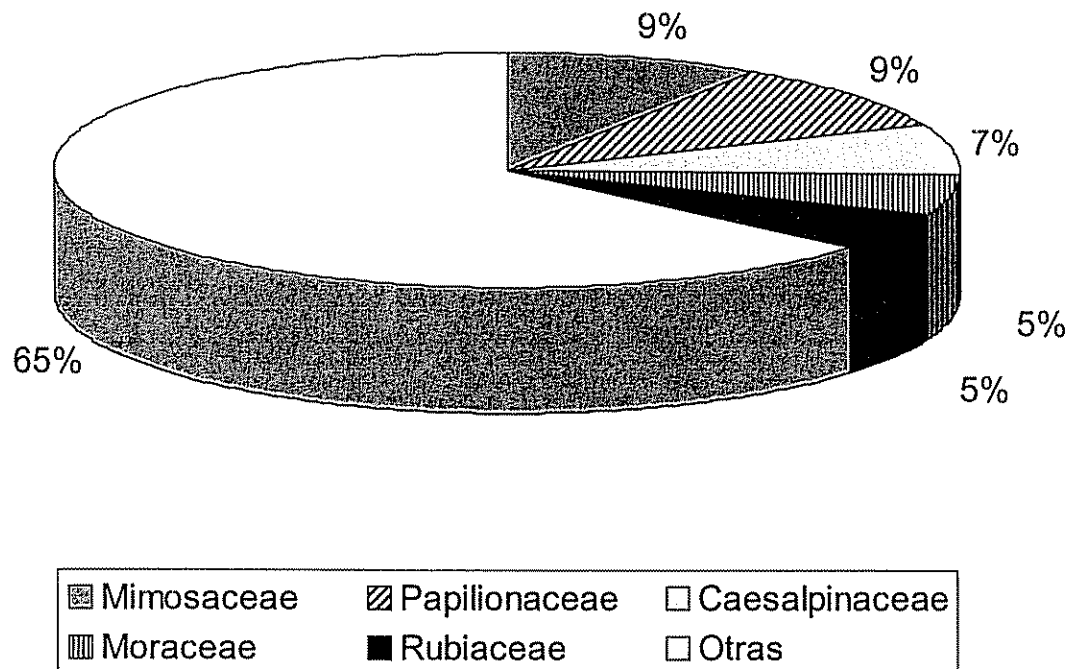


Figura 3. Composición porcentual de las familias (n= 46) según el número de especies de árboles (129) registrados en el área de estudio, en de las parcelas de muestreo (n= 43).

4.1.1 Riqueza y estructura arbórea en los hábitats

Se registró un total de 1.987 individuos de árboles con un DAP >10 cm pertenecientes a 96 especies en 35 parcelas de muestreo dentro de cinco hábitats: ocho parcelas en bosques riparios (0.8 ha) y charrales (0.8 ha) respectivamente, siete parcelas en potreros de alta y de baja cobertura respectivamente (1.4 ha); (Anexo 6) y cinco parcelas de muestreo en fragmentos de bosque seco (0.5 ha), mas los individuos registrados en las ocho cercas vivas. Solamente en las ocho cercas vivas se registró un total de 1.141 árboles de 34 especies diferentes (Anexo 7).

La curva de saturación de las especies de árboles registrados en las parcelas en los diferentes hábitats muestra un aumento de especies y no se satura al finalizar en muestreo en todas las parcelas. Esto indica que faltaron algunas especies por ser registradas en el área de estudio (Figura 4).

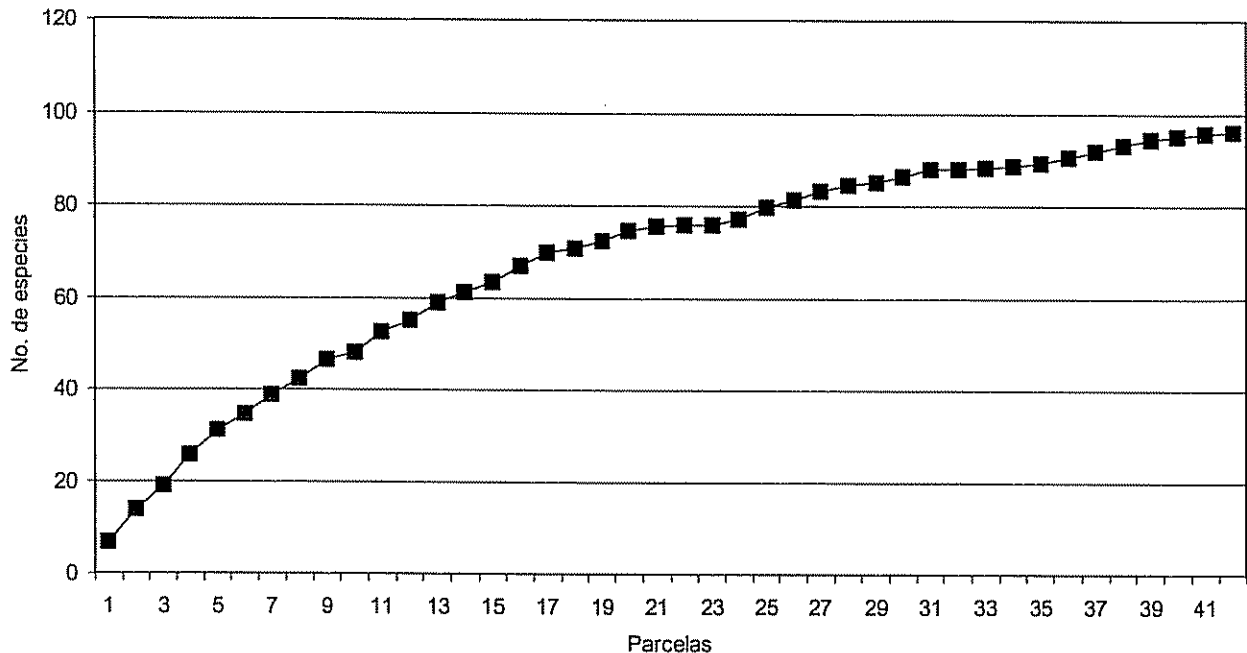


Figura 4. Curva de saturación de las especies de árboles registradas en 43 parcelas de muestreo.

La especie más abundante de los árboles registrados para toda el área fue el Pochote (*Pachira quinata*), del cual se midieron 611 individuos en tres de los seis hábitats, la gran mayoría en cercas vivas, los restantes individuos en bosques riparios (2 individuos) y en fragmentos de bosque seco (1 individuo). Luego en orden descendente esta el Jiñocuabe o Jiñote (*Bursera simaruba*) con 288 individuos, el Guácimo (*Guazuma ulmifolia*) con 135 individuos, el Nance (*Byrsonima crassifolia*) con 119 individuos, el Laurel (*Cordia alliodora*) con 107 individuos (Figura 5). Dentro del total de especies de árboles registrados para la

zona (96 especies), la mayoría de ellos (90 especies) presentaron menos de 50 individuos por especie. Solamente seis especies fueron comunes dentro de las parcelas: el Pochote (*Pachira quinata*) con 611 individuos, el Jinocuabe, Jiñote o Indio desnudo (*Bursera simaruba*) con 288 individuos, el Guácimo, Guácimo ternero (*Guazuma ulmifolia*) con 128 individuos, el Nance (*Byrsonima crassifolia*) con 119 individuos, el Laurel (*Cordia alliodora*) con 107 individuos y el Matapalo (*Ficus goldmanii*) con 97 individuos (Figura 5); (Cuadro 2).

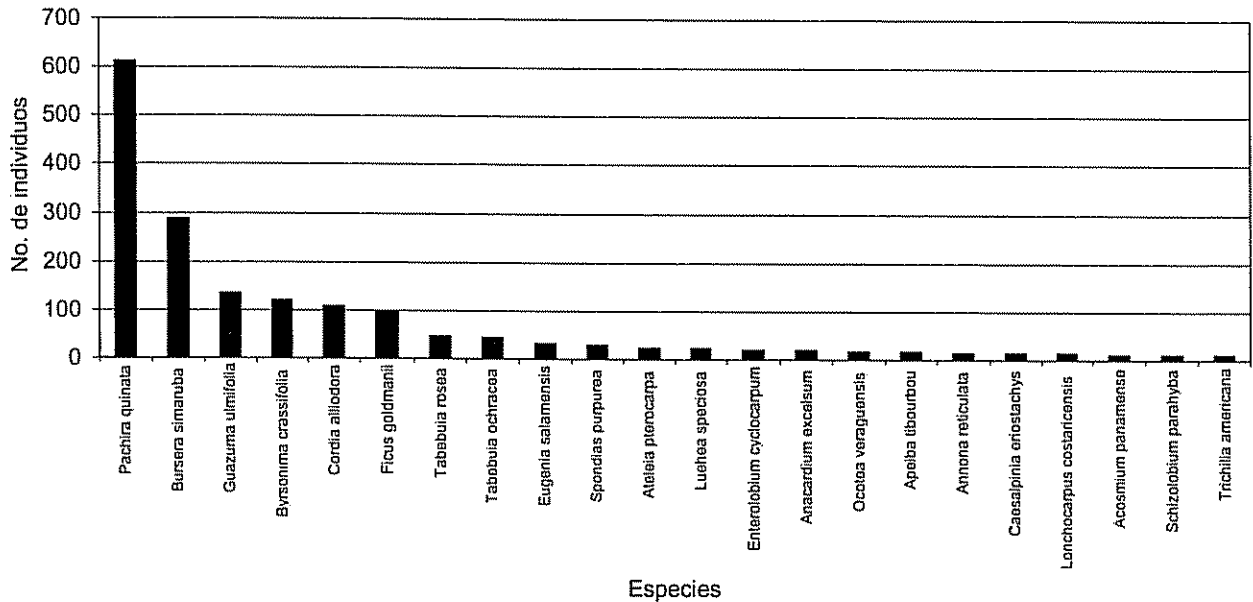


Figura 5. Curva rango-abundancia de las especies de árboles más abundantes (n= 22) e individuos (n= 1720) con un DAP >10 cm, registrados en 43 parcelas.

Las diez especies más abundantes en la zona de estudio, están presentes con un mayor número de registros de individuos en las cercas vivas (5 especies) y los charrales (4 especies), ya que varias de ellas estuvieron ausentes en las parcelas de los demás hábitats como es el caso particular del Matapalo (*Ficus goldmanii*) y el Jocote o Ciruelo (*Spondias purpurea*) que solo se registraron en cercas vivas. En el caso del Pochote (*Pachira quinata*) y el Jinocuabe, Jiñote o Indio desnudo (*Bursera simaruba*) se registraron en tres de los seis hábitats: fragmentos de bosque seco, bosques riparios y cercas vivas; en las cercas vivas fueron las especies más abundantes respectivamente. Solamente dos especies de las 96 especies de árboles registradas para el área de estudio se registraron en todos los hábitats, el Nance (*Byrsonima crassifolia*) con 119 individuos en total y el Corteza o Cortes amarillo (*Tabebuia ochracea*) con 43 individuos en total, el mayor número de individuos registrados para cada una de estas especies se presentó en los charrales.

Cuadro 2. Las diez especies de árboles más abundantes, número total de individuos, porcentaje del total de individuos registrados, hábitat con mayor número de registros, número de individuos en dicho hábitat y hábitats con registros.

Especie	No. total individuos	% total individuos	Hábitat con más registros	No. de individuos	Hábitats con registros
<i>Pachira quinata</i>	611	30.7	CV	608	BS, BR, CV
<i>Bursera simaruba</i>	288	14.5	CV	283	BS, BR, CV
<i>Guazuma ulmifolia</i>	128	6.8	CH	61	BS, BR, CH, PBC
<i>Byrsonima crassifolia</i>	119	6.0	CH	69	BS, BR, CH, CV, PAC, PBC
<i>Cordia alliodora</i>	107	5.4	CH	69	BS, CH, CV, PAC, PBC
<i>Ficus goldmanii</i>	97	4.9	CV	97	CV
<i>Tabebuia rosea</i>	48	2.4	CV	32	BR, CV, PAC, PBC
<i>Tabebuia ochracea</i>	43	2.2	CH	16	BS, BR, CH, CV, PAC, PBC
<i>Eugenia salamensis</i>	31	1.6	BS	22	BS, BR, CH, CV, PBC
<i>Spondias purpurea</i>	29	1.5	CV	29	CV

Del total de las especies se registraron cuarenta especies de árboles en un solo hábitat en particular y se registraron 26 especies, de las cuales solamente se registró un individuo en las parcelas de todos los hábitats (Cuadro 3). En los bosques riparios se encontraron 17 especies que no estaban en otros hábitats, las cercas vivas fue el segundo hábitat con 9 especies y el hábitat en el que menos especies únicas se registraron para dicho hábitat fue en los fragmentos de bosque seco con apenas tres especies. Los potreros de baja cobertura fueron el único hábitat en el cual no se presentaron especies que no fueran registradas previamente en los otros tipos de hábitats (Cuadro 3).

Los gráficos de rango-abundancia para las especies de árboles registradas en cada uno de los hábitats por separado muestran una gran variabilidad tanto en el número de individuos por especie como del número de especies en sí. Para el caso particular de los fragmentos de bosque seco, el Laurel (*Cordia alliodora*) fue la especie más abundante con 23 individuos, seguido de la Fruta de pava o Moridero (*Eugenia salamensis*) con 22 individuos, el Nance (*Byrsonima crassifolia*) con 19 individuos, el Corteza o Cortes amarillo (*Tabebuia ochracea*) con 10 individuos y el Anonillo (*Annona reticulata*) con 7 individuos. Se registraron 18 especies con un solo individuo (Figura 6).

Cuadro 3. Especies de árboles registrados en un solo hábitat (especies marcadas con * solo se registró un individuo).

BS	BR	CH	CV	PAC
<i>Albizia adinocephala*</i>	<i>Anacardium excelsum</i>	<i>Carica papaya*</i>	<i>Acacia collinsii*</i>	<i>Myrospermum frutescens</i>
<i>Croton niveus</i>	<i>Cedrela odorata*</i>	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	<i>Casearia corymbosa*</i>	<i>Persea americana*</i>
<i>Diospyrus salicifolia*</i>	<i>Ceiba pentandra*</i>	<i>Diphysa americana*</i>	<i>Curatella americana*</i>	<i>Pithecellobium velutinum*</i>
	<i>Coccoloba venosa</i>	<i>Hirtella racemosa*</i>	<i>Ficus goldmanii</i>	<i>Sapranthus palanga*</i>
	<i>Crescentia cujete*</i>	<i>Roupala montana*</i>	<i>Leucaena leucocephala*</i>	
	<i>Eugenia oerstediana</i>	<i>Tabebuia impetiginosa*</i>	<i>Miconia argentea*</i>	
	<i>Ficus werckleana</i>	<i>Thouinia serrata*</i>	<i>Sideroxylon capiri*</i>	
	<i>Guarea glabra</i>		<i>Spondias purpurea</i>	
	<i>Gyrocarpus jatrophiifolius*</i>		<i>Zanthoxylum setulosum</i>	
	<i>Lysiloma divaricatum</i>			
	<i>Pithecellobium dulce*</i>			
	<i>Sapium glandulosum*</i>			
	<i>Schizolobium parahyba</i>			
	<i>Solanum hazenii*</i>			
	<i>Tabernaemontana alba*</i>			
	<i>Thouinidium decandrum*</i>			
	<i>Zygia longifolia</i>			

En los bosques riparios, la especie más abundante fue el Guácimo o Guácimo ternero (*Guazuma ulmifolia*) con 57 individuos, seguido por el Espavel o Rabito (*Anacardium excelsum*) con 20 individuos, el Canelo, Canelillo, Quina o Sigua canelo (*Ocotea veraguensis*) con 16 individuos, el Gavilán o Gallinazo (*Schizolobium parahyba*) con 13 individuos y el Achiote (*Bixa orellana*) con 10 individuos. Se registraron 19 especies con un solo individuo (Figura 7).

Para el caso particular de los charrales, el Nance (*Byrsonima crassifolia*) y Laurel (*Cordia alliodora*) fueron los más abundantes, con 69 individuos cada uno, están seguidos por el Guácimo o Guácimo ternero (*Guazuma ulmifolia*) con 61 individuos, *Ateleia pterocarpa* con 23 individuos y el Corteza o Cortes amarillo (*Tabebuia ochracea*) con 16 individuos. Se registraron 26 especies con un solo individuo (Figura 8).

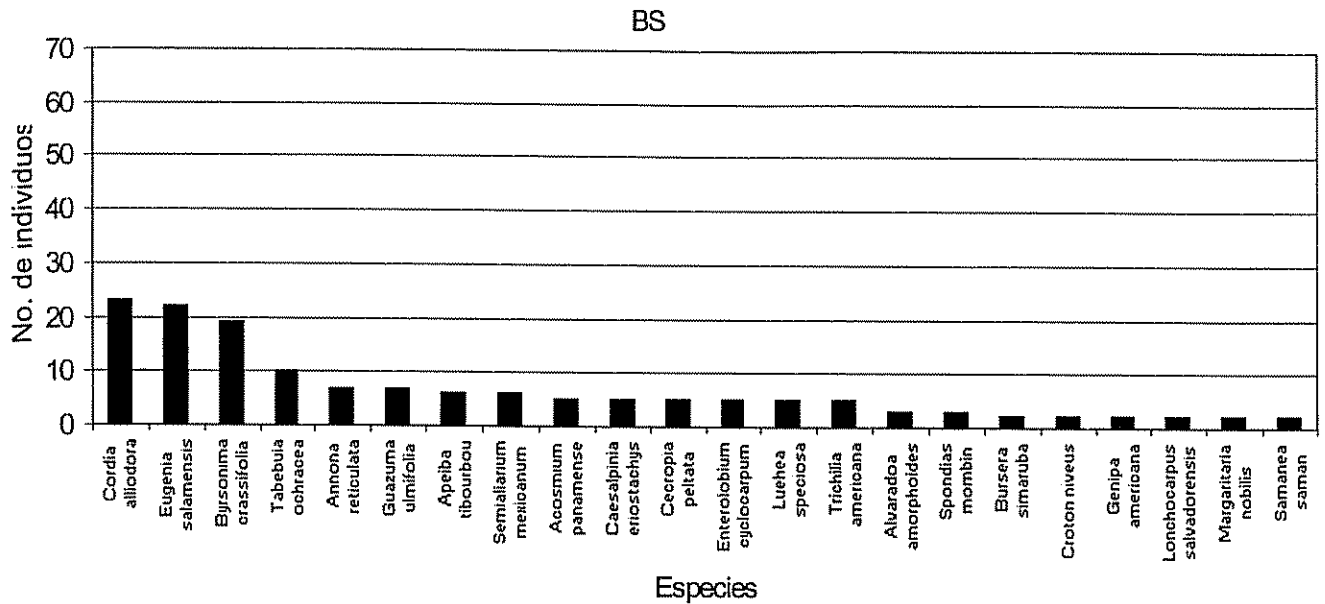


Figura 6. Curva rango-abundancia de las especies de árboles más abundantes (n= 22) e individuos (n= 148) registrados en las 5 parcelas de fragmentos de bosque seco (5.000 m²).

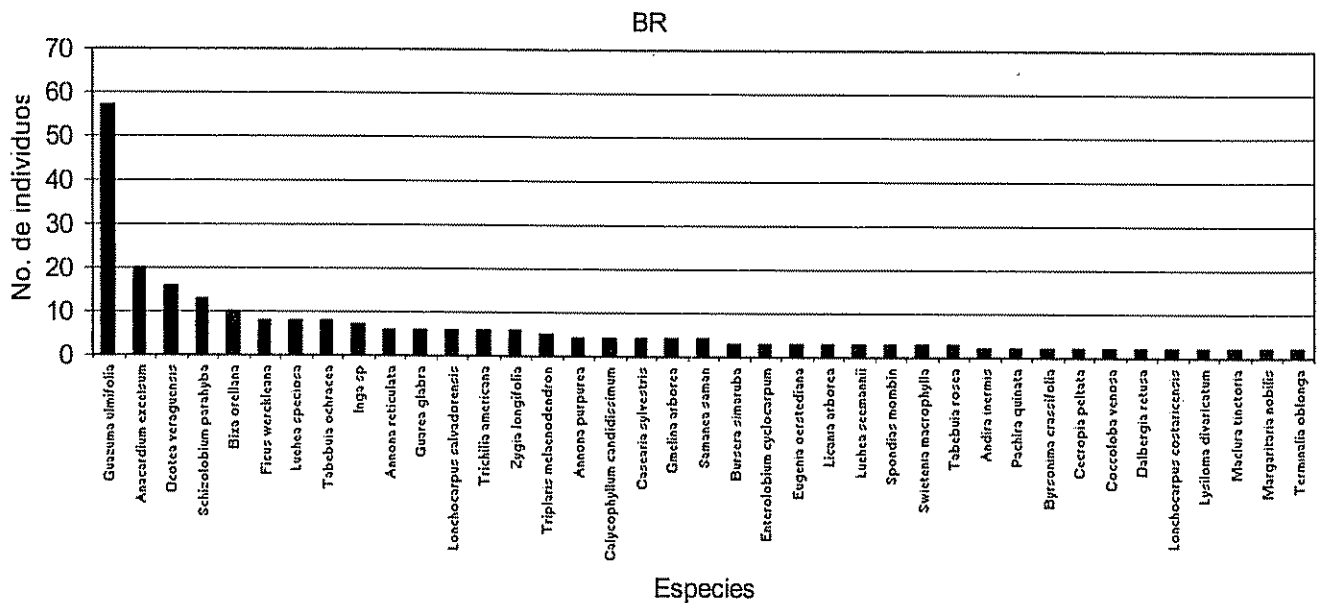


Figura 7. Curva rango-abundancia de las especies de árboles más abundantes (n= 39) e individuos (n= 248) registrados en las 8 parcelas de bosques riparios (8.000 m²).

La especie más abundante en los potreros de alta cobertura fue el Laurel (*Cordia alliodora*) con 9 individuos, seguido del Roble Sabana (*Tabebuia rosea*) con 6 individuos, el Nance (*Byrsonima crassifolia*) con 4 individuos, el Carboncillo o Guayacán (*Acosmium panamense*) y el Chaperno (*Lonchocarpus costaricensis*) con 2 individuos cada uno. Se registraron 11 especies con un solo individuo (Figura 9).

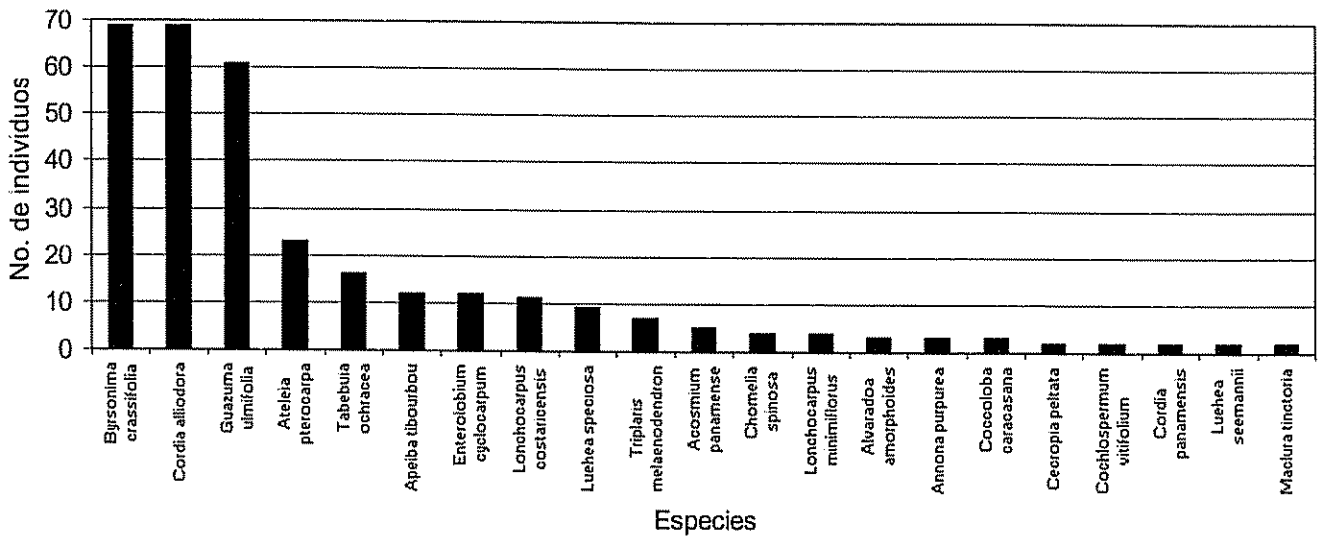


Figura 8. Curva rango-abundancia de las especies de árboles más abundantes (n= 21) e individuos (n= 321) registrados en las 8 parcelas de charral (8.000 m²).

PAC

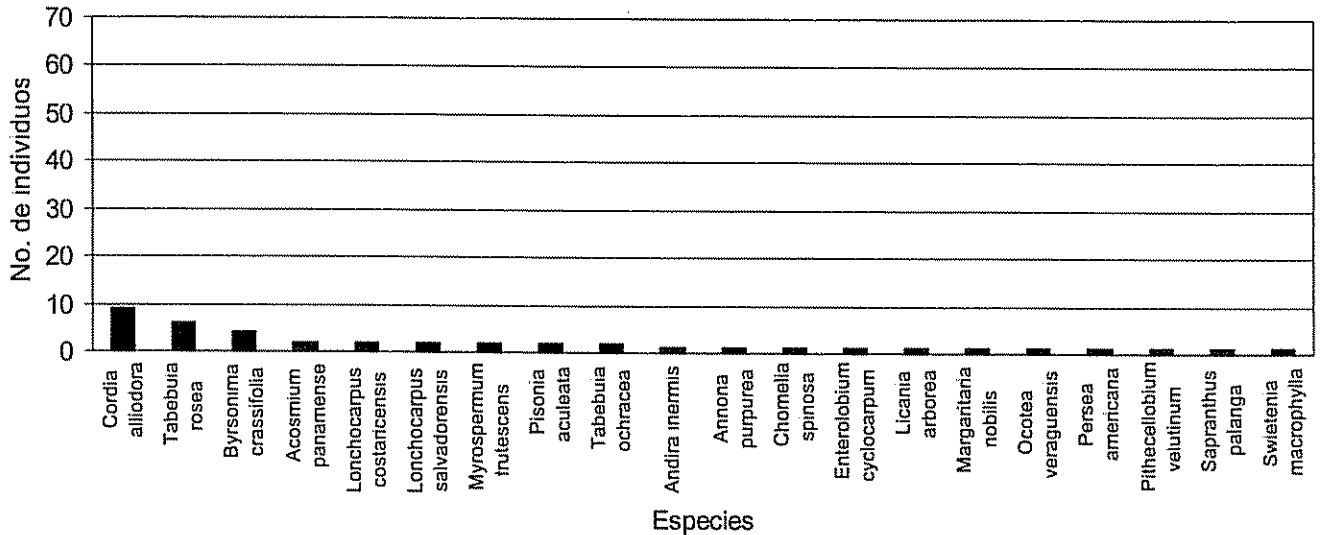


Figura 9. Curva rango-abundancia de las especies de árboles (n= 20) e individuos (n= 42) registrados en las 7 parcelas de potrero de alta cobertura (7.000 m²).

El Roble sabana (*Tabebuia rosea*) fue la especie más abundante en los potreros de baja cobertura con 7 individuos, en orden descendente, es seguido por la palma de Coyoil (*Acrocomia aculeata*) con 4 individuos, el Guácimo o Guácimo ternero (*Guazuma ulmifolia*) con 3 individuos, el Cenízaro o Genízaro (*Samanea saman*) con 2 individuos y el Almendro de río, Carne asada, Areno o Arenillo (*Andira inermis*) con 1 individuo al igual que la 7 especies restantes, las cuales cuentan con un solo individuo (Figura 10).

En el caso particular de las cercas vivas se registraron muchos más individuos ($n= 1141$) que en los demás hábitats en comparación (PBC, $n= 24$ y CH, $n= 347$), dado que se implementó una metodología diferente para este tipo de hábitat. Se encontró que la especie más abundante en las cercas vivas en el área de estudio fue el Pochote (*Pachira quinata*) con 608 individuos, seguido por el Jinocuabe, Jiñote o Indio desnudo (*Bursera simaruba*) con 283 individuos, el Matapalo (*Ficus goldmanii*) con 97 individuos, el Roble sabana (*Tabebuia rosea*) con 32 individuos y el Jocote o Ciruelo (*Spondias purpurea*) con 29 individuos. Se registraron 15 especies con un solo individuo (Figura 11).

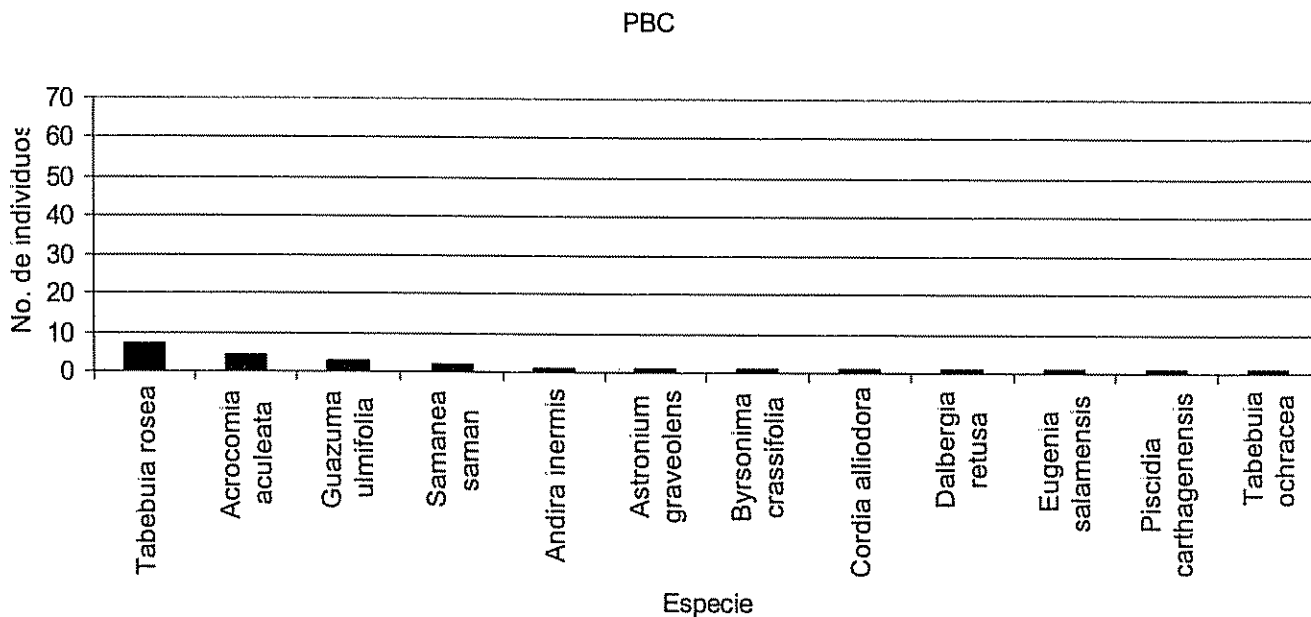


Figura 10. Curva rango-abundancia de las especies de árboles ($n= 12$) e individuos ($n= 24$) registrados en las 7 parcelas de potrero de baja cobertura (8.000 m^2).

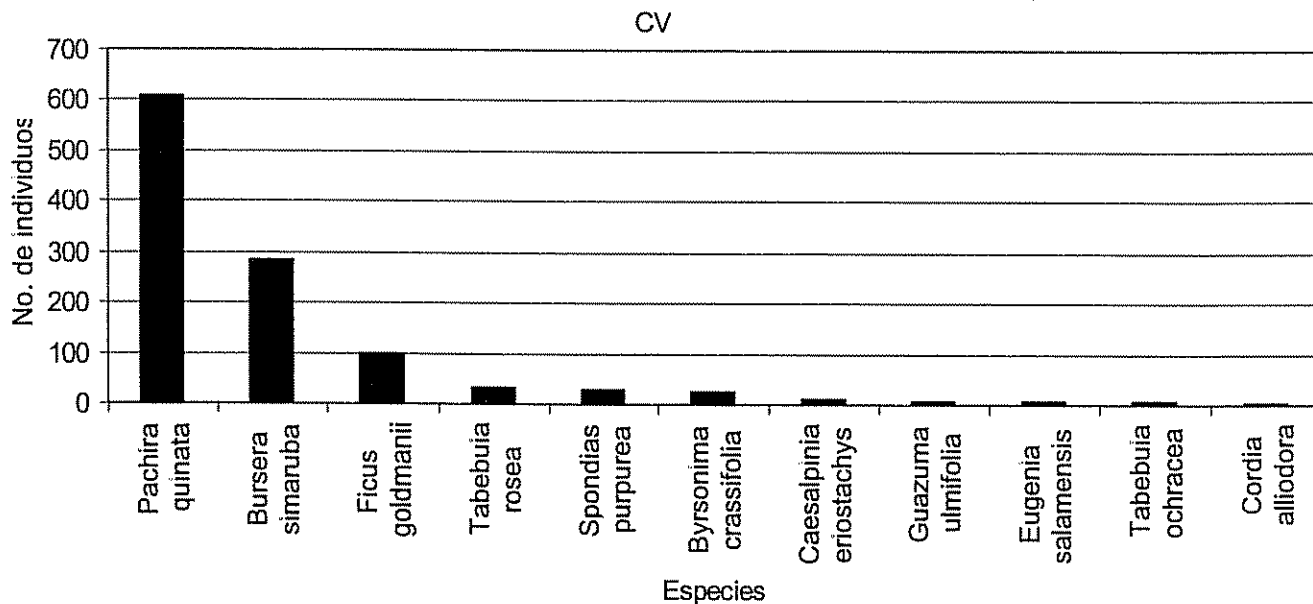


Figura 11. Rango-abundancia de las especies de árboles más abundantes ($n= 11$) e individuos ($n= 1108$) registrados en las 8 cercas vivas (2.800 m).

4.1.2 Comparaciones entre los hábitats.

Se presentaron diferencias en cuanto al número de individuos por especie y el número de especies de árboles registradas en cada uno de los hábitats muestreados, se encontraron más individuos de árboles en los charrales y más especies en los bosques riparios (Cuadro 4); (Anexo 5).

Cuadro 4. Número total de individuos y número total de las especies de árboles registrados en las parcelas de los diferentes hábitats.

Hábitats	No. total de individuos	No. total de especies
BS (n= 5)	166	40
BR (n= 8)	267	58
CH (n= 8)	347	47
PAC (n= 7)	42	20
PBC (n= 7)	24	12

En las curvas de acumulación de las especies de árboles registradas en cada una de las parcelas en los diferentes hábitats se observa que ninguna de ellas presenta una tendencia clara a estabilizarse al final de los muestreos, por el contrario se observa que estas presentan pendientes pronunciadas registrándose cada vez más un número mayor de especies nuevas que en la parcela anterior y los valores siempre aumentan progresivamente, lo cual nos indicó que en las parcelas de todos los hábitats se registro solo una proporción de todas las especies que se pueden encontrar en cada una de las parcelas por hábitat y que se esperaba registrar un mayor número de especies por hábitat (Figura 12).

En las parcelas de los bosques riparios fue en donde se registró un mayor número de especies de árboles con un total de 58 especies. La curva que se encuentra por debajo es la de las parcelas de fragmentos de bosque seco, para este hábitat solo se tenían 5 parcelas en las cuales la riqueza acumulada alcanzó un valor de 40 especies. Las curvas de saturación de especies con menores resultados son las de las parcelas de potrero de alta cobertura y baja cobertura. En estas parcelas solo se registraron 20 y 12 especies respectivamente lo cual es un valor muy bajo comparado con los mas altos (Figura 12).

Se presentaron diferencias en el promedio de especies de árboles registrados en los diferentes hábitats. Los hábitats en los cuales se registraron mas especies de árboles en promedio por parcela fueron los fragmentos de bosque seco y bosques riparios, cada uno con un promedio de 13 especies. El hábitat en donde menos especies de árboles promedio por parcela se registró fue en los potreros de baja cobertura con tres especies y a su vez es el hábitat con menos individuos en promedio por parcela, con cuatro individuos. Se

observaron diferencias significativas para el promedio del número de especies registradas en los diferentes hábitats ($F_{4,30} = 54.62, p = < .0001$). Hubo tres grupos claros, los fragmentos de bosque seco y bosques riparios presentaron un mayor número de especies que los charrales y este hábitat a la vez presentó un mayor número de especies en comparación con los potreros de alta y baja cobertura (Figura 13).

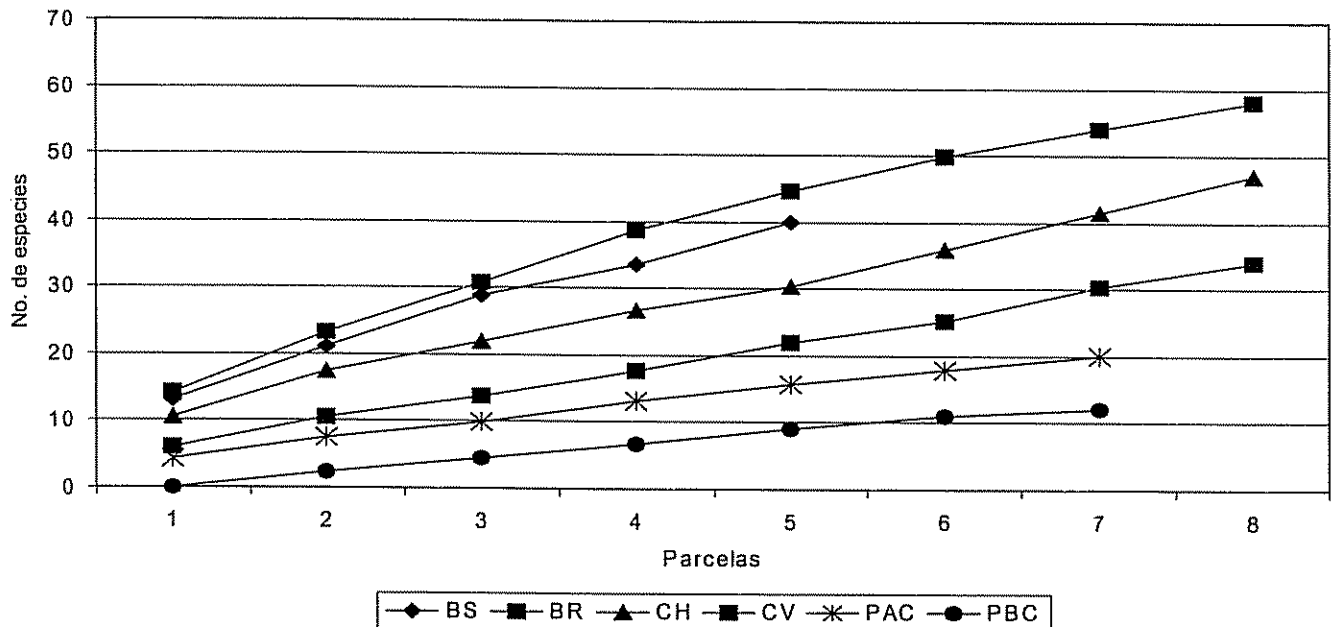


Figura 12. Curvas de acumulación de las especies de árboles en las parcelas de los diferentes hábitats (BS con 5 parcelas, PAC y PBC con 7 parcelas, BR, CH y CV con 8 parcelas).

También se presentaron diferencias en el número de individuos registrados en promedio en los diferentes hábitats. Se obtuvo una diferencia significativa entre los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales con un mayor promedio de individuos de árboles que los registrados en los potreros de alta y baja cobertura, los cuales tuvieron menores promedios del número de individuos ($F_{4,30} = 20.00, p = < .0001$); (Figura 13). En promedio se registraron más especies e individuos de árboles en los hábitats boscosos (fragmentos de bosque seco, bosques riparios, charrales) que en los hábitats abiertos (potreros de potreros de alta y baja cobertura). En estas comparaciones no se incluyeron los datos de las cercas vivas, dado a que los datos recopilados en estos hábitats no son de un área particular como en el resto de los hábitats (0.1 ha), sino en metros lineales de cercas vivas (350 m) donde se midieron todos los árboles, en total fueron 2.800 m de cercas vivas.

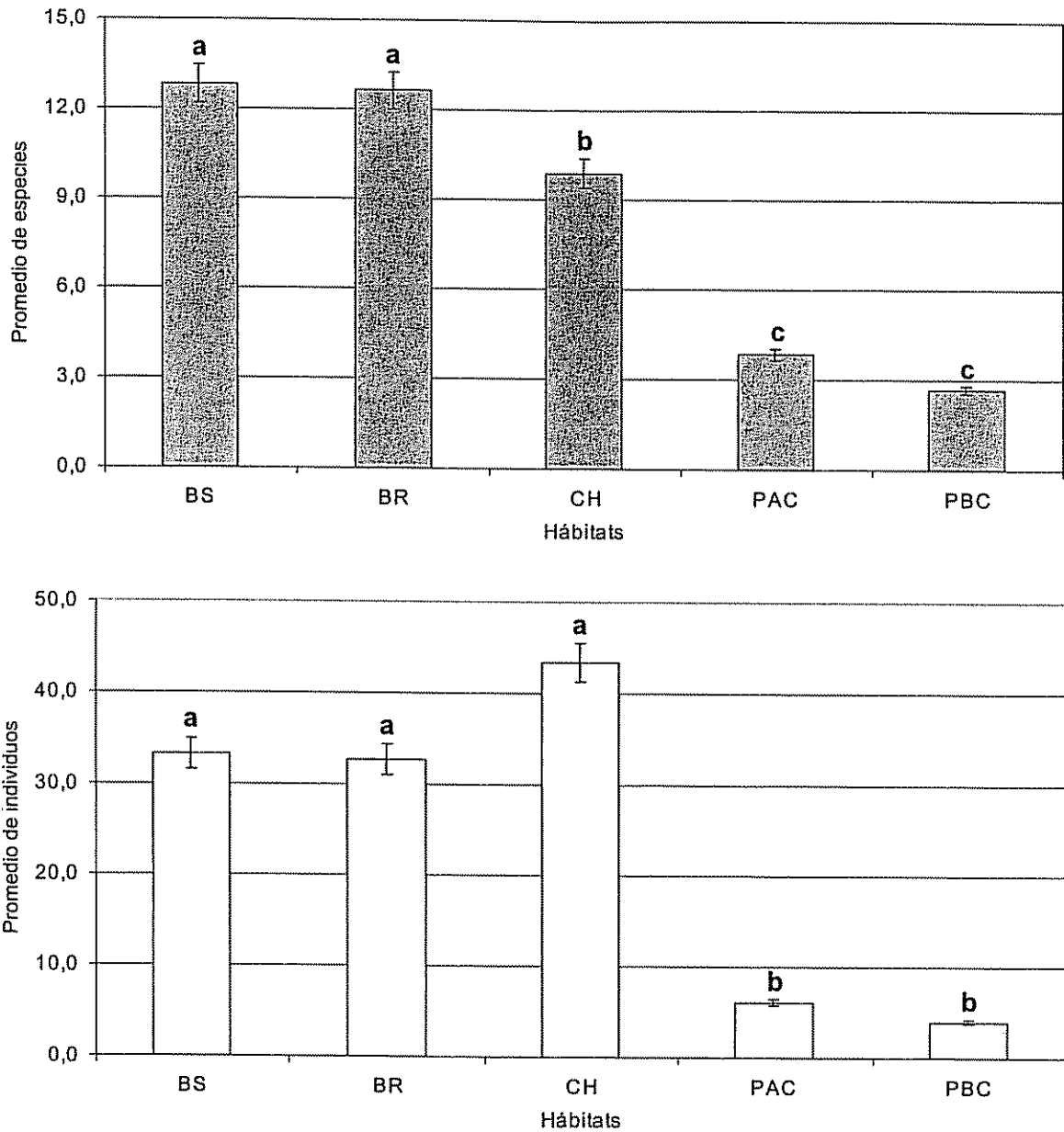


Figura 13. Promedio del número de especies (S) e individuos (N) de árboles en los hábitats (BS, 5 parcelas, PAC y PBC, 7 parcelas, BR y CH, 8 parcelas) y el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < .05$). Prueba de Tukey.

Al realizar una prueba de análisis de varianza (ANDEVA) para determinar las diferencias entre el índice de equitatividad (E), índice de diversidad de Shannon y Simpson y el índice de Margalef de las especies de árboles registrados y calculados para cada una de las parcelas de muestreo en los diferentes hábitats, se encontró que los valores mas altos para los promedios calculados y comparados de equitatividad (E), índice de diversidad de Shannon y Simpson e índice de Margalef se observan en general para los hábitats de bosque seco, bosques riparios y charrales (Cuadro 5).

Se encontraron diferencias significativas para el promedio de Equitatividad (E) siendo hábitats boscosos (fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales) significativamente diferentes en comparación con los promedios de los potreros de baja cobertura, indicando que existe una distribución más uniforme de los individuos registrados de las especies presentes en los hábitats boscosos debido a la regeneración natural que se presenta en estas áreas (Cuadro 5). Para el promedio del índice de diversidad de Shannon se presentó el mismo patrón obtenido en el índice de equitatividad, encontrándose que hábitats boscosos (fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales) tuvieron un mayor promedio del índice de Shannon que los hábitats de potreros de alta y baja cobertura. Igualmente ocurrió con el promedio para el índice de diversidad de Simpson, siendo los hábitats boscosos más diversos en cuanto a especies de árboles que los hábitats de potreros de alta y baja cobertura. El promedio del índice de Margalef, presentó diferencias significativas entre los hábitats boscosos y los potreros de alta y baja cobertura demostrando una mayor riqueza de especies en los hábitats boscosos que en los hábitats de potreros presentando el mismo patrón que para los demás índices de diversidad (Cuadro 5).

Cuadro 5. Promedio de Equitatividad, índice de Shannon, índice de Simpson e índice de Margalef para la comunidad arbórea en los diferentes hábitats (letras distintas en las filas indican diferencias significativas ($p < .05$)).

	BS	BR	CH	PAC	PBC	F	Pr > F
Prom. de Equitatividad	0.40 ab	0.43 ab	0.54 a	0.16 b	0.06 c	12.05	<.0001
Error estándar	0.01	0.02	0.01	0.05	0.02		
Prom. de Shannon	2.13 a	2.09 a	1.71 a	1.12 b	0.87 b	13.54	<.0001
Error estándar	0.03	0.02	0.02	0.17	0.08		
Prom. de Simpson	0.15b	0.15b	0.24b	0.52a	0.38a	13.27	<.0001
Error estándar	0.01	0.01	0.01	0.07	0.03		
Prom. de Margalef	62.56 a	64.40 a	58.49 a	124.79 b	181.38 c	24.68	<.0001
Error estándar	0.14	0.48	0.17	4.37	14.44		

Los hábitats difirieron significativamente en cuanto al diámetro promedio de los árboles registrados dentro de las parcelas: los potreros de alta y baja cobertura presentaron diámetros promedio más grandes que con respecto a los fragmentos de bosque seco y charrales, donde se presentaron los promedios más bajos de DAP ($F_{4,30} = 8.95$, $p = <.0001$). Los bosques riparios no difieren significativamente de los potreros de alta y baja cobertura en cuanto al promedio de diámetros registrado para las especies de árboles (Figura 14). También se presentaron diferencias significativas para la altura promedio de los árboles en las parcelas de los diferentes hábitats. Los individuos de las especies de árboles registrados en bosques riparios presentaron alturas diferentes con un mayor promedio de altura que el registrado en los charrales y los potreros de baja cobertura los cuales presentaron los

menores promedios ($F_{4,30} = 4.81$, $p = <.0041$). Los charrales no difieren significativamente de los fragmentos de bosque seco y potreros de alta cobertura en cuanto al promedio de altura registrado para las especies de árboles (Figura 14).

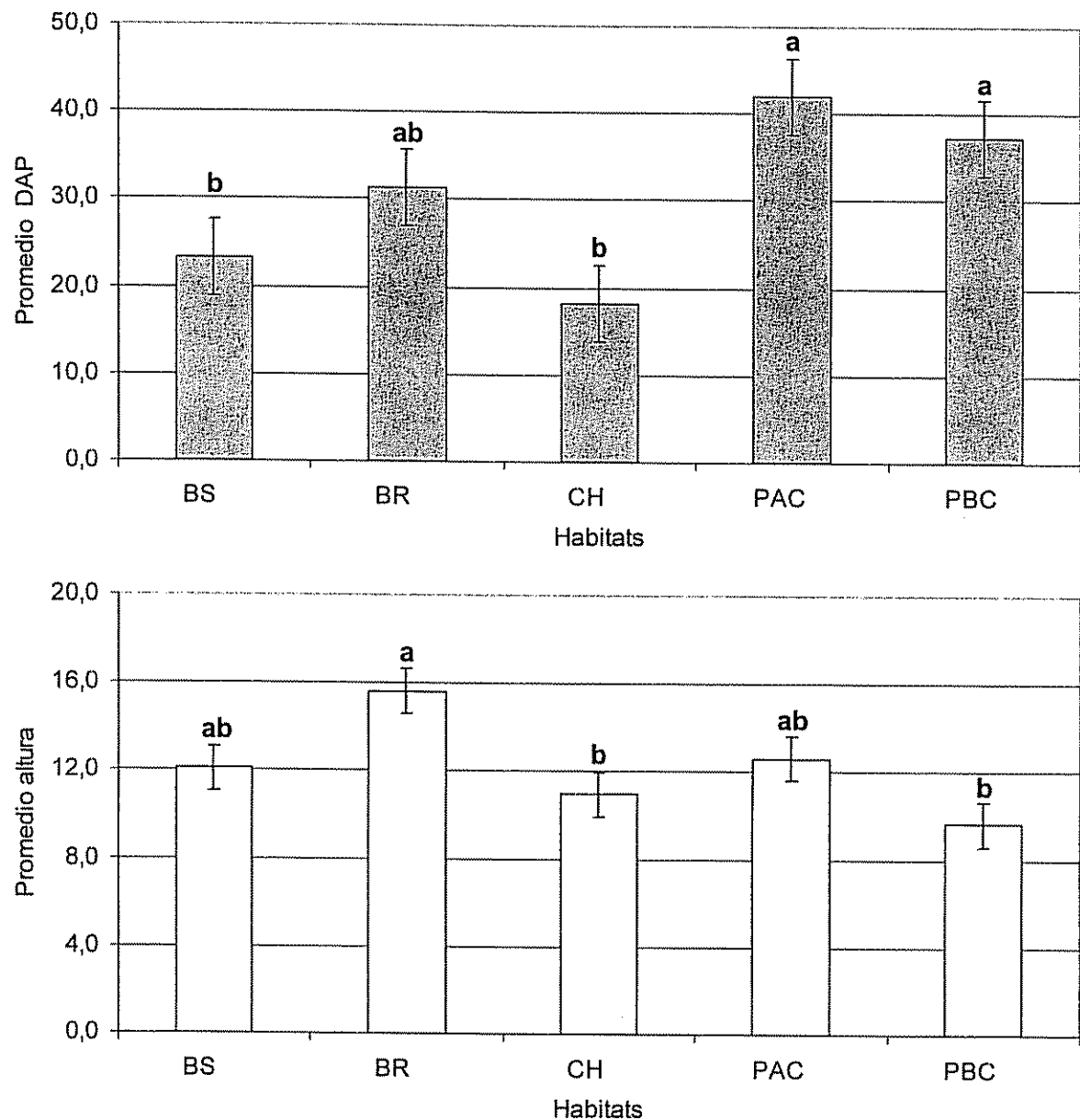


Figura 14. Promedio de altura y DAP de los árboles en los hábitats y el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < .05$).

La mayor proporción de individuos, respecto del total en cada hábitat, tuvo diámetros pequeños, de 10-19.9 cm (fragmentos de bosque seco 53.6%, bosques riparios 39.3%, charral 73.8% y potrero de alta cobertura 14.3%), no se registró ningún individuo de este diámetro en las parcelas de potrero de baja cobertura. Solo un 1.2% del total de individuos en los fragmentos de bosque seco, 8.6% en los bosques riparios, 0.6% en los charrales, 19%

potreros de alta cobertura y 16.7% en los potreros de baja cobertura formaron parte de la clase diamétrica mayor (>60 cm). Se observó una distribución del porcentaje de individuos de "J" invertida para las clases diamétricas en los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales, mientras que para los potreros de alta y baja cobertura, presentaron una distribución mas plana, del porcentaje de individuos para las clases diamétricas (Figura 15).

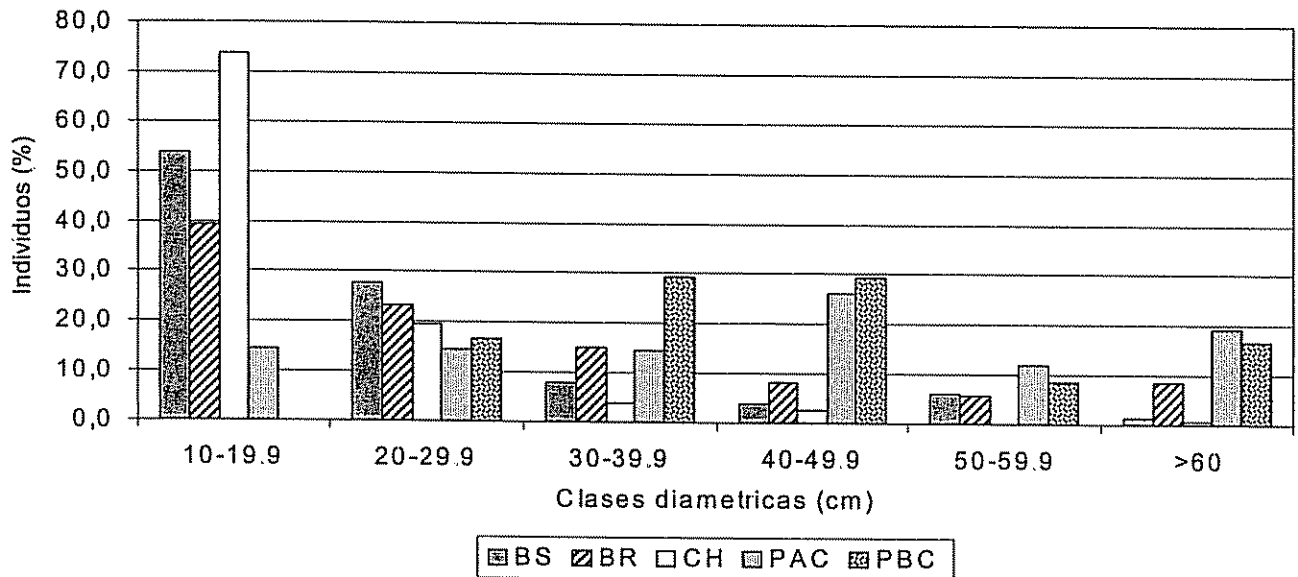


Figura 15. Distribución de la proporción de individuos de árboles (≥ 10 cm) en cada clase diamétrica.

La clase diamétrica para la cual se registraron mas árboles (456) fue la clase de 10-19.9 cm y en la que menos individuos (32) se registraron fue en la de 50-59.9 cm. La especie con mayor DAP en los fragmentos de bosque seco fue el Jobo (*Spondias mombin*) con un DAP de 97.4 cm, en los bosques riparios fue el Chilamate (*Ficus werckleana*) con un DAP de 169 cm, en los charrales fue el Ceibo, Barrigon o Ceibo verde (*Pseudobombax septenatum*) con un DAP de 68.9 cm, en los Potreros del Alta Cobertura fue el Guanacaste o Chorega (*Enterolobium cyclocarpum*) con un DAP de 103 cm y en los potreros de baja cobertura fue el Cenízaro o Genízaro (*Samanea saman*) con un DAP de 72.9 cm (Figura 16).

La mayoría de los individuos de los árboles presentes en los hábitats tuvieron alturas entre 5-9.9 m (fragmentos de bosque seco 38.6%, bosques riparios 34.8%, charral 45.2%, potrero de alta cobertura 35.7% y potrero de baja cobertura 29.2%). Solo un 3.6% del total de individuos en los fragmentos de bosque seco, 9% en los bosques riparios, 0.6% en los charrales, 4.8% potreros de alta cobertura formaron parte de la clase de altura mayor (>30 m); no se registró ningún individuo de esta altura en las parcelas de potrero de baja cobertura. Se presentó un patrón de "J" invertida para las clases de altura en árboles registrados en los fragmentos de bosque seco, bosque riparios y charrales, mientras que para los hábitats de potreros de alta

y baja cobertura se presentó una distribución mas plana de los individuos en las diferentes clases diamétricas de los árboles registrados en estos hábitats (Figura 17).

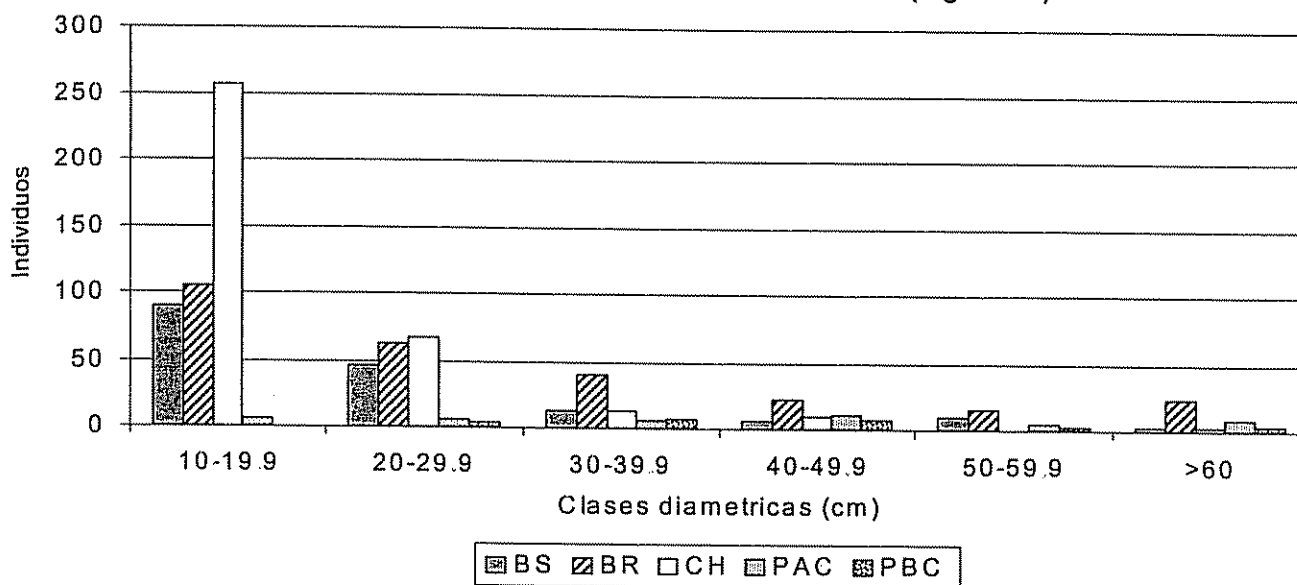


Figura 16. Distribución del número de individuos de árboles (≥ 10 cm) en cada clase diamétrica.

La clase de altura para la cual se registraron mas árboles (336) fue la clase de 5-9.9 m y en la que menos individuos (3) se registraron fue en la de 1-4.9 m. La especie con mejor talla de DAP en los fragmentos de bosque seco fue la especie *Ateleia pterocarpa*, de la cual se desconoce su nombre en castellano, con una altura de 35 m, en los bosques riparios fueron el Guanacaste o Chorega (*Enterolobium cyclocarpum*), el Chilamate (*Ficus werckleana*), Guacimo o Guacimo ternero (*Guazuma ulmifolia*), el Alcornoque o Alcornoco (*Licania arbórea*) y el Chaperno (*Lonchocarpus salvadorensis*) con una altura de 40 m para cada especie, en los charrales fue el Guanacaste o Chorega (*Enterolobium cyclocarpum*), con una altura de 33 m, en los Potreros del Alta Cobertura fue el Carboncillo o Guayacán (*Acosmium panamense*) y la Caoba (*Swietenia macrophylla*) con una altura de 30 m y en los potreros de baja cobertura fue Ron Ron o Jobilo (*Astronium graveolens*) con una altura de 27 m (Figura 18).

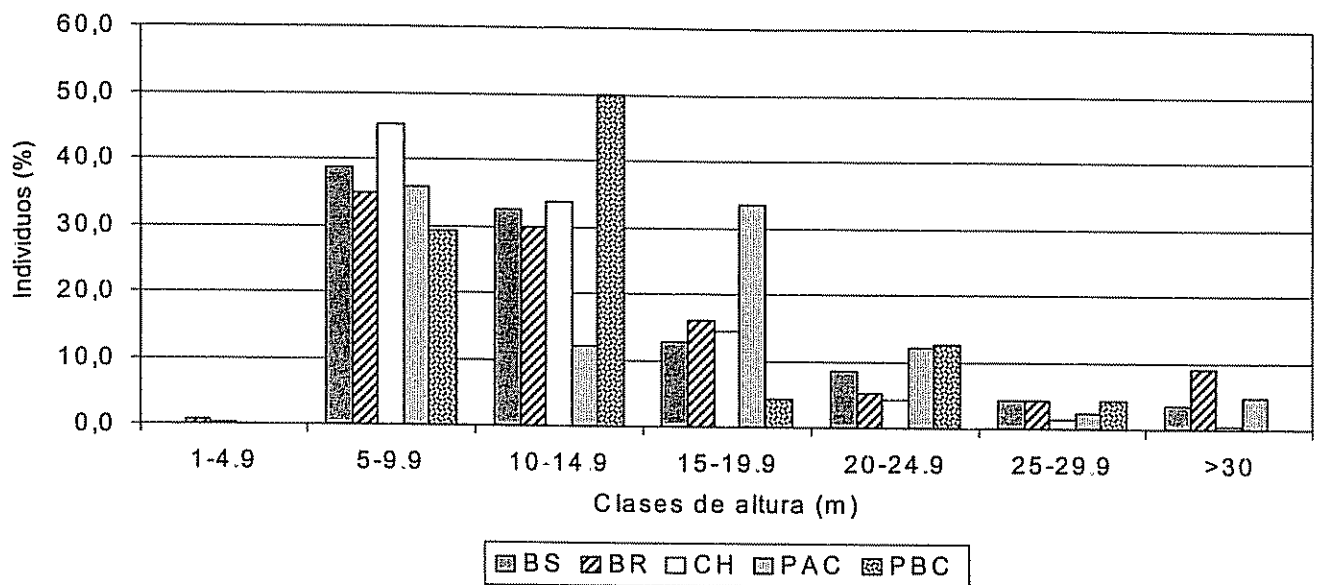


Figura 17. Distribución de la proporción de individuos de árboles (≥ 10.0 cm) en cada clase de altura.

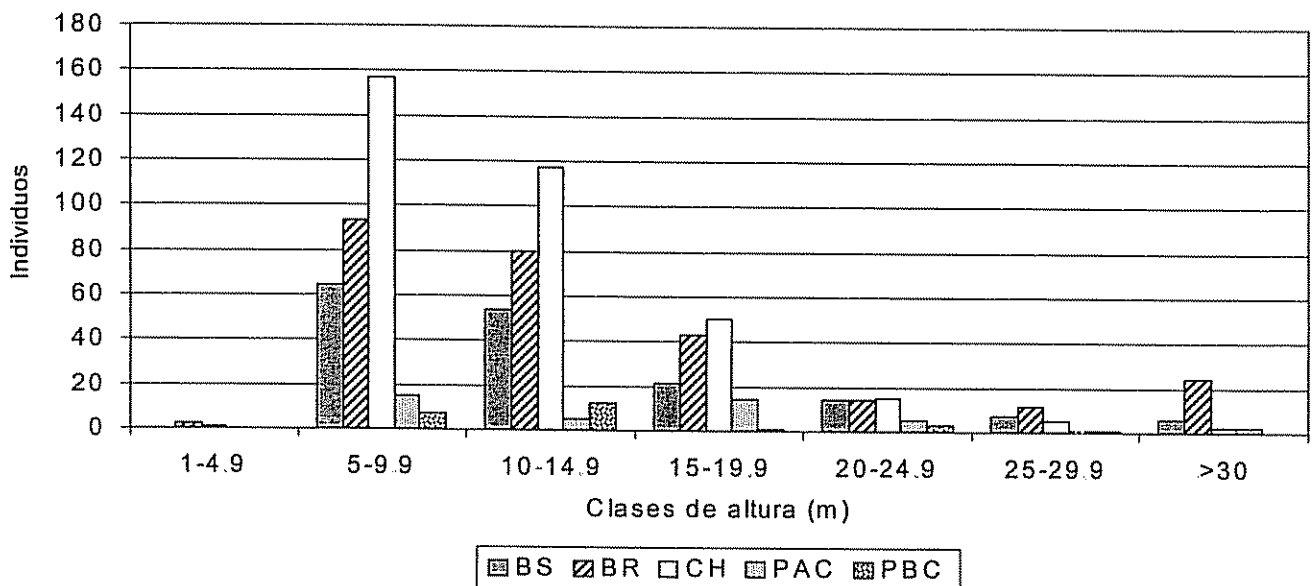


Figura 18. Distribución del número de individuos de árboles (≥ 10.0 cm) en cada clase de altura.

4.1.3 Composición y abundancia arbórea en los hábitats

En el análisis de conglomerados de agrupamiento jerárquico por medio de las medias no ponderadas (UPGMA, por sus siglas en inglés) con base en la composición de especies e individuos de los árboles registrados en los diferentes hábitats, se obtuvo que los fragmentos de bosque seco y los charrales son los hábitats más similares entre sí de acuerdo a la composición de las especies de árboles encontradas en dichas parcelas con un porcentaje de similitud de 40.1%. A este primer grupo, se les une el bosque ripario, con un porcentaje de similitud de 35.8% a los hábitats anteriores (Cuadro 6); (Figura 19).

Los hábitats de potreros de alta y baja cobertura están agrupados y separados de los demás hábitats. Estos dos hábitats tuvieron un porcentaje de similitud de 30.3%. Los potreros se unen al anterior grupo (BS y CH) en un nivel mucho más bajo y el porcentaje de similitud entre estos dos tipos de hábitats de acuerdo con su composición es de 23% de similitud. Las cercas vivas son el hábitat restante y ellas están completamente aisladas del resto de los hábitats con un porcentaje de similitud de 9.6% de similitud con el resto de los hábitats estudiados (Cuadro 6); (Figura 19).

Cuadro 6. Matriz del índice de similitud (%) entre los diferentes hábitats con base en la composición y abundancia de las especies de árboles registrados.

Hábitats	CV	BR	CH	BS	PBC	PAC
CV	*	5.53	7.66	9.64	2.91	3.71
BR	*	*	35.83	26.78	9.62	12.29
CH	*	*	*	40.15	5.92	12.33
BS	*	*	*	*	11.57	23.07
PBC	*	*	*	*	*	30.30
PAC	*	*	*	*	*	*

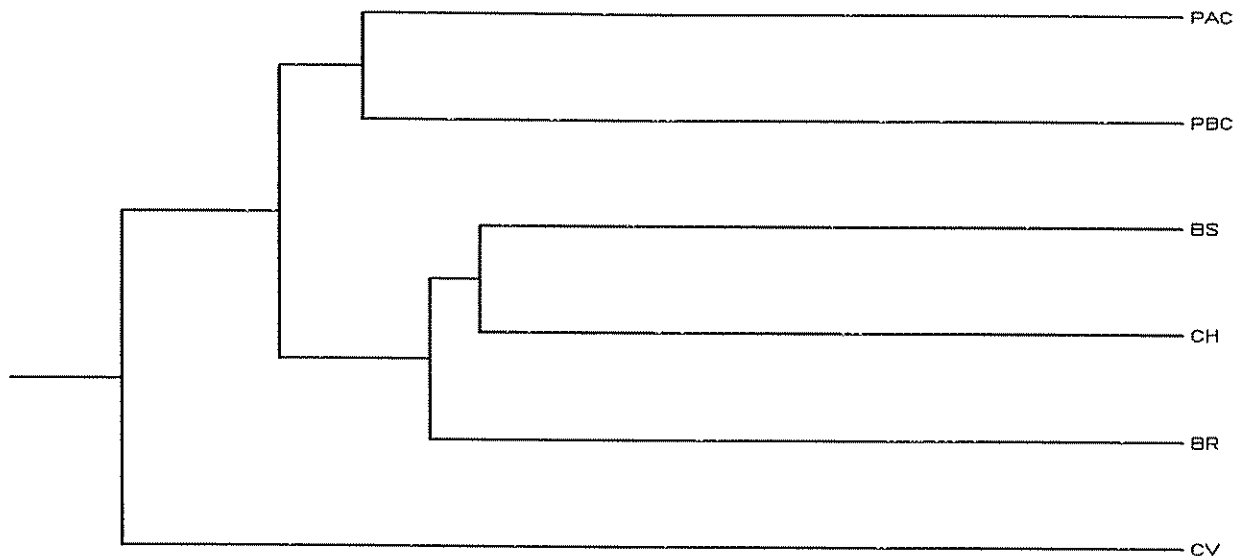
Al realizar el análisis de agrupamiento jerárquico por medio de las medias no ponderadas (UPGMA, por sus siglas en inglés) basado únicamente en la composición (presencia-ausencia) de las especies registradas en cada uno de los hábitats, se observó claramente que los potreros, tanto de alta como de baja cobertura están separados de los demás hábitats y no forman parte de otro grupo (Cuadro 7); (Figura 20).

Los fragmentos de bosque seco y los charrales fueron los hábitats más similares en cuanto a su composición, con un porcentaje de similitud de 47.4%, los bosques riparios se añaden a este agrupamiento con un porcentaje de similitud de 34.6%, posteriormente, las cercas vivas se unen a este subgrupo en un nivel mas bajo, con un porcentaje de similitud de 29.8%, posteriormente y por separado del resto de los hábitats, se une el potrero de baja cobertura con un porcentaje de similitud de 24.3% y por ultimo se une el potrero de Alta Cobertura con un porcentaje de similitud con el resto de los hábitats de solo 20% (Cuadro 7); (Figura 20).

Cuadro 7. Matriz del índice de similitud (%) entre los diferentes hábitats con base en la composición (presencia-ausencia) de las especies de árboles registrados.

Hábitats	CV	BR	CH	BS	PBC	PAC
CV	*	26.02	26.56	29.82	24.32	20
BR	*	*	34.61	28.94	14.75	20
CH	*	*	*	47.45	18	17.54
BS	*	*	*	*	18.18	20
PBC	*	*	*	*	*	18.51
PAC	*	*	*	*	*	*

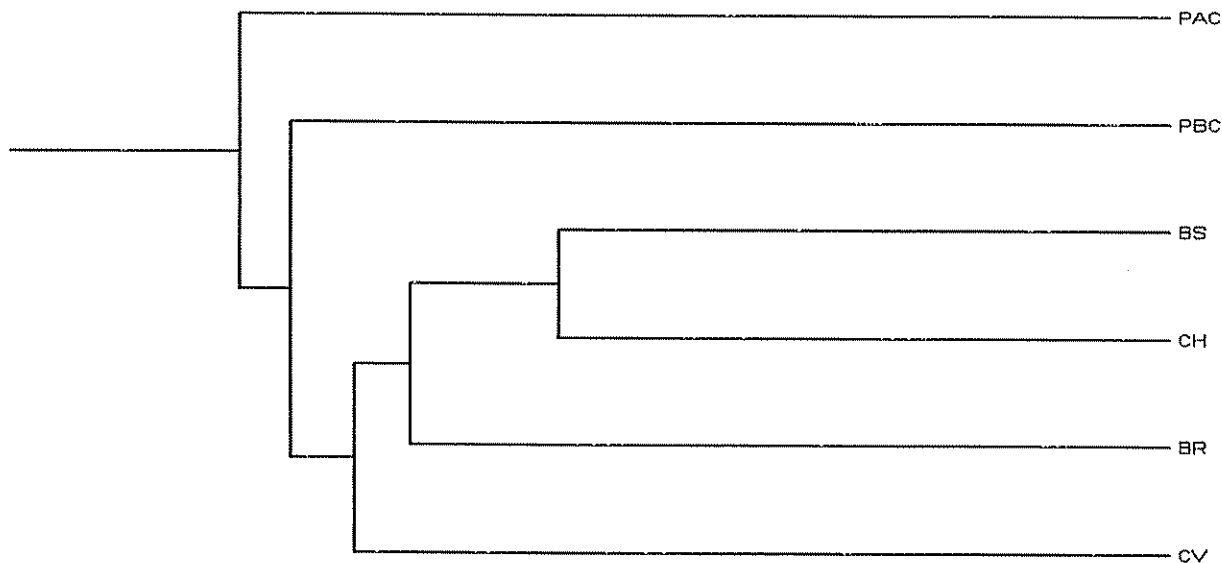
Bray-Curtis Cluster Analysis



0. % Similarity 50. 100

Figura 19. Agrupamiento de los hábitats con base en la composición y abundancia de las especies de árboles registrados.

Jaccard Cluster Analysis



0. % Similarity 50. 100

Figura 20. Agrupamiento de los hábitats con base en la composición (presencia-ausencia) de las especies de árboles registrados.

4.2 COMPOSICIÓN GENERAL DE LA COMUNIDAD AVIAR

Se observó un total de 138 especies de aves pertenecientes a 47 familias en toda el área de trabajo (10.000 ha); (Anexo 1). Once especies observadas son de hábitos migratorios, de las cuales cinco de ellas pertenecientes a la familia Parulidae. La familia con mayor número de especies para toda el área fue Tyrannidae con 15 especies, seguida por Ardeidae con 10 especies y Emberizidae con 8 especies. Cuarenta familias fueron representadas por 5 especies o menos, dentro de las cuales 20 son monoespecíficas o solamente estuvieron representadas por una sola especie (Figura 21). Ninguna de las especies registradas está incluida en la lista roja de 24 especies que están registradas con algún grado de amenaza para Costa Rica de la UICN (2002).

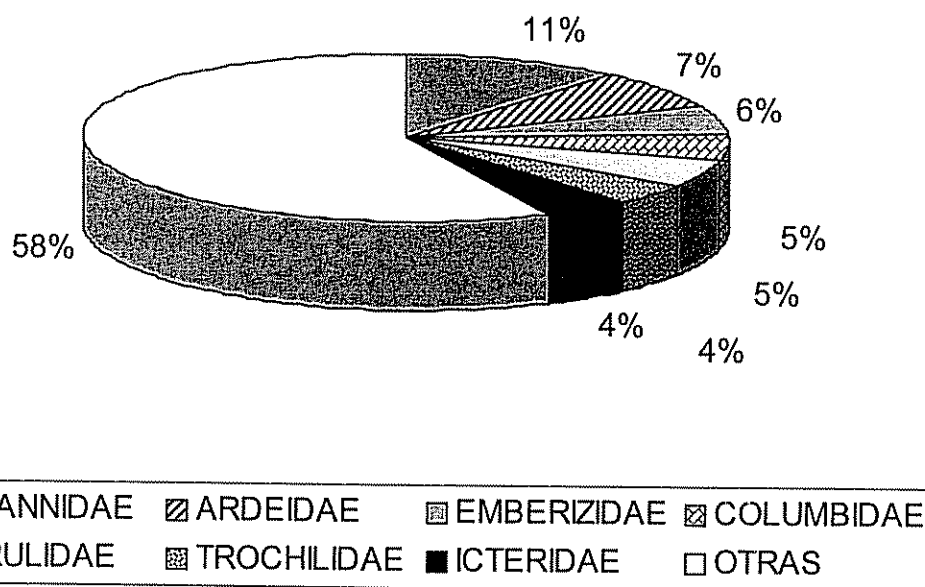


Figura 21. Composición porcentual de las familias (n= 47) según el número de especies de aves (138) observadas en el área de estudio (10.000 ha).

4.2.1 Riqueza y estructura aviar en los hábitats

Un total 3.037 individuos pertenecientes a 80 especies (58% del total para las 10.000 ha) y 29 familias (61.7% del total de especies registradas en las 10.000 ha) se registraron en las 45 parcelas de muestreo en los seis diferentes hábitats evaluados en dicho paisaje fragmentado (Anexo2). La curva de saturación de las especies observadas durante los muestreos muestra una leve tendencia a estabilizarse y la pendiente al final de la misma no es tan pronunciada, lo cual nos indica que en el muestreo se observó la mayoría de las especies presentes en los diferentes hábitats en los que se realizaron los muestreos dentro de las 10.000 ha (Figura 22). De las 80 especies registradas en las parcelas dentro de los diferentes hábitats, 19 especies fueron comunes y se registraron con más de 50 individuos cada una de ellas, y 32 especies fueron poco comunes a escasas, pues de ellas se

registraron menos de 10 individuos por especie. El promedio de individuos registrados por especies de aves fue de 38 individuos (± 62.9) para las 80 especies de aves registradas dentro de las parcelas de muestreo.

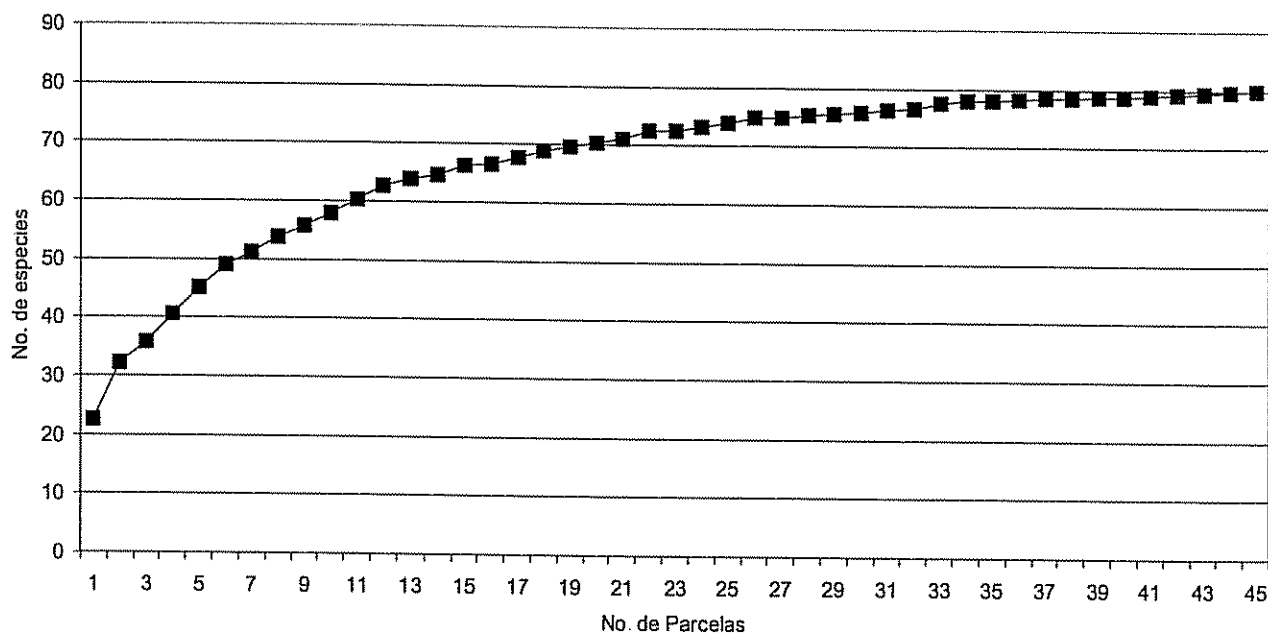


Figura 22. Curva de saturación de las especies de aves registradas en 45 parcelas de muestreo.

Varias de las especies registradas dentro de los hábitats en los puntos de conteo dentro de las parcelas de muestreo, son bastante comunes para la zona y se le pudo observar con facilidad. En general las especies más abundantes y con mayor número de registros durante el periodo de muestreo fueron Garrapatero Piquiestriado (*Crotophaga sulcirostris*) con un total de 365 individuos observados en los seis hábitats, la Urraca Copetona (*Calocitta formosa*) con un total de 265, la Tortolita Colilarga (*Columbina inca*) con un total de 208, el Tirano Tropical (*Tyrannus melancholicus*) con un total de 200 y la Tortolita Rojiza (*Columbina talpacoti*) con un total de 150 individuos (Figura 23).

Seis especies de las 80 especies registradas en las parcelas, estuvieron presentes en todos los hábitats. La más abundante de ellas fue la Urraca Copetona (*Calocitta formosa*), le sigue en orden descendente la Tortolita Colilarga (*Columbina inca*), el Tirano Tropical (*Tyrannus melancholicus*), el Bienteveo Grande (*Pitangus sulphuratus*), el Mosquitero Verdoso (*Empidonax virecens*) y la Paloma Coliblanca (*Leptotila verreauxi*) con un total de 61 individuos registrados en total, con los cuales no alcanzo a estar dentro de las 10 especies más comunes dentro del área de estudio (Cuadro 8).

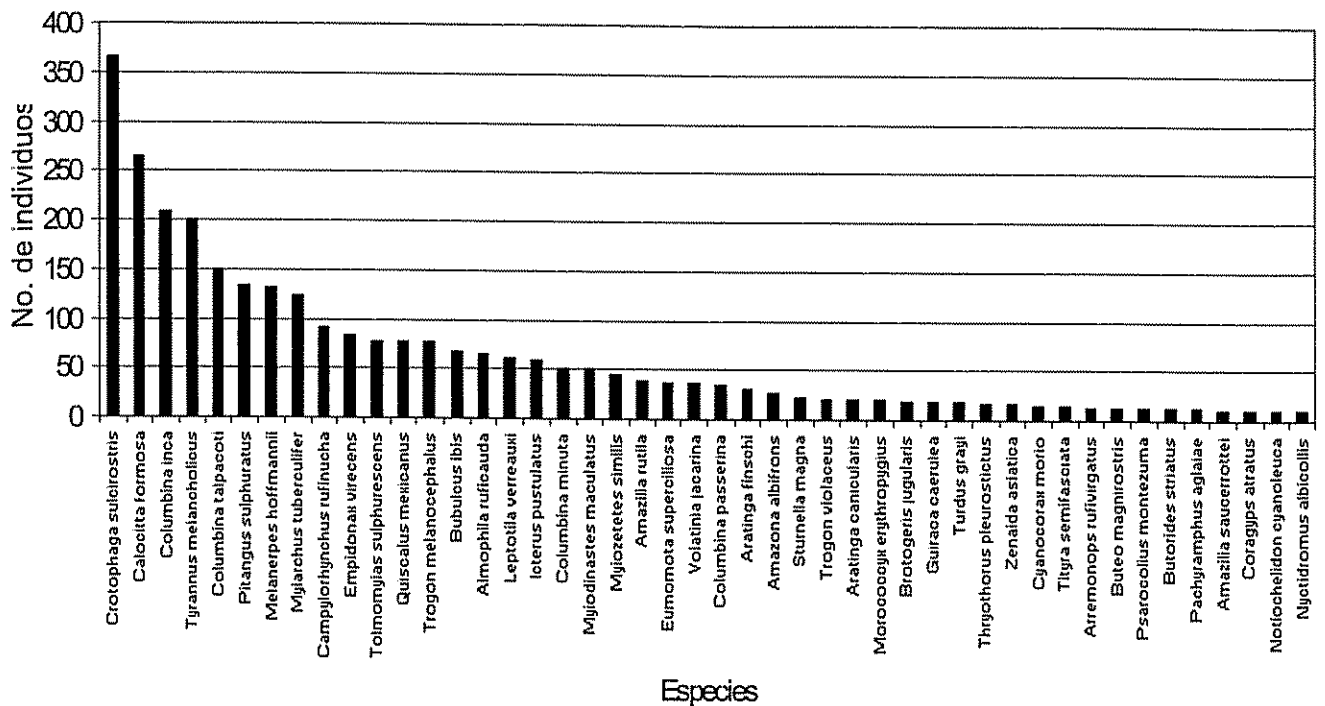


Figura 23. Curva rango-abundancia de las especies de aves más abundantes (n= 46) e individuos (n= 2889) registradas en 45 parcelas.

Cuadro 8. Las diez especies de aves más abundantes, número total de individuos, porcentaje del total de individuos registrados, áreas de preferencia, hábitats con registros y gremio alimenticio (G: granívoras, I: insectívoras, O: omnívoras según Stiles y Skutch 1989)).

Especie	No. total individuos	% total individuos	Áreas de preferencia	Hábitats con registros	Gremio
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	365	12.0	Abiertas	BR, CH, CV, PAC, PBC	O
<i>Calocitta formosa</i>	265	8.7	Abiertas y Boscosas	BS, BR, CH, CV, PAC, PBC	O
<i>Columbina inca</i>	208	6.8	Abiertas y Boscosas	BS, BR, CH, CV, PAC, PBC	G
<i>Tyrannus melancholicus</i>	200	6.6	Abiertas	BS, BR, CH, CV, PAC, PBC	I
<i>Columbina talpacoti</i>	150	4.9	Abiertas	BR, CH, CV, PAC, PBC	G
<i>Pitangus sulphuratus</i>	134	4.4	Abiertas	BS, BR, CH, CV, PAC, PBC	O
<i>Melanerpes hoffmannii</i>	132	4.3	Abiertas y Boscosas	BS, BR, CH, CV, PAC	I
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	123	4.1	Abiertas y Boscosas	BS, BR, CV, PAC	I
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	91	3.0	Abiertas y Boscosas	BS, BR, CH, CV, PBC	I
<i>Empidonax virecens</i>	83	2.7	Abiertas y Boscosas	BS, BR, CH, CV, PAC, PBC	I

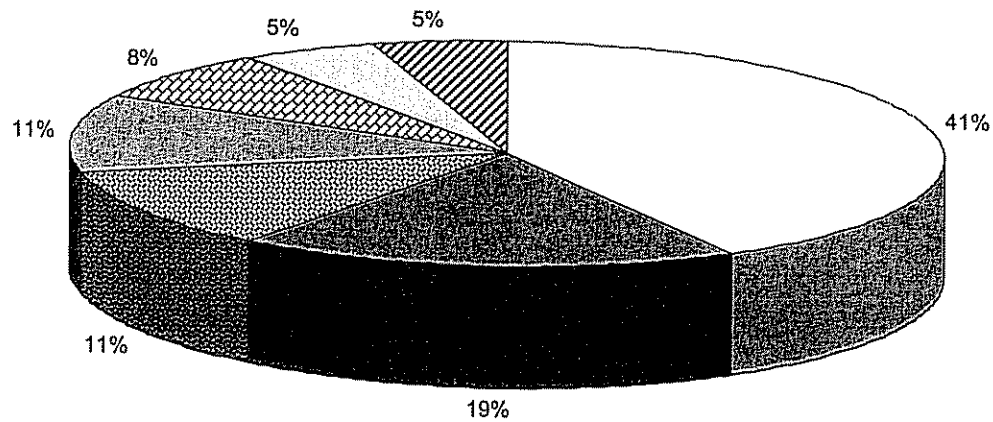
Algunas especies fueron registradas en un solo hábitat. Los hábitats que presentaron un mayor número de especies que solamente se registraron en un hábitat en particular fue en los bosques riparios y las cercas vivas, cada uno de estos hábitats se registraron 5 especies diferentes. También hubo especies de las cuales se registró un solo individuo durante el periodo de muestreo dentro de las parcelas en los hábitats, como es el caso de la Lechucita Sabanera (*Otus cooperi*) que fue registrada solamente en una parcela de bosque ripario, el Alcaraván Americano (*Burhinus bistriatus*) que fue registrado en una parcela de potrero de alta cobertura y el Antifacito Coronigrís (*Geothlypis poliocephala*) que fue registrado en una parcela de potrero de baja cobertura (Cuadro 9).

Cuadro 9. Especies de aves registradas en un solo hábitat (especies marcadas con * solo se registró un individuo).

BS	BR	CH	CV	PAC	PAB
<i>Heliomaster constantii</i>	<i>Butorides striatus</i>	<i>Euphonia affinis</i>	<i>Aimophila rufescens</i>	<i>Burhinus bistriatus*</i>	<i>Geothlypis poliocephala*</i>
<i>Psarocolius montezuma</i>	<i>Chloroceryle americana</i>	<i>Tityra inquisitor</i>	<i>Dendroica petechia</i>	<i>Sporophila aurita</i>	<i>Oryzoborus nuttingi</i>
	<i>Ceryle torquata</i>		<i>Amazona autumnalis</i>	<i>Colinus leucopogon</i>	
	<i>Otus cooperi*</i>		<i>Myiarchus nuttingi</i>	<i>Tityra semifasciata</i>	
	<i>Tigrisoma mexicanum</i>		<i>Todirostrum cinereum</i>		

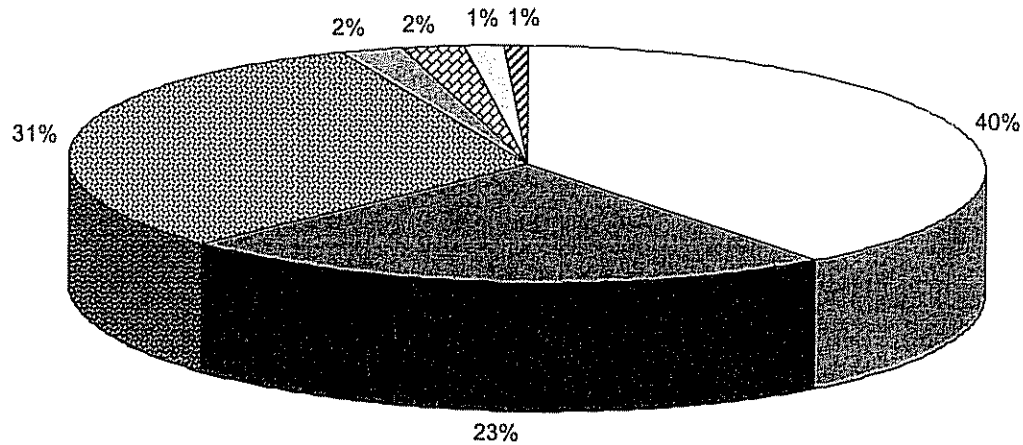
En los puntos de conteo dentro de las 45 parcelas de muestreo en los diferentes hábitats, se encontró que la familia Tyrannidae con 12 especies fue familia más rica, seguida por Emberizidae con 8 especies, Columbidae, Trochilidae e Icteridae con 6 especies; las 24 familias restantes estuvieron representadas por 5 especies o menos.

La mayoría de estas especies perteneció al gremio alimenticio de las insectívoras, el gremio mejor representado por el número de especies y el número de individuos. Se encontró un total de 33 especies de aves y 1138 individuos del gremio de las insectívoras, seguido por el gremio de las granívoras con 15 especies y 675 individuos, frugívoras con 9 especies y 208 individuos, omnívoras con 9 especies y 888 individuos, nectarívoras con 6 especies y 67 individuos, las carnívoras con 4 especies y 36 individuos y las piscívoras con 4 especies y 25 individuos (Figura 24 y 25); (Anexo 2). Las especies más comunes pertenecieron al gremio de las omnívoras como es el caso de la Urraca Copetona (*Calocitta formosa*), el Garrapatero Piquiestriado (*Crotophaga sulcirostris*) y el Bienteveo Grande (*Pitangus sulphuratus*) y al gremio de las granívoras como la Tortolita Colilarga (*Columbina inca*) y la Tortolita Rojiza (*Columbina talpacoti*); (Cuadro 8).



□ Insectívoras ■ Granívoras ▨ Frugívoras ▩ Omnívoras ▪ Nectarívoras □ Carnívoras ▤ Piscívoras

Figura 24. Composición porcentual de los principales gremios alimenticios según el número de especies (n= 80) de las aves observadas en las parcelas (n= 45).



□ Insectívoras ■ Granívoras ▨ Frugívoras ▩ Omnívoras ▪ Nectarívoras □ Carnívoras ▤ Piscívoras

Figura 25. Composición porcentual de los principales gremios alimenticios según el número de individuos (n= 2896) de aves observadas en las parcelas (n= 45).

Las especies registradas en los puntos de conteo incluyeron tanto especies típicas de áreas boscosas como especies típicas de áreas abiertas: 29 especies fueron típicas tanto en las áreas de pastizales como boscosas, 24 especies se registraron en las áreas de pastizales exclusivamente, 22 especies prefieren las áreas boscosas y solo 5 especies se observaron tanto en las áreas de pastizales como las urbanas (Figura 26); (Anexo 2). Muchas de estas especies tienen preferencias generalistas, ya sea por áreas abiertas o boscosas, mientras otras muy pocas especies solamente por áreas de pastizales exclusivamente, pero en los muestreos varias de las especies de áreas abiertas se registraron también en hábitats

boscosos como es el caso del Bienteveo Grande (*Pitangus sulphuratus*) y el Tirano Tropical (*Tyrannus melancholicus*) que se registraron en los seis hábitats muestreados.

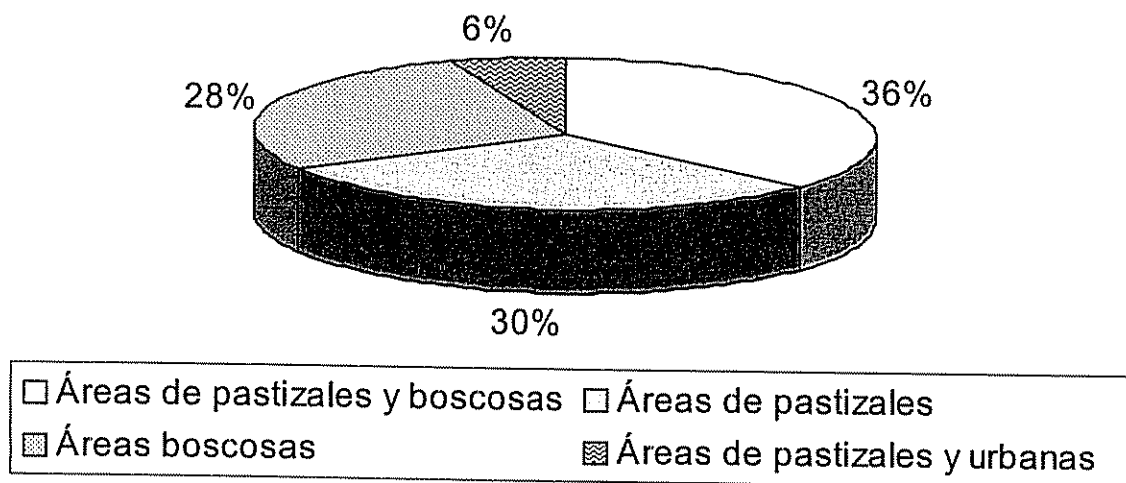


Figura 26 Composición porcentual de las especies de aves (n= 80) según preferencia de hábitats.

4.2.2 Composición y abundancia aviar en los hábitats

Los gráficos de rango – abundancia para las especies de aves registradas en cada uno de los hábitats individualmente, muestran que las especies más abundantes en cada hábitat son casi las mismas, solo que varían de orden y número de individuos registrados. En los fragmentos de bosque seco la Urraca Copetona (*Calocitta formosa*) fue la más abundante, con 55 individuos, seguida de la Tortolita Colilarga (*Columbina inca*) con 36 individuos, el Copetón Crestioscuro (*Myiarchus tuberculifer*) con 31 individuos, Trógon Cabecinegro (*Trogon melanocephalus*) y el Tirano Tropical (*Tyrannus melancholicus*) con 25 individuos cada uno. En los fragmentos de bosque seco se registraron cuatro especies con un solo individuo, tres de ellos colibríes (*Amazilia saucerrottei*, *Chlorostilbon canivetti* y *Phaethornis longuemareus*) y una Paloma Aliblanca (*Zenaida asiatica*); (Figura 27).

Para los bosques riparios, el Garrapatero Piquiestriado (*Crotophaga sulcirostris*) fue el mas abundante, con 60 individuos, seguido del Tirano Tropical (*Tyrannus melancholicus*) con 38 individuos, Trógon Cabecinegro (*Trogon melanocephalus*) con 35 individuos, el Carpintero de Hoffmann (*Melanerpes hoffmanni*) con 33 individuos y el Soterrey Nuquirrufo (*Campylorhynchus rufinucha*) con 31 individuos. También se registraron cuatro especies con un solo registró como fue el caso del Mosquitero Chebec (*Empidonax minimus*) y la Paloma Aliblanca (*Zenaida asiatica*) y dos especies de hábitos nocturnos el Tapacaminos Común (*Nyctidromus albicollis*) y la Lechucita Sabanera (*Otus cooperi*); (Figura 28).

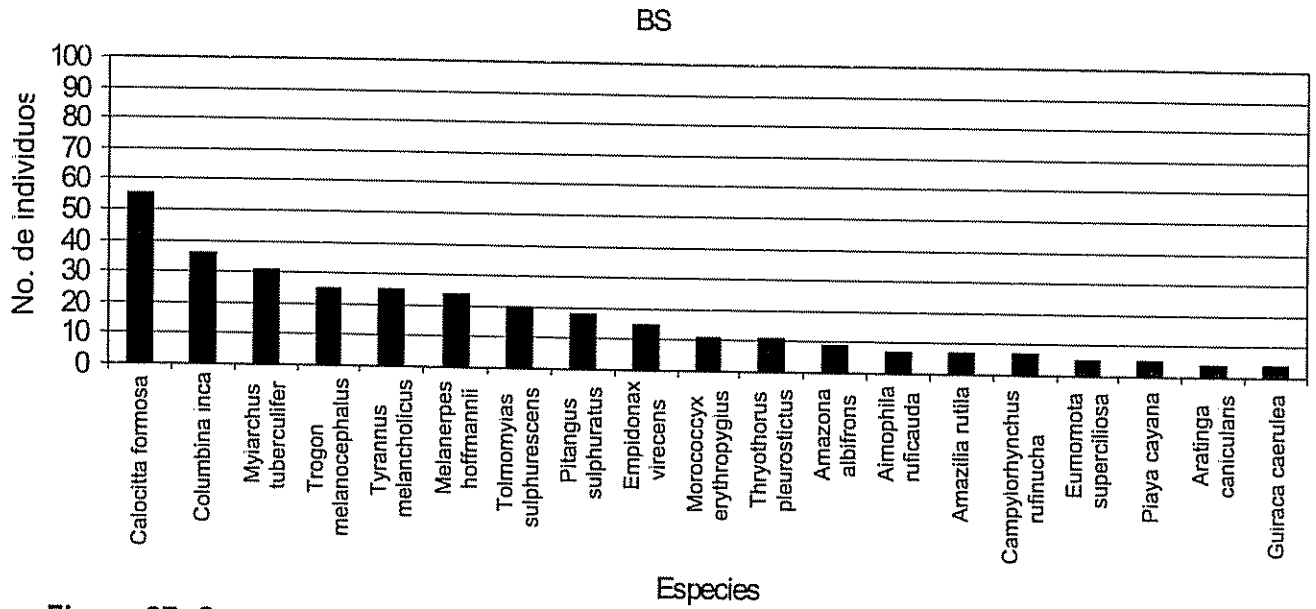


Figura 27. Curva rango-abundancia de las especies de aves más abundantes (n= 19) e individuos (n= 319) registrados en los 20 puntos de conteo dentro de las 5 parcelas de fragmentos de bosque seco.

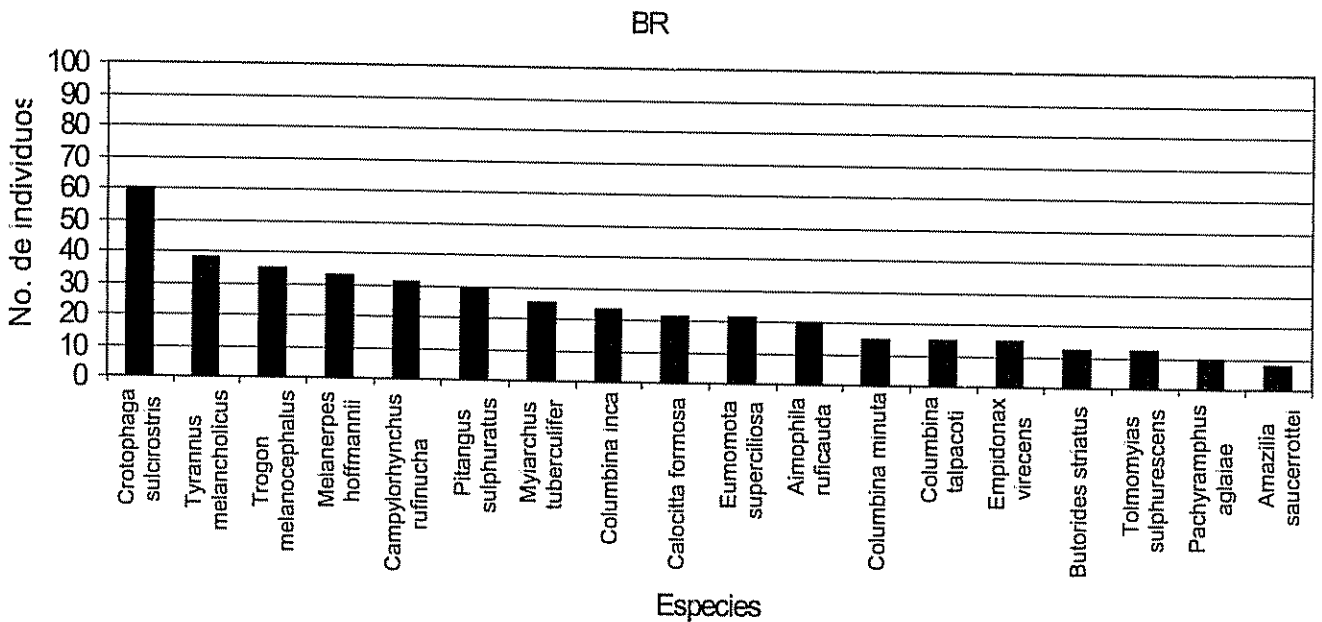


Figura 28. Curva rango-abundancia de las especies de aves más abundantes (n= 18) e individuos (n= 423) registrados en los 32 puntos de conteo dentro de las 8 parcelas de bosques riparios.

La especie más abundante en los charrales y en el resto de los hábitats fue el Garrapatero Piquiestriado (*Crotophaga sulcirostris*) en este caso con 74 individuos, seguido de la Urraca Copetona (*Calocitta formosa*) con 49 individuos, la Tortolita Colilarga (*Columbina inca*) con 33 individuos, el Carpintero de Hoffmann (*Melanerpes hoffmannii*) con 30 individuos y el

Tirano Tropical (*Tyrannus melancholicus*) con 29 individuos. En los charrales se registraron tres especies con un solo individuo el Carpintero Picoplata (*Campephilus guatemalensis*) y dos colibríes (*Chlorostilbon canivetti* y *Phaethornis longuemareus*); (Figura 29).

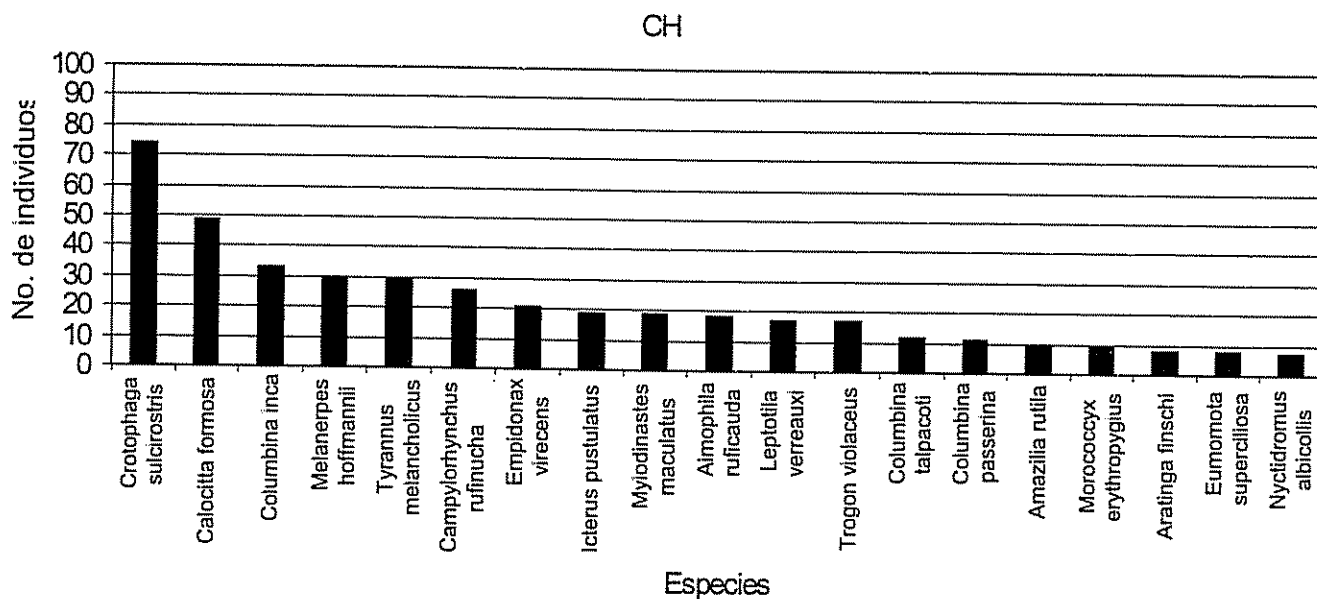


Figura 29. Curva rango-abundancia de las especies de aves más abundantes (n= 19) e individuos (n= 417) registrados en los 32 puntos de conteo dentro de las 8 parcelas de charral.

El Garrapatero Piquiestriado (*Crotophaga sulcirostris*) fue la especie más abundante en las cercas vivas, en este caso con 60 individuos, igual que en los charrales fue seguido por de la Urraca Copetona (*Calocitta formosa*) con 55 individuos, la Tortolita Rojiza (*Columbina talpacoti*) con 46 individuos, la Tortolita Colilarga (*Columbina inca*) con 45 individuos y el Tirano Tropical (*Tyrannus melancholicus*) con 36 individuos (Figura 30). En las cercas vivas solo se registraron dos especies de aves con un solo individuo, el Zopilote Negro (*Coragyps atratus*) y el Mosquitero Chebec (*Empidonax minimus*) al igual que en los bosques riparios, el cual es una especie de hábitos migratorios.

El hábitat de potreros de alta cobertura fue en donde se registró más individuos de una sola especie: Garrapatero Piquiestriado (*Crotophaga sulcirostris*) con 93 individuos observados, en este caso seguido al igual que en los charrales y las cercas vivas por la Urraca Copetona (*Calocitta formosa*) con 47 individuos y la Tortolita Rojiza (*Columbina talpacoti*) con 42 individuos, en orden descendente siguen la Tortolita Colilarga (*Columbina inca*) con 39 individuos y el Tirano Tropical (*Tyrannus melancholicus*) con 35 individuos (Figura 31). En los potreros de alta cobertura se registraron solamente tres especies con un solo individuo, el

Alcaraván Americano (*Burhinus bistriatus*), el Zopilote Cabecirrojo (*Cathartes aura*) y el Copetón Crestipardo (*Myiarchus tyrannulus*).

CV

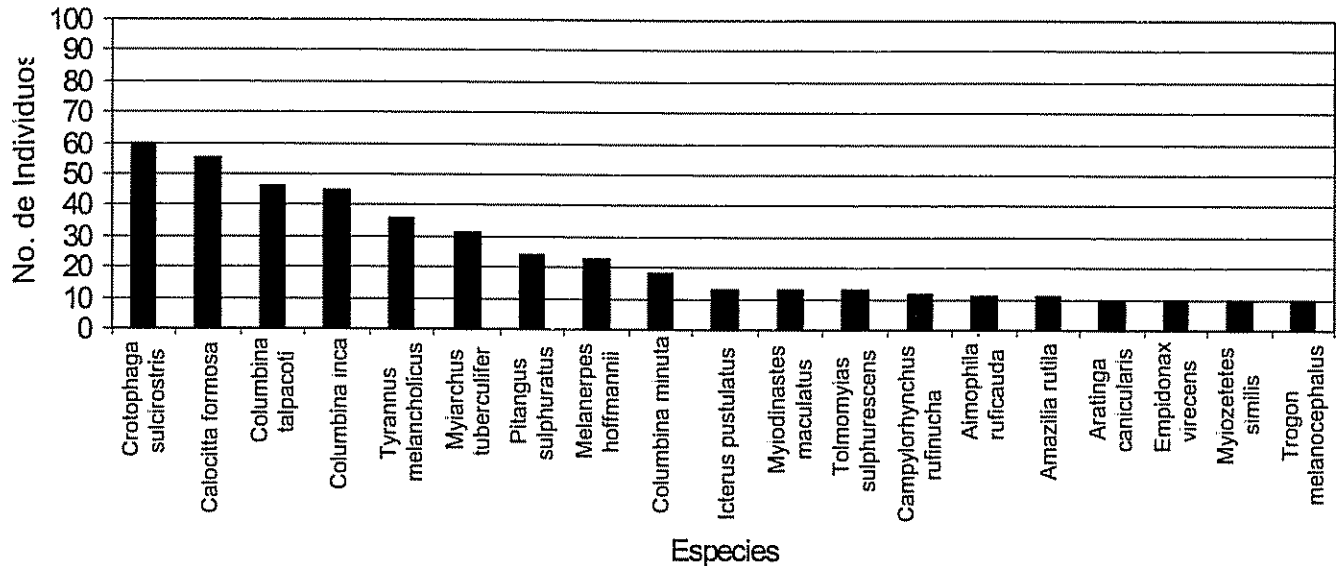


Figura 30. Curva rango-abundancia de las especies de aves (n= 19) e individuos (n= 451) registrados en los 32 puntos de conteo dentro de las 8 cercas vivas.

PAC

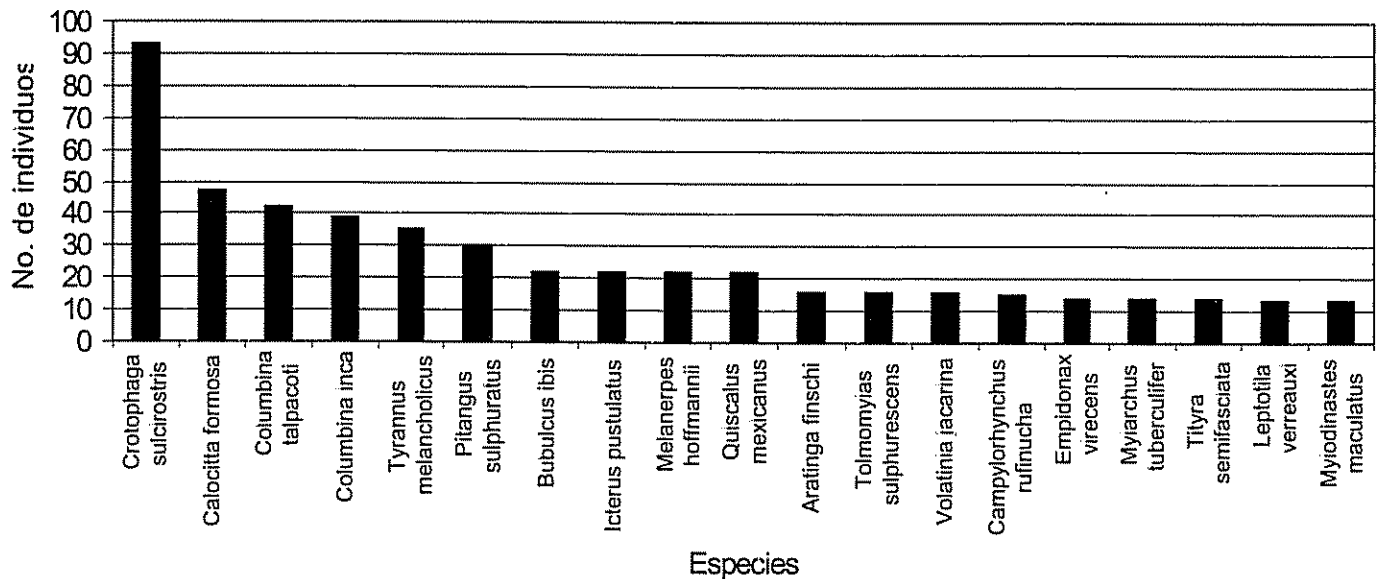


Figura 31. Curva rango-abundancia de las especies de aves más abundantes (n= 19) e individuos (n= 505) registrados en los 32 puntos de conteo dentro de las 8 parcelas de potreros de alta cobertura.

En potreros de baja cobertura la especie con más individuos registrados fue el Garrapatero Piquiestriado (*Crotophaga sulcirostris*) con 78 individuos observados, seguido del Clarinero o Zanate Grande (*Quiscalus mexicanus*) con 45 individuos, la Garcilla Bueyera (*Bubulcus ibis*) con 44 individuos, la Urraca Copetona (*Calocitta formosa*) con 38 individuos y el Tirano

Tropical (*Tyrannus melancholicus*) con 37 individuos (Figura 32). Se registraron solamente tres especies con un solo individuo, el Amazilia Rabirufa (*Amazilia tzacatl*), el Antifacito Coronigrís (*Geothlypis poliocephala*) y el Caracara Cabecigualdo (*Milvago chimachima*).

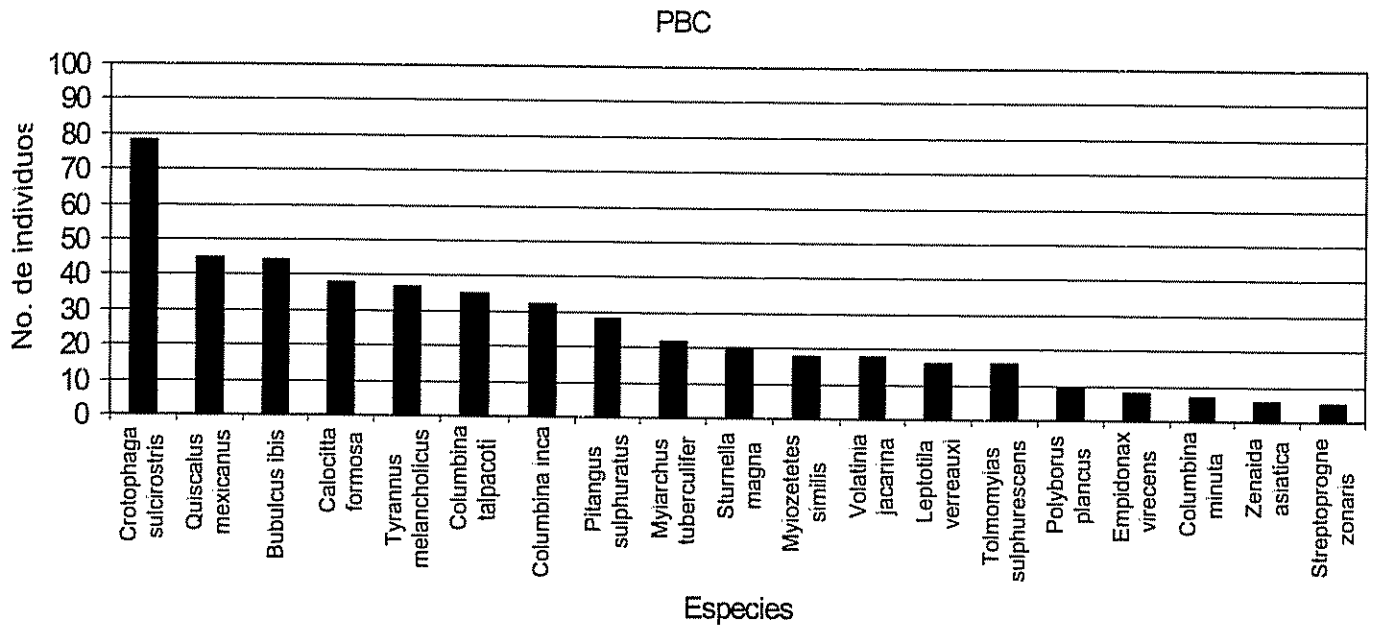


Figura 32. Curva rango-abundancia de las especies de aves más abundantes (n= 19) e individuos (n= 482) registrados en los 32 puntos de conteo dentro de las 8 parcelas de potreros de baja cobertura.

4.2.3 Comparaciones entre los hábitats

Se encontraron diferencias en cuanto al número de individuos por especie y el número de especies de aves observadas y registradas en cada uno de los hábitats muestreados, se registraron más individuos de aves en los potreros de lata cobertura y más número de especies en los charrales y potreros de alta cobertura con el mismo número (Cuadro 10); (Anexo3).

Cuadro 10. Número total de individuos y número total de las especies de aves observadas en las parcelas de los diferentes hábitats.

Hábitats	No. total de individuos	No. total de especies
BS (n= 5)	343	30
BR (n= 8)	499	39
CH (n= 8)	508	45
CV (n= 8)	548	42
PAC (n= 8)	632	45
PBC (n= 8)	507	28

De acuerdo con las curvas de acumulación de especies registradas en cada una de las parcelas para cada uno de los diferentes hábitats se observó que en las parcelas de los

potreros de alta cobertura se registró un mayor número de especies pero también se observó que las parcelas de los charrales se registraron un número similar de especies observadas y al final las curvas estos hábitats alcanzaron el mismo número de especies acumuladas (45). El hábitat en el cual se registró un menor número de especies por parcelas fue en los potreros de baja cobertura. Ninguna de las curvas de acumulación de especies para cada uno de los diferentes hábitat presentó una tendencia a estabilizarse, lo cual nos indicó que aun faltaron especies por muestrear en cada una de las parcelas, pues el número de especies de aves siempre aumentaron de una parcela a otra con respecto a los valores de la parcela precedente (Figura 33).

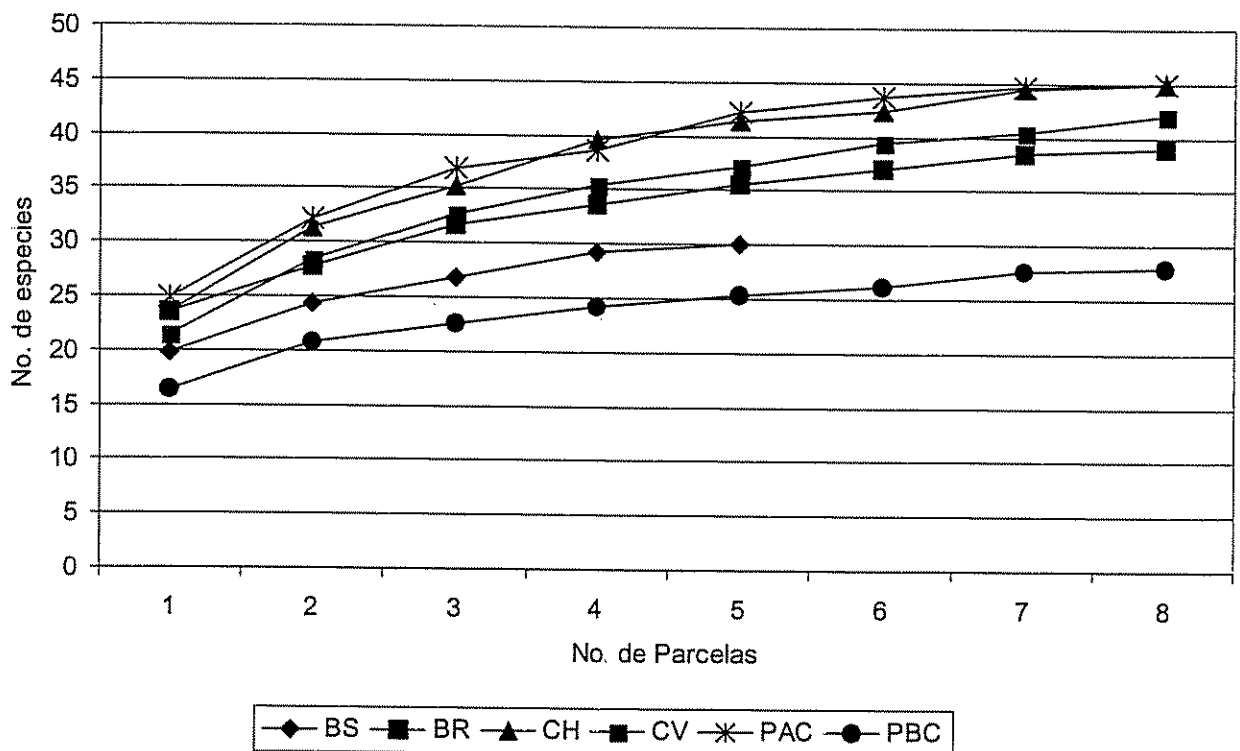


Figura 33. Curvas de acumulación de las especies de aves en las parcelas de los diferentes hábitats (BS con 5 parcelas, los demás hábitats con 8 parcelas).

Al realizar pruebas estadísticas de análisis de varianza (ANDEVA) para determinar las diferencias entre el promedio del número de especies y número de individuos entre hábitats, se pudo determinar que existían diferencias estadísticas significativas, tanto para el promedio del número de especies como el número de individuos registrados en cada una de las parcelas en cada uno de los hábitats (Figura 34).

Los análisis de varianza arrojaron diferencias estadísticas para el promedio del número de especies y el promedio del número de individuos en los potreros de alta cobertura. Se presentaron diferencias en el número promedio de especies de aves registradas en los

diferentes hábitats. Los potreros de alta cobertura y bosques riparios, presentaron un mayor promedio de especies de aves que en los fragmentos de bosque seco y los potreros de baja cobertura. A su vez se presentó un mayor número promedio de especies de aves en los potreros de alta cobertura que en los charrales y las cercas vivas ($F_{5,39} = 8.94$, $p = <.0001$); (Figura 34). También se presentaron diferencias en el número promedio de individuos de aves registrados en los hábitats. Los potreros de alta cobertura presentaron un promedio de individuos de aves mayor que los registrados en los potreros de baja cobertura, bosque riparios y charrales ($F_{5,39} = 3.44$, $p = <.0001$); (Figura 34).

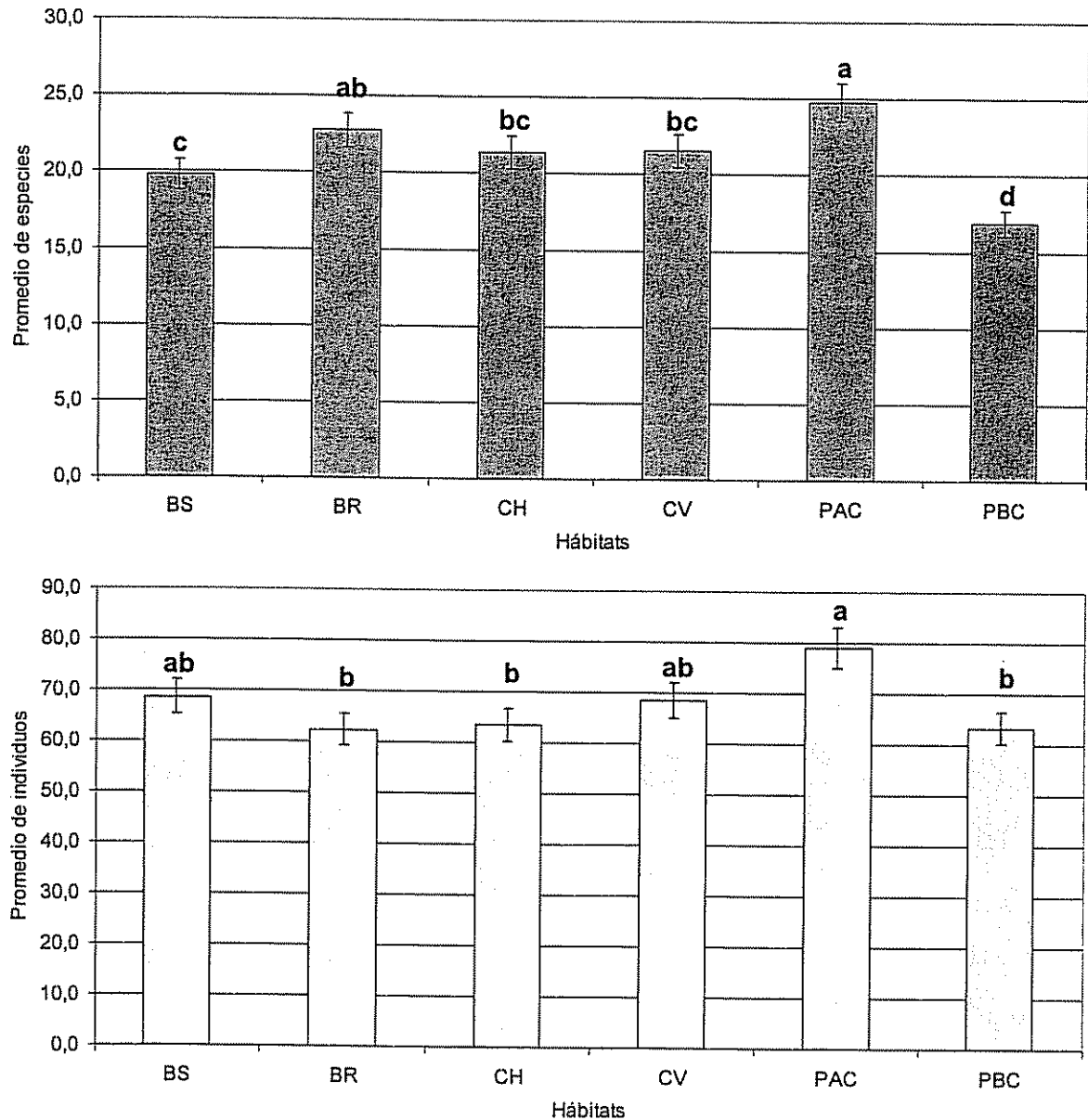


Figura 34. Promedio del número de especies (S) e individuos (N) de aves en los hábitats (BS con 5 parcelas; los demás hábitats con 8 parcelas) y el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < .05$). Prueba de Tukey.

Se presentaron diferencias para los diferentes índices de diversidad, pero para el caso del índice de Equitatividad no se presentaron diferencias significativas entre el promedio de este índice para las especies de aves registradas los diferentes hábitats (Cuadro 11). Se presentaron diferencias en el promedio del índice de diversidad de Shannon para las especies de aves registradas en los diferentes hábitats. Los potreros de alta cobertura y los bosques riparios presentaron un mayor valor del índice de Shannon que los fragmentos de bosque seco y potreros de baja cobertura ($F_{5,39} = 6.95$, $p = .0001$). No se presentaron diferencias para el índice de Shannon entre los potreros de alta, los bosques riparios, charrales y cercas vivas (Cuadro 11).

También se presentaron diferencias entre el promedio del índice de diversidad de Simpson calculado para las especies de aves registradas en los diferentes hábitats. Los fragmentos de bosque seco, los bosques riparios, los charrales, las cercas vivas y los potreros de alta cobertura presentaron un menor promedio (mayor diversidad) que los potreros de baja cobertura ($F_{5,39} = 4.47$, $p = .0026$); (Cuadro 11). Se presentaron diferencias significativas para el promedio del índice de Margalef de las especies de aves para los diferentes hábitats. Los potreros de baja cobertura, bosques riparios y charrales presentaron un mayor valor de este índice de diversidad que los potreros de alta cobertura ($F_{5,39} = 3.06$, $p = .0201$); (Cuadro 11).

Cuadro 11. Promedio de Equitatividad, índice de Shannon, índice de Simpson e índice de Margalef para la comunidad aviar en los diferentes hábitats (letras distintas en las filas indican diferencias significativas ($p < .05$)).

	BS	BR	CH	CV	PAC	PBC	F	Pr >F
Prom. de Equitatividad	0.26 a	0.18 a	0.25 a	0.25 a	0.25 a	0.25 a	1.37	0.2551
Error estándar	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
Prom. de Shannon	1.17 bc	1.26 a	1.21 ab	1.22 ab	1.27 a	1.11 c	6.95	0.0001
Error estándar	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
Prom. de Simpson	0.06 bc	0.04 c	0.06 bc	0.06 bc	0.05 bc	0.08 a	4.47	0.0026
Error estándar	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
Prom. de Margalef	43.12 ab	44.21 a	43.92 a	43.09 ab	41.79 b	43.97 a	3.06	0.0201
Error estándar	0.07	0.09	0.06	0.04	0.06	0.07		

También se presentaron diferencias para los gremios alimenticios de las aves registradas en los diferentes hábitats. Se presentaron diferencias en el número de especies de aves carnívoras registradas en cada uno de los hábitats. Los potreros de alta cobertura presentaron un mayor número de especies de aves carnívoras que los fragmentos de bosque secundario y cercas vivas ($F_{5,39} = 2.55$, $p = .0435$). No hubo diferencias en el número de especies de aves carnívoras entre los potreros de alta cobertura y los demás hábitats (BR, CH, y PBC). En cuanto al número de individuos de especies carnívoras se presentaron

diferencias entre los hábitats. Los potreros de alta y baja cobertura presentaron un mayor número de individuos de especies carnívoras que los fragmentos de bosque seco y cercas vivas ($F_{5,39} = 2.92$, $p = .0247$). No se presentaron diferencias en el número de individuos de aves carnívoras entre los potreros de alta y baja cobertura y los demás hábitats (BR y CH); (Cuadro 12).

Hubo diferencias en el número de especies de aves frugívoras registradas en cada uno de los diferentes hábitats. Los charrales presentaron un mayor número de especies de aves frugívoras que los potreros de alta y baja cobertura ($F_{5,39} = 4.94$, $p = .0013$). No se presentaron diferencias en el número de especies de aves frugívoras entre los charrales y los demás hábitats (BS, BR y CV). También se encontraron diferencias en el número de individuos de aves frugívoras entre los hábitats. Los fragmentos de bosque seco presentaron un mayor número de individuos de aves frugívoras que los potreros de alta y baja cobertura ($F_{5,39} = 5.55$, $p = .0006$). No hubo diferencias en el número de especies de aves frugívoras entre los fragmentos de bosque seco y los demás hábitats (BR, CH y CV); (Cuadro 12).

Se presentaron diferencias en el número de especies de aves granívoras registradas en cada uno de los hábitats. Los potreros de alta cobertura y las cercas vivas presentaron un mayor número de especies pertenecientes al gremio de las granívoras que los fragmentos de bosque seco y bosques riparios ($F_{5,39} = 6.50$, $p = .0002$). No hubo diferencias en el número de especies de aves granívoras entre los potreros de alta cobertura, cercas vivas, potreros de baja cobertura y charrales. En cuanto al número de individuos pertenecientes al gremio de las especies granívoras se presentaron diferencias entre los hábitats. Los potreros de alta cobertura y cercas vivas presentaron un mayor número de individuos del gremio de las granívoras que los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales ($F_{5,39} = 6.31$, $p = .0002$); (Cuadro 12).

Hubo diferencias en el número de especies de aves insectívoras registradas en cada uno de los diferentes hábitats. Los fragmentos de bosque seco, bosques riparios, charrales, cercas vivas y potreros de alta cobertura presentaron un mayor número de especies pertenecientes al gremio de las insectívoras que los potreros de baja cobertura ($F_{5,39} = 4.67$, $p = .0020$). No se presentaron diferencias en el número de individuos de aves insectívoras registradas en cada uno de los diferentes hábitats muestreados (Cuadro 12).

Se presentaron diferencias en el número de especies de aves nectarívoras registradas en cada uno de los hábitats. Los fragmentos de bosque seco presentaron un mayor número de

especies nectarívoras que todos los demás hábitats ($F_{5,39} = 5.31$, $p = .0008$). No hubo diferencias en el número de especies de aves nectarívoras entre los bosques riparios, charrales, cercas vivas y potreros de alta y baja cobertura. En cuanto al número de individuos de especies nectarívoras se presentaron diferencias entre los hábitats. Los fragmentos de bosque seco presentaron un mayor número de individuos de especies de aves nectarívoras que los bosques riparios, cercas vivas y potreros de alta y baja cobertura ($F_{5,39} = 6.19$, $p = .0003$). No se presentaron diferencias en el número de individuos de aves nectarívoras entre los fragmentos de bosque seco y los charrales (Cuadro 12).

Hubo diferencias en el número de especies de aves omnívoras registradas en cada uno de los diferentes hábitats. Los potreros de alta cobertura presentaron un mayor número de especies pertenecientes al gremio de las granívoras que los demás hábitats (BS, BR, CH, CV y PBC); ($F_{5,39} = 16.68$, $p = .0001$). Para el número de individuos de aves omnívoras también se encontraron diferencias entre los hábitats. Los potreros de alta cobertura presentaron un mayor número de individuos de aves omnívoras que los fragmentos de bosque seco, bosques riparios, charrales y cercas vivas ($F_{5,39} = 5.28$, $p = .0008$). No hubo diferencias en el número de individuos de aves omnívoras entre los potreros de alta cobertura y los potreros de baja cobertura (Cuadro 12). Solamente se registraron especies de aves piscívoras en los bosques riparios, debido a la presencia de arroyos y ríos en estos hábitats (Cuadro 12).

Cuadro 12. Promedio de especies e individuos de aves pertenecientes a los gremios: carnívoros, frugívoros, granívoros, insectívoros, nectarívoros, omnívoros y piscívoros en los diferentes hábitats (letras distintas en las filas indican diferencias significativas ($p < .05$)).

	BS	BR	CH	CV	PAC	PBC	F	Pr >F
No. sp. carni.	0.0 c	0.37 ab	0.62 ab	0.12 bc	0.87 a	0.75 ab	2.55	0.0435
No. ind. carni.	0.0 c	0.50 ab	1.12 ab	0.12 bc	1.50 a	1.25 a	2.92	0.0247
No. sp. frugi.	2.00 ab	1.37 ab	2.12 a	1.62 ab	0.87 bc	0.0 c	4.94	0.0013
No. ind. frugi.	8.20 a	5.87 ab	6.50 ab	5.50 ab	3.00 bc	0.0 c	5.55	0.0006
No. sp. grani.	2.80 c	4.12 b	5.00 ab	5.87 a	6.25 a	5.12 ab	6.50	0.0002
No. ind. grani.	10.20 c	10.50 c	13.00 c	18.87 ab	20.5 a	15.12 bc	6.31	0.0002
No. sp. insec.	10.20 a	10.37 a	9.25 a	9.37 a	10.00 a	7.37 b	4.67	0.0020
No. ind. insec.	31.8 a	26.75 a	23.87 a	23.87 a	24.62 a	23.25 a	1.77	0.1410
No. sp. necta.	2.40 a	1.37 b	1.50 b	1.12 b	1.12 b	1.12 b	5.31	0.0008
No. ind. necta.	3.00 a	1.62 b	2.00 ab	1.62 b	1.12 bc	0.12 c	6.19	0.0003
No. sp. omni.	2.40 c	2.87 bc	2.87 bc	3.37 b	5.62 a	3.50 b	16.68	<.0001
No. ind. omni.	15.40 c	14.00 c	17 bc	18.50 bc	28.25 a	23.62 ab	5.28	0.0008
No. sp. pisci.	0.0 b	2.25 a	0.0 b	0.0 b	0.0 b	0.0 b	47.23	<.0001
No. ind. pisci.	0.0 b	3.12 a	0.0 b	0.0 b	0.0 b	0.0 b	38.92	<.0001

También se comparó por medio de un análisis de varianza (ANDEVA) el número de especies de aves particulares de áreas boscosas o de áreas abiertas. Se presentaron diferencias en el número de especies de aves propias de áreas boscosas según la clasificación encontrada en la guía de aves de Costa Rica (Stiles y Skutch 1989) entre los hábitats. Los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales presentaron un mayor número de especies de aves propias de áreas boscosas que las cercas vivas y los potreros de alta cobertura y baja cobertura ($F_{5,39} = 73.96$, $p = <.0001$). En los potreros de baja cobertura no se registró ninguna de estas especies de aves propias de áreas boscosas (Figura 35). También hubo diferencias en el número de especies de aves propias de áreas abiertas registradas en cada uno de los diferentes hábitats, según la misma clasificación encontrada en Stiles y Skutch (1989). Los potreros de alta y baja cobertura y las cercas vivas presentaron un mayor número de especies de aves propias de áreas abiertas que los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales ($F_{5,39} = 28.56$, $p = <.0001$). Se presentaron diferencias en el número de aves propias de áreas abiertas entre los potreros de alta y baja cobertura y las cercas vivas (Figura 35).

Según el análisis de conglomerados de agrupamiento jerárquico por medio de las medias no ponderadas (UPGMA, por sus siglas en inglés) con base en la composición de especies e individuos de las aves registradas en los diferentes hábitats se observó un patrón general que sugiere un gradiente de hábitats de acuerdo con su estructura arbórea, que va desde las cercas vivas (CV) hasta los fragmentos de bosque seco (BS) pasando por los demás hábitats. El porcentaje de similitud en el agrupamiento de la composición y abundancia de las especies de aves registradas en todos los hábitats es mayor del 58%. Las cercas vivas (CV) y los potreros de alta cobertura (PAC) fueron los hábitats más similares entre sí, con un porcentaje de similitud de 71.6%. A este primer grupo de CV y PAC se adiciona los potreros de baja cobertura (PBC) con un porcentaje de similitud de 69.5%, en un nivel más bajo de similitud se adhieren los charrales (CH) con un porcentaje de similitud de 64.2% a los potreros de alta cobertura, los bosques riparios (BR) con un 63.8% por ciento de similitud se agrupa a los anteriores en un nivel más bajo y por último se agrupa los fragmentos de bosque seco (BS) con un porcentaje de similitud de 58.3% (Cuadro 13); (Figura 36).

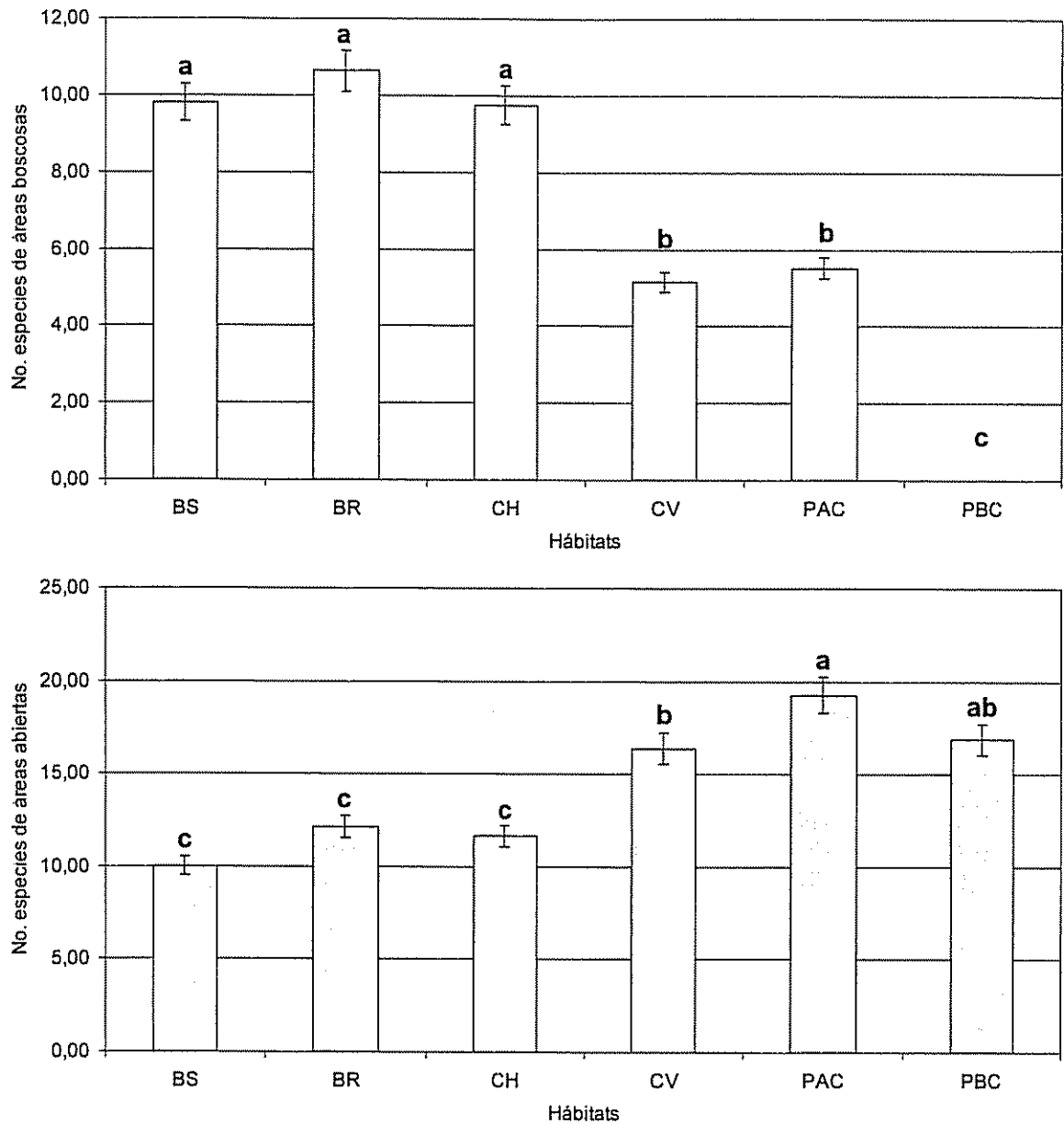


Figura 35. Promedio del número de especies de aves particulares de áreas boscosas y de áreas abiertas (pastizales) en los diferentes hábitats y el error estándar. Letras distintas indican diferencias significativas ($p < 0.05$).

Cuando se realizó el análisis de agrupamiento, basado en la composición (presencia-ausencia) de las especies entre hábitats, se presentó mayor diferencia en este tipo de agrupamiento. Se observó dos grupos, uno conformado por hábitats boscosos (BS, BR y CH) y otro conformado por hábitats abiertos (PAC, PBC y CV). Estos dos grandes subgrupos claramente diferenciados (BS, CH, BR y PBC, PAC, CV) se agrupan en un nivel mas bajo con un porcentaje de similitud de 45.1%. En este análisis de agrupamiento se conglomeraron las cercas vivas (CV) a los potreros de alta cobertura (PAC) con un porcentaje de similitud de

52.6%, a este grupo conformado por CV y PAC se agrupan los potreros de baja cobertura (PBC) con un porcentaje de similitud de 46% conformando finalmente un subgrupo. El otro subgrupo estuvo conformado por los fragmentos de bosque seco (BS), los charrales (CH) y los bosques riparios (BR), estos tres hábitats comparten un porcentaje de similitud de 50% entre ellos. (Cuadro 14); (Figura 37).

Cuadro 13. Matriz del índice de similitud (%) entre los diferentes hábitats con base en la composición y abundancia de las especies de aves registradas.

Hábitats	CV	BR	CH	BS	PBC	PAC
CV	*	63.80	62.68	58.36	62.36	71.69
BR	*	*	60.57	53.68	50.49	56.94
CH	*	*	*	54.28	44.72	64.21
BS	*	*	*	*	38.58	46.15
PBC	*	*	*	*	*	69.53
PAC	*	*	*	*	*	*

Bray-Curtis Cluster Analysis

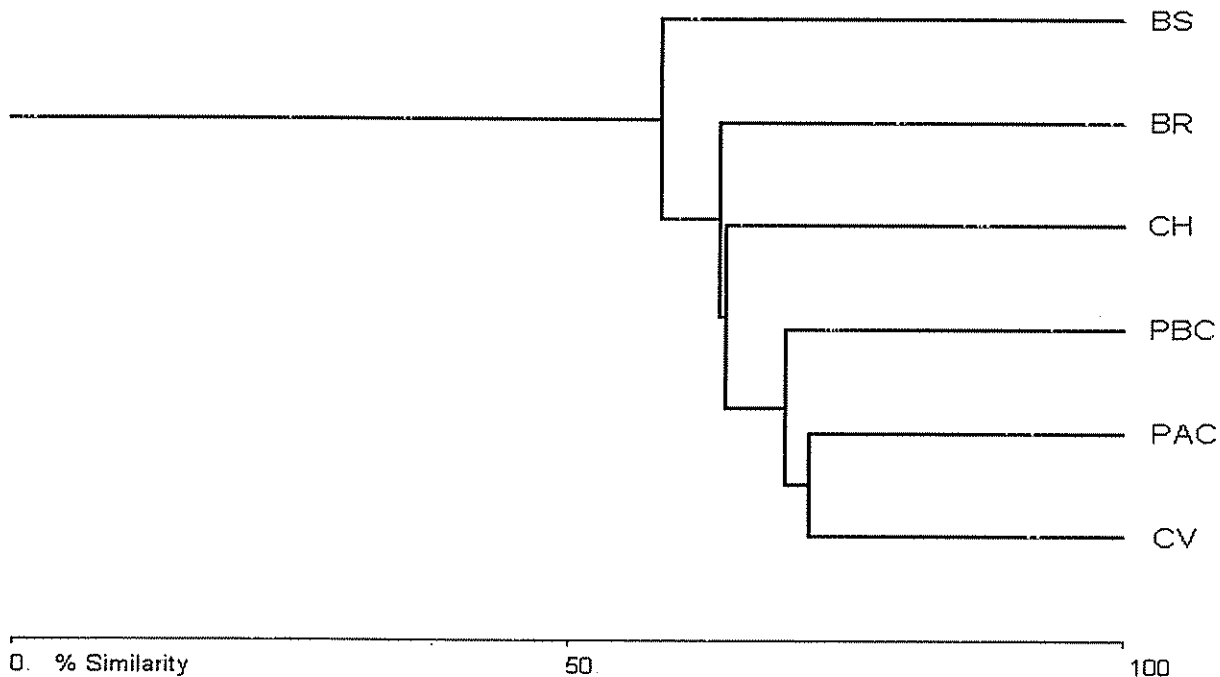


Figura 36. Agrupamiento de los hábitats con base en la composición y abundancia de las especies de aves registradas.

Cuadro 14. Matriz del índice de similitud (%) entre los diferentes hábitats con base en la composición (presencia-ausencia) de las especies de aves registradas.

Hábitats	CV	BR	CH	BS	PBC	PAC
CV	*	39,65	38,09	30,90	45,83	52,63
BR	*	*	50	40,81	26,41	42,37
CH	*	*	*	50	19,67	45,16
BS	*	*	*	*	20,83	27,11
PBC	*	*	*	*	*	46
PAC	*	*	*	*	*	*

Jaccard Cluster Analysis

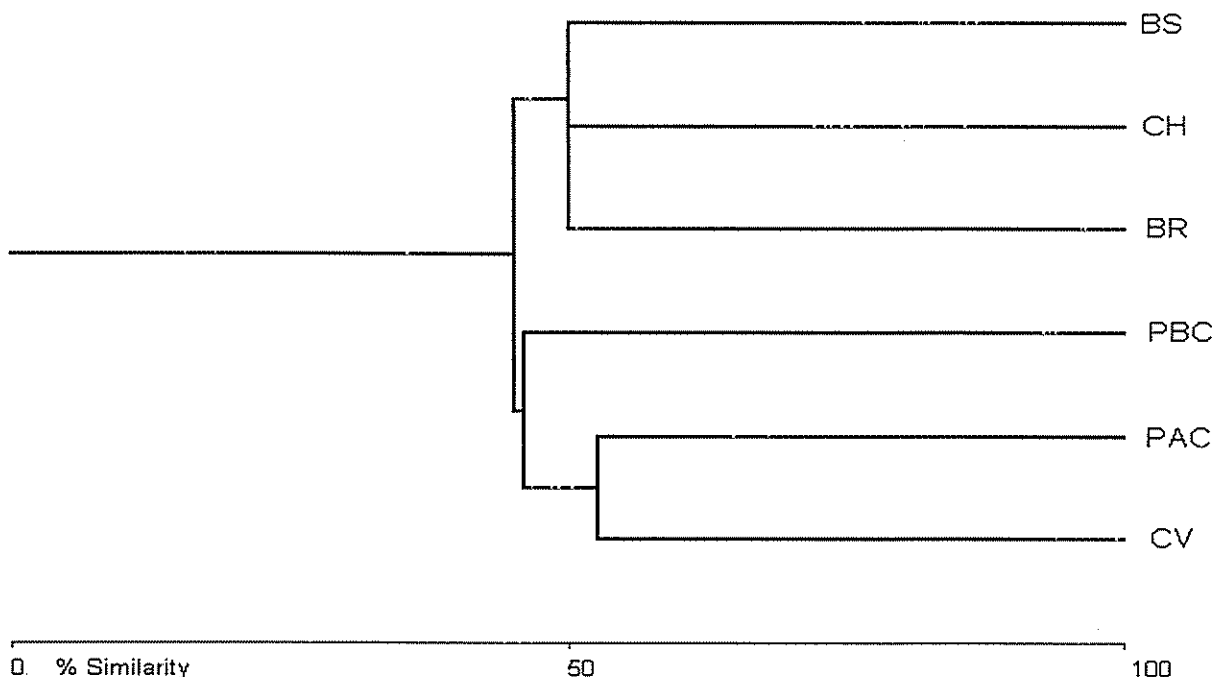


Figura 37. Agrupamiento de los hábitats con base en la composición (presencia-ausencia) de las especies de aves registradas.

4.3 RELACIONES ENTRE CARACTERÍSTICAS ESPACIALES DE LOS HÁBITATS, DIVERSIDAD ARBÓREA Y DIVERSIDAD AVIAR

Las pruebas de regresión entre la diversidad arbórea y la diversidad de aves presentaron coeficientes y resultados estadísticos no presentaron resultados significativos. Igual ocurrió para las pruebas realizadas con los datos de diversidad y riqueza arbórea y aviar y las características espaciales de cada una de las parcelas, pues no se encontró ninguna regresión entre los índices de diversidad y riqueza de las especies de aves y área, perímetro, índice área-perímetro, porcentaje de cobertura alrededor de la parcela, tampoco con las distancias mínimas a fragmentos de bosque seco.

No se encontraron relaciones claras entre las características vegetales de los hábitats de muestreo y la diversidad aviar, ni entre las características espaciales de cada uno de los fragmentos de hábitat y la diversidad aviar. Las regresiones que se realizaron con las variables de diversidad arbórea en las parcelas de muestreo (número promedio de especies e individuos de árboles, Equitatividad, Shannon, Simpson y Margalef) con las variables de diversidad aviar presente en cada uno de los hábitats no fueron significantes. Tampoco se obtuvieron regresiones lineales significativas cuando se relacionaron las variables espaciales de cada uno de los fragmentos de hábitat (área, perímetro, % de cobertura arbórea a diferentes distancias del centro de la parcela, y distancia mínima a fragmentos de bosque) con las variables de diversidad aviar presente en cada uno de los hábitats.

Tampoco se presentaron regresiones significativas estadísticamente entre los índices de diversidad arbórea (número promedio de especies e individuos de árboles, Equitatividad, Shannon, Simpson y Margalef) y el número de especies y de individuos de los diferentes gremios alimenticios de las aves registradas en cada una de las parcelas de censo. Igualmente se realizaron pruebas de regresión correspondiendo las características espaciales calculadas para cada una de las parcelas (distancia a la parcela similar más cercana, distancia parcela del mismo hábitat, distancia de la parcela al tipo de uso del suelo más cercano (cultivos anuales, cultivos perennes, caminos, ríos, asentamientos humanos, sistemas silvopastoriles y fragmentos de bosque), y porcentaje de cobertura arbórea a diferentes distancias de la parcela (100, 250, 500 y 1000 m)) junto con las variables de diversidad de aves encontrada en cada una de las parcelas. Ninguno de los resultados arrojó correlaciones que mostrarán significancia entre las variables descritas, los valores fueron de cero indicando que no existió una regresión lineal entre las variables de índices de diversidad de árboles y las variables espaciales de las parcelas con el número de especies y de individuos de aves registrados en cada uno de las parcelas.

La riqueza de arboles en los diferentes hábitats parece reflejar a su vez la riqueza y abundancia de especies de aves particulares de hábitats boscosos. Al realizarse las regresiones entre la riqueza de especies de árboles encontradas en cada una de las parcelas de muestreo y el número de especies y de individuos de aves particulares de hábitats boscosos registrados en cada uno de los hábitats se obtuvieron ecuaciones cuadráticas positivas. Se obtuvo una regresión positiva, cuando se relaciono la riqueza de árboles y el número de especies de aves particulares de hábitats boscosos registrados en cada una de las parcelas de muestreo en los diferentes hábitats ($F_{1,41} = 56.11$, $p = <0.0001$,

$r^2= 0.74$); (Figura 38). También se obtuvo una regresión cuadrática positiva al correlacionar la riqueza de especies de árboles y el número de individuos de aves particulares de hábitats boscosos registrados en las diferentes parcelas de muestreo en los diferentes hábitats ($F_{1,41}= 61.62$, $p= <0.0001$, $r^2= 0.75$); (Figura 39).

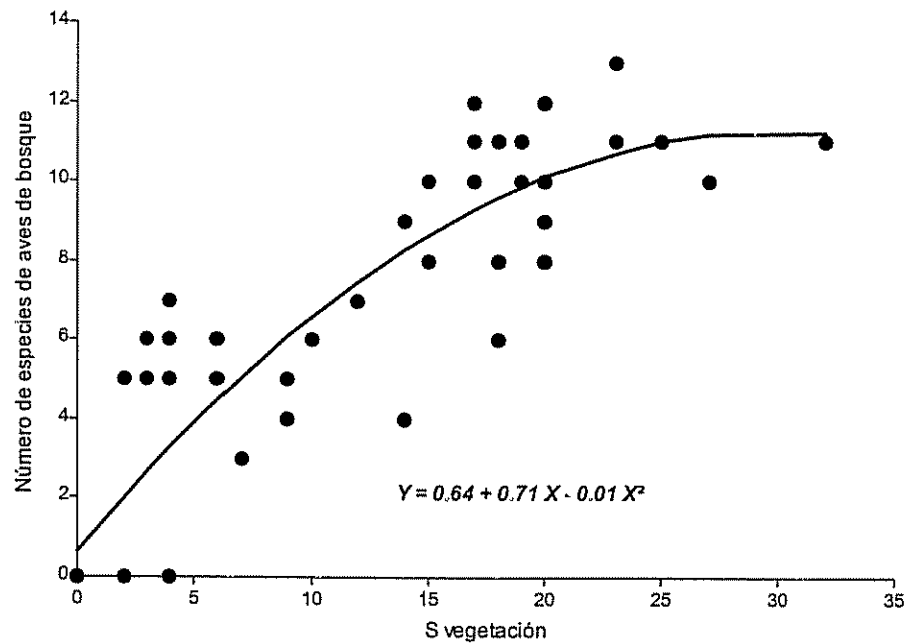


Figura 38. Regresión cuadrática de la riqueza de especies de árboles y el número de especies de aves particulares de hábitats boscosos en las diferentes parcelas.

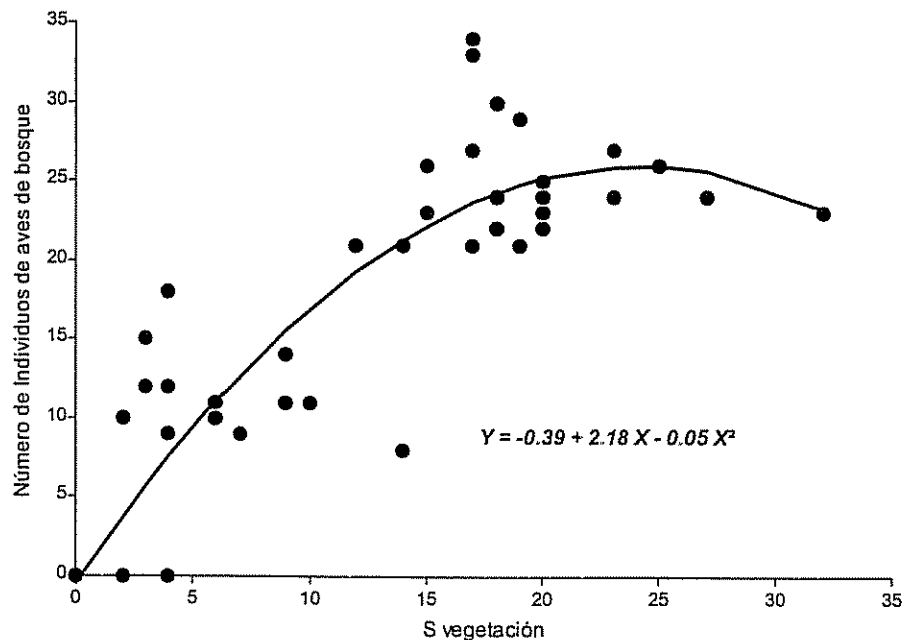


Figura 39. Regresión cuadrática de la riqueza de especies de árboles y el número de individuos de aves particulares de hábitats boscosos en las diferentes parcelas.

Por el contrario para la regresión realizada entre la riqueza de árboles presentes en cada una de las parcelas y el número de especies particulares de áreas de pastizales (áreas no

boscosas) registrados en cada una de las parcelas dentro de los diferentes hábitats se obtuvo una regresión lineal negativa ($F_{1,41} = 75.15$, $p = <0.0001$, $r^2 = 0.65$); (Figura 40). Para la regresión entre la riqueza de árboles y el número de individuos de aves particulares de áreas abiertas (áreas no boscosas) presentes en las parcelas de muestreo dentro de los diferentes hábitats se presentó también una regresión lineal negativa ($F_{1,41} = 101.81$, $p = <0.0001$, $r^2 = 0.71$); (Figura 41).

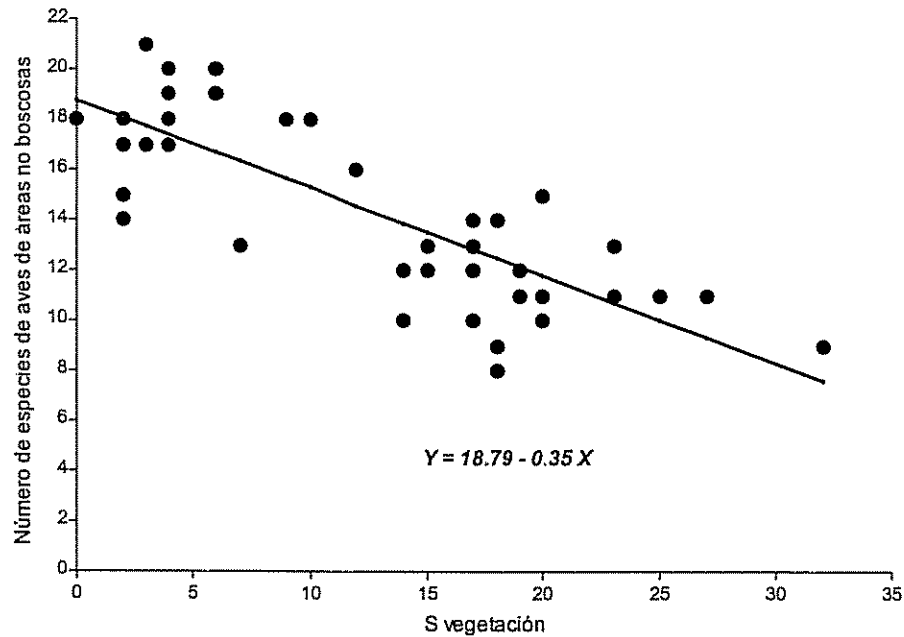


Figura 40. Regresión lineal de la riqueza de especies de árboles y el número de especies de aves particulares de hábitats abiertos en las diferentes parcelas.

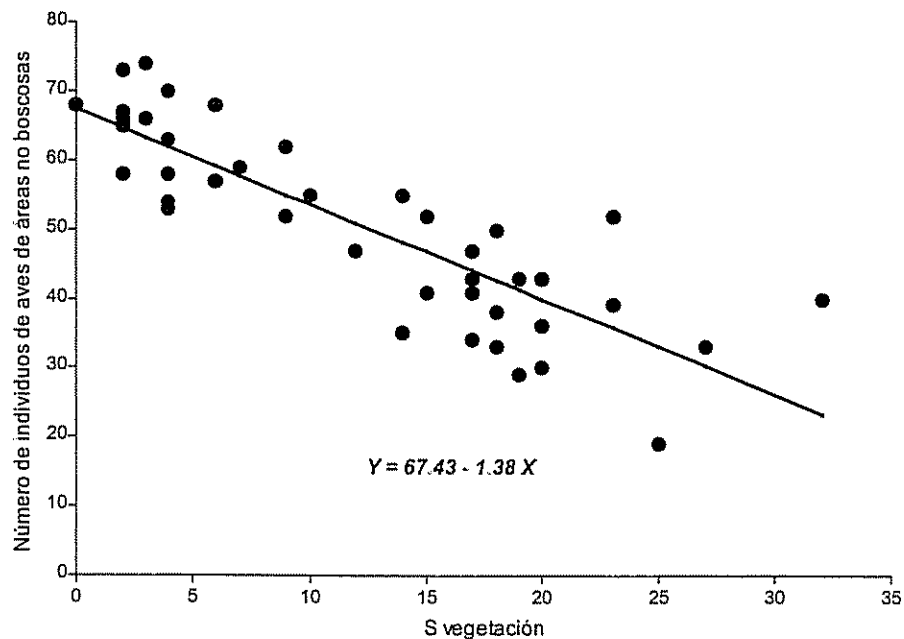


Figura 41. Regresión lineal de la riqueza de especies de árboles y el número de individuos de aves particulares de hábitats abiertos en las diferentes parcelas.

5. DISCUSIÓN

5.1 DESCRIPCIÓN DEL PAISAJE

El paisaje de Cañas está compuesto por una matriz agropecuaria pero aún contiene una cobertura arbórea diversa, representada por diferentes tipos de hábitats (fragmentos de bosque seco, bosques riparios, charrales, cercas vivas y potreros caracterizados por diferentes porcentajes de cobertura arbórea). Esta cobertura arbórea ayuda a mantener ciertas especies de flora y fauna típica de la zona del Pacífico Norte de Costa Rica, brindando nichos ecológicos, microclimas y ambientes favorables para el establecimiento y conservación de la biodiversidad.

El 71.36% del área de estudio estuvo cubierta por pastizales y cultivos, mientras que las áreas con cobertura natural (fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales o áreas de regeneración natural) representaron una pequeña proporción (26.02%) de las 10.000 hectáreas del área de estudio. Hubo más potreros o apartos de pastoreo (385 parches) con diferente porcentaje de cobertura que fragmentos con cobertura natural (230 parches), mientras que las áreas dedicadas a los cultivos (caña de azúcar o arroz) son mucho más extensas pero con menos fragmentos que los hábitats de pastizales.

El tamaño promedio de los fragmentos de las áreas con cobertura arbórea nativa (fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales o áreas de regeneración natural) fue de 20.52 ha y el tamaño promedio para los potreros o pastizales con diferentes porcentajes de cobertura arbórea (0% hasta 36-45%) fue de 13.61 ha. Los potreros con diferentes porcentajes de cobertura arbórea cubrían casi la mitad del paisaje (48.4%) mientras que los bosques o zonas con cobertura nativa apenas sumaron un poco más de una cuarta parte (26.02%) de toda el área (10.000 ha). La distribución de la cobertura vegetal en el paisaje fue heterogénea, con algunas áreas con mayor cobertura arbórea que otras, dada la concentración y segregación de los diferentes usos del suelo dentro del paisaje. Se observó claramente que la zona agrícola se encontraba hacia el oeste sobre la zona más plana y que los potreros se concentraron hacia la parte este, la zona más elevada e inclinada de toda el área.

5.2 COMPOSICIÓN ARBÓREA

Dentro del paisaje fragmentado aún se mantiene una fracción de las especies de árboles originales de la zona, aunque menor a la original encontrada en áreas conservadas. La

riqueza general de la vegetación en el paisaje fue baja; se registró un total de 130 especies de árboles y palmas, 30.5% de las especies de árboles y palmas reportadas en la literatura para el trópico seco del Pacífico Norte de Costa Rica (Poveda y Sánchez-Vindas 1999). La familia mejor representada por el número de especies en toda el área fue la Mimosaceae dentro de la cual se encontraron los géneros *Acacia*, género de árboles de importancia en sistemas silvopastoriles (Greenberg *et al.* 1997b, Bolívar 1998, Velasco 1998) como *Albizia*, *Pithecellobium* y *Samanea*. Otra familia con el mismo número de especies (12) fue la Papilionaceae con géneros como *Acosmium*, *Andira*, *Gliricidia* y *Lonchocarpus*; dentro de esta familia se encontró una especie (*Ateleia pterocarpa*), la cual no se encontró dentro de las especies reportadas para la zona y se desconoce su nombre vernáculo o en castellano. El resto de las familias (44) estuvieron representadas por pocas especies y también por pocos individuos; 22 de ellas estuvieron representadas únicamente por una sola especie, como las familias Cecropiaceae, Malvaceae, Melastomataceae y Solanaceae.

La especie más abundante en toda el área de estudio fue el Pochote (*Pachira quinata*), que se le registró principalmente en las cercas vivas, pues es una especie que es seleccionada por los productores para establecer dichos linderos, casi siempre entre pastizales. Unos pocos individuos se encontraron y registraron en una parcela de bosque seco y en una parcela de bosque ripario. Otras especies más comunes en el paisaje en orden descendente fueron el Jiñocuabe o Jiñote (*Bursera simaruba*), el cual también es muy utilizado en la zona para establecer cercas vivas, el Guácimo o Guácimo ternero (*Guazuma ulmifolia*) y el Nance (*Byrsonima crassifolia*), ambas especies de importancia económica para los productores de la zona, pues brindan frutos tanto para el ganado como para el consumo humano.

De las 130 especies de árboles encontradas en el área de estudio, 40 especies fueron registradas única y exclusivamente en un hábitat en particular. El hábitat con mayor número de especies exclusivas fue el bosque ripario con 17 especies que no se encontraron en los demás hábitats. En todos los hábitats se presentó un predominio marcado por ciertas especies. En los bosques riparios la especie dominante fue el Guácimo o Guácimo ternero (*Guazuma ulmifolia*), con 21.3% del total de individuos, y el Espavel o Rabito (*Anacardium excelsum*) en segundo lugar. Los bosques riparios son considerados por los productores, en especial los ganaderos, como hábitats importantes para la conservación del agua en las microcuencas sobretodo en la época seca, y por esta razón los protegen de alguna manera.

Muchas de las especies arbóreas que solo se encuentran en estos hábitats son considerados como especies que conservan el agua o que proporcionan buena sombra

como es el caso del Espavel o Rabito (*Anacardium excelsum*), el Almendro de río (Carne asada, Areno o Arenillo); (*Andira inermis*), el Papaturro (*Coccoloba venosa*), el Chilamate (*Ficus werckleana*) y el Sotacaballo o Azote de caballo (*Zygia longifolia*). También la presencia de especies maderables en estos bosques como el Gavilán o Gallinazo (*Schizolobium parahyba*), el Cedro amargo (*Cedrela odorata*) hacen que estas áreas sean importantes para la conservación, debido que son especies de importancia económica y maderables (Poveda y Sanches-Vindas 1999).

Hubo diferencias en las especies dominantes en cada tipo de hábitat. Las especies dominantes en los fragmentos de bosque seco fueron el Laurel (*Cordia alliodora*) con un 13.8% del total de individuos y la Fruta de pava o Moridero (*Eugenia salamensis*) con 13.2% del total de individuos. En muchos casos el ganado entraba a los fragmentos durante la época seca para consumir frutos de árboles como los del Guanacaste o Chorega (*Enterolobium cyclocarpum*) y del Guácimo o Guácimo ternero (*Guazuma ulmifolia*). En los charrales, el Nance (*Byrsonima crassifolia*) y Laurel (*Cordia alliodora*) fueron las especies más abundantes, ambas especies con el 19.8% del total de individuos registrados en este hábitat. En los potreros de alta cobertura las especies más abundantes fueron el Laurel (*Cordia alliodora*) con 21.4% de los individuos registrados y el Roble sabana (*Tabebuia rosea*) con 14.2% del total de individuos registrados.

En los potreros de baja cobertura las 12 especies de árboles registradas en las parcelas de este hábitat también se encontraron en al menos en uno de los otros hábitats, las especies más abundantes en los potreros de baja cobertura fueron el Roble sabana (*Tabebuia rosea*) con 29.1% de los individuos, la palma de Coyol (*Acrocomia aculeata*) con un 16.6% y el Guácimo o Guácimo ternero (*Guazuma ulmifolia*) con 12.5% del total de individuos registrados. En las cercas vivas hubo una total dominancia por parte del Pochote (*Pachira quinata*), esta especie se encontró en casi todas las cercas vivas que se muestrearon, y representó el 53.2% del total de individuos registrados. La segunda especie dominante en las cercas vivas fue el Jinocuabe, Jifote o Indio desnudo (*Bursera simaruba*) con un porcentaje de 24.8% del total de individuos. En general la mayoría de los individuos de árboles presentaron diámetros pequeños (promedio de $54\% \pm 0.13$ cm) y alturas bajas (promedio de $49.7\% \pm 0.06$ m).

5.3 COMPARACIÓN DE LA VEGETACIÓN EN LOS HÁBITATS

Hubo diferencias importantes en la abundancia, riqueza, diversidad y equitatividad de las especies de árboles entre los diferentes hábitats. Los fragmentos de bosque seco y los bosques riparios tuvieron mayor número de especies por parcela que los charrales, y los potreros de alta y baja cobertura; los charrales tuvieron mayor número de especies que los potreros de alta y baja cobertura. Al nivel de paisaje, también se registro la mayor riqueza en los bosques riparios (58 especies). Los hábitats boscosos, (fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales) presentaron un mayor número de individuos de árboles en promedio por parcela que el que se registró en los potreros de alta y baja cobertura. No se presentaron diferencias significativas entre los hábitats boscosos entre sí (Cuadro 15).

Los hábitats más diversos en cuanto a las especies de árboles registrados según los índices de Shannon y Margalef en cada una de las parcelas fueron los fragmentos de bosque seco, los bosques riparios y los charrales, los cuales presentaron mayores promedios de estos índices antes mencionados. Según el índice de Simpson los hábitats más diversos son los fragmentos de bosque seco, los bosques riparios y los charrales en comparación a los potreros de alta y baja cobertura (Cuadro 15). Los charrales tuvieron un mayor promedio de equitatividad que los potreros de alta y baja cobertura, pero no se presentaron diferencias significativas en comparación con los fragmentos de bosque seco y los bosques riparios (Cuadro 15).

También hubo diferencias en la estructura arbórea entre hábitats, con diferencias marcadas tanto en la distribución de los diámetros como en las alturas de los individuos de árboles presentes. Los potreros de alta y baja cobertura tuvieron mayores promedios de DAP que los fragmentos de bosque seco y los charrales, debido a que en los potreros no se da un proceso de regeneración natural a causa del efecto de la presión por el ganado (consumo o pisoteo) o por competencia con las gramíneas como si se puede dar en los hábitats boscosos en donde estos factores no afectan el desarrollo de nuevos individuos de árboles. Los bosques riparios no presentaron diferencias significativas con ninguno de los demás hábitats, pues presentaron medias intermedias entre los dos grupos de hábitats (Cuadro 15).

Además la distribución de diámetros varió entre los hábitats: los bosques riparios, fragmentos de bosque seco y charrales presentaron un modelo de "J" invertida en las curvas de las clases diamétricas indicando un fenómeno de regeneración, ya que se presentaron muchos más individuos en las clases diamétricas bajas que en las mayores, mientras que los

potreros de alta y baja cobertura. Las distribuciones diamétricas en los potreros de alta cobertura y potreros de baja cobertura tuvieron una distribución plana, que sugirió una poca regeneración natural en estos sistemas, ya que la mayoría de los individuos en los potreros se registró en las clases de diámetros mayores (40-49.9 cm); (Cuadro 15).

Igualmente hubo diferencias estadísticas en el promedio de altura de los árboles en los diferentes hábitats. Los árboles en los bosques riparios tuvieron en promedio una altura mayor (15.6 m) que los árboles en charrales (11 m) y potreros de baja cobertura (9.6 m), pero no presentaron diferencias significativas con las alturas promedios presentados en los fragmentos de bosque seco y los potreros de alta cobertura (Cuadro 15).

Cuadro 15. Resumen de las variables calculadas y comparadas en los diferentes hábitats de las especies de árboles registradas (letras distintas en las filas indican diferencias significativas ($p \leq .05$), "a" indica el mayor promedio).

Variable árboles	BS	BR	CH	PAC	PBC
No. de especies totales	40	58	47	20	12
No. de individuos totales	166	267	347	43	24
Promedio de especies	a	a	b	c	c
Promedio de individuos	a	a	a	b	b
Promedio de Equitatividad	ab	ab	a	b	c
Promedio de Shannon	a	a	a	b	b
Promedio de Simpson	b	b	b	a	a
Promedio de Margalef	a	a	a	b	c
Promedio DAP	b	ab	b	a	a
Promedio altura	ab	a	b	ab	b

La presencia de algunos árboles altos y grandes en los potreros sugirió que algunos de los individuos presentes en estos hábitats eran árboles adultos remanentes de los bosques originales que estaban presente en esas áreas, antes de establecer el sistema de pastizal. Por otro lado la presencia de árboles en potreros con un DAP mayor que en otros hábitats podría reflejar que son individuos de especies que se establecieron en dentro de estos sistemas sin competencia por luz o nutrientes con árboles vecinos, ya que los individuos están dispersos dentro de áreas muy grandes y la competencia es mínima o nula, lo cual se refleja en un engrosamiento del tallo, mas que en un alargamiento como ocurre en los sistemas boscosos (fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales) donde debido a la competencia por luz, los individuos se estiran hacia el dosel del bosque antes de engrosar su tallo.

El agrupamiento de los hábitats realizado tomando en cuenta la composición y abundancia de especies de árboles mostró diferencias importantes entre los hábitats. Los hábitats

compartieron entre 23% y 40.1% de similitud en la composición y abundancia de especies. Se identificaron tres tipos de hábitats bien diferenciados y completamente separados en cuanto a la composición y abundancia de las especies registradas en los diferentes hábitats. Los hábitats de pastizales, potreros de alta y baja cobertura conformaron un solo grupo, los cuales estuvieron separados de los hábitats boscosos, que estuvieron en otra agrupación, conformada por los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales. Se observó que las cercas vivas variaron completamente de los demás hábitats y no se agruparon con ningún otro tipo de hábitat, conformando el tercer tipo de hábitat intermedio o de transición. Esto se debe básicamente a que en las cercas vivas se registraron pocas especies (34) y muchos individuos (1.141), presentando una composición simple y una alta abundancia de algunas especies.

Los hábitats más similares en cuanto a la composición y abundancia de especies entre sí, fueron los fragmentos de bosque seco y los charrales, los cuales compartieron un 40.1% de similitud con base en la composición y abundancia de especies de árboles, pues los fragmentos de bosque seco y los charrales compartieron 28 especies. El porcentaje de similitud entre los bosques riparios y los fragmentos de bosque seco y charrales fue de 35.8%. En los bosques riparios se registraron diferentes especies de árboles que no fueron registrados en otros hábitats, como fue el caso del Espavel o Rabito (*Anacardium excelsum*), el Chilamate (*Ficus werckleana*) y el Gavilán o Gallinazo (*Schizolobium parahyba*), con numerosos individuos por especie.

Los potreros de alta y baja cobertura también tuvieron una composición similar entre sí, compartiendo un 30.3% de similitud entre sí. Estos dos hábitats comparten cinco especies entre sí, las cuales son comunes en toda el área: *Andira inermis*, *Byrsonima crassifolia*, *Cordia alliodora*, *Tabebuia ochracea* y *Tabebuia rosea*. Los hábitats de pastizales presentaron diferencias con los hábitats boscosos; apenas se presentó un porcentaje de similitud del 23% en la composición y abundancia de las especies de árboles encontrados entre los hábitats boscosos y los potreros, y un porcentaje de similitud de 9.6% en la composición y abundancia de las especies de árboles encontrados entre las cercas vivas y el resto de los hábitats.

Cuando se realizó el agrupamiento de los hábitats solo con base en la composición de las especies en cada uno de los hábitats, es decir la presencia o ausencia de las especies en uno o varios hábitats, el esquema varió comparado al anterior. Hubo tres grupos principales: los fragmentos de bosque seco y los charrales formaron un grupo por separado del resto de

los hábitats, los bosques riparios y las cercas vivas, que se unieron al primer grupo de los fragmentos de bosque seco y los charrales, con un porcentaje de similitud menor y los potreros de alta y baja cobertura. Los potreros presentaron una composición de especies de árboles completamente diferente que con los demás hábitats dado que en ellos se registraron muy pocas especies.

Los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales son hábitats importantes en la conservación, ya que ellos contienen la mayor riqueza y diversidad de especies de árboles para esta zona. Dentro de estos hábitats se registraron individuos de especies singulares como *Ateleia pterocarpa*, *Palicourea sp* y *Solanum hazenii* que no están reportadas para la zona (Poveda y Sánchez-Vindas 1999) y otras especies que se han mantenido con números de individuos por especie muy reducidos como el *Albizia adinocephala*, *Cedrela odorata*, *Diospyros salicifolia*, *Diphysa americana*, *Gyrocarpus jatrophifolius*, *Hirtella racemosa*, *Roupala montana*, *Sapium glandulosum*, *Solanum hazenii*, *Tabernaemontana alba*, *Tabebuia impetiginosa* y *Thouinidium decandrum*, para los cuales solo se registró un solo individuo ya sea en los fragmentos de bosque seco, bosques riparios o en charrales.

También estos fragmentos de hábitats boscosos brindan diversos recursos, sean alimenticios o de refugio para la población de aves que vive dentro de ellos o realizan algún tipo de actividad (Keyser *et al.* 1998). La estructura vegetal compleja de los bosques reflejada en una mayor diversidad de especies de árboles y la composición de especies que se presenta en ellos también ofrece un mayor oferta de diferentes nichos para aves y otros grupos de animales silvestres. Por otra parte los potreros de alta y baja cobertura y las cercas vivas representan hábitats con una oferta adicional de espacios que permite el crecimiento de especies de árboles dispersadas por diferentes especies de aves en su mayoría frugívoras, interconectando los diferentes fragmentos en el paisaje y generando nuevos elementos en el paisaje, que proporcionan sitios de refugio, anidación y alimentación para diferentes especies animales. De esta manera se reduce el efecto de la fragmentación permitiendo que muchas especies que no utilizan espacios abiertos, pueden moverse a otros sitios y ser utilizados de manera opcional (Molano *et al.* 2002).

5.4 RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE AVES EN LOS HÁBITATS

Se registró un total de 138 especies de aves de 47 familias dentro del área de estudio, entre residentes (127 especies) del bosque seco tropical y planicies del Pacífico Norte de Costa Rica y migratorias (11 especies) transcontinentales. De las especies registradas (138) para

el área de estudio, 58 especies fueron registradas fuera de los puntos de observación en de las parcelas de muestreo en los diferentes hábitats, debido a que varias de estas especies son de hábitos nocturnos o crepusculares como son algunas especies de garzas nocturnas o especies de lechuzas que fueron detectadas sorpresivamente en el área cuando se transitaba por diferentes zonas o se realizó el reconocimiento de los diferentes fragmentos de hábitats. También estuvieron presentes varias especies de hábitos acuáticos, de corrientes de agua como: canales de riego y riachuelos, o de espejos de agua como: humedales, pozos, estanques piscícolas y zonas inundables como las del cultivo de arroz o áreas planas y bajas. En los seis hábitats dentro del área de estudio se registró un total de 3.037 individuos, que representaron 80 especies de aves.

Dentro de las familias de aves registradas en la zona (47), se destaca la gran variedad de familias presentes, que incluye desde los Tinamúes (Tinamidae) hasta los Gorriones del nuevo mundo y Picogrueros (Emberizidae), comprendiendo Águilas y Gavilanes (Accipitridae), Loros (Psittacidae) y Golondrinas (Hirundinidae). De esta gran variedad de familias encontradas en el área de estudio, la familia de los Mosqueros Americanos o Atrapamoscas Tropicales (Tyranidae) fue la familia con mayor riqueza de especies observadas (12 especies y 729 individuos registrados en los puntos de muestreo).

La mayoría de las familias de aves (40 de 47) reportadas en la zona estuvieron representadas por cinco o menos especies, y la mitad de estas (20) estuvieron representadas por una sola especie en el área de estudio o son familias monoespecíficas. Entre estas familias monoespecíficas estuvieron el Alcaraván Americano (*Burhinus bistriatus*), única especie presente en el neotropico para la familia de los Alcaravanes (Burhinidae), la Lechuza Ratonera (*Tyto alba*), también la única especie presente en América para la familia de las Lechuzas Ratoneras (Tytonidae) y el Carao (*Aramus guarauna*), única especie sobreviviente de la familia de los Caraos (Aramidae).

La mayoría de las especies que comprenden la familia de los Mosqueros Americanos o Atrapamoscas Tropicales (Tyranidae) fueron especies de hábitats abiertos generalmente, tales como potreros arbolados y potreros abiertos. Pero también se registraron especies que fueron de hábitats cerrados o boscosos como los fragmentos de bosque seco y bosques riparios y charrales, como el Copetón Crestioscuro (*Myiarchus tuberculifer*) que se registró en los fragmentos de bosque seco y bosques riparios, y el Mosquero Listado (*Myiodynastes maculatus*), especie común en bosques riparios y charrales. También dentro de esta familia estuvieron incluidas especies de aves cuyo hábitat esta en la transición entre los pastizales y

el bosque, como el Tirano Tropical (*Tyrannus melancholicus*), el Bienteveo Grande (*Pitangus sulphuratus*), y el Mosquitero Verdoso (*Empidonax virecens*) los cuales fueron registrados en todos los hábitats y son especies generalistas y comunes en toda el área.

La especie más abundante y común en todos los hábitats a excepción de los fragmentos de bosque seco, fue el Garrapatero Piquiestriado (*Crotophaga sulcirostris*) del cual se registraron 365 individuos. Los individuos de esta especie se desplazan en grupos o clanes familiares que pueden oscilar entre 8 a 12 individuos forrajeando en el mismo sitio, por esta razón es que se les observa en grandes números (Stiles y Skutch 1989). La Urraca Copetona (*Calocitta formosa*) con un total de 265 individuos registrados fue otra especie abundante y común en todos los hábitats, observable en grandes números, también forrajea en grupos igual que el Garrapatero Piquiestriado. La Urraca Copetona (*Calocitta formosa*), la Tortolita Colilarga (*Columbina inca*), el Tirano Tropical (*Tyrannus melancholicus*), el Bienteveo Grande (*Pitangus sulphuratus*), el Mosquitero Verdoso (*Empidonax virecens*) y la Paloma Coliblanca (*Leptotila verreauxi*) fueron especies registradas en todos los hábitats. Estas especies son muy abundantes y comunes en la zona de estudio, y se les encuentra en gran número cerca de casas y cultivos permanentes o anuales.

Dentro de las especies de aves registradas en las parcelas de censo también se registraron especies que son raras, algunas de las cuales fueron registradas por la presencia de un solo individuo de la especie, como el Alcaraván Americano (*Burhinus bistriatus*), el Antifacito Coronigrís (*Geothlypis poliocephala*) y la Lechucita Sabanera (*Otus cooperi*). Estas especies son difíciles de observar en el campo por el comportamiento natural de cada especie, pues son especies tímidas, escurridizas y nocturnas respectivamente. Además se observaron solo dos individuos de nueve especies dentro de las cuales de destacan el Martín Pescador Collarejo (*Ceryle torquata*), exclusivo de bosques riparios, la Esmeralda Riabihorcada (*Chlorostilbon canivetti*) y el Ermitaño Enano (*Phaethornis longuemareus*) registrados en fragmentos de bosque seco y charrales, la Eufonia Gargantinegra (*Euphonia affinis*) y la Titira Coroninegra (*Tityra inquisitor*) ambos individuos registrados en charrales y el Espiguero Variable (*Sporophila aurita*) ambos individuos registrados únicamente en potreros de alta cobertura.

5.5 COMPARACIÓN DE LA AVIFAUNA EN LOS HÁBITATS

Se encontraron diferencias en la abundancia, riqueza, diversidad y composición de las especies de aves registradas en cada uno de los diferentes hábitats. Se encontró que los

potreros de alta cobertura y los bosques riparios presentaron más especies de aves que las registradas en los fragmentos de bosque seco y potreros de baja cobertura. En cuanto a la abundancia se encontró que los potreros de alta cobertura, cercas vivas y fragmentos de bosque seco presentaron un mayor número de individuos de aves que los registrados en los potreros de baja cobertura (Cuadro 16).

No se obtuvo diferencias significativas entre los diferentes hábitats en cuanto al índice de equitatividad (E) de las especies de aves registradas en los hábitats (Cuadro 16), lo que sugiere que existe una equitatividad en el número de las especies de aves registradas en cada uno de los hábitats. Pero estos valores bajos del índice de equitatividad (entre 0.18 y 0.26) demostraron que se presentó una dominancia por algunas de las especies de aves más abundantes registradas en los diferentes hábitats como son: el Garrapatero Piquiestriado (*Crotophaga sulcirostris*), la Urraca Copetona (*Calocitta formosa*), la Tortolita Collilarga (*Columbina inca*) y el Tirano Tropical (*Tyrannus melancholicus*). Estas mismas cuatro especies fueron muy abundantes en los charrales, las cercas vivas y los potreros de alta y baja cobertura, los cuales presentaron este mismo promedio bajo para el índice de equitatividad.

Se presentaron diferencias entre los hábitats para los promedios de los índices de Shannon, Simpson y Margalef calculados para las especies de aves registradas en cada uno de los hábitats. Los potreros de alta cobertura y los bosques riparios tuvieron mayores valores del índice de Shannon que los registrados en los fragmentos de bosque seco y potreros de baja cobertura, que presentaron los menores promedios de este índice. También se presentaron diferencias en el promedio del índice de Simpson. Según el índice de Simpson los hábitats más diversos son los fragmentos de bosque seco, bosques riparios, charrales, cercas vivas y potreros de alta cobertura, los cuales presentaron diferencias con respecto a los potreros de baja cobertura. En el promedio del índice de Margalef se presentaron diferencias entre los bosques riparios, charrales y potreros de baja cobertura que presentaron los mayores promedios, con respecto a los potreros de alta cobertura, con el menor promedio de este índice (Cuadro 16).

El gremio alimenticio mejor representado en número de especies y de individuos observados en cada uno de los hábitats fue el gremio de las insectívoras, las cuales estuvieron representadas por el 41% de las especies y el 37% de los individuos registrados en cada uno de los puntos de conteo. Hubo diferencias significativas en cuanto al número de especies y

de individuos para los diferentes gremios alimenticios de las aves registrados en cada uno de los hábitats.

Dentro de gremio de las carnívoras están incluidas las especies carroñeras como las dos especies de Zopilote, el Zopilote Cabecirrojo (*Cathartes aura*) y el Zopilote Negro (*Coragyps atratus*) además del Caracara Cargahuesos (*Polyborus plancus*) y el Caracara Cabecigualdo (*Milvago chimachima*). Las especies e individuos de aves carnívoras presentaron un mayor número en los potreros de alta y baja cobertura, los bosques riparios y charrales a diferencia de los fragmentos de bosque seco, en los cuales no se registró ninguna especie carnívora (Cuadro 16). La mayor presencia de individuos de aves carnívoras en los potreros de alta y baja cobertura se debió posiblemente a la presencia de árboles altos y aislados en los potreros, los cuales utilizan como sitio de percha, para avistar las presas mas fácilmente sobre el pasto (Naranjo 1992, Holl 1998, Cárdenas 1999). Además en los hábitats de pastizales también se pueden encontrar mas fácilmente desperdicios y animales muertos que en los hábitats boscosos.

Se presentaron diferencias significativas para las especies frugívoras registradas en los diferentes hábitats. Se encontraron diferencias tanto en el número de especies como de individuos en los diferentes hábitats. Los fragmentos de bosque seco, bosques riparios, charrales y cercas vivas presentaron mayores promedios con respecto a los potreros de baja cobertura (Cuadro 16). En los potreros de baja cobertura no se registro ni una sola especie perteneciente a este gremio. Las aves del gremio de las frugívoras se encuentran concentradas mayormente en los hábitats boscosos (CH, BS y BR) ya que en estos hábitats el recurso alimenticio se encuentra disponible a comparación de los potreros, en los cuales puede ser muy escaso, estacional y disperso (Wunderle 1997, Price 1999, Westcott 2000). También este recurso esta concentrado en las cercas vivas, ya que algunas de ellas en esta área están establecidas o tienen árboles que fructifican como la Toreta o Soncoya (*Annona purpurea*), el Anonillo (*Annona reticulata*), el Jocote o Ciruelo (*Spondias purpurea*), Nance (*Byrsonima crassifolia*), el Matapalo (*Ficus goldmanii*) y el Guaitil o Tapaculo (*Genipa americana*).

Se presentó de igual forma diferencias significativas para las especies e individuos de las granívoras registradas en cada uno de los hábitats. Se observaron mas especies e individuos granívoros en los potreros de alta cobertura y las cercas vivas que en el resto de los hábitats (Cuadro 16), dada la presencia y dominancia de gramíneas en estos sistemas en comparación a los demás hábitats en donde no se encuentra este grupo de plantas (Wilson

et al. 1999), como los hábitats boscosos, los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales, debido a la abundante cobertura arbórea presente en estos hábitats, la cual con su sombra impide que se establezcan estas rastreras.

Se encontraron diferencias significativas en el número de especies de aves insectívoras, entre los diferentes hábitats. Se registró un mayor número de especies de aves insectívoras en todos los hábitats a excepción de los potreros de baja cobertura, los cuales presentaron el menor promedio de especies (Cuadro 16), básicamente a que las especies insectívoras requieren de sitios de percha desde los cuales abalanzarse sobre sus presas, además en todos estos hábitats se presentan una mayor concentración de artrópodos los cuales permiten que el recurso sea fácil de obtener (Dennis *et al.* 1996, Naranjo y Chacón de Ulloa 1997, Cárdenas 1999). Por el contrario no se presentaron diferencias significativas entre los diferentes hábitats en cuanto al número de individuos de aves insectívoras registrados en cada uno de hábitats muestreados (Cuadro 16).

Otra diferencia importante se presentó en las especies nectarívoras, las cuales presentaron un mayor número de especies y de individuos en fragmentos de bosque seco que en el resto de los hábitats (Cuadro 16), debido a que este tipo de aves depende de un recurso alimenticio especializado (flores y néctar) que se encuentran en mayor proporción en estos hábitats por la presencia de arbustos, lianas y especies de árboles con anthesis masiva (floración en masa); (Newstrom *et al.* 1994) como es el caso particular del Corteza, Cortes amarillo (*Tabebuia ochracea*), el Guanacaste o Chorega (*Enterolobium cyclocarpum*), el Laurel (*Cordia alliodora*) y el Poro poro (*Cochlospermum vitifolium*); (Newstrom *et al.* 1994). El gremio de las nectarívoras esta compuesto por especies únicamente de la familia de los colibríes (Trochilidae), familia de aves especializadas en este tipo de alimentación (Stiles y Skutch 1989).

Igualmente se presentaron diferencias significativas para el gremio de las omnívoras tanto para el número de especies como de individuos registrados en cada una de las parcelas de muestreo. Los potreros de alta cobertura presentaron un mayor número de especies y de individuos omnívoros que los demás hábitats (fragmentos de bosque secos, bosques riparios, charrales, cercas vivas y potreros de baja cobertura) siendo estas diferencias significativas (Cuadro 16), pero para el número de individuos omnívoros registrados en los diferentes hábitats no se encontraron diferencias entre los potreros de alta y baja cobertura debido a la presencia de especies como el Gavilán Chapulinero (*Buteo magnirostris*), el Garrapatero Piquiestriado (*Crotophaga sulcirostris*), la Titira Carirroja (*Tityra semifasciata*) y

la Urraca Copetona (*Calocitta formosa*), de hábitos omnívoros que son especies abundantes dentro de estos hábitats, ya que estas especies también son especies particulares de hábitats abiertos o sabanas como el caso del Gavilán, el Garrapatero, la Urraca y la Titira (Stiles y Skutch 1989).

En el caso de las especies piscívoras se presentaron diferencias significativas entre los diferentes hábitats, debido a que solamente se registraron especies de este gremio en los bosques riparios dada la presencia de ríos o quebradas en este hábitat en particular, en los cuales estas especies pudieron encontrar este tipo de alimento o otros recursos (cangrejos, camarones, ranas, alevinos, caracoles etc.); (Cuadro 16). Las especies piscívoras registradas en los bosques riparios fueron: la Garcilla Verde (*Butorides striatus*), el Martín Pescador Collarejo (*Ceryle torquata*), el Martín Pescador Verde (*Chloroceryle americana*) y la Garza-Tigre Cuellinuda (*Tigrisoma mexicanum*).

Se presentaron diferencias significativas en el número de especies y de individuos de aves particulares de áreas boscosas registradas en los diferentes hábitats. Los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales presentaron el mayor número de especies propias de bosque que los potreros de alta cobertura y baja cobertura y las cercas vivas. Los individuos de las especies particulares de hábitats boscosos también fueron más abundantes en los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales que en los potreros de alta y baja cobertura y las cercas vivas (Cuadro 16).

No se registró ninguna especie particular de áreas boscosas en ninguna de las parcelas establecidas en los potreros de baja cobertura. Esto se debe tal vez a que las especies particulares de áreas boscosas están restringidas a estos hábitats en particular y no se aventuran a salir de ellos en busca de recursos, a menos aparentemente que los hábitats cercanos o colindantes tengan algún porcentaje de cobertura arbórea, como los potreros de alta cobertura o utilicen elementos del paisaje como las cercas vivas en las cuales se detectaron especies de aves pertenecientes a este gremio ecológico.

La mayoría de las especies registradas en los puntos de conteo en los diferentes hábitats presentaron preferencia por las áreas abiertas o fueron especies propias de áreas abiertas y urbanizadas. Se observaron diferencias en el número de especies de aves particulares de áreas abiertas o pastizales entre los diferentes hábitats. Los potreros de alta y baja cobertura presentaron un mayor número de especies de áreas abiertas que las cercas vivas, bosques riparios, charrales y fragmentos de bosque seco (Cuadro 16). En cuanto al número de

individuos de aves propias de áreas abiertas o pastizales, los potreros de alta y baja cobertura y las cercas vivas presentaron un mayor número de individuos que los fragmentos de bosque seco, charrales y bosques riparios (Cuadro 16).

Cuadro 16. Resumen de las variables calculadas y comparadas en los diferentes hábitats de las especies de aves registradas (letras distintas en las filas indican diferencias significativas ($p \leq .05$), "a" indica el mayor promedio).

Variable aves	BS	BR	CH	CV	PAC	PBC
No. de especies totales	30	39	45	42	45	28
No. de individuos totales	343	499	508	548	632	507
Promedio de especies	c	ab	bc	bc	a	d
Promedio de individuos	ab	b	b	ab	a	b
Promedio de Equitatividad	a	a	a	a	a	a
Promedio de Shannon	bc	a	ab	ab	a	c
Promedio de Simpson	bc	c	bc	bc	bc	a
Promedio de Margalef	ab	a	a	ab	b	a
No. especies Carnívoras	c	ab	ab	bc	a	ab
No. individuos Carnívoros	c	ab	ab	bc	a	a
No. especies Frugívoras	ab	ab	a	ab	bc	c
No. individuos Frugívoros	a	ab	ab	ab	bc	c
No. especies Granívoras	c	b	ab	a	a	ab
No. individuos Granívoros	c	c	c	ab	a	bc
No. especies Insectívoras	a	a	a	a	a	b
No. individuos Insectívoros	a	a	a	a	a	a
No. especies Nectarívoras	a	b	b	b	b	c
No. individuos Nectarívoros	a	b	ab	b	bc	c
No. especies Omnívoras	c	bc	bc	b	a	b
No. individuos Omnívoros	c	c	bc	bc	a	ab
No. especies Piscívoras	b	a	b	b	b	b
No. individuos Piscívoros	b	a	b	b	b	b
No. especies de áreas boscosas	a	a	a	b	b	c
No. individuos de áreas boscosas	a	a	a	b	b	c
No. especies de áreas abiertas	c	c	c	b	a	a
No. individuos de áreas abiertas	bc	c	c	ab	a	a

Los hábitats más similares de acuerdo a la composición y abundancia de especies e individuos de aves registrados en cada uno de los hábitats, fueron los potreros de alta cobertura y las cercas vivas los cuales compartieron un mayor porcentaje de similitud entre sí (71.7%), en cuanto a las especies de aves presente y la abundancia registrada en cada uno de estos hábitats. Según este agrupamiento se observó un gradiente ascendente de hábitats que va desde la comunidad de aves más sencilla (cercas vivas) hasta los fragmentos de bosque seco con una composición de la comunidad de aves mucho más compleja. El gradiente presentó el siguiente orden ascendente, iniciando por la estructura en la composición más sencilla y la menor abundancia de las especies de aves con las cercas vivas, seguido de los potreros de alta cobertura, los potreros de baja cobertura, los charrales,

los bosques riparios y por último los fragmentos de bosque seco, en los cuales se presentó una composición de aves particular a los demás hábitats con un porcentaje de similitud de 58.4% de las especies registradas en las parcelas de muestreo en los diferentes hábitats.

Este esquema de agrupamiento nos indicó que por lo menos en un 58.4% de las especies de aves registradas en todo el paisaje son similares entre los diferentes hábitats. Algunas especies encontradas en las cercas vivas, Potreros de Alta, Baja Cobertura y los charrales igualmente se registraron en los hábitats boscosos (fragmentos de bosque seco y bosques riparios) como el Soterrey Nuquirrufo (*Campylorhynchus rufinucha*), la Reinita Amarilla (*Dendroica petechia*) y el Carpintero de Hoffmann (*Melanerpes hoffmannii*), además de especies que se registraron en todos los hábitats como *Calocitta formosa*, *Columbina inca*, *Empidonax virecens*, *Leptotila verreauxi*, *Pitangus sulphuratus* y *Tyrannus melancholicus*.

Según el otro agrupamiento que se realizó de los hábitats por medio de la composición de la avifauna únicamente, es decir la presencia o ausencia de las especies de aves registradas en cada una de las parcelas, se presentaron dos grandes grupos bien diferenciados, los fragmentos de bosque seco, los bosques riparios y los charrales en un grupo y en otro conglomerado los potreros de alta y baja cobertura y las cercas vivas. La composición de las especies de aves en los hábitats boscosos (fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales) compartió un 50% de similitud entre las especies aves que se registraron en estos tipos de hábitats. Estos grupos diferenciados claramente (fragmentos de bosque seco, bosques riparios, charrales vs potreros de baja cobertura, potreros de alta cobertura, cercas vivas) compartieron apenas el 45.1% de similitud en la composición de especies de aves.

La composición de la avifauna encontrada en los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales se caracterizan por la presencia de ciertas especies de aves que solamente se encuentran y están restringidas a las áreas boscosas como fueron los casos particulares de la Reinita Cabecicastaña (*Basileuterus rufifrons*), la Garcilla Verde (*Butorides striatus*), el Martín Pescador Collarejo (*Ceryle torquata*), el Saltarín Toledo (*Chiroxiphia linearis*), el Martín Pescador Verde (*Chloroceryle americana*), el Colibrí Pochotero (*Heliomaster constantii*), el Cuclillo Sabanero (*Morococcyx erythropygius*), el Cabezón Plomizo (*Pachyramphus aglaiae*), el Ermitaño Enano (*Phaethornis longuemareus*), el Cuco Ardilla (*Piaya cayana*), el Batará Barretado (*Thamnophilus doliatus*), el Soterrey de Costillas Barreteadas (*Thryothorus pleurostictus*), la Garza-Tigre Cuellinuda (*Tigrisoma mexicanum*) y el Trógon Cabecinegro (*Trogon melanocephalus*).

En cambio las especies presentes únicamente en los potreros de alta y baja cobertura y en las cercas vivas son características de hábitats abiertos y se les observó comúnmente en áreas de pastizales, cultivos agrícolas y cerca de asentamientos humanos, como fue el caso de la Garcilla Bueyera (*Bubulcus ibis*), el Alcaraván Americano (*Burhinus bistriatus*), el Caracara Cabecigualdo (*Milvago chimachima*), el Mosquero Cejiblanco (*Myiozetetes similis*), el Semillero Piquirroado (*Oryzoborus nuttingi*), el Bienteveo Grande (*Pitangus sulphuratus*), el Caracara Cargahuesos (*Polyborus plancus*), el Espiguero Collarejo (*Sporophila torqueola*), el Zacatero Común (*Sturnella magna*), la Espatulilla Común (*Todirostrum cinereum*), el Mirlo Pardo (*Turdus grayi*), el Tirano Tropical (*Tyrannus melancholicus*), y el Semillerito Negro Azulado (*Volatinia jacarina*).

En resumen la comunidad de aves fue muy variable en toda el área que comprendió las 10.000 ha en las cuales se realizaron los muestreos y se presentó dominancia por algunas especies comunes en esta área. Es importante reconocer la importancia de la cobertura arbórea en los hábitats silvopastoriles, sobre todo en los potreros de alta cobertura, ya que esta estructura presente en los pastizales atrae a especies de aves que buscan en todo el paisaje diferentes recursos (alimento, refugio, sitios de percha o anidación), los cuales pueden ser ofrecidos por las diferentes especies de árboles encontradas en los potreros (Holl 1998).

El índice de equitatividad demostró por su bajo valor y a que no se presentaron diferencias entre los diferentes hábitats que existieron una dominancia en todos los hábitats en el que se realizó el muestreo por parte de algunas cuantas especies como son los casos del Garrapatero Piquiestriado (*Crotophaga sulcirostris*), la Urraca Copetona (*Calocitta formosa*), la Tortolita Colilarga (*Columbina inca*) y el Tirano Tropical (*Tyrannus melancholicus*). Los hábitats boscosos (fragmentos de bosque seco, bosques riparios, charrales) tuvieron una avifauna más diversa, presentaron una composición de especies de aves diferente y albergaron diferentes gremios alimenticios (frugívoros, nectarívoros y piscívoros) en comparación con los hábitats denominados como abiertos (potreros de alta cobertura, potreros de baja cobertura, cercas vivas).

Los resultados demuestran que los hábitats boscosos poseen una importancia ecológica (Renjifo 1999) dentro del paisaje diferente a la que cumplen los árboles en los hábitats de pastizales para la población de aves silvestres residentes en esta área, debido a que en los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales se halló una composición de especies de aves diferente a la que se registró en los demás hábitats (potreros de alta y baja

cobertura y cercas vivas) albergando una comunidad de aves conformada mayoritariamente por especies particulares de hábitats boscosos. Los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales brindan otro tipo de recursos como alimento (frutos y néctar) sitios de percha o anidación, refugio y variedad de estratos vegetales, para especies de aves que son propias de hábitats con estructuras vegetales complejas como aves de sotobosques, que están restringidas a estas áreas y no podrían encontrar estos recursos en hábitats distintos a los hábitats boscosos.

Sin embargo las cercas vivas y los potreros de alta y baja cobertura también brindan determinados recursos para la comunidad de aves como sitios de percha y/o descanso y también alimento para el caso de algunas especies frugívoras o nectarívoras que frecuentan las cercas vivas (Holl 1998, Daily *et al.* 2001). Por otro lado los arboles aislados en los potreros brindan variados recursos a las especies de aves que frecuentan estas áreas como sitios de refugio o escondites contra depredadores o lugares de parada para especies de hábitats más boscosos que cruzan los potreros para llegar hasta otras zonas boscosas (Guevara *et al.* 1998), también brindan recursos alimenticios para especies de aves que buscan tanto frutos como néctar como aquellos que buscan insectos entre las ramas y las cortezas de los arboles (McClanahan y Wolfe 1993, Cárdenas 1999, Wilson *et al.* 1999, Galindo-González *et al.* 2000) y lugares ideales de caza para las especies de aves rapaces, las cuales se posan en las copas de los árboles más altos, para poder avistar sus presas con mayor facilidad en los pastizales.

Dada la importancia de los fragmentos de bosque seco y bosques riparios en albergar una proporción importante de la avifauna en el paisaje fragmentado es fundamental considerar acciones y planes de conservación de estos hábitats boscosos en esta zona, ya que la pérdida de los mismos, traerá como consecuencia la pérdida de especies de aves (Bancroft *et al.* 1995, Keyser *et al.* 1998) de importancia en conservación y la inevitable reducción de la riqueza y diversidad de la avifauna. También es importante que en los planes de conservación no se contemple solo la conservación de áreas o fragmentos boscosos, sino también la restauración de dichas áreas, incrementando el tamaño y el área de los fragmentos de bosque seco y bosques riparios, con lo cual se conseguirá que especies de aves que se han perdido por la reducción de estas áreas, reaparecieran dentro del ecosistema (Guindon 1996, Price *et al.* 1999, Crooks *et al.* 2001).

Los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales presentes en una matriz agropecuaria pueden brindar variados recursos para las especies de aves que habitan en un

paisaje de este tipo mucho más que los potreros de alta y baja cobertura, además pueden cumplir funciones de corredores biológicos (Haas 1995, Machtans *et al.* 1996, Areskoug 2001) o de lugares de paso para especies de aves que buscan alimento (Marsden *et al.* 2000) en estos tipos de hábitats o sitios de descanso durante la migración (Robbins *et al.* 1989, Skagen *et al.* 1998).

5.6 RELACIÓN ENTRE CARACTERÍSTICAS ESPACIALES, DIVERSIDAD Y RIQUEZA ARBÓREA Y AVIAR ENTRE HÁBITATS

La diversidad aviar parece estar relacionada con la diversidad y riqueza arbórea presente en los diferentes hábitats dado a que se obtuvieron ecuaciones cuadráticas que relacionan la riqueza de especies de árboles encontradas en cada una de las parcelas de muestreo con el número de especies y de individuos de aves particulares de hábitats boscosos presentes. A medida que se incrementa la riqueza arbórea, es decir el número de especies de árboles en los diferentes hábitats, también se incrementa proporcionalmente el número de especies y de individuos de aves particulares de hábitats boscosos.

Esta relación, se debe que al presentarse un mayor número de especies de árboles en los hábitats boscosos, los cuales brindan un sin número de recursos para las diferentes especies de aves que en ellos se encuentran, como: alimento, refugio y lugares de anidación que permiten que en los fragmentos de bosque seco y bosques riparios en esta zona en particular se conserven estas especies propias de los hábitats boscosos similar a lo reportado por otros autores (Mills *et al.* 1991). Las correlaciones fueron negativas cuando se relacionó la riqueza de las especies de árboles y el número de especies y de individuos de aves particulares de hábitats abiertos en los diferentes hábitats demostrando que a medida que se incrementa la riqueza de árboles, disminuye el número de especies y de individuos de aves particulares de hábitats abiertos. Esto se debe a que estas especies de aves propias de hábitats abiertos están adaptadas y son comunes en áreas donde no se presenta una alta riqueza de especies de árboles como pueden ser los hábitats de pastizales con diferente porcentaje de cobertura arbórea o las cercas vivas.

No se presentó una relación clara entre las características espaciales de cada uno de los fragmentos de hábitat y la diversidad arbórea y la diversidad aviar en los hábitats de muestreo. No fueron significantes las correlaciones cuando se relacionaron las variables de diversidad arbórea en las parcelas de muestreo (número promedio de especies e individuos de árboles, Equitatividad, Shannon, Simpson y Margalef) con la diversidad aviar presente en

cada uno de los hábitats. Todas las pruebas de regresión entre la diversidad de aves y la diversidad arbórea presentaron resultados no significativos. Tampoco se encontraron correlaciones entre la diversidad y riqueza aviar en los diferentes hábitats en relación con las variables espaciales de cada uno de los fragmentos de hábitat (área, perímetro, índice área-perímetro, % de cobertura arbórea a diferentes distancias del centro de la parcela, % de cobertura de bosque alrededor de la parcela a diferentes distancias del centro de la parcela y distancia mínima a fragmentos de bosque). Tampoco se presentaron correlaciones entre los diferentes gremios alimenticios y los índices de diversidad arbórea, ni con las características espaciales calculadas para cada una de las parcelas.

El hecho de que no se hallaron mas relaciones entre la diversidad de la avifauna y la diversidad arbórea en las parcelas de muestreo (Equitatividad, Shannon, Simpson y Margalef) y las variables espaciales de cada uno de los fragmentos de hábitat (área, perímetro, índice área-perímetro, % de cobertura arbórea a diferentes distancias del centro de la parcela, % de cobertura de bosque alrededor de la parcela a diferentes distancias del centro de la parcela y distancia mínima a fragmentos de bosque) pudo deberse a que la mayoría de las especies de aves residentes en esta área, son propias de hábitats abiertos y pareciera que no hacen una clara diferenciación entre hábitats boscosos y hábitats abiertos y se registraron en mas de un hábitat o tipo de hábitat (hábitat de pastizales o boscosos).

Parece que estas especies perciben el paisaje muy homogéneamente, es decir que los diferentes elementos presentes en el paisaje no restringen sus movimientos, sino por el contrario ellas hacen uso de todos ellos, y utilizan los diferentes recursos que pueden encontrar, como alimento (insectos y semillas en potreros de alta cobertura); (Saab y Pettit 1992), refugio y lugares de anidación (fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales); (Sparks *et al.* 1996, Keyser *et al.* 1998, Price *et al.* 1999), sitios de percha y descanso (cercas vivas); (Holl 1998), agua y sitios de baño (bosques riparios); (Skagen *et al.* 1998) y sitios de forrajeo (néctar, frutos silvestres y pequeños vertebrados en charrales y cercas vivas); (Sparks y Martin 1999).

El nivel de fragmentación que se presentó en este paisaje de 10.000 h, donde se interpretó los seis tipos hábitats de estudio fue elevado, el número total de fragmentos en el paisaje fue de 754 parches, los cuales tuvieron en promedio 13.08 ha de tamaño y un promedio de densidad de $9.96 \text{ km}^2/\text{km}^2$ (área del hábitat (km^2) en relación con el área total del hábitat (km^2) dentro de las 10.000 ha) por hábitat. Por otra parte el promedio de distancia entre las parcelas de muestreo dentro de los diferentes hábitats fue de 4.784 m y la mínima distancia

entre parcelas fue de 100 m, la cual se registró entre dos cercas vivas y la máxima distancia existente entre parcelas fue de 11.890 m, entre una parcela de charral y una parcela de potrero de alta cobertura, distancias que no representa una gran distancia para un ave con una capacidad de vuelo ágil que quisiera desplazarse de una parcela a otra

Es posible entonces que uno o varios individuos de diferentes especies de aves que no están restringidas por requerimientos ecológicos de complejidad estructural, a ciertos tipos de hábitats como los fragmentos de bosque seco o los charrales, se trasladen de un área a otra durante el mismo día y exploren y utilicen variados hábitats mientras se mueven de una zona a otra en los cuales realizaran diferentes actividades (Brooker *et al.* 1999) y permanezcan por periodos de tiempo variables dependiendo de que tanto tiempo invierten en cada uno de las diferentes actividades.

Las aves son organismos bastante móviles y pueden trasladarse sin dificultad aparente varios kilómetros en poco tiempo dadas sus cualidades de desplazamiento por medio del vuelo para la gran mayoría de las especies (Marsden *et al.* 2000), pues otras especies son de hábitos terrestres y se mueven en el sotobosque de hábitats boscosos o encharralados (Brooker *et al.* 1999) y están confinadas a sobrevivir en áreas que presenten una estructura arbórea similar a la encontrada en fragmentos de bosque.

Las especies particulares de áreas abiertas son bastante móviles y pueden trasladarse en un paisaje fragmentado sin dificultad grandes distancias en poco tiempo a comparación de las especies de aves particulares de áreas boscosas, las cuales no se aventuran a volar fuera de los fragmentos de bosque (Collen *et al.* 1998) a excepción de aquellas que tiene la característica de un vuelo poderoso, para poderse desplazar en un solo trayecto hasta el fragmento de bosque contiguo. Los fragmentos de hábitat boscosos fueron muy pequeños y tenían áreas muy reducidas, lo cual se vio reflejado en la presencia de individuos de especies de aves de áreas abiertas dentro de fragmentos de bosque seco y bosques riparios, buscando alimento, refugiándose, o simplemente perchadas en las ramas de los árboles.

5.7 IMPLICACIÓN DE LOS RESULTADOS

Este estudio sugiere que los fragmentos de hábitats boscosos (fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales) son importantes dentro del paisaje, debido a que conservan en buena medida comunidades de aves propias de bosques las cuales no se mantendrían en

los hábitats abiertos (cercas vivas y potreros de alta y baja cobertura). Los fragmentos de bosques riparios también presentaron una composición de especies de aves muy particular donde se destaca la presencia de especies piscívoras. Estos fragmentos, también pueden servir de corredores biológicos (Machtans *et al.* 1996) y brinden conectividad en el paisaje (Beier y Noss 1998).

Sin embargo, también es importante tener en cuenta la cobertura arbórea presente en los potreros dentro de las estrategias de conservación. Los potreros de alta densidad de cobertura arbórea demostraron que pueden contener abundancias y riquezas de especies significativas dentro del paisaje fragmentado a comparación de los potreros con una baja cobertura vegetal. Los potreros con cobertura vegetal pueden conservar una variedad de especies de organismos mas efectivamente dependiendo del arreglo espacial de los fragmentos dentro de la matriz agropecuaria, ya que si estos sistemas se encuentran en cercanías o entre fragmentos de bosque y dentro de los mismos sistemas existe la presencia de cercas vivas que incrementen la conectividad del paisaje (Harvey *et al.* 2000) pueden ser mucho más eficaces en la conservación de la biodiversidad que si se encuentran inmersos dentro de una matriz de monocultivos (Guevara *et al.* 1998).

A escala regional, los potreros con una alta densidad de cobertura arbórea pueden jugar un importante papel en la implementación del Corredor Biológico Mesoamericano, en razón de la vasta cobertura de las zonas ganaderas en América Central. Se esperaría que estos corredores provean hábitats adecuados para la vida silvestre facilitando la dispersión de semillas y la regeneración de la vegetación nativa (Saunders y Hobbs 1991).

6. CONCLUSIONES

En promedio se registraron más especies de árboles en los fragmentos de bosque seco y bosques riparios que en los charrales, cercas vivas y potreros de alta y baja cobertura presentando diferencias significativas. Se identificaron tres grupos de cobertura arbórea diferentes claramente diferenciados con base en la composición y abundancia de especies de árboles: 1) las cercas vivas, 2) los potreros de alta y baja cobertura y 3) los hábitats boscosos (fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales). Por otro lado en los potreros de alta y baja cobertura, se halló un mayor promedio de DAP que en los fragmentos de bosque seco y los charrales. Esto debido a que los individuos presentes en los hábitats de potreros de alta y baja cobertura eran posiblemente árboles adultos remanentes de los bosques originales en esas áreas o son individuos establecidos dentro de los sistemas sin competencia por luz o nutrientes con otros árboles vecinos. Se presentaron diferencias significativas para la media de altura de los árboles en los diferentes hábitats; el mayor promedio de altura se registró en los bosques riparios la cual fue significativamente mayor a la registrada en los charrales y los potreros de baja cobertura, dado a que en estos hábitats se presenta un proceso de regeneración natural y muchos de los individuos no presentan grandes tallas de altura.

Se obtuvieron diferencias significativas para el promedio de especies e individuos de aves registradas en los diferentes hábitats, los potreros de alta cobertura presentaron más especies en promedio que las registradas en los fragmentos de bosque seco, los charrales, las cercas vivas y los potreros de baja cobertura. Se registraron más individuos de aves en promedio en los potreros de alta cobertura que los registrados en los bosques riparios, charrales y potreros de baja cobertura. La composición de la avifauna entre los potreros de alta y baja cobertura fue diferente, siendo más similar entre los potreros de alta cobertura y las cercas vivas. No se hallaron diferencias significativas en el promedio del índice de equitatividad (E) entre las especies de aves registradas en los diferentes hábitats. De acuerdo al índice de Shannon, los potreros de alta cobertura y los bosques riparios, fueron más diversos en cuanto a la comunidad de aves, comparados con los fragmentos de bosque seco y los potreros de baja cobertura. De acuerdo al índice de diversidad de Simpson, los potreros de baja cobertura presentaron los valores mayores con respecto a los demás hábitats muestreados. En cuanto al índice de Margalef, los bosques riparios, charrales y potreros de baja cobertura presentaron diferencias con respecto a los potreros de alta cobertura.

Los hábitats boscosos presentaron una composición de aves compleja (con especies e individuos particulares de fragmentos de bosque) a la registrada en los hábitats abiertos, los cuales presentaron una composición de aves menos compleja (especies comunes y abundantes particulares de sistemas agropecuarios). Las aves insectívoras fue el gremio alimenticio mejor representado dentro de las especies e individuos registrados en cada uno de los hábitats. No se encontraron diferencias significativas en el número de individuos insectívoros registrados en todos los hábitats muestreados, en cuanto al número de especies se encontraron diferencias entre los potreros de baja cobertura, con menos especies insectívoras que en el resto de los hábitats. Los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales albergaron principalmente los gremios nectarívoros, piscívoros y frugívoros mientras que los sistemas silvopastoriles albergaron los gremios de las carnívoras, granívoras y omnívoras. Se encontraron diferencias significativas entre el número de especies de aves propias de hábitats abiertos y de hábitats boscosos. En los fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales, se registró más especies particulares de hábitats boscosos, mientras que en los potreros de alta y baja cobertura se observaron más especies particulares de hábitats abiertos.

Se halló una regresión positiva al comparar la riqueza de la vegetación registrada en los diferentes hábitats y el número de especies e individuos de aves propias de bosque, indicando que a mayor riqueza de especies arbóreas en los hábitats, mayor número de aves particulares de hábitats boscosos. Se presentó una regresión negativa al comparar la riqueza de la vegetación registrada en los diferentes hábitats y el número de especies e individuos de aves propias de hábitats abiertos, indicando que a mayor riqueza de especies arbóreas en los hábitats, menor número de aves particulares de hábitats abiertos. No se encontró ninguna relación entre la diversidad aviar y las variables espaciales de cada uno de los fragmentos de hábitat (área, perímetro, índice área-perímetro, % de cobertura arbórea a diferentes distancias del centro de la parcela, % de cobertura de bosque alrededor de la parcela a diferentes distancias del centro de la parcela y distancia mínima a fragmentos de bosque).

7. RECOMENDACIONES

- ▶ Desarrollar programas de conservación, protección y restauración de los bosques riparios, ya que estos hábitats son importantes en la zona por que albergan aves de diversos gremios alimenticios (nectarívoros, piscívoros y frugívoros) y especies de árboles de importancia económica y ecológica y además conservan el agua.
- ▶ Proponer investigaciones a largo plazo y más detalladas sobre la diversidad de aves en sistemas silvopastoriles y agropecuarios para considerar la verdadera importancia y conveniencia de estos hábitats como áreas claves para subsistencia, mantenimiento, protección y conservación de especies de aves importantes para la conservación a escala regional o internacional.
- ▶ Incentivar el establecimiento de cercas vivas dentro de los sistemas silvopastoriles utilizando especies nativas, dado que muchas especies de aves utilizan estos elementos en el paisaje como sitios de forrajeo y alimentación dependiendo de las especies de árboles.
- ▶ Realizar investigaciones que permitan obtener información sobre las actividades que realizan las especies de aves en los diferentes hábitats (reproducción, forrajeo, refugio, descanso) y el tiempo que invierten dentro de los hábitats y los patrones de movimiento.
- ▶ Combinar la metodología de los puntos de observación con el empleo de otros métodos complementarios (anillamiento, captura-recaptura, búsqueda de nidos) que indicarían con mayor precisión el número real de especies y su abundancia además de obtener datos sobre tamaño y dinámica de poblaciones de las aves presentes sobre todo en hábitats boscosos (fragmentos de bosques, bosques riparios y charrales).
- ▶ Es importante que en investigaciones enfocadas en la diversidad de aves asociadas a diferentes tipos de hábitats presentes en paisajes fragmentados, tener en cuenta áreas grandes (más de 10.000 ha) que permitan evaluar varios fragmentos por hábitats dentro de la misma zona de vida. Para áreas de menor tamaño es sugerible muestrear la diversidad de organismos menos móviles que las aves, como hormigas, escarabajos coprófagos o otros insectos (colebolos) e incluso vertebrados como pequeños roedores o anfibios (ranas) presentes en una gran variedad de hábitats.

8. BIBLIOGRAFÍA

- Areskoug, V. 2001. Utilization of remnant dry-forest corridors by the native fauna in a pastoral landscape in the Paraguayan Chaco. *CBM:s Skriftserie* 3:25-38.
- Bancroft, GT; Strong, AM; Carrington, M. 1995. Deforestation and its effects on forest-nesting birds in the Florida Keys. *Conservation Biology* 9(4):835-844.
- Beer, J; Ibrahim, M; Schlonvoigt, A. 2000. Timber production in tropical agroforestry systems of Central America. In. XXI IUFRO Word Congress 7-12 August 2000. Kuala Lumpur, Malaysia. Subplenary Sessions. Vol I. XXI IUFRO Word Congress. International Union of Research Organization. Kuala Lumpur, Malaysia. 761-776 p.
- Beier, P; Noss, RF. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12(6):1241-1252.
- Bennett, AF. 1990. Habitat corridors and the conservation of small mammals in fragmented forest environment. *Landscape Ecology* 4(1/3):109-122.
- Bolívar, DM. 1998. Contribución de *Acacia mangium* al mejoramiento de la calidad forrajera de *Brachiaria humidicola* y la fertilidad de un suelo ácido del trópico húmedo. Tesis M.Sc., CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Brooker, L; Brooker, M; Cale, P. 1999. Animal dispersal in fragmented habitat: measuring habitat connectivity, corridor use, and dispersal mortality. *Conservation Ecology* 3(1): 4. (en línea). Consultado el 8-Oct-2001. Disponible en: <http://www.consecol.org/vol3/iss1/art4>
- Burel, F. 1992. Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landscape Ecology* 6(3):161-174.
- Burel, F. 1996. Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Critical Reviews in Plant Science* 15(2):169-190.
- Camero, A; Camargo, JC; Ibrahim, M; Schlonvoigt, A. 2000. Agroforestería y sistemas de producción animal en América Central. En: Intensificación de la Ganadería en Centroamérica: Beneficios Económicos y Ambientales. Eds. Pomareda, C. y Steinfeld, H. CATIE, FAO, SIDE. Turrialba, Costa Rica.
- Cárdenas, G. 1998. Comparación de la composición y estructura de la avifauna en diferentes sistemas de producción. Tesis de pregrado para optar el título de biólogo-zoólogo: Universidad del Valle. Cali, Colombia. 68 p.
- Cárdenas, G. 1999. Composición y estructura aviar en sistemas de producción agropecuaria en el Valle del Cauca. Colombia. Memorias VI Seminario Internacional sobre Sistemas Agropecuarios Sostenibles. Fundación CIPAV. Cali, Colombia. En CD-ROM.
- CCAD. Comisión Centroamericana sobre el Ambiente y el Desarrollo. 1998. Estado del ambiente y los recursos naturales en Centro América. Ed. Rodríguez, J. CCAD. San José. Costa Rica. 179 p.

- Crooks, KR; Suarez, AV; Bolger, DT; Soulé, ME. 2001. Extinction and colonization of birds on habitat islands. *Conservation Biology* 15(1):159-172.
- Da Silva, JM; Uhl, C; Murray, G. 1996. Plant succession, landscape management, and the ecology of frugivorous birds in abandoned Amazonian pastures. *Conservation Biology* 10(2):491-503.
- Daily, G; Ehrlich, PR; Sanchez-Azofeifa, A. 2001. Countryside biogeography: use of human-dominated habitats by the avifauna of southern Costa Rica. *Ecological Applications* 11(1):1-13.
- Dennis, P; Shellard, L; Agnew, R. 1996. Shifts in arthropod species assemblages in relation to silvopastoral establishment in upland pastures. *Agroforestry Forum* 7(3):14-21.
- DeRosier, D; Nielsen, K. 1994. Are Agricultural windbreaks passageways to forest? *Tapir Tracks* 9(2):1-2.
- Dunning, JB. Jr; Borgella, R. Jr; Clements, K; Meffe, GK. 1995. Patch isolation, corridor effects, and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conservation Biology* 9(3):542-550.
- Galindo-González, J; Guevara, S; Sosa, VJ. 2000. Bat-and bird-generated seed rains at isolated trees in pastures in a tropical rainforest. *Conservation Biology* 14(6):1693-1703.
- Gascon, C; Lovejoy, TE; Bierregaard, RO. Jr; Malcon, JR; Stouffer, PC; Vasconsuelos, HL; Laurance, WF; Zimmerman, B; Tocher, M; Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.
- Gillespie, TW. 2000. Rarity and conservation of forest birds in the tropical dry forest region of Central America. *Biological Conservation* 96:161-168.
- Greenberg, R; Bichier, P; Cruz-Angon, A; Reitsma, R. 1997a. Bird populations in shade and sun coffee plantations in central Guatemala. *Conservation Biology* 11(2):448-459.
- Greenberg, R; Bichier, P; Sterling, J. 1997b. Acacia, cattle, and migratory birds in southeastern Mexico. *Biological Conservation* 80:235-247.
- Griffith, DM. 1999. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity after fire. *Conservation Biology* 14(1):325-326.
- Guevara, S; Laborde, J. 1993. Monitoring seed dispersal at isolated standing trees in tropical pastures: Consequences for local species availability. *Vegetatio* 107/108:319-338.
- Guevara, S; Laborde, J; Sánchez, G. 1998. Are isolated remnant trees in pastures a fragmented canopy? *Selbyana* 19(1):34-43.
- Guevara, S; Meave, J; Moreno-Casasola, P; Laborde, J. 1992. Floristic composition and structure of vegetation under isolated trees in neotropical pastures. *Journal of Vegetation Science* 3:655-664.
- Guevara, S; Meave, J; Moreno-Casasola, P; Laborde, J; Castillo, S. 1994. Vegetación y flora de potreros en la sierra de los Tuxtlas. México. *Acta Botánica Mexicana* 28:1-27.

- Guindon, C. 1996. The importance of forest fragments to the maintenance of regional biodiversity in Costa Rica. In: *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Eds. Schelhas, J. and Greenberg, R. 168-186 p.
- Haas, CA. 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches and a agricultural landscape. *Conservation Biology* 9(4):845-854.
- Harvey, C. 2000a. Colonization of agricultural windbreaks by forest trees: effects of connectivity and remnant trees. *Ecological Applications* 10(6):1762-1773.
- Harvey, C. 2000b. Windbreaks enhance seed dispersal into agricultural landscape in Monteverde. Costa Rica. *Ecological Applications* 10(1):155-173.
- 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. In. XXI IUFRO World Congress 7-12 August 2000. Kuala Lumpur, Malaysia. Subplenary Sessions. Vol I. XXI IUFRO World Congress. International Union of Research Organization. Kuala Lumpur, Malaysia. 787-798 p.
- Harvey, C; Haber, W. 1999. Remnant trees and the conservation of biodiversity in Costa Rican pastures. *Agroforestry Systems* 44:37-68.
- Hietz-Seifert, U; Hietz, P; Guevara, S. 1996. Epiphyte vegetation and diversity on remnant trees after forest clearance in southern Veracruz, Mexico. *Biological Conservation* 75:103-111.
- Hill, MO. 1973. Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. *Ecology* 54:427-432.
- Holdridge, LR. 1967. Life zone ecology. Centro Científico Tropical. Costa Rica. 206 p.
- Holl, KD. 1998. Do bird perching structures elevate seed rain and seedling establishment in abandoned tropical pasture? *Restoration Ecology* 6(3):253-261.
- Ibrahim, M; Schlönvoigt, A. 1999. Silvopastoral systems for degraded lands in the humid tropics. Environmental friendly silvopastoral alternatives for optimizing productivity of livestock farms: CATIE's experience. *Actas de la IV Semana Científica*. CATIE, 6 al 9 abril 1999. 277-282.
- Johns, AD. 1991. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. *J. Tropical Ecology* 7:417-437.
- Johnson, RJ; Beck, MM. 1988. Influences of shelterbelts on wildlife management and biology. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 22/23:301-335.
- Joyce, KA; Holland, JM; Doncaster, CP. 1999. Influences of hedgerow intersections and gaps on the movement of carabid beetles. *Bulletin of Entomological Research* 89:523-531.
- Kaimowitz, D. 1996. Livestock and deforestation. Central America in the 1980s and 1990s: A policy Perspective. CIFOR. Yakarta. Indonesia. 88 p.

- Keyser, AJ; Hill, GE; Soehren, EC. 1998. Effects of forest fragment size, nest density, and proximity to edge on the risk of predation to ground-nesting passerine birds. *Conservation Biology* 16(5):986-994.
- Kleinn, C. 2000. On large area inventory and assessment of trees outside forests. *Unasyiva* 200(51):3-10.
- Laurence, WF; Bierregaard, RO. 1997. Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities. Eds. Laurence, WF, and Bierregaard, RO. The University of Chicago. Chicago. United States.
- Linch, JF. 1989. Distribution of overwintering nearctic migrants in the Yucatan peninsula. I: General patterns of Occurrence. *The Condor* 91:515-544.
- Machtans, CS; Villard, MA; Hannon, S. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* 10(5):1366-1379.
- Marsden, SJ; Whiffin, M; Sadgrove, L; Guimaraes, P. Jr. 2000. Parrot populations and habitat use and around two lowland Atlantic forest reserves, Brazil. *Biological Conservation* 96:209-217.
- Matteucci, SD; Colma, A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Serie de Biología. N° 22. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Secretaría General de la OEA. Washington D.C. 168 p.
- McAleece, N; Lamshead, J; Patterson, G; Gage, J. 1997. BioDiversity Professional. The Natural History Museum and The Scottish Association for Marine Science (en línea). Consultado el 24-Oct-2002. Disponible en: <http://www.sams.ac.uk/dml/projects/benthic/bdpro/index.htm>
- McClanahan, TR; Wolfe, RW. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: The role of birds and perches. *Conservation Biology* 7(2):279-288.
- Mills, GS; Dunning, JB. Jr; Bates, JM. 1991. The relationship between breeding bird density and vegetation volume. *Wilson Bulletin* 103:468-479.
- Molano, JG; Quiceno, MP; Roa, C. 2002. El papel de las cercas vivas en un sistema de producción agropecuaria en el piedemonte llanero. En II Conferencia electrónica agroforestería para la producción animal en América latina (FAO-CIPAV) Consultado el 13-Sep-2002. Disponible en: <http://lead-es.virtualcentre.org/es/ele/conferencia2/vbconfe3.htm>
- Morales, D; Kleinn, C. 2001. Síntesis de la presentación en el Taller Latinoamericano sobre información de árboles fuera de bosques y productos no maderables del bosque. FAO. Caracas, Venezuela.
- Murgueitio, E; Calle, Z. 1999. Diversidad biológica en sistemas de ganadería bovina en Colombia. En Agroforestería para la Producción Animal en Latinoamérica. Eds. Sánchez, M. y Rosales, M. Estudio FAO sobre producción y sanidad animal. Roma, Italia. 143 p.
- Naranjo, LG. 1992. Estructura de la avifauna en un área ganadera en el Valle del Cauca, Colombia. *Caldasia* 17:55-66.

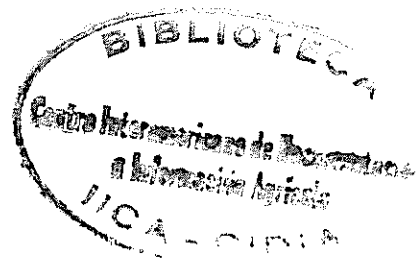
- Naranjo, LG; Chacón de Ulloa, P. 1997. Diversidad de insectos y aves insectívoras de sotobosque en hábitats perturbados de selva lluviosa tropical. *Caldasia* 19(3):507-520.
- Newstrom, LE; Frankie, GW; Baker, HG; Colwell, RK. 1994. Diversity of long-term flowering patterns. En: *La Selva: Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest*. Eds. Mc Dades, L; Bawa, KS; Heggenhiede, HA; Hartshon, GS. The University of Chicago Press. 142-160.
- Pezo, D; Ibrahim, M; Beer, J; Camero, A. 1999. Oportunidades para el desarrollo de sistemas silvopastoriles en América Central. Serie Técnica. Informe Técnico No. 311. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- 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.
- Poveda, LJ; Sánchez-Vindas, PE. 1999. Árboles, palmas y cactáceas arborescentes del Pacífico Norte de Costa Rica. (claves dendrológicas). 1ª. Ed. Editorial Guayacan. San Jose. CR. 186 p.
- Price, OF; Woinarski, JCZ; Robinson, D. 1999. Very large areas requirements for frugivorous birds in monsoon rainforest of the Northern Territory. Australia. *Biological Conservation* 91:169-180.
- Ralph, CJ; Geupel, GR; Pyle, P; Martin, TE; DeSante, DF; Milá, B. 1996. Manual de métodos de campos para el monitoreo de aves terrestres. General Technical Report. Albany, CA: Pacific Southwest Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture. 59 p.
- Renjifo, LM. 1999. Composition changes in a subandean avifauna after long-term forest fragmentation. *Conservation Biology* 13:1124-1139.
- Restrepo, C. 2002. Relaciones entre cobertura arbórea en potreros y la producción bovina en fincas ganaderas en el trópico seco, Cañas, Costa Rica. Tesis M.Sc., CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Restrepo, C; Gomez, N; Heredia, S. 1999. Anthropogenic edges, treefall gaps, and fruit-frugivore interactions in a Neotropical montane forest. *Ecology* 82(2):668-685.
- Reynolds, RT; Scott, JM; Nussbaum, RA. 1980. A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *Condor* 82:309-313.
- Robbins, CS; Dowell, BA; Dawson, DK; Colón, JA; Estrada, R; Sutton, A; Sutton, R; Weyer, D. 1989. Comparison of neotropical migrant landbird population wintering in tropical forest, isolated forest fragments, and agricultural habitats. In: *Ecology and Conservation of Neotropical Migrant Landbirds*. Eds. Magan, JM and Johnston, DW. 1989. Smithsonian Institute Press. 207-220.
- Robledo, CW; Di Rienzo, JA; Guzmán, W; Balzarini, MG; Casanoves, F; Gonzalez, LA; Tablada, EM. 1998. InfoStat/Profesional versión 1.1. Departamento de Estadística y Biometría y de Diseño de Experimentos. Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Nacional de Córdoba (FCA-UNC).

- Russo, R. 1990. Evaluating *Alnus acuminata* as a component in agroforestry systems. *Agroforestry Systems* 10: 241-252
- Saab, VA; Petit, DR. 1992. Impact of pasture development on winter bird communities in Belize, Central America. *Condor* 94:66-71.
- Sabido, W. 2001. Birds, dung beetles and tree cover in a fragmented landscape of Cañas Guanacaste: relationships between tree cover and biodiversity. Tesis de M.Sc., CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Saunders, DA; Hobbs, RJ; Margules, CR. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5(1):18-32.
- Skagen, SK; Melcher, CP; Howe, WH; Knopf, FL. 1998. Comparative use of riparian corridors and oases by migrating birds in Southeast Arizona. *Conservation Biology* 12(4):896-909.
- Sparks, TH; Martin, T. 1999. Yields of hawthorn *Crataegus monogyna* berries under different hedgerow management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 72:107-110.
- Sparks, TH; Parish, T; Hinsley, SA. 1996. Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 60:1-8.
- St. Clair, CC; Bélisle, M; Desrochers, A; Hannon, S. 1998. Winter responses of forest birds to habitat corridors and gaps. *Conservation Ecology* 2(2): 13. (en línea). Consultado el 8-Oct-2001. Disponible en: <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art13>
- Stiles, FG; Skutch, AF. 1989. A guide to the birds of Costa Rica. Cornell University Press. New York. USA. 511 p.
- Stokes, K. 2001. Farmers knowledge about the management and use of trees on livestock farms in the Cañas area of Costa Rica. M.Sc. Thesis. University of Wales. Bangor. UK.
- Szott, L; Ibrahim, M; and Beer, J. 2000. The hamburger connection hangover: cattle, pasture land degradation and alternative land use in Central America. Serie Técnica. Informe Técnico No. 313. CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- UICN-Unión Mundial para la Naturaleza, Gland, Suiza 8.10.02. 2002. La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN de 2002 (en línea). Consultado el 22-Nov-2002. Disponible en: <http://www.redlist.org/search/search-basic.html>
- Velasco, JA. 1998. Productividad forrajera, porte de fósforo foliar y dinámica de los hongos endomicorrízicos y lombrices, en una pradera de *Brachiaria humidicola* sola y en asocio con *Acacia mangium*. Tesis M.Sc., CATIE, Turrialba, Costa Rica.
- Westcott, DA; Graham, DL. 2000. Patterns of movement and seed dispersal of a tropical frugivore. *Oecologia* 122:249-257.
- Williams-Linera, G; Sosa, V; Platas, T. 1995. The fate of epiphytic plants after fragmentation of Mexican cloud forest. *Selbyana* 16(1):36-40.

Wilson, JD; Morris, AJ; Arroyo, BE; Clark, SC; Bradbury, RB. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in Northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 75:13-30.

Wunderle, JM Jr. 1997. The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forestry Ecology and Management* 99:223-235.

9. ANEXOS



Anexo 1. Familias y especies de aves registradas para toda el área de estudio (10,000 ha) en el Pacífico Norte, Cantón de Cañas, Provincia de Guanacaste, Costa Rica

FAMILIA / Especie	Nombre en castellano
TINAMIDAE	TINAMÚES
<i>Crypturellus cinnamomeus</i>	Tinamú Canelo
PODICIPEDIDAE	ZAMBULLIDORES
<i>Tachybaptus dominicus</i>	Zambullidor Enano
PHALACROCORACIDAE	CORMORANES
<i>Phalacrocorax olivaceus</i>	Cormorán Neotropical
ANHINGIDAE	ANINGAS
<i>Anhinga anhinga</i>	Pato Aguja
ARDEIDAE	GARZAS, AVESTOROS Y ESPECIES AFINES
<i>Tigrisoma fasciatum</i>	Garza - Tigre de Río
<i>Tigrisoma mexicanum</i>	Garza - Tigre Cuellinuda
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Martinete Coroninegro
<i>Cochlearius cochlearius</i>	Pico-Cuchara
<i>Bubulcus ibis</i>	Garcilla Bueyera
<i>Butorides striatus</i>	Garcilla Verde
<i>Egretta caerulea</i>	Garceta Azul
<i>Egretta thula</i>	Garceta Nivosa
<i>Casmerodius albus</i>	Garceta Grande
<i>Ardea herodias</i>	Garzón Azulado
CICONIIDAE	CIGÜENAS
<i>Mycteria americana</i>	Cigüeñón
<i>Jabiru mycteria</i>	Jabirú
THRESKIORNITHIDAE	IBIS, ESPÁTULAS
<i>Mesembrinibis cayennensis</i>	Ibis Verde
<i>Plegadis falcinellus</i>	Ibis Morito
<i>Ajaia ajaja</i>	Espátula Rosada
ANATIDAE	PATOS, GANSOS Y CISNES
<i>Dendrocygna autumnalis</i>	Pijije Común
<i>Cairina moschata</i>	Pato Real
<i>Anas discors</i>	Cerceta Aliazul
CATHARTIDAE	CÓNDORES, GALLINAZOS Y ZOPILOTES
<i>Cathartes aura</i>	Zopilote Cabecirrojo
<i>Coragyps atratus</i>	Zopilote Negro

FAMILIA / Especie	Nombre en castellano
<i>Sarcorampus papa</i>	Zopilote Rey
PANDIONIDAE	ÁGUILA PESCADORA
<i>Pandion haliaetus</i>	Águila Pescadora
ACCIPITRIDAE	ÁGUILAS, ELANIOS Y GAVILANES
<i>Elanus caeruleus</i>	Elanio Coliblanco
<i>Rostrhamus sociabilis</i>	Elanio Caracolero
<i>Buteogallus anthracinus</i>	Gavián Negro Mayor
<i>Buteo magnirostris</i>	Gavián Chapuínero
FALCONIDAE	HALCONES Y CARACARAS
<i>Polyborus plancus</i>	Caracara Cargahuesos
<i>Milvago chimachima</i>	Caracara Cabecigualdo
<i>Herpethotes cachinnans</i>	Guaco
<i>Micrastur semitorquatus</i>	Halcón de Monte Collarejo
<i>Falco sparverius</i>	Cernicalo Americano
PHASIANIDAE	FAISANES, CODORNICES Y RELACIONADAS
<i>Colinus leucopogon</i>	Codorniz Vientrimanchada
ARAMIDAE	CARAOS
<i>Aramus guarauna</i>	Carao
RALLIDAE	RASCONES, FOCHAS Y GALLARETAS
<i>Porphyryla martinica</i>	Gallareta Morada
JACANIDAE	JACANAS
<i>Jacana spinosa</i>	Jacana Centroamericana
RECURVIROSTRIDAE	AVOCETAS Y CIGÜEÑUELAS
<i>Himantopus mexicanus</i>	Cigüeñuela Cuellinegro
BURHINIDAE	ALCARAVANES
<i>Burhinus bistriatus</i>	Alcaraván Americano
SCOLOPACIDAE	CORRELIMOS Y RELACIONADOS
<i>Acfitis macularia</i>	Andarrios Maculado
COLUMBIDAE	PALOMAS
<i>Columba flavirostris</i>	Paloma Piquirroja
<i>Zenaida asiatica</i>	Paloma Aliblanca
<i>Columbina passerina</i>	Tortolita Común
<i>Columbina minuta</i>	Tortolita Menuda
<i>Columbina talpacoti</i>	Tortolita Rojiza
<i>Columbina inca</i>	Tortolita Collarga

FAMILIA / Especie	Nombre en castellano
<i>Leptotila verreauxi</i>	Paloma Coliblanca
PSITTACIDAE	LOROS
<i>Aratinga finschi</i>	Perico Frentirrojo
<i>Aratinga canicularis</i>	Perico Frentinaranja
<i>Brotogeris jugularis</i>	Periquito Barbinaranja
<i>Amazona albifrons</i>	Loro Frentiblanco
<i>Amazona autumnalis</i>	Loro Frentirrojo
CUCULIDAE	CUCULILLOS
<i>Playa cayana</i>	Cuco Ardilla
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Garrapatero Piquiestriado
<i>Morococcyx erythropygius</i>	Cucillo Sabanero
TYTONIDAE	LECHUZAS RATONERAS
<i>Tyto alba</i>	Lechuza Ratonera
STRIGIDAE	BÚHOS Y LECHUZAS COMUNES
<i>Otus choliba</i>	Lechucita Neotropical
<i>Otus cooperi</i>	Lechucita Sabanera
<i>Otus guatemalae</i>	Lechucita Vermiculada
<i>Ciccaba virgata</i>	Lechuza Café
<i>Asio clamator</i>	Búho Listado
CAPRIMULGIDAE	CHOTACABRAS
<i>Chordeiles minor</i>	Añapero Zumbón
<i>Nyctidromus albicollis</i>	Tapacaminos Común
APODIDE	VENCEJOS
<i>Streptoprogne zonaris</i>	Vencejón Collarejo
TROCHILIDAE	COLIBRIES
<i>Phaethornis longuemareus</i>	Erimaño Enano
<i>Chlorostilbon canivetti</i>	Esmeralda Riabihorcada
<i>Amazilia saucerrottei</i>	Amazilia Culliazul
<i>Amazilia rutila</i>	Amazilia Canela
<i>Amazilia tzacatl</i>	Amazilia Rabirufa
<i>Helimaster constantii</i>	Colibrí Pochotero
TROGONIDAE	TROGONES
<i>Trogon melanocephalus</i>	Trógon Cabecinegro
<i>Trogon violaceus</i>	Trógon Violáceo
ALCEDINIDAE	MARTINES PESCADORES

FAMILIA / Especie	Nombre en castellano
<i>Ceryle torquata</i>	Martin Pescador Collarejo
<i>Chloroceryle americana</i>	Martin Pescador Verde
MOMOTIDAE	MOMOTOS
<i>Eumomota superciliosa</i>	Momoto Cejiceleste
RAMPHASTIDAE	TUCANES
<i>Ramphastos sulfuratus</i>	Tucán Pico Iris
PICIDAE	CARPINTEROS
<i>Melanerpes hoffmannii</i>	Carpintero de Hoffmann
<i>Dryocopus lineatus</i>	Carpintero Lineado
<i>Campephilus guatemalensis</i>	Carpintero Picoplata
DONDROCOLAPTIDAE	TREPATRONCOS O TREPADORES
<i>Dendrocincia fuliginosa</i>	Trepador Pardo
FORMICARIDAE	HORMIGUEROS
<i>Thamnophilus doliaetus</i>	Batará Barretado
<i>Thamnophilus bridgesi</i>	Batará Negruzco
TITIRIDAE	CABEZONES Y TITIRAS
<i>Pachyramphus aglaiae</i>	Cabezón Plomizo
<i>Tityra semifasciata</i>	Titira Carirroja
<i>Tityra inquisitor</i>	Titira Coroninegra
PIPRIDAE	SALTARINES
<i>Chiroxiphia linearis</i>	Saltarín Toledo
TYRANNIDAE	MOSQUEROS AMERICANOS
<i>Tyrannus forficatus</i>	Tijereta Rosada
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Tirano Tropical
<i>Tyrannus dominicensis</i>	Tirano Gris
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Mosquero Listado
<i>Myiozetetes similis</i>	Mosquero Cejiblanco
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Bienteveo Grande
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Copetón Crestipardo
<i>Myiarchus nuttingi</i>	Copetón de Nutting
<i>Myiarchus crinitus</i>	Copetón Viajero
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Copetón Crestioscuro
<i>Contopus cinereus</i>	Pibi Tropical
<i>Empidonax virecens</i>	Mosquitero Verdoso
<i>Empidonax minimus</i>	Mosquitero Chebec

FAMILIA / Especie	Nombre en castellano
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Piquiplano Azufrado
<i>Todirostrum cinereum</i>	Espatujilla Común
HIRUNDINIDAE	GOLONDRINAS
<i>Progne chalybea</i>	Martín pechigris
<i>Hirundo rustica</i>	Golondrina Tijereta
<i>Notiochelidon cyanoleuca</i>	Golondrina Azul y Blanco
<i>Riparia riparia</i>	Golondrina Ribereña
CORVIDAE	URRACAS, CUERVOS Y ESPECIES AFINES
<i>Calocitta formosa</i>	Urraca Copetona
<i>Cyanocorax morio</i>	Urraca Parda
TROGLODYTIDAE	SOTERREYES O CUCARACHEROS
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	Soterrey Nuquirufo
<i>Thryothorus pleurostictus</i>	Soterrey de Costillas Barreteadas
TURDIDAE	MIRLOS, ZORZALES Y ESPECIES AFINES
<i>Turdus grayi</i>	Mirlo Pardo
<i>Catharus ustulatus</i>	Zorzal de Swainson
SYLVIIDAE	PERLITAS, SOTERILLOS Y REINITAS DEL VIEJO MUNDO
<i>Poliptila albiloris</i>	Perlita Cabecinegra
<i>Ramphocaenus melanurus</i>	Soterillo Picudo
VIREONIDAE	VIREOS, VERDILLOS Y VIREONES
<i>Vireo flavoviridis</i>	Vireo Cabecigris
PARULIDAE	REINITAS
<i>Protonotaria citrea</i>	Reinita Cabecidorada
<i>Vermivora peregrina</i>	Reinita Verdilla
<i>Dendroica petechia</i>	Reinita Amarilla
<i>Dendroica fusca</i>	Reinita Gorginaranja
<i>Seiurus noveboracensis</i>	Reinita Acuática Norteña
<i>Geothlypis poliocephala</i>	Antifacito Coronigris
<i>Basileuterus rufifrons</i>	Reinita Cabecicastaña
ICTERIDAE	OROPÉNDOLAS, CACIQUES, BOLSEROS Y ESPECIES AFINES
<i>Psarocolius montezuma</i>	Oropéndola de Montezuma
<i>Molothrus aeneus</i>	Vaquero Ojirrojo
<i>Quiscalus mexicanus</i>	Clarinero o Zanate Grande
<i>Icterus pustulatus</i>	Bolsero Dorsillistado
<i>Agelaius phoeniceus</i>	Tordo Sargento

FAMILIA / Especie	Nombre en castellano
<i>Sturnella magna</i>	Zacatero Común
THRAUPIDAE	TANGARAS Y MIELEROS
<i>Euphonia affinis</i>	Eufonia Gargantinegra
EMBERIZIDAE	GORRIONES DEL NUEVO MUNDO, PICOGRUESOS Y ESPECIES AFINES
<i>Guiraca caerulea</i>	Picogrueso Azul
<i>Sporophila torqueola</i>	Espiguero Collarejo
<i>Sporophila aurita</i>	Espiguero Variable
<i>Oryzoborus nuttongi</i>	Semillero Piquirrosado
<i>Volatinia jacarina</i>	Semillero Negro Azulado
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	Pinzón Aceitunado
<i>Aimophila ruficauda</i>	Sabanero Cabecillistado
<i>Aimophila rufescens</i>	Sabanero Rojizo

FAMILIA / Especie= el orden taxonómico y la nomenclatura empleada para las aves siguen a Stiles y Skutch (1989).

Nombres en castellano= según: A guide to the birds of Costa Rica, Stiles y Skutch (1989).

Anexo 2. Especie, hábitat observado, hábitat reportado y gremio alimenticio para las especies de aves registradas en los puntos de muestreo dentro del las parcelas en los diferentes hábitats

Especie	Hábitat Observado	Hábitat Reportado	Gremio
<i>Aimophila rufescens</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas	G
<i>Aimophila ruficauda</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	G
<i>Amazilia rutila</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas	N
<i>Amazilia saucerrottei</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	N
<i>Amazilia tzacatl</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas	N
<i>Amazona albifrons</i>	Bosque seco, charral	Áreas Abiertas y Boscosas	F
<i>Amazona autumnalis</i>	Bosque seco, charral	Áreas Abiertas y Boscosas	F
<i>Aratinga canicularis</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	F
<i>Aratinga finschi</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	F
<i>Arremonops rufivirgatus</i>	Charral, potreros	Áreas Boscosas	G
<i>Basileuterus rufifrons</i>	Bosque seco, charral	Áreas Boscosas	I
<i>Brotogeris jugularis</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	F
<i>Bubulcus ibis</i>	Potreros	Áreas Abiertas	I
<i>Burhinus bistriatus</i>	Potreros	Áreas Abiertas	I
<i>Buteo magnirostris</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	O
<i>Butorides striatus</i>	Bosque ripario	Áreas Boscosas	P
<i>Calocitta formosa</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	O
<i>Campephilus guatemalensis</i>	Bosque ripario, charral, potreros	Áreas Boscosas	I
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	Bosque ripario, charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	I
<i>Cathartes aura</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	C
<i>Ceryle torquata</i>	Bosque ripario	Áreas Boscosas	P
<i>Chiroxiphia linearis</i>	Bosque seco, charral	Áreas Boscosas	F
<i>Chloroceryle americana</i>	Bosque ripario	Áreas Boscosas	P
<i>Chlorostilbon canivetti</i>	Bosque seco, charral	Áreas Abiertas y Boscosas	N
<i>Colinus leucopogon</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	G
<i>Columbina inca</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	G
<i>Columbina minuta</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas	G
<i>Columbina passerina</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas	G
<i>Columbina talpacoti</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas	G
<i>Contopus cinereus</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas	I
<i>Coragyps atratus</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Urbanas	C
<i>Crotophaga sulcirostris</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas	O
<i>Cyanocorax morio</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	O

Especie	Hábitat Observado	Hábitat Reportado	Gremio
<i>Dendroica petechia</i>	Bosque ripario, charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	I
<i>Empidonax minimus</i>	Potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	I
<i>Empidonax virecens</i>	Potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	I
<i>Eumotota superciliosa</i>	Bosque ripario, charral, potreros	Áreas Boscosas	I
<i>Euphonia affinis</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	F
<i>Geothlypis poliocephala</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas	I
<i>Guiraca caerulea</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	G
<i>Helioaster constantii</i>	Bosque seco, charral	Áreas Boscosas	N
<i>Icterus pustulatus</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Urbanas	I
<i>Leptotila verreauxi</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	G
<i>Melanerpes hoffmannii</i>	Bosque ripario, charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	I
<i>Milvago chimachima</i>	Potreros	Áreas Abiertas	C
<i>Molothrus aeneus</i>	Potreros	Áreas Abiertas y Urbanas	I
<i>Morococcyx erythropygius</i>	Bosque seco, charral	Áreas Boscosas	I
<i>Myiarchus nuttongi</i>	Charral, potreros	Áreas Boscosas	I
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	I
<i>Myiarchus tyrannulus</i>	Potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	I
<i>Myiodynastes maculatus</i>	Charral, potreros	Áreas Boscosas	I
<i>Myiozetetes similis</i>	Potreros	Áreas Abiertas	I
<i>Notiochelidon cyanoleuca</i>	Potreros	Áreas Abiertas y Urbanas	I
<i>Nyctidromus albicollis</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas	I
<i>Oryzoborus nuttongi</i>	Potreros	Áreas Abiertas	I
<i>Otus cooperi</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	G
<i>Pachyramphus aglaiae</i>	Bosque ripario, charral	Áreas Boscosas	I
<i>Phaethornis longuemareus</i>	Bosque seco, charral	Áreas Boscosas	N
<i>Piaya cayana</i>	Bosque seco, charral	Áreas Boscosas	I
<i>Pitangus sulphuratus</i>	Potreros	Áreas Abiertas	O
<i>Polyborus plancus</i>	Potreros	Áreas Abiertas	C
<i>Psarocolius montezuma</i>	Bosque seco, bosque ripario	Áreas Abiertas y Boscosas	O
<i>Quiscalus mexicanus</i>	Potreros	Áreas Abiertas y Urbanas	O
<i>Sporophila aurita</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	G
<i>Sporophila torqueola</i>	Potreros	Áreas Abiertas	G
<i>Streptoprogne zonaris</i>	Potreros	Áreas Abiertas	I
<i>Sturnella magna</i>	Potreros	Áreas Abiertas	I
<i>Thamnophilus doliaatus</i>	Bosque ripario, charral	Áreas Boscosas	I

Especie	Hábitat Observado	Hábitat Reportado	Gremio
<i>Thryothorus pleurostictus</i>	Bosque seco, charral	Áreas Boscosas	I
<i>Tigrisoma mexicanum</i>	Bosque ripario	Áreas Boscosas	P
<i>Tityra inquisitor</i>	Charral, potreros	Áreas Boscosas	O
<i>Tityra semifasciata</i>	Charral, potreros	Áreas Boscosas	O
<i>Todirostrum cinereum</i>	Potreros	Áreas Abiertas	I
<i>Tolmomyias sulphurescens</i>	Potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	I
<i>Trogon melanocephalus</i>	Bosque seco, bosque ripario	Áreas Boscosas	F
<i>Trogon violaceus</i>	Charral, potreros	Áreas Boscosas	F
<i>Turdus grayi</i>	Potreros	Áreas Abiertas	I
<i>Tyrannus melancholicus</i>	Potreros	Áreas Abiertas	I
<i>Volatinia jacarina</i>	Potreros	Áreas Abiertas	G
<i>Zenaida asiatica</i>	Charral, potreros	Áreas Abiertas y Boscosas	G

Especie= en orden alfabético, la nomenclatura empleada sigue a Stiles y Skutch (1989).

Hábitat Observado= hábitats en el cual o en los cuales se registro la especie.

Hábitat Reportado= hábitat reportado según: A guide to the birds of Cosa Rica, Stiles y Skutch (1989). Áreas Abiertas= áreas que no presentan mucha vegetación arbórea, como potreros, cultivos, áreas urbanas. Áreas Boscosas= áreas con cobertura vegetal compleja, como fragmentos de bosque seco, bosques riparios y charrales.

Gremio= gremio alimenticio reportado según: A guide to the birds of Cosa Rica, Stiles y Skutch (1989). C= Carnívoras, F= Frugívoras, G= Granívoras, I= Insectívoras, N= Nectarívoras, O= Omnívoras, P= Piscívoras.

Anexo 3. Especies de aves registradas en los puntos de censo en los diferentes hábitats (BS con 5 parcelas, los demás hábitats con 8 parcelas cada uno)

Bosque Seco	Bosques Riparios	Charrales	Cercas Vivas	Potreros de Alta Cobertura	Potreros de Baja Cobertura
<i>Aimophila ruficauda</i>	<i>Aimophila ruficauda</i>	<i>Aimophila ruficauda</i>	<i>Aimophila rufescens</i>	<i>Aimophila ruficauda</i>	<i>Amazilia tzacatl</i>
<i>Amazilia rutila</i>	<i>Amazilia rutila</i>	<i>Amazilia rutila</i>	<i>Aimophila ruficauda</i>	<i>Amazilia rutila</i>	<i>Bubulcus ibis</i>
<i>Amazilia saucerrottei</i>	<i>Amazilia saucerrottei</i>	<i>Amazilia saucerrottei</i>	<i>Amazilia rutila</i>	<i>Amazilia tzacatl</i>	<i>Calocitta formosa</i>
<i>Amazilia tzacatl</i>	<i>Amazona albifrons</i>	<i>Amazilia tzacatl</i>	<i>Amazilia tzacatl</i>	<i>Aratinga finschi</i>	<i>Columbina inca</i>
<i>Amazona albifrons</i>	<i>Brotogeris jugularis</i>	<i>Amazona albifrons</i>	<i>Amazona albifrons</i>	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	<i>Columbina minuta</i>
<i>Aratinga canicularis</i>	<i>Buteo magnirostris</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	<i>Amazona autumnalis</i>	<i>Brotogeris jugularis</i>	<i>Columbina passerina</i>
<i>Basileuterus rufifrons</i>	<i>Butorides striatus</i>	<i>Aratinga finschi</i>	<i>Aratinga canicularis</i>	<i>Bubulcus ibis</i>	<i>Columbina talpacoti</i>
<i>Calocitta formosa</i>	<i>Calocitta formosa</i>	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	<i>Aratinga finschi</i>	<i>Burhinus bistriatus</i>	<i>Crotophaga sulcirostris</i>
<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	<i>Campephilus guatemalensis</i>	<i>Basileuterus rufifrons</i>	<i>Arremonops rufivirgatus</i>	<i>Buteo magnirostris</i>	<i>Empidonax virecens</i>
<i>Chiroxiphia linearis</i>	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	<i>Brotogeris jugularis</i>	<i>Brotogeris jugularis</i>	<i>Calocitta formosa</i>	<i>Geothlypis poliocephala</i>
<i>Chlorostilbon canivetti</i>	<i>Cathartes aura</i>	<i>Buteo magnirostris</i>	<i>Calocitta formosa</i>	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	<i>Icterus pustulatus</i>
<i>Columbina inca</i>	<i>Ceryle torquata</i>	<i>Calocitta formosa</i>	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	<i>Cathartes aura</i>	<i>Leptotila verreauxi</i>
<i>Empidonax virecens</i>	<i>Chiroxiphia linearis</i>	<i>Campephilus guatemalensis</i>	<i>Columbina inca</i>	<i>Colinus leucopogon</i>	<i>Milvago chimachima</i>
<i>Eumomota superciliosa americana</i>	<i>Chloroceryle americana</i>	<i>Campylorhynchus rufinucha</i>	<i>Columbina inca</i>	<i>Columbina inca</i>	<i>Molothrus aeneus</i>
<i>Guiraca caerulea</i>	<i>Columbina inca</i>	<i>Cathartes aura</i>	<i>Columbina passerina</i>	<i>Columbina minuta</i>	<i>Myiarchus tuberculifer</i>
<i>Heliomaster constantii</i>	<i>Columbina minuta</i>	<i>Chiroxiphia linearis</i>	<i>Columbina talpacoti</i>	<i>Columbina passerina</i>	<i>Myiozetetes similis</i>
<i>Leptotila verreauxi</i>	<i>Columbina talpacoti</i>	<i>Chlorostilbon canivetti</i>	<i>Coragyps atratus</i>	<i>Columbina talpacoti</i>	<i>Notiocheilidon cyanoleuca</i>
<i>Melanerpes hoffmannii</i>	<i>Contopus cinereus</i>	<i>Columbina inca</i>	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	<i>Contopus cinereus</i>	<i>Oryzoborus nuttingi</i>
<i>Morococcyx erythropygius</i>	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	<i>Columbina minuta</i>	<i>Dendroica petechia</i>	<i>Coragyps atratus</i>	<i>Pitangus sulphuratus</i>
<i>Myiarchus tuberculifer</i>	<i>Empidonax minimus</i>	<i>Columbina passerina</i>	<i>Empidonax minimus</i>	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	<i>Polyborus plancus</i>
<i>Nyctidromus albigollis</i>	<i>Empidonax virecens</i>	<i>Columbina talpacoti</i>	<i>Empidonax virecens</i>	<i>Cyanocorax morio</i>	<i>Quiscalus mexicanus</i>

Bosque Seco	Bosques Riparios	Charrales	Cercas Vivas	Potreros de Alta Cobertura	Potreros de Baja Cobertura
<i>Phaethornis longuemareus</i>	<i>Eumomota superciliosa</i>	<i>Contopus cinereus</i>	<i>Icterus pustulatus</i>	<i>Empidonax virecens</i>	<i>Streptoprogne zonaris</i>
<i>Piaya cayana</i>	<i>Guiraca caerulea</i>	<i>Coragyps atratus</i>	<i>Leptotila verreauxi</i>	<i>Eumomota superciliosa</i>	<i>Sturnella magna</i>
<i>Pitangus sulphuratus</i>	<i>Leptotila verreauxi</i>	<i>Crotophaga sulcirostris</i>	<i>Melanerpes hoffmannii</i>	<i>Guiraca caerulea</i>	<i>Toimomyias sulphurescens</i>
<i>Psarocolius montezuma</i>	<i>Melanerpes hoffmannii</i>	<i>Cyanocorax morio</i>	<i>Molothrus aeneus</i>	<i>Icterus pustulatus</i>	<i>Turdus grayi</i>
<i>Thryothorus pleurostictus</i>	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	<i>Empidonax virecens</i>	<i>Myiarchus nuttingi</i>	<i>Leptotila verreauxi</i>	<i>Tyrannus melancholicus</i>
<i>Toimomyias sulphurescens</i>	<i>Myiodynastes maculatus</i>	<i>Eumomota superciliosa</i>	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	<i>Melanerpes hoffmannii</i>	<i>Volatinia jacarina</i>
<i>Trogon melanocephalus</i>	<i>Myiozetetes similis</i>	<i>Euphonia affinis</i>	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	<i>Milvago chimachima</i>	<i>Zenaida asiatica</i>
<i>Tyrannus melancholicus</i>	<i>Nyctidromus albicollis</i>	<i>Guiraca caerulea</i>	<i>Myiodynastes maculatus</i>	<i>Myiarchus tuberculifer</i>	
<i>Zenaida asiatica</i>	<i>Otus cooperi</i>	<i>Icterus pustulatus</i>	<i>Myiozetetes similis</i>	<i>Myiarchus tyrannulus</i>	
	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	<i>Leptotila verreauxi</i>	<i>Nothochelidon cyanoleuca</i>	<i>Myiodynastes maculatus</i>	
	<i>Pitangus sulphuratus</i>	<i>Melanerpes hoffmannii</i>	<i>Pitangus sulphuratus</i>	<i>Myiozetetes similis</i>	
	<i>Thamnophilus doliatus</i>	<i>Morococcyx erythropygius</i>	<i>Quiscalus mexicanus</i>	<i>Pitangus sulphuratus</i>	
	<i>Tigrisoma mexicanum</i>	<i>Myiodynastes maculatus</i>	<i>Sporophila torqueola</i>	<i>Polyborus plancus</i>	
	<i>Toimomyias sulphurescens</i>	<i>Nyctidromus albicollis</i>	<i>Streptoprogne zonaris</i>	<i>Quiscalus mexicanus</i>	
	<i>Trogon melanocephalus</i>	<i>Pachyramphus aglaiae</i>	<i>Todirostrum cinereum</i>	<i>Sporophila aurita</i>	
	<i>Turdus grayi</i>	<i>Phaethornis longuemareus</i>	<i>Toimomyias sulphurescens</i>	<i>Sporophila torqueola</i>	
	<i>Tyrannus melancholicus</i>	<i>Piaya cayana</i>	<i>Trogon melanocephalus</i>	<i>Sturnella magna</i>	
	<i>Zenaida asiatica</i>	<i>Pitangus sulphuratus</i>	<i>Turdus grayi</i>	<i>Tityra semifasciata</i>	
Bosque Seco	Bosques Riparios	Charrales	Cercas Vivas	Potreros de Alta Cobertura	Potreros de Baja Cobertura

<i>Thamnophilus doliatus</i>	<i>Tyrannus melancholicus</i>	<i>Tolmomyias sulphureus</i>
<i>Thryothorus pleurostictus</i>	<i>Volatinia jacarina</i>	<i>Trogon violaceus</i>
<i>Tityra inquisitor</i>	<i>Zenaida asiatica</i>	<i>Turdus grayi</i>
<i>Trogon melanocephalus</i>		<i>Tyrannus melancholicus</i>
<i>Trogon violaceus</i>		<i>Volatinia jacarina</i>
<i>Tyrannus melancholicus</i>		<i>Zenaida asiatica</i>

total de especies 30 # total de especies 39 # total de especies 45 # total de especies 42 # total de especies 45 # total de especies 28

Anexo 4. Especies de árboles registrados en las parcelas de vegetación en los diferentes hábitats

FAMILIA	Especie	Nombre en Castellano
Anacardiaceae	<i>Anacardium excelsum</i>	Espavel, Rabito
Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i>	Marañón
Anacardiaceae	<i>Astronium graveolens</i>	Ron Ron, Jobilo
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i>	Mango
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	Jobo
Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote, Ciruelo
Annonaceae	<i>Annona purpurea</i>	Toreta, Soncoya
Annonaceae	<i>Annona reticulata</i>	Anonillo
Annonaceae	<i>Sapranthus palanga</i>	Palanco, Guineo, Plátano
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana alba</i>	/
Areaceae	<i>Acrocomia aculeata</i>	Coyol
Areaceae	<i>Bactris guineensis</i>	Uvita, Uiscoyol, Viscoyol
Areaceae	<i>Cocos nucifera</i>	Cocotero
Bignoniaceae	<i>Crescentia cujete</i>	Jícaro
Bignoniaceae	<i>Godmania aesculifolia</i>	Corteza de chivo
Bignoniaceae	<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Cortes negro
Bignoniaceae	<i>Tabebuia ochracea</i>	Corteza, Cortes amarillo
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>	Roble sabana
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i>	Achiote
Bombacaceae	<i>Ceiba pentandra</i>	Ceiba
Bombacaceae	<i>Pachira quinata</i>	Pochote
Bombacaceae	<i>Pseudobombax septenatum</i>	Ceibo, Barrigon Ceibo verde
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel
Boraginaceae	<i>Cordia panamensis</i>	Muñeco, Guacal manono
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jinocuabe, Jínote, Indio desnudo
Caesalpinaceae	<i>Bahuinia sp</i>	Casco de Venado
Caesalpinaceae	<i>Caesalpinia eriostachys</i>	Sahino
Caesalpinaceae	<i>Cassia grandis</i>	Carao, Sandal
Caesalpinaceae	<i>Delonix regia</i>	Malinche
Caesalpinaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>	Guapinol
Caesalpinaceae	<i>Schizolobium parahyba</i>	Gavilán, Gallinazo
Caesalpinaceae	<i>Senna atomaria</i>	/
Caesalpinaceae	<i>Senna hayesiana</i>	Candelillo
Caesalpinaceae	<i>Tamarindus indica</i>	Tamarindo

FAMILIA	Especie	Nombre en Castellano
Capparidaceae	<i>Capparis frondosa</i>	Talcacao
Caricaceae	<i>Carica papaya</i>	Papaya
Cecropiaceae	<i>Cecropia peltata</i>	Guarumo
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella racemosa</i>	Cerecillo
Chrysobalanaceae	<i>Licania arborea</i>	Alcornoque, Alcornoco
Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	Poro poro
Combretaceae	<i>Terminalia oblonga</i>	Sura, Guayabon
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i>	Raspa guacal, Raspa, Chumico
Ebenaceae	<i>Diospyros salicifolia</i>	Nanciguiste
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea terniflora</i>	Terciopelo, Paleta, Picapica, Coraillo
Euphorbiaceae	<i>Croton niveus</i>	Colpachi
Euphorbiaceae	<i>Margaritaria nobilis</i>	Espuela de gallo
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulosum</i>	Yos
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i>	Ipil Ipil
Flacourtiaceae	<i>Casearia aculeata</i>	Peipute, Matacartago
Flacourtiaceae	<i>Casearia corymbosa</i>	/
Flacourtiaceae	<i>Casearia praecox</i>	/
Flacourtiaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	/
Hernandiaceae	<i>Gyrocarpus jatrophiifolius</i>	Volador
Hippocrateaceae	<i>Semialium mexicanum</i>	Guacharo, Palo de rosas
Lauraceae	<i>Ocotea veraguensis</i>	Canelo, Canelillo, Quina, Sigua canelo
Lauraceae	<i>Persea americana</i>	Aguacate
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i>	Nance
Malvaceae	<i>Malvaviscos arboreus</i>	Amapola, Quesito
Melastomataceae	<i>Miconia argentea</i>	Santa María
Meliaceae	<i>Cedrela odorata</i>	Cedro amargo
Meliaceae	<i>Guarea glabra</i>	Ocora, Pocora
Meliaceae	<i>Swietenia macrophylla</i>	Caoba
Meliaceae	<i>Trichilia americana</i>	/
Meliaceae	<i>Trichilia martiana</i>	/
Mimosaceae	<i>Acacia collinsii</i>	Cornizuelo
Mimosaceae	<i>Acacia cornigera</i>	Cornizuelo
Mimosaceae	<i>Albizia adinocephala</i>	Gavilancillo
Mimosaceae	<i>Albizia niopoides</i>	Guanacaste blanco
Mimosaceae	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	Guanacaste, Chorega

FAMILIA	Especie	Nombre en Castellano
Mimosaceae	<i>Inga sp</i>	/
Mimosaceae	<i>Lysiloma divaricatum</i>	Quebracho
Mimosaceae	<i>Pithecellobium dulce</i>	Michiguiste
Mimosaceae	<i>Pithecellobium velutinum</i>	Michiguiste
Mimosaceae	<i>Pseudosamanea guachapele</i>	Cenizaro macho, Guayaquil
Mimosaceae	<i>Samanea saman</i>	Cenizaro, Genizaro
Mimosaceae	<i>Zygia longifolia</i>	Sotacaballo, Azote de caballo
Mirsinaceae	<i>Ardisia revoluta</i>	Tucuico
Moraceae	<i>Brosimum alicastrum</i>	Ojoche
Moraceae	<i>Castilla elastica</i>	Hule, Ule
Moraceae	<i>Ficus cotinifolia</i>	Higuerón
Moraceae	<i>Ficus goldmanii</i>	Matapalo
Moraceae	<i>Ficus werckleana</i>	Chilamate
Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>	Mora, Palo de mora
Moraceae	<i>Trophis racemosa</i>	Ojochillo
Myrtaceae	<i>Eugenia oerstediana</i>	Murta
Myrtaceae	<i>Eugenia salamensis</i>	Fruta de pava, Moridero
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	Guayabo, Guayaba
Nyctaginaceae	<i>Pisonia aculeata</i>	Petrono
Papilionaceae	<i>Acosmium panamense</i>	Carboncillo, Guayacán
Papilionaceae	<i>Andira inermis</i>	Almendra de río, Carne asada, Areno, Arenillo
Papilionaceae	<i>Ateleia pterocarpa</i>	?
Papilionaceae	<i>Dalbergia retusa</i>	Cocobolo, Cocobola
Papilionaceae	<i>Diphysa americana</i>	Guachipelin
Papilionaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	Madero negro
Papilionaceae	<i>Lonchocarpus costaricensis</i>	Chaperno
Papilionaceae	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	Chaperno, Chapernillo
Papilionaceae	<i>Lonchocarpus salvadorensis</i>	Chaperno
Papilionaceae	<i>Machaerium biovulatum</i>	Siete cueros, Jarro caliente
Papilionaceae	<i>Myrospermum frutescens</i>	Arco, Guachipelin de ratón, Guachipelin blanco
Papilionaceae	<i>Piscidia carthagenensis</i>	Pellejo de toro, Siete cueros
Piperaceae	<i>Piper tuberculatum</i>	Candellillo
Polygonaceae	<i>Coccoloba caracasana</i>	Papaturro
Polygonaceae	<i>Coccoloba venosa</i>	Papaturro
Polygonaceae	<i>Triplaris metaenodendron</i>	Hormigo, Tabaco, Tabacón, Barrabas

FAMILIA	Especie	Nombre en Castellano
Proteaceae	<i>Roupala montana</i>	Danto, Danto hediondo
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i>	Trompillo
Rubiaceae	<i>Calycohyllum candidissimum</i>	Madroño, Salamo
Rubiaceae	<i>Chomelia spinosa</i>	Malacahuite, Malacaguite, Limoncillo
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	Guaitil, Tapaculo
Rubiaceae	<i>Hamelia patens</i>	Coralillo, Zorrillo colorado, Clavillo, Pisi
Rubiaceae	<i>Palicourea</i> sp	?
Rubiaceae	<i>Randia aculeata</i>	Horquetilla
Rutaceae	<i>Citrus</i> sp	/
Rutaceae	<i>Zanthoxylum setulosum</i>	Lagartillo, Lagarto
Sapindaceae	<i>Cupania guatemalensis</i>	Huesillo
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i>	Jaboncillo, Chumico
Sapindaceae	<i>Thouinia serrata</i>	/
Sapindaceae	<i>Thouinidium decandrum</i>	Matapulgas
Sapotaceae	<i>Sideroxylon capiri</i>	Tempisque, Danto amarillo
Simaroubaceae	<i>Alvaradoa amorphoides</i>	Rabo de ardilla
Simaroubaceae	<i>Simarouba glauca</i>	Aceituno
Solanaceae	<i>Solanum hazenii</i>	?
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guácimo, Guácimo ternero
Sterculiaceae	<i>Helicteres baruensis</i>	Rabo de cancho
Sterculiaceae	<i>Sterculia apetala</i>	Panamá
Tiliaceae	<i>Apeiba tibourbou</i>	Peine de mico
Tiliaceae	<i>Luehea seemannii</i>	Guácimo colorado, Guácimo
Tiliaceae	<i>Luehea speciosa</i>	Guácimo macho
Verbenaceae	<i>Gmelina arborea</i>	Melina
Verbenaceae	<i>Rehdera trinervis</i>	Yayo

FAMILIA= orden alfabético de Familias, la nomenclatura empleada para las Familias de árboles sigue a Poveda y Sánchez-Vindas (1999).
Especie= orden alfabético de especies dentro de las Familias, la nomenclatura empleada para las especies de árboles sigue a Poveda y Sánchez-Vindas (1999).

Nombre en Castellano= según Árboles, palmas y cactáceas arborecentes del Pacífico Norte de Costa Rica, Poveda y Sánchez-Vindas (1999), / No tiene nombre en castellano, ? No aparecen en el libro.

Anexo 5. Especies de árboles registrados en los puntos de censo en los diferentes hábitats (BS con 5 parcelas, PAC y PBC con 7 parcelas y BR y CH con 8 parcelas)

Bosque Seco	Bosque Ripario	Charrales	Cercas Vivas	Potreros de Alta Cobertura	Potreros de Baja Cobertura
<i>Acosmium panamense</i>	<i>Alvaradoa amorphoides</i>	<i>Acosmium panamense</i>	<i>Acacia collinsii</i>	<i>Acosmium panamense</i>	<i>Acrocomia aculeata</i>
<i>Acrocomia aculeata</i>	<i>Anacardium excelsum</i>	<i>Acrocomia aculeata</i>	<i>Acosmium panamense</i>	<i>Andira inermis</i>	<i>Andira inermis</i>
<i>Albizia adinocephala</i>	<i>Andira inermis</i>	<i>Albizia niopoides</i>	<i>Alvaradoa amorphoides</i>	<i>Annona purpurea</i>	<i>Astronium graveolens</i>
<i>Albizia niopoides</i>	<i>Annona purpurea</i>	<i>Alvaradoa amorphoides</i>	<i>Andira inermis</i>	<i>Byrsonima crassifolia</i>	<i>Byrsonima crassifolia</i>
<i>Alvaradoa amorphoides</i>	<i>Annona reticulata</i>	<i>Annona purpurea</i>	<i>Annona purpurea</i>	<i>Chomelia spinosa</i>	<i>Cordia alliodora</i>
<i>Annona reticulata</i>	<i>Astronium graveolens</i>	<i>Annona reticulata</i>	<i>Annona reticulata</i>	<i>Cordia alliodora</i>	<i>Dalbergia retusa</i>
<i>Apeiba tibourbou</i>	<i>Bixa orellana</i>	<i>Apeiba tibourbou</i>	<i>Bursera simaruba</i>	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	<i>Eugenia salamensis</i>
<i>Ateleia pterocarpa</i>	<i>Bursera simaruba</i>	<i>Ateleia pterocarpa</i>	<i>Byrsonima crassifolia</i>	<i>Licania arborea</i>	<i>Guazuma ulmifolia</i>
<i>Bixa orellana</i>	<i>Byrsonima crassifolia</i>	<i>Byrsonima crassifolia</i>	<i>Caesalpinia eriostachys</i>	<i>Lonchocarpus costaricensis</i>	<i>Piscidia carthagenensis</i>
<i>Bursera simaruba</i>	<i>Calycophyllum candidissimum</i>	<i>Carica papaya</i>	<i>Casearia corymbosa</i>	<i>Lonchocarpus salvadorensis</i>	<i>Samanea saman</i>
<i>Byrsonima crassifolia</i>	<i>Casearia aculeata</i>	<i>Casearia sylvestris</i>	<i>Cassia grandis</i>	<i>Margaritaria nobilis</i>	<i>Tabebuia ochracea</i>
<i>Caesalpinia eriostachys</i>	<i>Casearia sylvestris</i>	<i>Cassia grandis</i>	<i>Chomelia spinosa</i>	<i>Myrospermum frutescens</i>	<i>Tabebuia rosea</i>
<i>Calycophyllum candidissimum</i>	<i>Cassia grandis</i>	<i>Cecropia peltata</i>	<i>Cordia alliodora</i>	<i>Ocotea veraguensis</i>	
<i>Casearia aculeata</i>	<i>Cecropia peltata</i>	<i>Chomelia spinosa</i>	<i>Curatella americana</i>	<i>Persea americana</i>	
<i>Casearia sylvestris</i>	<i>Cedrela odorata</i>	<i>Coccoloba caracasana</i>	<i>Dalbergia retusa</i>	<i>Pisonia aculeata</i>	
<i>Cecropia peltata</i>	<i>Ceiba pentandra</i>	<i>Cochlospermum vitifolium</i>	<i>Eugenia salamensis</i>	<i>Pithecellobium velutinum</i>	
<i>Chomelia spinosa</i>	<i>Coccoloba caracasana</i>	<i>Cordia alliodora</i>	<i>Ficus goldmanii</i>	<i>Sapranthus palanga</i>	
<i>Cochlospermum vitifolium</i>	<i>Coccoloba venosa</i>	<i>Cordia panamensis</i>	<i>Genipa americana</i>	<i>Swietenia macrophylla</i>	
<i>Cordia alliodora</i>	<i>Crescentia cujete</i>	<i>Dalbergia retusa</i>	<i>Gliricidia sepium</i>	<i>Tabebuia ochracea</i>	
<i>Cordia panamensis</i>	<i>Dalbergia retusa</i>	<i>Diphysa americana</i>	<i>Gmelina arborea</i>	<i>Tabebuia rosea</i>	

Bosque Seco	Bosque Ripario	Charrales	Cercas Vivas	Potreros de Alta Cobertura	Potreros de Baja Cobertura
<i>Croton niveus</i>	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	<i>Guazuma ulmifolia</i>	<i>Guazuma ulmifolia</i>	
<i>Diospyros salicifolia</i>	<i>Eugenia oerstediana</i>	<i>Eugenia salamensis</i>	<i>Leucaena leucocephala</i>	<i>Leucaena leucocephala</i>	
<i>Enterolobium cyclocarpum</i>	<i>Eugenia salamensis</i>	<i>Godmania aesculifolia</i>	<i>Luehea speciosa</i>	<i>Luehea speciosa</i>	
<i>Eugenia salamensis</i>	<i>Ficus werckleana</i>	<i>Guazuma ulmifolia</i>	<i>Miconia argentea</i>	<i>Miconia argentea</i>	
<i>Genipa americana</i>	<i>Gliricidia sepium</i>	<i>Hirtella racemosa</i>	<i>Ocotea veraguensis</i>	<i>Ocotea veraguensis</i>	
<i>Guazuma ulmifolia</i>	<i>Gmelina arborea</i>	<i>Hymenaea courbaril</i>	<i>Pachira quinata</i>	<i>Pachira quinata</i>	
<i>Licania arborea</i>	<i>Guarea glabra</i>	<i>Inga sp</i>	<i>Piscidia carthagenensis</i>	<i>Piscidia carthagenensis</i>	
<i>Lonchocarpus costaricensis</i>	<i>Guazuma ulmifolia</i>	<i>Lonchocarpus costaricensis</i>	<i>Sideroxylon capiri</i>	<i>Sideroxylon capiri</i>	
<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	<i>Gyrocarpus jatrophiifolius</i>	<i>Lonchocarpus minimiflorus</i>	<i>Spondias mombin</i>	<i>Spondias mombin</i>	
<i>Lonchocarpus salvadorensis</i>	<i>Hymenaea courbaril</i>	<i>Lonchocarpus salvadorensis</i>	<i>Spondias purpurea</i>	<i>Spondias purpurea</i>	
<i>Luehea speciosa</i>	<i>Inga sp</i>	<i>Luehea seemannii</i>	<i>Tabebuia ochracea</i>	<i>Tabebuia ochracea</i>	
<i>Machaerium biovulatum</i>	<i>Licania arborea</i>	<i>Luehea speciosa</i>	<i>Tabebuia rosea</i>	<i>Tabebuia rosea</i>	
<i>Margaritaria nobilis</i>	<i>Lonchocarpus costaricensis</i>	<i>Machaerium biovulatum</i>	<i>Trichilia americana</i>	<i>Trichilia americana</i>	
<i>Pachira quinata</i>	<i>Lonchocarpus salvadorensis</i>	<i>Maclura tinctoria</i>	<i>Zanthoxylum setulosum</i>	<i>Zanthoxylum setulosum</i>	
<i>Piscidia carthagenensis</i>	<i>Luehea seemannii</i>	<i>Ocotea veraguensis</i>			
<i>Samanea saman</i>	<i>Luehea speciosa</i>	<i>Piscidia carthagenensis</i>			
<i>Semialiarium mexicanum</i>	<i>Lysiloma divaricatum</i>	<i>Pseudobombax septenatum</i>			
<i>Spondias mombin</i>	<i>Maclura tinctoria</i>	<i>Roupala montana</i>			
<i>Tabebuia ochracea</i>	<i>Margaritaria nobilis</i>	<i>Samanea saman</i>			
<i>Trichilia americana</i>	<i>Ocotea veraguensis</i>	<i>Semialiarium mexicanum</i>			
	<i>Pachira quinata</i>	<i>Spondias mombin</i>			
	<i>Pisonia aculeata</i>	<i>Tabebuia impetiginosa</i>			

Bosque Seco	Bosque Ripario	Charrales	Cercas Vivas	Potreros de Alta Cobertura	Potreros de Baja Cobertura
	<i>Pithecellobium dulce</i>	<i>Tabebuia ochracea</i>			
	<i>Pseudobombax septenatum</i>	<i>Terminalia oblonga</i>			
	<i>Samanea saman</i>	<i>Thouinia serrata</i>			
	<i>Sapitum glandulosum</i>	<i>Trichilia americana</i>			
	<i>Schizolobium parahyba</i>	<i>Triplaris melaenodendron</i>			
	<i>Solanum hazenii</i>				
	<i>Spondias mombin</i>				
	<i>Swietenia macrophylla</i>				
	<i>Tabebuia ochracea</i>				
	<i>Tabebuia rosea</i>				
	<i>Tabernaemontana alba</i>				
	<i>Terminalia oblonga</i>				
	<i>Thouinidium decandrum</i>				
	<i>Trichilia americana</i>				
	<i>Triplaris melaenodendron</i>				
	<i>Zygia longifolia</i>				
# total de especies 40	# total de especies 58	# total de especies 47	# total de especies 34	# total de especies 20	# total de especies 12

Anexo 6. Especies de árboles registrados en las parcelas de potreros de alta y baja cobertura (PAC y PBC)

FAMILIA	Especie	Nombre en Castellano
Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i>	Marañón
Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i>	Mango
Arecaceae	<i>Cocos nucifera</i>	Cocotero
Caesalpinaceae	<i>Delonix regia</i>	Malinche
Caesalpinaceae	<i>Senna atomaria</i>	/
Caesalpinaceae	<i>Tamarindus indica</i>	Tamarindo
Meliaceae	<i>Trichilia martiana</i>	/
Mimosaceae	<i>Pseudosamanea guachapele</i>	Cenizaro macho, Guayaquil
Moraceae	<i>Castilla elastica</i>	Hule, Ule
Moraceae	<i>Ficus cotinifolia</i>	Higuerón
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	Guayabo, Guayaba
Sapindaceae	<i>Sapindus saponaria</i>	Jaboncillo, Chumico
Simaroubaceae	<i>Simarouba glauca</i>	Aceituno
Sterculiaceae	<i>Sterculia apetala</i>	Panamá
Verbenaceae	<i>Rehdera trinervis</i>	Yayo

FAMILIA= orden alfabético de Familias, la nomenclatura empleada para las Familias de árboles sigue a Poveda y Sánchez-Vindas (1999).
Especie= orden alfabético de especies dentro de las Familias, la nomenclatura empleada para las especies de árboles sigue a Poveda y Sánchez-Vindas (1999).

Nombre en Castellano= según Árboles, palmas y cactáceas arborecentes del Pacífico Norte de Costa Rica, Poveda y Sánchez-Vindas (1999), / No tiene nombre en Castellano.

Anexo 7. Especies de árboles registrados en las cercas vivas (CV)

Familia	Especie	Nombre en Castellano
Anacardiaceae	<i>Spondias mombin</i>	Jobo
Anacardiaceae	<i>Spondias purpurea</i>	Jocote, Ciruelo
Annonaceae	<i>Annona purpurea</i>	Toreta, Soncoya
Annonaceae	<i>Annona reticulata</i>	Anonillo
Bignoniaceae	<i>Tabebuia ochracea</i>	Corteza, Cortes amarillo
Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>	Roble sabana
Bombacaceae	<i>Pachira quinata</i>	Pochote
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i>	Laurel
Burseraceae	<i>Bursera simaruba</i>	Jinocuabe, Jiñote, Indio desnudo
Caesalpiniaceae	<i>Caesalpinia eriostachys</i>	Sahino
Caesalpiniaceae	<i>Cassia grandis</i>	Carao, Sandal
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i>	Raspa guacal, Raspa, Chumico
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i>	Ipil Ipil
Flacourtiaceae	<i>Casearia corymbosa</i>	/
Lauraceae	<i>Ocotea veraguensis</i>	Canelo, Canelillo, Quina, Sigua canelo
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i>	Nance
Melastomataceae	<i>Miconia argentea</i>	Santa Maria
Meliaceae	<i>Trichilia americana</i>	/
Mimosaceae	<i>Acacia collinsii</i>	Cornizuelo
Moraceae	<i>Ficus goldmanii</i>	Matapaio
Myrtaceae	<i>Eugenia salamensis</i>	Fruta de pava, Moridero
Papilionaceae	<i>Acosmium panamense</i>	Carboncillo, Guayacán
Papilionaceae	<i>Andira inermis</i>	Almendo de río, Carne asada, Areno, Arenillo
Papilionaceae	<i>Dalbergia retusa</i>	Cocobolo, Cocobola
Papilionaceae	<i>Gliricidia sepium</i>	Madero negro
Papilionaceae	<i>Piscidia carthagenensis</i>	Pellejo de toro, Siete cueros
Rubiaceae	<i>Chomelia spinosa</i>	Malacahuite, Malacaguite, Limoncillo
Rubiaceae	<i>Genipa americana</i>	Guaitil, Tapaculo
Rutaceae	<i>Zanthoxylum setulosum</i>	Lagartillo, Lagarto
Sapotaceae	<i>Sideroxylon capiri</i>	Tempisque, Danto amarillo
Simaroubaceae	<i>Alvaradoa amorphoides</i>	Rabo de ardilla
Sterculiaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guácimo, Guácimo ternero
Tiliaceae	<i>Luehea speciosa</i>	Guácimo macho

Familia	Especie	Nombre en Castellano
Verbenaceae	<i>Gmelina arborea</i>	Melina

FAMILIA= orden alfabético de Familias, la nomenclatura empleada para las Familias de árboles sigue a Poveda y Sánchez-Vindas (1999).
Especie= orden alfabético de especies dentro de las Familias, la nomenclatura empleada para las especies de árboles sigue a Poveda y Sánchez-Vindas (1999).

Nombre en Castellano= según Árboles, palmas y cactáceas arborecentes del Pacífico Norte de Costa Rica, Poveda y Sánchez-Vindas (1999), / No tiene nombre vernáculo.