

COMUNIDADES DE ARAÑAS (ARACHNIDA: ARANEAE) EN CUATRO
COBERTURAS VEGETALES DE LA RESERVA NATURAL EL HATICO (VALLE
DEL CAUCA, COLOMBIA)

JOHN DELGADO CAICEDO



UNIVERSIDAD DEL VALLE

FACULTAD DE CIENCIAS

PROGRAMA ACADÉMICO DE BIOLOGÍA

SANTIAGO DE CALI

2012

COMUNIDADES DE ARAÑAS (ARACHNIDA: ARANEAE) EN CUATRO
COBERTURAS VEGETALES DE LA RESERVA NATURAL EL HATICO (VALLE
DEL CAUCA, COLOMBIA)

JOHN DELGADO CAICEDO

UNIVERSIDAD DEL VALLE

FACULTAD DE CIENCIAS

PROGRAMA ACADÉMICO DE BIOLOGÍA

SANTIAGO DE CALI

2012

COMUNIDADES DE ARAÑAS (ARACHNIDA: ARANEAE) EN CUATRO
COBERTURAS VEGETALES DE LA RESERVA NATURAL EL HATICO (VALLE
DEL CAUCA, COLOMBIA)

JOHN DELGADO CAICEDO

Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de Biólogo

Directora

INGE ARMBRECHT

Bióloga, Ph. D.

Codirector

EDUARDO FLOREZ DAZA

Biólogo, MSc., Candidato Ph. D

Asesor

CARLOS HERNANDO MOLINA DURÁN

UNIVERSIDAD DEL VALLE

FACULTAD DE CIENCIAS

PROGRAMA ACADÉMICO DE BIOLOGÍA

SANTIAGO DE CALI

2012

Nota de aprobación

El trabajo de grado titulado “Comunidades de arañas (Arachnida: Araneae) en cuatro coberturas vegetales de la Reserva Natural El Hatico (Valle del Cauca, Colombia)”, presentado por el estudiante JOHN DELGADO CAICEDO, para optar al título de biólogo, fue revisado por el jurado y calificado como:

Aprobado



INGE ARMBRECHT

Directora



EDUARDO FLOREZ DAZA

Codirector



CARMEN ELISA POSSO G.

Jurado

A Elsy Bejarano

“Hay una gran diferencia entre dar...
y entregarlo todo”

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mis madres, María Constanza Caicedo, Elsy Bejarano y Carmen Bedoya, por su amor y apoyo incondicional, por ser los motores de mi vida. A Héctor F. Delgado, por ser un padre para mí, por darme todo lo que esa palabra abarca.

A todos mis profesores del departamento de Biología, por regalarme una parte de sí hecha conocimiento. A mis directores Inge Armbrecht y Eduardo Flórez, por sus recomendaciones, consejos, por mostrarme el norte durante esta investigación y por ser para mí, ejemplo de calidad profesional y humana.

A los Señores Carlos Hernando Molina y Enrique José Molina, por abrirme las puertas de su maravilloso proyecto de vida y por su nobleza. Agradezco sus importantes aportes y su asesoría durante la ejecución de esta investigación. A todas las personas de la reserva natural el Hatigo y la finca El Trejito: Don Edward y familia, Doña María y la Señora Josefina Barona.

A mis amigos y compañeros conocidos en ese segundo hogar que es la Universidad, por todos los momentos inolvidables vividos, precisamente como una nueva familia. También por su invaluable ayuda en campo o laboratorio: Maria Ximena García, Ana Paola Yusti, Natalia Muriel Triana, Diego Lozano Cortés y Adriana Vásquez.

A Jimmy Cabra y Alexander Sabogal, por sus indicaciones metodológicas y aportes bibliográficos. A Nicolás Hazzi, Daniel Duarte y Laura Santamaría por su ayuda con la determinación de los géneros de sus familias favoritas de arañas.

Agradezco también a la Universidad del Valle, en especial al grupo de estudio GEAHNA y al Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá, por abrirme un espacio en sus laboratorios.

Al Centro para la Investigación en Sistemas Sostenibles para la Producción Agropecuaria, CIPAV, por contribuir con la financiación del proyecto.

Finalmente, agradezco a la Sociedad Colombiana de Entomología, SOCOLEN, por contribuir con la financiación del proyecto a través del programa “Beca de Incentivo a la Investigación Entomológica en las Universidades Colombianas”, versión 2011.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
1. RESUMEN.....	1
2. INTRODUCCIÓN.....	2
3. MARCO TEÓRICO.....	6
3.1. Marco conceptual.....	6
3.2. Las arañas, un grupo mega-diverso.....	8
3.3. Los gremios de arañas	10
3.4. Arañas y coberturas vegetales.....	12
3.5. Antecedentes regionales.....	14
4. OBJETIVOS.....	16
4.1. Objetivo general.....	16
4.2. Objetivos específicos.....	16
5. HIPÓTESIS.....	17
6. MATERIALES Y MÉTODOS.....	18
6.1. Área de estudio.....	18
6.2. Métodos de muestreo.....	21
6.3. Cobertura vegetal y estratificación vertical.....	24
6.4. Determinación taxonómica y gremios de arañas.....	24
6.5. Análisis de datos.....	26
6.5.1. Evaluación de la diversidad alfa.....	26
6.5.1.1. Medición de la riqueza específica.....	26
6.5.1.2. Medición de la estructura.....	27
6.5.2. Evaluación de la diversidad beta.....	28
6.5.3. Análisis para cobertura vegetal y estratos verticales.....	28

6.5.4. Comparación de composición de gremios.....	29
7. RESULTADOS.....	30
7.1. Diversidad alfa.....	30
7.1.1. Composición general de la araneofauna.....	30
7.1.2. Índices de diversidad y estructura de la comunidad.....	34
7.2. Diversidad beta.....	39
7.3. Cobertura vegetal y estratos verticales.....	40
7.3.1. Porcentaje de cobertura vegetal.....	40
7.3.2. Diversidad de estratos vegetales verticales.....	41
7.4. Composición y diversidad de gremios.....	43
7.5. Contribución taxonómica.....	46
8. DISCUSIÓN.....	47
8.1. La composición general de la araneofauna.....	47
8.2. La diversidad a escala local.....	49
8.3. Cobertura vegetal, estratos verticales y recambio de especies entre hábitats.....	53
8.4. Composición y diversidad de gremios.....	55
9. CONCLUSIONES.....	61
10. LITERATURA CITADA.....	62
ANEXO A.....	71
ANEXO B.....	73
ANEXO C.....	74
ANEXO D.....	79
ANEXO E.....	80
ANEXO F.....	81

LISTADO DE FIGURAS

	Página
FIGURA 1: Área de estudio. a. Ubicación de la Reserva Natural El Hatico. b. Aerografía del área de la Reserva Natural El Hatico.....	19
FIGURA 2: Porcentajes de riqueza y abundancia de arañas por hábitat, respecto al número total de morfoespecies e individuos encontrados en la reserva natural El Hatico. a. Porcentaje de riqueza por hábitat. b. Porcentaje de abundancia por hábitat.....	33
FIGURA 3: Curvas de acumulación de especies para cada hábitat.....	38
FIGURA 4: Agrupamiento con índice de Chao-Jaccard para los cuatro hábitats (ligamiento simple).....	40
FIGURA 5: Porcentaje promedio de cobertura vegetal para cada hábitat.....	41
FIGURA 6: Preferencia de hábitat por los gremios en la Reserva Natural El Hatico.....	45

LISTADO DE TABLAS

	Página
TABLA 1: Unidades de muestreo empleadas por técnica de captura en cada hábitat.....	23
TABLA 2: Familias de arañas en orden descendente de acuerdo al número de individuos colectados (abundancia), en la Reserva Natural El Hatico (incluyendo especímenes del cultivo de caña convencional).....	31
TABLA 3: Familias de arañas en orden descendente de acuerdo al número de morfoespecies colectadas (riqueza específica), en la Reserva Natural El Hatico (incluyendo morfoespecies del cultivo de caña convencional).....	32
TABLA 4: Índices de diversidad de Margalef, Shannon-Wiener y Simpson, calculados para los cuatro hábitats.....	34
TABLA 5: Resultados de estimadores de riqueza calculados con EstimateS® y eficiencia de muestreo en la Reserva Natural El Hatico.....	36
TABLA 6: Valores del índice de similitud de Chao-Jaccard (valores decimales) y número de especies compartidas (valores enteros) entre hábitats.....	39
TABLA 7: Resultado de la prueba de <i>bootstrapping</i> para los valores de diversidad (Shannon-Wiener) de estratos vegetales verticales en cada hábitat.....	42
TABLA 8: Distribución de la araneofauna en gremios en la Reserva Natural El Hatico (incluidos especímenes del cultivo de caña Convencional).....	43
TABLA 9: Valores del índice de similitud Chao-Jaccard para la Composición gremial entre hábitats.....	46

1. RESUMEN

Se comparó la diversidad y composición de las arañas asociadas a cuatro hábitats contrastantes: bosque primario, caña agroecológica, caña convencional y sistema silvopastoril intensivo en la reserva natural El Hatico (El Cerrito- Valle del cauca). Se realizaron muestreos en jornadas diurnas y nocturnas entre noviembre de 2010 y marzo de 2011, utilizando trampas de caída, captura manual aérea y rastrea, cernido de hojarasca y extracción con sacos mini-Winkler y agitación de follaje. Se recolectaron 3635 especímenes adultos agrupados en 156 morfo-especies (m-spp) y 30 familias. Las familias más abundantes fueron Tetragnathidae y Theridiidae y las que presentaron mayor riqueza fueron Theridiidae y Araneidae. La mayor riqueza se obtuvo en el sistema silvopastoril intensivo (74 m-spp), seguido por el bosque (71 m-spp), y por último los cultivos de caña manejo convencional (54 m-spp) y manejo agroecológico (46 m-spp). Las curvas de acumulación de especies para cada cobertura no fueron asintóticas sugiriendo que se pueden encontrar nuevas morfo-especies. El análisis de diversidad beta (índice de Chao-Jaccard) arrojó una similitud promedio alta entre hábitats (45.38%). Las arañas se agruparon en ocho gremios, siendo los más representativos: el de las tejedoras orbiculares y tejedoras de redes irregulares. Aunque la diversidad no se mostró afectada por el grado de intensificación agrícola; la riqueza específica y la composición gremial de las comunidades se vieron favorecidas por hábitats con estratos vegetales más complejos, concluyéndose que este último aspecto es fundamental para la ocurrencia de ciertos grupos taxonómicos o gremiales en un hábitat determinado.

2. INTRODUCCIÓN

Las comunidades ecológicas naturales exhiben una propiedad denominada diversidad biológica, que es la expresión de la variedad de organismos, sus genomas y poblaciones. El concepto abarca además, la complejidad de las interacciones biológicas, el flujo energético entre individuos y en general, las distintas formas de variación incluyendo diversidad taxonómica, genética y fenética (Ludovisi & Taticchi 2006). Generalmente, las medidas de biodiversidad se basan en el número de especies (riqueza de especies) presentes en un área determinada (Izsák y Papp 2000). Para su medición, la diversidad biológica se puede fraccionar en tres componentes que corresponden a escalas espaciales (Fontana et al. 2008, Moreno 2001): alfa (α) o número de especies que ocurren a escala local (ensamblaje local); gamma (γ) o número total de especies en un paisaje o región determinada (ensamblaje regional); y beta (β), que corresponde a la medida de la diferencia en la composición de especies de dos o más ensamblajes locales o regionales.

La medición de la biodiversidad o estimación de la riqueza, se realiza con el fin de entender por qué varias regiones difieren en su número de especies, qué controla el número de estas, y por qué algunos lugares son más ricos que otros. Para avanzar en la comprensión de estas preguntas es necesario relacionar la cantidad de especies con variables ambientales como elevación, temperatura, cobertura vegetal, entre otros. Por otro lado, dicha riqueza puede influir sobre aspectos ecológicos fundamentales de los ecosistemas y en ocasiones la riqueza de

algunos grupos de organismos puede ser asumida como indicador del valor de conservación de un ecosistema (Fleishman et al. 2006).

Las arañas constituyen un grupo faunístico diverso y abundante en los ecosistemas terrestres. Son casi omnipresentes en hábitats terrestres e incluso en ecosistemas acuáticos e inter-mareales, convirtiéndolas en modelos apropiados para estudios sobre estructura y composición de comunidades, estratificación y sucesión (Rico et al. 2005). Las arañas son organismos comunes y de gran importancia en el equilibrio ecológico de poblaciones de invertebrados en bosques tropicales o cualquier otro ecosistema en el que ocurran; sin embargo el conocimiento acerca de su diversidad en el neotrópico es aún incipiente (Flórez 1997, Rico et al. 2005).

Dado que sus comunidades son influenciadas por el tipo de hábitat, el patrón de uso de la tierra y la arquitectura y composición vegetal, las arañas son bien aceptadas en estudios ecológicos de calidad ambiental (Avalos et al. 2007). Así, entre más compleja o diversa la estructura vegetal de un área, más especies de arañas podrán encontrarse, pues hay mayor cantidad de soportes físicos para el hábitat de las especies y gremios presentes (Greenston 1984). La arquitectura vegetal, así como otros factores abióticos, varían considerablemente en bosques tropicales (Yanoviak et al. 2003), permitiendo la presencia de más individuos y especies de arañas que en otros ecosistemas.

En cuanto a estudios en sistemas agrícolas, se han realizado varios encaminados a evaluar el rol ecológico de las arañas en éstos (Agnew & Smith 1989), inicio y

modo de colonización y estudios de diversidad y abundancia principalmente en agroecosistemas no tropicales (Bishop & Riechert 1990, Topping 1999). Empero, pocos se han enfocado en la estructura de la comunidad de arañas en cultivos de regiones tropicales.

Se ha encontrado que las áreas con vegetación natural exhiben mayor diversidad de arañas que áreas cultivadas, porque presentan mayor diversidad vegetal y menor intensidad y frecuencia de disturbios antrópicos (Liljesthröm et al. 2002).

Por otro lado, según Liljesthröm et al. (op. cit.), la fauna de arañas es mucho mayor en cultivos orgánicos que en sistemas convencionales, dado que los primeros ofrecen mayor cantidad de nichos y están expuestos a menos disturbios.

Los sistemas silvopastoriles, cuya araneofauna también ha sido poco estudiada, pueden presentar bajos índices de diversidad y riqueza, aunque posiblemente mayor que la de los cultivos, dado el incremento en la intensidad de manejo antrópico (Downie et al. 1999).

El interés en estudios de diversidad, estructura y composición de grupos faunísticos (como las arañas) ha aumentado, dado el rápido descenso en el número de especies a causa de la crisis global de la biodiversidad y el efecto que esto puede causar en la estabilidad de ecosistemas naturales (Alderweireldt & Jocqué 1994). Este aspecto funcional, sumado al poco conocimiento de la araneofauna ocurrida en bosques neotropicales, hace importante plantear la realización de estudios encaminados a conocer las comunidades de arañas en estos bosques. Algunos sistemas silvopastoriles tienen su origen en bosques que han sido modificados por el hombre mediante tala, fuego y pastoreo (Urones et al.

1990). Comparar la fauna de arañas presente en este tipo de hábitat con la encontrada en bosques primarios, permite tener idea del efecto de la intervención antrópica en los ecosistemas.

Por otro lado, las arañas han sido propuestas como indicadores biológicos (Ysnel & Canard 2000) y pueden prestar servicios ecológicos al agricultor previniendo brotes de plagas, debido a su capacidad para mantener las poblaciones de insectos en equilibrio (Young & Edwards 1990, Mushtaq et al. 2003). El conocimiento de la araneofauna asociada a los ecosistemas naturales y agroecosistemas constituye la base de estudios posteriores encaminados a conocer roles ecológicos de las arañas y su potencial beneficio al ser humano. Este estudio tiene como objeto, examinar la composición y diversidad de las comunidades de arañas asociadas a cuatro tipos de coberturas vegetales: bosque primario, sistema silvopastoril y cultivo de caña con manejo agroecológico en la Reserva Natural El Hatico, así como un cultivo de caña de azúcar vecino, con manejo convencional.

3. MARCO TEÓRICO

3.1. Marco conceptual

El concepto biodiversidad, hace referencia a la variedad de organismos propia de una comunidad ecológica y que comúnmente depende de la composición de especies medida en términos de riqueza y distribución de la abundancia (Ludovisi & Taticchi 2006). Esta variedad de los organismos se ve reflejada en sus diferencias genéticas, específicas o taxonómicas, estructurales, ambientales y ecosistémicas (Toledo 1994). Uno de los aspectos más discutidos en cuanto al concepto de diversidad biológica (el cual está integrado y es de suma importancia para la ciencia de la conservación biológica), es cómo realizar la medición de dicha diversidad. Según Toledo (1994), la forma más utilizada para realizar tal medición sigue siendo el cálculo de la riqueza por unidad de superficie, lo cual coincide con las consideraciones de Ludovisi & Taticchi (2006), quienes adicionalmente resaltan la importancia de la distribución de la abundancia. Ludovisi & Taticchi (op. cit.), se refieren a la riqueza de especies como el número de especies presentes en un sitio, hábitat o clado, y la abundancia (relativa) correspondería al número de individuos de cada especie.

Por otro lado, cuando se realizan investigaciones ecológicas de sistemas naturales es difícil limitar espacio-temporalmente una comunidad. Por esta razón, la escala a la que se investiga la diversidad biológica debe estar estrictamente ligada, tanto a la diversidad del hábitat considerado (Ludovisi & Taticchi 2006), como a la escala

espacial del taxón foco. Así, la escala a la que se realiza un inventario de diversidad puede enmarcarse en niveles como: punto de diversidad, que hace referencia a diversidad encontrada en un micro-hábitat o una muestra tomada de un hábitat homogéneo, del cual a la vez se puede medir el total de la diversidad presente (a nivel local). Todo lo anterior se considera como diversidad alfa. La diversidad gamma, representa el total hallado en un grupo de áreas (escala regional) y la diversidad beta corresponde al grado de diferencia entre muestras, localidades o comunidades de distintos hábitats (Ludovisi & Taticchi 2006). En el presente trabajo de investigación, el análisis de los distintos niveles de diversidad mencionados, necesariamente involucra un estudio comparativo entre hábitats distintos: dos agroecosistemas representados por cultivos de caña: cultivo con manejo agroecológico y convencional; un relicto de bosque primario, y un sistema silvopastoril intensivo para la producción de leche con ganado bovino.

En procesos de conservación y manejo de recursos naturales, la protección de áreas con niveles altos de riqueza de especies es un camino eficiente para conservar la biodiversidad y para el mantenimiento de funciones ecológicas importantes (Fleishman et al. 2006). Entonces, la importancia de los estudios de diversidad en comunidades ecológicas mega-diversas (como las arañas), radica en que estos pueden ser enfocados posteriormente en medir el valor de conservación del área en que ocurren dichas comunidades.

3.2. Las arañas, un grupo mega-diverso

Según Coddington et al. (1996), las arañas son consideradas como buenas indicadores de diversidad de comunidades terrestres por ser un grupo faunístico megadiverso y de substancial importancia ecológica. Su importancia en estudios de diversidad radica en que: 1) representan uno de los órdenes de animales con mayor número de especies; 2) son predadores generalistas que tienen un impacto importante en la regulación de poblaciones de herbívoros; 3) son ubicuas y relativamente fáciles de coleccionar; y 4) la identificación y conteo de sus morfoespecies se logra con entrenamiento relativamente rápido (Coddington y colegas op. cit.).

Otras razones que posicionan este grupo animal como indicadores eficientes en estudios de diversidad, tienen que ver con la influencia que ejerce el uso del suelo y la frecuencia de intervención antrópica a la que se ven sometidas sus comunidades. Por ejemplo, la deforestación causa una reducción considerable en la riqueza de especies, lo cual puede explicarse por la dependencia de las arañas a la composición vegetal, a la diversificación del hábitat y al número de nichos potenciales (Rubio et al. 2005).

Actualmente es bien conocida la araneofauna del hemisferio norte (Jocqué & Dippenaar-Schoeman 2007). Por ejemplo, en regiones como Japón, Canadá, el oeste de Europa y Estados Unidos se conoce más del 80% de la araneofauna existente, en contraste con la región neotropical para la cual se conoce probablemente, tan solo un 50% (Raizer et al. 2005).

Por otro lado, se cree que el neotrópico cuenta con un porcentaje grande de especies de arañas desconocidas a nivel mundial (Coddington & Levi 1991).

Según Nentwig (1993), la fauna de arañas más rica reportada es para Norteamérica con más de 3600 especies y puede que este número no incremente considerablemente por ser esta zona ampliamente estudiada hasta ahora. Nentwig (op. cit.) también afirma que la fauna de los trópicos puede ser mucho mayor, pues solamente en Panamá, -quizá el país con mayores reportes araneológicos en el Neotrópico- se conocen 1200 especies. Según Rico y colegas (2005), la información acerca de comunidades de arañas en el neotrópico es aún incipiente y sólo en las dos últimas décadas se han generado estudios para obtener mayor información acerca de estas en bosques neotropicales.

Así como en los bosques neotropicales, la araneofauna de sistemas manejados por el hombre, como agroecosistemas y sistemas pastoriles ubicados en la región neotropical, tampoco ha sido exhaustivamente estudiada. Existen estudios de diversidad de arañas asociadas a ecosistemas antrópicamente modificados, se han realizado en varios agroecosistemas (Costello & Daane 1999), principalmente en viñedos, cultivos de algodón, soja, maíz y arroz. Estos estudios han estado enfocados principalmente a realizar evaluaciones de la utilización de las arañas en programas de control biológico.

3.3. Los gremios de arañas

Uetz et al. (1999) definen el concepto de gremio ecológico como un grupo de especies que utilizan un mismo recurso de una manera similar. La agrupación de organismos en gremios permite describir parte de la estructura de la comunidad a la que pertenecen y son de gran valor a la hora de realizar comparaciones descriptivas entre distintas comunidades (Calaça et al. 2010).

Por tanto, dado que al interior del orden Araneae se presentan diferencias ecológicas relevantes, los autores abordan el estudio de las comunidades mediante la agrupación en gremios tróficos o grupos funcionales (Flórez 1999a). Aunque para designar gremios se usa la manera de forrajear de las arañas, su utilización por parte de los autores aun no presenta un consenso claro, variando de 2 a 11 gremios según el autor (Uetz et al. 1999). En términos generales, un gremio de arañas pueden incluir una o varias familias de arañas, es decir que la forma de forrajeo casi siempre es común para toda la familia (con excepciones en algunos taxa) (Uetz et al. 1999). Esto explica en parte la conveniencia de utilizar el concepto de gremios araneológicos en trabajos de comparación de riqueza y abundancia entre hábitats, entre áreas con distintos grados de impacto, en trabajos de monitoreo de biodiversidad en bosques y en estudios acerca de los efectos de la fragmentación de hábitat en las comunidades de arañas (Calaça et al. 2010).

La designación de gremios de arañas se basa en características ecológicas conocidas para las familias, las cuales están relacionadas con el modo de forrajeo,

tipo de tela, uso de microhábitat y periodo de actividad (diurno o nocturno). Con dichas características se procede a la realización de análisis jerárquicos de agrupamiento, que permitan construir dendogramas con los cuales se designan los gremios basándose en la similitud relativa entre las familias (Uetz et al. 1999).

No obstante, las propuestas de clasificación gremial varían entre autores porque algunas familias pueden estar en uno u otro gremio dependiendo de los parámetros ecológicos tenidos en cuenta para realizar la clasificación de una comunidad (Uetz et al. 1999, Calaça et al. 2010, Cardoso et al. 2011). Entonces, la asignación de una comunidad de arañas a gremios, depende de las condiciones ecológicas del hábitat y de la historia natural de las especies presentes en ella (Calaça et al. 2010, E. Flórez, com. pers.). Uetz et al. (1999) plantean el uso de 11 gremios tróficos para agrupar arañas, mientras que Höfer & Brescovit (2001) proponen 12 para ensamblajes de arañas tropicales. Flórez (1998), en su estudio sobre la estructura de comunidades de arañas en el departamento del Valle (Suroccidente Colombiano) agrupa los individuos en cinco gremios.

Los gremios de arañas establecidos en el presente trabajo, son el resultado de un consenso entre las investigaciones mencionadas.

3.4. Arañas y coberturas vegetales

El entendimiento de las relaciones entre especies de arañas que comparten un área determinada, dependen del conocimiento que se tiene de la forma física del hábitat, o bien de los microclimas en que se encuentran (Duffey 1966). Se deduce entonces que las comunidades de arañas están influenciadas por la estructura vegetal del medio en que se encuentran, lo cual afecta principalmente su composición. Esta influencia puede explicarse porque la vegetación es el soporte para la construcción de tipos determinados de telas y la base para desplegar cualquier método de forrajeo (Ysnel & Canard 2000).

En los bosques se ha demostrado claramente que el tipo de hábitat, el patrón de uso de la tierra y la arquitectura vegetal juegan un papel importante en la composición de las comunidades de arañas. Se puede afirmar que hábitats con vegetación estructuralmente compleja pueden contener mayor diversidad y abundancia de arañas (Avalos et al. 2007). Los trabajos de investigación enfocados en el conocimiento de la estructura de las comunidades de arañas en bosques tropicales, son importantes básicamente por: el valor taxonómico (poco conocimiento de la araneofauna tropical) y el valor ecológico. Este último tiene que ver con la información que aportan las poblaciones o comunidades de arañas (abundancia, índices de diversidad, gremios, entre otros), la cual es ampliamente usada en conservación biológica, manejo de recursos naturales, monitoreo ambiental y planes de uso de suelos (Coddington et al. 1996).

Por otro lado, los estudios enfocados en estructura de comunidades de arañas en agroecosistemas han sido realizados principalmente en países del hemisferio norte. No obstante hay una tendencia creciente a realizar este tipo de investigaciones en países neotropicales. Teniendo en cuenta la importancia de la agricultura para las comunidades humanas, no es extraño encontrar diversidad de estudios enfocados en las interacciones ecológicas de las arañas (poblaciones y comunidades) en estos ecosistemas. Liljesthröm y colegas (2002), afirman que existe un marcado interés en estudios con depredadores generalistas -como las arañas-, ya que pueden funcionar como controladores biológicos naturales, efectivos y robustos. Estas características positivas como controladoras de plagas están dadas por las diversas estrategias de ataque, tamaños y fenología, así como la densidad que alcanzan en los hábitats en los que ocurren sus comunidades. En agroecosistemas la variación en la estructura de las comunidades puede ser mayor que en ecosistemas no intervenidos. Una razón por lo cual esto ocurre es que hay factores adicionales (antrópicos o no), que pueden afectar a la comunidad de arañas. Los gremios presentes, por ejemplo, varían durante las diferentes fases de crecimiento del cultivo (Mushtaq et al. 2003).

Por último, en sistemas silvopastoriles intensivos, que son quizá donde se han realizado menos investigaciones de la araneofauna, existen factores adicionales que pueden afectar la diversidad y la abundancia de arañas. En pasturas de ovejas, Delchev & Kajak (1974), mencionan que la gran cantidad de excrementos hace que varíe la fauna de arañas presentes, pues solo algunos predadores especializados puedan acceder al recurso (artrópodos coprófagos). Adicional a

esto, la fertilidad del hábitat pastoril y el manejo que se le da a la pastura (convencional o silvopastura) también afectan a la comunidad de arañas en este tipo de agroecosistemas porque ambos factores inciden en la disponibilidad de recursos (Delchev & Kajak, op. cit.). Por otro lado, se requiere acumular evidencias e información a partir de investigaciones en estos ecosistemas (como en bosques), sobre diversidad y abundancia de las comunidades araneológicas presentes, para aportar a programas futuros de conservación.

3.5. Antecedentes regionales

En el Valle del Cauca (Colombia), se han realizado pocos trabajos enfocados a conocer la araneofauna asociada a hábitats en distintas regiones. Entre los trabajos publicados más representativos, se encuentran los realizados por Flórez (1997, 1998, 1999a, 1999b, 2000) en el departamento del Valle, suroccidente Colombiano. En 1998, realizó muestreos en ocho tipos de bosques de parques nacionales, reservas o áreas protegidas. También realizó estudios de la araneofauna, en la región Pacífica del departamento del Valle del Cauca (Colombia) (Flórez 2000), en un bosque muy húmedo subtropical del parque nacional Farallones de Cali (Colombia) (Flórez 1999b) y en el bosque seco tropical de la Estación Biológica “El Vínculo” (Flórez 1997).

Según Flórez (1999a), otros estudios realizados en la región Vallecaucana, incluyen los trabajos realizados por Eberhard en 1975, 1977, 1979 y 1980, además de trabajos de grado en universidades locales realizadas por: Castillo

(1981), Bastidas (1992) y Vallejo (1997), que incluyen estudios sobre la estructura de las comunidades de arañas orbiculares en sistemas agroforestales en el Pacífico colombiano (Vallejo 1997).

La investigación más reciente que estudió la diversidad de una comunidad de arañas, fue realizada en la Estación Biológica “El Vínculo” (Buga, Valle del Cauca). En dicho estudio se compararon ambientes heterogéneos y se encontraron 193 morfoespecies de arañas agrupadas en 36 familias (Cabra 2009).

4. OBJETIVOS

4.1. Objetivo General

Evaluar la composición de la comunidad de arañas en cuatro coberturas vegetales diferentes y con distintos grados de intervención antrópica: bosque primario, sistema silvopastoril intensivo, cultivo de caña de azúcar con manejo agroecológico y cultivo de caña de azúcar con manejo convencional, en dos fincas del Valle del Cauca, Colombia.

4.2. Objetivos específicos

- Identificar las familias y gremios de arañas presentes en cuatro coberturas vegetales.
- Comparar la diversidad (riqueza y abundancia) de arañas presentes en cuatro usos de suelo.
- Medir la diversidad beta entre los hábitats de las cuatro coberturas.

5. HIPÓTESIS

H1: La diversidad de la comunidad de arañas en la reserva natural El Hatico, es mayor en el hábitat menos intervenido y disminuye conforme se reduce la complejidad en la arquitectura vegetal.

Predicción: Dado que la complejidad, composición y arquitectura vegetal influyen en la estructura de las comunidades de arañas, entonces, los índices de diversidad de especies y la diversidad de gremios de arañas serán mayores para el bosque primario, seguido del sistema silvopastoril intensivo, el cultivo de caña con manejo agroecológico de El Hatico y por último el cultivo de caña con manejo convencional.

H2: La composición (o ensamblaje) de arañas y sus gremios es diferente entre los cuatro hábitats, pero aquellos con estructura de paisaje similar, presentarán menor recambio de especies.

Predicción: Dado que la composición de arañas y gremios en un hábitat depende de la disponibilidad de recursos y microhábitats presentes (dependientes a su vez de la vegetación), los usos de suelo más parecidos entre sí en estos aspectos, se agruparán como resultado del análisis de aglomeración (similitud Chao-Jaccard). De este modo, un grupo estará conformado por el bosque y el sistema silvopastoril intensivo (con alta cantidad de estratos arbustivos y arbóreos) y el segundo por los cultivos de caña manejo agroecológico y manejo convencional (monocultivos).

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1. Área de estudio

La Reserva Natural el Hatíco está ubicada en el municipio El Cerrito, departamento del Valle del Cauca; a 3° 38' de latitud norte y 76° 19' de longitud oeste y 1000 msnm. La precipitación promedio anual es de 750 mm, distribuida en dos periodos: el primero entre marzo y mayo, y el segundo entre octubre y noviembre. Presenta una temperatura promedio de 24° C, humedad relativa de 75% y evapotranspiración de 1825 mm/año. Esta reserva tiene una extensión de aproximadamente 288 ha y según el sistema de clasificación de zonas de vida de Holdridge, corresponde a la de un bosque seco tropical (bs-T) (Mahecha et al. 2000) (Figura 1).

El Hatíco cuenta básicamente con tres sistemas de producción y estabilización: silvopastoriles, agrícolas y forestales (Ramos 2001, García-Lozada 2002, Molina et al. 2010) (Anexo A). Las muestras se colectaron en las cuatro coberturas, descritas a continuación:

Relicto de bosque (BO): Corresponde al cinco por ciento del área de la reserva (14 Ha). Presenta una vegetación con dominancia de árboles como caracolí (*Anacardium excelsum*), higuerón (*Ficus insípida*), Ceiba (*Ceiba pentandra*), Chiminango (*Pithecellobium saman*), *Nectandra* sp., dinde (*Maclura tinctoria*), entre otros. Presenta algunos parches de guadua, palmeras como *Roystonea*

regia, Heliconias, lianas como *Trichostigma octandra* y aráceas como *Monstera* sp.

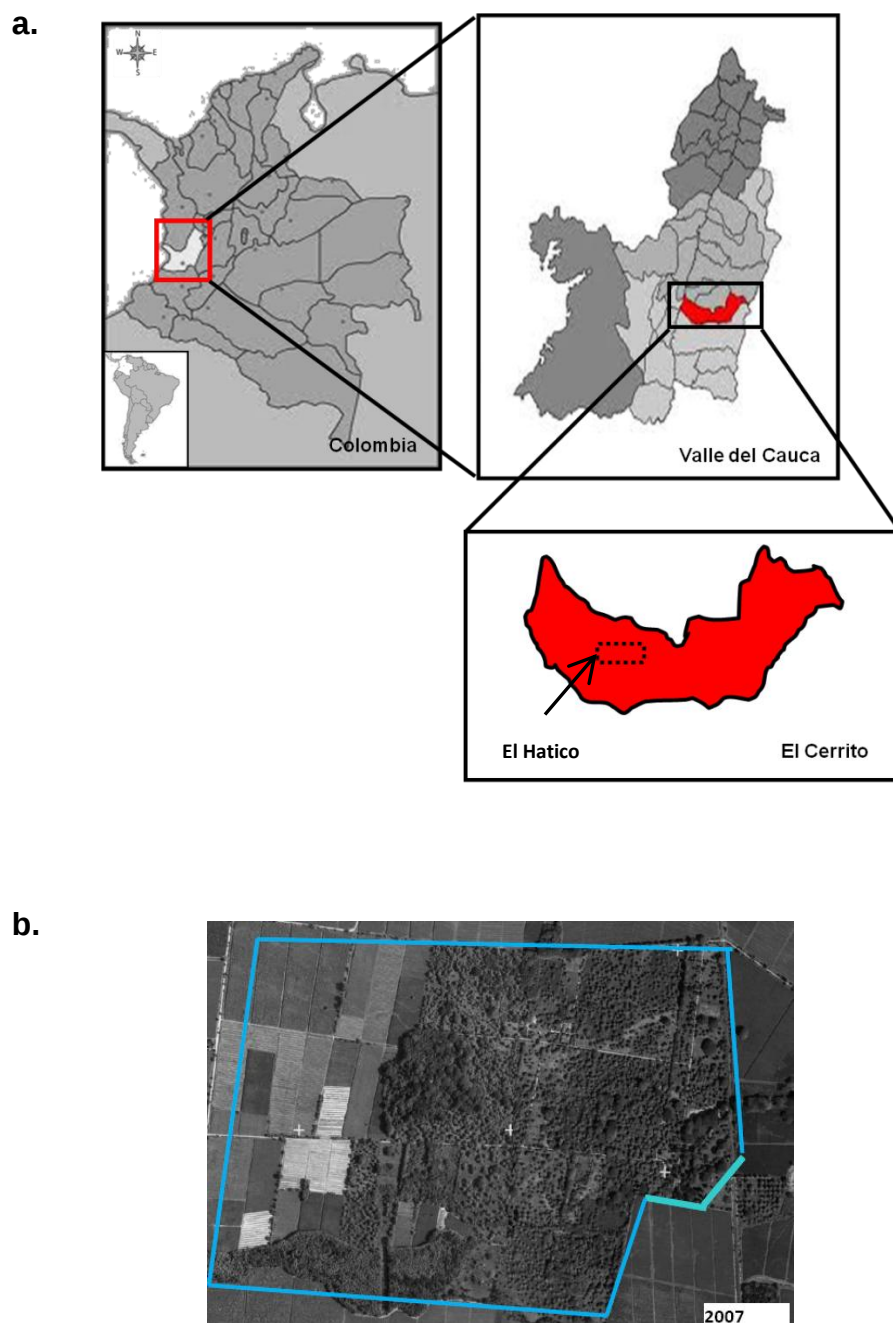


Figura 1. Área de estudio. **a.** Ubicación de la Reserva Natural El Hatico. **b.** Aerofotografía del área de la RN El Hatico (delimitada en color azul) (Tomado de Molina et al. 2010).

Sistema silvopastoril intensivo (SSPi): esta zona ocupa aproximadamente el 35% del área de la reserva y se utiliza para pastoreo bovino rotacional controlado, con periodos de ocupación de dos días y 42 días de descanso. En estos se maneja una carga animal de 4 a 4.5 vacas por hectárea. Los lotes del sistema contienen principalmente cuatro estratos: herbáceo rastrero con pasto estrella (*Cynodon plectostachyus*), asociado a herbáceo cespitoso con pasto guinea (*Panicum máximum*), un segundo estrato arbustivo con Leucaena (*Leucaena leucocephala*), el tercero con árboles de talla mediana dominado por Algarrobos (*Prosopis juliflora*) y Chiminangos (*Pithecellobium dulce*) y un cuarto estrato compuesto por árboles mayores, como samanes (*Pithecellobium saman*) y orejeros (*Enterolobium cyclocarpum*), dejando espacio para la introducción en algunas zonas de la reserva a las palmas y árboles maderables como caobas (*Swietenia macrophylla*).

Caña de azúcar con manejo agroecológico (CA): Cuenta con aproximadamente 92 Hectáreas (32.1% de la extensión de la reserva). Cultivo de caña de azúcar (*Saccharum officinarum*), con manejo 100% agroecológico sin quemas ni agro-químicos. El control de malezas es realizado mediante pastoreo con carneros africanos. Algunos lotes del cultivo están asociados a líneas de árboles y son rodeados por cercas vivas con arboles como *Pithecellobium dulce*, *Guazuma ulmifolia*, *Casuarina* sp., *Gliricidia sepium*, *Swietenia macrophylla* y *Tectona grandis*.

Caña con manejo convencional (CC): No hace parte de la Reserva Natural El Hatico, el sitio de muestreo es propiedad de la Señora Josefina Barona y está

ubicado aproximadamente a 3 km de El Hatico. El manejo convencional incluye quemas durante los periodos de cosecha, uso de fertilizantes químicos, herbicidas, madurantes (glifosato) aplicado 60 días antes de la cosecha. Los muestreos fueron realizados en lotes con condiciones similares a los de la caña con manejo agroecológico (edad y variedad de la caña).

6.2. Métodos de muestreo

Las técnicas de muestreo empleadas y descritas a continuación, se realizaron según Flórez (1997, 1998, 1999a, 1999b).

Agitación de follaje (AF): Durante cada hora se agitaron aproximadamente 25 unidades de vegetación elegidas al azar y se colectaron (con un aspirador bucal o con un pincel) las arañas que cayeron en una bandeja blanca de 0.5 m², colocada previamente debajo del follaje. Se realizaron 12 unidades de muestreo diurnas y 12 nocturnas, por cobertura. Cada unidad correspondió a una hora de muestreo.

Captura manual: Utilizando aspiradores bucales ó recipientes plásticos, se colectaron las arañas detectadas durante el recorrido por senderos, claros e interior del bosque, anotándose siempre que fuera posible, datos de campo relacionados con microhábitat, altura sobre el suelo, presencia o ausencia de tela, descripción de las telas y patrón de coloración. Se emplearon aspiradores bucales para arañas de tamaños menores a 10 mm de largo, mientras que, para especímenes de mayor tamaño se emplearon recipientes plásticos de forma cilíndrica y de boca ancha. La técnica incluyó el uso de un espolvoreador de

harina para detectar telas inconspicuas. La captura manual se separó en captura manual de suelo (CMS) (revisión inferior) y captura manual aérea (CMA) (revisión superior). La primera consistió en la búsqueda de arañas en la vegetación y sustratos por debajo del nivel de las rodillas y la segunda, en la vegetación ubicada por encima del nivel de las rodillas hasta la máxima extensión del brazo del colector. Cada hora correspondió a una unidad de muestreo y se realizaron en total seis unidades diurnas y seis nocturnas por cada cobertura y por tipo de captura manual.

Sacos mini-Winkler (SmW): se depositaron 5000 cm^3 de hojarasca en un cernidor y el material extraído (i. e. la hojarasca cernida) se procesó en sacos mini-Winkler (Agosti et al. 2000) durante dos días. Los artrópodos cayeron por efecto de la gravedad y geotaxis, en un vaso con alcohol etílico al 70%. Cada muestra correspondió a una unidad de muestreo y se procesaron 10 muestras por cada cobertura.

Trampas de caída (TC): usadas para el muestreo de arañas errantes o cursoriales en suelo. Consistió en enterrar a ras de suelo recipientes plásticos de 10 cm de altura por 8 cm de diámetro (en el extremo superior). Cada vaso contenía una solución de alcohol etílico al 70%, agua y jabón, en un volumen aproximado a las $\frac{3}{4}$ partes de la capacidad del recipiente. Cada unidad de muestreo correspondió a un conjunto de cuatro vasos ubicados formando los vértices de un cuadrado de 1 m^2 . Por cobertura se ubicaron ocho unidades separadas cinco metros entre sí, dispuestas a lo largo de un transecto lineal y fueron dejadas en campo durante cinco días.

Los muestreos se llevaron a cabo en cuatro salidas de campo entre los meses de noviembre de 2010 y marzo de 2011; realizándose, con el esfuerzo de un colector, las técnicas por salida en el siguiente orden: trampas de caída (TC), captura manual de suelo (CMS), sacos mini-Winkler (SmW) y captura manual aérea (CMA) y agitación de follaje (AF). En cada hábitat se registraron las coordenadas geográficas y la altitud con un navegador personal e-Trex GARMIN® (Anexo B). El material colectado fue preservado en alcohol etílico al 75%, y llevado al Laboratorio del Grupo de Estudio Ecología de Agroecosistemas y Hábitats Naturales (GEAHNA) de la Universidad del Valle. El número total de unidades de muestreo empleadas por técnica y cobertura se relacionan en la Tabla 1.

Tabla 1. Unidades de muestreo totales empleadas por técnica de captura en cada cobertura.

Técnica	Cobertura								TOTAL
	BO		SSPi		CA		CC		
	Diu	Noc	Diu	Noc	Diu	Noc	Diu	Noc	
TC	8		8		8		8		32
SmW	10		10		10		10		40
CMS	6	6	6	6	6	6	6	6	48
CMA	6	6	6	6	6	6	6	6	48
AF	6	6	6	6	6	6	6	6	48
TOTAL	54		54		54		54		216

BO= relicto de bosque; SSPi= sistema silvopastoril intensivo; CA= caña manejo agroecológico; CC= caña manejo convencional; TC= Trampas de caída; SmW= Sacos mini-Winkler; CMS= Captura manual de suelo; CMA= Captura manual aérea; AF= Agitación de follaje; Diu= Jornada diurna; Noc= Jornada nocturna.

6.3. Cobertura vegetal y estratificación vertical

Para medir el porcentaje de cobertura vegetal y la estratificación vegetal vertical, se realizaron dos salidas de campo. El porcentaje de cobertura se midió con un densitómetro simple en 10 puntos separados cinco metros entre sí (concordantes con los sitios muestreados para arañas). En cada punto se registraron los datos de presencia/ausencia de vegetación vista a través del densitómetro. Se realizaron 17 repeticiones para revisión superior (dosel) y 17 para revisión inferior (suelo) por punto.

Para medir la estratificación vegetal vertical, se utilizó la técnica de línea de intercepto vertical de Mills y colegas (1991) (citado por Armbrrecht 2003). Para ello se utilizó una vara marcada con nueve intervalos principales de 60 cm, cada uno con seis sub-intervalos de 10 cm. Se registraron valores de presencia/ausencia según las unidades vegetales que entraran o no en contacto con la vara (a un radio imaginario de 5 cm). Se realizaron 10 repeticiones en puntos separados cinco metros entre sí, concordantes con los puntos donde se realizaron los muestreos de arañas.

6.4. Determinación taxonómica y gremios de arañas

El proceso de determinación de arañas colectadas se llevó a cabo en el laboratorio del Grupo de Estudio Ecología de Agroecosistemas y Hábitats Naturales (GEAHNA), adscrito a la Universidad del Valle (sede Meléndez) y en el

Laboratorio de Aracnología del Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.

Inicialmente se separaron las arañas de otros artrópodos en los casos en que fue necesario (muestras de trampas de caída y sacos mini-Winkler). Luego se separaron los especímenes adultos de los juveniles (que por su difícil resolución taxonómica no fueron tenidos en cuenta en el presente trabajo). Las arañas adultas fueron agrupadas en morfoespecies (m-spp) de acuerdo con diferencias fenotípicas observadas en campo y/o en laboratorio, como: patrón corporal, presencia de espinas, tubérculos y patrones de coloración y *genitalia* (pedipalpos en machos y epiginios de hembras). Las m-spp fueron determinadas hasta la categoría taxonómica de familia y en algunos casos hasta género y especie, utilizando un estereoscopio Nikon® NI-150. Para la determinación de las familias de arañas, se emplearon las claves de Kaston (1978), Nentwig (1993), Ubick et al. (2005) y Jocqué y Dippenaar (2007). Algunos géneros fueron identificados con las claves de Kaston (op. cit.), Nentwig (op. cit.) y Levi (1968, 1971, 1981, 2002). Se emplearon además, las claves para géneros neotropicales de Araneidae incluyendo Tetragnathidae y la clave para géneros neotropicales de Tetragnathidae (H. W. Levi, ined.)

La asignación de los especímenes a gremios ecológicos de arañas se hizo según la familia a la que pertenecían, teniendo en cuenta los datos de campo. Se agruparon los especímenes en ocho gremios según Uetz et al. (1999), Flórez (1998), Höfer y Brescovit (2001) y E. Flórez (com. pers.)

Los especímenes se conservaron en viales de vidrio y fueron depositados en las colecciones de arácnidos de la Universidad del Valle (MUSENUV) y del Instituto de Ciencias Naturales (ICN) de la Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá.

6.5. Análisis de datos

6.5.1. Evaluación de la diversidad Alfa

Para obtener parámetros completos de la diversidad alfa es recomendable cuantificar el número de especies (riqueza específica) y su representatividad (estructura) (Moreno 2001).

6.5.1.1 Medición de la riqueza específica

Se examinó la riqueza específica para cada hábitat y se calculó el índice de diversidad de Margalef (D_{Mg}), 1985 (citado por Flórez 1998):

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

Donde, S corresponde al número de especies y N es el número total de individuos.

Para valorar la calidad del muestreo, se obtuvieron las curvas de acumulación de especies según los estimadores no paramétricos: Chao 1, ACE (basados en abundancia) y Chao 2, Jackknife de primer orden, Jackknife de segundo orden y ICE (basados en presencia/ausencia). Los cálculos fueron realizados a partir de 100 eventos de aleatorización con el programa EstimateS® 8.2 (Colwell 2009).

6.5.1.2 Medición de la Estructura

Para medir los índices de abundancia proporcional, se calcularon el índice de dominancia de Simpson y el índice de diversidad de Shannon-Wiener. El índice de Simpson muestra la probabilidad que dos individuos sacados al azar de una muestra correspondan a la misma especie (influencia de especies dominantes), mientras que, el índice de Shannon-Wiener mide el grado promedio de incertidumbre al predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección. Además, asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra (Moreno 2001). Según Magurran (2004), los valores de este índice oscilan entre 1.5 y 3.5 (indicando un valor medio de diversidad), considerándose sitios de baja diversidad aquellos con valores menores a 1.5, y sitios con alta diversidad los lugares con valores mayores a 3.5. Los índices de diversidad mencionados fueron computados con el programa PAST® versión 2.15 (Hammer et al. 2001) y fueron calculados como:

$$D = \sum p_i^2 \text{ (índice de Simpson)}$$

Donde, p_i es abundancia proporcional de la especie i , es decir, el número de individuos de la especie i dividido entre el número total de individuos de la muestra.

$$H' = - \sum p_i \ln p_i \text{ (Índice de Shannon-Wiener)}$$

Donde, p_i es la abundancia proporcional de la i -ésima especie de la muestra.

Para confirmar diferencias estadísticas significativas entre los valores calculados para cada hábitat con los índices de Margalef, Simpson y Shannon-Wiener, se realizaron pruebas de *Bootstrapping*. Dichos análisis fueron computados con el programa PAST® versión 2.15 (Hammer et al. 2001).

6.5.2. Evaluación de la diversidad Beta

Se construyeron dendogramas aplicando el índice de similitud de Chao-Jaccard basado en abundancia. Este índice se basa en la probabilidad que dos individuos seleccionados al azar, provenientes de una de dos muestras, pertenezcan a cualquiera de las especies compartidas por las dos muestras. El índice, reduce el sesgo negativo bajo condiciones de submuestreo, de índices clásicos como Jaccard y Sørensen. Además, evalúa la probabilidad que los individuos pertenezcan a especies compartidas *versus* no compartidas, sin importar a qué especie, aumentando así la exactitud (Chao et al. 2005). El índice de Chao-Jaccard fue calculado con el programa EstimateS® 8.2 (Colwell 2009) y se elaboró una matriz con valores comparativos para las coberturas, usada para computar un dendograma usando el programa PAST® versión 2.15 (Hammer et al. 2001).

6.5.3. Análisis para cobertura vegetal y estratos verticales.

Los datos de porcentaje de cobertura vegetal de cada hábitat se analizaron mediante el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (H). Se seleccionó esta prueba no paramétrica dado que no se cumplieron algunos supuestos (homogeneidad de varianza y normalidad). Los resultados que presentaron diferencias estadísticas

significativas entre hábitats, fueron evaluados con una prueba de comparación múltiple, utilizando el programa STATISTICA® 7 (StatSoft).

Se calculó el índice de Shannon-Wiener, para los registros de estratificación vertical en cada hábitat, usando los intervalos mayores como especies y los pequeños como abundancias (Armbrecht 2003). Los análisis mencionados fueron computados con el programa PAST® versión 2.15 (Hammer et al. 2001).

6.5.4. Comparación de composición de gremios

Para evaluar la relación entre las coberturas vegetales respecto a su composición gremial, se calculó el índice de similitud de Chao-Jaccard, mediante el programa EstimateS® 8.2 (Colwell 2009).

7. RESULTADOS

7.1. Diversidad alfa

7.1.1. Composición general de la araneofauna

De las 216 unidades de muestreo totales se colectaron 3635 individuos adultos, agrupados en 30 familias, distribuidos en 156 morfoespecies (Anexo C).

La familias más abundantes fueron Tetragnathidae, Theridiidae y Araneidae con 976, 932 y 625 individuos respectivamente, reuniendo así el 69.68% del total de especímenes colectados en los cuatro hábitats (Tabla 2). Un segundo grupo de familias abundantes estuvo conformado por Uloboridae, Linyphiidae y Salticidae representando el 20.64% del total colectado. Las 24 familias restantes mostraron abundancias menores a 85 individuos y en conjunto aportaron el 9.68% del total de arañas colectadas. Las familias Hersiliidae, Mysmenidae, Liocranidae y Zodariidae fueron representadas por un solo individuo (*Singletons*) (Tabla 2). De la familia Hersiliidae sólo se colectó un individuo juvenil, que fue incluido por ser el único representante para la familia.

Tabla 2. Familias de arañas en orden descendente de acuerdo al número de individuos colectados (abundancia), en la Reserva Natural El Hatico (incluyendo especímenes del cultivo de caña convencional)

Familia	Abundancia	Familia	Abundancia
Tetragnathidae	976	Mimetidae	10
Theridiidae	932	Oonopidae	10
Araneidae	625	Thomisidae	10
Linyphiidae	303	Anyphaenidae	8
Uloboridae	259	Oxyopidae	6
Salticidae	188	Ctenidae	5
Scytodidae	84	Dictynidae	4
Lycosidae	69	Nesticidae	4
Nephilidae	38	Sparassidae	4
Hahniidae	20	Theridiosomatidae	4
Gnaphosidae	19	Deinopidae	3
Selenopidae	19	Hersiliidae	1
Miturgidae	11	Liocranidae	1
Corinnidae	10	Mysmenidae	1
Dipluridae	10	Zodariidae	1
		TOTAL	3635

Las familias con mayor número de morfoespecies (m-spp) fueron Theridiidae con 49 y Araneidae con 16; seguidas por las familias Salticidae, Linyphiidae y Uloboridae con 15, 11 y 10 m-spp respectivamente (Tabla 3). Las 25 familias restantes contaron con menos de nueve morfoespecies y 11 familias estuvieron representadas por una sola.

Según esto, el 17% de las familias halladas (cinco), reunieron el 64.74% de las morfoespecies totales (101) y las otras 25 familias (83%) agruparon el 35.26% de m-spp (55) (Tabla 3).

Respecto a la riqueza específica por hábitat (número de morfoespecies), se obtuvo el mayor valor en el sistema silvopastoril intensivo con 74 m-spp, en

segundo lugar, el bosque con 71 m-spp y por último los cultivos de caña manejo convencional y manejo agroecológico con 54 y 46 morfoespecies respectivamente.

Tabla 3. Familias de arañas en orden descendente, de acuerdo al número de morfoespecies colectadas (riqueza específica) en la Reserva Natural El Hatico (incluyendo morfoespecies del cultivo de caña convencional)

Familia	Riqueza	Familia	Riqueza
Theridiidae	49	Miturgidae	2
Araneidae	16	Nesticidae	2
Salticidae	15	Scytodidae	2
Linyphiidae	11	Theridiosomatidae	2
Uloboridae	10	Deinopidae	1
Lycosidae	8	Dipluridae	1
Thomisidae	5	Hahniidae	1
Anyphaenidae	4	Hersiliidae	1
Oxyopidae	4	Liocranidae	1
Tetragnathidae	4	Mimetidae	1
Sparassidae	3	Mysmenidae	1
Corinnidae	2	Nephilidae	1
Ctenidae	2	Oonopidae	1
Dictynidae	2	Selenopidae	1
Gnaphosidae	2	Zodariidae	1
		TOTAL	156

Por otro lado, la mayor abundancia se concentró en el bosque que contó con 1467 individuos, seguido por el sistema silvopastoril intensivo con 1070 individuos, el cultivo de caña manejo convencional con 682 individuos y por último el cultivo de caña manejo agroecológico con 416 individuos.

En la Figura 2 se comparan los porcentajes de riqueza y abundancia de cada hábitat, calculados respecto al número total de morfoespecies e individuos encontrados en la reserva natural El Hatico.

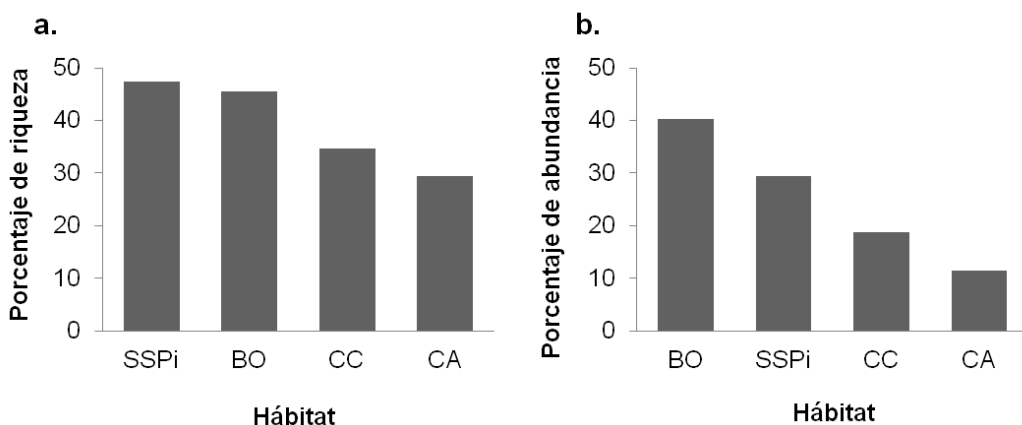


Figura 2. Porcentajes de riqueza y abundancia de arañas por hábitat, respecto al número total de morfoespecies e individuos encontrados en la reserva natural El Hatico. **a.** Porcentaje de riqueza por hábitat. **b.** Porcentaje de abundancia por hábitat. BO= Relicto de bosque; SSPi= Sistema silvopastoril; CA= Caña manejo agroecológico; CC= Caña manejo convencional.

La morfoespecie más abundante en el relicto de bosque fue *Leucauge* sp. 1 (Tetragnathidae) reuniendo el 50.44% de los individuos colectados en dicho hábitat. Luego se ubica Uloboridae sp. 4, representando el 7.16% de individuos colectados en la cobertura. En el sistema silvopastoril intensivo la especie más frecuente fue *Gasteracantha cancriformis* (Linnaeus, 1758) (Araneidae) al reunir el 33.27% de especímenes colectados en el hábitat. La segunda morfoespecie más abundante fue *Leucauge* sp. 1, contribuyendo con el 15.1% de individuos colectados en el sistema. En el cultivo de caña con manejo agroecológico las morfoespecies más abundantes fueron Theridiidae sp. 31 y Linyphiidae sp. 3 las cuales contribuyeron respectivamente con el 24% y el 11.54% de especímenes colectados en dicha cobertura. En el cultivo de caña con manejo convencional Theridiidae sp. 31 y *G. cancriformis* reunieron el 20.97% y el 15.54% de

especímenes colectados respectivamente, ubicándose así como las especies más frecuentes en dicho hábitat.

7.1.2. Índices de diversidad y estructura de la comunidad

El índice de diversidad de Margalef calculado para los distintos hábitats (Tabla 4), posicionó al sistema silvopastoril intensivo como la cobertura más diversa ($D_{mg}=10.47$), seguido por el relicto de bosque ($D_{mg}=9.6$), el cultivo de caña manejo convencional ($D_{mg}=8.12$) y por último el cultivo de caña manejo agroecológico ($D_{mg}=7.46$). Posteriormente, al realizarse un proceso de *bootstrapping* se obtuvo que hubo diferencias estadísticas significativas entre los valores de diversidad (Margalef) calculados para el sistema silvopastoril intensivo respecto a los cultivos de caña manejo agroecológico ($p=0.032$) y manejo convencional ($p=0.023$).

Tabla 4. Índices de diversidad de Margalef, Shannon-Wiener y Simpson, calculados para los cuatro hábitats. BO= relicto de bosque; SSPi= sistema silvopastoril intensivo; CA= caña manejo agroecológico; CC= caña manejo convencional.

	Cobertura			
	BO	SSPi	CA	CC
Índice Margalef (D_{mg})	9.6	10.47	7.46	8.12
Índice de Simpson (D)	0.2681	0.1492	0.1092	0.108
Shannon-Wiener (H')	2.388	2.769	2.715	2.76

Por su parte, los valores calculados del índice de Simpson (Tabla 4) muestran que el hábitat con mayor dominancia fue el bosque, seguido del sistema silvopastoril intensivo, el cultivo de caña con manejo agroecológico y por último el cultivo de

caña con manejo convencional. El proceso de *bootstrapping* realizado con los valores del índice de Simpson indica que hay diferencias estadísticas significativas entre los diferentes hábitats a excepción de los cultivos de caña entre sí, cuyos índices de dominancia fueron muy similares ($p= 0.905$).

El índice de Shannon-Wiener fue mayor a 2.3 en las distintas coberturas, indicando que son sitios con diversidad media (Tabla 4). El mayor valor de este índice lo obtuvo el sistema silvopastoril intensivo ($H' = 2.77$), seguido por el cultivo de caña convencional ($H' = 2.76$), el cultivo de caña agroecológica ($H' = 2.72$) y el relicto de bosque ($H' = 2.39$). El *bootstrapping* para los valores mencionados indicó que la diversidad del bosque presentó diferencias significativas con el sistema silvopastoril intensivo ($p= 0.001$), el cultivo de caña agroecológica ($p= 0.005$) y la caña convencional ($p= 0.001$). En adición, los índices de Shannon-Wiener y Margalef solo coinciden al posicionar al sistema silvopastoril intensivo como el hábitat más diverso. Los resultados de las pruebas de *bootstrapping* para los valores calculados con los índices de Margalef, Simpson y Shannon-Wiener, se muestran en el anexo D.

Los estimadores no paramétricos indicaron que el número de morfoespecies encontradas en la Reserva Natural El Hatico (incluido el muestreo en caña manejo convencional del lote cercano) oscilaría entre 195 y 222 especímenes (Tabla 5). El número estimado de morfoespecies por hábitat fluctuó entre 58 (caña manejo agroecológico) y 110 (sistema silvopastoril intensivo). La cobertura que contó con el mayor porcentaje de singulares y dobles (*singletons* y *doubletons*) fue la caña agroecológica, en cuyo caso estos correspondieron al 63% de las m-spp

encontradas. El relicto de bosque presentó el menor porcentaje de singulares y dobles (41%). Para la totalidad del muestreo el porcentaje de singulares y dobles fue de 43% sobrepasando el rango de aceptación de especies raras (30%) (Sabogal 2011).

Tabla 5. Resultados de estimadores de riqueza calculados con EstimateS® y eficiencia de muestreo en la Reserva Natural El Hatico. BO= relicto de bosque; SSPi= sistema silvopastoril intensivo; CA= caña manejo agroecológico; CC= caña manejo convencional; UM= unidades de muestro.

	BO	SSPi	CA	CC	Total
Riqueza	71	74	46	54	156
Abundancia	1467	1070	416	682	3635
UM	54	54	54	54	216
Singulares	20	22	17	16	43
Dobles	9	13	12	10	24
Únicos	21	25	18	20	46
Duplicados	9	13	13	10	26
ACE	89.88	96.09	62.99	65.77	201.76
ICE	89.96	98.75	59.87	73.54	202.91
Chao1	93.22	92.62	58.04	66.8	194.52
Chao2	95.5	98.04	58.46	74	196.69
Jack1	91.61	98.54	63.67	73.63	201.79
Jack2	103.33	110.33	68.72	83.44	221.72
Eficiencia					
promedio de muestreo (%)	75.77	74.92	74.50	74.57	76.90

Por otro lado, el porcentaje de eficiencia promedio de muestreo calculado (para cada hábitat), fue mayor para el bosque con una eficiencia del 75.8%, seguido del sistema silvopastoril intensivo (74.92%), el cultivo de caña con manejo

convencional (74.57%) y el cultivo de caña con manejo agroecológico (74.5%) (Tabla 5).

Las curvas de acumulación realizadas para cada cobertura no mostraron una tendencia asintótica en los distintos hábitats y las líneas que representan las morfoespecies singulares, dobles, únicas y duplicadas (especies raras) presentaron una pendiente aparentemente estable, indicando que si se incrementa el esfuerzo de muestreo, se encontrarán nuevas morfoespecies en cada una (Figura 3).

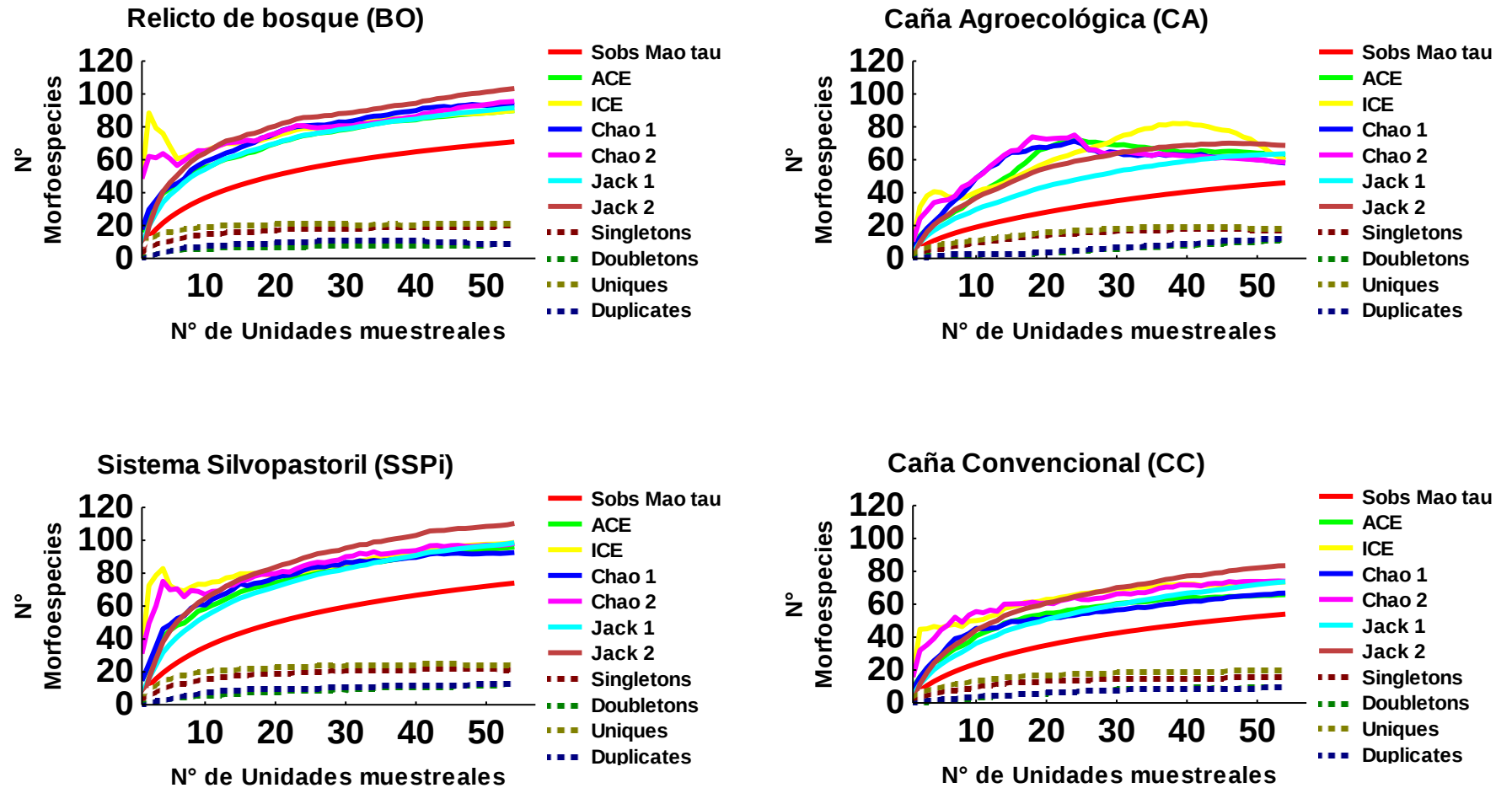


Figura 3. Curvas de acumulación de especies para cada hábitat.

7.2. Diversidad beta

La similitud promedio entre los cuatro hábitats, considerando los valores del índice de Chao-Jaccard (Tabla 6) fue relativamente alta (45.38%), sugiriendo un recambio medio de especies entre las coberturas evaluadas. El valor de similitud más alto se presentó entre los cultivos de caña con manejo agroecológico y manejo convencional cuya composición de especies fue similar por un 70.2%. Un segundo grupo de coberturas con alta similitud lo conforman el relicto de bosque y el sistema silvopastoril intensivo que contaron con poco más de la mitad de especies compartidas (54.4%). En cambio, la similitud más baja se presentó entre el relicto de bosque y el cultivo de caña convencional (7.2%).

De este modo, el análisis de agrupamiento Cluster realizado (Figura 4), mostró dos grupos definidos: el primero constituido por el bosque y el sistema silvopastoril intensivo, ambos con estratos verticales arbóreos y arbustivos definidos y el segundo grupo, formado por los cultivos de caña (agroecológica y convencional).

Tabla 6. Valores del índice de similitud Chao-Jaccard (valores decimales) y número de especies compartidas (valores enteros) entre hábitats. BO= relicto de bosque; SSPi= sistema silvopastoril intensivo; CA= caña agroecológica; CC= caña convencional.

	BO	SSPi	CA	CC
BO	1	0.544	0.455	0.072
SSPi	25	1	0.531	0.419
CA	22	21	1	0.702
CC	17	24	24	1

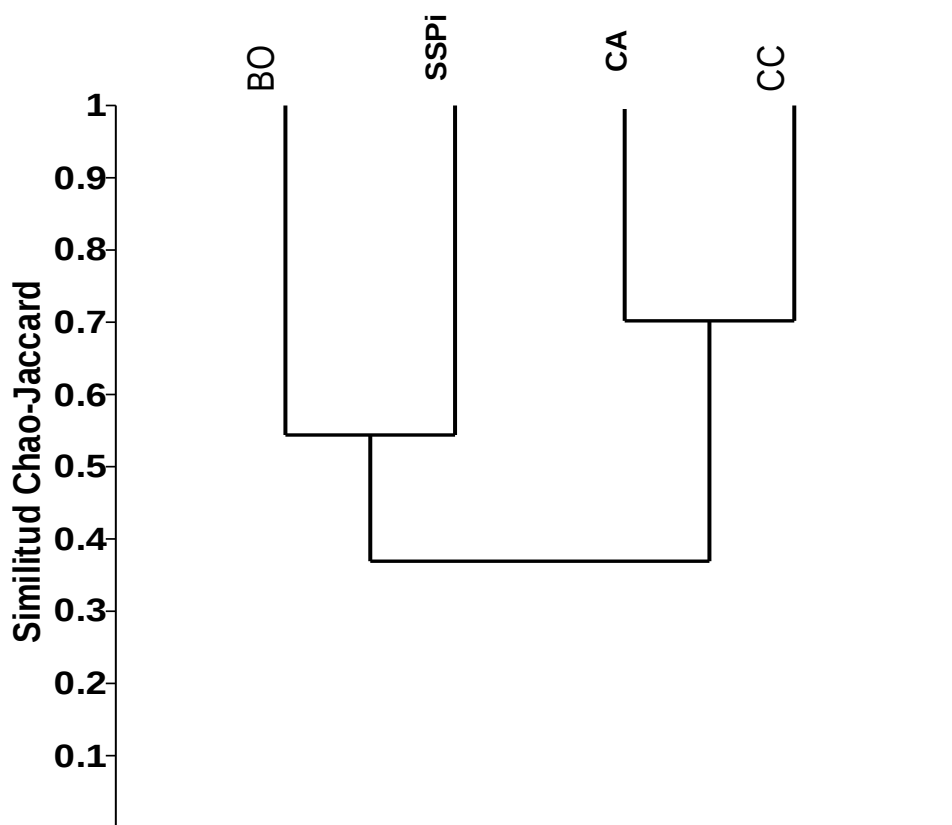


Figura 4. Agrupamiento con índice Chao-Jaccard para los cuatro hábitats (ligamiento simple). BO= relicto de bosque; SSPi= sistema silvopastoril intensivo; CA= caña agroecológica; CC= caña convencional.

7.3. Cobertura vegetal y estratos verticales

7.3.1. Porcentaje de cobertura vegetal

El hábitat con el mayor porcentaje de cobertura de dosel fue el sistema silvopastoril intensivo (82%), seguido del bosque (71%), la caña con manejo convencional (64%) y por último la caña con manejo agroecológico con (41%) (Figura 5). Respecto al porcentaje de cobertura de suelo (epigea), el bosque ocupó el primer lugar (93% de cobertura), ubicándose luego el sistema

silvopastoril intensivo (89%), y por último los cultivos de caña manejo convencional y manejo agroecológico (81% y 60% respectivamente).

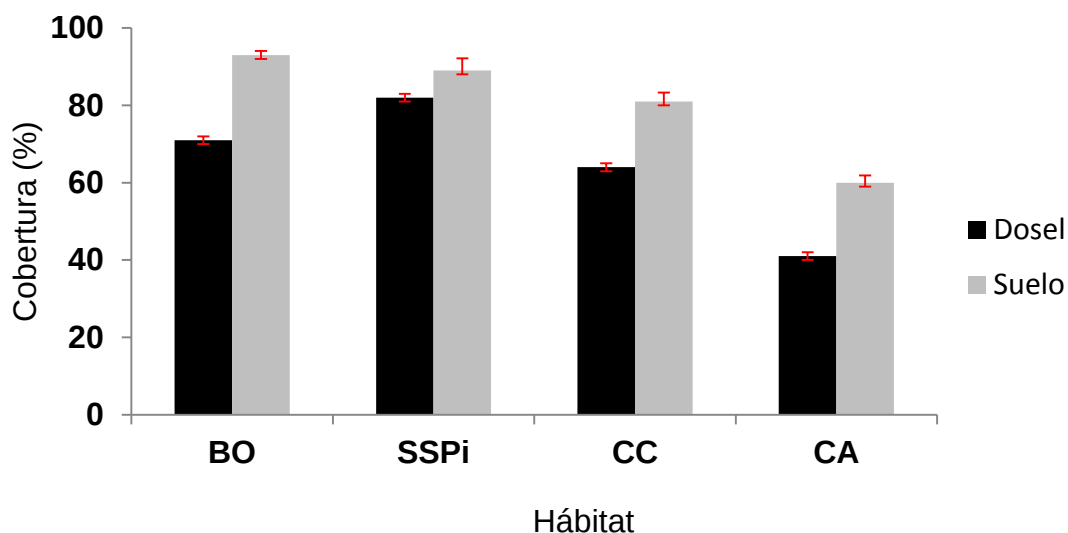


Figura 5. Porcentaje promedio de cobertura vegetal para cada hábitat. BO= relicto de bosque; SSPi= sistema silvopastoril intensivo; CA= caña agroecológica; CC= caña convencional. (las barras verticales en rojo indican la desviación estándar).

El análisis no paramétrico de Kruskal-Wallis para los porcentajes de cobertura en dosel, indicó que existen diferencias significativas entre el sistema silvopastoril intensivo y el cultivo de caña con manejo agroecológico ($p = 0.002$). Esta misma prueba para los valores en suelo, arrojó que el porcentaje de cobertura vegetal de la caña agroecológica, fue significativamente menor que en el relicto de bosque ($p < 0.001$) y en el sistema silvopastoril intensivo ($p = 0.001$).

7.3.2. Diversidad de estratos vegetales verticales

El índice de Shannon-Wiener calculado con los registros de estratificación vertical por hábitat, mostró que el sitio más diverso fue el cultivo de caña manejo

agroecológico ($H' = 1.89$), seguido del cultivo de caña manejo convencional ($H' = 1.77$), el sistema silvopastoril intensivo ($H' = 1.42$) y por último el relicto de bosque ($H' = 1.34$).

La prueba de *bootstrapping* con los valores de diversidad calculados (Tabla 7), reveló que los cultivos de caña no presentaron diferencias significativas entre ellos, pero sí fueron diferentes (significativamente) respecto al bosque y al sistema silvopastoril intensivo. Estos dos últimos, tampoco presentaron diferencias estadísticas significativas entre sí.

Es necesario mencionar que el método empleado, sólo abarcó la diversidad de estratos vegetales verticales presentes hasta 5.4 m y no tuvo en cuenta aquellos estratos superiores, presentes en el bosque y el sistema silvopastoril intensivo. En el anexo E se muestra la representación esquemática de los resultados obtenidos con el método de Mills et al. (1991) (citado por Armbrrecht 2003) para cada hábitat evaluado.

Tabla 7. Resultado de la prueba de *bootstrapping* para los valores de diversidad (Shannon-Wiener) de estratos vegetales verticales en cada hábitat. BO= relicto de bosque; SSPi= sistema silvopastoril intensivo; CA= caña agroecológica; CC= caña convencional.

	SSPi	CA	CC
BO	0.662	0.001	0.002
SSPi		0.001	0.003
CA			0.075

7.4. Composición y diversidad de gremios

Las arañas encontradas en la Reserva Natural El Hatiko fueron agrupadas en ocho gremios (Tabla 8). Los gremios con mayor representatividad fueron: tejedoras orbiculares, que agrupó el 52.32% de los individuos colectados y tejedoras irregulares que congregó el 28.20% de las arañas colectadas. Las arañas tejedoras de embudo fueron las menos abundantes alcanzando una representatividad de 0.28%.

Tabla 8. Distribución de la araneofauna en gremios, en la Reserva Natural El Hatiko (incluidos especímenes del cultivo de caña convencional). %Rep.= porcentaje de representatividad respecto al número de individuos.

Gremio	N° Individuos	%Rep.	Riqueza
Acechadoras	204	5.61	20
Cursoriales en suelo	111	3.05	15
Cursoriales en vegetación	27	0.74	11
Emboscadoras	33	0.91	8
Tejedoras de embudo	10	0.28	1
Tejedoras de sábanas	323	8.89	12
Tejedoras irregulares	1025	28.20	56
Tejedoras orbiculares	1902	52.32	33
TOTAL	3635	100.00	156

Los gremios de tejedoras irregulares y tejedoras orbiculares también presentaron la mayor riqueza de especies (Tabla 8), incluyendo respectivamente el 36% y el 21% de las morfoespecies encontradas. Las tejedoras de embudos solo

estuvieron representadas por una morfoespecie de la familia Dipluridae:

Ischnothele sp. 1, por lo que el gremio ocupó el último lugar en riqueza de especies.

A excepción del sistema silvopastoril intensivo, que fue el único en el que se encontraron arañas tejedoras de embudo, en todos los hábitats evaluados se encontraron los otros siete gremios. En el relicto de bosque los gremios más abundantes y ricos fueron los de arañas tejedoras orbiculares, con 1060 individuos (72% del colectado) y 23 morfoespecies (m-spp) y las tejedoras irregulares con 369 especímenes (25%) y 34 m-spp. Los otros gremios agruparon cada uno menos del 2% de arañas encontradas y contaron con menos de siete morfoespecies. Las tejedoras orbiculares y las tejedoras irregulares también fueron las más abundantes y con mayor riqueza de especies en el sistema silvopastoril intensivo, las primeras con 584 especímenes (55% del total en el hábitat) y 14 m-spp y las segundas con 211 individuos (20%) y 26 m-spp.

En el cultivo de caña con manejo agroecológico el gremio con mayor número de individuos fue el de tejedoras irregulares, con 188 especímenes (45.2%). El número de morfoespecies (14) agrupadas en dicho gremio también fue el más alto. De igual forma, las tejedoras irregulares fueron las más frecuentes y ricas en el cultivo de caña con manejo convencional al estar representadas por 257 individuos (37.7%) y 19 morfoespecies. En el anexo F se resumen los datos de riqueza y abundancia de cada gremio por hábitat y las familias de arañas agrupadas en estos.

Al evaluar la preferencia de hábitat para cada gremio (Figura 6), se obtuvo que la mayoría de acechadoras (51%) y cursoriales en suelo (68%) se encontraron en el cultivo de caña con manejo convencional. Por otro lado, en el sistema silvopastoril intensivo se encontró el mayor porcentaje de arañas cursoriales en vegetación (48%), emboscadoras (70%), arañas tejedoras de telas en sábana (50%) y como se mencionó antes, fue el único hábitat donde se encontró el gremio de tejedoras de embudos. Por último, la mayoría de tejedoras irregulares y orbiculares (36% y 56%, respectivamente), se hallaron en el relicto de bosque.

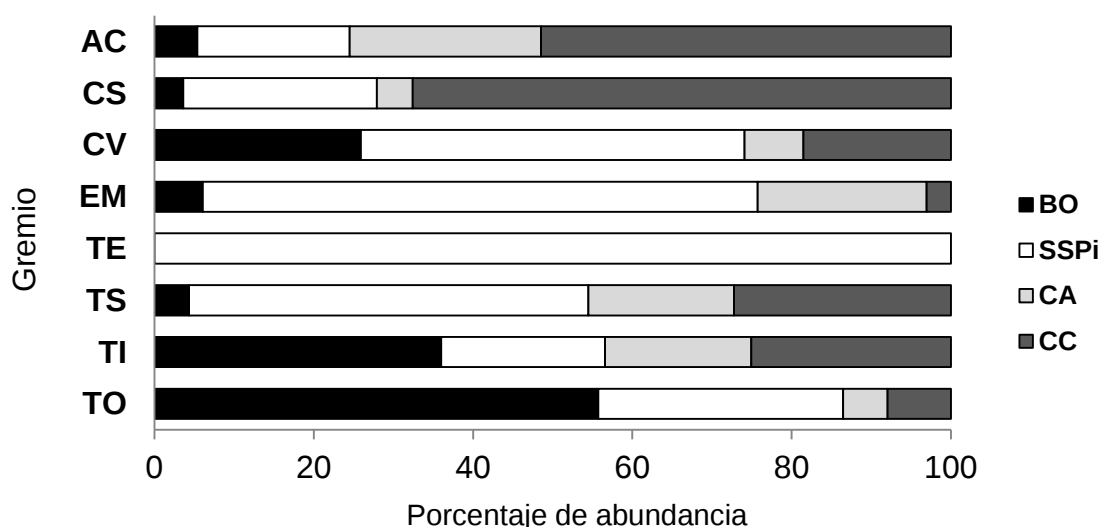


Figura 6. Preferencia de hábitat por los gremios en la Reserva Natural El Hatico. AC= Acechadoras; CS= Cursoriales en suelo; CV= Cursoriales en vegetación; EM= Emboscadoras; TE= Tejedoras de embudo; TS= Tejedoras de telas en sábana; TI= Tejedoras irregulares; TO= Tejedoras orbiculares; BO= relicto de bosque; SSPi= sistema silvopastoril intensivo; CA= caña agroecológica; CC= caña convencional.

La similitud promedio de la composición gremial entre los cuatro hábitats, calculada con los valores del índice Chao-Jaccard (Tabla 9) fue de 98.3%. Según este índice, las coberturas fueron altamente similares y tan solo el sistema

silvopastoril intensivo fue diferente de las demás por el 1% de su composición. Lo anterior es razonable si se tiene en cuenta que uno de los gremios fue exclusivo de este sistema.

Tabla 9. Valores del índice de similitud Chao-Jaccard para la composición gremial entre hábitats. BO= relicto de bosque; SSPi= sistema silvopastoril intensivo; CA= caña agroecológica; CC= caña convencional.

	SSPi	CA	CC
BO	0.99	1	1
SSPi		0.99	0.99
CA			1

7.5. Contribución taxonómica

La determinación taxonómica del material recolectado permitió reportar una nueva especie para la ciencia, del género *Pozonia* (Familia Araneidae) (E. Flórez, com. pers.), la cual figura en el Anexo C como *Pozonia* sp. 1.

Durante el muestreo realizado, sólo se encontró una hembra en el relicto de bosque. El espécimen fue recolectado al realizar captura manual aérea nocturna.

8. DISCUSIÓN

8.1. La composición general de la araneofauna

Aunque las investigaciones enfocadas a evaluar la diversidad en ecosistemas naturales y/o agroecosistemas de Colombia tienen en su mayoría protocolos similares, el número de unidades o intensidad de muestreo empleadas generalmente son diferentes, generando también desigualdad en el número total de individuos colectados.

En referencia a estudios recientes, Cabra (2009) colectó en ambientes heterogéneos de la Reserva Natural El Vínculo (Buga, Valle del Cauca) 1565 adultos con 238 unidades de muestreo, mientras que Sabogal (2011), con 355 muestras alcanzó un total de 5145 individuos adultos en el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya (Risaralda, Colombia). El presente trabajo, que es el primero en estudiar la diversidad de arañas en la Reserva Natural El Hatico (C. Molina, com. pers.), y con menos unidades de muestreo, se ubica, respecto al número de arañas colectadas, entre las dos investigaciones mencionadas. Contrario a lo observado, dado el rango altitudinal en el que se realizaron los estudios mencionados, se esperaría que en las Reservas Naturales El Vínculo y El Hatico se registrara mayor número de individuos respecto al Santuario Otún Quimbaya (a más de 1800 msnm). Esto demuestra que además de factores geográficos y los inherentes a los colectores y sus métodos, los tamaños de muestra (reflejo del número de individuos en una comunidad), están influenciados por aspectos

propios del hábitat (calidad de los mismos), ecológicos y de historia natural de las especies presentes (Coddington et al. 1996).

La composición de la araneofauna recolectada en la Reserva Natural El Hatico coincide con lo reportado en otras investigaciones para la región neotropical (Nentwig 1993, Flórez 1997, 1998, 1999b, 2000, Rico et al. 2005, Cepeda & Flórez 2007, Cabra 2009, Ferreira et al. 2009, Sabogal 2011). En estas investigaciones, familias como Araneidae, Theridiidae y Salticidae también figuran entre las más abundantes y diversas. Además, la familia Tetragnathidae (la más abundante en El Hatico), generalmente reporta altos números de individuos en ecosistemas del suroccidente colombiano (Rico et al. 2005).

Flórez (1998) y Cabra (2009) mencionan que esta tendencia se debe a un reemplazo de las familias más diversas y abundantes de las zonas templadas: Salticidae y Linyphiidae por Araneidae y Theridiidae (en este caso) que son más abundantes y diversas en la región neotropical. Este patrón de reemplazo, es reforzado por la variación en la diversidad de especies debido a factores topográficos propios de cada región (Greenstone 1985). Por ejemplo, Cepeda & Flórez (2007) plantean que el factor que más influye al reducir las poblaciones de araneidos es el aumento de la altitud, que puede en cambio favorecer la densidad de otras familias como Tetragnathidae.

La composición y la predominancia de algunas familias (o grupo de estas), también parecen estar sujetas al tipo o calidad del hábitat en el que se realiza el estudio. Downie y colegas (1998) mencionan que en sitios altamente perturbados

hay gran cantidad de especies de linífidos, lo cual explica que en el presente estudio hayan ocupado el cuarto lugar por su abundancia y diversidad, pues tres de los hábitats evaluados presentan alto grado de intervención.

Las familias Hersiliidae, Liocranidae, Mysmenidae y Zodariidae, además de su baja representatividad, estuvieron restringidas a un solo hábitat. Esto, además de estar relacionado con su rareza, puede explicarse según Scharff et al. (2003) (Citado por Cabra 2009), por patrones de distribución agregada y baja detectabilidad durante los muestreos. Así, Hersiliidae M-sp 1 por su coloración críptica y las otras familias mencionadas por sus tamaños corporales reducidos (<2 mm), fueron poco detectadas en campo.

Aun así, la representatividad de las familias en una investigación parece tener concordancia con el número de especies reportado a nivel mundial para cada una. Esto puede explicar, que familias como Salticidae, Araneidae, Linyphiidae y Theridiidae, entre las más diversas según Platnick (2012), muestren altos números de especies e individuos en los ecosistemas.

8.2. La diversidad a escala local

Este estudio no encontró evidencia que la intensificación agrícola afecte negativamente la diversidad de arañas en la escala local de la Reserva Natural El Hatico y el lote de caña cercano (manejo convencional). La diversidad, según el índice de Margalef, no se vio afectada por el grado de intensificación agrícola o de disturbio al que se someten habitualmente los lotes (usos de suelo) estudiados.

Así, el sistema silvopastoril intensivo (con pastoreo rotativo cada 42 días) se ubicó como el más diverso a diferencia de la caña manejo agroecológico, que es un sistema con menor grado de intervención antrópica, en el sentido del no uso de insumos externos. Sin embargo, el cultivo de caña de azúcar agroecológica si es altamente intervenido en términos de energía, pues en la escala de cada 1-2 años debe ser cortada, cosechada con maquinaria pesada, y el suelo removido y abonado.

Por otro lado, los valores del índice de diversidad de Margalef, que concordaron con los valores de riqueza específica, fueron mayores para las coberturas con estratos arbóreos y arbustivos definidos, indicando que las arañas parecen responder más a la presencia de un dosel y estratos arbustivos.

Dado que el índice de diversidad de Margalef supone una relación entre el número de especies y el total de individuos (Magurran 2004), según los valores obtenidos puede sugerirse que la riqueza específica se relaciona con características físicas del hábitat. Entonces, aquellos ecosistemas con fisionomía compleja de sus comunidades vegetales, presentan mayor riqueza de arañas, dada la variedad de microhábitats disponibles para las distintas especies (Bultman et al. 1982, Agnew & Smith, 1989, Brady & Bosworth 1991, Greenstone 1985).

Por otro lado, los resultados de diversidad calculada para cada hábitat, usando el índice de Shannon-Wiener, fueron distintos a los obtenidos con el índice de Margalef, aunque de nuevo, el sistema silvopastoril intensivo presentó el valor más alto. Esto se explica, porque el índice de Shannon-Wiener a diferencia del de

Margalef, incluye el grado de equitabilidad, es decir, expresa la uniformidad entre los valores de riqueza y abundancia de todas las especies de la muestra (Moreno 2001, Magurran 2004).

Por ende, al contrastar los valores de los índices de Margalef y Simpson (dominancia), se puede entender lo obtenido con el de Shannon-Wiener. El sistema silvopastoril intensivo resulta ser el hábitat más diverso, pues presenta la mayor riqueza y su dominancia no fue la mayor. Por el contrario, el bosque fue el menos diverso dada la marcada dominancia de algunas especies; por ejemplo, los individuos de *Leucauge* sp. 1 correspondieron a más de la mitad del total recolectado en dicho hábitat. Por lo anterior, se recomienda para futuros trabajos, el uso de distintos índices de diversidad que permitan analizar de manera independiente los valores de importancia que afectan la estructura y composición de una comunidad.

Aunque, los valores para los estimadores de riqueza no paramétricos empleados se alejan de lo observado, faltando aproximadamente 10% más de eficiencia para alcanzar el mínimo de 85%, según Villarreal et al. (2006), se considera que este estudio sí logró un muestreo suficientemente exhaustivo para concluir con confianza acerca de las tendencias de diversidad en los usos de suelo comparados y para la escala de tiempo que cubrió. No obstante, se recomienda aumentar el número de unidades de muestreo (esfuerzo), para acercarse a la riqueza “real” de cada hábitat y de la reserva en general.

El porcentaje de especies raras para la reserva El Hatico (10% por encima de lo aceptado, según Sabogal 2011), fue similar al obtenido por otros autores en la región neotropical, especialmente en el suroccidente colombiano (Coddington et al. 1996, Flórez 1997, 1998, 1999a, 1999b, 2000, Cabra 2009). Según Flórez (2000), la razón es, la particular característica de la artropofauna tropical de presentar alto número de especies, la mayoría con bajas densidades poblacionales (raras o singulares).

Para Coddington et al. (1996) y Cabra (2009), la obtención de altos números de especies raras en una muestra, puede atribuirse también a efectos de borde, como la temporalidad del muestreo, ya que algunas especies pueden colectarse “fuera de su temporada” (de apareamiento por ejemplo). Éste probablemente fue, el mayor sesgo del presente trabajo, debido a que se usaron morfoespecies de adultos como unidades taxonómicas. También resulta importante conocer la historia natural de las especies (aquellas difíciles de muestrear con los métodos usados), los efectos espaciales (microhábitats no incluidos en los protocolos) y los sesgos por errores en los procedimientos de los colectores (Coddington et al. op. cit.).

Empero, los resultados de este estudio se consideran sólidos, debido a que todos los muestreos se realizaron en el menor tiempo posible y los distintos hábitats se muestrearon simultáneamente con cada técnica y el mismo número de unidades de muestreo. Por esto, se puede inferir que una especie de araña recolectada en el sistema silvopastoril intensivo, se podría registrar también en el bosque, si estaba allí con proporciones de abundancia similares.

8.3. Cobertura vegetal, estratos verticales y recambio de especies entre hábitats

Los resultados de diversidad beta, además de comprobar la segunda hipótesis de este estudio, sugieren que las coberturas con fisionomía vegetal parecida, fueron similares también respecto a la composición de su araneofauna. Se plantea que, factores ambientales (que pueden ser similares entre hábitats) como la complejidad estructural de la vegetación y el suelo, la disponibilidad de ciertas presas y las variables físicas del paisaje, tienen influencia en la composición y diversidad de las comunidades de arañas (Brady & Bosworth 1991, Downie et al. 1998, Marc & Canard 1997, Yanoviak et al. 2003). Gasnier et al. 1995, mencionan que el tronco de los árboles puede ser de gran importancia como microhábitat de algunas especies, condicionando así su presencia a ciertos ecosistemas. *Nephila clavipes*, por ejemplo, fue una especie que solo compartió los hábitats de bosque y sistema silvopastoril intensivo. Como esta especie de araña construye telas orbiculares de gran tamaño, soportadas por estructuras vegetales fuertes (arbustos y árboles) (obs. per.), probablemente no sería encontrada en hábitats carentes de dichos estratos. En cambio, *Deinopsis* sp. 1, sólo se encontró en los cultivos de caña, posada sobre hojas cercanas al suelo que tenían un color similar al de su cuerpo (obs. per.). Su estrategia de caza, por camuflaje y emboscada (Jocqué & Dippennar-Schoeman 2007), puede explicar en este caso, su restricción a estos cultivos.

Los resultados de porcentaje de cobertura vegetal (dosel y suelo), coincidieron con la riqueza encontrada en cada hábitat, sugiriendo que los sitios más cubiertos

presentan mayor número de especies. Empero, esto no fue confirmado estadísticamente en el presente estudio, dado el reducido número de datos de diversidad por cobertura (sólo cuatro). Por esto se recomienda correlacionar cuantitativamente estos factores, contando con más datos de diversidad y por ende más hábitats, para garantizar la independencia de las muestras.

Aun así, Coyle (1981), afirma que la eliminación del dosel y por consiguiente, de su efecto como amortiguador de la intensidad de luz, temperatura, humedad y viento hacen declinar el número de especies en un hábitat. Según Coyle (op. cit.), la composición de las comunidades de arañas también aumenta cuando hay más cobertura epigea, pues hay mayor disponibilidad de microhábitats y microclimas disponibles.

El análisis de estratos vegetales verticales ubicó a los cultivos de caña como los más diversos. Sin embargo, esta diversidad se restringe a los primeros 5.4 m de altura, que es donde se concentra el follaje del cultivo de caña de azúcar. Realizar la técnica de línea de intercepto vertical entre hábitats muy contrastantes genera un sesgo, pues el bosque tiene una diversidad de estratos verticales del orden de los 30-40 m y el sistema silvopastoril intensivo, del orden de 20 m. Por consiguiente, tanto el bosque como el sistema silvopastoril intensivo fueron subestimados. Por otro lado, los muestreos no se hicieron en dosel sino en sotobosque y suelo, por lo cual se podría sugerir que es más importante la cobertura de dosel (y quizá diversidad vegetal), que la diversidad de estratos verticales en los primeros 5.4 m para determinar la diversidad de arañas en el contexto de este estudio.

8.4. Composición y diversidad de gremios

Los resultados de representatividad de gremios de arañas para la reserva natural El Hatico, coinciden con algunos estudios en la región neotropical, donde se reportan los gremios de tejedoras orbiculares e irregulares como los más diversos y abundantes (Flórez 1998, Cepeda & Flórez 2007, Cabra et al. 2010). Aún así, esto no representa una tendencia generalizada para el neotrópico, si se tienen en cuenta otras contribuciones en el suroccidente colombiano (Flórez 1997, Flórez 1999a, Flórez 1999b). Se confirma entonces que, aún entre regiones geográficas con condiciones similares (clima, altitud, entre otras), la presencia de ciertos grupos varía según aspectos típicos del paisaje y la historia natural de los individuos (Duffey 1978).

La alta representatividad del gremio de tejedoras orbiculares se debió a la dominancia de las familias Araneidae y Tetragnathidae en la reserva. Por el contrario, una familia poco abundante y diversa (Dipluridae), constituyó el gremio menos predominante (tejedoras de embudos). Según esto, la composición gremial coincidió con los otros componentes analizados para la diversidad alfa, por lo cual, se considera que la propuesta de gremios utilizada fue adecuada para el estudio de la estructura de las comunidades de arañas en los hábitats evaluados.

Por otro lado, las tejedoras orbiculares fueron el gremio más abundante en el bosque y el sistema silvopastoril intensivo, mientras que el de tejedoras irregulares lo fue para los cultivos de caña. Esto sugiere, que la composición gremial (así como la de especies), es susceptible a ciertas características que definen el

paisaje o hábitat, especialmente lo referente a la diversidad y estructura vegetal (Flórez 1999a, Ysnel & Canard 2000, Gutiérrez & Jiménez 2004). No obstante, el análisis de diversidad beta usando gremios, no agrupó las coberturas de esta misma manera, probablemente debido a que el índice de similitud utilizado (Chao-Jaccard), involucra varias características para evaluar la composición (abundancias y presencia/ausencia) (Chao et al. 2005). Por esto, se recomienda analizarlos sólo en términos de abundancia.

Sin embargo, es la preferencia de hábitat por parte de los gremios lo que permite entender la importancia de la estructura del follaje para las comunidades araneológicas. Según Marc & Canard (1997), la presencia de ciertos gremios en determinados microhábitats está ligada a la estrategia de caza usada por las arañas.

En la presente investigación se encontró que las arañas acechadoras prefirieron los cultivos de caña. Este gremio estuvo ampliamente representado por la familia Salticidae, que cuenta con varias especies abundantes y adaptadas a agroecosistemas, zonas abiertas y lugares soleados (Marc & Canard 1997, Hogg & Daane 2010). Esto puede explicar su alta representatividad en los hábitats con menor porcentaje de cobertura de dosel.

Por su parte, las arañas cursoriales en suelo (en su mayor parte licósidos), fueron abundantes en el cultivo de caña con manejo convencional, lo que obedece a varios factores. Primero, las comunidades de arañas asociadas al suelo son depredadores más efectivos en agroecosistemas según Nyffeler (1982, citado por

Luczak 1995). En segundo lugar, se ha reportado que el aumento en la profundidad y complejidad de la capa de hojarasca hace decrecer la dominancia de familias cuyos hábitos de caza incluyen desplazamientos constantes a través del suelo (Bultman et al. 1982, Brady & Bosworth 1991, Cabra 2009). Por esta razón, este gremio fue representativo en uno de los hábitats con menos porcentaje de cobertura epigea. Empero, las arañas cursoriales en suelo no fueron abundantes en el cultivo de caña con manejo agroecológico, aún presentando el menor porcentaje de cobertura. Esto se debió posiblemente a características específicas en el manejo del riego. Aunque en ambos cultivos de caña, el riego se realiza por gravedad, en la caña con manejo agroecológico los lotes se encuentran rodeados por canales que permiten un mayor aprovechamiento de aguas lluvias. Así, durante periodos lluviosos estos canales se inundan, vertiendo agua en los surcos de la plantación. Estas inundaciones periódicas hacen que el gremio de arañas cursoriales en suelo abandonen el hábitat (Döbel et al. 1990). Se debe aclarar que los muestreos con trampas de caída se realizaron en el mes de noviembre, justo antes de la terminación de la temporada lluviosa, lo que puede explicar la baja predominancia del gremio en dicho cultivo.

Las arañas cursoriales en vegetación y emboscadoras, se distribuyeron principalmente en el sistema silvopastoril intensivo. Según Marc & Canard (op. cit.), estos gremios son representativos en hábitats donde los estratos arbóreos y arbustivos están bien definidos. Por ejemplo, casi todos los selenópodos se hallaron camuflados en cortezas de árboles de talla mediana como el algarrobo, *Prosopis juliflora* y el chiminango, *Pithecellobium dulce* (obs. pers.). Además,

Coyle (1981) afirma que el súper-gremio de cazadoras (al que pertenecen ambos gremios: cursoriales y emboscadoras), son generalmente abundantes en hábitats donde hay remoción frecuente de vegetación. El autor explica que luego de estas perturbaciones, las arañas cazadoras son las primeras en inmigrar de nuevo al sistema, dominándolo antes que otros grupos. Esto coincide con las apreciaciones de Liljesthröm y colegas (2002), quienes afirman que en agroecosistemas y zonas perturbadas, las arañas constructoras de telas llegan tardíamente a estos hábitats (cuando la estructura vegetal es propicia para soportar sus trampas), por lo cual no son tan representativas en ellos.

En el sistema silvopastoril intensivo también predominaron las tejedoras de sábanas y fue el único hábitat en el que se recolectaron tejedoras de embudos. Las primeras estuvieron representadas principalmente por linífidos, que como se ha mencionado, son comunes en zonas altamente perturbadas. Marc & Canard (op. cit.) y Oxbrough et al. (2005), también explican que la familia Linyphiidae construye sus telas en microhábitats cercanos al suelo por lo que prefieren sitios con estratos herbáceos moderados. Por otro lado, las arañas tejedoras de embudo solo se encontraron en árboles de *P. juliflora* y *P. dulce* (obs. pers.), por lo que se recomienda realizar estudios enfocados en la historia natural de estas arañas, que permitan comprender su restricción espacial en la reserva.

Los gremios de tejedoras orbiculares e irregulares, según Fraser & Frankie (1986), prefieren hábitats con vegetación estructuralmente compleja y doseles exuberantes que aseguren microclimas con temperaturas moderadas, pocas corrientes de viento y alta humedad relativa. Estas condiciones, son importantes

para estos gremios, que generalmente construyen sus telas en estratos superiores (alejados del suelo), siendo más vulnerables a la desecación (Fraser & Frankie op. cit.). Además, la construcción de sus telas requiere de estructuras vegetales fuertes y complejas que las soporten, las cuales son encontradas fácilmente en bosques (Bultman & Uetz 1982, Marc & Canard 1997, Downie et al. 1999). Lo anterior, explica que la mayoría de tejedoras orbiculares e irregulares de este estudio, se hayan encontrado en el relicto de bosque.

El abordaje de la composición gremial puede brindar información acerca del rango de control ejercido por las comunidades araneológicas sobre poblaciones de herbívoros. Por ejemplo, la dominancia de las arañas cursoriales en vegetación y emboscadoras en los sistemas silvopastoriles intensivos, podría deberse también al incremento de plagas, especialmente lepidópteros (C. Molina, com. pers.). Según C. Molina (com. pers.), a partir del año 2010 se han observado gran cantidad de estas arañas en dichos sistemas. Lo anterior coincide con el cese de reportes de daño económico a causa de insectos plaga de *Leucaena leucocephala*, explicándose así el papel de estos gremios, como reguladores de las poblaciones de insectos.

Además, la información obtenida al estudiar las comunidades de arañas a partir de gremios tróficos o grupos funcionales puede ser relevante para desarrollar programas de control de insectos plaga en agroecosistemas. Por ejemplo, si un cultivo es susceptible a plagas que habitan el suelo, se podrían impulsar prácticas agronómicas que estimulen la abundancia de arañas cazadoras de suelo. Por último, el conocimiento de la historia natural de los diferentes gremios, sumado al

de las condiciones agroecológicas de la zona y el tipo de cultivo permitirían prevenir brotes de herbívoros y un manejo más sano de los sistemas productivos.

9. CONCLUSIONES

El porcentaje de cobertura vegetal coincidió con la riqueza específica de los hábitats, encontrándose mayor riqueza en aquellos con mayor porcentaje de cobertura de dosel y suelo.

Los hábitats con fisionomía vegetal similar, presentaron menor recambio de especies. Las coberturas con estratos arbóreos y arbustivos definidos y predominantes: relictos de bosque y sistema silvopastoril intensivo, conformaron un grupo con varias especies de arañas compartidas. Otro grupo estuvo conformado por los cultivos: caña con manejo agroecológico y caña con manejo convencional. Sin embargo, la similitud promedio entre los cuatro hábitats evaluados resultó ser relativamente alta.

La composición gremial de arañas presentó una similitud alta entre los cuatro hábitats evaluados (98.3%). Pero, al analizar la preferencia de hábitat por gremio, se observó que está condicionada por la estructura típica del follaje que caracteriza el paisaje de cada hábitat de la reserva El Hatico.

10. LITERATURA CITADA

AGNEW, C. & J. W. SMITH JR. 1989. Ecology of spiders (Araneae) in a peanut agroecosystem. *Environmental Entomology* 18(1): 30-42

AGOSTI, D., J.D. MAJER, L.E. ALONSO & T.R. SHULTZ (eds.) 2000. *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington D. C. 280p

ALDERWEIRELDT, M. & R. JOCQUÉ. 1994. Biodiversity in Africa and Europe: the case of spiders (Araneae). *Biology Jobs Dodonaea* 61: 57-67

ARMBRECHT, I. 2003. Habitat changes in Colombian coffee farms under increasing management intensification. *Endangered Species UPDATE* 20(4-5): 163-178

AVALOS, G., G. RUBIO, M. BAR & A. GONZÁLEZ. 2007. Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *Revista de Biología Tropical* 55(3): 899-909

BASTIDAS, H. 1992. Aracnofauna en el Valle del Cauca, en algodónero y arroz: reconocimiento, incidencia, consumo y efecto de insecticidas. Trabajo de grado. Palmira-Colombia, Universidad Nacional de Colombia. 249p

BISHOP, L. & S. E. RIECHERT. 1990. Spider colonization of agroecosystems: mode and source. *Environmental Entomology* 19(6): 1738-1745

BULTMAN, T. L. & G. W. UETZ. 1982. Abundance and community structure of forest floor spiders following litter manipulation. *Oecologia* 55: 34-41

BULTMAN, T. L., G. W. UETZ & A. R. BRADY. 1982. A comparison of cursorial spider communities along a successional gradient. *Journal of Arachnology* 10: 23-33

BRADY, A. & W. BOSWORTH. 1991. A comparison of cursorial spider associations in three western Michigan communities. *Michigan Academician* 24: 247-258

CABRA, J. 2009. Estimación de la diversidad alfa, beta y gamma de arañas en un ambiente heterogéneo: Parque Natural Regional El Vinculo (Valle del Cauca, Colombia). Trabajo de pregrado. Cali-Colombia, Universidad del Valle, Facultad de Ciencias Naturales. 94p

CABRA, J., L. MONTEALEGRE & M. I. ARCE. 2010. Evaluación rápida de la riqueza de arañas en un bosque húmedo tropical del departamento del Cauca (Colombia). *Boletín del Museo de Entomología de la Universidad del Valle* 11(1): 1-9

CALAÇA, S., L. S. CARVALHO, A. B. BONALDO & A. D. BRESCOVIT. 2010. Refining the establishment of guilds in neotropical spiders (Arachnida: Araneae). *Journal of Natural History* 44(3-4): 219-239

CARDOSO, P., S. PEKÁR, R. JOCQUÉ & J. A. CODDINGTON. 2011. Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *Plos One* 6(6): 1-10

CASTILLO, J. 1981. El mimetismo de las telarañas artificiales: un estudio comparativo con las telarañas naturales de *Metazygia gregalis* (Araneae: Araneidae). Trabajo de pregrado. Cali-Colombia, Universidad del Valle, Facultad de Ciencias Naturales. 71p

CEPEDA, J. & E. FLÓREZ. 2007. Arañas tejedoras: uso de diferentes microhábitats en un bosque andino de Colombia. *Revista Ibérica de Aracnología* 14: 39-48

CHAO, A., L. R. CHAZDON, R. K. COLWELL & T. J. SHEN. 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecology Letters* 8: 148-159

COLWELL, R. 2009. Estimates statistical estimation of species richness and shared species from samples, version 8.2. <http://purl.oclc.org/estimates>.

CODDINGTON, J.A. & H.W. LEVI. 1991. Systematics and evolution of spiders (Araneae). *Annual Review of Ecology and Systematics*. 22: 565-592.

CODDINGTON, J. A., L. H. YOUNG & F. A. COYLE. 1996. Estimating spider species richness in a southern Appalachian cove hardwood forest. *The Journal of Arachnology* 24: 111-128

COSTELLO, M. J. & K. M. DAANE. 1999. Abundance of spiders and insect predators on grapes in central California. *The Journal of Arachnology* 27: 531-538

COYLE, F. A. 1981. Effects of clearcutting on the spider community of a southern Appalachian forest. *Journal of Arachnology* 9: 285-298

DELICHEV, K. & A. KAJAK. 1974. Analysis of a sheep pasture ecosystem in the pieniny mountains (The Carpathians). *Ekologia Polska* 22(3-4): 693-710

DÖBEL, H. G., R. E. DENNO, & J. A. CODDINGTON. 1990. Spider (Araneae) community structure in an intertidal salt marsh: effects of vegetation structure and tidal flooding. *Environmental Entomology* 19(5): 1356-1370

DOWNIE, I. S., V. J. ABERNETHY, G. N. FOSTER, D. I. McCracken, I. RIBERA & A. WATERHOUSE. 1998. Spider biodiversity on Scottish agricultural land en: Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, 1997. Edinburgh, Scotland. 311-317

DOWNIE, I. S., W. L. WILSON, V. J. ABERNETHY, D. I. McCracken, G. N. FOSTER, I. RIBERA, K. J. MURPHY & A. WATERHOUSE. 1999. The impact of different agricultural land-uses on epigeal spider diversity in Scotland. *Journal of Insect Conservation* 3: 273-286.

DUFFEY, E. 1966. Spider ecology and habitat structure. *Senckbergiana Biologica*. 47(1): 45-49

DUFFEY, E. 1978. Ecological strategies in spiders including some characteristics of species in pioneer and mature habitats. *Symposia of the Zoological Society of London* 42: 109-123

FERREIRA, L., E. FLÓREZ & A. SABOGAL. 2009. Arañas orbitelares de um bosque húmedo subtropical de La Sierra Nevada de Santa Marta (Magdalen, Colombia). *Caldasia* 31(2): 381-391

FLEISHMAN, E., R. F. NOSS & B. R. NOON. 2006. Utility and limitations of species richness metrics for conservation planning. *Ecological Indicators* 6: 543-553

FLÓREZ, E. 1997. Estudio de la comunidad de arañas del bosque seco tropical de la estación biológica "El Vínculo". *Cespedesia* 22(69):37-57.

FLÓREZ, E. 1998. Estructura de comunidades de arañas (Araneae) en el departamento del Valle, suroccidente de Colombia. *Caldasia* 20(2): 173-192

FLÓREZ, E. 1999a. Estructura y composición de una comunidad de arañas (Araneae) en un bosque muy seco tropical de Colombia. *Boletín de Entomología Venezolana* 14(1): 37-51

FLÓREZ, E. 1999b. Estudio de comunidades de arañas (Araneae) del Parque Nacional Farallones de Cali, Colombia. *Cespedesia* 23(73-74): 99-113

FLÓREZ, E. 2000. Comunidades de arañas de la región pacífica del Valle del Cauca, Colombia. *Revista Colombiana de Entomología* 26(3-4): 77-81

FONTANA, G., K. UGLAND, J. GRAY, T. WILLIS & M. ABBIATI. 2008. Influence of rare species on beta diversity estimates in marine benthic assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366: 104–108

FRASER, J. B. & G. W. FRANIE. 1986. Na ecological comparison of spiders from urban and natural habitats in California. *Hilgardia* 54(3): 1-24

GARCÍA-LOZADA, T. 2002. Composición, riqueza y diversidad de mariposas (Lepidoptera: Rophalocera) en los sistemas forestales de la Reserva Natural El Hatico, El Cerrito (Valle del Cauca). Tesis de pregrado. Cali-Colombia, Universidad del Valle, Facultad de Ciencias Naturales. 112p

GASNIER, T. R., H. HÖFER & A. BRESCOVIT. 1995. Factors affecting the activity density of spiders on tree trunks in an Amazonian rainforest. *Ecotropica* 1(2): 69-77

GREENSTONE, M. 1984. Determinants of web spider species diversity: vegetation structural diversity vs. prey availability. *Oecologia* 62: 299-304

GREENSTONE, M. 1985. Web spider resource-partitioning and species diversity along temperate and tropical elevational gradients. *National Geographic Society Research Reports* 20: 275-282

GUTIÉRREZ, J. & M. L. JIMÉNEZ. 2004. Arañas de humedales del sur de Baja California, México. *Anuales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, Serie Zoología* 75(2): 283-302

HAMMER, Ø., D. HARPER & P. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontología Electrónica* 4(1): 1-9. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

HÖFER, H. & A. D. BRESCOVIT. 2001. Species and guild structure of a neotropical spider assemblage (Araneae) from Reserva Ducke, Amazonas, Brazil. *Andrias* 15: 99-119

HOGG, B. N., & K. M. DAANE. 2010. The role of dispersal from natural habitat in determining spider abundance and diversity in California vineyards. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 135(4): 260-267

IZSÁK, J. & L. PAPP. 2000. A link between ecological diversity indices and measures of Biodiversity. *Ecological Modelling* 130: 151–156

JOCQUÉ, R. & A.S. DIPPENAAR-SCHOEMAN. 2007. Spider families of the world. Second edition. Belgium, Royal Museum for Central Africa. 336p

KASTON, B. J. 1978. How to know the spiders. 3rd ed. Dubuque, W. C. Brown Co. 272p

LEVI, H. W. 1968. The spider genera *Gea* and *Argiope* in America (Araneae: Araneidae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology* 136(9): 319-352

LEVI, H. W. 1971. The *Ravilla* group of the orbweaver genus *Eriophora* in North America (Araneae: Araneidae). *Psyche* 77: 280-302

LEVI, H. W. 1981. The american orb-weaver genera *Dolichognatha* and *Tetragnatha* North of Mexico (Araneae, Araneidae, Tetragnathinae). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology* 149: 271-318

LEVI, H. W. 2002. Keys to the genera of araneid orbweavers (Araneae, Araneidae) of the Americas. *The Journal of Arachnology* 30: 527-562

LILJESTHRÖM, G., E. MINERVINO, D. CASTRO & A. GONZALEZ. 2002. La comunidad de arañas del cultivo de soja en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Neotropical Entomology* 31(2): 197-209

LUDOVISI, A. & M. TATICCHI. 2006. Investigating beta diversity by Kullback–Leibler information measures. *Ecological Modelling* 192: 299–313

LUCZAK, J. 1995. Plant dwelling spiders of the ecotone between forest islands and surrounding crop fields in agricultural landscape of the Masurian Lakeland. *Ekologia Polska* 43(1-2): 79-102

MARC, P. & A. CANARD. 1997. Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 62: 229-235

MAGURRAN, A. E. 2004. *Measuring biological diversity*. Malden, Blackwell publishing. 256p

MAHECHA, L., C. V. DURÁN, M. ROSALES, C. H. MOLINA & E. J. MOLINA. 2000. Consumo de pasto estrella africana: *Cynodon plectostachyus* y leucaena: *Leucaena leucocephala* en un sistema silvopastoril. *Pasturas Tropicales* 22(1): 26-30

MOLINA, E. J., C. H. MOLINA, C. GIRALDO, L. K. REYES, H. VILLOTA, J. MONTOYA, Z. CALLE & E. MURGUEITIO. 2010. Biodiversidad funcional como reguladora de insectos plaga en los sistemas silvopastoriles durante la sequía del fenómeno del niño 2009-2010. En: VI CONGRESO LATINOAMERICANO DE AGROFORESTERÍA PARA LA PRODUCCIÓN PECUARIA SOSTENIBLE. Septiembre 28 a octubre 2 de 2010. Panamá. 30p

MORENO, C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Zaragoza, M&T Manuales y Tesis SEA. 84p

MUSHTAQ, S., M. AZHAR BEG & S. AZIZ. 2003. Biodiversity and temporal variations in the abundance of cursorial spiders of a cotton field at Faisalabad. Pakistan Journal of Zoology 35(2): 125-131

NENTWIG, W. 1993. Flora & fauna handbook N° 12: Spiders of Panama. Florida, The Sandhill Crane Press. 274p.

OXBROUGH, A. G., T. GITTINGS, J. O'HALLORAN, P. S. GILLER & G. SMITH. 2005. Structural indicators of spider communities across the forest plantation cycle. Forest Ecology and Management 212(1-3): 171-183

PLATNICK, N. I. 2012. The world spider catalogue, version 13.0. American Museum of Natural History, <http://research.amnh.org/iz/spiders/catalog>. DOI: 10.5531/db.iz.0001.

RAIZER, J., H. JAPYASSÚ, R. INDICATTI & A. BRESCOVIT. 2005. Comunidade de aranhas (Arachnida: Araneae) do pantanal norte (Mato Grosso, Brasil) e sua similaridade com a araneofauna amazônica. Biota Neotropica 5(1a): 125-140

RAMOS, A. F. 2001. Composición, riqueza y diversidad de especies de mariposas (Lepidoptera: Ropalocera) en diferentes agroecosistemas de la Reserva Natural El Hatico, Valle del Cauca. Tesis de pregrado. Cali-Colombia, Universidad del Valle, Facultad de Ciencias Naturales. 108p

RICO, A., J. BELTRÁN, A. ÁLVAREZ & E. FLÓREZ. 2005. Diversidad de arañas (Arachnida: Araneae) en el parque nacional natural isla Gorgona, pacífico colombiano. Biota Neotrópica 5(1): 1-12

RUBIO, G., E. MEZA & G. ÁVALOS. 2005. Aspectos ecológicos de *Aglaoctenus lagotis* (Araneae: Lycosidae), con énfasis en la preferencia de hábitat, Corrientes Argentina. Revista Colombiana de Entomología 31(2): 229-232

SABOGAL, A. 2011. Estudio comparativo de las comunidades de arañas asociadas a bosques conservados y áreas intervenidas en el Santuario de Fauna y Flora Otún Quimbaya (Risaralda, Colombia). Tesis de posgrado. Bogotá-Colombia, Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias. 150p

STATSOFT. 2004. STATISTICA® 7.0. <http://www.statsoft.com.au/v7.htm>

TOLEDO, V. 1994. La diversidad biológica de México, nuestros retos para la investigación en los noventas. Ciencias 34: 43-57.

TOPPING, C. J. 1999. An individual-based model for dispersive spiders in agroecosystems: simulations of the effects of landscape structure. The Journal of Arachnology 27: 378-386

UBICK, D., P. PAQUIN, P. E. CUSHING & V. ROTH. 2005. Spiders of North America: an identification manual. American Arachnological Society. 377p

UETZ, G. W., J. HALAJ & A. B. CADY. 1999. Guild structure of spiders in major crops. The Journal of Arachnology 27: 270-280

URONES, C., M. JERARDINO & J. L. FERNÁNDEZ. 1990. Estudio ecológico de las arañas epigeas (Araneae) en un encinar adhesado de *Quercus ilex* subespecie *ballota* (Desf.) Samp. (Provincia de Salamanca, España). Boletín Asociación Española de Entomología 14: 185-197

VALLEJO, M. I. 1997. Estructura de una comunidad de arañas orbitelares (Araneae) en sistemas agroforestales del bajo Anchicayá, Pacífico colombiano. Trabajo de grado. Cali-Colombia, Universidad del Valle, Facultad de Ciencias Naturales. 68p

VILLARREAL, H., M. ÁLVAREZ, S. CÓRDOBA, F. ESCOBAR, G. FAGUA, F. GAST, H. MENDOZA, M. OSPINA & A. M. UMAÑA. 2006. Manual de Métodos para el Desarrollo de Inventarios de Biodiversidad. 2da ed. Bogotá-Colombia, Programa de Inventarios de Biodiversidad, Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander Von Humboldt. 227 p

YANOVIK, S., G. KRAGH & N. NADKARNI. 2003. Spider assemblages in Costa Rica cloud forest: effects of forest level and forest age. *Studies on Neotropical fauna and environment* 38(2): 145-154

YOUNG, O. P. & G. B. EDWARDS. 1990. Spiders in United States field crops and their potential effect on crop pests. *Journal of Arachnology* 18: 1-27

YSNEL, F. & A. CANARD. 2000. Spider biodiversity in connection with the vegetation structure and the foliage orientation of hedges. *Journal of Arachnology* 28: 107-114

ANEXO A. Fotografías de las cuatro coberturas muestreadas en la Reserva Natural El Hatico (Valle del Cauca, Colombia)

Relicto de Bosque (BO)



Sistema silvopastoril intensivo (SSPi)



ANEXO A. Continuación

Cultivo de caña con manejo agroecológico (CA)



Cultivo de caña manejo convencional (CC)



ANEXO B. Coordenadas geográficas y altitud de los sitios de muestreo en cada hábitat evaluado en la Reserva Natural El Hatico y el lote de caña convencional propiedad de la Señora Josefina Barona. BO= relicto de bosque; SSPi= sistema silvopastoril intensivo; CA= caña agroecológica; CC= caña convencional.

Hábitat	Altitud (msnm)	Coordenadas geográficas	
		Latitud Norte	Longitud Oeste
BO	930	03°38'54"	076°20'23"
SSPi	995	03°38'52"	076°19'16"
CA	990	03°38'37"	076°19'54"
CC	1017	03°39'20"	076°20'24"

ANEXO C. Familias, morfoespecies y sus respectivas abundancias (número de individuos) en cada hábitat de la Reserva Natural El Hatico (incluido el cultivo de caña manejo convencional). BO= relicto de bosque; SSPi= sistema silvopastoril intensivo; CA= caña agroecológica; CC= caña convencional.

Familia Morfoespecie (M-sp)	Hábitat				Total
	BO	SSPi	CA	CC	
Anyphaenidae					
Anyphaenidae M-sp 1	0	2	0	0	2
Anyphaenidae M-sp 2	3	1	0	0	4
Anyphaenidae M-sp 3	0	0	0	1	1
Anyphaenidae M-sp 4	0	1	0	0	1
Araneidae					
<i>Alpaida</i> sp.	0	0	3	0	3
<i>Argiope argentata</i>	1	3	2	5	11
<i>Eriophora</i> sp.1	9	0	0	0	9
<i>Eriophora</i> sp.2	1	0	4	0	5
<i>Gasteracantha cancriformis</i>	4	356	27	106	493
<i>Gea heptagon</i>	0	1	0	0	1
<i>Mangora</i> sp.1	22	0	0	0	22
<i>Pozonia</i> sp.1	1	0	0	0	1
<i>Pronous</i> sp.1	0	2	0	0	2
<i>Witica</i> sp.1	14	0	0	0	14
Araneidae M-sp 1	40	0	0	0	40
Araneidae M-sp 2	0	2	0	1	3
Araneidae M-sp 3	6	1	5	2	14
Araneidae M-sp 4	0	0	0	5	5
Araneidae M-sp 5	0	1	0	0	1
Araneidae M-sp 6	1	0	0	0	1
Corinnidae					
Corinnidae M-sp 1	0	1	0	2	3
Corinnidae M-sp 2	0	7	0	0	7
Ctenidae					
<i>Cupiennus bimaculatus</i>	4	0	0	0	4
<i>Phoneutria boliviensis</i>	0	0	0	1	1
Deinopidae					
Deinopis sp.1	0	0	2	1	3
Dictynidae					
Dictynidae M-sp 1	0	2	0	0	2
Dictynidae M-sp 2	2	0	0	0	2

Dipluridae					
Ischnothele sp.1	0	10	0	0	10
Gnaphosidae					
Gnaphosidae M-sp 1	0	1	3	13	17
Gnaphosidae M-sp 2	0	0	0	2	2
Hahniidae					
Hahniidae M-sp 1	0	0	1	19	20
Hersiliidae					
Hersiliidae M-sp 1	1	0	0	0	1
Linyphiidae					
Linyphiidae M-sp 1	2	64	3	5	74
Linyphiidae M-sp 2	12	0	1	0	13
Linyphiidae M-sp 3	0	1	48	60	109
Linyphiidae M-sp 4	0	0	0	1	1
Linyphiidae M-sp 5	0	0	1	1	2
Linyphiidae M-sp 6	0	93	0	0	93
Linyphiidae M-sp 7	0	1	0	0	1
Linyphiidae M-sp 8	0	1	0	2	3
Linyphiidae M-sp 9	0	2	0	0	2
Linyphiidae M-sp 10	0	0	4	0	4
Linyphiidae M-sp 11	0	0	1	0	1
Liocranidae					
Liocranidae M-sp 1	0	1	0	0	1
Lycosidae					
Lycosidae M-sp 1	0	7	0	0	7
Lycosidae M-sp 2	0	4	0	3	7
Lycosidae M-sp 3	0	2	0	2	4
Lycosidae M-sp 4	0	2	0	0	2
Lycosidae M-sp 5	0	0	0	3	3
Lycosidae M-sp 6	0	1	0	0	1
Lycosidae M-sp 7	0	0	0	44	44
Lycosidae M-sp 8	0	0	0	1	1
Mimetidae					
<i>Mimetes</i> sp.	1	6	2	1	10
Miturgidae					
Miturgidae M-sp 1	0	9	0	1	10
Miturgidae M-sp 2	1	0	0	0	1
Mysmenidae					
Mysmenidae M-sp 1	0	0	0	1	1

Nephilidae					
<i>Nephila clavipes</i>	20	18	0	0	38
Nesticidae					
Nesticidae M-sp 1	0	0	0	3	3
Nesticidae M-sp 2	0	0	1	0	1
Oonopidae					
Oonopidae M-sp 1	3	0	2	5	10
Oxyopidae					
<i>Oxyopes</i> sp.1	0	2	0	0	2
Oxyopidae M-sp 2	0	0	1	0	1
Oxyopidae M-sp 3	1	0	0	0	1
Oxyopidae M-sp 5	0	0	2	0	2
Salticidae					
Salticidae M-sp 1	0	1	0	0	1
Salticidae M-sp 2	0	1	0	0	1
Salticidae M-sp 3	0	4	0	0	4
Salticidae M-sp 4	2	0	0	0	2
Salticidae M-sp 5	1	0	0	0	1
Salticidae M-sp 6	0	6	1	0	7
Salticidae M-sp 7	5	4	0	0	9
Salticidae M-sp 8	0	14	0	0	14
Salticidae M-sp 9	0	0	0	2	2
Salticidae M-sp 10	0	0	40	98	138
Salticidae M-sp 11	0	0	1	0	1
Salticidae M-sp 12	0	1	1	0	2
Salticidae M-sp 13	1	0	1	0	2
Salticidae M-sp 14	0	0	0	2	2
Salticidae M-sp 15	0	0	0	2	2
Scytodidae					
Scytodidae M-sp 1	26	18	3	13	60
Scytodidae M-sp 2	5	19	0	0	24
Selenopidae					
Selenopidae M-sp 1	0	18	1	0	19
Sparassidae					
<i>Nolavia</i> sp.1	0	0	2	0	2
<i>Nolavia</i> sp.2	0	0	0	1	1
Sparassidae M-sp 3	0	1	0	0	1
Tetragnathidae					
<i>Dolichognatha</i> sp.1	14	2	0	0	16
<i>Leucauge</i> sp.1	740	161	2	0	903

<i>Leucauge</i> sp.2	1	7	2	5	15
<i>Leucauge</i> sp.3	0	25	0	17	42
Theridiidae					
Theridiidae M-sp 1	0	0	2	4	6
Theridiidae M-sp 2	2	0	0	0	2
Theridiidae M-sp 3	4	0	0	0	4
Theridiidae M-sp 4	3	0	2	2	7
Theridiidae M-sp 5	85	4	1	0	90
Theridiidae M-sp 6	0	1	0	0	1
Theridiidae M-sp 7	0	24	0	0	24
Theridiidae M-sp 8	0	27	0	0	27
Theridiidae M-sp 9	0	8	0	0	8
Theridiidae M-sp 10	1	0	0	0	1
Theridiidae M-sp 11	6	11	0	3	20
Theridiidae M-sp 12	17	19	0	0	36
Theridiidae M-sp 13	0	3	8	7	18
Theridiidae M-sp 14	0	0	0	1	1
Theridiidae M-sp 15	2	4	1	1	8
Theridiidae M-sp 16	2	3	0	0	5
Theridiidae M-sp 17	8	2	2	3	15
Theridiidae M-sp 18	5	0	0	0	5
Theridiidae M-sp 19	2	1	0	0	3
Theridiidae M-sp 20	35	0	0	0	35
Theridiidae M-sp 21	13	0	0	0	13
Theridiidae M-sp 22	5	0	0	0	5
Theridiidae M-sp 23	45	0	0	0	45
Theridiidae M-sp 24	11	0	0	0	11
Theridiidae M-sp 25	7	3	0	0	10
Theridiidae M-sp 26	0	4	36	41	81
Theridiidae M-sp 27	0	0	0	3	3
Theridiidae M-sp 28	0	0	0	6	6
Theridiidae M-sp 29	8	20	0	3	31
Theridiidae M-sp 30	1	0	0	0	1
Theridiidae M-sp 31	5	15	100	143	263
Theridiidae M-sp 32	1	0	0	0	1
Theridiidae M-sp 33	19	9	0	0	28
Theridiidae M-sp 34	0	2	0	0	2
Theridiidae M-sp 35	1	0	0	0	1
Theridiidae M-sp 36	21	5	29	19	74
Theridiidae M-sp 37	0	0	0	2	2

Theridiidae M-sp 38	2	0	1	0	3
Theridiidae M-sp 39	15	0	1	1	17
Theridiidae M-sp 40	0	4	0	0	4
Theridiidae M-sp 41	1	0	0	0	1
Theridiidae M-sp 42	1	0	0	0	1
Theridiidae M-sp 43	0	0	0	1	1
Theridiidae M-sp 44	0	1	0	0	1
Theridiidae M-sp 45	0	1	0	0	1
Theridiidae M-sp 46	7	0	0	0	7
Theridiidae M-sp 47	0	0	1	0	1
Theridiidae M-sp 48	1	0	0	0	1
Theridiidae M-sp 49	0	1	0	0	1
Theridiosomatidae					
Theridiosomatidae M-sp 1	0	0	2	0	2
Theridiosomatidae M-sp 2	2	0	0	0	2
Thomisidae					
Thomisidae M-sp 1	0	2	0	0	2
Thomisidae M-sp 2	0	0	4	0	4
Thomisidae M-sp 3	0	1	0	0	1
Thomisidae M-sp 4	0	2	0	0	2
Thomisidae M-sp 5	1	0	0	0	1
Uloboridae					
<i>Miagrammopes</i> sp.1	10	0	0	0	10
<i>Uloborus</i> sp.1	3	0	19	6	28
<i>Uloborus</i> sp.2	18	3	39	0	60
Uloboridae M-sp 1	0	3	0	0	3
Uloboridae M-sp 2	6	0	0	0	6
Uloboridae M-sp 3	4	0	0	0	4
Uloboridae M-sp 4	105	0	0	0	105
Uloboridae M-sp 5	37	0	0	0	37
Uloboridae M-sp 6	1	0	0	0	1
Uloboridae M-sp 7	0	0	1	4	5
Zodariidae					
Zodariidae M-sp 1	0	0	0	1	1
TOTAL	1467	1070	416	682	3635

ANEXO D. Resultados de las pruebas de *bootstrapping* entre hábitats, para los valores calculados con los índices de Margalef, Simpson y Shannon-Wiener. BO= relicto de bosque; SSPi= sistema silvopastoril intensivo; CA= caña agroecológica; CC= caña convencional.

***Bootstrapping* para el Índice de Margalef (D_{mg})**

	SSPi	CA	CC
BO	0.333	0.276	0.307
SSPi		0.032	0.023
CA			0.592

***Bootstrapping* para el índice de Simpson (D)**

	SSPi	CA	CC
BO	0.001	0.001	0.001
SSPi		0.002	0.001
CA			0.905

***Bootstrapping* para el índice de Shannon-Wiener (H')**

	SSPi	CA	CC
BO	0.001	0.005	0.001
SSPi		0.668	0.927
CA			0.633

ANEXO E. Representación esquemática de la diversidad de estratos vegetales verticales en cada hábitat, obtenidos con el método de Mills et al. (1991) (citado por Armbrrecht 2003). Cada equis corresponde a la presencia de unidades vegetales. Líneas negras horizontales= 45 metros de distancia. Líneas negras verticales= 5.4 metros de altura.

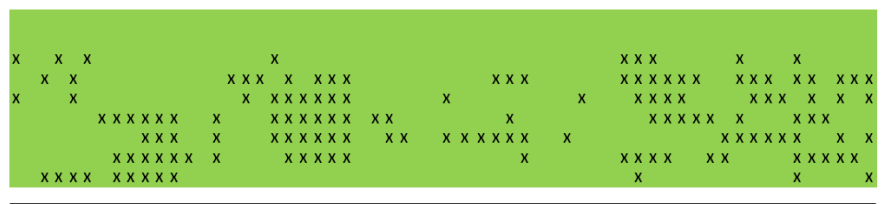
Relicto de bosque



Sistema silvopastoril intensivo



Cultivo de caña con manejo agroecológico



Cultivo de caña con manejo convencional



ANEXO F. Riqueza específica y abundancia (entre paréntesis) de familias de arañas agrupadas por gremios ecológicos, asociadas a cada hábitat en la Reserva Natural El Hatico. BO= relicto de bosque; SSPi= sistema silvopastoril intensivo; CA= caña agroecológica; CC= caña convencional.

Gremio	Hábitat				
	BO	CA	CC	SSPi	Total
Acechadoras					
Mimetidae	1 (1)	1 (2)	1 (1)	1 (6)	1 (10)
Oxyopidae	1 (1)	2 (3)	0 (0)	1 (2)	4 (6)
Salticidae	4 (9)	5 (44)	4 (104)	7 (31)	15 (188)
Subtotal	6 (11)	8 (49)	5 (105)	9 (39)	20 (204)
Cursoriales en suelo					
Gnaphosidae	0 (0)	1 (3)	2 (15)	1 (1)	2 (19)
Liocranidae	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (1)	1 (1)
Lycosidae	0 (0)	0 (0)	5 (53)	5 (16)	8 (69)
Miturgidae	1 (1)	0 (0)	1 (1)	1 (9)	2 (11)
Oonopidae	1 (3)	1 (2)	1 (5)	0 (0)	1 (10)
Zodariidae	0 (0)	0 (0)	1 (1)	0 (0)	1 (1)
Subtotal	2 (4)	2 (5)	10 (75)	8 (27)	15 (111)
Cursoriales en vegetación					
Anyphaenidae	1 (3)	0 (0)	1 (1)	3 (4)	4 (8)
Corinnidae	0 (0)	0 (0)	1 (2)	2 (8)	2 (10)
Ctenidae	1 (4)	0 (0)	1 (1)	0 (0)	2 (5)
Sparassidae	0 (0)	1 (2)	1 (1)	1 (1)	3 (4)
Subtotal	2 (7)	1 (2)	4 (5)	6 (13)	11 (27)
Emboscadoras					
Deinopidae	0 (0)	1 (2)	1 (1)	0 (0)	1 (3)
Hersiliidae	1 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (1)
Selenopidae	0 (0)	1 (1)	0 (0)	1 (18)	1 (19)
Thomisidae	1 (1)	1 (4)	0 (0)	3 (5)	5 (10)
Subtotal	2 (2)	3 (7)	1 (1)	4 (23)	8 (33)

Tejedoras de Embudos					
Dipluridae	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (10)	1 (10)
Subtotal	0 (0)	0 (0)	0 (0)	1 (10)	1 (10)
Tejedoras de Sábanas					
Hahniidae	0 (0)	1 (1)	1 (19)	0 (0)	1 (20)
Linyphiidae	2 (14)	6 (58)	5 (69)	6 (162)	11 (303)
Subtotal	2 (14)	7 (59)	6 (88)	6 (162)	12 (323)
Tejedoras Irregulares					
Dictynidae	1 (2)	0 (0)	0 (0)	1 (2)	2 (4)
Mysmenidae	0 (0)	0 (0)	1 (1)	0 (0)	1 (1)
Nesticidae	0 (0)	1 (1)	1 (3)	0 (0)	2 (4)
Scytodidae	2 (31)	1 (3)	1 (13)	2 (37)	2 (84)
Theridiidae	31 (336)	12 (184)	16 (240)	23 (172)	49 (932)
Subtotal	34 (369)	14 (188)	19 (257)	26 (211)	56 (1025)
Tejedoras Orbiculares					
Araneidae	10 (99)	5 (41)	5 (119)	7 (366)	16 (625)
Nephilidae	1 (20)	0 (0)	0 (0)	1 (18)	1 (38)
Tetragnathidae	3 (755)	2 (4)	2 (22)	4 (195)	4 (976)
Theridiosomatidae	1 (2)	1 (2)	0 (0)	0 (0)	2 (4)
Uloboridae	8 (184)	3 (59)	2 (10)	2 (6)	10 (259)
Subtotal	23 (1060)	11 (106)	9 (151)	14 (585)	33 (1902)
TOTAL	71 (1467)	46 (416)	54 (682)	74 (1070)	156 (3635)