

Contribución de una red de conectividad ecológica para el
servicio ecosistémico de polinización en cultivos agrícolas, caso
de estudio: el café en el Corredor Biológico Volcánica Central
Talamanca, Costa Rica

EUGENIO SOLÍS RODRIGUEZ

Esta tesis ha sido aceptada en su presente forma por la División de Educación y el Programa de Posgrado del CATIE y aprobada por el Comité Consejero del estudiante, como requisito parcial para optar por el grado de

MAGISTER SCIENTIAE EN MANEJO Y CONSERVACIÓN DE BOSQUES TROPICALES Y BIODIVERSIDAD


FIRMANTES:



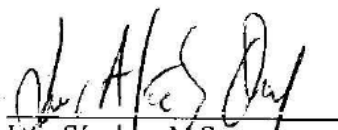
Diego Delgado, M.Sc.
Codirector de tesis




Lindsay Canal, M.Sc.
Codirectora de tesis



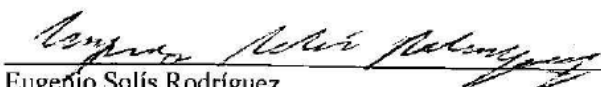
Jacques Avelino, Ph.D.
Miembro Comité Consejero



Luis Sánchez, M.Sc.
Miembro Comité Consejero



I. Miley González, Ph.D. / Francisco Jiménez, Dr. Sc.
Decano / Vicedecano de la Escuela de Posgrado



Eugenio Solís Rodríguez
Candidato

DEDICATORIA

A mis papás, Román y Lucía, por ser personas ejemplares y por todo el sacrificio que han hecho para poder criarnos bien y darnos siempre lo mejor, y por todo el apoyo y cariño que me han dado a lo largo de mi vida.

A mis hermanos, Tuto y Marce, también por todo el apoyo y el cariño que hemos compartido a lo largo de los años.

A Meylin, por su amor incondicional durante todos estos años y siempre apoyarme.

AGRADECIMIENTOS

A Diego Delgado, por su amistad, por el tiempo y apoyo para llevar a cabo una buena investigación y su dedicación a la hora de revisar el trabajo.

A Lindsay Canet, por su amistad y también por el tiempo dedicado a la revisión y apoyo durante la investigación.

A Luis Sánchez y Eduardo Herrera, del CINAT, por la ayuda en la clasificación de abejas y su diligencia a la hora de responder mis consultas.

A Sergio Vilchez, por su amistad y ayuda en la parte estadística y por las mejengas de basket.

A Jacques Avelino, por el tiempo dedicado a la revisión del documento y facilitarme algunos contactos de dueños de cafetales.

A los compas de la maestría de Bosques, en especial, a Junior, Fede, Rebe, Leti, Aura, Mari y Paul.

A todos los demás compas de la generación y la demás gente que conocí en CATIE y que de una u otra forma compartimos en algún momento.

A los dueños de finca que me permitieron realizar el trabajo de campo en sus parcelas.

CONTENIDO

DEDICATORIA	iii
AGRADECIMIENTOS	iv
RESUMEN.....	1
1. INTRODUCCIÓN.....	2
1.1 Antecedentes	2
1.2. Justificación	3
1.3. Importancia	4
1.4. Objetivos	5
1.4.1. Objetivo general	5
1.4.2. Objetivos específicos.....	5
1.4.3. Preguntas de investigación	6
1.4.4. Hipótesis.....	6
2. MARCO CONCEPTUAL	7
2.1. La fragmentación y su impacto en biodiversidad y servicios ecosistémicos	7
2.2. Los corredores biológicos y servicios ecosistémicos: la polinización de cultivos agrícolas....	9
2.3. La conectividad de comunidades de insectos en paisajes tropicales: el papel de los bosques naturales	12
2.4. El cultivo del café: factores ecológicos y de manejo asociados	16
2.4.1. Ecología del cultivo del café	16
2.4.2. Consideraciones sobre el manejo en cultivos de café	20
2.4.3. El café en Turrialba	22
2.4.5 Polinización por abejas en café: nativas vs. melíferas	23
2.4.6. Modelos de distribución de comunidades de agentes polinizadores en paisajes.....	25
3. BIBLIOGRAFÍA.....	29
4. ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN. Comunidades de abejas polinizadoras de café en bosques y cafetales del Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica: efectos de la fragmentación y la conectividad ecológica.....	35

RESUMEN.....	35
1. INTRODUCCIÓN.....	36
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	38
2.1. Área de estudio.....	38
2.2. Selección de sitios de estudio.....	42
2.2. Evaluación de la comunidad de abejas polinizadoras	44
2.3. Caracterización de los hábitats muestreados en fincas.....	46
2.4. Recolección de datos sobre variables de paisaje	50
2.5. Evaluación del servicio ecosistémico de polinización	51
2.6. Identificación de áreas prioritarias para la conservación de comunidades de abejas polinizadoras	53
2.7. Análisis de datos	54
2.7.1. Estructura, diversidad y composición de la comunidad de abejas polinizadoras de café 54	
2.7.2. Relación entre la intensidad de floración, la cobertura de malezas y la cobertura vegetal (sombra, dap) con la abundancia de abejas	55
2.7.3. Servicio ecosistémico de polinización en cafetales.....	57
2.7.4. Patrón y composición del paisaje y su relación con la diversidad y composición de la comunidad de abejas	58
3. RESULTADOS.....	60
3.1. Caracterización de la comunidad de abejas polinizadoras de café con relación a la red de conectividad ecológica del corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca	60
3.1.1. Estructura	60
3.1.2. Riqueza y diversidad	62
3.1.3. Composición.....	66
3.2. Intensidad de floración, cobertura de malezas, cobertura vegetal y la comunidad de abejas	70
3.3. Servicio ecosistémico de polinización en cafetales.....	73
3.4. Patrón y composición del paisaje y su relación con la riqueza, abundancia y composición de la comunidad de abejas polinizadoras.....	75
3.5. Áreas prioritarias para la conservación de comunidades de abejas polinizadoras	84
4. DISCUSIÓN	
4.1. Efecto de la red de conectividad en la diversidad de la comunidad de abejas polinizadoras y el servicio de polinización que brindan en el CBVCT	86
4.2. Efecto de las condiciones ambientales a nivel de finca en la comunidad de abejas polinizadoras y el servicio de polinización que brindan en el CBVCT	88
4.3. Efecto del patrón y composición del paisaje sobre la comunidad de abejas	89

5. CONCLUSIONES.....	91
6. Bibliografía	92
Anexos	98

Índice de Figuras Marco Conceptual

Figura 1. Diagrama de los servicios ecosistémicos y sus interrelaciones. Tomado de MEA 2005.....	8
--	---

Índice de Cuadros Marco Conceptual

Cuadro 1. Fenología del café.....	17
-----------------------------------	----

Índice de Figuras Artículo

Figura 1. Área de estudio mostrando la red de conectividad del CBVCT, los usos de suelo en el corredor y los sitios de muestreo. Elaboración propia. Fuente: Capas de uso de suelo y red de conectividad elaboradas por Brenes (2009).	41
Figura 2. Ubicación de los sitios de estudio.....	
Figura 3. Diseño para el muestreo de abejas en los sitios de estudio.....	46
Figura 4. Método de selección de las plantas de café para la medición de la intensidad de floración.....	47
Figura 5. A) Disposición de las parcelas para medir la cobertura vegetal en los transectos utilizados para muestrear las abejas. B) Ubicación de los cinco puntos de medición (círculos negros) en la parcela y las direcciones en las que se realizaron las mediciones (flechas).....	49
Figura 6. Ejemplo del análisis a nivel de paisaje utilizando los círculos concéntricos.	51
Figura 7. Comparación del número de abejas (prueba T) entre los tratamientos de ubicación en el corredor biológico.....	61
Figura 8. Curvas de rarefacción de especies de abejas basada en individuos capturadas en el CBVCT de acuerdo al tratamiento (las barras verticales representan intervalos de confianza al 95%).....	62
Figura 9. Curvas de rarefacción de especies de abejas capturadas en el CBVCT de acuerdo al tipo de hábitat y el tratamiento (las barras verticales representan intervalos de confianza al 95%).	63
Figura 10. Diversidad estimada de especies en el corredor biológico de acuerdo a los índices de Shannon y Simpson 1/D.	64
Figura 11. Diversidad estimada de especies por tratamiento en el corredor biológico de acuerdo a los índices de Shannon y Simpson 1/D.	65

Figura 12. Abundancias relativas por tipo de hábitat de las especies de abejas capturadas en el CBVCT.	66
Figura 13. Análisis de conglomerados de los tratamientos de acuerdo a la composición de las abejas nativas.	69
Figura 14. Relación entre la intensidad de floración y la abundancia de abejas.	70
Figura 15. Relación entre la cobertura de malezas y la abundancia de abejas.	71
Figura 16. Relación entre la cobertura de copa de árboles (%) y la abundancia de abejas	72
Figura 17. Relación entre el diámetro a la altura del pecho (dap) de los árboles medidos en las parcelas de 20m x 20m y la abundancia de abejas (transformada a logaritmo base 2).	73
Figura 18. Promedio de la producción de frutos en plantas con los tratamientos de autopolinización (embolsado) y polinización abierta (no embolsado)	74
Figura 19. Promedio de la tasa de producción de frutos (transformada a logaritmo natural) en plantas con los tratamientos de autopolinización (embolsado) y polinización abierta (no embolsado)	75
Figura 20. Porcentaje de cobertura de los usos de suelo en cada uno de los círculos concéntricos analizados, de acuerdo a su ubicación en el del corredor dentro (A) y fuera (B).	76
Figura 21. Análisis de Ordenación (RDA) entre las variables de paisaje, las especies de abejas y los sitios de estudio en el corredor biológico.	82
Figura 22. Análisis de Ordenación (RDA) entre las variables de finca, las especies de abejas y los sitios de estudio en el corredor biológico.	83
Figura 23. Mapa de la abundancia de abejas actual en el corredor.	84
Figura 24. Mapa de la abundancia de abejas para el año 2030 en el corredor	85

Índice de Cuadros Artículo

Cuadro 1. Sitios de estudio.	42
Cuadro 2. Especies de abejas recolectadas en el CBVCT de acuerdo a los tratamientos de Ubicación (Fuera, Dentro) y Cobertura boscosa (>25%, <25%)	68
Cuadro 3. Contribución independiente (I) de las variables más importantes de acuerdo al tipo de uso de suelo analizado en los distintos “buffers” según el análisis de partición jerárquica	77
Cuadro 4. Correlaciones entre la riqueza y abundancia de abejas con las variables de tipo de uso de suelo analizados en los distintos “buffers”	78
Cuadro 5. Distancia Euclídea promedio al Vecino más cercano (ENN) de los parches de los usos de suelo que tienen relación con la riqueza y abundancia de abejas.	79
Cuadro 6. Valores de la agregación de los parches de un mismo tipo de uso de suelo (CONTAG) en los buffers que tienen relación con la comunidad de abejas	80
Cuadro 7. Varianza explicada por el análisis de redundancia	81
Cuadro 8. Cambios en la cobertura de los principales usos de suelo en el CBVCT entre el período 2010-2030.	85
Cuadro 9. Capitales de la comunidad cafetalera de Turrialba inferido a partir de las visitas de campo	99
Cuadro 10. Tabla utilizada para generar los mapas de abundancia de polinizadores de acuerdo a las especies capturadas	101

Cuadro 11. Tabla utilizada para generar los mapas de abundancia de polinizadores de acuerdo a los usos de suelo en el CBVCT.....	102
Cuadro 12. Especies encontradas por sitio de estudio.....	102

RESUMEN

La demanda de recursos naturales por parte de la creciente población humana y los posibles impactos generados sobre los ecosistemas pone de manifiesto que es necesario encontrar un equilibrio entre la satisfacción de las necesidades humanas y el bienestar de biodiversidad. Entre las estrategias de conservación que buscan lograr esto, se encuentran los corredores biológicos los cuales pueden servir como sumideros de servicios ecosistémicos en paisajes dominados por el ser humano, ya que combaten la fragmentación y degradación de los hábitats naturales al mantenerlos conectados. Sin embargo, no hay estudios que demuestren que los corredores biológicos sean proveedores de estos servicios. El presente trabajo busca dar nuevos aportes sobre: i) el papel de los corredores biológicos para proveer el servicio ecosistémico de polinización por abejas en cafetales, y ii) cómo la composición del paisaje en un corredor biológico afecta la diversidad de abejas y el servicio de polinización que brindan. El estudio se realizó en el Corredor Biológico Volcánica Central- Talamanca CBVCT ubicado al sureste de la Cordillera Volcánica Central, Costa Rica. En 15 cafetales colindantes con parches de bosque, se establecieron dos transectos de 200m de longitud que se extendieron desde los cafetales hasta los parches; se muestrearon entre 8-11am y 1-5pm. Cada cafetal se visitó 3 veces entre enero y julio. Se identificaron 23 especies de abejas, no se encontró diferencias en la riqueza de abejas en relación con la presencia del corredor, mientras que la diversidad de abejas se encontró que sí es mayor dentro del corredor que fuera de este. También se encontró que los cafetales sí se benefician de la polinización por abejas. Por medio de un análisis de partición jerárquica se identificaron las variables de paisaje que tienen una relación significativa con la riqueza, abundancia y composición de la comunidad de abejas. Esta investigación demuestra el potencial que tienen los corredores biológicos como sumideros de servicios ecosistémicos en paisajes dominados por el ser humano.

Palabras clave: servicios ecosistémicos, polinización, abejas, corredor biológico

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

La dependencia de la humanidad hacia los ecosistemas naturales y agrícolas es innegable. Las complejas interacciones que ocurren dentro de estos sistemas entre comunidades de organismos (microorganismos, plantas y animales, incluidos nosotros) y los factores abióticos, generan una gran variedad de beneficios, muchos de los cuales son aprovechados por el ser humano (MEA 2005). Por ejemplo, los ecosistemas agrícolas son activamente manejados por las personas para obtener, entre otras cosas, alimentos, fibra y combustible (Zhang *et al.* 2007). En particular, la producción de alimentos depende en gran parte del servicio ecosistémico de polinización: el 70% de los principales cultivos alrededor del mundo dependen del servicio ecosistémico de polinización, ya sea para incrementar el tamaño, la calidad o la estabilidad de sus cosechas (Klein *et al.* 2007; Ricketts *et al.* 2008).

El problema que actualmente enfrentan los ecosistemas es que la demanda por estos servicios se ha incrementado considerablemente, y se proyecta que seguirá en aumento, ya que de acuerdo a la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (MEA 2005), se estima un incremento de 3 billones de personas más para el año 2050, lo que implicaría una demanda sin precedentes en cuanto a recursos naturales. Esta demanda a su vez se prevé conllevaría una degradación en los ecosistemas y la calidad de los servicios que brindan.

Entre las causas de la degradación de los ecosistemas se encuentra la fragmentación y la pérdida de hábitat natural (Bennett 2004; Noss 2004). Estos factores causan el deterioro de la biodiversidad, un componente esencial para la provisión de los servicios ecosistémicos (MEA 2005). En respuesta a esta situación y partiendo de varios estudios hechos sobre fragmentación de hábitats, las estrategias de conservación plantean el establecimiento de “corredores biológicos”, para enlazar hábitats naturales aislados en paisajes con influencia humana (Bennett 2004). El razonamiento detrás de este concepto consiste en que los fragmentos que estén enlazados de alguna manera tienen mayor valor para la conservación de la biodiversidad, ya que pueden funcionar como hábitats para especies, como almacenes de nutrientes, energía y alimento y como reguladores del recurso hídrico, o como sitios de paso para favorecer el movimiento de organismos en una matriz con distintos usos del suelo, reduciendo así los efectos negativos del aislamiento y mitigando la pérdida de hábitat

natural (Macarthur y Wilson 1963; Fahrig 2003; Ochoa-Gaona 2008). Este “enlace de hábitats” o conectividad permite el flujo de genes entre poblaciones aisladas, y por lo tanto, reduce la probabilidad de extinción de las mismas, favorece las migraciones estacionales, permite la recolonización de parches de hábitats vacíos, y el movimiento de organismos desde áreas que se están degradando o que están amenazadas (i.e. por el cambio climático o el crecimiento poblacional humano) a otras con mejores condiciones (Haddad *et ál.* 2003; Bennett 2004; Noss 2004; Bennett 2006.; Cranmer *et ál.* 2012).

Los corredores biológicos han tenido una significativa aceptación como herramienta para el manejo y gestión de la biodiversidad, principalmente porque se pueden aplicar a diversas escalas, es decir tanto a nivel local (fincas, comunidades) como a nivel de territorio o región (paisaje, países) (Rosenberg *et ál.* 1997). Además, son una solución tangible a un problema visible. La alteración que ocasiona la fragmentación en un paisaje es evidente a simple vista, por lo tanto, mantener interconectados parches de vegetación se puede considerar como la forma más lógica de solucionar este problema (Bennett 2004).

1.2. Justificación

La expansión de la agricultura se considera una de las principales causas en la simplificación de los ecosistemas y la degradación de los servicios que proveen. Para el año 2050, mil millones de hectáreas serán convertidas a usos agrícolas para satisfacer la demanda mundial de alimentos (Tilman et al. 2001). A partir de este pronóstico, se deben tomar acciones para mitigar estos impactos, tratando de encontrar un balance entre las necesidades humanas y el bienestar de los ecosistemas (MEA 2005).

Una de estas acciones puede ser el uso de corredores biológicos en paisajes agrícolas. Lo anterior, porque en teoría, los corredores permiten mantener niveles adecuados de biodiversidad, mucha de la cual se encuentra en hábitats naturales (Samways *et ál.* 2010). Una gran parte de los cultivos dependen del servicio de polinización, en el cual participan variedad de polinizadores, como insectos, aves y murciélagos, entre otros (Klein *et ál.* 2007; Ricketts *et ál.* 2008). Sin embargo, la calidad del servicio que brindan depende de la cercanía de los cultivos a zonas con hábitat natural, esto es especialmente cierto para comunidades de abejas, las cuales se encuentran entre los polinizadores más efectivos y eficientes (Roubik 2002b; Roubik 2002a; Ricketts 2004; Ricketts *et ál.* 2004; Winfree *et ál.*

2007; Brosi *et ál.* 2008; Ricketts *et ál.* 2008; Veddeler *et ál.* 2008; Vergara y Badano 2009; Garibaldi *et ál.* 2011).

Es por este motivo, que se podría esperar que los corredores biológicos funcionen como “reservorios de polinización”, esto es, parcelas o áreas de hábitat de polinizadores integradas en sistemas productivos agrícolas, con el fin de suministrar el servicio de polinización en cultivos (Brosi *et ál.* 2008).

1.3. Importancia

Uno de los cultivos que se benefician del servicio de polinización es el café. El café se encuentra entre los productos que más se comercian en el mercado mundial (Saito 2004, Icafé 2013), y en Latinoamérica ha tenido un impacto significativo en la economía de varios países desde mediados del siglo XVIII (Perfecto *et ál.* 1996). En Costa Rica, durante la época colonial, el cultivo del café dinamizó todos los sectores de la economía nacional repercutiendo en el nivel de vida de la población, ya que el país era una de las colonias más pobres (Alvarado y Rojas 1998). Incluso, hasta finales del siglo pasado, desempeñaba un papel importante en el aspecto social y económico por su contribución en la generación de divisas de muchas familias campesinas (Samper 1999).

Actualmente, existen ocho regiones cafetaleras en Costa Rica y el cantón de Turrialba es una de ellas (Icafé 2012). El sistema de producción de café en Turrialba es probablemente uno de los menos intensivos en todo el país y la calidad del mismo en general es baja, en comparación con otras zonas de producción ubicadas a mayor altitud (Avelino *et ál.* 2012). La zona de Turrialba se ubica dentro del Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca (CVBCT), el cual se estableció para conectar distintas áreas silvestres protegidas en esa área geográfica y a la vez incentivar el manejo y conservación de los recursos naturales presentes en la zona (Canet 2003; Murrieta *et ál.* 2007).

El CBVCT tiene una extensión aproximada de 140,000 hectáreas, de las cuales un 52% es bosque y 8.5% corresponde a café, mientras que la caña de azúcar y otros cultivos anuales y perennes abarcan en conjunto 5.5% (Canet 2008). Aunque el café no abarca un área significativa del corredor, en el agropaisaje del cantón de Turrialba los cafetales adquieren importancia debido a su posible papel en la conectividad ecológica en comparación con otros usos de suelo, por ejemplo, caña o asentamientos humanos, ya que

la mayoría de estos se encuentran en sistemas agroforestales, lo cual les puede dar una funcionalidad importante en estrategias de conservación. El contexto proporcionado por el agropaisaje cafetalero del cantón de Turrialba, ofrece una excelente oportunidad para estudiar y validar si la función de conectividad de la red ecológica ya establecida dentro del Corredor, contribuye con la provisión de servicios ecosistémicos claves para la producción agrícola, como es el servicio de polinización.

En el presente trabajo se pretende establecer el papel de la red ecológica de conectividad del Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca sobre el mantenimiento de las comunidades de abejas polinizadoras del café y la provisión del servicio ecosistémico en la polinización de cafetales. Además, se plantea determinar si este servicio tiene relación con variables a nivel de finca, y el contexto de paisaje donde se ubican las fincas cafetaleras. Todo esto con el propósito de identificar áreas prioritarias para asegurar el mantenimiento y provisión del servicio de polinización.

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo general

Determinar el aporte de la conectividad en el Corredor Biológico Volcánica Central – Talamanca sobre el mantenimiento de comunidades de abejas polinizadoras en café y el servicio ecosistémico de polinización que brindan.

1.4.2. Objetivos específicos

- Evaluar el efecto de la red de conectividad estructural establecida por Brenes (2009) sobre la estructura, diversidad y composición de comunidades de abejas polinizadoras de café y el servicio de polinización que brindan.
- Establecer las relaciones que existen entre variables de paisaje y de condición de hábitat a nivel de finca, con la abundancia, diversidad y composición de abejas polinizadoras de café y el servicio de polinización que proveen
- Identificar áreas prioritarias para la provisión del servicio de polinización de café en el Corredor Biológico Volcánica Central – Talamanca.

1.4.3. Preguntas de investigación

- ¿De qué forma la presencia de una red ecológica de conectividad afecta las comunidades de abejas polinizadoras de café en términos de su abundancia, diversidad y composición?
- ¿Cuáles variables de paisaje y calidad de hábitat a nivel de finca inciden sobre la abundancia, diversidad y composición de abejas polinizadoras de café y su servicio de polinización?
- ¿En qué áreas se ubican las principales fuentes de polinizadores en la red ecológica de conectividad y cuáles son sus características?

1.4.4. Hipótesis

- La estructura, diversidad y composición de abejas polinizadoras de café es mayor en cafetales y bosques ubicados dentro de la red ecológica de conectividad en comparación con aquellos fuera de la red, dado que el contexto paisajístico dentro de la red de conectividad permite que los requerimientos ecológicos de las abejas sean cumplidos.
- El servicio ecosistémico de polinización brindado por las abejas en cafetales ubicados dentro de la red ecológica de conectividad, resulta en una mayor producción de frutos, en comparación con aquellos ubicados fuera de la red.
- La estructura, diversidad y composición de abejas polinizadoras de café y el servicio ecosistémico de polinización que brindan, es mayor en cafetales y bosques ubicados en paisajes no fragmentados que en paisajes fragmentados.
- Dentro del Corredor Biológico Volcánica Central – Talamanca es posible identificar áreas relevantes como fuentes de polinizadores.

2. MARCO CONCEPTUAL

2.1. La fragmentación y su impacto en biodiversidad y servicios ecosistémicos

La fragmentación se puede definir como un proceso en el que se divide, altera o transforma una extensión de hábitat natural en parcelas o porciones de menor tamaño aisladas entre sí (Turner et al. 2001, Fahrig 2003). Según (Bennett 2004), la fragmentación es un proceso dinámico que al alterar el patrón de los hábitats en el paisaje causa cambios en los procesos ecológicos con efectos en la flora y fauna silvestres.

Utilizando la teoría de biogeografía de islas, como punto de partida, se puede intuir que en un paisaje fragmentado, el tamaño de los remanentes de hábitat (parches) influye en la composición y diversidad de las comunidades de flora y fauna. El tamaño del parche determina la proporción de área de borde y del hábitat que se encuentra al interior de este; con la fragmentación se aumenta el área de borde y consecuentemente los efectos de borde. Estos efectos son impactos ecológicos que se producen por una variación en las condiciones de luz, temperatura y humedad (Laurance 2008). Los efectos de borde no tienen los mismos impactos sobre todas las especies presentes en un fragmento; en ocasiones puede beneficiar a ciertos grupos de especies mientras que a otros los puede perjudicar. Incluso, estos impactos pueden variar dependiendo del grado de incidencia del efecto de borde en un fragmento, el cual a su vez varía entre fragmentos (Fahrig 2003; Laurance 2008). Por ejemplo, Kruess y Tschardt (2000) en su estudio de la riqueza de herbívoros de *Vicia sepium*, encontraron que la riqueza de estos aumenta con el área del parche de hábitat que contiene esta planta, mientras que disminuye conforme el aislamiento del parche incrementa. Además, encontraron que los parasitoides de los herbívoros de esta planta son más susceptibles a la fragmentación y aislamiento de hábitat que sus hospederos. La fragmentación también conlleva otro efecto negativo: el aislamiento de los parches en el paisaje. El grado de aislamiento que puede experimentar un parche o fragmento de bosque determina la riqueza de especies o bien la presencia/ausencia de estas en ese sitio, lo que impacta de manera directa la biodiversidad presente a nivel de paisaje (Fahrig 2003).

Consecuentemente, el funcionamiento de los ecosistemas y los servicios que proveen se ven afectados por la fragmentación debido a su impacto en la biodiversidad (Dobson et

ál.2006). Como se observa en la Figura 1, hay diferentes tipos de servicios ecosistémicos

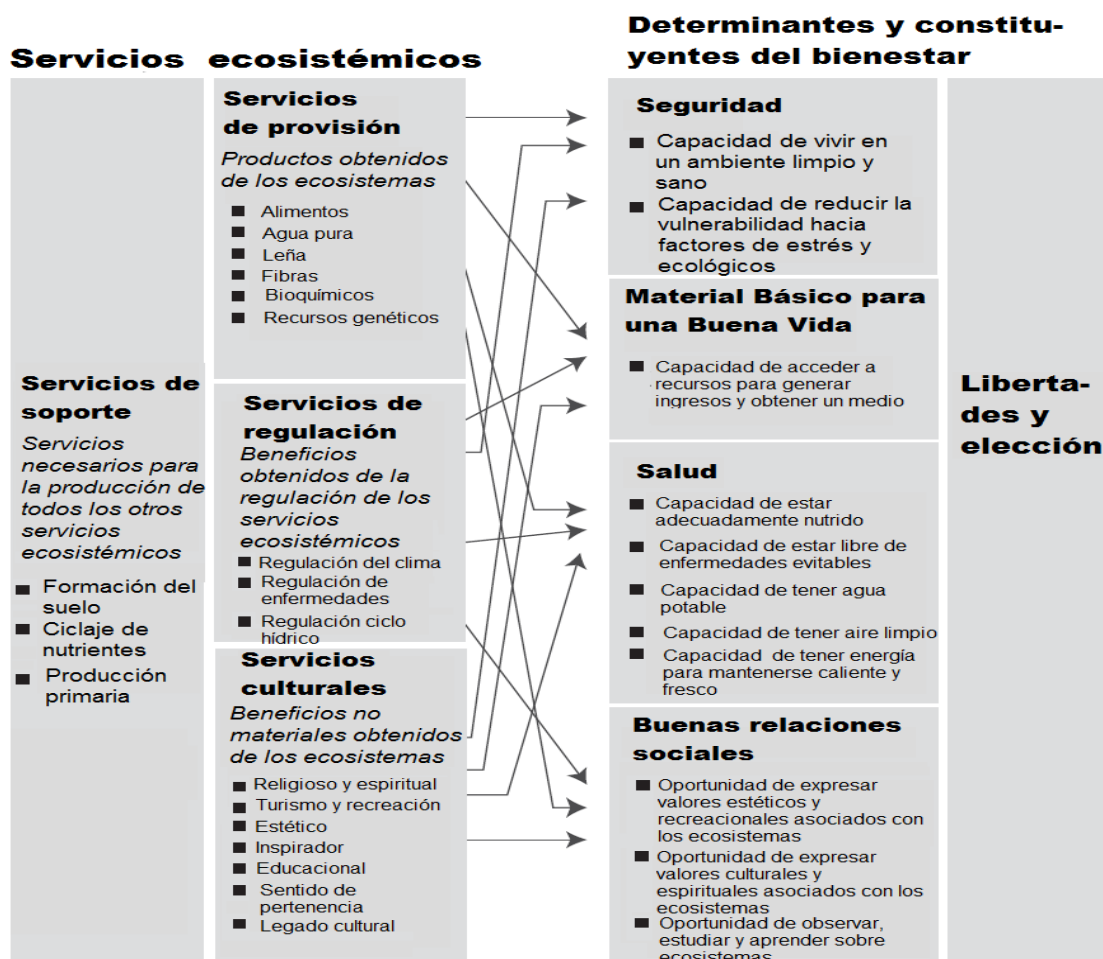


Figura 1. Diagrama de los servicios ecosistémicos y sus interrelaciones. Tomado de MEA 2005.

muchos de los cuales tienen un impacto en el bienestar humano, como por ejemplo, los servicios de provisión o los servicios culturales; la mayoría de estos servicios se producen por la interacción de los organismos en un ecosistema, como en el caso de algunos cultivos, los cuales necesitan de polinizadores para producir frutos. Como se sabe, los polinizadores dependen en mayor o menor medida de hábitat natural (Viana *et ál* 2012), por lo tanto, resulta sencillo llegar a la conclusión de que al existir un deterioro o pérdida de este, los organismos polinizadores se verán afectados, lo que finalmente llegará a repercutir en la provisión del servicio de polinización. Este es solamente un ejemplo sencillo de las relaciones que existen en un ecosistemas, sin embargo, la realidad es que las interacciones en un ecosistema son sumamente complejas, y precisamente por esta razón, es que

cualquier afectación a la biodiversidad de un ecosistema tendrá un efecto sobre la funcionalidad del mismo.

2.2. Los corredores biológicos y servicios ecosistémicos: la polinización de cultivos agrícolas

La definición de corredor biológico ha ido evolucionando a través del tiempo, antes el concepto que se utilizaba era el de un hábitat lineal, diferente de la matriz que conecta dos o más fragmentos de hábitats naturales, y ahora se concibe con un enfoque más integral, como un mosaico de diferentes tipos de uso del suelo, que se maneja con el fin de conectar fragmentos de bosque en el paisaje (Miller *et ál.* 2001; Primack *et ál.* 2001; Bennett 2004, Canet 2007). Por ejemplo, la iniciativa de conservación regional propuesta en el sur de México y Centroamérica mediante el Corredor Biológico Mesoamericano define a este como: “...un sistema de ordenamiento territorial compuesto de áreas naturales bajo regímenes de administración especial, zonas núcleo, de amortiguamiento, de usos múltiples y áreas de interconexión, organizado y consolidado que brinda un conjunto de bienes y servicios ambientales a la sociedad centroamericana y mundial, proporcionando los espacios de concertación social para promover la inversión en la conservación y uso sostenible de los recursos”(CBM-CR 2002). Claramente, se percibe en esta definición que subyacen varios conceptos como conectividad de ecosistemas, conservación de la biodiversidad y aprovechamiento sostenible entre otros, proporcionando un enfoque más integral a la definición. Los corredores biológicos, en teoría, pueden contener la misma biodiversidad y las mismas funciones que una porción de tierra de tamaño similar con hábitat inalterado (por ejemplo una área protegida) (Samways *et ál.* 2010). Por lo tanto, como estrategias de conservación, podrían convertirse en “depósitos” de servicios ecosistémicos, por ejemplo: nutrientes, energía, alimento, retención de suelo y agua, hábitat para la vida silvestre (Bennett 2004; Ochoa-Gaona 2008) en paisajes dominados por el ser humano.

Los corredores biológicos forman parte de un modelo de conservación que se ha venido desarrollando aproximadamente durante los últimos 30 años, y que recibe el nombre de red

ecológica (en inglés “*ecological network*”). Una red ecológica es un modelo que propone de manera general mantener la integridad de los procesos naturales en una escala de paisaje, y conservar así la biodiversidad ante la fragmentación del hábitat natural (Bennet y Mulongoy 2006). Las metas de una red ecológica son: mantener la funcionalidad de los ecosistemas como una manera para facilitar la conservación de la biodiversidad; y promover el uso sostenible de los recursos con el fin de reducir el impacto del ser humano en la biodiversidad (Bennet y Wit 2001). Para lograr esto, lo que se busca es enlazar o conectar en el paisaje porciones de vegetación natural, considerando la distribución espacial de los diferentes hábitats en el paisaje y la respuesta de los organismos a esta estructura física del paisaje (Bennet 2004).

Con el modelaje de una red ecológica, se pueden obtener “redes de conectividad estructural” importantes para la planificación de corredores biológicos, (Arias *et ál.* Recursos Naturales y Ambiente no.54, Bennet y Mulongoy 2006), ya que muestran cuales patrones espaciales de los hábitats/ usos de suelo presentes en un paisaje tienen el mayor potencial de conectividad para organismos (es decir, que les facilita moverse en el paisaje) (Bennet 2004).

Los servicios ecosistémicos se pueden definir de manera sencilla como el conjunto de funciones de los ecosistemas que son beneficiosas para el ser humano (Kremen 2005). La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio los define como: “Los beneficios que obtiene la gente de los ecosistemas, Estos incluyen los servicios de provisión tales como el agua y los alimentos, servicios de regulación como la regulación de inundaciones, sequías, degradación del suelo, y enfermedades; servicios de soporte como la formación de suelo y el ciclaje de nutrientes; y servicios culturales como beneficios recreacionales, espirituales, religiosos y otros no materiales”. Como se observa en la Figura 1, hay varios tipos de servicios; la provisión de estos servicios ecosistémicos es sumamente importante para los sistemas agrícolas en agropaisajes que dependen de los servicios provistos por los ecosistemas naturales, especialmente de los servicios de provisión y regulación (Zhang *et ál.* 2007). El servicio de polinización es crítico si se considera que el área ocupada cultivos que dependen de polinizadores aumentó un 23% entre 1961 y 2006 (Aizen *et ál.* 2008).

Las abejas silvestres son un grupo clave en la provisión del servicio ecosistémico de polinización (Kremen 2005), y se ha demostrado que son polinizadores efectivos y eficientes en agropaisajes (Roubik 2002b; Roubik 2002a; Kremen *et ál.* 2004; Ricketts 2004; Ricketts *et ál.* 2004; Winfree *et ál.* 2007; Veddeler *et ál.* 2008; Vergara y Badano 2009), sobre todo ante las declinaciones poblacionales a nivel mundial de colonias de la abeja melífera (*Apis mellifera*), ampliamente utilizada por el ser humano para polinizar cultivos, y que son causadas, entre otras causas, por diversas enfermedades y parásitos (*Varroa destructor*, por ejemplo) (Ricketts *et ál.* 2008; Bromenshenk *et ál.* 2010; Maini *et ál.* 2010; Neumann y Carreck 2010), así como por el uso reciente en la agricultura de insecticidas sistémicos de tipo neonicotinoides, cuyo uso se ha demostrado, afecta el comportamiento de pecoreo de las abejas (Henry et al, 2012; in Science 336, pp348; Decortyen. et al, 2010; in Apidologie 41:264-277; Blacquiere et al 2012. In Ecotoxicology 21; 973-992). Dos características que hacen de las abejas polinizadores efectivos de cultivos son sus estrategias de pecoreo (esto se define como el comportamiento de las abejas que recolectan polen y néctar de la vegetación en un determinado sitio) y su comportamiento de nidificación. Las abejas son pecoreadoras “de lugar/sitio o punto central” (o sea, regresan a un sitio específico preseleccionado: su nido, luego de recolectar el recurso para consumirlo, utilizarlo o almacenarlo). Estos insectos presentan una compleja relación con la flora que utilizan para obtener recursos, ya que pueden existir distintos grados de preferencia por ciertas plantas y polen que varía entre especies. El área de acción en la que una abeja pecorea estará determinada en gran medida por: el tamaño mismo de la abeja, es decir, entre más grande mayor distancia puede recorrer; por la densidad y distribución de los recursos florales y la resistencia de la matriz del paisaje para el desplazamiento (Greenleaf *et ál.* 2007). Por otro lado, las abejas presentan una diversidad sorprendente en cuanto a estrategias de nidificación: algunas utilizan hoyos en el suelo o árboles, otras construyen ellas mismas nidos en el suelo al excavar hoyos o excavar la madera (Murray *et ál.* 2009). De esta manera, la cantidad y calidad de recursos en el tiempo y espacio determinará en gran medida la composición de especies de abeja en un paisaje (Tscharntke *et ál.* 2005), y por lo tanto, cualquier alteración ambiental (pérdida de hábitat, fragmentación, intensificación agrícola) alterará la distribución de los recursos de nidificación (Murray *et ál.* 2009). La interacción de estas características de las abejas con

los recursos presentes en un agropaisaje permite deducir que estos polinizadores son de manera general resilientes a cambios de uso del suelo (Brosi *et ál.* 2007b; Murray *et ál.* 2009).

Actualmente, se considera que los esfuerzos de investigación en cuanto a ecología de polinización, se deben concentrar en encontrar la manera de cómo mejorar la capacidad del paisaje. Lo anterior para facilitar el flujo de polinizadores entre áreas de cultivos,, los sitios de nidificación y pecoreo (Viana *et ál.* 2012). En otras palabras, se debe aumentar la conectividad en el paisaje. Sin embargo, todavía no se tiene claro los valores críticos de pérdida de hábitat, que pueden llevar a pérdidas drásticas de polinizadores y el nivel de fragmentación y hostilidad de la matriz, que pueden tener efectos negativos sobre distintos polinizadores (Steffan-Dewenter *et ál.* 2002; Ricketts *et ál.* 2008; Viana *et ál.* 2012). Resulta evidente, que para el caso de las abejas, su riqueza, diversidad y la frecuencia con que visitan cultivos en agropaisajes, disminuyen conforme aumenta la distancia del cultivo respecto a áreas naturales (Ricketts 2004; Ricketts *et ál.* 2008; Garibaldi *et ál.* 2011). La configuración de la matriz puede afectar de la misma manera, por ejemplo: la presencia de sistemas agrícolas de uso intensivo, la conectividad entre parches de hábitat natural, el tamaño de los parches de hábitat natural, la presencia de cercas vivas, entre otros (Kremen *et ál.* 2004; Holzschuh *et ál.* 2006; Holzschuh *et ál.* 2009; Jauker *et ál.* 2009; Vergara y Badano 2009).

Considerando lo anterior, los corredores biológicos tienen el potencial de convertirse en una herramienta para asegurar un servicio de polinización regular y constante a través del tiempo en paisajes agrícolas. Por un lado, combaten la fragmentación y pérdida de hábitat natural, y por otro, permiten que organismos asociados a zonas naturales (como las abejas) sobrevivan en paisajes dominados por el ser humano, sin alterar de manera sustancial sus funciones en los ecosistemas (como por ejemplo, la polinización de cultivos).

2.3. La conectividad de comunidades de insectos en paisajes tropicales: el papel de los bosques naturales

Por conectividad se entiende el grado en que el hábitat para una especie es continuo, o facilita el desplazamiento en una extensión espacial determinada (Andersson 2006). La

conectividad es una característica sumamente importante del paisaje, porque permite que muchos organismos se desplacen a través de ambientes que pueden ser incluso ecológicamente hostiles, o se encuentran en degradación hacia otros con mejores condiciones (Bennett 2004; Noss 2004). La mayoría de las poblaciones silvestres se encuentran como metapoblaciones (conjunto de poblaciones locales que viven en fragmentos de hábitat discretos y que se mantienen conectadas por el movimiento de individuos entre los fragmentos) y al mantenerse “conectadas”, la probabilidad de extinción de poblaciones locales pequeñas disminuye por el flujo de individuos y genes, además se fomenta la recolonización de áreas o fragmentos de donde las poblaciones locales se hayan extinguido, así como la colonización de nuevos hábitats, a medida que vayan apareciendo (Haddad *et ál.* 2003; Bennett 2004; Noss 2004; Bennett 2006.).

Como se mencionó previamente, la fragmentación causa cambios en los procesos ecológicos con efectos en la flora y fauna silvestres, ya que el tamaño de los fragmentos y el grado de aislamiento de los mismos influyen en la composición de las comunidades que conforman los ecosistemas en el paisaje (Fahrig 2003; Laurance 2008).

Varios autores argumentan que los paisajes fragmentados se pueden analizar desde dos enfoques distintos (Watling *et ál.* 2011): un enfoque “binario” que considera a los paisajes como áreas donde los organismos se agrupan en parches de hábitat natural discretos (un parche es un área superficial que difiere de sus alrededores en su apariencia) y se dispersan entre hábitats a través de una matriz homogénea hostil (o sea que no contiene parches de hábitat natural). Este enfoque contempla las características de los parches de hábitat, como tamaño y distancia entre ellos, y no cuantifica las características de la matriz. Por otro lado, el segundo enfoque contempla la composición de la matriz misma, sugiriendo que el tipo de uso de suelo en los que los parches están inmersos afectan la abundancia y presencia de organismos en los mismos, al influenciar de distintas maneras la probabilidad de dispersión y colonización, así como la disponibilidad de recursos. Este enfoque hace énfasis en diferenciar la conectividad funcional y la conectividad estructural; la primera se refiere a la forma en que el comportamiento de un organismo afecta su dispersión; la segunda se refiere a la configuración espacial de los fragmentos en el paisaje (por ejemplo, cercanía entre parches y presencia de barreras) (Baguette y Van Dyck 2007).

Diversos estudios, en los cuales se ha aplicado el enfoque “binario”, han demostrado que los corredores biológicos contribuyen con la conectividad en el paisaje. Haddad *et ál.* (2003), analizaron el uso de corredores por parte de diferentes especies de flora y fauna (tres especies de insectos, dos especies de mamíferos y cinco especies de plantas dispersadas por aves), en paisajes experimentales diseñados para incluir parches conectados y parches aislados, y encontraron que si bien los corredores no fomentan la emigración de un parche, sí contribuyen a dirigir los movimientos de distintos taxones en el paisaje. Es decir, los corredores no fomentan que haya un aumento en el número de individuos que utilizan los corredores. Gilbert-Norton *et ál.* (2010) realizaron un meta-análisis de 35 estudios, con el fin de esclarecer si los corredores aumentan el movimiento de plantas y animales entre fragmentos de hábitat y si la efectividad de estos difiere entre distintos taxones, y llegaron a la conclusión de que el movimiento de flora y fauna entre parches conectados aumenta aproximadamente en un 50%, en comparación con aquellos parches no conectados. La presencia de corredores fue más significativa para invertebrados y vertebrados no voladores que para aves. Townsend y Levey (2005) realizaron un diseño experimental para comprobar si los corredores afectan la transferencia de polen y determinaron que el movimiento de polen por mariposas, abejas y avispa fue mayor entre parches conectados, en comparación con parches no conectados, sugiriendo que los corredores facilitan la transferencia de polen en paisajes fragmentados.

Por su parte, Cranmer *et ál.* (2012) estudiaron la respuesta del abejorro *Bombus* spp. y sus patrones de vuelo respecto a patrones lineales en el paisaje (representados por cercas vivas de *Salvia pratensis*, plantadas de manera tal que hubieran distintos grados de conectividad), y concluyeron que esta especie utiliza estas cercas vivas para desplazarse en el paisaje, mostrando que la conectividad mediante cercas vivas es importante, tanto para los abejorros, como para las plantas que dependen de estos para la polinización. Collinge (2000), evaluó la variación en el tamaño y forma de fragmentos sobre insectos (utilizando especímenes pertenecientes a los órdenes de Coleoptera, Diptera, Hemiptera, Homoptera, Hymenoptera, Lepidoptera, Odonata y Orthoptera). con el fin de probar la hipótesis de que los corredores influyen en la pérdida de especies de insectos, sus tasas de recolonización y los movimientos entre parches, llegando a la conclusión de que los corredores tienen el potencial para favorecer el movimiento de tales organismos entre parches, sin embargo, su

funcionalidad podría depender de las características de cada especie, el contexto del paisaje, el tamaño del fragmento y de la variación ambiental.

Asimismo, existen estudios que analizan la conectividad del paisaje y la contribución de los corredores biológicos con el enfoque de composición de la matriz. Por ejemplo, Baum *et ál.* (2004), utilizando el sistema de interacción herbívoro- planta huésped del saltamontes *Prokelisia crocea* y su único hospedero (*Spartina pectinata*), demostraron que la efectividad de los corredores para promover el movimiento de este insecto entre parches está relacionado con la matriz de hábitat circundante, de tal manera que los corredores ubicados en matrices con baja fricción contribuyeron a un incremento de tres veces en el número de individuos que se dispersan en comparación con aquellos parches no conectados (o sea los corredores aumentaron la conectividad). Además, la efectividad de los corredores en matrices con alta fricción no fue la adecuada para asegurar la conectividad en el paisaje para el saltamontes.

Por su parte, Watling *et ál.* (2011), realizaron un meta-análisis de 63 estudios evaluando la cantidad de parches de hábitat natural y la heterogeneidad de la matriz en el paisaje que rodeaba a los mismos, para determinar la importancia de la composición de la matriz y su efecto en la abundancia de animales en paisajes fragmentados. Estos autores utilizaron distintas métricas para analizar el tamaño del efecto (o sea la diferencia entre tratamientos estandarizada por la desviación estándar agrupada dentro de los tratamientos) a través de dos variables de respuesta, la abundancia y la ocupación de los estudios. Esto con el fin de comparar los dos enfoques de estudio más utilizados en paisajes fragmentados (el “binario” y el de composición de la matriz); algunas de las métricas que emplearon fueron: la distancia del vecino más cercano (esto es la distancia más corta en línea recta entre parches adyacentes), distancia a la fuente (distancia más corta en línea recta a una población fuente), índice de proximidad (una medida sin unidades que integra área y distancia de los parches alrededor de un parche focal), diversidad de tipos de hábitat alrededor de un parche. Obtuvieron un total de 283 poblaciones fragmentadas, representando 184 taxones de animales terrestres (anfibios, aves, reptiles, mamíferos y artrópodos) y encontraron que tanto para la ocupación como para la abundancia, el tamaño del efecto del enfoque de composición de la matriz era aproximadamente 50% mayor que el tamaño del efecto del enfoque “binario”. Estos resultados sugieren que los estudios que consideran la

composición de la matriz reportan de mejor manera la abundancia de poblaciones fragmentadas, en comparación con aquellos estudios donde solamente consideran la conectividad entre parches sin evaluar la composición de la matriz; esto porque los estudios que utilizan el enfoque binario asumen que la composición de la matriz tiene efectos despreciables sobre la dinámica de hábitats fragmentados, mientras que en el enfoque de composición de la matriz es al contrario, ya que se evalúa los diferentes usos del suelo y la manera en que constituyen diferentes niveles de resistencia al movimiento de organismos. Por lo tanto, este último enfoque es considerado como más integral.

Se puede concluir entonces, que tanto el tamaño y distancia entre parches como la composición de la matriz determinan la conectividad en el paisaje. Holzschuh *et ál.* (2009), determinaron que la presencia de abejas en un agropaisaje se favorece con altas proporciones de hábitat natural en el paisaje, mientras que las avispas prefieren parches con altas proporciones de área de borde en el paisaje. Por otro lado, la composición de la matriz en términos de calidad de recursos, la fricción del paisaje y el comportamiento de cada especie puede determinar asimismo la conectividad de hábitats fragmentados en un paisaje. Esto significa que la conectividad en el paisaje está determinada por una interacción entre el comportamiento de cada organismo, al momento de movilizarse, (determinada por la habilidad de movimiento, selección de hábitat, la competencia intraespecífica, el costo de la endogamia, el éxito reproductivo y los costos asociados al desplazamiento como la mortalidad y gastos energéticos de cada especie) y por la configuración de los parches y del paisaje en general (determinada por el tamaño, calidad y efecto de borde de los fragmentos) (Chetkiewicz *et ál.* 2006; Baguette y Van Dyck 2007).

2.4. El cultivo del café: factores ecológicos y de manejo asociados

2.4.1. Ecología del cultivo del café

El género *Coffea* comprende aproximadamente 70 especies, no obstante, las dos especies de café más utilizadas en cultivos alrededor del mundo son *Coffea arabica* y *Coffea canephora*, las cuales se cultivan en Latinoamérica en regiones montañosas de elevaciones medias a altas generalmente entre 600msnm y 1500msnm para *C. arabica* y en regiones del

trópico húmedo en el caso de *C. canephora*, entre 0 y 800msnm (Cambrony 1992, Charrier y Eskes 2004; Wintgens 2004). El cafeto es predominantemente autógama, no obstante, entre un 5-10% de la polinización es realizada por insectos (Wintgens 2004). En general, la planta del café dura aproximadamente 3 años en desarrollarse, desde la germinación hasta la primera floración y cosecha; la maduración del fruto toma entre 6-9 meses para *C. arabica* y 9-11 meses para *C. canephora* (Cuadro 1) (Cambrony 1992; Wintgens 2004).

Cuadro 1. Fenología del café

Etapas	Duración
Floración (desde la aparición de la yema floral hasta la apertura de la flor)	2-3 meses
Desarrollo del ovario y fruto (aumento en tamaño y volumen)	3-5 meses
Maduración parcial del fruto (el embrión se divide en dos cotiledones)	6-8 meses
Maduración total del fruto (los cotiledones o “granos” dentro del fruto se encuentran envueltos en un mucílago, el tegumento adquiere color rojo o amarillo)	1 mes

Fuente: (Wintgens 2004)

Las condiciones ambientales en las que se cultiva el café tienen una gran influencia en el desarrollo de la planta y por lo tanto en la rentabilidad de la misma (Cambrony 1992). Las variables ambientales más importantes y que se constituyen en limitantes ecológicas para el cultivo del café son: la temperatura, disponibilidad de agua, luz solar y las condiciones edáficas. Cualquier otra variable geográfica tal como la latitud, altitud o factores topográficos (exposición del suelo por ejemplo) solo afectan al cultivo del café en la medida de que interactúen con las cuatro variables ambientales mencionadas previamente; otra variable que tiene un impacto en el café es el viento (Cambrony 1992; Alvarado y Rojas 1998). La temperatura, su fluctuación y el termoperíodo afectan significativamente el comportamiento de la planta de café; ninguna especie de cafeto puede sobrevivir en temperaturas cercanas a los 0°C, aunque la tolerancia a temperaturas bajas o altas varía

entre especies. En el caso de *C. Arabica*, el rango óptimo de temperatura media anual se encuentra entre 17° y 23°C, con mínimos y máximos tolerables de 15°C durante la noche y 25-30°C durante el día (Alvarado y Rojas 1998; Descroix y Snoeck 2004). Temperaturas superiores a 25°C resultan en una reducción en la fotosíntesis, y una exposición continua a temperaturas superiores a 30°C ocasionan una reducción en la floración y la fructificación, ya que se produce clorosis en las hojas, marchitez en las flores y se estimula la presencia de la roya del café (*Hemileia vastratix*), el tizón (*Cercospora*); mientras que temperaturas bajas favorecen el desarrollo de la broca del café (*Hypothenemus hampei*) y la deformación de hojas tanto en tamaño como en textura. Además, las variaciones drásticas en la temperatura durante el día ocasionan daños al tejido vegetativo (Descroix y Snoeck 2004).

La disponibilidad de agua incluye tanto la precipitación como la humedad atmosférica (Cambrony 1992), la precipitación es sumamente importante ya que afecta la floración y por lo tanto la maduración. Se estima que un rango adecuado de precipitación anual se encuentra entre 1200-2000 mm, valores por debajo de 800 mm para *C. arabica* provocan incertidumbre en cuanto a la estimación del rendimiento del cultivo. Las plantas de café se adaptan mejor a una precipitación excesiva, si las condiciones topográficas y las condiciones físicas del suelo permiten un drenaje adecuado (Cambrony 1992). No obstante, una buena distribución de la precipitación, junto a la existencia de un período seco bien definido, favorece un buen desarrollo radical y de las ramas. Lo mejor, para el cafeto sería una estación seca de 3 a 4 meses, que coincida con el reposo vegetativo, y que preceda a la floración, porque en zonas donde no ocurre un periodo seco definido se dan floraciones sucesivas que afectan la cosecha (Alvarado y Rojas 1998). En cuanto a la humedad relativa, es deseable que para *C.arabica* se presente un promedio entre 70-95%, con la salvedad de que valores constantes entre 85-90%, o incluso mayores, favorecen la presencia de enfermedades fungosas (Cambrony 1992; Alvarado y Rojas 1998; Descroix y Snoeck 2004). La humedad relativa puede compensar parcialmente la falta de lluvia e incluso influir en la humedad del suelo debido a la condensación en las hojas (Descroix y Snoeck 2004)

La luz solar influye en la planta de café en cuanto a duración (fotoperíodo) e intensidad (irradiación), siendo la más importante esta última. En cuanto al fotoperíodo se ha

establecido que el valor crítico para la iniciación de la floración es entre 13 y 14 horas de luz; hay que considerar que en las regiones tropicales la fluctuación de la longitud del día durante el año es tan poca, que no ejerce influencia alguna sobre el crecimiento. Para Costa Rica, se ha estimado que los valores de intensidad lumínica en las distintas regiones cafetaleras varían entre 36% de brillo solar anual (1575 horas/año), para la vertiente norte y atlántica y 50-60% (2400 horas/año) para las zonas cafetaleras en las provincias de Puntarenas, Guanacaste y Alajuela (Alvarado y Rojas 1998).

En cuanto a las condiciones edáficas, el café alrededor del mundo se cultiva en suelos con características muy dispares, aunque solamente los cultivos con alto rendimiento se dan en suelos fértiles. El café prospera en suelos aluviales y coluviales con profundidades de al menos 2m. Los mejores tipos de suelo son aquellos originados de lava, ceniza volcánica y depósitos aluviales, ya que permiten una alta capacidad de intercambio catiónico (Descroix y Snoeck 2004). En Costa Rica los suelos derivados de cenizas volcánicas y los aluviales son en general los mejores ya que son profundos con excelentes características físicas (Alvarado y Rojas 1998). Los suelos ligeramente ácidos con pH entre 6-6.5 son los más adecuados para el cultivo, no obstante, se puede obtener buenas cosechas en suelos muy ácidos, con pH de hasta 3.1 y debido a su adaptabilidad también se puede cultivar en suelos alcalinos. Asimismo, la textura del suelo es relevante, ya que influye en la retención del agua, lo que afecta la disponibilidad de agua así como la aireación de las raíces; un suelo ideal debe poseer: textura franca con buen nivel de materia orgánica (para lograr un balance entre disponibilidad de agua y aireación), textura mediana con arcillas (para mantener el agua y nutrientes del suelo) y un suelo profundo con un subsuelo permeable que facilite en desarrollo de raíces (para un abastecimiento adecuado de agua y nutrientes)(Alvarado y Rojas 1998).

Finalmente, el viento aunque no es un factor ecológico determinante para la salud del cultivo, sí puede llegar a afectar el crecimiento si es suficientemente fuerte, ya que desprende las hojas o incluso romper las bandolas. Por otro lado, vientos suaves pero constantes pueden aumentar la tasa de evapotranspiración (Descroix y Snoeck 2004). Avelino *et ál.* (2012), sugieren que el viento puede favorecer la dispersión de esporas de la

roya del café en plantaciones ubicadas en paisajes con usos de suelo que ofrezcan poca resistencia al viento.

2.4.2. Consideraciones sobre el manejo en cultivos de café

La planta del café, debido a sus orígenes, es una planta tolerante de la sombra, sin embargo la floración es estimulada por la luz solar directa, así como también lo es la fotosíntesis, por lo que con una adecuada fertilización la productividad de la planta aumenta. Es importante considerar que las plantaciones de café a pleno sol requieren más cuidados e insumos (fertilización), porque de lo contrario la vida útil de la planta disminuye significativamente, así como su productividad (cambios extremos en las temperaturas pueden “quemar” las hojas o producir clorosis) (Cambrony 1992; Alvarado y Rojas 1998; Wintgens 2004).

Actualmente los sistemas agroforestales se emplean para hacer el cultivo del café más amigable con el ambiente, utilizando principalmente leguminosas que pueden aportar nutrientes al suelo y especies de las que se puedan aprovechar subproductos o bien la misma madera a largo plazo (Fernández y Muschler 1999; Muschler 2004). La estructura y diversidad de la vegetación, en estos sistemas, permite albergar una mayor presencia de organismos que pueden resultar benéficos por su aporte como controladores biológicos (aves, mamíferos, avispas, arañas, hormigas) o bien como agentes de polinización (hormigas y abejas) (Flores 2001; Muschler 2004; Philpott *et ál.* 2006; Gordon *et ál.* 2007; Veddeler *et ál.* 2008; Vergara y Badano 2009; Garibaldi *et ál.* 2011). Además, la conservación de los recursos suelo y agua (Perfecto *et ál.* 1996; Fernández y Muschler 1999; Perfecto *et ál.* 2005; Gordon *et ál.* 2007; Vergara y Badano 2009). Perfecto *et ál.* (1996) encontraron mayor número de especies de escarabajos, hormigas y otros himenópteros en árboles de *Erythrina poeppigiana* (126 escarabajos, 30 hormigas y 103 de otros himenópteros) y en plantas de café (39, 34 respectivamente) dentro de cafetales rústicos, o de baja intensidad de manejo, en comparación con cafetales tecnificados (48, 5 y 46 en árboles de *E. poeppigiana*; 29 y 31 en plantas de café). Gordon *et ál.* (2007) estudiaron las interrelaciones entre la composición, abundancia y riqueza de aves y

pequeños mamíferos con la estructura de la vegetación en cafetales con distintas intensidades de producción, y si bien no encontraron efecto alguno de la estructura vegetativa sobre los mamíferos, sí encontraron mayor riqueza y abundancia de aves en cafetales con sistemas menos intensivos de producción, que poseían una estructura y composición florística más diversa en comparación con sistemas intensivos, como por ejemplo, el cultivo a pleno sol. De acuerdo a diversos autores, citados en Fernández y Muschler (1999), las plantaciones intensivas de café poseen 72% menos de humedad en el suelo en comparación con plantaciones tradicionales. Otras ventajas de los sistemas de baja intensidad con sombra es que extienden la vida de la plantación ya que reduce el impacto de efectos estresantes ambientales (por ejemplo estrés hídrico, vientos excesivos, lluvias excesivas, etc.) (Fernández y Muschler 1999; Muschler 2004), mejoran la calidad del fruto y pueden tener un impacto positivo sobre la actividad microbiológica del suelo (Alvarado y Rojas 1998; Muschler 2004; Veddeler *et ál.* 2008) y permiten a los pequeños productores tener un ingreso más estable en el tiempo ya que además del café pueden aprovechar otros productos de los árboles (Perfecto *et ál.* 1996). Por otro lado, un sistema de sombra mal manejado puede ocasionar los siguientes problemas: que la producción de café se reduzca debido a un incremento de la humedad, en general dentro de la plantación, lo que facilita la aparición de enfermedades fungosas (Alvarado y Rojas 1998; Muschler 2004), el costo de mantenimiento de la plantación es mayor, el sistema radical de los árboles puede competir por nutrientes y agua, los árboles pueden albergar insectos dañinos para el café (Alvarado y Rojas 1998). Los sistemas intensivos producen mayores rendimientos en el corto plazo, sin embargo, en la mayoría de los casos es a expensas del suelo, como se mencionó anteriormente (lo que en el largo plazo incide en la compra de fertilizantes). Por ejemplo, de acuerdo al ICAFE-MAG, citado en Fernández y Muschler (1999) en una plantación a pleno sol con una densidad de siembra de cinco mil plantas por hectárea, se pueden llegar a utilizar entre mil y mil quinientos kilogramos de fertilizantes por hectárea por año. También la ausencia de vegetación puede aumentar la incidencia de plagas y enfermedades debido a que no hay controladores biológicos (Muschler 2004; Avelino *et ál.* 2012).

2.4.3. El café en Turrialba

El cantón de Turrialba se ubica en la vertiente caribe de la Cordillera Volcánica Central, en la parte suroeste de la misma, y por lo tanto es una región lluviosa. Tiene una precipitación promedio anual de 2700 mm, la cual se distribuye equitativamente durante todo el año, no obstante, la cantidad de lluvia disminuye entre febrero y abril (385 mm en promedio durante los tres meses) (Avelino *et ál.* 2012) . Los cafetales en esta zona se encuentran entre los 600 y 1300 m de altitud y comprenden un área aproximada de 8500 ha, donde se siembran las variedades Caturra y Catuaí rojo en sistemas con sombra utilizando árboles de leguminosas y especies maderables (por ejemplo, el laurel *Cordia* sp.) (Icafé 2012). Estas variedades son de porte bajo y se encuentran entre las más distribuidas a nivel nacional por su adaptabilidad a diferentes condiciones climáticas y de suelo, además, debido a su tamaño, son más fáciles de manejar y tienen mayor capacidad de producción.

El Caturra es un cultivar originario de Brasil y se caracteriza por su tamaño reducido de entrenudos cortos en el tallo y las ramas lo que favorece altos rendimientos por unidad de superficie bajo manejos intensivos. Por otro lado, el Catuaí, originario también de Brasil, desarrolla mucha “palmilla” (muerte de las yemas terminales por deficiencia de boro, lo que estimula el crecimiento de más yemas) desde estadios de desarrollo tempranos lo que favorece una alta producción (Alvarado y Rojas 1998). El sistema de producción de café en Turrialba es probablemente uno de los menos intensivos en todo el país, y la calidad del mismo en general es baja, en comparación con otras zonas de producción ubicadas a mayor altitud (Avelino *et ál.* 2012). Las densidades de siembra en las plantaciones oscilan entre 5000-9000 plantas por hectárea, la cual se considera alta. Respecto a la fenología, el café en esta zona florea todo el año y se activa por un período seco principalmente entre febrero y abril, y además la época de cosecha varía respecto a la altitud (a mayor altitud empieza más tarde)¹. Muschler (1998) estudió el efecto de diferentes tipos de sombra sobre la producción de las variedades Caturra y Catimor en esta zona mediante cuatro tratamientos: sin sombra, poda total cada 4 meses, sombra “abierta” (40-60% de sombra) y sombra “densa” (más de 70% de sombra); determinó que la producción de frutos promedio en cuatro años de estudio en los tratamientos con sombra era 37% menor para Caturra y 12% menor para Catimor, sin

¹ Avelino, J. 2012. Café en Turrialba (comunicación personal). Turrialba, CR, CATIE.

embargo, también llegó a la conclusión de que un 20-60% de sombra es el óptimo para la cosecha, ya que si bien la producción potencial aumenta con la intensidad de luz, el total de frutos cosechados disminuye con la disponibilidad de luz debido a daños por exposición solar o mayor incidencia de enfermedades.

Costa Rica se encuentra entre los principales países productores de café, en la cosecha cafetalera 2010-2011 ocupó el décimo cuarto lugar a nivel mundial (Icafé 2011). La producción de café en Turrialba para la cosecha 2010-2011 fue de ciento cuarenta y cuatro mil trescientas setenta y seis fanegas, representando aproximadamente un siete por ciento de la producción nacional, mientras que para este año al mes de octubre se han producido ciento cincuenta y seis mil seiscientas cuarenta y tres fanegas (Icafé 2012).

2.4.5 Polinización por abejas en café: nativas vs. melíferas

El café (*Coffea arabica*) es una planta nativa de las zonas tropicales y subtropicales de África que presenta autopolinización (Klein *et ál.* 2008). No obstante, se ha demostrado mediante experimentos de exclusión-no exclusión de polinizadores de las flores del café, que la polinización cruzada por insectos (o sea, que los insectos trasladan el polen desde las anteras de una flor, hasta el estigma de otra flor en otra planta diferente) hace que la tasa de frutos en desarrollo en ramas de la planta de café (o sea, flores polinizadas que no son abortadas) sea de hasta un 75% en comparación con la autopolinización y la polinización manual, las cuales alcanzan tasas de solamente del 45% y 60% en la producción de frutos respectivamente (Klein *et ál.* 2003a). Además, el peso de los frutos puede aumentar hasta un 25%, cuando los polinizadores tienen acceso a las flores (Roubik 2002b; Ricketts *et ál.* 2004).

Los principales polinizadores del café son las abejas sociales y algunas abejas solitarias (Roubik 2002b; Klein *et ál.* 2003b; Ricketts 2004; Bos *et ál.* 2007). Dentro de las abejas sociales se encuentran las abejas nativas sin agujón (*Cephalotrigona* sp., *Tetragonisca* sp., *Trigona* sp., *Melipona* sp.) y las abejas melíferas o africanizadas (*Apis mellifera*), las cuales se constituyen en los principales polinizadores de cultivos en el mundo (Klein *et ál.* 2007).

La abeja melífera o africanizada se encuentra en América de manera silvestre entre la zona inter-tropical y es común el uso de colmenas de esta especie en agrosistemas (Kremen *et ál.* 2004; Ricketts *et ál.* 2008; Garibaldi *et ál.* 2011), y aunque se ha llegado a comprobar que esta especie de abeja puede incrementar el rendimiento de las cosechas de café hasta en un 50% (Roubik 2002b; Roubik 2002a), la producción de frutos en agrosistemas puede depender de la dinámica de las poblaciones de especies de polinizadores y de la eficiencia de estos al polinizar (Kevan 1999). Así por ejemplo, la declinación poblacional de *Apis mellifera*. a nivel mundial a causa de diversos factores, siendo entre los más importantes el ácaro parásito *Varroa destructor* y el efecto reciente del “síndrome de desaparición de las colmenas” Fenómeno especialmente observado en zonas templadas, que conlleva la pérdida de colonias enteras en períodos cortos y todavía no se entiende bien, ya que aparentemente es multifactorial, con influencia de aspectos como el uso indiscriminado de pesticidas de tipo neonicotinoides, el microsporidio *Nosema cerenae*, el debilitamiento del sistema inmunológico, el cambio climático, entre otros (Ricketts *et ál.* 2008; Bromenshenk *et ál.* 2010; Maini *et ál.* 2010; Neumann y Carreck 2010). Estos aspectos denotan la importancia que pueden llegar a tener las abejas nativas como polinizadores de cultivos, ya que hasta el momento se conoce que las abejas que no pertenecen al género *Apis* son afectadas por pocos parásitos y enfermedades que sí afectan a las abejas melíferas (Winfrey *et ál.* 2007).

Por otro lado, el inconveniente que presentan las abejas nativas como polinizadores es que requieren de ciertas condiciones para que puedan brindar un servicio adecuado de polinización, por ejemplo el patrón de paisaje, la distancia entre hábitats naturales y agrosistemas y el manejo agronómico de los sistemas productivos. La riqueza y diversidad de polinizadores en agropaisajes disminuye conforme aumenta la distancia del cultivo respecto a áreas naturales (Ricketts 2004; Ricketts *et ál.* 2008; Garibaldi *et ál.* 2011), además las condiciones de manejo del cultivo (manejo intensivo vs. no intensivo) y la configuración de la matriz pueden afectar de la misma manera (Kremen *et ál.* 2004; Ricketts 2004; Holzschuh *et ál.* 2006; Ricketts *et ál.* 2008; Holzschuh *et ál.* 2009; Jauker *et ál.* 2009; Vergara y Badano 2009; Winfree y Kremen 2009; Garibaldi *et ál.* 2011). Por lo tanto, si no se cumplen estas condiciones la polinización brindada por las abejas nativas puede ser ineficiente (Klein *et ál.* 2003b). En cambio, la abeja melífera al tener rangos de pecoreo mayores, en comparación con la mayoría de abejas, en promedio puede llegar a

movilizarse hasta 7.45km mientras que por ejemplo la abeja nativa *Tetragonisca angustula* puede movilizarse 700m (Greenleaf *et ál.* 2007), una dieta generalista y la capacidad de localizar y utilizar parches de recursos dispersos en el paisaje, no es tan afectada por el aislamiento del bosque natural (Steffan-Dewenter *et ál.* 2002; Ricketts 2004).

Consecuentemente, no se puede comparar el servicio de polinización ofrecido por la abeja introducida *Apis mellifera* y las abejas nativas, ya que existen diferentes factores que afectan el servicio que cada una puede proveer por separado. Más bien, se debe considerar que el servicio de polinización es óptimo cuando existe una complementariedad, según Klein *et ál.* (2008), la complementariedad de nichos en la comunidad de polinizadores en un paisaje asegura una polinización exitosa, porque se correlaciona con la diversidad de rasgos funcionales (la diversidad de especies aumenta el número de tipos funcionales en la comunidad).

2.4.6. Modelos de distribución de comunidades de agentes polinizadores en paisajes

En cuanto a las abejas, existen evidencias de que las características del paisaje y los cambios en el mismo pueden afectar de manera diferencial a distintas especies de abejas, de acuerdo al tamaño del cuerpo y sus comportamientos de nidificación y pecoreo particulares; sin embargo, es un hecho de que la sensibilidad de la mayoría de estas a los cambios naturales y antropogénicos en el paisaje todavía no se conocen del todo (Murray *et al.* 2009). Kremen *et al.* (2007) proponen un modelo conceptual para entender la manera en que las abejas y otros “agentes móviles proveedores de servicios ecosistémicos” son afectados por los usos del suelo y los cambios en estos (Figura 3)

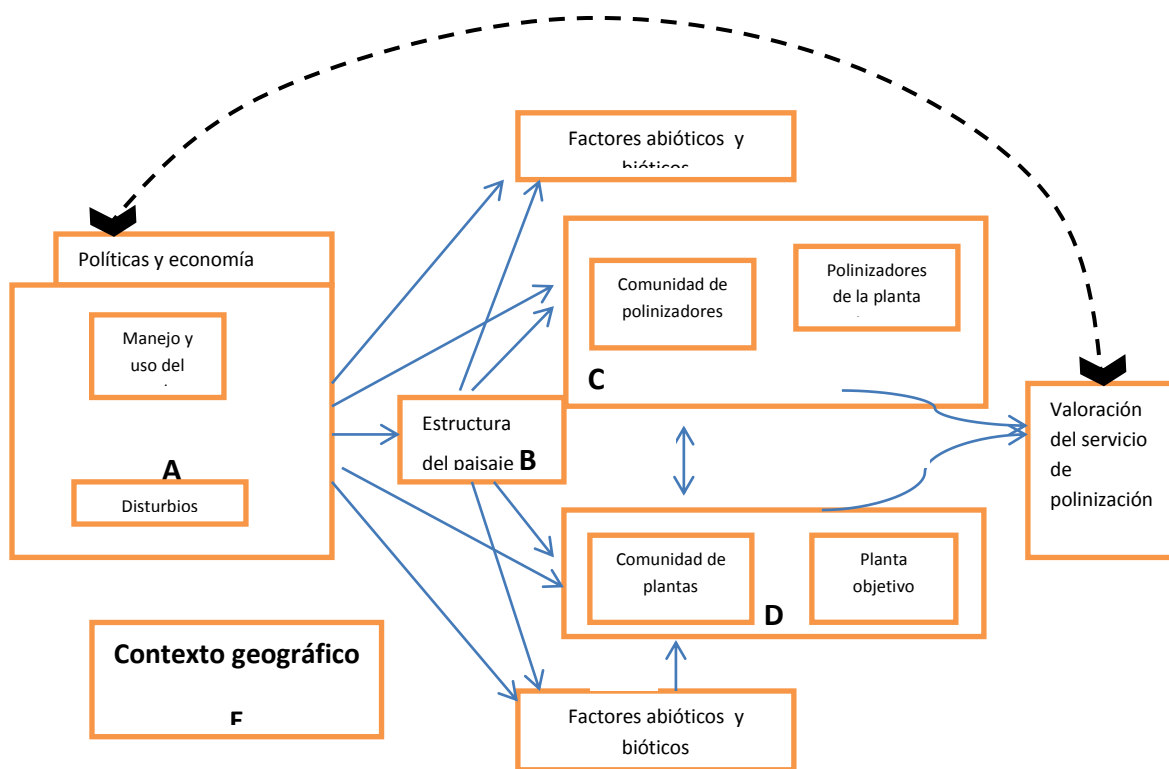


Figura 2. Modelo conceptual de los impactos del uso del suelo sobre los servicios de polinización; las letras se refieren a los cuadros. Tomado de Kremen *et ál.* 2007

En la escala local (A) el uso del suelo y su manejo afectan la composición de la comunidad local de plantas (D), sus polinizadores (C) y a los factores bióticos y abióticos que a su vez inciden sobre ellos. Estos efectos se congregan para configurar la distribución en el espacio de distintos tipos de hábitats (naturales, seminaturales y antropogénicos) determinando así la estructura del paisaje (B), que afecta también a las comunidades mencionadas. De toda la comunidad de polinizadores, sólo un grupo de especies va a polinizar determinadas plantas de la comunidad; la abundancia de estos polinizadores está influenciada por la disponibilidad de sitios de anidación, así como por fuentes de alimento (determinados estos dos por la estructura del paisaje, entre otros), se tiene que el paisaje tiene el mismo efecto sobre la abundancia las plantas que estos polinizan. La interacción entre la comunidad de plantas y la comunidad de polinizadores crea el valor del servicio de polinización (F), el

cual se puede decir que es el proceso ecosistémico mediante el cual la actividad de abejas silvestres sobre los distintos cultivos permite que estos sean polinizados, beneficiando de manera indirecta al ser humano ya que este puede aprovechar la producción de frutos/semillas de las cultivos (Kremen *et ál.* 2007; Fisher *et ál.* 2009); tanto la interacción como el valor de esta depende del contexto en que ocurran, ya que influyen factores ecológicos, políticos, económicos, sociales y políticos (E).

Este valor del servicio de polinización, puede retroalimentar el ambiente político o económico, lo que a su vez afecta las decisiones sobre el uso de la tierra y su manejo e influencia el grado de disturbios así como los tipos a escala local y de paisaje. Por ejemplo, Ricketts *et ál.* (2004), estimaron el valor que representa el bosque tropical para el cultivo del café en cuanto a la provisión de servicios de polinización mediante experimentos de polinización (exclusión-no exclusión de polinizadores) en gradientes de distancia replicados en una finca cafetalera en San Isidro del General, Costa Rica. Encontraron que a una distancia aproximada de un kilómetro del bosque, los polinizadores del café aumentan los rendimientos en un 20%; por otro lado, determinaron el valor de polinización de los fragmentos de bosque cercanos al cultivo en sesenta mil dólares al año, cifra considerable la cual se compara con los ingresos producidos por usos de la tierra alternos a la conservación de bosque (i.e. ganado, caña) y que supera con creces los pagos por servicios ambientales. Por lo tanto, políticas que reconozcan el valor del servicio de polinización y le paguen de manera correspondiente a los dueños de la tierra podrían incentivar la conservación del bosque.

Por su parte, Lonsdorf y colaboradores (2009), proponen un modelo cuantitativo para predecir la abundancia de polinizadores en un paisaje; el modelo predice la abundancia relativa de polinizadores utilizando como insumos información sobre los recursos florales, distancias de pecoreo, recursos para anidación (los cuales pueden ser obtenidos de estudios de campo o consulta a experto) e información sobre el tipo de cobertura del suelo. Se le asigna a los distintos usos de suelo valores entre 0-1 de acuerdo a los recursos que puede proveer. El valor 1 representa el uso de suelo ideal como hábitat de nidificación (este sería el bosque). Luego, a partir de estas áreas de anidación, predice las abundancias relativas de polinizadores en fincas que requieren servicios de polinización mediante índices. Entre las

limitaciones de este modelo se encuentran que solamente incluye la cobertura del suelo, para predecir la abundancia de polinizadores, cuando en realidad hay varios factores que también influyen; además no incluye eventos estocásticos o aleatorios, que pueden de una u otra manera afectar la viabilidad a largo plazo de polinizadores (no provee una estimación de la viabilidad de la población en el tiempo ni de su dinámica). Tallis *et ál.* (2011), desarrollaron una herramienta llamada InVEST para evaluar cómo la estructura y función de un ecosistema afecta los flujos y valores de los servicios ecosistémicos. Esta herramienta posee varios modelos, uno de los cuales se enfoca en las abejas silvestres y el servicio de polinización que proveen; este modelo utiliza estimados de la disponibilidad de sitios de anidamiento, recursos florales y distancias de vuelo de abejas para mapear un índice de abundancia de abejas en el paisaje. También utiliza información sobre la distancia de vuelo para estimar un índice de abundancia de abejas visitando cultivos de fincas en el paisaje, por lo tanto, permite calcular el valor de estas abejas para la producción agrícola en cada finca, así como el valor de los sitios fuente de polinizadores en el paisaje. La modelación se basa en un mapa de cobertura/uso del suelo, el cual se divide en una grilla de celdas cuadradas, donde a cada una se le asigna un tipo cobertura/uso del suelo. Para cada celda el modelo requiere de estimados sobre la disponibilidad de sitios para nidificación y disponibilidad de flores; los cuales se obtienen de investigaciones previas en el paisaje donde se desea modelar el servicio o bien de acuerdo a criterio de experto. La disponibilidad se expresa en forma de índices relativos (entre 0 y 1). La disponibilidad de flores se puede considerar individualmente de acuerdo a temporadas de ser necesario, y la disponibilidad de sitios para nidificación se puede estimar de manera separada para múltiples gremios de anidadores (p.ej. anidadores terrestres, anidadores de cavidades, etc.). También se requiere una distancia de pecoreo típica para cada especie de polinizador, se puede obtener igualmente de investigaciones previas, aproximados de acuerdo a tamaño de cuerpo, o basado en opinión de experto. Entonces, en resumen el modelo requiere como insumos:

- Mapa de uso/tipo cobertura del suelo
- Tabla de especies o gremios de polinizadores
- Tabla de atributos del uso/tipo cobertura del suelo

Al igual que el anterior modelo, debido a su simplicidad tiene ciertas limitaciones: la predicción de abundancia de polinizadores y su valorización utiliza índices de 0-1, debido que la información que necesita no se encuentra fácilmente disponible; no incluye la dinámica de la población en el tiempo, por lo tanto, no permite evaluar la sostenibilidad de esta en un paisaje determinado de acuerdo a sus características; no considera el tamaño de parches y fragmentos al estimar la abundancia (existe información que sugiere que las abejas responden de distinta manera a estas variables) (Kremen *et ál.* 2004; Ricketts 2004). Asimismo, los polinizadores posiblemente son afectados por características a nivel local, que no son detectables en los mapas convencionales de cobertura del suelo. Por último, no considera los polinizadores manejados (como las abejas melíferas), lo que influye en la evaluación del servicio de polinización, ya que no se pueden comparar los costos y beneficios de invertir en el capital natural (manejo y uso del suelo para favorecer comunidades de abejas silvestres) e invertir en tecnología (representada en este caso por las colonias de abejas melíferas que se utilizan para polinizar cultivos).

3. BIBLIOGRAFÍA

- Aizen, MA; Garibaldi, LA; Cunningham, SA; Klein, AM. 2008. Long-term global trends in crop yield and production reveal no current pollination shortage but increasing pollinator dependency. *Current Biology* 18 (20):1572-1575.
- Alvarado, M; Rojas, G. 1998. El cultivo y beneficiado del café. San José, CR, EUNED. 184.
- Andersson, E. 2006. Urban landscapes and sustainable cities. *Ecology and Society* 11(1):34.
- Avelino, J; Romero-Gurdián, A; Cruz-Cuellar, HF; Declerck, FAJ. 2012. Landscape context and scale differentially impact coffee leaf rust, coffee berry borer, and coffee root-knot nematodes. *Ecological Applications* 22(2):584-596.
- Baguette, M; Van Dyck, H. 2007. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape Ecology* 22(8):1117-1129.
- Baum, KA; Haynes, KJ; Dilleuth, FP; Cronin, JT. 2004. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. *Ecology* 85(10):2671-2676.

- Bennett, AF. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Gland, SW, UICN. v. 1, p. 309.
- Bennett, GM, K.J. . 2006. Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. Montreal, CN. , Secretariat of the Convention on Biological Diversity
- Brosi, BJ; Armsworth, PR; Daily, GC. 2008. Optimal design of agricultural landscapes for pollination services. *Conservation Letters* 1(1):27-36.
- Brosi, BJ; Daily, GC; Shih, TM; Oviedo, F; Durán, G. 2007b. The effects of forest fragmentation on bee communities in tropical countryside. *Journal of Applied Ecology* 45(3):773-783.
- Cambrony, HR. 1992. Coffee growing. Wageningen, ND, The Tropical Agriculturalist – CTA Macmillan. p. 119.
- Canet, L. 2003. Ficha técnica del Corredor Biológico Turrialba – Jiménez. MINAE ed. San José, CR, MINAE. 75.
- Canet, L. 2007. Herramientas para el Diseño, Gestión y Monitoreo de Corredores Biológicos en Costa Rica. Mg.Sc. Turrialba, CR, CATIE. 207p.
- Canet, L. 2008. Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca. Ficha Técnica. . Turrialba, Costa Rica, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza/CATIE y The Nature Conservancy/TNC 97.
- Collinge, SK. 2000. Effects of grassland fragmentation on insect species loss, colonization, and movement patterns. *Ecology* 81(8):2211-2226.
- Corredor Biológico Mesoamericano (CBM-CR), CR. 2002. El Corredor Biológico Mesoamericano en CR. Managua, Nicaragua, Proyecto para la Consolidación del Corredor Biológico Mesoamericano. v. 3, 87.
- Cranmer, L; McCollin, D; Ollerton, J. 2012. Landscape structure influences pollinator movements and directly affects plant reproductive success. *Oikos*.
- Charrier, A; Eskes, B. 2004. Botany and genetics of coffee. *In* Wintgens, JN. ed. 2004. Coffee: growing, processing, sustainable production: a guidebook for growers, processors, traders, and researchers. Corseaux, SW, WILEY-VCH. 385-390 p.
- Chetkiewicz, CLB; St. Clair, CC; Boyce, MS. 2006. Corridors for conservation: integrating pattern and process. *Annual review of ecology, evolution, and systematics* (37):317-342.
- Descroix, F; Snoeck, J. 2004. Environmental factors suitable for coffee cultivation. *In* Wintgens, JN. ed. 2004. Coffee: growing, processing, sustainable production: a guidebook for growers, processors, traders, and researchers. Corseaux, SW, WILEY-VCH.

- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*:487-515.
- Fernández, CE; Muschler, RG. 1999. Aspectos de sostenibilidad de los sistemas de cultivo de café en América Central. *In* Bertrand, B; Rapidel. eds. 1999. *Desafíos de la Caficultura en Centroamérica*. San José, Costa Rica, IICA. 69-96 p.
- Fisher, B; Turner, RK; Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68(3):643-653.
- Flores, J. 2001. Biodiversidad funcional en cafetales: el rol de la diversidad vegetal en la conservación de abejas y el papel de estas en la producción de café. Mg.Sc. Turrialba, CR, CATIE. 76 p.
- Garibaldi, LA; Steffan-Dewenter, I; Kremen, C; Morales, JM; Bommarco, R; Cunningham, SA; Carvalheiro, LG; Chacoff, NP; Dudenhöffer, JH; Greenleaf, SS. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecol Lett* 14(10):1062-1072.
- Gilbert-Norton, L; Wilson, R; Stevens, JR; Beard, KH. 2010. A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. *Conservation Biology* 24(3):660-668.
- Gordon, C; Manson, R; Sundberg, J; Cruz-Angón, A. 2007. Biodiversity, profitability, and vegetation structure in a Mexican coffee agroecosystem. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118(1):256-266.
- Greenleaf, SS; Williams, NM; Winfree, R; Kremen, C. 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153(3):589-596.
- Haddad, NM; Bowne, DR; Cunningham, A; Danielson, BJ; Levey, DJ; Sargent, S; Spira, T. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84(3):609-615.
- Holzschuh, A; Steffan-Dewenter, I; Kleijn, D; Tscharntke, T. 2006. Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology* 44(1):41-49.
- Holzschuh, A; Steffan-Dewenter, I; Tscharntke, T. 2009. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology* 79(2):491-500.
- Icafé. 2011. Informe sobre la actividad cafetalera de costa rica. San José, CR, Icafé. p. 99.
- _____. 2012. Sitio Oficial del ICAFE CR. Consultado 28 agosto Disponible en <http://www.icafe.go.cr/#>
- _____. 2013. Informe sobre la actividad cafetalera de Costa Rica. Consultado 12 enero, 2014 Disponible en:

http://www.icafe.go.cr/sector_cafetalero/estadsticas/infor_activ_cafetal/actual/InformeActividadCafetalera.pdf

- Jauker, F; Diekötter, T; Schwarzbach, F; Wolters, V. 2009. Pollinator dispersal in an agricultural matrix: opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology* 24(4):547-555.
- Kevan, PG. 1999. Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 74(1):373-393.
- Klein, AM; Steffan-Dewenter, I; Tscharntke, T. 2003a. Bee pollination and fruit set of *Coffea arabica* and *C. canephora* (Rubiaceae). *American Journal of Botany* 90(1):153-157.
- Klein, AM; Steffan-Dewenter, I; Tscharntke, T. 2003b. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270(1518):955-961.
- Klein, AM; Vaissiere, BE; Cane, JH; Steffan-Dewenter, I; Cunningham, SA; Kremen, C; Tscharntke, T. 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 274(1608):303-313.
- Klein, AM; Cunningham, SA; Bos, M; Steffan-Dewenter, I. 2008. Advances in pollination ecology from tropical plantation crops. *Ecology* 89(4):935-943.
- Kremen, C; Williams, NM; Bugg, RL; Fay, JP; Thorp, RW. 2004. The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecol Lett* 7(11):1109-1119.
- Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecol Lett* 8(5):468-479.
- Kremen, C; Williams, NM; Aizen, MA; Gemmill-Herren, B; LeBuhn, G; Minckley, R; Packer, L; Potts, SG; Steffan-Dewenter, I; Vázquez, DP. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecol Lett* 10(4):299-314.
- Kruess A, Tscharntke, T. 2000. Species richness and parasitism in a fragmented landscape: experiments and field studies with insects on *Vicia sepium*. *Oecologia* 122: 129-137.
- Laurance, WF. 2008. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation* 141(7):1731-1744.

- Lonsdorf, E; Kremen, C; Ricketts, T; Winfree, R; Williams, N; Greenleaf, S. 2009. Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Annals of Botany* 103(9):1589-1600.
- MacArthur, RH; Wilson, EO. 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*:373-387.
- MEA. 2005. Millenium Ecosystem Assessment: synthesis report. Island, Washington, DC RRF. p. 49.
- Miller, K; Chang, E; Johnson, N. 2001. En busca de un enfoque común para el Corredor Biológico Mesoamericano. World Resources Institute. p. 49
- Murray, TE; Kuhlmann, M; Potts, SG. 2009. Conservation ecology of bees: populations, species and communities. *Apidologie* 40(3):211-236.
- Murrieta, E; Finegan, B; Delgado, D; Villalobos, R; Campos, J. 2007. Propuesta para una red de conectividad ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* (51-52):69-76.
- Muschler, RG. 2004. Shade management and its effect on coffee growth and quality. *In* Wintgens, JN. ed. 2004. Coffee: growing, processing, sustainable production: a guidebook for growers, processors, traders, and researchers. Corseaux, SW., WILEY-VCH. p. 14. 390-417 p.
- Noss, R F (2004) Can urban areas have ecological integrity? In *Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium, Arizona, USA, 1-5 May 2004*.pp.3-8
- Ochoa-Gaona, S. 2008. Una perspectiva de paisaje en el manejo del Corredor Biológico Mesoamericano. *In* Harvey, CAS, J.C. . ed. 2008. Evaluación y conservación de la biodiversidad en paisajes fragmentados de Mesoamérica. Santo Domingo de Heredia, CR, , Instituto Nacional de Biodiversidad. p. 2. 31-46 p.
- Perfecto, I; Rice, RA; Greenberg, R; Van der Voort, ME. 1996. Shade coffee: a disappearing refuge for biodiversity. *BioScience* 46(8):598-608.
- Perfecto, I; Vandermeer, J; Mas, A; Pinto, LS. 2005. Biodiversity, yield, and shade coffee certification. *Ecological Economics* 54(4):435-446.
- Philpott, SM; Uno, S; Maldonado, J. 2006. The importance of ants and high-shade management to coffee pollination and fruit weight in Chiapas, Mexico. *Arthropod Diversity and Conservation*:473-487.
- Primack, R; Roíz, R; Feinsinger, P; Dirzo, R; Massardo, F. 2001. Fundamentos de conservación biológica. México DF, Fondo de Cultura Económica. p. 797.

- Ricketts, TH. 2004. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology* 18(5):1262-1271.
- Ricketts, TH; Daily, GC; Ehrlich, PR; Michener, CD. 2004. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(34):12579-12582.
- Ricketts, TH; Regetz, J; Steffan-Dewenter, I; Cunningham, SA; Kremen, C; Bogdanski, A; Gemmill-Herren, B; Greenleaf, SS; Klein, AM; Mayfield, MM. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecol Lett* 11(5):499-515.
- Rosenberg, DK; Noon, BR; Meslow, EC. 1997. Biological corridors: form, function, and efficacy. *BioScience*:677-687.
- Roubik, DW. 2002a. Feral African bees augment neotropical coffee yield. *In* Kevan, PIF, V.L. ed. 2002a. *Pollinating bees: the conservation link between agriculture and nature*. Brazilia, Brazil Ministry of Environment 255-266 p.
- _____. 2002b. The value of bees to the coffee harvest. *Nature* 417(6890):708.
- Rutledge, D. 2003. Landscape indices as measures of effects of fragmentation: can patternreflect process? Wellington, NZ, Department of Conservation. 27. (98)
- Saito, M. 2004. Sustainable coffee production. *In* Wintgens, JN. ed. 2004. *Coffee: growing, processing, sustainable production: a guidebook for growers, processors, traders, and researchers*. Corseaux, SW, , WILEY-VCH. p. 13. 385-390 p.
- Samper, M. 1999. Aspectos de sostenibilidad de los sistemas de cultivo de café en América Central. *In* Bertrand, B; Rapidel, B. eds. 1999. *Desafíos de la Caficultura en Centroamérica*. San José, Costa Rica, IICA. p. 1. 69-96 p.
- Samways, M; Bazelet, C; Pryke, J. 2010. Provision of ecosystem services by large scale corridors and ecological networks. *Biodiversity and Conservation* 19(10):2949-2962.
- Steffan-Dewenter, I; Münzenberg, U; Bürger, C; Thies, C; Tschardt, T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83(5):1421-1432.
- Tallis, HT; Ricketts, T; Guerry, AD; Wood, SA; Sharp, R; Nelson, E; Ennaanay, D; Wolny, S; Olwero, N; Vigerstol, K; Pennington, D; Mendoza, G; Aukema, J; Foster, J; Forrest, J; Cameron, D; Arkema, K; Lonsdorf, E; Kennedy, C; Verutes, G; Kim, CK; Guannel, G; Papenfus, M; Toft, J; Marsik, M; Bernhardt, J. (2011). *InVEST 2.3.0 User's Guide: The Natural Capital Project*, Stanford

- Tilman, D; Fargione, J; Wolff, B; D'Antonio, C; Dobson, A; Howarth, R; Schindler, D; Schlesinger, WH; Simberloff, D; Swackhamer, D. 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* 292(5515):281-284.
- Tscharntke, T; Klein, AM; Kruess, A; Steffan-Dewenter, I; Thies, C. 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. *Ecol Lett* 8(8):857-874.
- Townsend, PA; Levey, DJ. 2005. An experimental test of whether habitat corridors affect pollen transfer. *Ecology* 86(2):466-475.
- Turner, MG; Gardner, RH; O'Neill, RV. 2001. *Landscape ecology in theory and practice*. Ann Arbor, Michigan, EEUU, Edwards Brothers, Inc. 404.
- Veddeler, D; Olschewski, R; Tscharntke, T; Klein, AM. 2008. The contribution of non-managed social bees to coffee production: new economic insights based on farm-scale yield data. *Agroforestry systems* 73(2):109-114.
- Vergara, CH; Badano, EI. 2009. Pollinator diversity increases fruit production in Mexican coffee plantations: The importance of rustic management systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129(1):117-123.
- Viana, BF; Boscolo, D; Neto, EM; Lopes, LE; Lopes, AV; Ferreira, PA; Pigozzo, CM; Primo, LM. 2012. How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination services? *Journal of Pollination Ecology* 7.
- Watling, JI; Nowakowski, AJ; Donnelly, MA; Orrock, JL. 2011. Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. *Global Ecology and Biogeography* 20(2):209-217.
- Winfree, R; Williams, NM; Dushoff, J; Kremen, C. 2007. Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecol Lett* 10(11):1105-1113.
- Winfree, R; Kremen, C. 2009. Are ecosystem services stabilized by differences among species? A test using crop pollination. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276(1655):229-237.
- Wintgens, JN. 2004. The coffee plant. *In* Wintgens, JN. ed. 2004. *Coffee: growing, processing, sustainable production: a guidebook for growers, processors, traders, and researchers*. Corseaux, SW, WILEY-VCH. 1-24 p.
- Zhang, W; Ricketts, TH; Kremen, C; Carney, K; Swinton, SM. 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics* 64(2):253-260.

4. ARTÍCULO DE INVESTIGACIÓN. Comunidades de abejas polinizadoras de café en bosques y cafetales del Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica: efectos de la fragmentación y la conectividad ecológica.

RESUMEN

Los corredores biológicos, como estrategia de conservación, pueden ser una herramienta para encontrar satisfacer las necesidades humanas sin alterar de manera significativa los ecosistemas. Entre los beneficios que pueden surgir de un corredor biológico, se encuentra el servicio de polinización mediado por abejas. El presente estudio determina el efecto que tiene la presencia de un corredor biológico sobre la comunidad de abejas y el servicio de polinización que proveen en cafetales. La investigación se llevó a cabo en el Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca (CBVCT) ubicado al sureste de la Cordillera Volcánica Central Talamanca. Se seleccionaron 15 cafetales colindantes con parches de bosque, en los cuales se establecieron dos transectos de 200m de longitud que abarcaron desde el bosque hasta el cafetal; los transectos se recorrieron entre 8-11am y 1-5pm. Cada cafetal se visitó tres veces entre enero y julio. Se registraron datos de riqueza, abundancia y composición de abejas; también se colectó datos sobre variables de paisaje y variables locales a nivel de finca. La mayor diversidad de abejas se encuentra en cafetales dentro del corredor, mientras que la riqueza y abundancia está correlacionada con la cobertura boscosa y el nivel de conectividad que ésta presenta en el paisaje. Se encontró que los cafetales se benefician de la polinización por abejas. La evidencia sugiere que los corredores biológicos contribuyen en el servicio de polinización mediado por abejas y que inciden sobre la diversidad y composición de la comunidad de estas.

Palabras clave: comunidad de abejas, polinización, corredores biológicos, diversidad, composición.

1. INTRODUCCIÓN

Las abejas responden de distintas maneras a la configuración del paisaje y a la configuración de su hábitat inmediato (es decir a escala local o de sitio específico, por ejemplo, un fragmento de bosque donde anidan) y dependen de la interacción tanto de factores bióticos como abióticos (Kremen *et ál.* 2007).

A nivel de paisaje, los estudios muestran resultados interesantes, ya que usualmente se espera que un tipo de uso de suelo distinto a la cobertura natural impacte de manera negativa a las abejas (Kremen *et ál.* 2004; Ricketts *et ál.* 2008; Garibaldi *et ál.* 2011). No obstante, hábitats seminaturales y antropogénicos, como campos agrícolas, pueden contener mayor abundancia y riqueza de abejas en comparación con hábitats naturales, debido a que el grado de disturbio en estos ambientes permite una mayor variedad de condiciones para que se presenten distintas especies (Brosi *et ál.* 2007a; Winfree *et ál.* 2007). Winfree y colaboradores (2009), realizaron un meta-análisis de estudios que analizaban la abundancia o riqueza de especies de abejas en función del disturbio humano (pérdida de hábitat natural, deforestación, agricultura) y encontraron, que si bien, tanto la riqueza como la abundancia de individuos de las especies fue afectada por disturbios humanos, la magnitud de estos solamente era significativa en sitios donde el hábitat natural remanente era muy poco (>95% del hábitat había sido convertido a otro uso). Por otro lado, se ha encontrado que la riqueza y diversidad de abejas en cultivos y la frecuencia con que estas pecorean en agropaisajes disminuye, conforme aumenta la distancia del cultivo respecto a áreas naturales (Ricketts 2004; Ricketts *et ál.* 2008; Garibaldi *et ál.* 2011).

Los recursos florales y la disponibilidad de sitios para anidar a nivel local determinan, en gran parte, la composición de la comunidad de abejas en un área (Murray *et ál.* 2009). La riqueza de especies de abejas se asocia positivamente con la abundancia de flores; por ejemplo, porciones de tierra cultivadas de manera orgánica pueden tener mayor riqueza de especies de abejas y mayor abundancia de flores en comparación con áreas cultivadas de manera convencional (Holzschuh 2007). Por su parte, Liow y colaboradores (2001), estudiaron la comunidad de abejas en el sureste asiático a lo largo de un gradiente desde un bosque primario hasta bosques secundarios maduros y bosques de especies no nativas;

encontraron que la abundancia de abejas era mayor en bosques primarios, sin embargo, la riqueza era mayor en los bosques secundarios. En cuanto a los requerimientos de anidación, no existe mucha información para la mayoría de las especies (Murray 2009), aunque sí hay algunos ejemplos a partir de los cuales se podría dilucidar un poco la importancia que tiene la disponibilidad de sitios para anidar para estos organismos. Eltz y colaboradores (2002), determinaron que la diversidad, abundancia y tamaño de árboles afectan la densidad de abejas nativas. Potts y colaboradores (2005), atribuyeron un 26% de la variación de la comunidad de abejas en un paisaje mediterráneo a la cantidad de suelo expuesto y cavidades con condiciones para anidar.

Un aspecto a considerar, en cuanto a las tendencias mencionadas en las comunidades de abejas por la perturbación humana en hábitats naturales, es que todavía es difícil estimar la capacidad de diferentes hábitats y de los mosaicos que estos conforman en un paisaje para mantener poblaciones de abejas (Murray *et ál.* 2009). Primero, cada especie tiene atributos distintos (por ejemplo, el potencial de dispersión o la preferencia por ciertas plantas para buscar alimento) y por lo tanto, responde de manera distinta a las condiciones del paisaje; y segundo, como la composición del paisaje circundante es variable, también lo es la disponibilidad de recursos florales y de sitios para anidamiento lo que afecta a su vez la composición de la comunidad de abejas (Liow *et ál.* 2001, Eltz *et ál.* 2002, Kremen 2007, Klein *et ál.* 2008). Es claro, que aunque la comunidad de abejas tenga cierta resiliencia ante cambios en las condiciones naturales (tanto a escala local como de paisaje), como en muchos otros grupos de organismos, experimentan cambios en la composición de especies producto de estos disturbios; por ejemplo, las especies nativas de abejas sin aguijón están más asociadas a parches de hábitat natural, así como las abejas solitarias euglosinas (Ricketts 2004; Brosi *et ál.* 2007a; Brosi *et ál.* 2007b).

El aumento en la porción de tierra ocupada por cultivos, inevitablemente traerá un aumento en la fragmentación de los hábitats naturales (Tillman *et ál.* 2001). Una manera de reducir este impacto sobre los ecosistemas y los servicios que proveen, es el diseño de agropaisajes considerando el uso de corredores biológicos. Los corredores biológicos son estrategias de conservación que permiten que fragmentos de hábitats naturales se conecten en paisajes dominados por la intervención humana (Rosenberg *et ál.* 1998, Bennett 2004,

Chetkiewicz *et ál* 2006). Entre los servicios que los corredores biológicos permitirían conservar se encuentra el servicio de polinización.

En la presente investigación se estudió la comunidad de abejas y el servicio de polinización que brindan con relación a variables de paisaje y de conectividad dentro del Corredor Biológico Cordillera Volcánica Central Talamanca (CBCVCT). en Turrialba, Costa Rica.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La investigación se llevó a cabo en el sureste de Costa Rica, específicamente en la vertiente Caribe de la Cordillera Volcánica Central donde se ubica el Corredor Biológico Cordillera Volcánica Central Talamanca (CBCVCT). Este corredor surge en 2003 dentro del marco del Corredor Biológico Mesoamericano (CBM) con el fin de restablecer la conectividad entre la Reserva de Biosfera Cordillera Volcánica Central y la Reserva de Biosfera Cordillera de Talamanca. Dentro de su extensión (140,000 hectáreas) se localizan los cantones de Paraíso, Jiménez, Turrialba y Alvarado, los cuales pertenecen a la provincia de Cartago (Canet 2008). El rango altitudinal del corredor es amplio, encontrándose entre los 339 y los 3340 msnm, esto determina una gran variabilidad de condiciones ambientales y climáticas. Por su ubicación, las condiciones climáticas que imperan en la zona están influenciadas por los vientos alisios, haciendo que la distribución de las lluvias sea relativamente uniforme a lo largo del año, con un valor promedio mensual de 226 mm, el valor promedio anual es aproximadamente 2700 mm. Los meses más lluviosos son de mayo a diciembre, mientras que de enero a abril la precipitación tiende a disminuir marcadamente, siendo marzo el mes más seco con una precipitación promedio mensual de 89 mm; el promedio mensual de temperatura registrado en la estación meteorológica del CATIE (a partir de registros históricos desde 1958) es de 21.8°C (Salas 2012).

De acuerdo a la clasificación de zonas de vida de Holdridge (1987), en el corredor se encuentran siete zonas de vida y cuatro transiciones, siendo las zonas de vida más representativas el Bosque muy húmedo Premontano y el Bosque muy húmedo Montano bajo (Canet 2008). El uso de suelo con mayor extensión es el bosque (cubre el 51% del

total del corredor) (Canet 2008), y se conforma principalmente por bosque de tipo secundario, pero se pueden encontrar fragmentos de bosques primarios ubicados en su mayoría en la periferia (Murrieta *et ál.* 2007). Hacia el centro del corredor, se encuentra la ciudad de Turrialba donde predomina un agropaisaje compuesto por pasturas (25%), plantaciones de café (9%) y (caña 6%) (Avelino *et ál.* 2012).

El café en esta zona se cultiva entre los 600 y 1300 msnm de altitud, cubriendo un área aproximada de 8500 ha; la actividad cafetalera se desarrolla principalmente en el cantón de Jiménez (Icafé 2012). En las plantaciones de café en Turrialba se encuentran sistemas agroforestales, predominantemente sembrados con las variedades de cafeto Caturra y Catuaí, en conjunto con especies de árboles de sombra, que incluyen especies maderables como *Cordia alliodora*, *Cedrela odorata* y especies de leguminosas como *Erythrina peoppigiana* (Glover y Beer 1986; Llanderal y Somarriba 1999; Avelino *et ál.* 2012). El tipo de sistema de cultivo de café que cada productor utiliza depende de su condición socioeconómica, siendo los productores pequeños los que más utilizan sistemas agroforestales (Llanderal y Somarriba 1999).

Para el corredor se han delimitado dos redes de conectividad estructural: Murrieta *et ál.* (2007) y Brenes (2009). Ambas tratan de identificar y proponer áreas donde se mejore la conectividad en el paisaje, enlazando parches de bosque a través de usos de suelo que faciliten el movimiento de organismos en el paisaje, como zonas con charrales/tacotales y sistemas agroforestales, entre otros. Sin embargo, existen diferencias entre ellas, ya que el análisis realizado por Murrieta *et ál.* (2007) fue hecho en un mapa con escala 1:15000, mientras que Brenes (2009) utilizó un mapa con escala 1:25000, haciendo que el nivel de detalle del análisis de paisaje en este último sea relativamente menos fino (o sea ciertas diferencias no se detectan). Por ejemplo, el número de parches de bosque en el análisis por Murrieta *et ál.* (2007) resultó en un total de 508, mientras Brenes (2009) determinó un total de 301 parches de bosque. Además, el análisis de Murrieta *et ál.* (2007) se realizó cuando el corredor tenía una extensión aproximada de 72 000 hectáreas; posteriormente el área comprendida por el corredor aumentó con la finalidad de cumplir el objetivo de conectar las reservas de biosfera mencionadas previamente (ya que en un principio el corredor solamente pretendía conectar el Parque Nacional Volcán Turrialba, el Monumento Nacional Guayabo, el Refugio Privado de Vida Silvestre La Marta y la Zona Protectora La

Cuenca del río Tuis), por lo tanto, el análisis de Brenes comprende una mayor cantidad de terreno. En este estudio se utilizará la red de conectividad propuesta por Brenes (2009), debido a que esta se trazó incluyendo la nueva extensión del corredor, lo que la convierte en una versión más actualizada en comparación con la red de Murrieta *et ál.* (2007) (Figura 1).

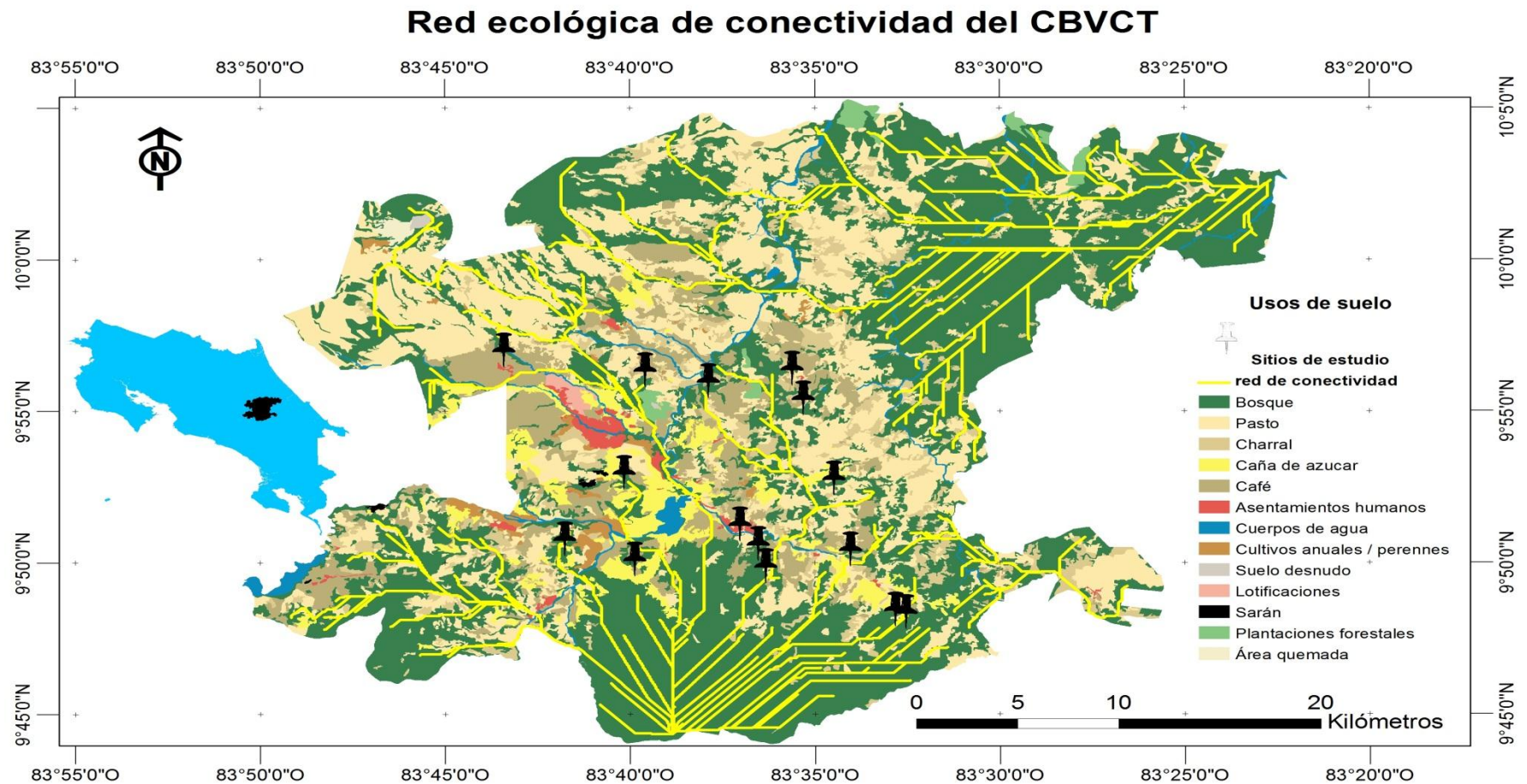


Figura 1. Área de estudio mostrando la red de conectividad del CBVCT, los usos de suelo en el corredor y los sitios de muestreo. Elaboración propia. Fuente: Capas de uso de suelo y red de conectividad elaboradas por Brenes (2009).

2.2. Selección de sitios de estudio

Dentro del área que comprende el CBCVT se seleccionaron un total de 15 sitios los cuales consistieron en cafetales colindantes con fragmentos de bosque natural (Cuadro 1). Los sitios se escogieron siguiendo dos criterios, los cuales se emplearon como tratamientos para los análisis estadísticos.

Cuadro 1. Sitios de estudio de acuerdo a los tratamientos y sus coordenadas geográficas

Sitio de estudio	Tratamientos		Latitud	Longitud
	Ubicación	Cobertura boscosa		
Aquiaries	fuera	<25%	20°13'37.0000"	110°12'13.0000"
Belgravia	dentro	>25%	21°42'23.0000"	109°19'38.0000"
CATIE	dentro	<25%	21°12'15.0000"	109°36'53.0000"
Chitaria	fuera	>25%	22°01'30.0000"	110°21'17.0000"
Claudino	fuera	>25%	21°56'38.0000"	110°39'44.0000"
CPT	fuera	<25%	21°29'36.0000"	109°05'13.0000"
Jico2	dentro	>25%	22°11'02.0000"	108°51'11.0000"
Jico3	dentro	>25%	22°06'19.0000"	108°52'31.0000"
Jurai	dentro	>25%	21°17'01.0000"	109°24'30.0000"
Navara	fuera	<25%	21°23'28.0000"	110°39'07.0000"
NB	dentro	>25%	21°38'27.0000"	109°33'16.0000"
Paca4	fuera	>25%	22°16'01.0000"	109°32'29.0000"
Palangana	dentro	>25%	20°42'58.0000"	109°37'02.0000"
Papayal	dentro	>25%	21°14'51.0000"	110°32'14.0000"
Tuis	dentro	<25%	22°24'12.0000"	109°29'11.0000"

El primer criterio fue de distancia en línea recta con respecto a la red de conectividad desarrollada por Brenes (2009). Las categorías de distancia que se utilizaron fueron: más de 1000 metros (los sitios en esta categoría se consideraron ubicados “fuera” de la red de conectividad) y menos de 1000 metros (los sitios se ubicaron “dentro” de la red de conectividad). La lógica detrás de este criterio se apoyó, por un lado, en la idea de que los sitios ubicados a menos de 1000 m de distancia de la red potencialmente contienen mayores poblaciones de abejas polinizadoras y se benefician de un mejor servicio de polinización, que los que se encuentran a más de 1000 m de distancia, por cuanto, cerca de la red de conectividad existe un mayor cobertura de usos de suelo apropiados para el mantenimiento

y desplazamiento de poblaciones de abejas; y por el otro lado, en la relación que hay entre el tamaño corporal de las abejas y el rango de vuelo, a mayor tamaño mayor es la distancia que pueden desplazarse (Greenleaf *et ál.* 2009). Por lo tanto, en esta investigación se asumió que las abejas no se desplazaron entre sitios de estudio (por ejemplo, no se desplazaron de un sitio ubicado “dentro” de la red a uno ubicado “fuera”), ya que muchas de abejas nativas tropicales poseen tamaños pequeños y consecuentemente las distancias que recorren pecoreando son cortas (<1000m).

El segundo criterio se planteó, de acuerdo a diversos estudios, los cuales sugieren que una cobertura de hábitat natural entre 25-30% en un paisaje favorece la polinización de cultivos (Bodin *et ál.* 2006, Morandin y Winston 2006, Brosi *et ál.* 2008). En esta investigación se estableció una cobertura de 25% de hábitat natural, como umbral para mantener poblaciones de abejas en el paisaje circundante a cada sitio de estudio; debajo de esta cifra, se consideró el paisaje circundante al sitio de estudio como fragmentado, y por lo tanto, con recursos insuficientes para mantener poblaciones de abejas. Consecuentemente, utilizando el mapa de usos de suelo del CBVCT realizado por Brenes (2009), se determinó la cobertura de hábitat natural en un radio de 1 kilómetro, a partir del centro de los cafetales que formaron parte de los sitios de estudio (Figura 2). Además, dentro de cada círculo se analizaron distintas métricas de paisaje (ver sección 2.5).

Como se mencionó previamente, estos criterios se utilizaron como tratamientos para los análisis estadísticos. De esta manera, al combinar ambos criterios se obtuvieron cuatro tratamientos para clasificar los sitios de estudio: Dentro >25% (sitios ubicados a menos de 1000m de la red de conectividad y con más de 25% de cobertura boscosa, en un radio de 1000m). Dentro <25% (sitios ubicados a menos de 1000m de la red de conectividad y con menos de 25% de cobertura boscosa en un radio de 1000m). Fuera >25% (sitios ubicados a más de 1000m de la red de conectividad y con más de 25% de cobertura boscosa en un radio de 1000m) y Fuera <25% (sitios ubicados a más de 1000m de la red de conectividad y con más de 25% de cobertura boscosa en un radio de 1000m). Asimismo, cada sitio de estudio se compuso de dos tipos de hábitat (café y bosque), de manera que se escogieron cafetales adyacentes a bosques naturales principalmente secundarios; los sitios de estudio se clasificaron de acuerdo al tratamiento en el que se encontraron (es decir, Café Fuera

>25%, Bosque Fuera >25%, Café Fuera <25%, Bosque Fuera <25%, Café Dentro >25%, Bosque Dentro >25%, Café Dentro <25% y Bosque Dentro <25%) y se utilizaron también para análisis estadísticos.

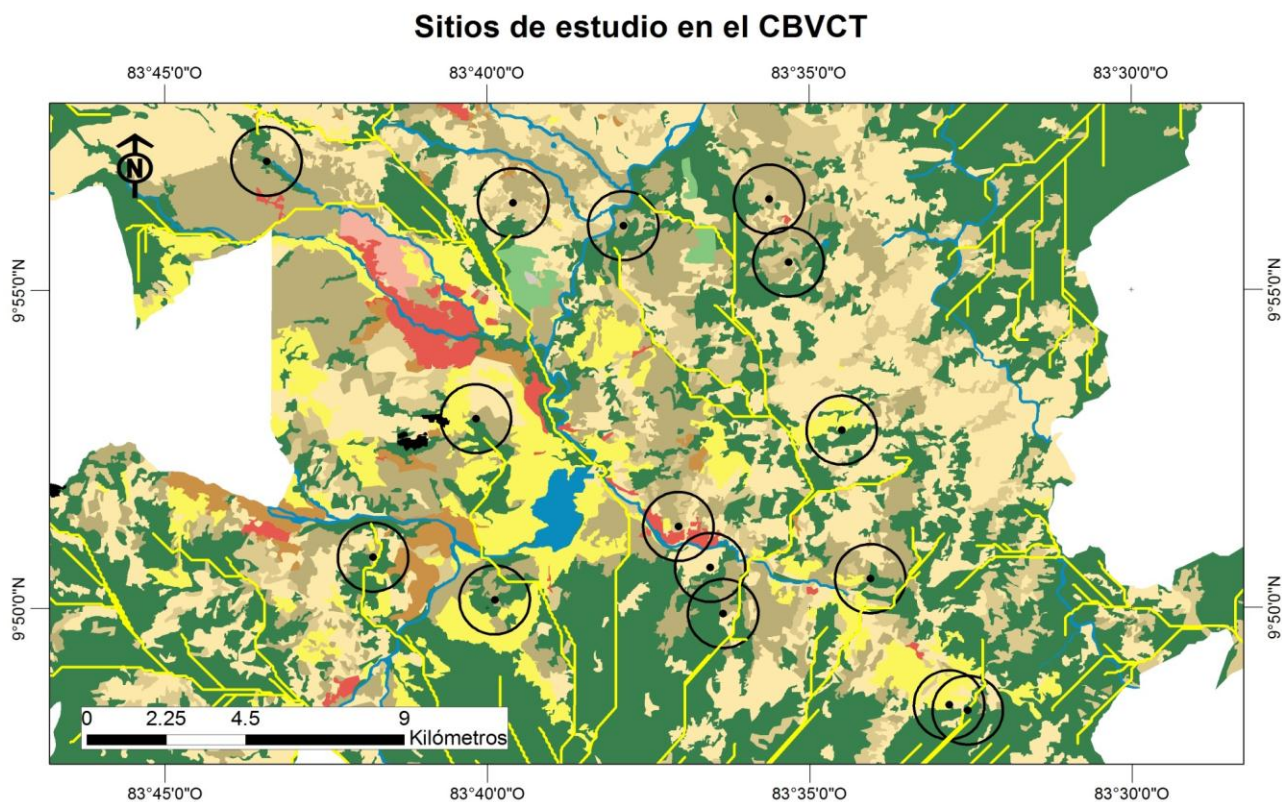


Figura 2. Ubicación de los sitios de estudio respecto a la red de conectividad (línea amarilla). Además se muestra el área alrededor de cada sitio (círculo con borde negro) en la cual se determinó la cobertura boscosa. Elaboración propia. Fuente: Capas de uso de suelo y red de conectividad elaboradas por Christian Brenes.

2.2. Evaluación de la comunidad de abejas polinizadoras

En cada sitio de estudio se establecieron 2 transectos de 200 metros de longitud cada uno y separados entre sí una distancia de 100m. Los transectos se extendieron desde el cafetal hasta el bosque adyacente, tal como se muestra en la Figura 3. Los transectos se ubicaron de manera que estuvieran alejados de los bordes, tanto del cafetal como del bosque, a una distancia entre 50-100 metros, para minimizar impactos ocasionados por el efecto de borde sobre la comunidad de abejas (Ricketts 2004, Chacoff *et ál* 2006). El muestreo de abejas se llevó a cabo en puntos fijos sobre los transectos; estos puntos se ubicaron a partir de los

bordes de cada hábitat (es decir, al borde del cafetal y del bosque respectivamente) y se extendieron hacia el interior de cada uno, distanciándose entre sí 50 metros (ver Figura 3), con el fin de relacionar la distancia al bosque y las características de la comunidad de abejas. Los puntos fijos (de ahora en adelante puntos de muestreo o PM) consistieron en círculos de 10 metros de radio, dentro de los cuales se roció la vegetación con una solución de agua y miel (0.5:0.5) como atrayente de abejas, de acuerdo a la metodología de Liow *et ál.* (2001). Para capturar las abejas se utilizaron redes entomológicas (Kearns y Inouye 1993; Liow *et ál.* 2001). No se utilizaron trampas “botella” o “bee bowls”, comunes en estudios de abejas, por dos razones: la primera es que se ha comprobado que no se desempeñan de manera adecuada bajo el dosel del bosque, debido a la baja captura de individuos y el sesgo que presentan al capturar solamente ciertas especies (Roulston *et ál.* 2007). La segunda razón, es que se consideró que era complejo mantener las trampas en los sitios de colecta. Además se ha comprobado que el uso de redes en estas condiciones es mucho más efectivo (Liow *et ál.* 2001).

Los transectos se recorrieron en dos períodos durante el día: entre las 8 y 11 horas y entre las 14 y 17 horas. El período de muestreo fue entre febrero y julio del 2013; cada sitio de muestreo fue visitado en tres ocasiones distintas de acuerdo a las etapas más representativas de la fenología del café: la floración (se da entre febrero y mediados de abril mayoritariamente), el desarrollo del fruto (entre abril y mayo) y la maduración total del fruto (entre mayo y julio).

En cada transecto, se hizo un recorrido preliminar para aplicar el cebo; 15 minutos después de aplicado el cebo se empezaron a recolectar las abejas (Liow *et ál.* 2001); en cada punto de muestreo se recolectaron las abejas por un lapso de 5 minutos. Durante días lluviosos, no se realizaron muestreos, por lo tanto, no todos los sitios de estudio tienen la misma intensidad de muestreo. Las abejas recolectadas fueron colocadas en un frasco con agua y jabón para ocasionar su muerte (se utilizaron frascos diferentes para cada punto y para cada recorrido diario). Con la ayuda del M.Sc. Eduardo Herrera, funcionario del Programa de Meliponicultura en el Centro de Investigaciones Apícolas Tropicales de la Universidad Nacional de Costa Rica (CINAT-UNA) y experto en taxonomía de abejas nativas, se identificaron las abejas hasta nivel de especie. Sin embargo, en los especímenes que debido

a sus características taxonómicas fueron difíciles de nominarlos (en especial algunas abejas solitarias) se clasificaron hasta el nivel de familia.

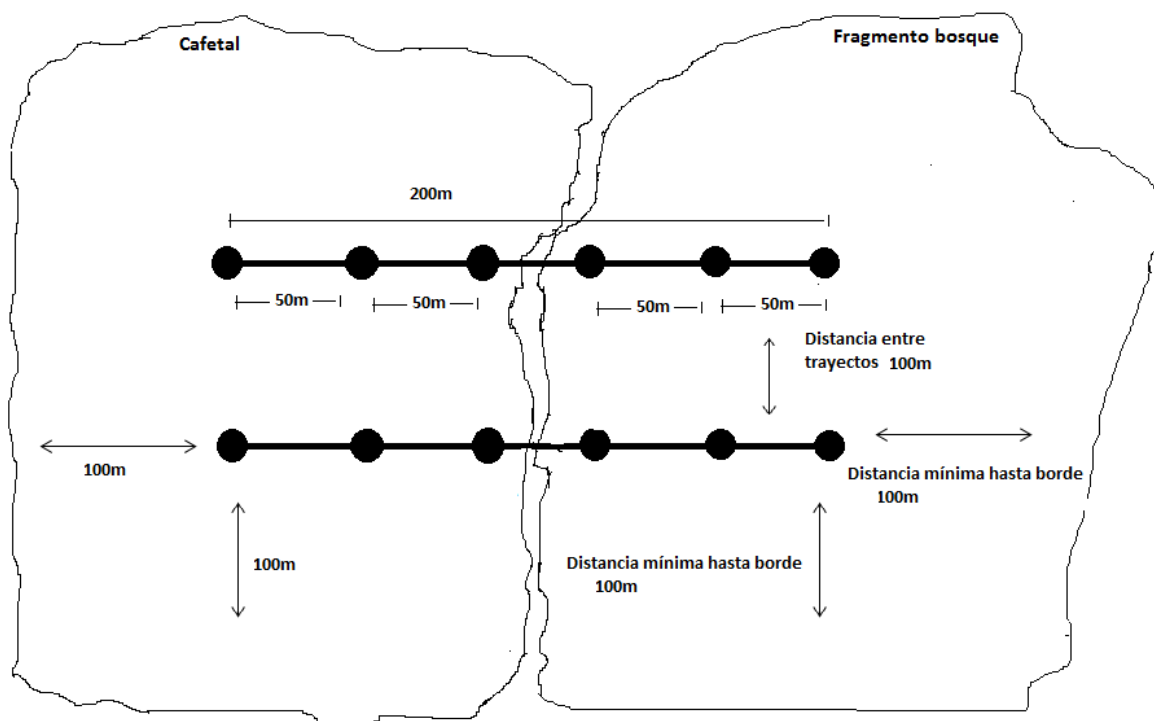


Figura 3. Diseño para el muestreo de abejas en los sitios de estudio, cada círculo representa un punto de muestreo.

2.3. Caracterización de los hábitats muestreados en fincas

Se midieron variables en cada sitio de estudio, con la finalidad de describir las condiciones de los bosques y cafetales evaluados, que podrían incidir sobre la comunidad de abejas. Las variables que se registraron fueron: intensidad de floración en plantas, cobertura de malezas, cobertura vegetal (solamente se midió en cafetales) y plantas con DAP mayor o igual a 5cm.

La intensidad de floración en bosques y cafetales se estimó evaluando ocho plantas dentro de cada punto de muestreo. Para evitar sesgos en la toma de datos (por ejemplo, haber escogido solamente las plantas con mayor floración), las plantas se seleccionaron de manera sistemática, tanto en bosques como en cafetales, a distancias de cinco y diez metros

a partir del centro del PM, utilizando como referencia los puntos cardinales, de manera tal que por cada punto cardinal se midieron dos plantas (ver Figura 4). Sin embargo, en los bosques se registró la intensidad de floración solamente en plantas con una altura entre 1-5 m, ya que resultó imposible evaluar la floración en plantas con una altura mayor (como árboles), debido a limitaciones técnicas (equipo de medición y metodología). A cada planta se aplicó una escala visual categórica, que estima la cantidad de flores observadas: 0 flores, 1-10 flores, 11-100 flores, de 101-1000 flores y más de 1000 flores, a cada categoría se le asignó un porcentaje para facilitar su interpretación, así 0 representa un 0% de floración, 1-10 representa 25% de floración, 11-100 significa 50%, mientras que 100-1000 flores representa un 75% de floración y finalmente más de 1000 representa 100% de floración (Ricketts 2004; Brosi *et ál.* 2007a). La toma de datos sobre la intensidad de floración se realizó igualmente durante el período de muestreo de abejas, sin embargo, debido a limitaciones en cuanto a recurso humano y económico no fue posible visitar todos los cafetales en el momento de su plena floración.

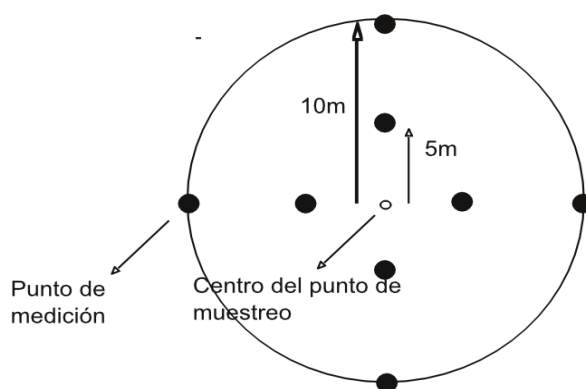
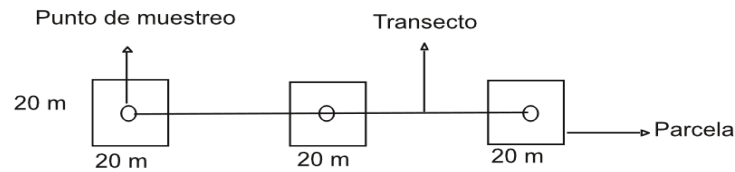


Figura 4. Método de selección de las plantas de café para la medición de la intensidad de floración.

Para cuantificar la cobertura de malezas se adaptó la metodología propuesta por Guharay *et ál.* (2001). En cada punto se colocaron 5 cuadrículas de 50 cm x 50 cm en el suelo, donde se estimó visualmente la cobertura de malezas cubriendo el suelo asignando un porcentaje en una escala de 0-100, donde 100% representa una situación en la que hay máxima cobertura de malezas y no es posible observar el suelo, mientras que 0% representa una ausencia total de cobertura. Las cuadrículas se ubicaron de la siguiente forma: una en el centro del PM y las demás en cada punto cardinal en un radio de 10 metros.

La cobertura vegetal se midió utilizando un densiómetro esférico en parcelas temporales de 20 m x 20 m ubicadas en cada punto de muestreo. Estas parcelas se establecieron colocando el punto de muestreo donde se recolectaron abejas como su centro. Las mediciones de la cobertura vegetal se realizaron en cinco puntos en cada parcela: cuatro se ubicaron en cada uno de los bordes de la parcela y uno se localizó en el centro coincidiendo con el PM de abejas (Figura 4).

A)



B)

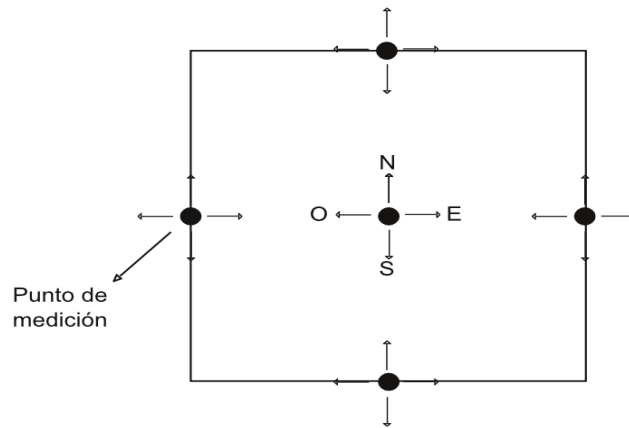


Figura 5. A) Disposición de las parcelas para medir la cobertura vegetal en los transectos utilizados para muestrear las abejas. B) Ubicación de los cinco puntos de medición (círculos negros) en la parcela y las direcciones en las que se realizaron las mediciones (flechas).

El registro de cobertura en los puntos de medición se hizo dirigiendo el densiómetro hacia cada uno de los puntos cardinales, de manera que el valor de cobertura por punto fue el promedio de las cuatro lecturas hechas. Para obtener el dato de cobertura vegetal de la parcela se promediaron los cinco puntos de medición.

Además de las variables mencionadas previamente, se iba a registrar datos sobre el manejo del café, como la edad del cultivo, tiempos de poda, fertilización, etc.; sin embargo, resultó difícil obtener información confiable, ya que algunos de los productores de café debido a su capacidad técnica no tenían registros veraces de esas variables, o bien, no suministraron dicha información.

2.4. Recolección de datos sobre variables de paisaje

Se analizó mediante SIG el uso del suelo circundante a los cafetales en diferentes escalas espaciales, utilizando círculos concéntricos o anidados de acuerdo a la metodología propuesta por Tischendorf y Fahrig (2000). Desde el centro de cada cafetal, se establecieron círculos con radios de 200, 400, 600, 800, 1000, 1500m. La longitud de los radios se debe a las distancias promedio de vuelo y pecoreo de las abejas (Brosi *et ál.* 2007b; Greenleaf *et ál.* 2007). En cada círculo se determinaron las siguientes métricas de paisaje para relacionarlas con la abundancia, diversidad y composición de las comunidades de abejas en cafetales (Rutledge 2003; Mcgarigal *et ál.* 2012): número de parches (NP), composición de parches (número de parches por categorías de uso de suelo), densidad de parches (PD), tamaño promedio de parches (AREA_MN), distancia euclídea promedio al vecino más cercano (ENN_MN; mide la distancia más corta entre dos parches del mismo tipo de uso de suelo por lo que es una medida de conectividad), dimensión fractal promedio de parches (mide el grado de complejidad de la forma de los parches), el índice de contagio (CONTAG, mide el grado de agregación de los parches de un mismo tipo de uso de suelo) riqueza de parches (PR), el índice de diversidad de Shannon (H') y el índice de diversidad de Simpson (1-D). Este análisis se realizó mediante el programa Fragstats 4.0 (Mcgarigal *et ál.* 2012), sobre el mapa del CBVCT elaborado por Brenes (2009) (ver ejemplo en Figura 5).

En algunos casos, la cercanía entre los sitios de estudio ocasionó que al establecer los círculos concéntricos en el análisis SIG estos traslaparan. El presunto problema con lo anterior es que al cuantificar las métricas de paisaje como predictores de la riqueza y abundancia de las abejas en los sitios de estudio, podría haber autocorrelación espacial (es decir variables como la riqueza y abundancia de las abejas en los sitios que traslapan tenderían a tener valores más similares de lo que se esperaría por casualidad precisamente por la cercanía geográfica de los sitios). Sin embargo, se ha demostrado que el traslape entre paisajes no siempre significa que haya falta de independencia espacial (autocorrelación espacial), porque en el modelaje estadístico una de las asunciones principales es la independencia en el error de la variable respuesta (en este caso la riqueza y abundancia de abejas) y no la independencia entre las variables predictoras (las métricas de

paisaje) (Zuckerberg *et al.* 2012). Por lo tanto, para determinar si existía autocorrelación espacial entre los sitios que traslapaban se realizó un análisis de tendencia de superficie o “trend surface analysis” por sus siglas en inglés, es un análisis de regresión que supone que la estructura espacial de la variable respuesta (en este caso las métricas de paisaje) puede ser modelado con un polinomio de las coordenadas geográficas (Legendre y Legendre 1998). Se utilizaron como variables predictoras a las coordenadas geográficas de cada uno de los sitios de estudio mientras que las variables respuesta fueron las métricas de paisaje.

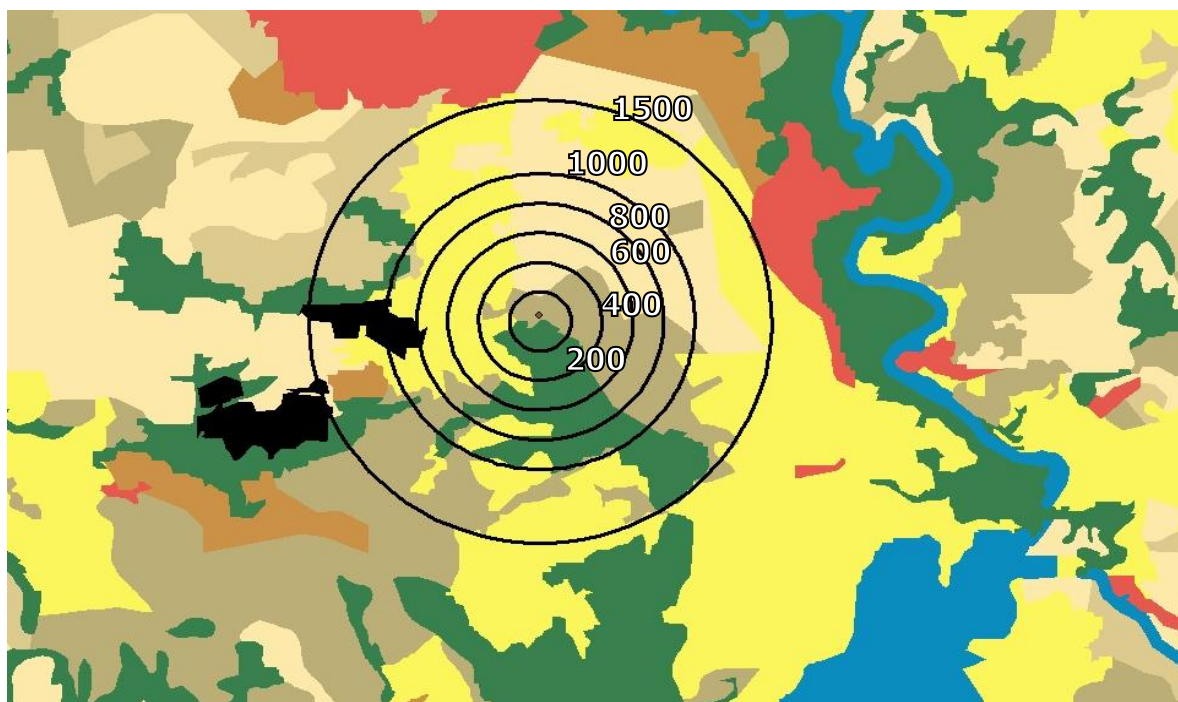


Figura 6. Ejemplo del análisis a nivel de paisaje utilizando los círculos concéntricos, el primer círculo tiene un radio de 200m. A partir de este los demás círculos aumentan en 200m su radio en relación con el anterior exceptuando el más grande cuyo radio es de 1500m. El punto negro representa el centro del cafetal.

2.5. Evaluación del servicio ecosistémico de polinización

Para medir el efecto de las abejas sobre la polinización del café se realizó en seis cafetales un experimento de exclusión de polinizadores (Kearns y Inouye 1993, Flores 2001, Vergara y Badano 2009). Se seleccionaron tres plantas de café en total, una por cada punto de muestreo utilizado para recolectar abejas, Se escogieron y marcaron con cinta

plástica dos pares de bandolas por planta de café que presentaran características similares (altura en la planta, nivel de sombra, longitud); a una de las bandolas de cada par se les colocó una bolsa de tela (tratamiento exclusión-autopolinización, las abejas no tenían acceso a las flores) mientras que a la otra no se le colocó ninguna bolsa que impidiera el acceso de las abejas (tratamiento de polinización abierta), de manera que por planta dos bandolas tenían bolsa y las otras dos restantes no. Esto con el fin de comparar la producción de frutos entre tratamientos. Las bolsas fueron confeccionadas a partir de tela fina con 1.25 mm de abertura de malla y tuvieron una longitud de 90 cm de largo y una abertura de 50 cm de diámetro (ver Anexos) (Badilla y Ramírez 1991, Flores 2001).

Aproximadamente una semana antes de la floración se contaron y se marcaron con pintura blanca las yemas florales de las bandolas seleccionadas de los tratamientos de polinización libre y autopolinización, posteriormente se colocaron las bolsas. Alrededor de 5-7 semanas después se removieron las bolsas. Las yemas se marcaron con pintura para distinguir aquellas que se contaron inicialmente al empezar el experimento de las que se desarrollaron después durante el transcurso del experimento y que no se registraron. Luego de las 5-7 semanas se contó el número total de frutos por rama y se calculó la tasa de producción de frutos por rama, definida como la razón entre el número inicial de yemas florales y el número de frutos en desarrollo. Los totales del número de frutos y de la tasa de producción de frutos por tratamiento (tanto del tratamiento de polinización libre como del tratamiento de autopolinización) se agruparon por cafetal para realizar los análisis estadísticos. Se estimó además la producción total de frutos por planta adaptando la metodología utilizada por el Consejo Nacional del Café de Nicaragua (CONACAFE 2012).

El experimento no se realizó en todos los cafetales utilizados en esta investigación por motivos de logística, ya que no se tuvieron los suficientes recursos financieros y humanos. En un principio el experimento se estableció en ocho cafetales, sin embargo, se tuvieron que descartar dos de estos porque no se pudo terminar el experimento ya que las bolsas fueron robadas de las plantas. De los seis cafetales en los cuales se realizó el experimento, cuatro estaban “dentro” del corredor (tratamiento de ubicación) y tenían >25% de bosque en un radio de 1000m (tratamiento cobertura boscosa); los dos cafetales restantes estaban

“fuera”, uno de los cuales presentó una cobertura boscosa de <25% y el otro una cobertura de >25%.

2.6. Identificación de áreas prioritarias para la conservación de comunidades de abejas polinizadoras

Utilizando el programa de modelación de polinización en paisajes InVEST (Tallis *et ál.* 2011) se crearon mapas de abundancia de polinizadores en el CBCVCT paisaje (abundancia relativa por pixel). Como insumos para la modelación se utilizó el mapa de uso de suelo de Brenes (2009), una tabla con información de la temporada de vuelo, la distancia promedio de pecoreo y el tipo de nidificación de cada una de las especies identificadas en el estudio (estas últimas tres tablas se completaron con la información proporcionada por los expertos Luis Sánchez y Eduardo Herrera); y una tabla de atributos del uso del suelo que contiene información sobre la calidad que cada uso de suelo, representa en términos de sitios para anidar y de fuente de alimento para los polinizadores (ver Anexos). Debido a que no hay estudios previos que caractericen la calidad de los distintos usos del suelo en el CBCVCT, en cuanto a requerimientos ecológicos para las abejas, se utilizó el criterio de experto para generar la información requerida por el modelo en los ámbitos de calidad de hábitat para anidamiento y recursos florales, así como para las distancias de forrajeo. Para esto se entrevistó al M.Sc. Luis Sánchez, académico-investigador y coordinador de la Maestría Apicultura Tropical / Programa de Ecología Apícola de CINAT-UNA y al M.Sc. Eduardo Herrera, asistente del Programa de Meliponicultura y especialista en taxonomía de abejas nativas también de CINAT-UNA; la información proporcionada por los expertos fue complementada con literatura especializada sobre abejas.

Los mapas se crearon de manera ilustrativa para complementar la información generada en esta investigación, por lo que no se sometieron a análisis estadístico alguno principalmente debido a la falta de recursos económicos y de tiempo.

2.7. Análisis de datos

2.7.1. Estructura, diversidad y composición de la comunidad de abejas polinizadoras de café

Para determinar si la riqueza y la diversidad de la comunidad de abejas varía entre los tratamientos empleados (ubicación respecto a la red de conectividad y cobertura boscosa), se estimó la riqueza de especies (S), el índice de diversidad de Shannon (H') y el índice de diversidad inversa de Simpson ($1/D$) agrupando los datos de los sitios de estudio (cada sitio de estudio estuvo conformado por un cafetal colindante con un bosque) pertenecientes a un mismo tratamiento. Con el fin de evitar sesgos, a la hora de calcular estos atributos de la comunidad de abejas, debido a diferencias en el esfuerzo de muestreo, se utilizaron análisis de rarefacción basados en individuos; estos análisis re-muestran sin remplazo el total de N individuos al azar para generar el número esperado de especies en una muestra de n individuos, es decir, estiman S, H' y $1/D$ conforme el número de individuos re-muestreados (o sea n) disminuye desde el número máximo de individuos determinado por N (Gotelli y Colwell 2001). Con los datos generados se construyeron curvas de rarefacción, las cuales se utilizaron para realizar comparaciones entre los tratamientos (Dentro >25%, Dentro <25%, Fuera >25% y Fuera <25%) así como los tipos de hábitat (café y bosque) que conformaron los sitios de estudio dentro de cada tratamiento (es decir: Café Dentro >25%, Bosque Dentro >25%, Café Fuera >25%, Bosque Fuera >25%, Café Dentro <25%, Bosque Dentro <25%, Café Fuera <25%, Bosque Fuera <25%). Se asumió que no hubo diferencias estadísticamente significativas entre estos si los límites de confianza al 95% traslaparon (Colwell *et al.* 2012). Se reportan las abundancias relativas de las especies de acuerdo a los tratamientos. Para H' y $1/D$ se realizó un ANDEVA ($\alpha=0.05$), donde

$$Y_{ij} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \varepsilon_{ij}$$

Y_{ij} = respuesta al i-ésimo nivel del factor ubicación y j-ésimo nivel de factor cobertura boscosa

μ = media general

α_i = efecto que produce el i-ésimo nivel del factor ubicación

β_j = efecto que produce el j-ésimo nivel del factor cobertura boscosa

ε_i = término de error asociado a la ij-esima observación (aleatorio y distribuido normalmente con media cero y varianza constante).

Los análisis se realizaron utilizando los programas EstimateS versión 9 (Colwell 2011) e Infostat versión 2013 (Di Rienzo *et ál.* 2013).

Con el fin de establecer la semejanza en la composición de especies de abejas, entre los sitios de estudio, de acuerdo a los tratamientos empleados, se realizó un Análisis de Conglomerados, empleando el algoritmo de Ward como algoritmo aglomerativo con distancias de Bray-Curtis. Este análisis se realizó utilizando el programa Infostat versión 2013 (Di Rienzo *et ál.* 2013).

2.7.2. Relación entre la intensidad de floración, la cobertura de malezas y la cobertura vegetal (sombra, dap) con la abundancia de abejas

Se realizaron regresiones lineales utilizando como modelo estadístico general:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_k X_{ki} + \varepsilon_i$$

donde,

Y_i = i-ésima observación de la variable dependiente Y (abundancia de abejas y riqueza de abejas)

X_1, X_2, \dots, X_{ki} = i-ésimo valor de las variables regresoras X_1, X_2, \dots, X_{ki} o independientes (intensidades de floración, cobertura malezas en café y cobertura vegetal)

β_0 = parámetro desconocido que representa la ordenada al origen de la recta (indica el valor esperado de la abundancia de abejas cuando $x_1=0, x_2=0, \dots, x_k=0$)

β_1, \dots, β_k = parámetros desconocidos que representan las tasas de cambio en Y frente al cambio unitario de X_1, X_2, \dots, X_k , respectivamente

ε_i = término de error aleatorio (aleatorio y distribuido normalmente con media cero y varianza constante).

Para relacionar la abundancia y riqueza de abejas en cafetales con respecto a la distancia al bosque (recordar que cada sitio de estudio se conformó por un cafetal adyacente a bosque) y a la intensidad de floración en cafetales, se realizaron Modelos Lineales Generales y Mixtos (McCulloch *ét al.* 2008). Primero, se corrió un modelo utilizando como variable respuesta la abundancia y la riqueza de abejas, y como factor la distancia con respecto al bosque (tres niveles con quince repeticiones); los sitios de estudio se consideraron como efectos aleatorios o bloques (ya que poseen variables ambientales que no se pueden controlar y pueden influir en la respuesta de la variable dependiente). Este análisis se hizo para determinar, en primera instancia, la existencia de una interacción entre la distancia al bosque y la riqueza y abundancia de abejas, y de esta manera incorporar la variable de intensidad de floración al modelo, con el fin de relacionar la abundancia y riqueza de abejas con la intensidad de floración en el café y la distancia al bosque. El modelo estadístico utilizado fue el siguiente:

$$Y_{ijk} = \mu + D_i + b_l + \varepsilon_{ijl}$$

donde,

Y_{ij} = es la respuesta observada en el k -ésimo bloque, i -ésimo nivel del factor principal y j -ésimo nivel del factor asociado al factor principal.

μ = es la media general

D_i = factor distancia al bosque del i -ésimo nivel

b_l = efecto del bloque en la interacción del l -ésimo tratamiento

ε_{ij} = término de error aleatorio asociado a la observación Y_{ij} , $\sim N(0, \sigma_b^2)$

Se revisaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas; las variables dependientes e independientes se transformaron a logaritmo o arcseno dependiendo del caso para que se ajustaran a una distribución normal.

Para realizar estos análisis se utilizó el programa Infostat versión 2013 (Di Rienzo *et ál.* 2013).

2.7.3. Servicio ecosistémico de polinización en cafetales

Para determinar la contribución de la comunidad de abejas en la polinización del café en el corredor se realizaron Modelos Lineales Generales y Mixtos (McCulloch *et al.* 2008). Se corrieron dos análisis de manera independiente, empleando como variables respuesta el promedio de la tasa de frutos y el número de frutos de los cafetales en cada sitio de estudio, y como covariables, la riqueza y abundancia de abejas. En ambos análisis el factor en estudio fue el tipo de polinización (dos niveles: autopolinización o polinización abierta, con treinta y seis repeticiones cada uno). Se consideraron a los sitios de estudio como efectos aleatorios. Se realizaron comparaciones entre los tratamientos de autopolinización y polinización abierta, solamente utilizando la prueba LSD de Fisher ($\alpha=0.05$), ya que no se pudo comparar los tratamientos de ubicación y cobertura boscosa por el desbalance en los datos, así como por el tamaño de la muestra (ver sección 2.6).

Se revisaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas; las variables respuesta fueron transformadas a logaritmo para ajustarse a una distribución normal. El modelo general que se utilizó fue el siguiente:

$$Y_{ij} = \mu + t_i + b_j + \varepsilon_{ij}$$

donde,

Y_{ij} = es la respuesta observada en el i -ésimo tratamiento en el j -ésimo sitio de estudio

μ = es la media general de la variable respuesta (tasa de frutos y el número de frutos)

t_i = efecto del tratamiento i (polinización y autopolinización)

b_j = efecto del j-ésimo bloque sobre Y_{ij}

ε_{ij} = término de error aleatorio asociado a la observación Y_{ij} , $\sim N(0, \sigma_b^2)$

Para realizar estos análisis se utilizó el programa Infostat versión 2013 (Di Rienzo *et ál.* 2013)

2.7.4. Patrón y composición del paisaje y su relación con la diversidad y composición de la comunidad de abejas

Como se mencionó en la sección 2, se realizó un análisis de regresión lineal para determinar si hay correlación entre los usos de suelo y la posición geográfica en la que se capturaron las abejas (representada por las coordenadas geográficas de los sitios de estudio). Se utilizaron como variables independientes a las coordenadas geográficas de cada uno de los sitios de estudio mientras que las variables dependientes fueron las métricas de paisaje. El análisis se realizó utilizando el “buffer” de 1500m, ya que a esta escala fue donde se presentaron traslapes entre los “buffers” de algunos sitios de estudio. Se revisaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas El modelo estadístico general utilizado fue el siguiente:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_k x_{ki} + \varepsilon_i$$

donde,

Y_i = i-ésima observación de la variable dependiente Y

x_1, x_2, \dots, x_{ki} =i-ésimo valor de las variables regresoras o independientes x_1, x_2, \dots, x_{ki}

β_0 = parámetro desconocido que representa la ordenada al origen de la recta (indica el valor esperado de la abundancia de abejas cuando $x_1 = 0, x_2 = 0, \dots, x_k = 0$)

β_1, \dots, β_k = parámetros desconocidos que representan las tasas de cambio en Y frente al cambio unitario de x_1, x_2, \dots, x_k , respectivamente

ε_i = término de error aleatorio (aleatorio y distribuido normalmente con media cero y varianza constante).

Debido a que se cuantificaron varias métricas de paisaje, se realizó un análisis previo utilizando pruebas de partición jerárquica (Mac Nally 2002). Estas pruebas se realizan para determinar la contribución independiente de cada variable explicativa (en este caso serían las métricas de paisaje) a la variable respuesta (riqueza y abundancia de abejas) reduciendo problemas relacionados con la colinealidad de variables. A partir de este análisis, se generó una lista donde se muestran las variables ordenadas de acuerdo a su valor I , que es el poder de cada variable para explicar la variable respuesta independientemente de las otras covariables (Mac Nally 2002, Olea *et ál.* 2010). Se consideró que las variables con un valor I mayor a 10 podrían tener relación con la riqueza y abundancia de abejas, por lo tanto, se realizaron MLG y Modelos Aditivos Generalizados (MAG) para determinar cuáles variables tienen una relación estadísticamente significativa con la riqueza y abundancia de especies de abejas. Posteriormente con las variables que tienen relación con la comunidad de abejas se elaboró un cuadro mostrando los valores promedio de ENN por uso de suelo dentro de cada “buffer” de acuerdo al tratamiento de ubicación y sus respectivas desviaciones estándar y coeficientes de variación, con el fin de comparar la conectividad de los usos de suelo dentro y fuera del corredor (Macgarigal *et ál.* 2012).

Por otro lado, en cuanto al comportamiento observado en la composición de especies, se hizo un análisis de selección hacia adelante (Forward Selection) (Legendre y Legendre 1998), con el fin de determinar cuáles son las variables más importantes para explicar la composición (solamente se hizo con métricas de paisaje ya que las condiciones ambientales a nivel de finca eran muy pocas para hacer un análisis de este tipo). Posteriormente, con el fin de establecer las relaciones entre las variables explicativas seleccionadas (métricas de paisaje y condiciones de hábitat a nivel de finca) y la variable respuesta (composición de especies) se realizó un análisis de redundancia (RDA) (Legendre y Legendre 1998). La idea detrás de este análisis consiste en realizar regresiones lineales para representar las variables respuesta como una función lineal de las variables explicativas (regresión multivariada) y después aplicar un Análisis de Componentes Principales (ACP), para visualizar las relaciones en un gráfico biplot o triplot, y así determinar con ayuda de los coeficientes canónicos cuáles variables son más importantes para explicar las relaciones observadas; lo que se hace es buscar las combinaciones de las variables explicativas que explican de mejor

manera las variables respuesta (Legendre y Legendre 1998). Estos análisis se realizaron utilizando los programas QEco e Infostat versión 2013 (Di Rienzo *et ál.* 2013).

3. RESULTADOS

3.1. Caracterización de la comunidad de abejas polinizadoras de café con relación a la red de conectividad ecológica del corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca

3.1.1. Estructura

Se recolectaron un total de 3885 abejas (Cuadro 2). La mayor cantidad de individuos se recolectaron en el tratamiento Dentro >25% (n=2023), seguido de Fuera >25% (n=1279), Fuera <25% (n=293) y Dentro <25% (n=290). En general, el tipo de hábitat en el que se registró una mayor captura de abejas fue en cafetales (n=3805) en comparación con los bosques (n=80). Tanto en los cafetales como en bosques del tratamiento Dentro >25% fue donde se capturó una mayor cantidad de individuos, mientras que los cafetales del tratamiento Fuera <25% y en los bosques de los tratamientos Fuera >25% y Dentro <25% se registró la menor captura de individuos (Cuadro 2). No se encontraron diferencias estadísticamente significativas en el número de individuos capturados de acuerdo al tratamiento de ubicación en el corredor (Figura 7).

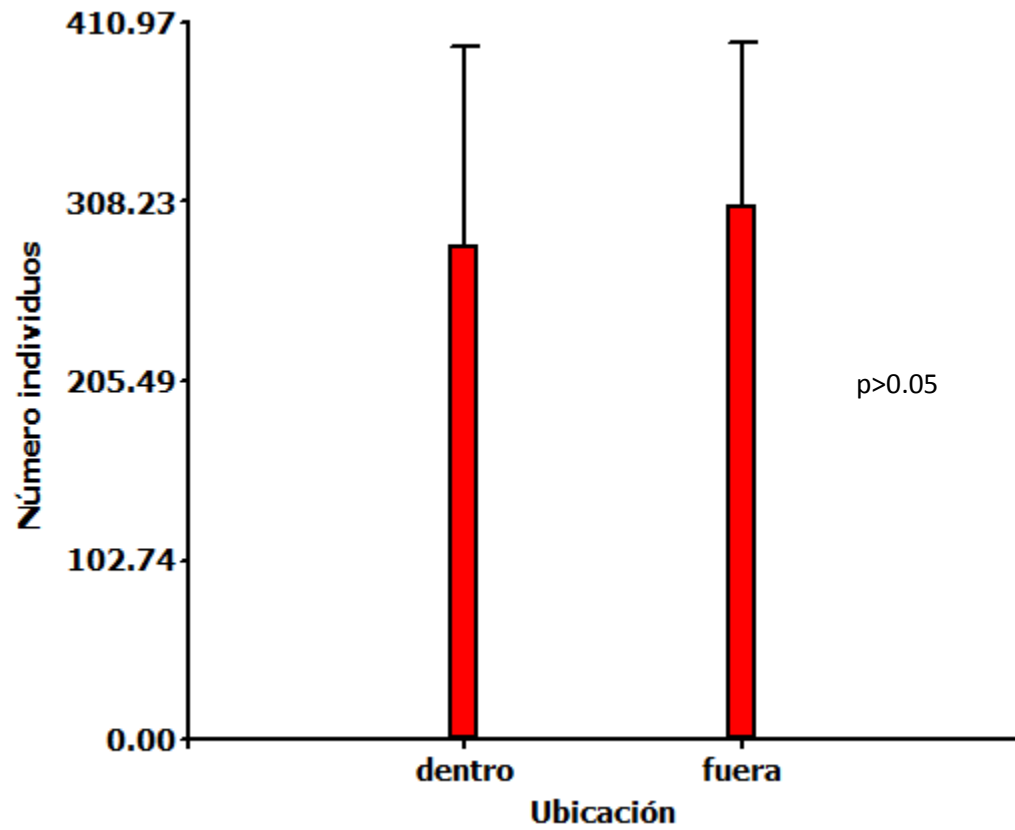


Figura 7. Comparación del número de abejas (prueba T) entre los tratamientos de ubicación en el corredor biológico.

3.1.2. Riqueza y diversidad

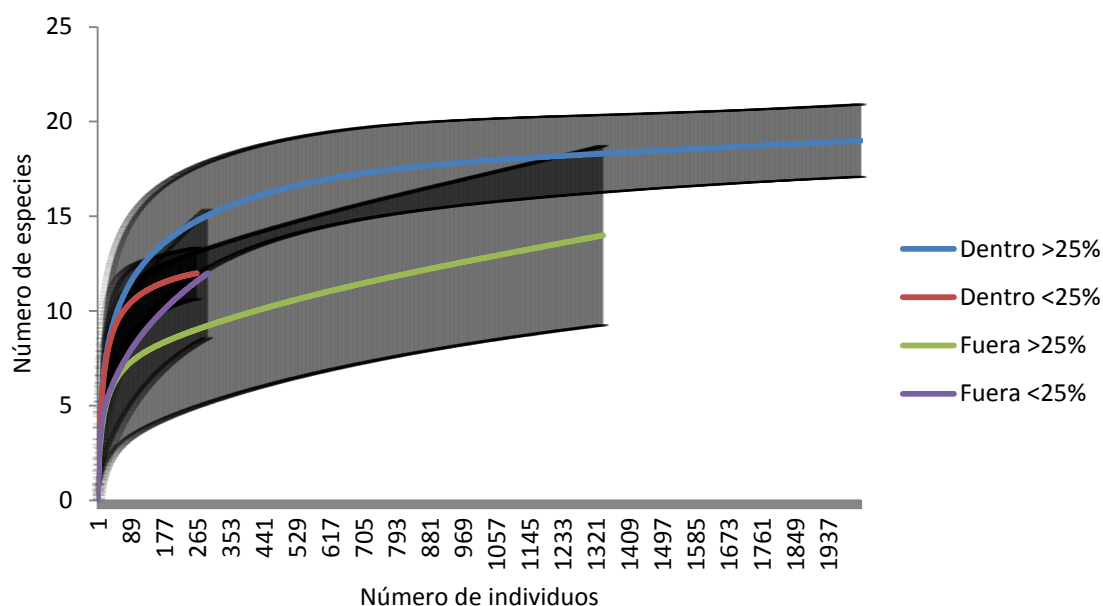


Figura 8 . Curvas de rarefacción de especies de abejas basada en individuos capturadas en el CBVCT de acuerdo al tratamiento (las barras verticales representan intervalos de confianza al 95%).

Se registraron un total de 23 especies pertenecientes a tres familias (Cuadro 2). El tratamiento Dentro >25%, fue donde mayor riqueza de especies se registró (n=19), mientras que el tratamiento Fuera >25% fue el segundo con mayor cantidad de especies (n=14). Los tratamientos Dentro <25% y Fuera <25% fueron en los cuales se registró menor cantidad de especies (n=12 cada uno). Por otro lado, el tipo de hábitat donde se capturaron más especies fue en cafetales pertenecientes a sitios con el tratamiento Dentro >25% (n=19); los cafetales en sitios con el tratamiento Fuera >25% registraron la segunda mayor cantidad de especies (n=13) mientras que en los cafetales en sitios con los tratamientos Dentro <25% y Fuera <25% se capturaron 12 y 11 especies respectivamente; en los bosques en sitios con el tratamiento Dentro >25% se observó un total de 10 especies, la mayor cantidad registrada para este tipo de hábitat en comparación con los bosques de los otros tratamientos ya que en los bosques de sitios con los tratamientos Fuera <25%, Fuera >25% y Dentro <25% se capturaron 5, 4 y 3 especies respectivamente (Cuadro 2).

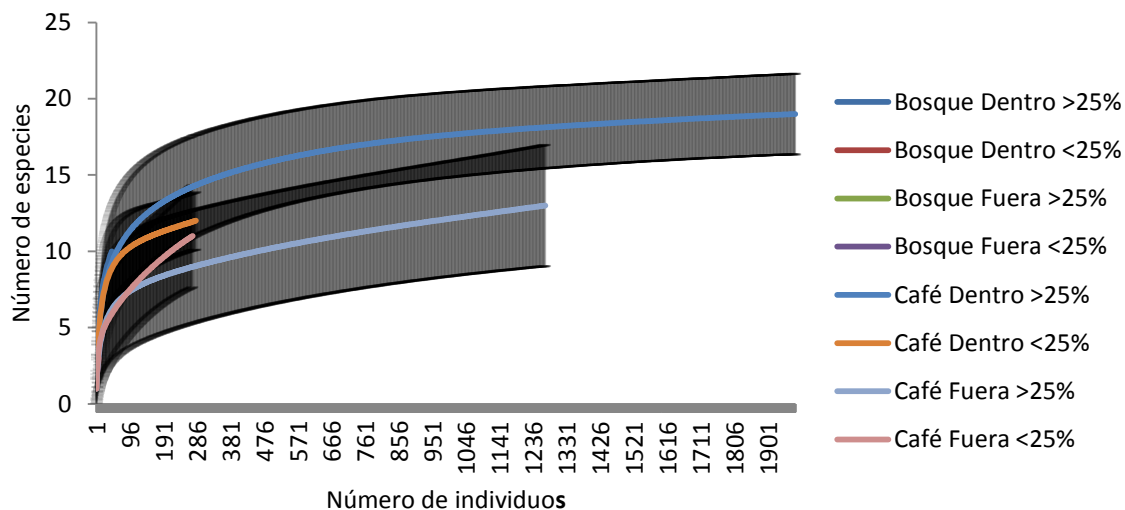


Figura 9. Curvas de rarefacción de especies de abejas capturadas en el CBVCT de acuerdo al tipo de hábitat y el tratamiento (las barras verticales representan intervalos de confianza al 95%).

Las curvas de rarefacción indican que no hay diferencias significativas al comparar la riqueza de especies entre los cuatro tratamientos (Figura 7). Al comparar la riqueza de especies de acuerdo al tipo de hábitat (café o bosque) tampoco se encontraron diferencias estadísticamente significativas (Figura 8).

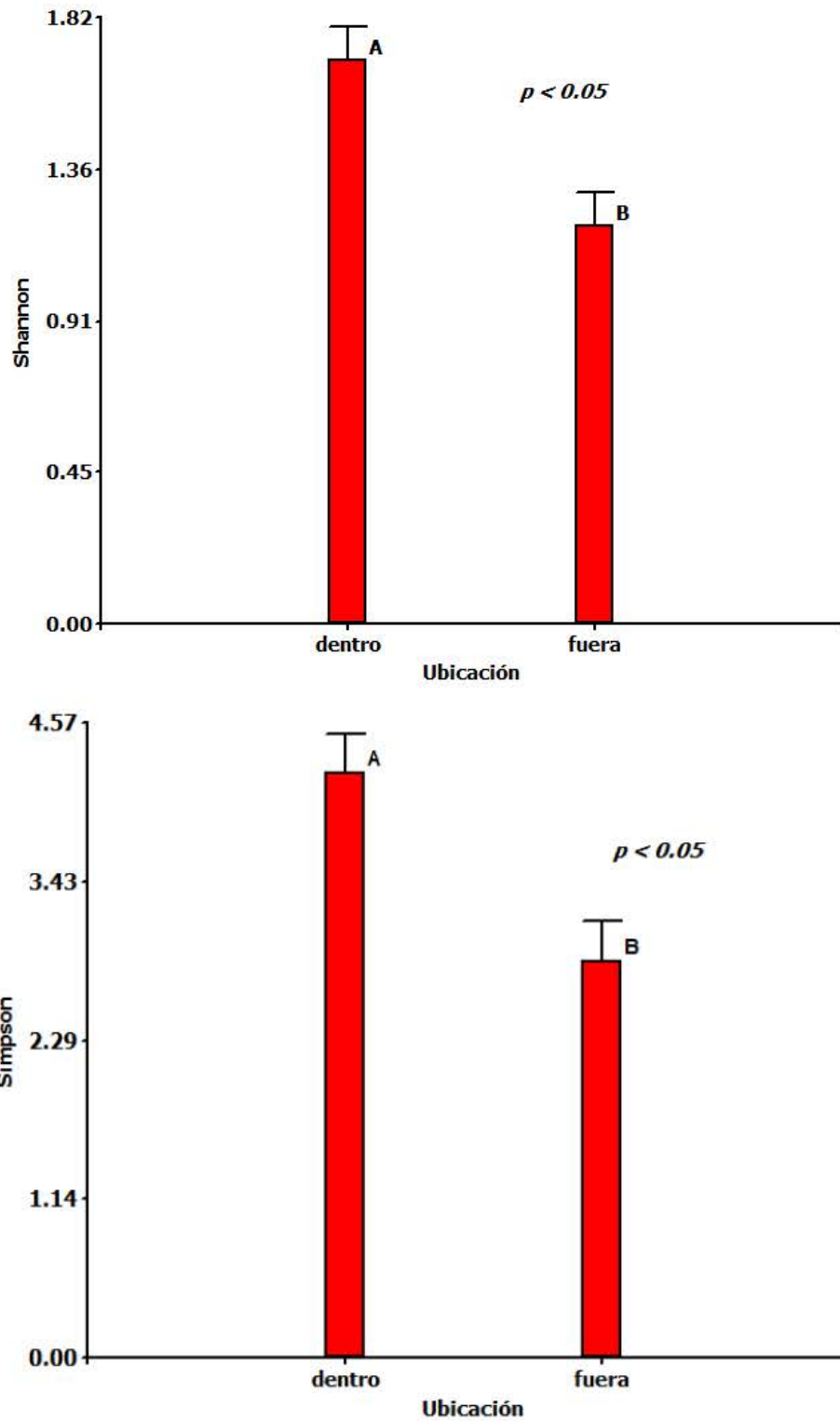


Figura 10. Diversidad estimada de especies según su ubicación en el corredor biológico (dentro o fuera) de acuerdo a los índices de Shannon y Simpson 1/D.

Los índices de Shannon y de Simpson 1/D indicaron que hay diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos de ubicación en cuanto a diversidad de especies ($p < 0.05$) (Figura 9). La diversidad es mayor dentro de la red de conectividad. No hay interacción entre los tratamientos por lo tanto, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) (Figura 10).

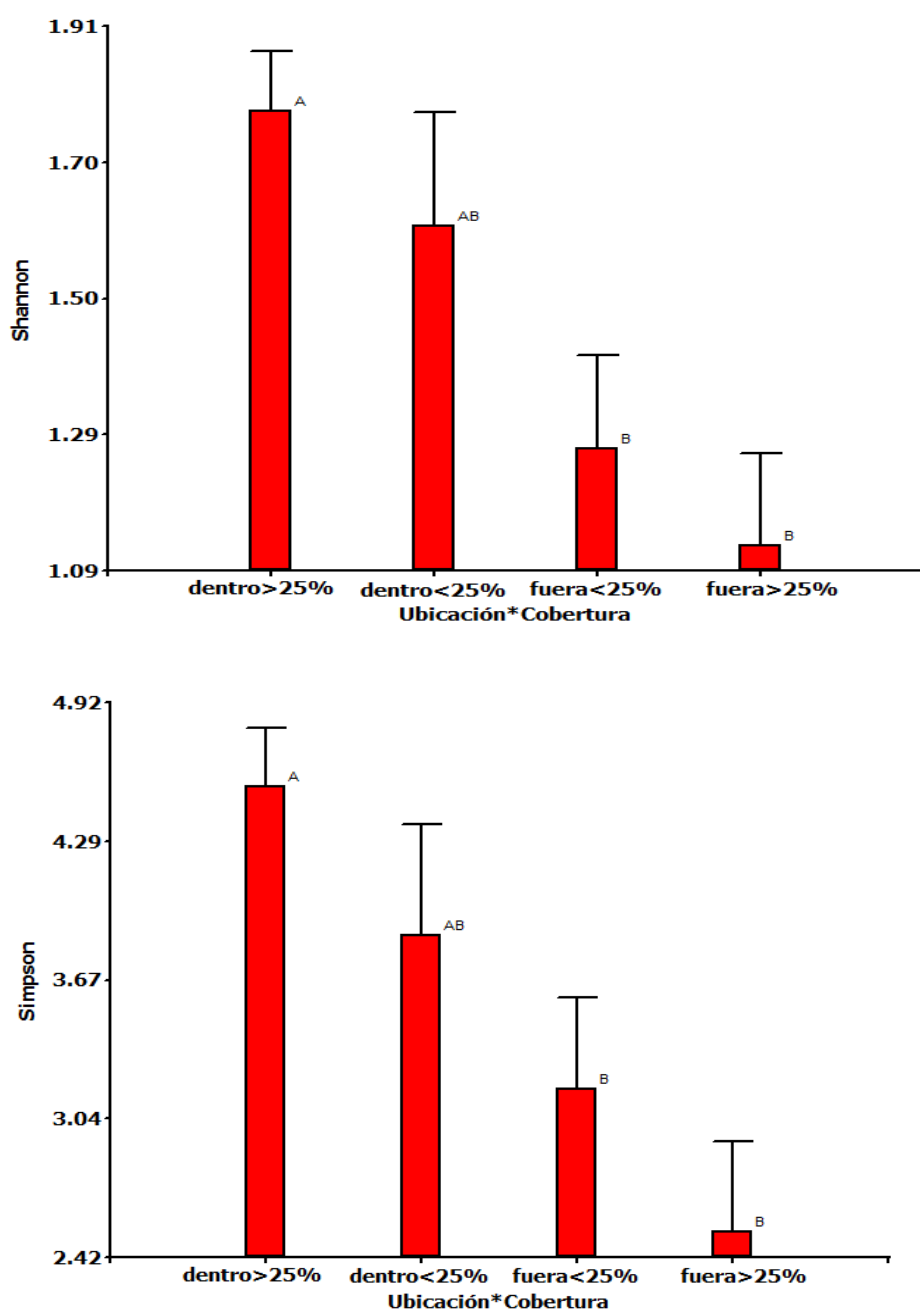


Figura 11. Diversidad estimada de especies por interacción de tratamientos en el corredor biológico de acuerdo a los índices de Shannon y Simpson 1/D.

3.1.3. Composición

Una gran parte de las especies capturadas son abejas sin aguijón (Familia Apidae, Tribu: Meliponini) y abejas africanizadas (Familia Apidae, Tribu: Apinini) las cuales representan el 99.7% del total registrado, mientras que las abejas solitarias (Familias Halictidae y Anthophoridae) comprendieron el 0.3% restante (Figura 10).

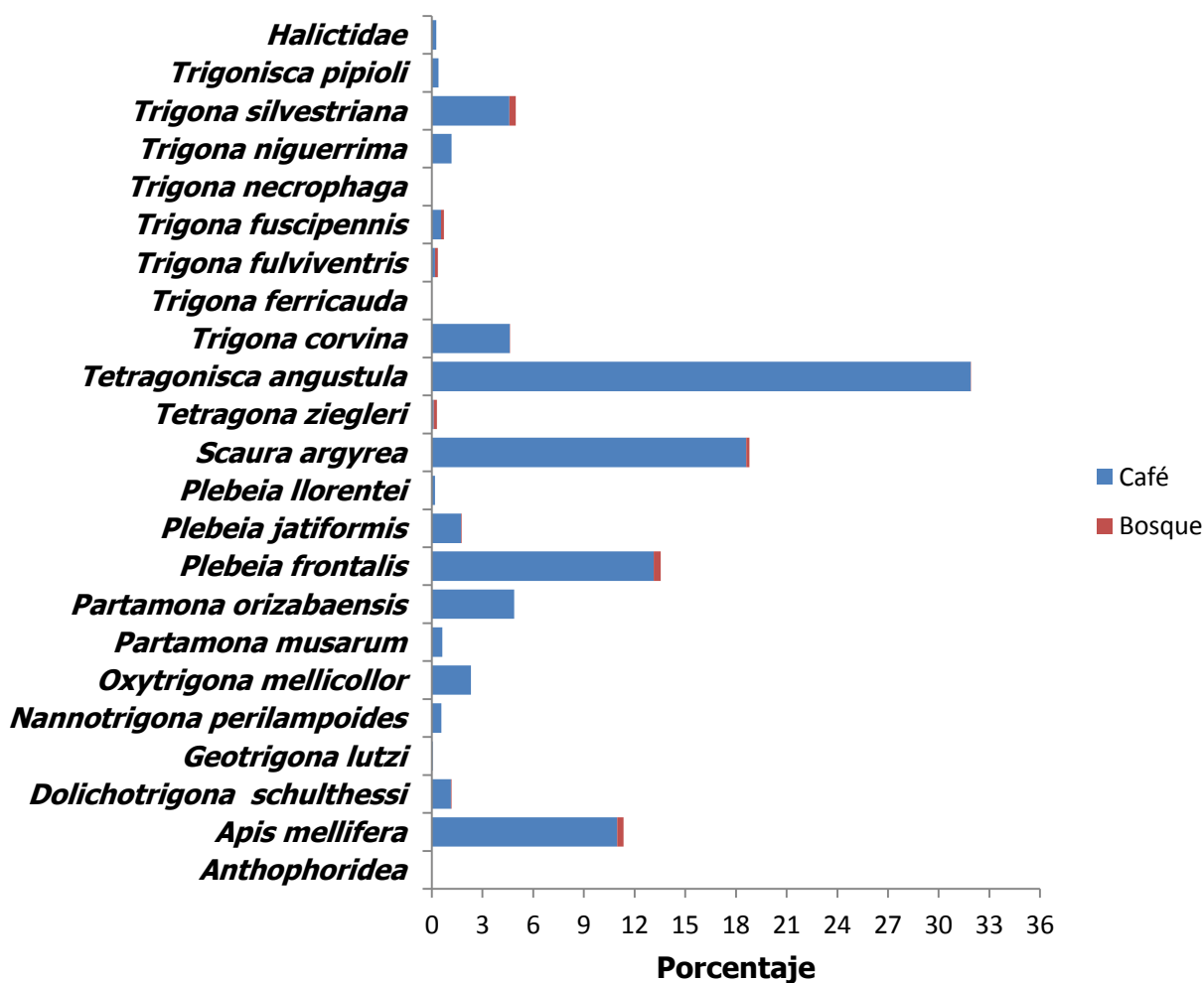


Figura 12. Abundancias relativas por tipo de hábitat de las especies de abejas capturadas en el CBVCT.

De la muestra total registrada las especies más abundantes fueron *T. angustula* (32%), *S. argyrea* (18.7%) y *P. frontalis* (13.5%); *T. ferricauda* (0.03%), *T. necrophaga* (0.03%) y *G. lutzii* (0.05%) fueron las especies menos representadas.

Cuadro 2. Especies de abejas recolectadas en el CBVCT de acuerdo a los tratamientos de Ubicación (Fuera, Dentro) y Cobertura boscosa (>25%, <25%). Los números 1,2,3 y 4 indican el grupo que conformaron cada uno de los tipos de hábitat de acuerdo al tratamiento según el Análisis de Conglomerados (ver sección 3.1.3.)

Familia	Especie	Tratamientos							
		Fuera >25%		Fuera <25%		Dentro >25%		Dentro <25%	
		Café ¹	Bosque ⁴	Café ⁴	Bosque ⁴	Café ²	Bosque ⁴	Café ³	Bosque ⁴
Anthophoridae	<i>sin especificar</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Apis mellifera</i>	61	3	125	6	187	4	53	2
	<i>Dolichotrigona schulthessi</i>	1	0	0	0	28	1	15	0
	<i>Geotrigona lutzi</i>	0	0	2	0	0	0	0	0
	<i>Nannotrigona perilampoides</i>	22	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Oxytrigona mellicollor</i>	0	0	1	0	1	0	88	0
	<i>Partamona musarum</i>	0	0	0	0	24	0	0	0
	<i>Partamona orizabaensis</i>	155	0	1	0	5	0	28	0
	<i>Plebeia frontalis</i>	157	1	40	8	271	2	42	5
	<i>Plebeia jatiformis</i>	0	0	0	1	67	1	0	0
	<i>Plebeia llorentei</i>	0	0	0	0	7	0	0	0
	<i>Scaura argyrea</i>	3	0	63	0	646	7	11	0
	<i>Tetragona zieglerei</i>	1	0	1	4	2	4	0	0
	<i>Tetragonisca angustula</i>	784	0	31	0	398	1	26	0
	<i>Trigona corvina</i>	61	1	6	0	109	0	3	0
Apidae	<i>Trigona ferricauda</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Trigona fulviventris</i>	0	0	2	0	4	6	1	1
	<i>Trigona fuscipennis</i>	0	0	0	0	21	7	0	0
	<i>Trigona necrophaga</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
	<i>Trigona niguerrima</i>	0	0	0	0	45	0	0	0
	<i>Trigona silvestriana</i>	20	3	1	1	151	11	6	0
	<i>Trigonisca pipioli</i>	0	0	0	0	7	0	8	0
	<i>sin especificar</i>	4	0	0	0	5	0	1	0
		1271	8	273	20	1979	44	282	8
Total		1279		293		2023		290	

Se identificaron tres grupos entre los tipos de hábitat en cada tratamiento que comparten semejanzas en cuanto a la composición de especies (Figura 12). Un grupo lo conformaron los bosques de los tratamientos Fuera >25%, Fuera <25%, Dentro >25%,

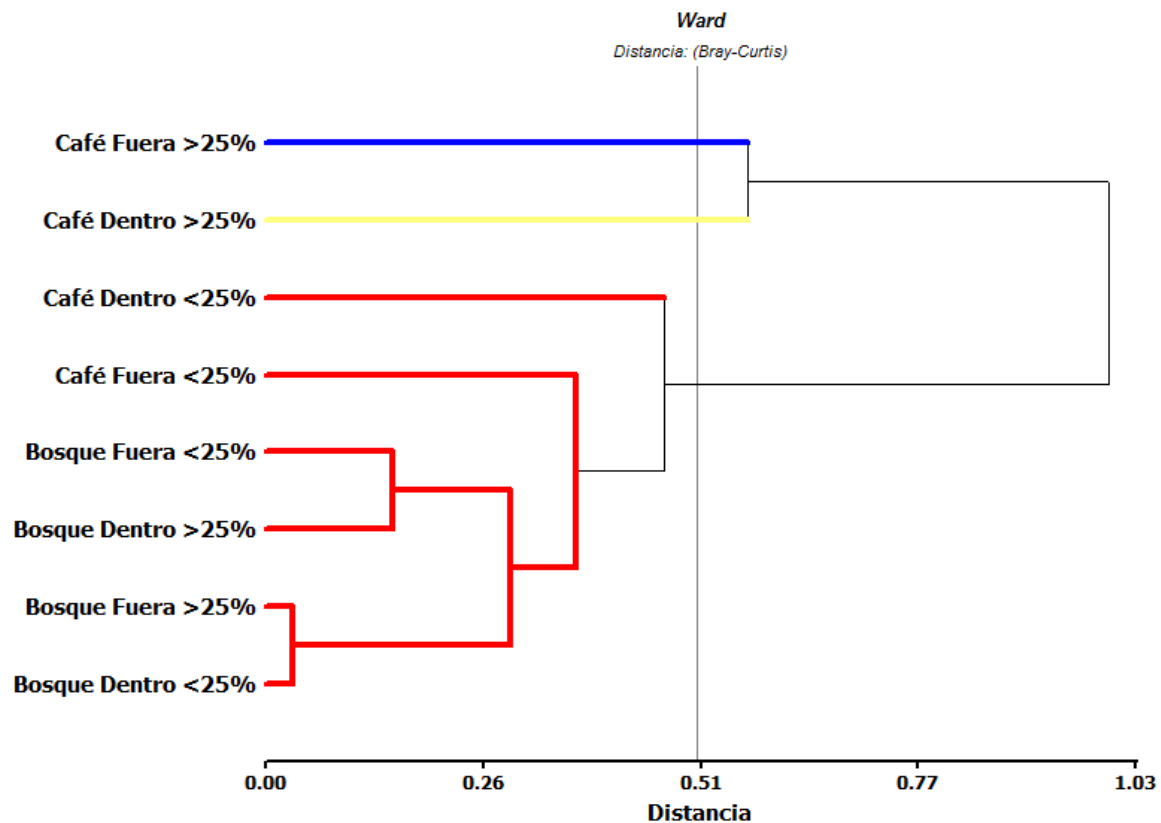


Figura 13. Análisis de conglomerados de los tratamientos de acuerdo a la composición de las abejas nativas.

Dentro <25% y los cafetales del tratamiento Fuera <25% y Dentro <25%. La mayoría de los hábitats que conformaron este grupo se caracterizaron por la baja captura de individuos, como es el caso de los bosques de los tratamientos Dentro <25% y Fuera >25%, mientras que en comparación los bosques de los tratamientos Dentro >25% y Fuera <25% y los cafetales del tratamiento Fuera <25% presentaron una mayor cantidad de abejas (de hecho en los cafetales con este tratamiento fue donde mayor cantidad de individuos se lograron capturar en comparación con los otros hábitats de este grupo). La especie predominante en el grupo fue *Apis mellifera*, seguida por *Scaura argyrea* y *Plebeia frontalis*, mientras que las especies con menor cantidad de capturas fueron *Trigona silvestriana*, *Trigona corvina*, *Tetragonisca angustula*, *Trigona fuscipennis*, *Tetragona zieglerei*,

Plebeia jatiformis, *Partamona orizabaensis*, *Oxytrigona mellicollor*, *Geotrigona lutzi* y *Dolichotrigona schulthessi* (Cuadro 1).

Los restantes dos grupos fueron conformados por los cafetales de los tratamientos Fuera >25%, Dentro >25. Se puede observar en el cuadro 2 las especies que conformaron cada uno de estos grupos.

3.2. Intensidad de floración, cobertura de malezas, cobertura vegetal y la comunidad de abejas

Se encontró una relación negativa entre la abundancia de abejas y la intensidad de floración ($p=0.0011$, $r^2=0.45$). Como se observa en la Figura 12, la abundancia de abejas disminuye conforme aumenta la intensidad de la floración.

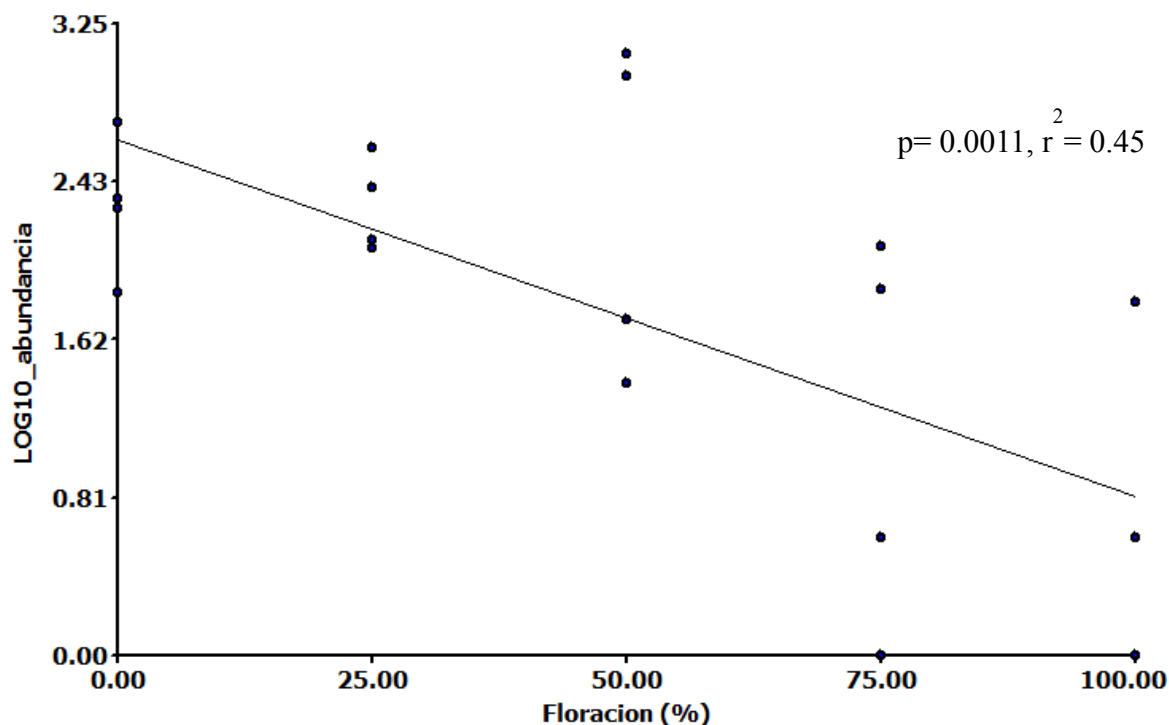


Figura 14. Relación entre la intensidad de floración y la abundancia de abejas. En el eje x se muestra la intensidad de floración en porcentaje mientras que en el eje y se muestra la abundancia de abejas transformada a logaritmo base 10.

En cambio, la abundancia de abejas se relacionó de manera positiva con la cobertura de malezas en los cafetales ($p= 0.0012$, $r^2=0.71$), o sea a mayor cobertura de malezas mayor abundancia de abejas (Figura 14).

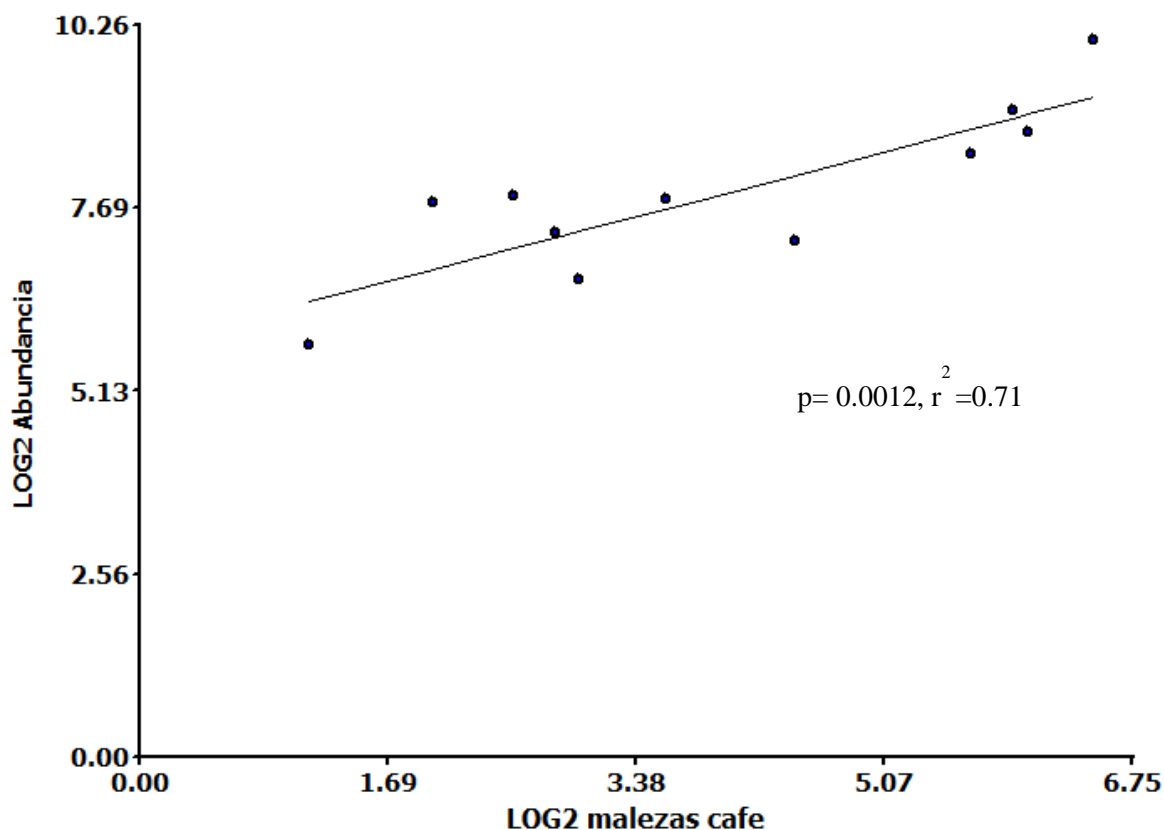


Figura 15. Relación entre la cobertura de malezas y la abundancia de abejas. En el eje x se muestra el porcentaje de cobertura de malezas de café transformado a logaritmo base 2 y en el eje y la abundancia de abejas transformada a logaritmo base 2.

Esta misma relación positiva se encontró con la cobertura de dosel de copas de árboles (medida con el densiómetro; $p=0.0249$, $r^2= 0.35$, Figura 15) y con el dap ($p=0.0211$, $r^2= 0.35$ Figura 16).

En cuanto a la riqueza de abejas, no se encontró ninguna relación estadística significativa entre esta y las variables en estudio ($p > 0.05$).

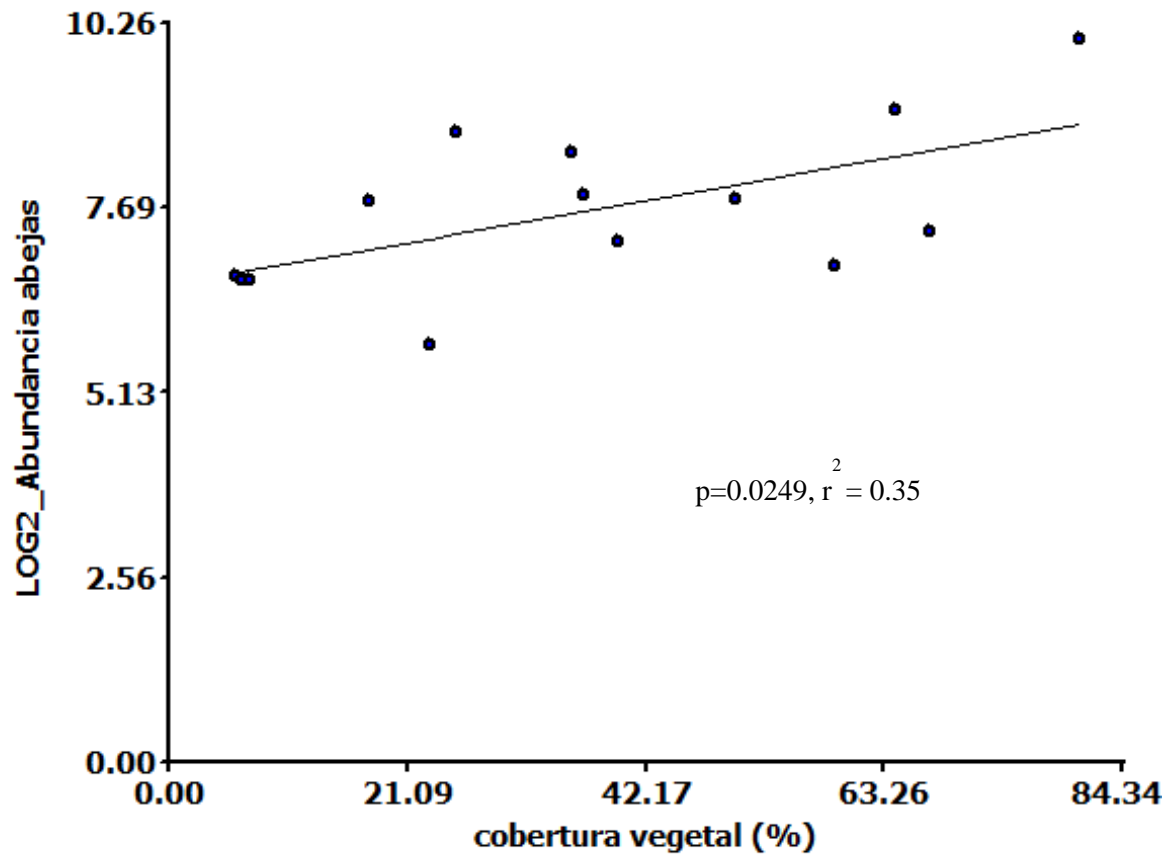


Figura 16. Relación entre la cobertura de copa de árboles (%) y la abundancia de abejas. En el eje y se muestra la abundancia de abejas transformado a logaritmo base 2

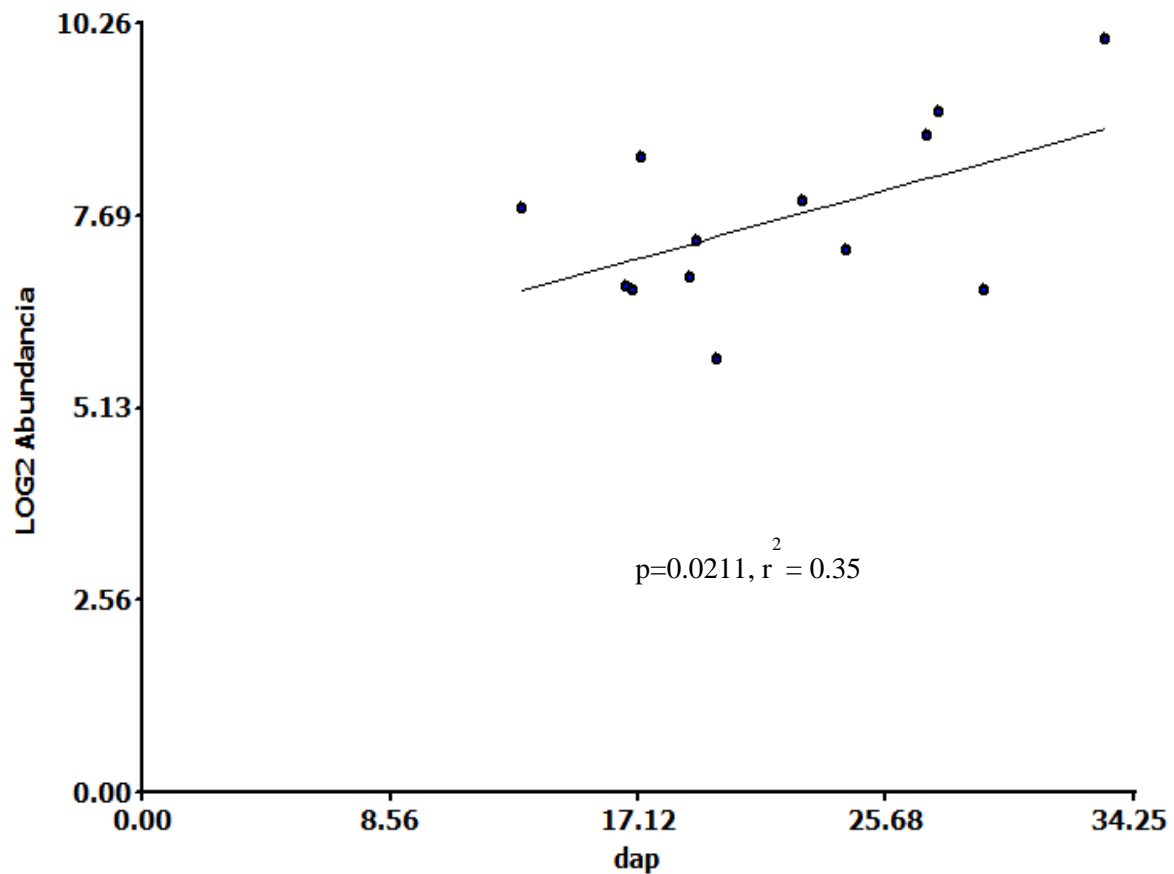


Figura 17. Relación entre el diámetro a la altura del pecho (dap) de los árboles medidos en las parcelas de 20m x 20m y la abundancia de abejas (transformada a logaritmo base 2).

3.3. Servicio ecosistémico de polinización en cafetales

Se encontraron diferencias significativas en el número de frutos producidos entre las plantas de café bajo los tratamientos de autopolinización y polinización abierta ($p < 0.0001$). La producción de frutos fue mayor en plantas cuyas ramas no fueron embolsadas (tratamiento polinización abierta), en comparación con plantas cuyas ramas fueron embolsadas (tratamiento autopolinización) (Figura 16).

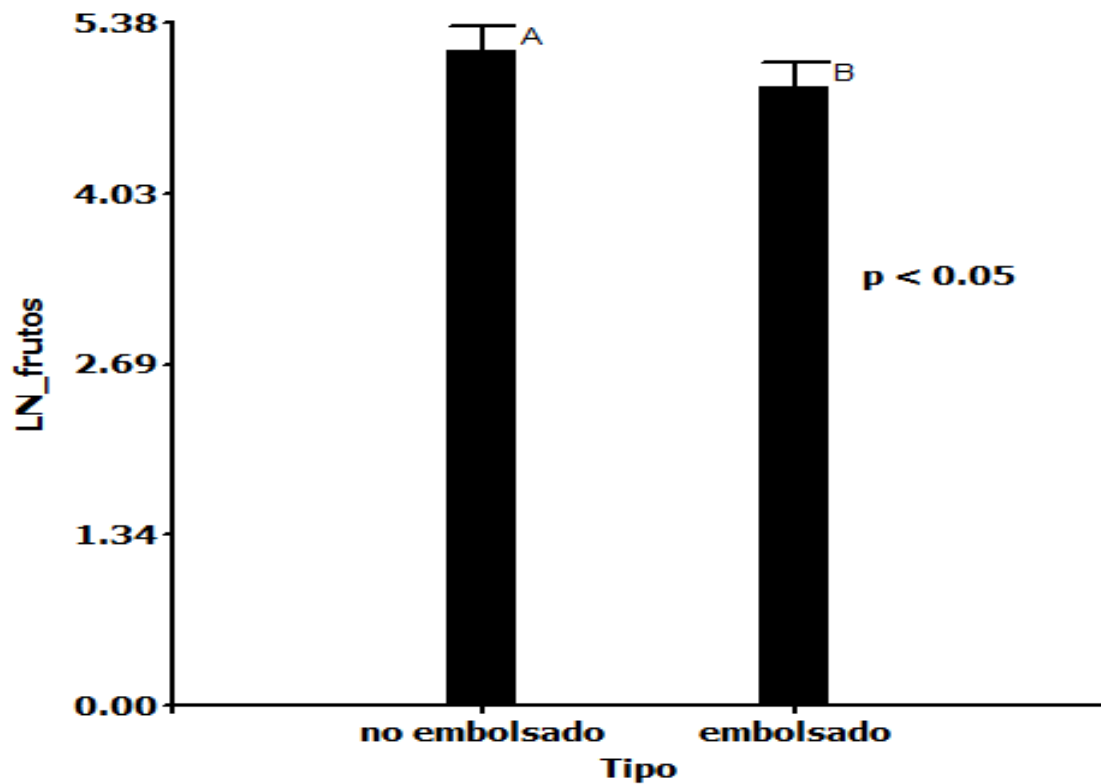


Figura 18. Promedio de la producción de frutos en plantas con los tratamientos de autopolinización (embolsado) y polinización abierta (no embolsado). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$).

Por otro lado, al comparar la tasa de producción de frutos entre los tratamientos no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) como se observa en la Figura 17. Estos resultados demuestran que las abejas sí influyen de manera positiva en la polinización y producción de frutos en el cultivo de café.

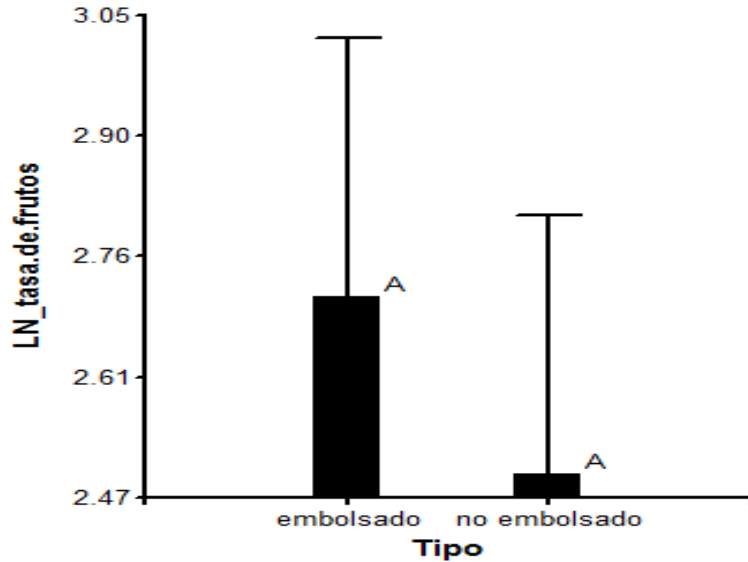


Figura 19. Promedio de la tasa de producción de frutos (transformada a logaritmo natural) en plantas con los tratamientos de autopolinización (embolsado) y polinización abierta (no embolsado). Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)

3.4. Patrón y composición del paisaje y su relación con la riqueza, abundancia y composición de la comunidad de abejas polinizadoras

Como se observa en la Figura 18 A), el bosque es el uso de suelo predominante alrededor de los sitios de estudio ubicados dentro del corredor, en todas las escalas analizadas el bosque abarca una porción importante del suelo, especialmente en los radios de 400 y 600m. Otros usos de suelo como las pasturas, el charral y la caña también conforman parte importante del paisaje. Por otro lado, hay usos de suelo que componen una fracción pequeña del total de tipos de usos de suelo, como es el caso de cuerpos de agua (agua), cultivos (sin incluir el café) y suelo desnudo entre otros (en algunas escalas de análisis ni siquiera aparecen).

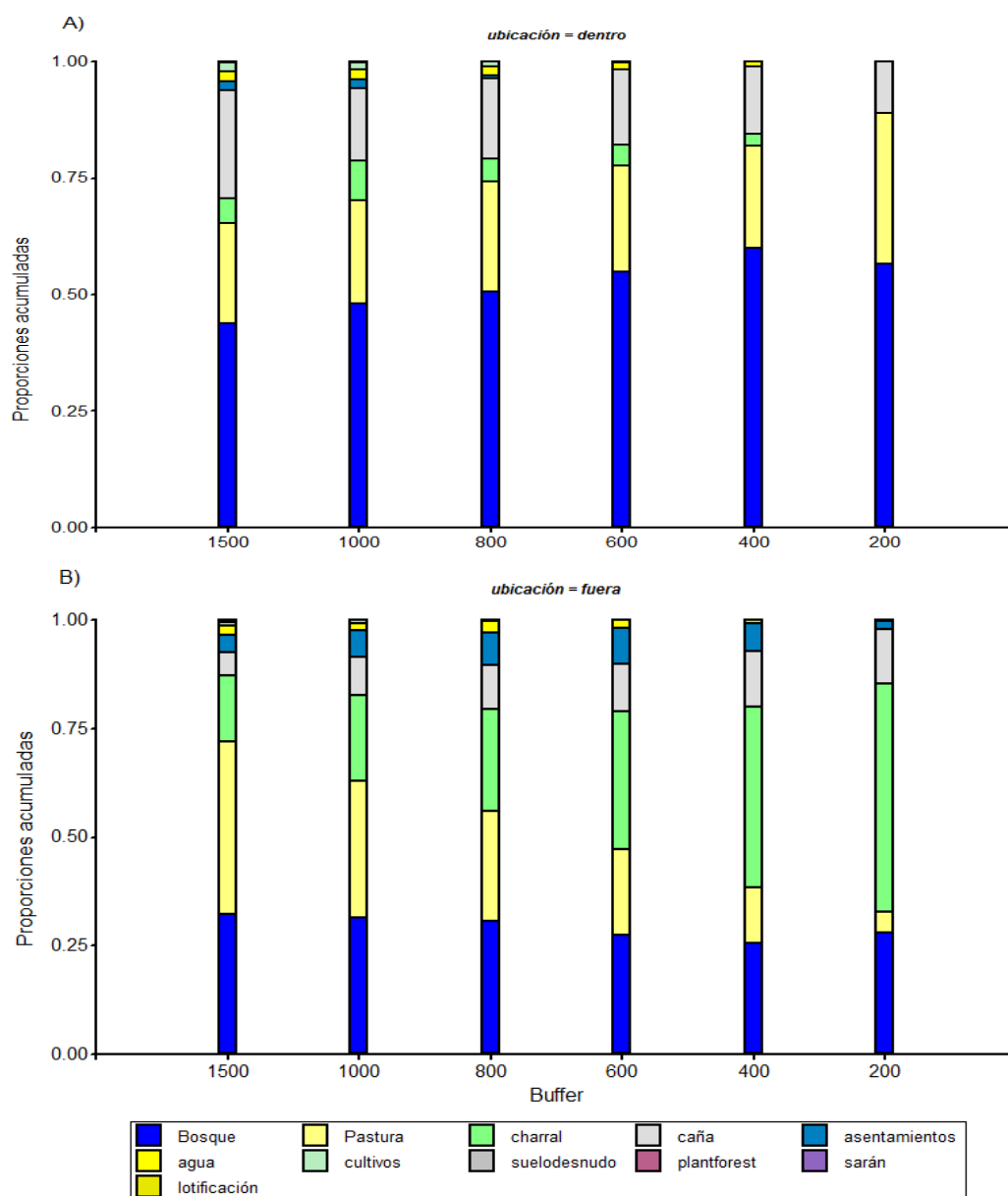


Figura 20. Porcentaje de cobertura de los usos de suelo en cada uno de los círculos concéntricos analizados, de acuerdo a su ubicación en el corredor dentro (A) y fuera (B).

En cuanto al paisaje circundante a los sitios ubicados fuera del corredor, se observa en cambio que el bosque no compone una parte importante del mismo, sino que son las pasturas (radios de 1500 y 1000m) y el charral (especialmente en los radios de 400 y 200m) (Figura 18 B). Por lo tanto, se podría decir que los sitios ubicados dentro del corredor se encuentran en un paisaje más “natural” y no tan influenciado por la actividad humana.

Cuadro 3 . Contribución independiente (*I*) de las variables más importantes de acuerdo al tipo de uso de suelo analizado en los distintos “buffers” según el análisis de partición jerárquica

Variable	<i>I</i> (para riqueza)	Variable	<i>I</i> (para abundancia)
Bosque (600m)	32.12	Bosque (800m)	26.77
Bosque (400m)	20.4	Bosque (200m)	20.95
Bosque (800m)	14.52	Bosque (400m)	18.95
Café (600m)	23.53	Café (200m)	40.14
Café (800m)	21.72	Café (400m)	22.76
Café (400m)	17.39	Café (600m)	13.34
Cana (1000m)	23.56	Cana (200m)	30.24
cana (1500m)	23.22	Cana (400m)	19.26
Cana (800m)	22.23	Cana (1500m)	18.45
Charral (800m)	19.06	Charral (1500m)	25.26
Charral (1500m)	18.88	Charral (600m)	24.26
Charral (1000m)	17.58	Charral (400m)	23.25
CONTAG (1500m)	26.78	CONTAG (1500m)	52.32
CONTAG (600m)	20.62	CONTAG (1000m)	18.38
CONTAG (400m)	20.62	CONTAG (800m)	11.64
ENN_MN (1500m)	63.83	ENN_MN (200m)	71.19
ENN_MN (600m)	12.94	ENN_MN (800m)	23.89
ENN_MN (400m)	12.94	ENN_MN (1500m)	2.05
Pastura (1500m)	28.92	Pastura (400m)	28.64
Pastura (600m)	20.2	Pastura (800m)	22.32
Pastura (400m)	19.48	Pastura (200m)	16.56
PD (800m)	22.53	PD (600m)	23.97
PD (1000m)	20.37	PD (400m)	23.97
PD (1500m)	19.34	PD (1500m)	20.57

*Entre paréntesis se encuentra el círculo o “buffer” al que pertenece la variable

De acuerdo al análisis de partición jerárquica hay varias variables que contribuyen a explicar la riqueza y la abundancia por cada “buffer” (Cuadro 3). Para la riqueza, las variables Bosque (600m), ENN (1500m) y CONTAG (1500m) son las que poseen mayores coeficientes de *I*; mientras que para la abundancia las variables Café (200m), Caña (200m) y CONTAG (1500m) son las que contribuyen mayoritariamente. Sin embargo, de estas variables solamente el bosque en los “buffers” de 600m y 400m tiene una relación estadísticamente significativa con la riqueza de abejas. Por otro lado, la mayoría de las variables indicadas por el análisis de partición de la varianza para la abundancia tienen relaciones estadísticamente significativas con esta (Cuadro 4).

Cuadro 4. Correlaciones entre la riqueza y abundancia de abejas con las variables de tipo de uso de suelo analizados en los distintos “buffers”

Riqueza					Abundancia				
Variable	Pend	p	r2	Modelo	Variable	Pend	p	r2	Modelo
Bosque (600m)	+	0.04	0.19	GAM Poisson	Bosque (400m)	-	0	0.03	GAM Poisson
Pastura (400m)	+	0.2	0.05	GAM Poisson	Bosque (600m)	+	0	0.94	GAM Poisson
ENN_MN (600m)	+	0.25	0.02	GAM Poisson	Pastura (400m)	+	0	0.68	GAM Poisson
ENN_MN (400m)	+	0.25	0.02	GAM Poisson	Charral (1500m)	+	0	0.57	GAM Poisson
CONTAG (600m)	+	0.14	0.09	GAM Poisson	Charral (800m)	-	0	0.96	GAM Poisson
Bosque (200m)	+	0.59	0.13	GAM Poisson	Café (800m)	-	0	0.44	GAM Poisson
Pastura (600m)	+	0.18	0.06	GAM Poisson	Café (600m)	-	0	0.5	GAM Poisson
Café (200m)	+	0.58	0.01	GAM Poisson	ENN_MN (1500m)	-	0	0.1	GAM Poisson
ENN_MN (800m)	-	0.3	0.15	GAM Poisson	ENN_MN (600m)	+	0	0.16	GAM Poisson
Bosque (400m)	-	0.05	0.26	GLM	ENN_MN (400m)	+	0	0.16	GAM Poisson
Charral (1500m)	+	0.33	0.06	GLM	CONTAG (600m)	+	0	0.53	GAM Poisson
Charral (800m)	+	0.05	0.28	GLM	Bosque (200m)	-	0	0.13	GAM Poisson
Café (800m)	-	0.11	0.18	GLM	Pastura (600m)	+	0	0.55	GAM Poisson
Café (800m)	-	0.08	0.21	GLM	Pastura (800m)	-	0	0.55	GAM Poisson
ENN_MN (1500m)	-	0.11	0.18	GLM	Pastura (1000m)	-	0	0.20	GAM Poisson
Pastura (800m)	-	0.21	0.11	GLM	Café (200m)	+	0	0.83	GAM Poisson

Cuadro 5. Distancia Euclídea promedio al Vecino más cercano (ENN) de los parches de los usos de suelo que tienen relación con la riqueza y abundancia de abejas. (D: dentro del corredor, F: fuera del corredor, N/A: No Aplica; ENN > 0 entre más cercano a 0 el valor de la métrica menor es la distancia entre dos parches del mismo tipo. N/A significa que en ese “buffer” no hay parches)

	Bosque			Pastura			Charral			Café		
	ENN	σ	C.V	ENN	σ	C.V	ENN	σ	C.V	ENN	σ	C.V
1500m D	----	----	----	----	----	----	467.49	172.35	36.87	----	----	----
1500m F	----	----	----	----	----	----	299.00	171.90	57.49	----	----	----
1000m D	----	----	----	163.76	131.15	80.09	----	----	----	----	----	----
1000m F	----	----	----	165.24	125.67	76.05	----	----	----	----	----	----
800m D	----	----	----	208.47	67.66	32.45	160.50	58.50	36.45	148.38	83.69	56.4
800m F	----	----	----	244.62	57.25	23.4	67.24	29.62	44.05	99.48	75.63	76.03
600m D	85.44	23.46	27.46	354.06	35.54	10.04	----	----	----	194.45	37.41	19.24
600m F	158.26	58.85	37.19	117.56	41.68	35.46	----	----	----	150.54	19.11	12.7
400m D	85.44	46.94	54.93	354.06	31.26	8.83	----	----	----	----	----	----
400m F	158.26	3.32	2.1	117.56	49.64	42.22	----	----	----	----	----	----
				----	----	----	----	----	----			
200m D	N/A	N/A	N/A	----	----	----	----	----	----	N/A	N/A	N/A
				----	----	----	----	----	----			
200m F	98.59	1.82	1.84	----	----	----	----	----	----	59.15	1.82	3.07

Al observar las distancias entre los diferentes usos de suelo se notan ciertos patrones (Cuadro 5). Por ejemplo, los parches de bosque ubicados dentro de la red de conectividad están menos distantes entre sí en comparación con aquellos parches de bosque ubicados fuera de la red. Mientras que las pasturas, presentan una tendencia opuesta, es decir los parches de este tipo de uso de suelo ubicados dentro de la red de conectividad están más distanciados entre sí que los parches ubicados fuera de esta. . Esto podría explicar las relaciones que existen con la abundancia de abejas y estos tipos de usos de suelo Cuadro 4), ya que un paisaje con mayor conectividad entre parches de usos de suelo importantes para las abejas permite que haya una mayor abundancia de estas.

Cuadro 6. Valores de la métrica de agregación (CONTAG) de los parches de un mismo tipo de uso de suelo en los buffers que tienen relación con la comunidad de abejas. $0 < \text{CONTAG} < 100$, es = 0 cuando hay máxima disgregación.

Sitio de estudio	Ubicación	CONTAG 1500m	CONTAG 600m
aquiares	fuera	65.49	56.1341
bel	dentro	62.82	49.4059
catie	dentro	56.24	43.3271
chitaria	dentro	55.03	44.0377
claudino	dentro	53.32	43.5323
cpt	dentro	47.95	45.3943
jico2	dentro	60.63	53.0037
jico3	dentro	55.10	42.0114
jurai	dentro	64.16	45.2953
navara	fuera	56.13	46.9956
nb	fuera	51.03	61.7998
paca4	fuera	52.85	44.3361
palangana	fuera	52.32	54.1696
papayal	fuera	46.30	47.5081
tuis	fuera	52.08	43.6569

El grado de agregación (CONTAG) de los parches de cada uso de suelo se puede decir que se encuentra en un nivel intermedio (Cuadro 6), considerando que la escala tiene un rango entre 0 y 100. Como ésta métrica se relaciona inversamente con la densidad de los bordes de los parches (es decir, cuando la densidad de los bordes es baja esto indica que un solo tipo de uso de suelo ocupa una gran porción del paisaje, haciendo que el valor del grado de agregación de ese tipo de uso de suelo dominante sea alto y viceversa). Por lo tanto, se puede intuir a partir de esta métrica que la densidad de los bordes de los parches de cada uso de suelo (o sea la longitud del borde de un parche dividido entre el área total de un paisaje), es asimismo intermedia, ya que valores altos de CONTAG indican que un solo parche de un tipo de uso de suelo cubre gran parte del paisaje, lo que implica una baja densidad de borde (Mcgarigal *et ál* 2012).

En cuanto a la composición, los tipos de uso de suelo a nivel de paisaje que se relacionan con las abejas de acuerdo al análisis realizado fueron: Bosque (radio de 400m), Pastura (radio de 800m), Charral (radio de 1500m), Café (radio de 200m) y PD (Densidad de Parches, radio de 1500m). El análisis de redundancia (RDA) determinó el 49% de la varianza observada en la composición de especies en relación a las variables de paisaje ($p<0.05$) (Cuadro 7).

Cuadro 7. Varianza explicada por el análisis de redundancia

	Varianza	Proporción
Restringida	137.06	0.49
Sin restringir	140.76	0.51
Total	277.82	1

Como se observa en la Figura 20, el eje 1 contiene el 40% de la varianza mientras que el eje 2 representa el 26%. Se puede esperar encontrar mayor abundancia de ciertas especies en sitios ubicados dentro del corredor, en comparación con aquellos ubicados afuera, por ejemplo, especies como *Plebeia frontalis*, *Scaura argyrea* y *Tetragonisca angustula*. De la misma manera, se puede esperar encontrar estas especies en sitios donde la presencia de charral en un radio de 1500m es alta; por otro lado, *Trigona silvestriana*, *Apis mellifera*, *Partamona orizabaensis*, *Partamona musarum* y *Trigona nigrescens* se relacionan a sitios

donde la presencia de pastura en un radio de 800m y de bosque en un radio de 400m sea poca.

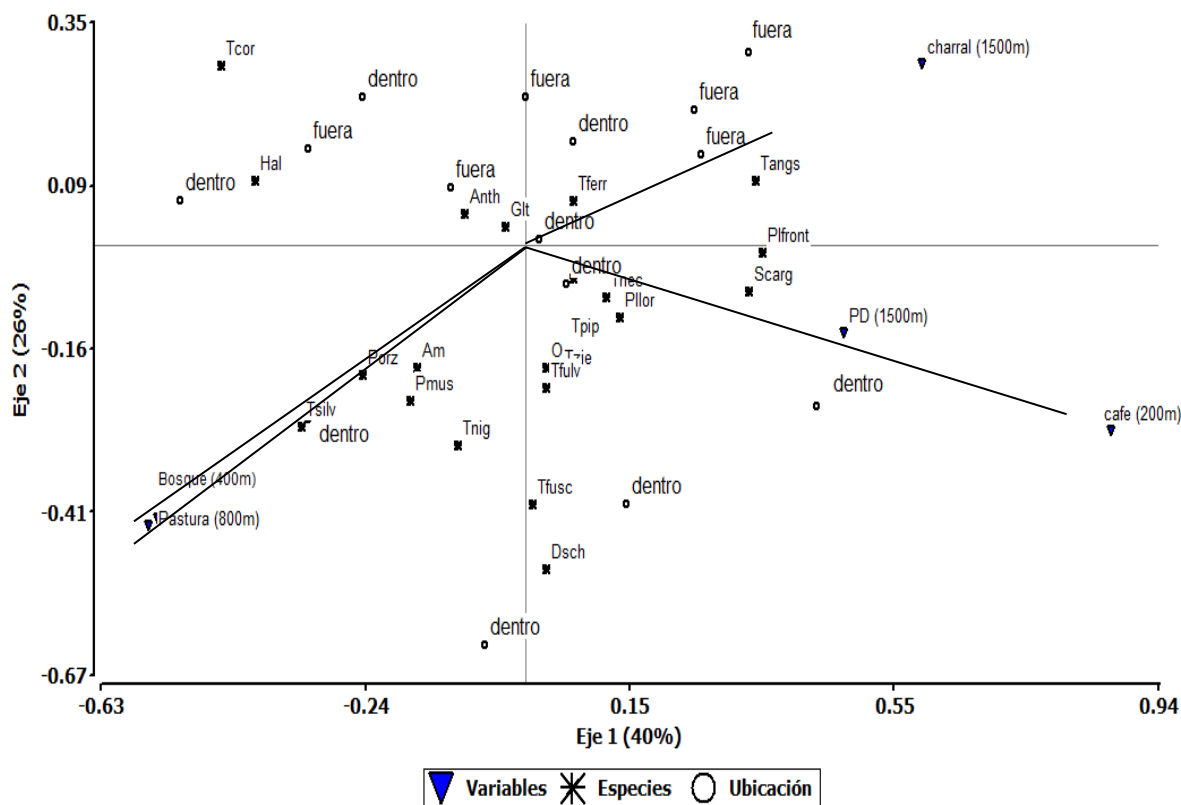


Figura 21. Análisis de Ordenación (RDA) entre las variables de paisaje, las especies de abejas y los sitios de estudio en el corredor biológico. Las abreviaturas en el grafico corresponden a los nombres de las especies y a las variables analizadas (Am: *Apis mellifera*, Dsch: *Dolichotrigona schulthessi*, Glt: *Geotrigona lutzi*, Nper: *Nannotrigona perilampoides*, Oxm: *Oxytrigona mellicollor*, Pmus: *Partamona musarum*, Porz: *Partamona orizabaensis*, Plfront: *Plebeia frontalis*, Pljat: *Plebeia jatiformis*, Pllor: *Plebeia llorentei* Scarg: *Scaura argyrea*, Anth: *Anthophoridae*, Hal: *Halictidae*, Tzie: *Tetragona ziegleri*, Tangs: *Tetragonisca angustula*, Tcor: *Trigona corvina*, Tferr: *Trigona ferricauda*, Tfulv; *Trigona fulviventris*, Tfusc: *Trigona fuscipennis*, Tnec: *Trigona necrophaga*, Tnig: *Trigona niguerrima*, Tsilv: *Trigona silvestriana*, Tpip: *Trigonisca pipioli*; charral 1500m: charral radio 1500m, café 400m : café radio 200m, Pastura 800m : Pastura radio 800m, Bosque 400m : Bosque radio 400m.

En cuanto a las variables de finca, no se encontró patrón alguno entre los datos analizados ($p > 0.05$). Por lo tanto, la ordenación que se observa en la Figura 21 tiene una gran probabilidad de que sea un patrón aleatorio.

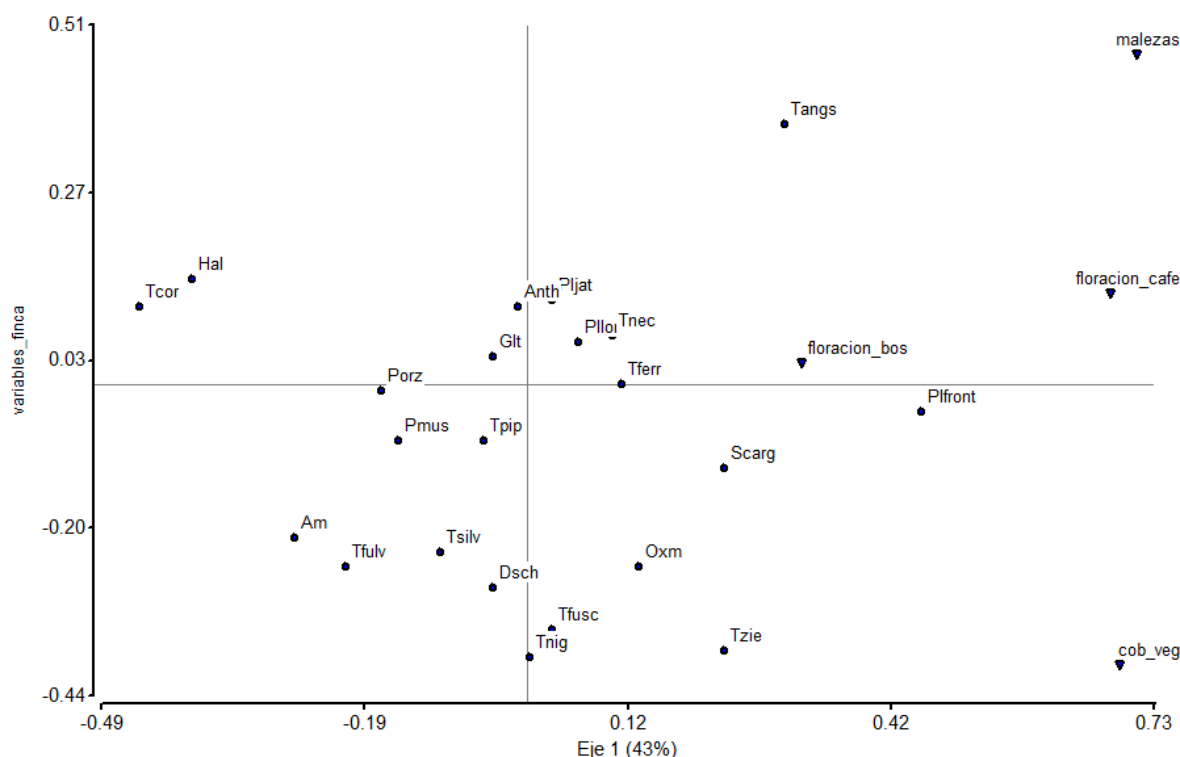


Figura 22. Análisis de Ordenación (RDA) entre las variables de finca, las especies de abejas y los sitios de estudio en el corredor biológico. Las abreviaturas en el gráfico corresponden a los nombres de las especies (Am: *Apis mellifera*, Dsch: *Dolichotrigona schulthessi*, Glt: *Geotrigona lutzi*, Nper: *Nannotrigona perilampoides*, Oxm: *Oxytrigona mellicollor*, Pmus: *Partamona musarum*, Porz: *Partamona orizabaensis*, Plfront: *Plebeia frontalis*, Pljat: *Plebeia jatiformis*, Pllor: *Plebeia llorentei*, Scarg: *Scaura argyrea*, Anth: *Anthophoridae*, Hal: *Halictidae*, Tzie: *Tetragona ziegleri*, Tangs: *Tetragonisca angustula*, Tcor: *Trigona corvina*, Tferr: *Trigona ferricauda*, Tfulv; *Trigona fulviventrís*, Tfusc: *Trigona fuscipennis*, Tnec: *Trigona necrophaga*, Tnig: *Trigona niguerrima*, Tsilv: *Trigona silvestriana*, Tpip: *Trigonisca pipioli*

3.5. Áreas prioritarias para la conservación de comunidades de abejas polinizadoras

De acuerdo a la información suministrada por los expertos del CINAT-UNA (ver Anexos) y la encontrada en la literatura (ver Ricketts 2004, Greenleaf *et ál.* 2007, Lonsdorf *et ál.* 2009), se crearon dos mapas de la abundancia de abejas en el corredor, uno mostrando la abundancia actual y el otro mostrando la abundancia para el año 2030 (Figura 22 y Figura 23).

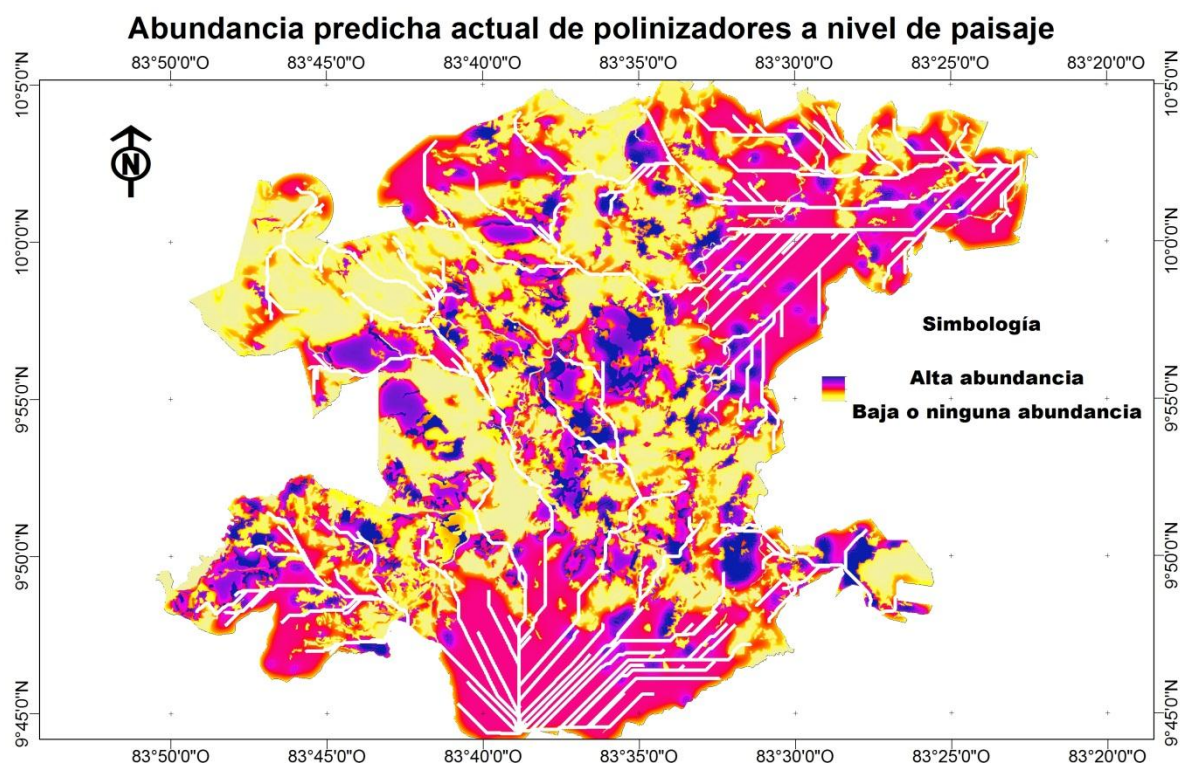


Figura 23. Mapa de la abundancia de abejas actual en el corredor.

La mayor abundancia de abejas coincide con la ubicación del bosque en el corredor, que es principalmente en la periferia, por lo tanto, también coincide con la red de conectividad ecológica trazada para el corredor (Figura 22). Además, se puede ver la importancia que tiene la parte central del corredor para la conectividad ecológica, ya que es en esta sección donde se realiza el enlace entre las masas de bosque ubicadas al sur y el noreste, y también donde la abundancia de abejas es de media a alta. Por otro lado, los usos de suelo con baja capacidad para suplir los requerimientos de las abejas en cuanto a sitios de anidación y

alimento (recursos florales) como la caña y pastura (ver Anexos) son los que presentan menor abundancia.

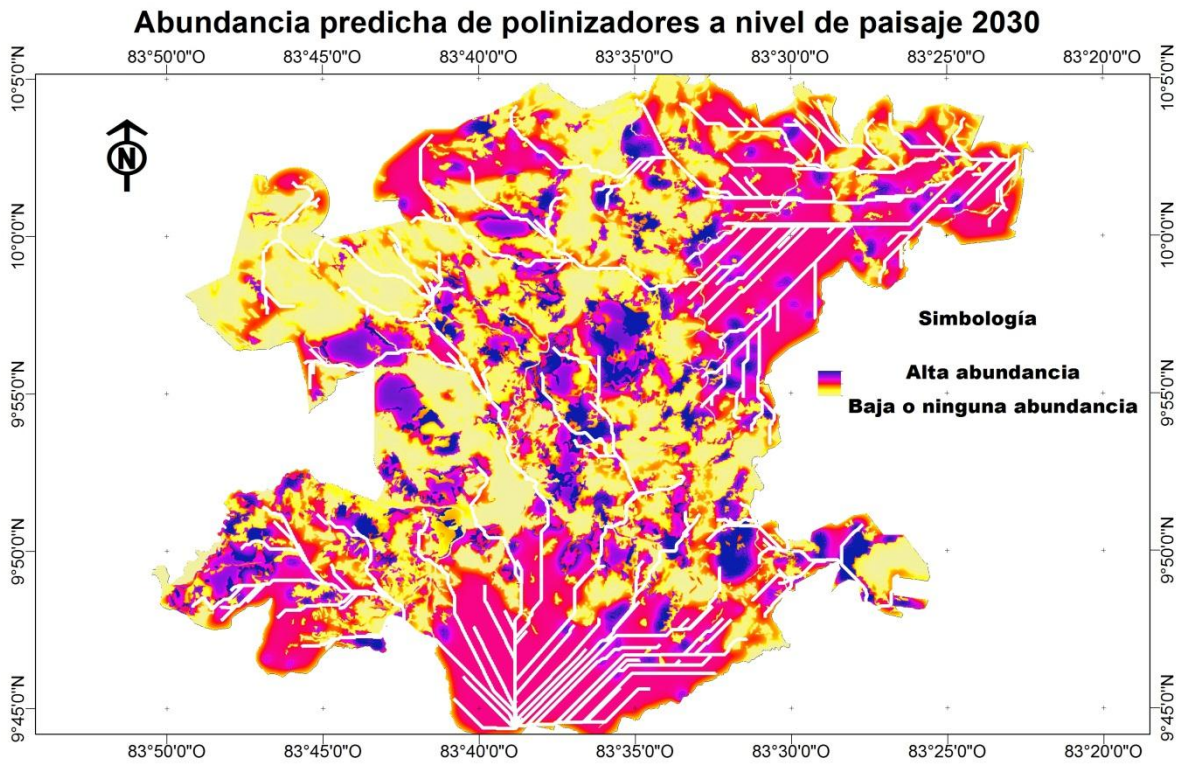


Figura 24. Mapa de la abundancia de abejas para el año 2030 en el corredor

El mapa proyectado para el 2030 muestra ligeros cambios en cuanto a la abundancia de polinizadores, los cuales responden propiamente a los cambios en la cobertura de los usos de suelo (Cuadro 8).

Cuadro 8 . Cambios en la cobertura de los principales usos de suelo en el CBVCT entre el período 2010-2030.

Uso 2010	Hectáreas	Uso 2030	Hectáreas
Bosque	58609.28	Bosque	57945.06
Pasto	28958.89	Pasto	28936.62
Charral	7073.22	Charral	7628.04
Caña de azúcar	10718.84	Caña	4951.17
Café	9738.81	Café	10089.36
Asentamientos humanos	839.54	Asentamientos humanos	855.81
Plantaciones forestales	863.09	Plantaciones	865.71

4. DISCUSIÓN

4.1. Efecto de la red de conectividad en la diversidad de la comunidad de abejas polinizadoras y el servicio de polinización que brindan en el CBVCT

El mantenimiento de la biodiversidad, los ecosistemas y los procesos asociados a ellos, son el objetivo principal de los corredores biológicos, frente a la amenaza que representa la fragmentación y pérdida de hábitat natural (Bennet 2004, Bennet y Mulongoy 2006). Al mantener conectados o enlazados fragmentos de hábitat natural en el paisaje, los corredores biológicos pueden potencialmente ser usados por diversos taxones, como por ejemplo, mamíferos, aves e incluso insectos (Haddad *et ál.* 2003). Sin embargo, hay pocos estudios que analicen si la presencia de hábitat lineales (corredores), en paisajes dominados por el ser humano, logren afectar de alguna manera a uno de los grupos más importantes de polinizadores a nivel mundial: las abejas. Es más, todavía no se entiende bien la manera en que la fragmentación del bosque afecta a la comunidad de abejas, aunque hay varios estudios que tratan sobre el tema (Winfree *et ál.* 2006, Winfree *et ál.* 2009, Brosi *et ál.* 2007^a, Garibaldi *et ál.* 2012, Viana *et ál.* 2012).

Actualmente, se sabe que las abejas (principalmente las abejas nativas meliponinas y euglosinas) dependen del bosque para su supervivencia, y por lo tanto, el servicio ecosistémico de polinización que proveen en cultivos puede verse afectado con la destrucción del hábitat natural (Ricketts *et ál.* 2004, Winfree *et ál.* 2006, Brosi *et ál.* 2007^a, Winfree *et ál.* 2009). Se ha determinado que tanto la visitación por parte de las abejas a los cultivos, así como su diversidad, disminuye aproximadamente a la mitad cuando las distancias a las que se encuentra el bosque del cultivo se encuentran entre 0.6-1.5km (Ricketts *et ál.* 2008, Garibaldi *et ál.* 2012). Asimismo, la pérdida de hábitat natural conlleva un cambio en la composición de especies, ya que abejas generalistas como *Apis mellifera*, por ejemplo, pueden adaptarse mejor a la intervención humana, mientras que las abejas nativas dependen más de hábitats naturales, ya que entre otras necesidades muchas nidifican en árboles (Brosi *et ál.* 2007^a, Murray *et ál.* 2009, Holzschuh *et ál.* 2006). Se estima que para que una comunidad de abejas provea un servicio adecuado de polinización

en un agropaisaje se requiere de aproximadamente de 25%-30% de hábitat natural (Brosi *et ál.* 2008).

Como se mencionó, hay pocas investigaciones que estudien la manera en que hábitats lineales (corredores) se relacionan con las abejas, sin embargo, a partir de los estudios de Townsend y Levey 2005, Holzchuh *et ál.* 2006, Holzchuh *et ál.* 2010, Jauker *et ál.* 2009 y Cranmer *et ál.* 2012, se pueden mencionar dos hallazgos particularmente interesantes. Primero, que en paisajes con usos de suelo diferentes a bosque los movimientos de los polinizadores pueden ser direccionados, a través de la matriz mediante transectos lineales o parches lineales de hábitat semi-natural, los cuales pueden estar compuestos incluso de malezas y hierbas. No obstante, al comparar la configuración del paisaje (conectividad), con la composición del paisaje (proporciones de los diferentes usos de suelo que componen la matriz o el paisaje), es esta última la que tiene mayor influencia en la densidad de abejas presentes. Lo anterior se debe (como se mencionó en el párrafo anterior), a que las abejas dependen de hábitats naturales y semi-naturales de preferencia bosques. Segundo, que el movimiento de las abejas a través de la matriz puede tener un impacto significativo en la reproducción de otras plantas, que también polinizan, aparte de los cultivos, lo que evidentemente es muy importante en agropaisajes donde la fragmentación y la consecuente creación de parches aislados, de hábitat natural, ponen en riesgo la continuidad de la biodiversidad que contienen.

En el caso de esta investigación, los resultados muestran que la comunidad de abejas del CBVCT está relacionada a la presencia de bosque. Aunque la riqueza de abejas no está asociada a la red de conectividad (como lo indicaron las curvas de rarefacción), si existe una relación entre esta y la diversidad de especies, de acuerdo a los índices de Shannon y Simpson. Se encontró que hay mayor diversidad de abejas dentro del corredor. El hecho de que no se hayan detectado diferencias en cuanto a la riqueza de abejas, pero sí en cuanto a la diversidad, obedece a que los índices de diversidad toman en cuenta tanto la abundancia como la riqueza, por lo que logran una mejor descripción de la comunidad de abejas (Joust 2006). Estas diferencias pueden deberse a que cada índice le da mayor importancia o énfasis a diferentes componentes de la biodiversidad; el índice de Shannon enfatiza la

riqueza de especies y así como las especies raras, mientras que el índice de Simpson le da mayor valor a la dominancia de especies (Macgarigal *et ál*, 2012, Naggendra 2002)

4.2. Efecto de las condiciones ambientales a nivel de finca en la comunidad de abejas polinizadoras y el servicio de polinización que brindan en el CBVCT

Diversos estudios alrededor del mundo han investigado las relaciones entre el manejo del cultivo del café y sus polinizadores, y se puede decir de manera general que las plantaciones en sistemas agroforestales con mayor diversidad de especies de plantas presentan mayor diversidad de abejas y también mayores tasas de visitación por estas a las flores del café, en comparación a plantaciones sin sombra o aquellas plantaciones que utilizan sistemas de sombra provistos por una sola o pocas especies de árbol (Klein *et ál*. 2003^a; Klein *et ál*. 2003b; De Marco y Coelho 2004; Veddeler *et ál*. 2008). Vergara y Badano (2009), analizaron el efecto de la diversidad de abejas polinizadores de café, en la producción de frutos a lo largo de un gradiente de sistemas de producción de café, el cual incluía desde sistemas de bajo impacto ambiental (donde la vegetación nativa no era completamente removida), hasta sistemas con alto impacto (la vegetación nativa se remueve completamente). Estos autores llegaron a la conclusión que los sistemas con bajo impacto tienen mayor diversidad y riqueza de especies y que la producción de frutos estaba correlacionada con la diversidad de polinizadores a lo largo del gradiente, lo cual sugiere que el sistema de producción elegido puede afectar el rendimiento. Klein *et ál*. (2002) y Perfecto *et ál*. (1997) también encontraron resultados similares.

Los resultados obtenidos en esta investigación, concuerdan en ciertos aspectos con los hallazgos antes mencionados, ya que se encontró que algunas de las variables que se midieron a nivel de finca están relacionadas con la abundancia de abejas. Se determinó que hay mayor cantidad de abejas cuando hay mayor cobertura vegetal y cobertura de malezas. Lo mismo sucede con el tamaño de los árboles, a mayor tamaño es la abundancia de abejas. Se sabe que las abejas buscan recursos en múltiples fuentes, entre las cuales se encuentran las malezas y los árboles principalmente (Murray *et al*. 2009), por lo que se puede suponer que lugares con una diversidad vegetal lo suficientemente diferente a la constituida por un monocultivo, pueden albergar mayor diversidad de abejas. Como se mencionó en la sección 2, muchos de los sitios de estudio utilizados en esta investigación

se caracterizaron por su poca tecnificación, haciendo que se asemejaran en cierto sentido a sistemas agroforestales rústicos, los cuales por definición, son menos intensivos y consecuentemente poseen una variedad de árboles nativos y frutales que se pueden convertir en sitios de nidificación y fuentes de recursos permitiendo la permanencia y supervivencia de polinizadores en fincas (Perfecto et ál. 1996; Ricketts 2004, ver Anexos).

Por lo tanto, la remoción de hábitat causada por la intensificación en el manejo del cultivo puede afectar negativamente la presencia y diversidad de polinizadores (Roubik 2002b). Por ejemplo, Ricketts (2004), encontró que la abundancia de abejas nativas sin agujón en plantaciones de café, declina conforme aumenta la distancia a fragmentos de hábitat natural; la misma situación se presenta en abejas solitarias (Klein *et ál.* 2003^a).

En cuanto a la intensidad de floración en café, contrario a lo que reporta Flores (2001), se encontró una relación negativa entre la intensidad y la abundancia de abejas. Esto probablemente se deba a la influencia que tuvo el atrayente utilizado (miel) para atrapar a las abejas; en algunos sitios de estudio durante las visitas se capturó gran cantidad de individuos cuando el cafetal no estaba en floración. Por lo tanto, la metodología utilizada para atraer a las abejas pudo haber distorsionado la relación real que tienen estas con la intensidad de floración del café

4.3. Efecto del patrón y composición del paisaje sobre la comunidad de abejas

De las variables de paisaje analizadas, se encontró que la presencia de bosques, de charral y de pasturas influyen sobre la abundancia de abejas y la riqueza (Cuadro 5). Sin embargo, la relación varía dependiendo de la escala; la presencia de bosque en un radio de 600m alrededor de un cafetal se relaciona fuertemente y de manera positiva con la abundancia de abejas, así como con la riqueza. Un resultado similar al encontrado por Steffan-Dewenter *et ál.* (2002), que determinó una relación positiva entre la riqueza y la abundancia de abejas con la cobertura boscosa en un radio de hasta 750m. Mientras que lo contrario ocurre con la presencia de bosque en un radio de 400m, y en un radio de 200m, ya que se relacionan de manera negativa con la abundancia de abejas. De igual manera, la

presencia de charral en un radio de 1500m se relaciona positivamente con la abundancia de abejas, mientras que en un radio de 800m la relación se convierte en una negativa. Esta variación se puede deber a que en los paisajes donde la relación es negativa, los parches de bosque y charral sean los usos de suelo dominantes, lo que incidiría en el grado de disturbio presente. Winfree *et ál.* (2006) encontraron que la abundancia y riqueza de abejas disminuye conforme aumenta la cobertura boscosa en el paisaje, por lo que argumentaron que esto se debía a que los estadios sucesionales a lo largo de un gradiente de disturbio permiten que haya una mayor riqueza y abundancia de especies, ya precisamente hay una mayor disponibilidad de nichos donde diversas especies de abejas pueden establecerse. Solamente se verían afectadas la riqueza y la abundancia cuando la cobertura boscosa cayera debajo de algún tipo de umbral. Un resultado similar encontraron Liow *et ál.* (2001), al analizar un gradiente de disturbio en los bosques tropicales de Malasia y Singapur; encontraron que la riqueza de especies era mayor en bosques alterados o intervenidos.

Por otro lado y contrario a otros estudios, se encontró que la abundancia se relaciona de manera positiva con la presencia de pasturas en radios de 600m y 400m. Brosi *et ál.* (2007a y 2007b) determinaron que la composición de la comunidad de abejas se ve afectada drásticamente y de manera negativa por la presencia de pasturas (especialmente las abejas sin agujón). Esta divergencia respecto a los resultados encontrados en la literatura, también se puede deber a que las pasturas podrían relacionarse con el aumento del área de borde en fragmentos de bosque, sustentando así la idea comentada en el párrafo anterior de que la mayor disponibilidad de nichos en ambientes alterados alberga mayor diversidad de especies (Aizen y Chacoff 2006). Además, las métricas de paisaje analizadas, que tienen una relación con la abundancia como el grado de agregación de los parches de un mismo uso de suelo (CONTAG) y la Distancia Euclídea Promedio al Vecino más Cercano, permiten inferir que la conectividad entre los parches de un mismo tipo de uso de suelo es intermedia, o sea, los parches de un mismo tipo de uso de suelo se encuentran ubicados cerca entre sí y no hay un tipo de parche que tenga una cobertura dominante continua, lo que genera un mosaico o gradiente de hábitats.

También se puede considerar para explicar el patrón observado en el paisaje y su relación con las abejas, que cada ecosistema estudiado es único, por lo tanto, aunque se

puedan establecer patrones generales en la respuesta de abejas a los cambios en el ambiente, siempre existe la posibilidad de que haya factores o rasgos específicos al ecosistema en estudio que son difíciles de evaluar o detectar (Winfrey *et ál.* 2006).

5. CONCLUSIONES

Los resultados de esta investigación demuestran la importancia que tiene para la comunidad de abejas la presencia de bosque en una matriz agrícola. El bosque es el principal hábitat para las abejas de acuerdo a la ecología de las especies estudiadas, lo que valida la red de conectividad ecológica trazada para el corredor y sugerida por Brenes. De acuerdo a los índices de Shannon (H') y de Simpson ($1/D$) la diversidad de abejas es mayor dentro de la red de conectividad que fuera de esta. Asimismo, un aumento en la cobertura boscosa y de charrales en el paisaje circundante a 600m, 800m y 1500m a la redonda de los cafetales, se asocia con un aumento en la riqueza y abundancia de abejas.

Por otro lado, el nivel de agregación de los usos de suelo, la cercanía entre los parches de un mismo uso de suelo y su densidad también influye en la abundancia de abejas. Para la escala de análisis de paisaje de 1500m, un aumento en la agregación de los diferentes usos de suelo se asocia a un aumento en la abundancia de abejas. La misma asociación ocurre con un aumento en la densidad de parches en la escala de análisis de 600m, y en la escala de 200m, cuando los parches de un mismo uso de suelo están más cerca entre sí.

En cuanto al servicio de polinización por abejas en cafetales, de acuerdo a los resultados obtenidos, si se logró constatar que las abejas polinizan de manera efectiva el café. Sin embargo no se pudo establecer una relación precisa entre la presencia del corredor y el servicio de polinización brindado, principalmente debido a problemas con el diseño experimental y tamaño de muestra.

Aunque no se pudo tipificar de manera completa cómo el manejo agronómico de los cafetales afecta a la comunidad de abejas, sí se encontraron variables ecológicas que se relacionan con la diversidad de estos organismos. tales como la cobertura de malezas, el

dap y la cobertura vegetal. De esta manera se puede inferir que un manejo menos intensivo del cultivo que incorpore prácticas amigables con el ambiente, como por ejemplo, menos aplicaciones de agroquímicos así como la utilización de sombra en la plantación con árboles nativos, mejoraría el rendimiento del cultivo del café al permitir una mayor presencia de abejas en los cafetales.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Avelino, J; Romero-Gurdián, A; Cruz-Cuellar, HF; Declerck, FAJ. 2012. Landscape context and scale differentially impact coffee leaf rust, coffee berry borer, and coffee root-knot nematodes. *Ecological Applications* 22(2):584-596.
- Badilla, F. Ramírez, B. 1991. Polinización de café por *Apis mellifera* L. y otros insectos en Costa Rica. *Turrialba* 41(3): 285-288
- Bennett, AF. 2004. Enlazando el paisaje: el papel de los corredores y la conectividad en la conservación de la vida silvestre. Gland, SW, UICN. v. 1, p. 309.
- Bennett, G.; Mulongoy, K.J. 2006. Review of experience with ecological networks, corridors and buffer zones. Montreal, CN. , Secretariat of the Convention on Biological Diversity.
- Blacquièrre, T.; Smaghe, G.; van Gestel C.A.M.; Mommaerts, V. 2012. Neonicotinoids in bees: a review on concentrations, side-effects and risk assessment. *Ecotoxicology* 21: 973-992.
- Brosi, BJ; Daily, GC; Ehrlich, PR. 2007a. Bee community shifts with landscape context in a tropical countryside. *Ecological Applications* 17(2):418-430.

- Bodin, O.; Tengo M. ; Norman A. ; Lundberg J. ; Elmqvist, T. 2006 The value of small size: loss of forest patches and ecological thresholds in southern Madagascar. *Ecological Applications* 16: 440–451.
- Brenes, C. 2009. Análisis multitemporal de cambio de uso de suelo y dinámica del paisaje en el Corredor Biológico Volcánica Central Talamanca, Costa Rica. M.Sc. Turrialba, CR, CATIE.
- Brosi, BJ; Daily, GC; Ehrlich, PR. 2007a. Bee community shifts with landscape context in a tropical countryside. *Ecological Applications* 17(2):418-430.
- Brosi, BJ; Daily, GC; Shih, TM; Oviedo, F; Durán, G. 2007b. The effects of forest fragmentation on bee communities in tropical countryside. *Journal of Applied Ecology* 45(3):773-783.
- Brosi, BJ; Armsworth, PR; Daily, GC. 2008. Optimal design of agricultural landscapes for pollination services. *Conservation Letters* 1(1):27-36.
- Canet, L. 2008. Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca. Ficha Técnica. . Turrialba, Costa Rica, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza/CATIE y The Nature Conservancy/TNC 97.
- Chacoff, N.P.; Aizen, M.A. 2006. Edge effects on flower-visiting insects in grapefruit plantations bordering premontane subtropical forest. *Journal of Applied Ecology*, 43: 18–27.
- Colwell, R.K.; Chao, A.; Gotelli, N.J.; Lin, S.Y; Mao, C.X.; Chazdon, R.L.; Longino, J.T, 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5 (1): 3-21.
- Colwell, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. Disponible en: <http://purl.oclc.org/estimates>
- Cranmer, L; McCollin, D; Ollerton, J. 2012. Landscape structure influences pollinator movements and directly affects plant reproductive success. *Oikos* 121 (4): 562–568
- Decourtye, A.; Mader, E.; Desneux, N. 2012. Landscape enhancement of floral resources for honey bees in agro-ecosystems. *Apidologie* 41: 264-277.
- De Marco, P; Coelho, FM. 2004. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity and Conservation* 13(7):1245-1255.
- Descroix, F; Snoeck, J. 2004. Environmental factors suitable for coffee cultivation. In Wintgens, JN. ed. 2004. Coffee: growing, processing, sustainable production: a guidebook for growers, processors, traders, and researchers. Corseaux, SW, WILEY-VCH.

- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Disponible en: <http://www.infostat.com.ar>
- Eltz, T.; Bruhl, C.A.; van der Kaars, S.; Linsenmair, K.E. 2002. Determinants of stingless bee nest density in lowland dipterocarp forests of Sabah, Malaysia, *Oecologia* 131: 27–34.
- Flores, J. 2001. Biodiversidad funcional en cafetales: el rol de la diversidad vegetal en la conservación de abejas y el papel de estas en la producción de café. Mg.Sc. Turrialba, CR, CATIE. 76 p.
- Garibaldi, LA; Steffan-Dewenter, I; Kremen, C; Morales, JM; Bommarco, R; Cunningham, SA; Carvalheiro, LG; Chacoff, NP; Dudenhöffer, JH; Greenleaf, SS. 2011. Stability of pollination services decreases with isolation from natural areas despite honey bee visits. *Ecol Lett* 14(10):1062-1072.
- Glover, N; Beer, J. 1986. Nutrient cycling in two traditional Central American agroforestry systems. *Agroforestry systems* 4(2):77-87.
- Gotelli, N.J.; Colwell, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4: 379-391.
- Greenleaf, SS; Williams, NM; Winfree, R; Kremen, C. 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. *Oecologia* 153(3):589-596.
- Guharay, F; Monterrey, J; Monterroso, D; Staver, C. 2001. Manejo integrado de plagas en el cultivo del café. Managua, NI, CATIE. 267.
- _____. 2012. Sitio Oficial del ICAFE CR. Consultado 28 agosto Disponible en <http://www.icafe.go.cr/#>
- Haddad, NM; Bowne, DR; Cunningham, A; Danielson, BJ; Levey, DJ; Sargent, S; Spira, T. 2003. Corridor use by diverse taxa. *Ecology* 84(3):609-615.
- Henry, M.; Bèguin, M.; Requier, F.; Rollin, O.; Odoux, J.F.; Aupinel, P.; Aptel, J.; Tchamitchian, S.; Decourtye, A. 2012. A Common Pesticide Decreases Foraging Success and Survival in Honey Bees. *Science* 336: 348-350.
- Holzschuh, A; Steffan-Dewenter, I; Kleijn, D; Tscharntke, T. 2006. Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology* 44(1):41-49.
- Holzschuh, A; Steffan-Dewenter, I; Tscharntke, T. 2010. How do landscape composition and configuration, organic farming and fallow strips affect the diversity of bees, wasps and their parasitoids? *Journal of Animal Ecology* 79(2):491-500.

- Jauker, F; Diekötter, T; Schwarzbach, F; Wolters, V. 2009. Pollinator dispersal in an agricultural matrix: opposing responses of wild bees and hoverflies to landscape structure and distance from main habitat. *Landscape Ecology* 24(4):547-555.
- Joust, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* 113:363.
- Kearns, CA; Inouye, DW. 1993. *Techniques for pollination biologists*. University of Texas Press.
- Klein, AM; Steffan-Dewenter, I; Buchori, D; Tschardtke, T. 2002. Effects of Land-Use Intensity in Tropical Agroforestry Systems on Coffee Flower-Visiting and Trap-Nesting Bees and Wasps. *Conservation Biology* 16(4):1003-1014.
- Klein, AM; Steffan-Dewenter, I; Tschardtke, T. 2003a. Bee pollination and fruit set of *Coffea arabica* and *C. canephora* (Rubiaceae). *American Journal of Botany* 90(1):153-157.
- Klein, AM; Steffan-Dewenter, I; Tschardtke, T. 2003b. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 270(1518):955-961.
- Legendre, P.; Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. ELSEVIER. 852p.
- Liow, LH; Sodhi, NS; Elmqvist, T. 2001. Bee diversity along a disturbance gradient in tropical lowland forests of south-east Asia. *Journal of Applied Ecology* 38(1):180-192.
- Llenderal, T; Somarriba, E. 1999. Tipologías de cafetales en Turrialba, Costa Rica. Types of coffee plantations in Turrialba, Costa Rica. *Agroforestería en las Américas* 6(23):30-32.
- Lonsdorf, E; Kremen, C; Ricketts, T; Winfree, R; Williams, N; Greenleaf, S. 2009. Modelling pollination services across agricultural landscapes. *Annals of Botany* 103(9):1589-1600.
- MacNally, R. 2002. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodiversity and Conservation* 11: 1397–1401.
- Magurran, AE. 2004. *Measuring biological diversity*. Malden, MA, EEUU. , Blackwell Publishing. p. 256.
- McCulloch, C.E.; Searle, S.R.; Neuhaus, J. 2008. *Generalized, linear and mixed models*. John Wiley & Sons. Hoboken, NJ. USA. 683p.

- McGarigal, K; Cushman, SA; Ene, E. 2012. FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Disponible en: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.
- Morandin, L.; Winston, M. 2006. Pollinators provide economic incentive to preserve natural land in agroecosystems. *Agric ulture, Ecosystems and Environment* 116: 289–292.
- Murray, TE; Kuhlmann, M; Potts, SG. 2009. Conservation ecology of bees: populations, species and communities. *Apidologie* 40(3):211-236.
- Murrieta, E; Finegan, B; Delgado, D; Villalobos, R; Campos, J. 2007. Propuesta para una red de conectividad ecológica en el Corredor Biológico Volcánica Central-Talamanca, Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente* (51-52):69-76.
- Nagendra, H. 2002. Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography* 22 (2002) 175–186
- Perfecto, I; Vandermeer, J; Hanson, P; Cartín, V. 1997. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. *Biodiversity and Conservation* 6(7):935-945.
- Potts, S.G.; Vulliamy, B.; Roberts, S.; O'Toole, C.; Dafni, A.; Ne'eman, G.; Willmer, P. 2005. Role of nesting resources in organising diverse bee communities in a Mediterranean landscape, *Ecol. Entomol.* 30: 78–85.
- Ricketts, TH. 2004. Tropical forest fragments enhance pollinator activity in nearby coffee crops. *Conservation Biology* 18(5):1262-1271.
- Ricketts, TH; Daily, GC; Ehrlich, PR; Michener, CD. 2004. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(34):12579-12582.
- Ricketts, TH; Regetz, J; Steffan-Dewenter, I; Cunningham, SA; Kremen, C; Bogdanski, A; Gemmill-Herren, B; Greenleaf, SS; Klein, AM; Mayfield, MM. 2008. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecol Lett* 11(5):499-515.
- Rivera, F. 2008. Los efectos socioeconómicos de las políticas de comercialización internacional del café en el cantón de turrialba entre el período de 1997 – 2005. *InterSedes* 9 (17): 107-120.
- Roubik. 2002b. The value of bees to the coffee harvest. *Nature* 417(6890):708.
- Rutledge, D. 2003. Landscape indices as measures of effects of fragmentation: can patternreflect process? Wellington, NZ, Department of Conservation. 27. (98)

- Roulston, T.H.; Smith, S.A.; Brewster, A.L. 2007. A comparison of pan trap and intensive net sampling techniques for documenting a bee (Hymenoptera: Apiformes) fauna. *Journal of the Kansas Entomological Society* 80(2):179-181.
- Rutledge, D. 2003. Landscape indices as measures of effects of fragmentation: can patternreflect process? Wellington, NZ, Department of Conservation. 27. (98)
- Salas, A. 2012. Datos Metereológicos. CATIE, Turrialba, CR.
- Steffan-Dewenter, I; Münzenberg, U; Bürger, C; Thies, C; Tschardtke, T. 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology* 83(5):1421-1432.
- Tallis, HT; Ricketts, T; Guerry, AD; Wood, SA; Sharp, R; Nelson, E; Ennaanay, D; Wolny, S; Olwero, N; Vigerstol, K; Pennington, D; Mendoza, G; Aukema, J; Foster, J; Forrest, J; Cameron, D; Arkema, K; Lonsdorf, E; Kennedy, C; Verutes, G; Kim, CK; Guannel, G; Papenfus, M; Toft, J; Marsik, M; Bernhardt, J. (2011). InVEST 2.3.0 User's Guide: The Natural Capital Project, Stanford
- Tischendorf, L; Fahrig, L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90(1):7-19.
- Veddeler, D; Olschewski, R; Tschardtke, T; Klein, AM. 2008. The contribution of non-managed social bees to coffee production: new economic insights based on farm-scale yield data. *Agroforestry systems* 73(2):109-114.
- Vergara, CH; Badano, EI. 2009. Pollinator diversity increases fruit production in Mexican coffee plantations: The importance of rustic management systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129(1):117-123.
- Viana, BF; Boscolo, D; Neto, EM; Lopes, LE; Lopes, AV; Ferreira, PA; Pigozzo, CM; Primo, LM. 2012. How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination services? *Journal of Pollination Ecology* 7.
- Winfree, R; Williams, NM; Dushoff, J; Kremen, C. 2006. Native bees provide insurance against ongoing honey bee losses. *Ecol Lett* 10(11):1105-1113.
- Winfree, R; Aguilar, R; Vázquez, DP; LeBuhn, G; Aizen, MA. 2009. A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90(8):2068-2076.
- Zuckerberg, B.; Desrochers, A.; Hochachka, W.M.; Fink, D.; Koenig, W.D.; Dickinson, J.L. 2012. Overlapping landscapes: a persistent, but misdirected concern when collecting and analyzing ecological data. *The Journal of Wildlife Management* 76(5):1072–1080

Anexos

Análisis de las implicaciones de los resultados de la Tesis para el desarrollo desde una perspectiva integral y multidisciplinaria

De acuerdo al Icafé (2012) Turrialba es una de las ocho regiones cafetaleras de Costa Rica. Diversos factores, afectan la producción del fruto. Uno de estos factores es el climático; en esta zona no hay una época seca definida lo que ocasiona que el fruto no presente una maduración adecuada debido a que la planta florece continuamente, afectando la calidad del café producido (Descroix y Snoeck 2004). Asimismo, las condiciones socioeconómicas del productor determinan en parte el manejo que se le da al cultivo; por ejemplo Llanderal y Somarriba (1998) estudiaron la tipología de los cafetales en Turrialba y encontraron que los pequeños productores tienen en sus cafetales una mayor diversidad en la cobertura del dosel. Un exceso de sombra puede traer efectos negativos en la plantación, ya que sin un manejo adecuado del cultivo demasiada sombra puede propiciar la aparición de enfermedades.

Además de los factores antes mencionados, hay otro de gran importancia y lo constituye la comercialización internacional del café. En Costa Rica la problemática de la comercialización del café se caracteriza, entre otros, por un alto grado de intermediación, altos costos de producción y un marco institucional deficiente; aunado a esto se encuentra la sobreproducción de los grandes productores de café como Brasil o Vietnam (Rivera 2008).

A partir de este contexto, se analizó los capitales de la comunidad cafetalera de Turrialba y junto con los principales hallazgos de la investigación se determinaron las implicaciones para el desarrollo.

Cuadro . Capitales de la comunidad cafetalera de Turrialba inferido a partir de las visitas de campo

Humano	Cultural	Social	Político	Natural	Financiero	Físico construido
La mayoría de los dueños de los cafetales visitados son pequeños productores, con educación básica primaria.	Se valora la naturaleza y las prácticas de cultivo de café de antaño, se mantiene en la mayoría de los sitios de estudio una cobertura arbórea y se trata de usar lo mínimo de plaguicidas, además se reconoce la importancia de las abejas para el cultivo del café.	Existen varias cooperativas y beneficios de café como la Asociación de Productores Orgánicos de Turrialba, Coopelibertad y Beneficio Santa Rosa entre otros. Además están instituciones académicas como el CATIE y la UCR.	Instituciones estatales como el ICAFE y el MAG.	Todos los sitios visitados presentaron en mayor o menor medida porciones o fragmentos de bosque en regeneración o bosque natural en sus alrededores. Sin embargo, muchos de estos fragmentos colindaban con usos de suelo donde la presencia humana era intensa.	Además del cultivo del café, muchos de los productores complementan sus ingresos vendiendo otros productos que cultivan en sus parcelas como frutas u hortalizas. También elaboran otros productos para la venta como abono o leche.	El acceso a los cafetales es regular ya que aunque hay caminos, no se encuentran pavimentados. Además todos cuentan con servicio de agua potable y servicio eléctrico.

Principales resultados de la investigación

- La polinización del café mediada por abejas permite una mayor producción de frutos en comparación con la autopolinización o polinización en la que no influyen las abejas.
- El manejo que se le da a un cafetal, podría estar relacionado con la abundancia de abejas, ya que se encontró que estas son más abundantes cuando hay mayor presencia de malezas y cobertura vegetal. Por lo tanto, un manejo menos intensivo del cultivo, por ejemplo, menos aplicaciones de agroquímicos así como la utilización de sombra en la plantación con árboles nativos mejoraría el rendimiento del cultivo.
- La presencia del corredor biológico parece influir en la cantidad de abejas, así como su diversidad en especies, ya que se encontró que los cafetales ubicados cerca del corredor presentan mayor abundancia y más especies que aquellos cafetales

ubicados lejos o fuera del corredor. Sin embargo, son necesarios más estudios para conocer de una manera más profunda estas relaciones.

- Se puede decir que la presencia del bosque cerca de cafetales es importante ya que permite que haya una mayor abundancia de abejas lo que al final puede incidir en una mejor polinización y rendimiento del cultivo del café.

Implicaciones para el desarrollo

- Como la protección del bosque es importante para mejorar la polinización del café y su rendimiento en la producción, los caficultores tienen más posibilidades de entrar en programas de certificación ambiental, los cuales son una herramienta para conseguir nichos de mercado. Por lo tanto, las cooperativas y beneficios, deben aprovechar la poca tecnificación que se presenta en la zona y participar de un programa de certificación ambiental.

Las prácticas culturales acordes con la conservación del ambiente, exigidas en estos programas, pueden repercutir positivamente entre otras cosas al rendimiento del cultivo (esto porque muchas certificaciones ambientales exigen reducción en el uso de agroquímicos y fomentan la protección de bosques, permitiendo que las abejas provean un servicio de polinización en los cultivos de café).

- La poca tecnificación en los cafetales así como la presencia de bosque cerca de estos abre la oportunidad de que se establezcan proyectos de turismo rural cuyo centrados en microbeneficios, los cuales se pueden convertir en un complemento económico para los caficultores.
- El corredor biológico puede ser un espacio para establecer alianzas entre los grupos organizados que lo conforman y los caficultores. Ya que por un lado, los grupos sociales que conforman el corredor pueden aprovechar estos hallazgos y promoverlos entre la población para generar conciencia sobre los beneficios del corredor y obtener apoyo social y económico para fortalecer la gestión del corredor, así como generar más conocimiento sobre las relaciones entre ser humano y medio ambiente. Por otro lado, el sector cafetalero puede aprovechar las alianzas para obtener apoyo de la academia y el estado mediante programas de extensión rural.

Cuadro 10. Tabla utilizada para generar los mapas de abundancia de polinizadores de acuerdo a las especies capturadas, los valores fueron agregados por los expertos M.Sc.Luis Sánchez y M.Sc. Eduardo Herrera

Especie	NS_cavity	NS_ground	NS_exposed	FS_dry	FS_wet	Alpha
<i>Apis mellifera</i>	1	0	0	1	0.5	1000
<i>Dolichotrigona schulthessi</i>	1	0	0	1	0	650
<i>Geotrigona lutzi</i>	0	1	0	1	0	400
<i>Halictidae</i>	1	0	0	1	0.6	350
<i>Nannotrigona perilampoides</i>	1	0	0	1	0.4	400
<i>Oxytrigona mellicollor</i>	0	1	1	1	0.8	500
<i>Partamona musarum</i>	0	1	1	1	1	500
<i>Partamona orizabaensis</i>	1	0	0	1	0	100
<i>Plebeia frontalis</i>	1	0	0	1	0	100
<i>Plebeia jatiformis</i>	1	0	0	1	0	100
<i>Plebeia llorentei</i>	0	0	1	1	0.8	400
<i>Scaura argyrea</i>	1	0	0	1	0.4	800
<i>Tetragona zieglei</i>	1	0	0	1	0.2	250
<i>Tetragonisca angustula</i>	0	0	1	1	1	800
<i>Trigona corvina</i>	0	0	1	1	0.7	700
<i>Trigona ferricauda</i>	0	1		1	1	600
<i>Trigona fulviventris</i>	0	0	1	1	1	800
<i>Trigona fuscipennis</i>	1	0	0	1	1	750
<i>Trigona necrophaga</i>	0	0	1	1	1	700
<i>Trigona niguerrima</i>	0	0	1	1	0.8	600
<i>Trigona silvestriana</i>	1	0	0	1	0	80

Cuadro 11. Tabla utilizada para generar los mapas de abundancia de polinizadores de acuerdo a los usos de suelo en el CBVCT, los valores fueron agregados por los expertos M.Sc.Luis Sánchez y M.Sc. Eduardo Herrera

LULC	LULCName	N_cavity	N_ground	N_exposed	F_dry	F_wet
1	Bosque primario	1	1	1	1	1
2	Pasto	0.3	0.2	0.4	0	0
3	Charral (bosque en regeneración)	0.8	0.5	0.7	0.9	0.5
4	Caña de azúcar		0	0.2	0	0
5	Café	0.4	0.3	0.5	0.8	0.4
6	Asentamientos humanos	0.3	0.1	0.2	0	0
7	Cuerpos de agua	0	0	0	0	0
8	Cultivos anuales/perennes	0.2	0.1	0.3	0.5	0.5
9	Suelo desnudo	0	0	0	0	0
10	Lotificaciones	0.1	0	0.2	0	0
11	Sarán	0	0	0	0	0
12	Plantaciones forestales	0.3	0.2	0.4	0.1	0.1
13	Área quemada	0	0.1	0	0	0

Cuadro 12. Especies encontradas por sitio de estudio

Sitio de estudio	Contacto	Especies encontradas
Aquiares	Alonso Barquero	<i>Apis mellifera</i> <i>Trigona corvina</i> <i>Geotrigona lutzi</i> <i>Partamona orizabaensis</i> <i>Trigona fulviventris</i>
Belgravia	Vince Agüero	<i>Apis mellifera</i> <i>Dolichotrigona schulthessi</i> <i>Plebeia frontalis</i> <i>Plebeia jatiformis</i> <i>Plebeia llorentei</i> <i>Scaura argyrea</i> <i>Tetragonisca angustula</i> <i>Trigona corvina</i> <i>Trigona fulviventris</i> <i>Trigona fuscipennis</i> <i>Trigona silvestriana</i> <i>Trigonisca pipioli</i>
Finca CATIE	Alejandro Molina; Esteban Brenes	<i>Apis mellifera</i> <i>Dolichotrigona schulthessi</i> <i>Oxytrigona mellicollor</i> <i>Partamona orizabaensis</i> <i>Plebeia frontalis</i> <i>Scaura argyrea</i> <i>Tetragonisca angustula</i> <i>Trigona silvestriana</i> <i>Trigonisca pipioli</i>

Chitaria	Edgar:8344-9869; Floribel:8704-5547	<i>Plebeia frontalis</i> <i>Scaura argyrea</i> <i>Tetragonisca angustula</i> <i>Trigona silvestriana</i>
Claudino	Claudino Camacho	<i>Apis mellifera</i> <i>Plebeia frontalis</i> <i>Tetragona ziegleri</i> <i>Tetragonisca angustula</i> <i>Trigona corvina</i> <i>Trigona ferricauda</i> <i>Trigona fulviventris</i>
CPT	Hannia Muñoz	<i>Apis mellifera</i> <i>Oxytrigona mellicollor</i> <i>Plebeia frontalis</i> <i>Plebeia jatiformis</i> <i>Scaura argyrea</i> <i>Tetragona ziegleri</i> <i>Tetragonisca angustula</i> <i>Trigona corvina</i>
Jico 2	Rosa Hidalgo	<i>Apis mellifera</i> <i>Halictidae</i> <i>Partamona musarum</i> <i>Plebeia frontalis</i> <i>Plebeia jatiformis</i> <i>Tetragonisca angustula</i> <i>Trigona corvina</i> <i>Trigona fulviventris</i> <i>Trigona silvestriana</i>
Jico 3	Rosa Hidalgo	<i>Apis mellifera</i> <i>Halictidae</i> <i>Partamona musarum</i> <i>Tetragonisca angustula</i> <i>Trigona corvina</i>
Jurai	Jorge Chavez	<i>Apis mellifera</i> <i>Plebeia frontalis</i> <i>Scaura argyrea</i> <i>Tetragonisca angustula</i> <i>Trigona corvina</i> <i>Trigona fulviventris</i>
Navara	Jaime	<i>Apis mellifera</i> <i>Plebeia frontalis</i> <i>Scaura argyrea</i> <i>Trigona silvestriana</i>
NB	Carlos Zamora	<i>Apis mellifera</i> <i>Dolichotrigona schulthessi</i> <i>Halictidae</i> <i>Oxytrigona mellicollor</i> <i>Partamona musarum</i> <i>Scaura argyrea</i> <i>Tetragona ziegleri</i> <i>Trigona corvina</i> <i>Trigona fuscipennis</i> <i>Trigona niguerrima</i> <i>Trigona silvestriana</i>
Paca4	Rosario Hidalgo	<i>Anthophoridea</i> <i>Apis mellifera</i>

Palangana	Fernando Ramírez	<i>Dolichotrigona schulthessi</i>
		<i>Halictidae</i>
		<i>Nannotrigona perilampoides</i>
		<i>Partamona orizabaensis</i>
		<i>Plebeia frontalis</i>
		<i>Tetragonisca angustula</i>
		<i>Trigona corvina</i>
		<i>Trigona silvestriana</i>
		<i>Apis mellifera</i>
		<i>Dolichotrigona schulthessi</i>
		<i>Partamona musarum</i>
		<i>Partamona orizabaensis</i>
		<i>Plebeia frontalis</i>
		<i>Tetragona zieglerei</i>
		<i>Tetragonisca angustula</i>
Papayal	Victor Morales	<i>Trigona fulviventris</i>
		<i>Trigona fuscipennis</i>
		<i>Trigona niguerrima</i>
		<i>Trigona silvestriana</i>
		<i>Apis mellifera</i>
		<i>Dolichotrigona schulthessi</i>
		<i>Partamona musarum</i>
		<i>Plebeia frontalis</i>
		<i>Plebeia jatiformis</i>
		<i>Plebeia llorentei</i>
Tuis	Felipe Fallas	<i>Scaura argyrea</i>
		<i>Tetragonisca angustula</i>
		<i>Trigona fulviventris</i>
		<i>Apis mellifera</i>
		<i>Dolichotrigona schulthessi</i>
		<i>Halictidae</i>
		<i>Plebeia frontalis</i>
		<i>Scaura argyrea</i>
		<i>Trigona corvina</i>
		<i>Trigona fulviventris</i>